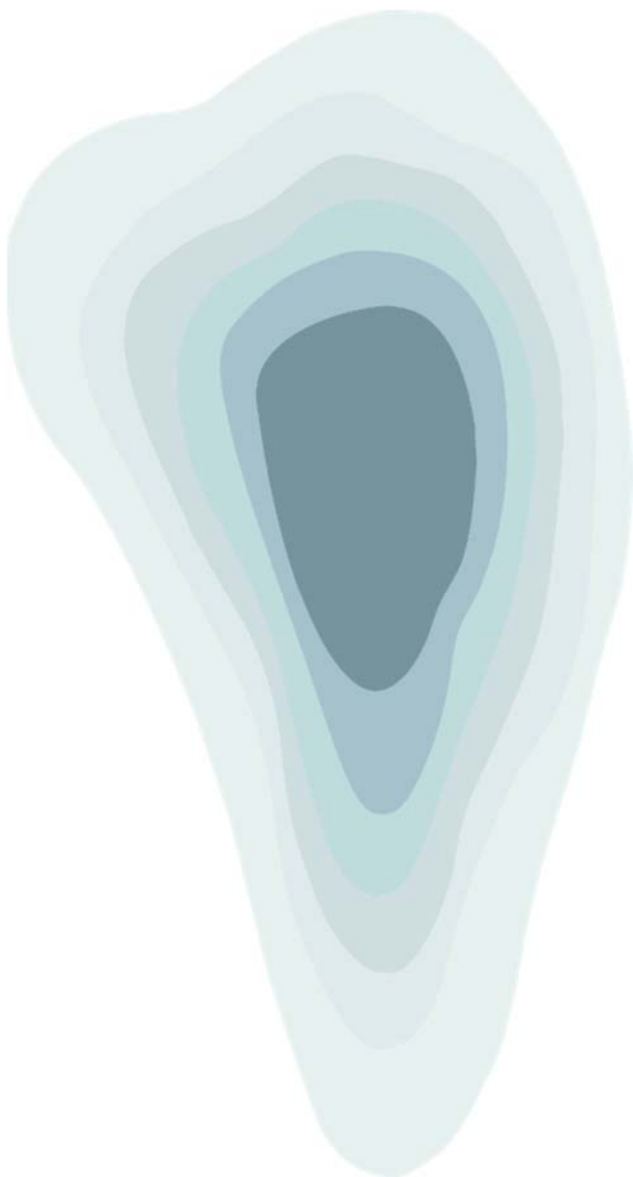




Miljørisiko- og beredskapsanalyse

Boring av letebrønn 6604/5-1 Balderbrå i PL 894

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 produktportefølje inkluderer miljøovervåkning, konsekvensutredninger og risikovurderinger, beslutningsstøtte for petroleumsvirksomhet, arktisk miljøforskning, akvakulturdessign og -ledelse, forskning på nye oppdrettsarter og en rekke akkrediterte miljørelaterte, tekniske og analytiske tjenester.

www.akvaplan.niva.no

Forsideillustrasjon: Utslagsgivende arter i miljørisikoanalysen

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 egen gruppe i Akvaplan-niva AS. SenseE leverer en rekke tjenester innenfor miljørisiko og oljevernberedskap for petroleumsoptasjoner 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. Boring av letebrønn 6604/5-1 Balderbrå i PL 894	
Forfatter(e): Geir Morten Skeie	Akvaplan-niva rapport nr.: 8832.01
	Dato: 21.06.2017
	Antall sider: 77
	Distribusjon: Oppdragsgiver
Kunde: Wintershall Norge AS	Oppdragsgivers referanse: Valborg Birkenes
Prosjektleder:  Cathrine Stephansen	Kvalitetskontroll:  Tom Sørnes

© 2017 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.

Innholdsfortegnelse

1	Innledning.....	13	4.9	Sårbare kysthabitater.....	50
1.1	Tilnærming til miljørisikoenanalyse.....	13	4.10	Koraller og annen sensitiv bunnfauna.....	53
1.2	Regelverk.....	13	4.11	Særlig veridfulle områder.....	53
1.3	Wintershall sine miljøkrav og akseptkriterier for denne aktiviteten....	13	4.12	Høyt miljøprioriterte lokaliteter.....	53
1.4	Ytelseskrav for oljevernberedskap.....	14	5	Resultater av oljedriftsanalyser.....	55
2	Aktiviteten, reservoarforhold, brønnedesign og hendelser.....	15	5.1	Influensområder - overflate.....	55
2.1	Aktivetsbeskrivelse.....	15	5.2	Influensområder - vannsøyle.....	56
2.2	Bore- og analyseperiode.....	15	5.3	Strandingsstatistikk og konfliktpotensial for kysthabitater og strandruter.....	57
2.3	Forholdene i reservoaret.....	16	6	Resultater av analyse av miljørisiko.....	58
2.4	Definerte fare- og ulykkeshendelser.....	17	6.1	Miljørisiko for sjøfugl.....	58
2.5	Sannsynlighet for utblåsning.....	17	6.2	Miljørisiko for marine pattedyr.....	59
2.6	Utstrømningsrater og -varigheter.....	17	6.3	Miljørisiko for fisk.....	59
2.7	Risikoreduserende tiltak.....	18	6.4	Miljørisiko for strand og kysthabitater.....	59
2.8	Referansefluidets egenskaper.....	18	7	Beredskapsanalyse.....	60
2.9	Oppsummering av nøkkelparametere.....	21	7.1	Innledning.....	60
3	Metoder og analysekonsept.....	22	7.2	Effektivitet og kapasitet.....	60
3.1	Oljedriftssimuleringer.....	22	7.3	Tilgjengelige beredskapsressurser.....	61
3.2	Analyse av miljørisiko – Skadebasert analyse.....	24	7.4	Kondensatsmengder ved ulike værforhold og tidspunkt.....	62
4	Miljøbeskrivelse og -data.....	27	7.5	Beredskapsmessige utfordringer ved aktiviteten.....	63
4.1	Strømforhold og frontsystemer.....	27	7.6	Diskusjon – grunnlag for dimensjonering.....	63
4.2	Klimatiske forhold.....	28	8	Oppsummering og konklusjoner.....	64
4.3	Bølgeforhold.....	30	9	Referanser.....	65
4.4	Sårbarhetsperioder.....	30	10	Vedlegg 1. Liste over VØK til MIRA-analyse.....	67
4.5	Miljøsoner.....	30	11	Vedlegg 2. Utdypende metodebeskrivelse, effekt- og skadenøkler.....	70
4.6	Sjøfuglressurser.....	33	11.1	Formel for beregning av miljørisiko.....	70
4.7	Marine pattedyr.....	43	11.2	Effekt- og skadenøkler for sjøfugl og marine pattedyr.....	70
4.8	Fiskeressurser.....	47			

11.3	Effekt- og skadenøkler for kysthabitater	72	12	Vedlegg 3. Anvendelse av støtteinformasjon på internett.....	74
11.4	Miljøriskoberegning for fisk.....	72	12.1	Fullstendige resultater – alle arter	74

Executive summary

The activity

Wintershall plans the drilling of exploration well 6604/1-5 Balderbrå in Production License 894 in the Norwegian Sea. Earliest spud is estimated to October 1st, 2017. The well is located 340 km from the Norwegian coast (Ytre Vikna in Nord-Trøndelag county) in 1220 m water depth (Figure 1). The closest offshore installations are Norne (170 km to the South East), Skarv (171 km to the South East) and Aasta Hansteen (119 km to the East North East).

The purpose of the well is to provide information on the hydrocarbon potential in the sandstone reservoirs Springar 1, 2 and 3. It is assumed that the reservoirs contain gas. However, as the presence of gas/condensate in Springar 3 cannot be excluded, this has formed the basis for the environmental risk and oil spill contingency assessment.

Balderbrå will be drilled from a semi-submersible rig.

Data basis

The assessment is based on the most recent data sets on natural and sensitive resources, from the Norwegian Institute of Nature Research (NINA) (2013, 2017), the Institute of Marine Research (2017) and the Norwegian Environmental Agency (2016).

Driver data on winds and ocean currents for oil spill drift and fate modelling was selected according to Norwegian Oil and Gas «best practice» recommendations.

The properties of the Ormen Lange condensate, which was evaluated as the representative reservoir fluid by Wintershall was drawn from the weathering study (SINTEF, 2008).

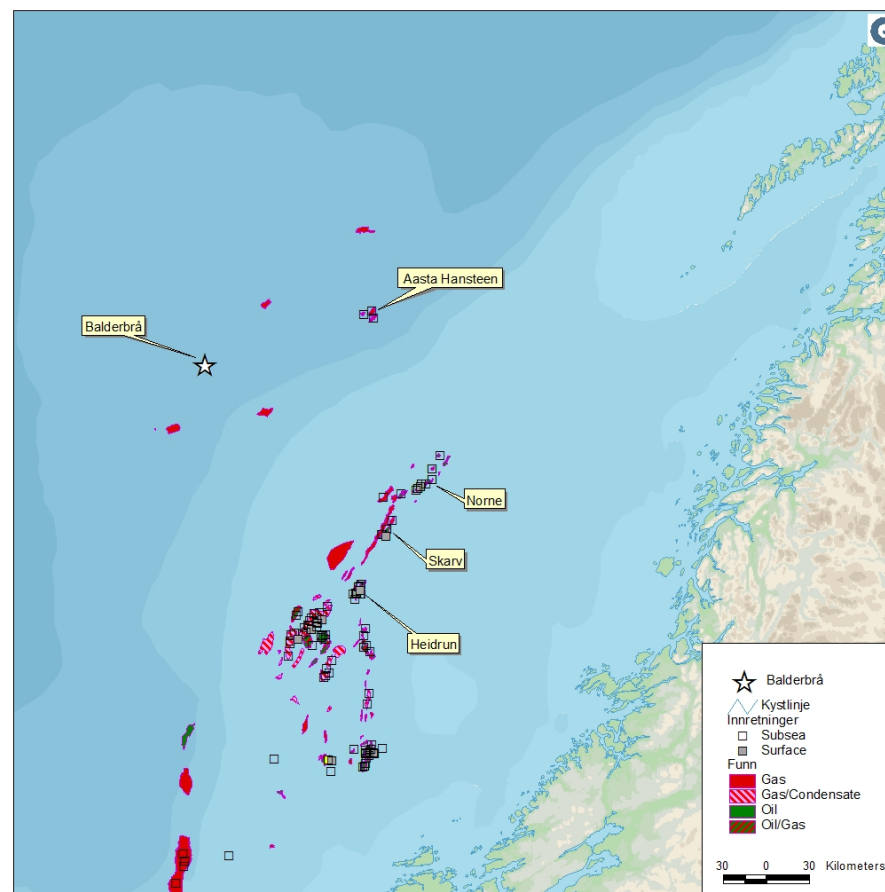


Figure 1. Location of exploration well 6604/5-1 (Balderbrå), nearby installations and discoveries.

Methods

The oil spill fate and drift simulations were performed using the OSCAR model (MEMW v. 7.01), for the entire year.

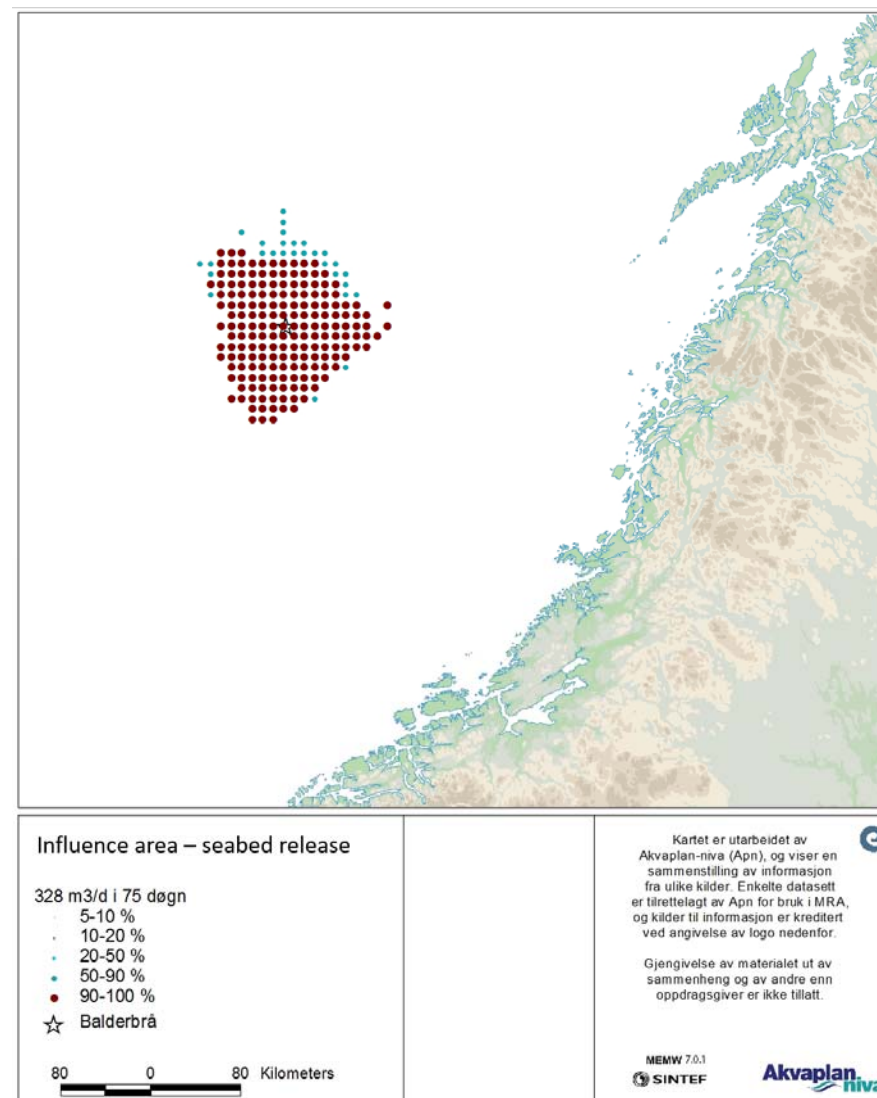
The environmental risk assessment was performed according to the MIRA method (Norwegian Oil and Gas, 2007), for the entire year and for all species and resource type where the data quality allows quantitative assessments. Akvaplan-niva's SenseERA tool was applied. In addition, geographical overlap analyses were undertaken for fish spawning areas and whale species, forming the basis for qualitative assessments.

The oil spill contingency assessment was undertaken using the Statoil method (Statoil, 2013), which is within the framework of the Norwegian Oil and Gas guideline (2013).

Results – oil drift simulations

Based on the oil weathering study, a high degree of initial evaporation of a discharge is expected, as well as a rapid mechanical dispersion under average wind conditions at the location. Ormen Lange condensate does not emulsify, has a low viscosity, and is expected to form very thin oil films.

Results from oil drift simulations confirm these expectations. The properties of the condensate, combined with very low release rates (10-354 m³/d) results in a very limited influence area, limited to the vicinity of the well location for a blowout of weighted rate and duration. Even the highest release rates result in a limited influence area (Figur 2).



Figur 2 Influence area (more than 1 ton of oil in a 10 by 10 km grid cell) for a seabed release with a rate of 328 m³/d and a duration of 75 days.

Results – environmental risk assessment

The environmental risk to seabirds is less than 1 % of Wintershall acceptance criteria in damage category «Moderate» for all species and seasons. Only Norwegian Sea populations of seabirds at sea have any level of risk, their relative level is indicated in Figur 3.

Within the sensitivity of the methods applied, there is no risk for coastal seals, coastal seabirds, shorelines and coastal habitats. Neither is there any risk for spawning areas of fish or important areas for whale species.



Figur 3 Visualisation of the seabird species (Seabirds at sea, Norwegian Sea population) that gave some results in the Balderbrå environmental risk assessment. Please note that all results were below 1 % of Wintershall acceptance criteria.

Results – oil spill contingency assessment

The low rates and the properties of the Ormen Lange condensate leads to a conclusion that monitoring is the recommended oil spill response strategy. Based on the low environmental risk and the limited influence area, response time is not seen as critical.

According to Wintershall oil spill response scaling criteria, the following spill response is recommended for Balderbrå:

- *Detection and initial mapping:* By a combination of different sensors (e.g. oil spill detecting radar, IR and satellite) and visual observations.
- *Offshore response - monitoring:* One NOFO system from Haltenbanken, NOFO bases in Sandnessjøen or Kristiansund or other offshore area response vessels within 27 hours.
- *Nearshore spill response:* Not relevant
- *Shoreline cleanup:* Not relevant

Environmental surveys should start within 48 hours after notification of an oil spill.

A well specific oil spill response plan and associated information should be prepared before operations commence.

It is recommended to ensure communication and training, for the Wintershall oil spill response organisation to be familiar with the assessments and assumptions and the oil spill response established. This, to make the organisation able to effectively take the strategic lead of an oil spill response operation, scaled to the situation at hand.

The oil spill response established for the operation should be verified based on the well specific oil spill response plan and the resources described in this.

Sammendrag

Aktiviteten

Wintershall planlegger å bore letebrønn 6604/5-1 Balderbrå i Norskehavet. Tidligste borestart er 01.10.17. Lisensen er lokalisert på dypt vann i Norskehavet. Brønnens posisjon er vist i Figure 1. Nærmeste felt og innretninger er Norne (170 km i sørøstlig retning), Skarv (171 km i sørøstlig retning), og Aasta Hansteen (119 km i nord-nordøstlig retning).

Den korteste avstanden til land er 340 km (Ytre Vikna, Nord-Trøndelag fylke). Vanddypet på lokaliteten er 1220 m.

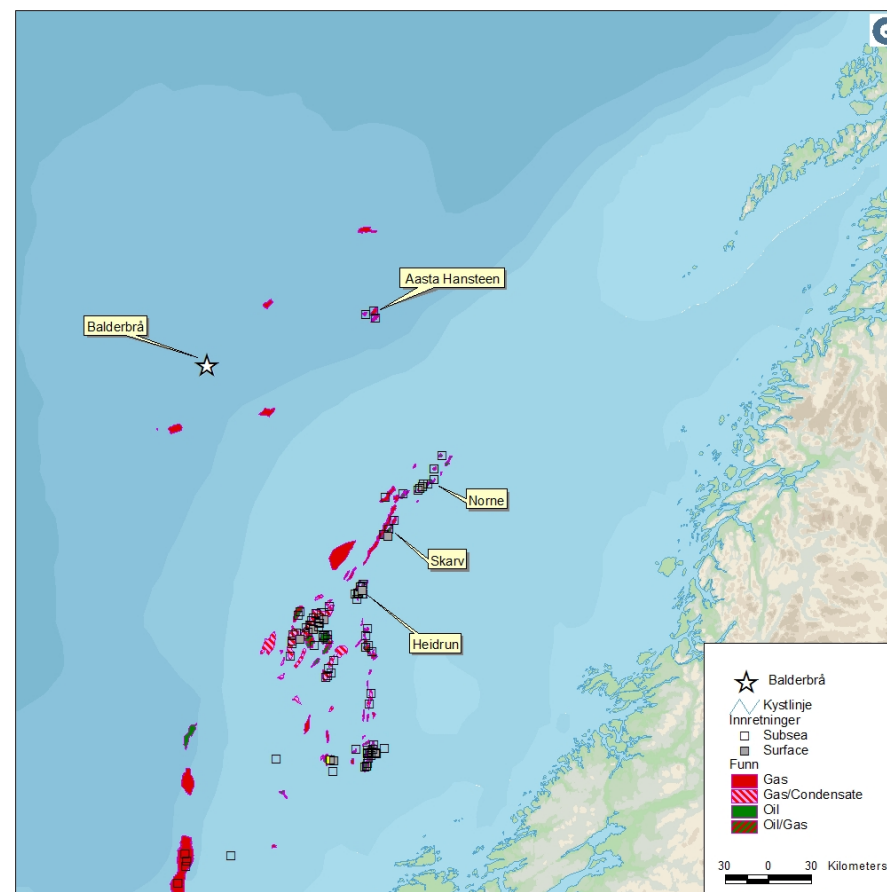
Formålet med brønnen er å skaffe informasjon om hydrokarbonpotensialet i sandsteinreservoarene Springar 1, 2 og 3. Reservoarene forventes å inneholde tørr gass. Imidlertid kan det ikke utelukkes forekomst av gass/kondensat i Springar 3, og dette er derfor lagt til grunn for miljørisiko- og beredskapsanalysen.

Brønnen vil bli boret med en halvt nedsenkbar borerigg.

Grunnlagsdata

Analysene er gjennomført med sist oppdaterte datagrunnlag for naturressurser fra NINA (2013, 2017), Havforskningsinstituttet (2017) og Miljødirektoratet (2016). Driverdata for vind og strøm til oljedriftsmodellering er anvendt i henhold til anbefalt beste praksis fra Norsk Olje og Gass.

Egenskaper til Ormen Lange kondensat etter utslipp til sjø er hentet fra forvittringsstudiet (SINTEF, 2008).



Figur 4. Plassering av letebrønn 6604/5-1 (Balderbrå), nærliggende innretninger og funn.

Metoder

Oljedriftsberegningene er gjennomført med OSCAR (MEMW 7.01). Beregningene er gjennomført for hele året.

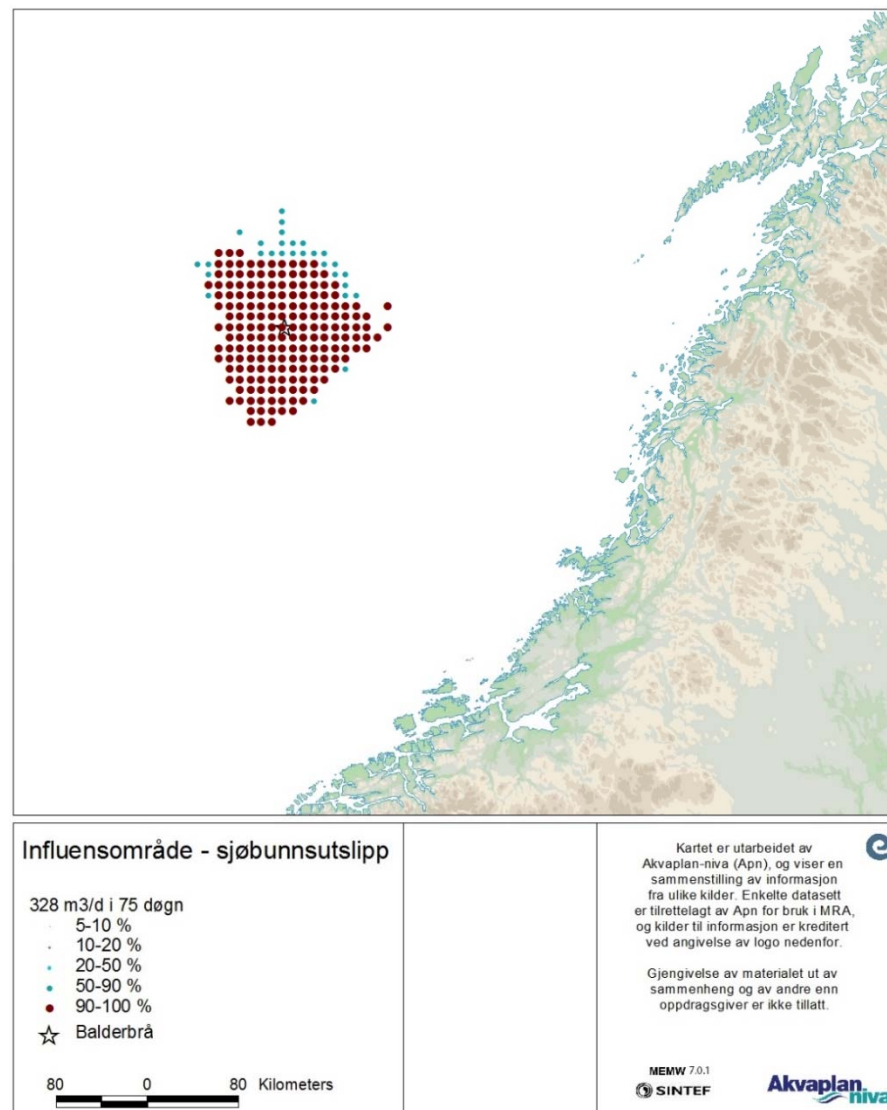
Miljørisikoanalysen er gjennomført etter MIRA-metoden (OLF, 2007) for hele året og for alle arter og ressurstyper hvor det foreligger data egnet for kvantitative analyser. Analysene er gjennomført i SenseERA, Akvaplan-niva sitt beregningsverktøy. Det er i tillegg gjennomført geografiske overlappsanalyser for gyteområder av fisk og hvalarter med tilhørende kvalitative vurderinger.

Beredskapsanalysen er utført etter Statoil sin metode for miljørettet beredskapsanalyse (Statoil, 2013), som er innenfor rammene av Norsk Olje og Gass sin sist oppdaterte veiledning (Norsk Olje og Gass, 2013).

Resultater – oljedriftsberegninger

Ut fra forvitningsstudiet forventes høy avdamping, og ved forventede vindforhold ved lokaliteten også en rask nedblanding etter utslipp til sjø. Kondensatet danner ikke emulsjon, har lav viskositet, og var derfor forventet å danne svært tynne oljefilmer.

Oljedriftsberegningene bekrefter dette bildet. Kondensatets egenskaper, kombinert med svært lave strømningsrater (10 – 354 m³/d) gir et lite influensområde, begrenset til borestedets nærområde for vektet rate og varighet ved eventuelt tap av brønnkontroll. Selv de høyeste strømningsratene gir et influensområde av begrenset omfang (Figur 2).



Figur 5 Influensområdet (mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km rute) for sjøbunnsutslipp av høyeste rate og 75 dagers varighet (hele året).

Resultater - miljørisikoanalyse

Miljøriskoen for sjøfugl er under 1 % av Wintershall sine akseptkriterier, i

skadekategori «Moderat», for alle arter og sesonger. Det er kun arter av sjøfugl på åpent hav i Norskehavet som gir utslag, og deres relative utslag i miljørisiko er visualisert i Figur 3.

Det er ingen utslag i miljørisiko for kystsel, kystnær sjøfugl, strand eller kysthabitater. Det er heller ingen utslag i miljørisiko overfor fisk, og ingen overlapp med viktige områder for hvalarter.



Figur 6 Visualisering av hvilke sjøfuglarter (Åpent hav, Norskehavbestanden) som gir utslag i miljørisikoanalysen for Balderbrå. Vær oppmerksom på at maksimalt utslag for alle artene er mindre enn 1 % av akseptkriteriet.

Forkortelser og definisjoner

ALARP	As Low As Reasonably Practicable	NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
AMSA	Australian Maritime Safety Authority	OLF	Oljeindustriens Landsforening, nå Norsk Olje og Gass
BOP	Blowout Preventer		www.norog.no
DNV	Det Norske Veritas (nå: DNV GL)	OSCAR	Oil Spill Contingency And Response Model (SINTEF-modell for oljedriftssimuleringer)
Eksempelområde	Områder i ytre kystsoner som har høy tetthet av miljøprioriterte lokaliteter og som også på andre måter setter strenge krav til oljeberedskapen	PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
GIS	Geografisk Informasjonssystem	PL	Produksjonslisens
GOR	Gas Oil Ratio	SEAPOP	NINAs program for overvåking og kartlegging av sjøfugl
Grid	Rutenett som brukes i GIS		www.seapop.no
HI	Havforskningsinstituttet (www.imr.no)	SINTEF	www.sintef.no
Influensområde	Område med mer enn 5 % sannsynlighet for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km rute	SVIM-arkivet	Hindcast-arkiv fra numeriske havmodeller, som bla. inneholder strømdata med 4 km oppløsning
MEMW	Marine Environmental Modelling Workbench (SINTEF-modell)	THC	Total Hydrocarbon Content
MIRA	Miljørettet risikoanalyse	ULB	Utredning av Lofoten - Barentshavsområdet
MOB	Modell for prioritering av områder for beskyttelse mot oljeforurensning	VØK	Verdsatt økosystemkomponent
NINA	Norsk Institutt for Naturforskning (www.nina.no)		

1 Innledning

1.1 Tilnærming til miljørisikoanalyse

Miljørisikoanalysen gjennomføres på en transparent og etterprøvbart måte.

For brønn 6604/5-1 Balderbrå er det gjennomført en full miljørisiko- og beredskapsanalyse, basert på oljedriftsanalyser med et referansefluid som operatøren mener best representerer den forventede fluidsammensetningen.

Miljørisikoanalysen er gjennomført for 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. For sjøfugl er det analysert med oppdaterte, tilrettelagte data (se kap. 3).

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.
- Rammeforskriftens § 11 om prinsipper for risikoreduksjon og § 48 om plikten til å overvåke og fjerne 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

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 Norsk Olje og Gass sin 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 benyttes i eksempelet sier at restitusjonstiden skal være ubetydelig i forhold til forventet frekvens av hendelser som fører til miljøskade. Dermed aksepteres lavere sannsynlighet for hendelser som kan føre til miljøskade i de høyere konsekvenskategoriene. Det foreligger også eksempler på akseptkriterier i hver skadekategori for spesifikke enkeltoperasjoner (pr. operasjon), installasjoner (pr. år) og felt (pr. år).

Wintershall har vurdert dette eksempelet på akseptkriterier, som også benyttes av andre operatører for tilsvarende virksomhet på norsk sokkel, og har besluttet at de operasjonsspesifikke akseptkriteriene vil være i tråd med selskapets miljømål for denne boringen.

Dersom miljørisikoen viser seg å overstige akseptkriteriet, regner WINO 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 x 10 ⁻³	4,25 x 10 ⁻⁴	1,25 x 10 ⁻⁴	6,25 x 10 ⁻⁵

1.4 Ytelseskrav for oljevernberedskap

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

Tabell 2 Wintershall sine ytelseskrav til oljevernberedskap.

Element	Relevant for	Krav
Deteksjon av betydelig forurensning*	Barriere 0	Innen 3 til 6 timer
Dimensjonerende hendelse	Inngangsdata	Tap av brønnkontroll
Dimensjonerende rate	Inngangsdata	For produserende felt: 90 prosentil av strømningsratene. For boring: Vektet strømningsrate
Responstid for første system	Barriere 1A	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 for boring, og 90-prosentil av rater under produksjon. Kystnært: 95-prosentil av største strandede mengde emulsjon, hensyntatt effekten av beredskap i de foregående barrierer.
Responstid for full barriere	Barriere 1A og 1B	Så raskt som mulig fra normal plassering, med mindre miljørisikoanalysen tilsier raskere responstid
Responstid kystnært	Barriere 2 og 3	95-prosentil av resultater av oljedriftsberegninger mht. minste drivtid
Strandrensing		En plan for grovrensing skal utarbeides innen 1 uke etter påslag.
Kartlegging	Alle barrierer	Effektiv kartlegging av forurensningen, uavhengig av sikt og lysforhold
Kompetanse	Alle barrierer	Personell innen Wintershall sin oljevern beredskapsorganisasjon skal ha kompetanse og tening i henhold til styrende dokumenter,

*Relevant for overflateinnretninger. Generelle kriterier for «Forurensning av betydning» i områder uten spesiell miljøsensitivitet: > 10 m³ olje. «Alvorlig forurensning»: > 100 m³ olje.

2 Aktiviteten, reservoarforhold, brønndesign og hendelser

2.1 Aktivitetsbeskrivelse

Wintershall planlegger å bore letebrønn 6604/5-1 Balderbrå i PL894 i Norskehavet. Lisensen er lokalisert på dypt vann i Norskehavet. Brønnens posisjon er vist i Figur 7. Nærmeste felt og innretninger er Norne (170 km i sørøstlig retning), Skarv (171 km i sørøstlig retning), og Aasta Hansteen (119 km i nord-nordvestlig retning).

Den korteste avstanden til land er 340 km (Ytre Vikna, Nord-Trøndelag fylke). Vanddypet på lokaliteten er 1220 m.

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

Brønnen vil bli boret med en halvt nedsenkbar borerigg.

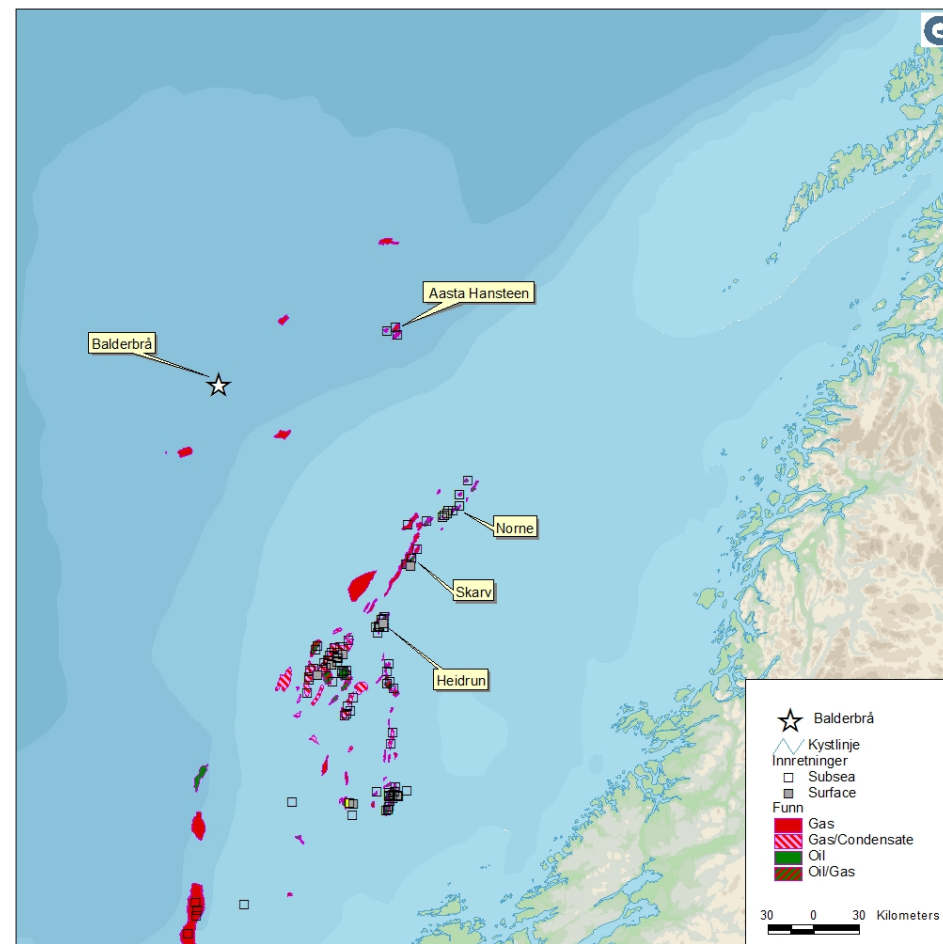
2.2 Bore- og analyseperiode

Tidligste borestart er estimert til 01.10.17, men kan forskyves i tid. Varigheten av aktiviteten er estimert til 60 dager.

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

- Desember-Februar
- Mars-Mai
- Juni-August
- September-November

Periodene varierer mht. ressursutbredelse og værforhold, som er viktige faktorer mht. oljens drift og skjebne, samt miljørisiko.



Figur 7. Plassering av letebrønn 6604/5-1 (Balderbrå), nærliggende innretninger og funn.

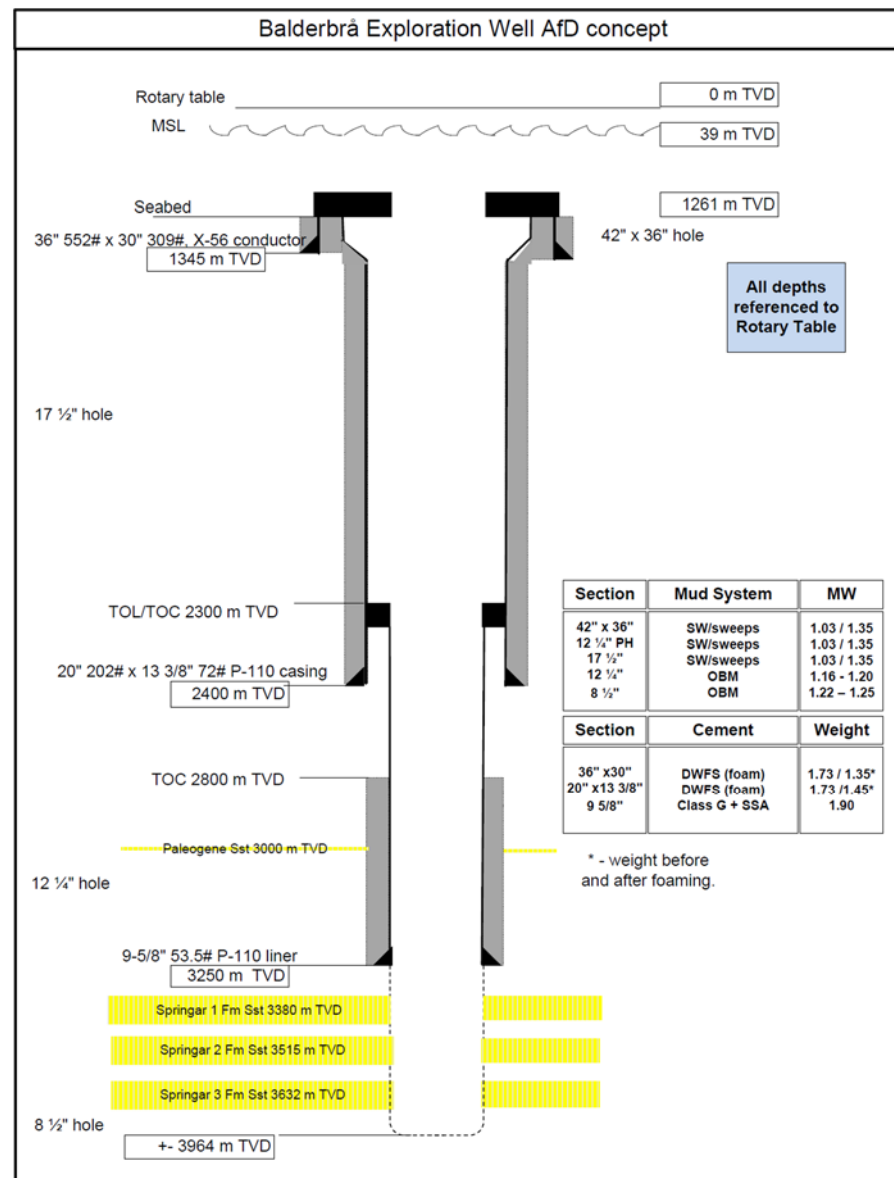
2.3 Forholdene i reservoaret

Formålet med brønnen er å skaffe informasjon om hydrokarbonpotensialet i sandsteinreservoarene Springar 1, 2 og 3. Reservoarene forventes å inneholde tørr gass med en GOR på 128166 Sm³/Sm³. Imidlertid kan det ikke utelukkes forekomst av gass/kondensat i Springar 3. Med dette som utgangspunkt har Acona (2017) gjennomført drepesimuleringer basert på alle reservoarer, samt beregnet utblåsningsrater av olje til sjø basert på et gass/kondensatlag i Springar 3.

Brønnen har normalt trykk og temperatur.

Ormen Lange kondensat er av Wintershall vurdert å best representere forventet fluidsammensetning i Springar 3. De viktigste egenskapene til dette fluidet er beskrevet i SINTEF (2008) og i avsnitt 2.8.

Brønndesign og tilhørende dyp er vist i Figur 8.



Figur 8. Brønndesign for hovedløp brønn 6604/5-1 Balderbrå (Wintershall, 2017).

2.4 Definerte fare- og ulykkeshendelser

En ukontrollert utstrømning fra brønnen er identifisert som den dimensjonerende DFUen for den miljørettede risikoanalysen. 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.

2.5 Sannsynlighet for utblåsning

Lloyd's Register utgir årlig en rapport som angir frekvenser for utblåsninger og brønnlekkasjer ved aktiviteter i Nordsjøen og Mexicogulfen. For norsk sokkel betyr dette aktiviteter gjennomført etter Nordsjøstandard.

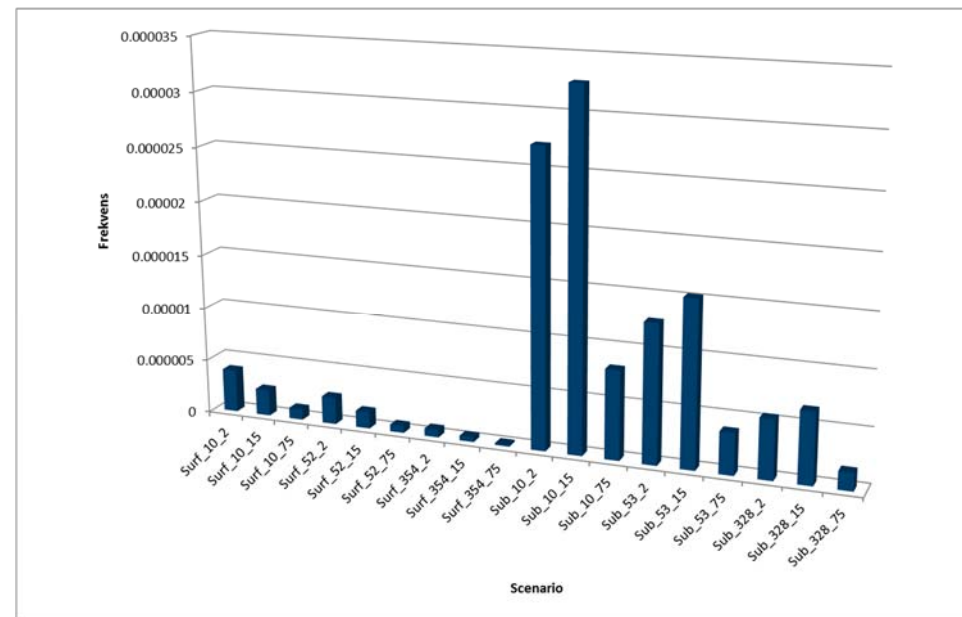
Rapporten (Lloyd's Register, 2017) er delfinansiert av Akvaplan-niva og inneholder informasjon om frekvenser, sannsynlighetsfordelinger for utslippstyper, samt sannsynligheter for ulike varigheter.

Balderbrå er en letebrønn på dypt vann. Forventet trykk og temperatur er normale, og et funn vil mest sannsynlig være av gass. For Balderbrå gjelder derved følgende sannsynlighet for utblåsning:

Dyp letebrønn (gass): $1,56 \times 10^{-4}$ /aktivitet

2.6 Utstrømningsrater og -varigheter

Basert på de rater og varigheter som er beregnet i Acona (2017) er det gjennomført oljedriftsberegninger for et sett rater og varigheter som vist i Figur 9. Denne figuren illustrerer også frekvensfordelingen mellom overflate- og sjøbunnsutslipp, samt mellom de ulike rater og varigheter.



Figur 9 Frekvens av de enkelte delscenariene som er analysert ved potensiell utblåsning fra letebrønn 6604/5-1.

2.7 Risikoreduserende tiltak

2.7.1 Brønnedesign

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, 2017). Brønnedesignet er vist skjematisk i Figur 8.

2.7.2 Boring av avlastningsbrønn

I utblåsningsstudien oppgir Acona lengste varighet av utblåsning til 75 dager (Acona, 2017). 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.

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

- Dedikert forsyningsfartøy 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

2.8 Referansefluidets egenskaper

Basert på vurderinger av reservoarets forventede egenskaper, er Ormen Lange kondensat valgt som referansefluid. SINTEF gjennomførte en full forvittringsstudie av Ormen Lange kondensat i 2008.

Ormen Lange kondensat er beskrevet som et kondensat med lavt innhold av voks og asfaltener, som ikke danner emulsjon. Videre, at den lave viskositeten vil føre til at kondensatet spres raskt på overflaten og ha en svært høy avdamping.

Det er i forvittringsstudiet vurdert at stor spredning, lav viskositet og tynn film fører til at hverken mekanisk opptak eller kjemisk dispergering vil være aktuelt.

2.8.1 Massebalanse under "sommerforhold" (15 °C)

Ormen Lange kondensat har kort levetid på overflaten under sommerforhold. Ved 2 m/s vind er kun 5 % av utslippet igjen på overflaten etter 48 timer (Figur 10). Ved høyere vindstyrker varierer levetiden på overflaten fra mindre enn 1 til 12 timer.

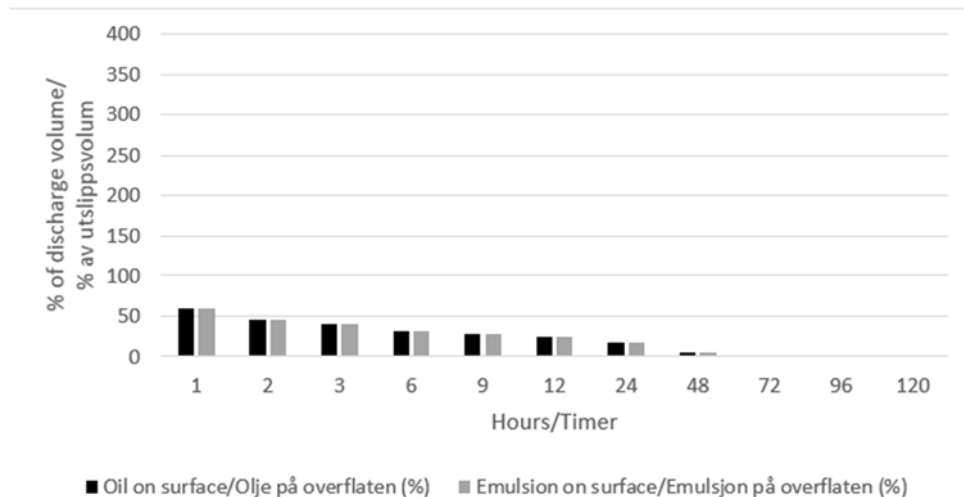
2.8.2 Massebalanse under "vinterforhold" (5 °C)

Ormen Lange kondensat har kort levetid på overflaten også under vinterforhold. Ved 2 m/s vind er kun 5 % av utslippet igjen på overflaten etter 72 timer (Figur 11). Ved høyere vindstyrker varierer levetiden på overflaten fra mindre enn 1 til 12 timer.

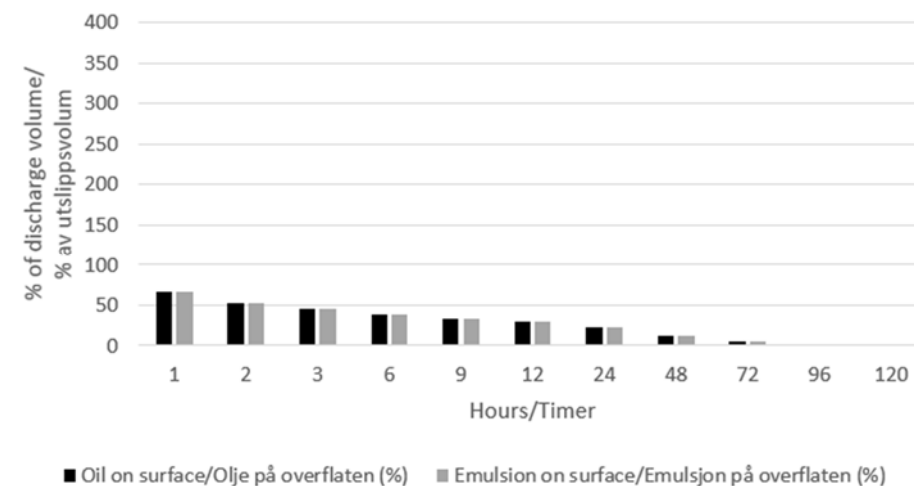
2.8.3 Oppsummering av egenskaper for beredskapsformål

En grafisk oversikt over referansefluidets egenskaper fokusert mot beredskapsformål er presentert i Figur 12.

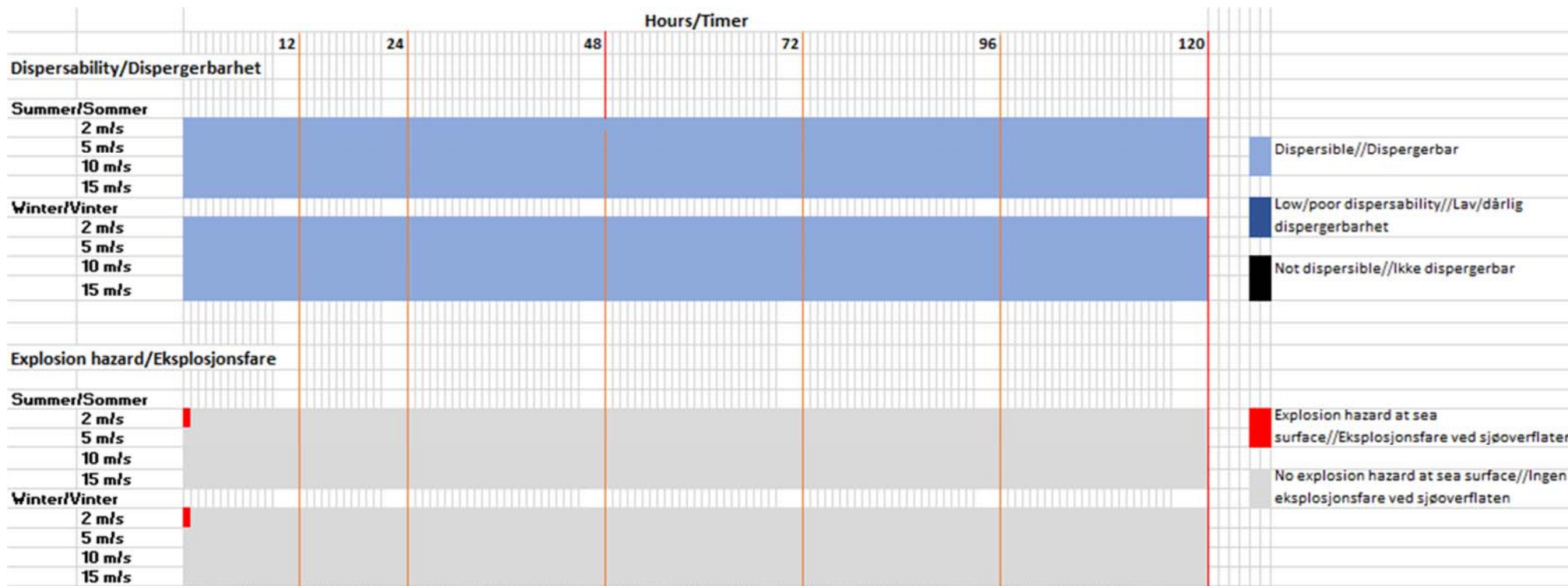
For detaljert massebalanse og endringer i ulike egenskaper som en funksjon av tid etter utslipp, temperatur og vindforhold vises det til forvittringsstudien (SINTEF, 2008).



Figur 10. Mengde kondensat på overflaten over tid etter et utslipp ved 2 m/s vind under sommerforhold.



Figur 11. Mengde kondensat på overflaten over tid etter et utslipp ved 2 m/s vind under vinterforhold.



Figur 12. Oppsummering av Ormen Lange kondensats egenskaper fokusert på beredskapsformål. Det gjøres oppmerksom på at kondensatet er angitt å være kjemisk dispergerbart, men at det vil danne så tynne filmer at kjemisk dispergering ikke er vurdert som en bekjempelsesstrategi.

2.9 Oppsummering av nøkkelparametere

De viktigste parameterne ved aktiviteten er oppsummert i

Tabell 3.

Tabell 3 Nøkkelparametere for letebrønn 6604/5-1 Balderbrå.

Parameter	Verdi
Brønnnavn	6604/5-1 Balderbrå
Lokasjon	66° 35' 43,479" N 4° 32' 54,676" Ø
Vanndyp	-1220 MSL
Avstand til nærmeste land	340 km (Ytre Vikna, Nord-Trøndelag)
Referansefluid	Ormen Lange kondensat (SINTEF, 2008)
Vektete utblåsningsrater og -varigheter	Overflateutslipp: Vektet utsl.rate: 42 Sm ³ /døgn Vektet varighet: 16 døgn Sjøbunnsutslipp: Vektet utsl.rate: 41 Sm ³ /døgn Vektet varighet: 17 døgn
Modellerte varigheter (Utblåsninger)	2, 15 og 75 døgn
Maksimal tid for boring av avlastningsbrønn	75 døgn
Fluidets tetthet	750 kg/Sm ³
Reservoartemperatur	116-134 °C
Reservoartrykk	401-440 bar

3 Metoder og analysekonsept

3.1 Oljedriftssimuleringer

Beregning av oljens drift og spredning er foretatt ved bruk av OSCAR, som er en del av Marine Environmental Modelling Workbench (MEMW) versjon 7.0.1 (SINTEF).

OSCAR-modellen beregner oljemengder i et brukervalgt rutenett og dybdegrid, og resultatene overføres til det samme 10x10 km rutenettet som benyttes i miljørisikoanalysene.

Parameterne som benyttes videre i miljørisikoanalysen og som inngangsverdier til beredskapsanalysen er:

- Oljemengde på overflaten (pr. 10x10 km rute) (miljørisiko for overflateressurser)
- Total hydrokarbonkonsentrasjon i vannsøylen (pr. 10x10 km rute) (miljørisiko for fisk)
- Oljemengde i ruter som er definert som land (pr. 10x10 km rute) (miljørisiko for strandhabitater og dimensjonering av beredskapsressurser i kystsonen)
- Korteste drivtid til land (dimensjonering av mobiliseringstid for beredskapsressurser i kystsonen)
- Størst strandede mengde (dimensjonering av kapasitet for beredskapsressurser i kystsonen)
- Treffsannsynlighet av 1 tonn olje i rutene (pr. 10x10 km rute). Viser statistisk influensområde med mer enn 5 % treffsannsynlighet.

MEMW inneholder SINTEFs database over forvitningsstudier for norske råoljer. 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.

3.1.1 Driverdata for vind og strøm til oljedriftssimuleringer

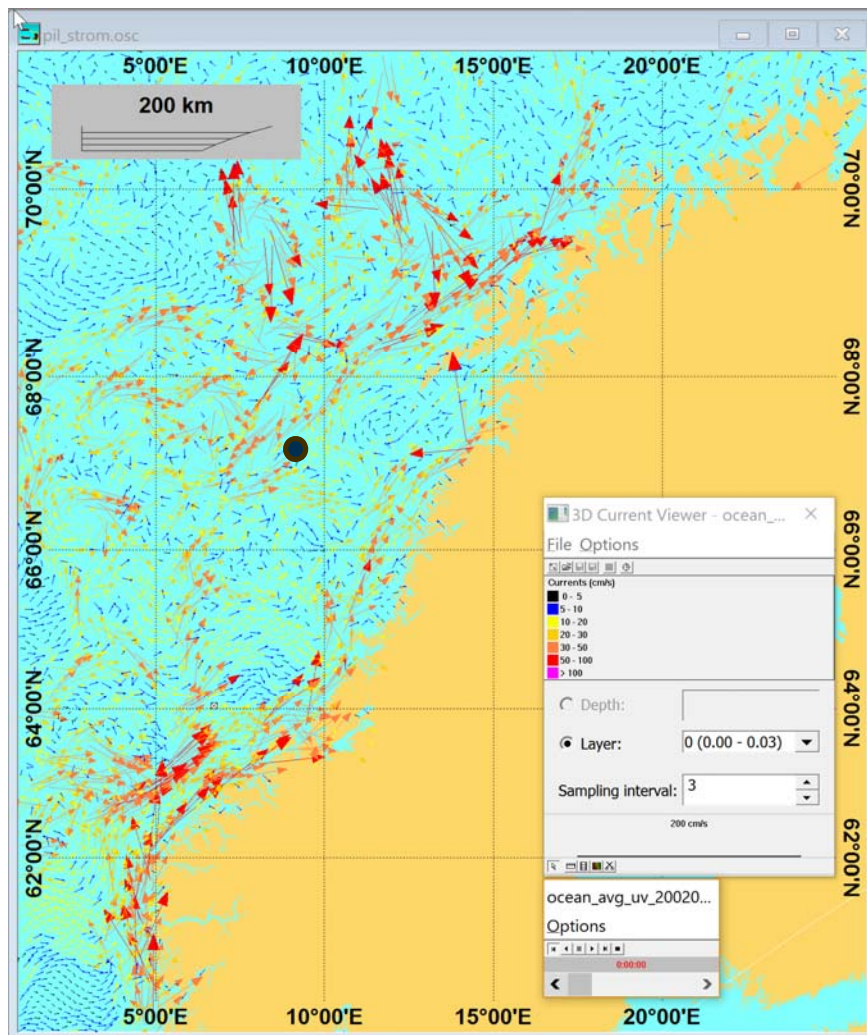
Datasettet for vind (NORA 10) er tilrettelagt av Meteorologisk Institutt (MI). Utdraget som benyttes dekker hele sokkelen i perioden 2002-2011. Oppløsningen er 10x10 km.

Datasettet for strøm, med 4 km oppløsning, er tilrettelagt for MEMW på grunnlag av data fra SVIM-arkivet. Datasettet benyttet i denne analysen dekker hele sokkelen i perioden 2002-2011, da strøm- og vinddata som brukes i MEMW/OSCAR må dekke samme tidsrom.

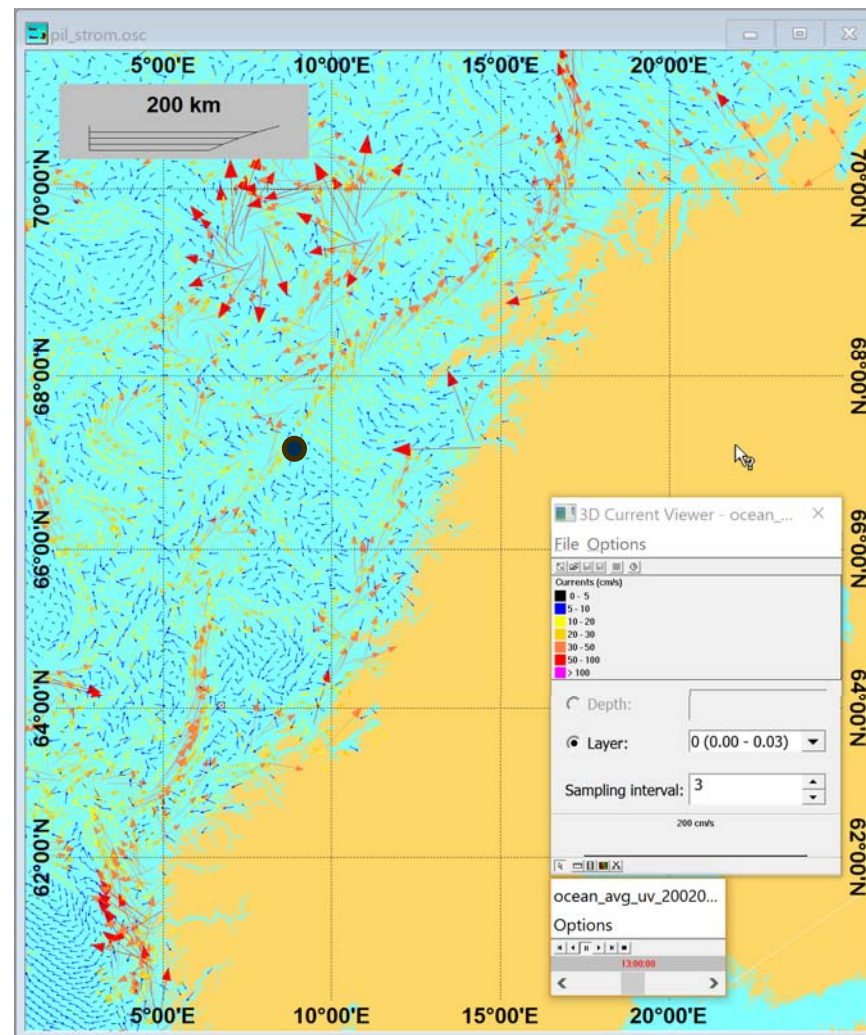
De høyoppløselige vind- og strømdataene har vært sammenlignet med tidligere benyttede data i et samarbeidsprosjekt for NOROG (Acona, Akvaplan-niva og DNV GL, 2016). Noen forskjeller i resultater skyldes ulik periode, men høyere oppløsning ser ut til å føre til større spredning (flere vektorer med ulike retninger), noe større oljemengder på overflaten og dermed høyere miljørisiko.

Det brukerdefinerte rutenettet («habitatgridet») og dybdegridet som er benyttet til OSCAR-simuleringene er laget slik at det dekker et større område enn det som forventes berørt av olje i sjøoverflate eller vannsøyle. Dybdegridet har også en definert fordeling mellom vann- og bunns substrat, samt vann- og kysttype avhengig av hvilken region modellen settes opp i. Valg av region tilordner et sett med regionsspesifikke miljøparametere knyttet til rutenettet og dybdegridet, i dette tilfellet parametre relevante for Norskehavet.

Figur 13 og Figur 14 illustrerer at strømbildet kan variere tildels betydelig innenfor analyseområdet, bl.a. med vind, vanntemperaturer og nærmere kysten også tidevannsdrevet strøm. Denne variasjonen fanges opp og inkluderes i oljedriftssimuleringene.



Figur 13 Overflatestrøm i Norskehavet ved tidssteg "0" i datasettet for strøm fra juni 2002 (SVIM-data vist i OSCAR (MEMW 7.01)).



Figur 14 Overflatestrøm i Norskehavet ved tidssteg "13" i datasettet for strøm fra juni 2002 (SVIM, data vist i OSCAR (MEMW 7.01)).

3.1.2 Hva vises i resultatfigurene for oljedrift og hvordan beregnes det?

Analysen av oljens drift og spredning (oljedriftsanalyser) er gjennomført ved bruk av hele den oppsatte rate- og varighetsmatrisen for utblåsningsscenarier. For at leseren skal kunne danne seg et bilde av mulig berørt område ved ulike rater, varigheter og utslippsdyp, vises flere av disse separat.

3.1.2.1 Treffsannsynlighet

Det statistisk berørte området, «influensområdet», er definert som området med mer enn 5 % sannsynlighet for treff av mer enn 1 tonn olje i 10x10 km ruter. Slike områder viser hvor oljen kan treffe iht. oljedriftssimuleringene, og er uavhengige av oljemengde i ruten. Informasjonen benyttes til bl.a. beredskapsplanlegging og suppleres av annen statistikk som persentilverdier osv. for dimensjonering av beredskapen og forberedelser til eventuelle strandaksjoner.

3.2 Analyse av miljørisiko – Skadebasert analyse

Miljørisikoanalysen er gjennomført etter MIRA-metoden (OLF, 2007) for sjøfugl i SEAPOP-databasen, samt for sel og strand. For fisk er det gjennomført en trinn 1-overlappsanalyse. Det henvises til MIRA-metoden for en fullstendig beskrivelse av analysemetodikken, skade- og effektnøkler er ytterligere beskrevet i kapittel 11 eller i OLF (2007).

Skjematisk kan miljørisikoanalysen beskrives slik for de VØKene som er valgt ut (se Figur 15):

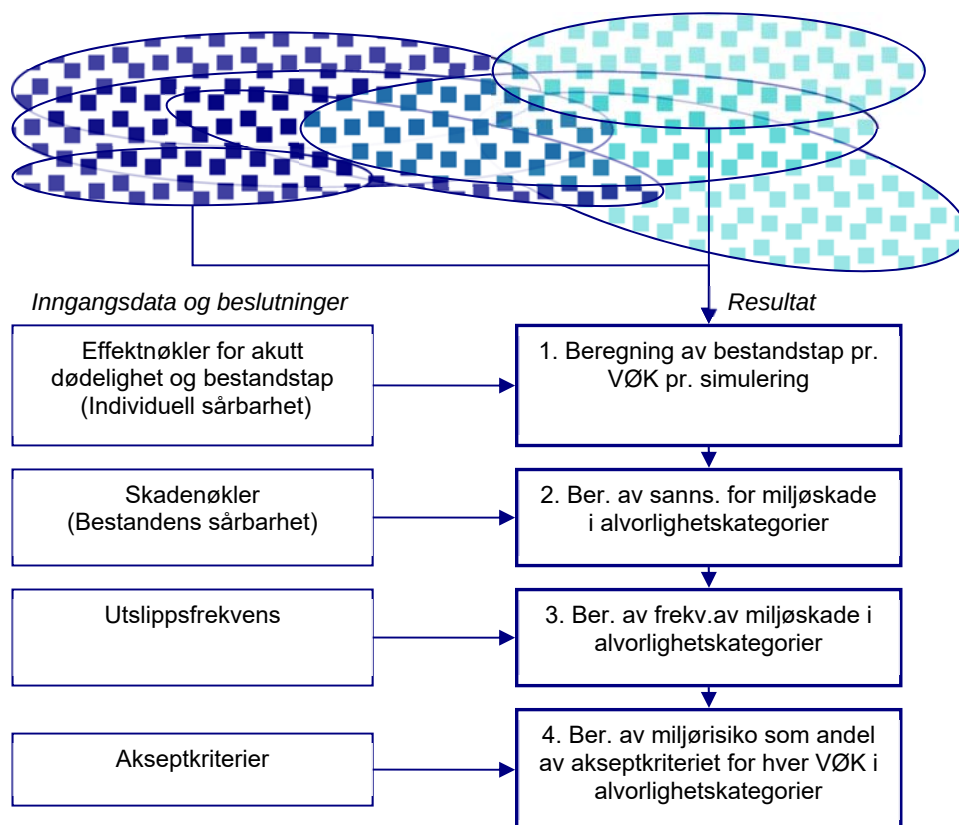
1. *Inngangsdata:* (Oljedriftsanalyser med) enkeltsimuleringer som inneholder oljemengder (Figur 15).
2. *Inngangsdata:* VØK-datasett for alle arter som forekommer i influensområdet som det foreligger datasett for. For disse VØKene finnes det datasett som er tilrettelagt med bestandsandeler i 10x10 km ruter, og sårbarhetsverdi, begge med månedsoppløsning (Figur 15).
3. Ved bruk av effektnøklerne bestemmes for hver VØK hvor stor andel av bestanden som vil gå tapt i hver 10x10 km rute basert på en gitt oljemengde i ruten. Dette bestandstapet summeres i hver simulering, og tallet tas vare på.
4. Bestandstapet sammenholdes med skadenøklerne og det beregnes en fordeling av sannsynlighet for skadens alvorlighetsgrad, beregnet på grunnlag av antallet simuleringer i hver bestandstapskategori og bidraget

fra hver av simuleringene 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. Beregnet sannsynlighet for skade i hver kategori sammenlignes med akseptkriteriene for hver av alvorlighetskategoriene, og det beregnes hvorvidt akseptkriteriene brytes.

Trinnene i Figur 15 inngår i beregningen av miljørisiko, som angis som frekvens pr. skadekategori pr. år (for felt og installasjoner) eller pr. operasjon (f.eks. for boreoperasjoner).

Oljedriftsimuleringer med oljemengder i kategorier



Figur 15 Skisse som viser inngangsdata (VØK-data og oljedriftssimuleringer) og resultatberegninger i en miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

Ved å vise miljørisiko (frekvens for skade i en skadekategori) som en andel av akseptkriteriet kan miljørisiko vises for ulike VØKer for ulike alternative aktivitetsnivå (miljørisiko pr. år), eller for ulike teknologivalg (f.eks. pr. operasjon).

Analysen av miljørisiko kan brukes til å styre risiko, f.eks. ved å identifisere perioder med lavere miljørisiko.

3.2.1 Utslag i analysen

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 skadebasert miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

3.2.2 Sjøfugl og marine pattedyr

Sjøfugl har høy fysiologisk sensitivitet overfor oljeforurensning og dermed høy sannsynlighet for å omkomme om de forurenses 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. Sårbarheten kan også variere gjennom sesongene. Disse forholdene er reflektert i effektnøklerne og sårbarhetstabellene.

Også marine pattedyr har ulik sårbarhet overfor oljeforurensning. For otter er den individuelle sårbarheten høy hele året, mens den for kystselartene er mer varierende med livs-/årsryklus og høyest i kasteperioden.

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. månedsvis/sesongvis oppløsning i oljedriften, VØK-datasettet og sårbarhetsinformasjonen. Risikoen kan dermed beregnes for hver delperiode og etterpå summeres for hele aktivitetsperioden.

3.2.3 Kysthabitater

For kyst/strandhabitater er det utviklet en kombinert effekt- og skadenøkkel, vist i Tabell 13 (Kapittel 11.3). Metoden er i hovedtrekk den samme som for sjøfugl og sjøpattedyr, men trinnene 2 og 3 i Figur 15 gjennomføres samtidig, siden effekt- og skadenøkkel er kombinert.

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

- Utarbeidelse av oljedriftsstatistikk, som for samtlige berørte strandruter angir treffsannsynlighet for oljemengder innen intervallene beskrevet i Tabell 13.
- For hver berørt rute hentes sårbarhetsverdien for kysthabitat, og sannsynlighetsfordelingen for skadeutslaget beregnes på grunnlag av denne og treffsannsynlighet for 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 sannsynligheten for kombinasjonen av rate og varighet, og gir samlet en frekvens innen konsekvenskategoriene Mindre, Moderat, Betydelig og Alvorlig, som måles direkte mot akseptkriteriene.

3.2.4 Fisk

Beregningen av miljørisiko for fisk utføres etter metoden som beskrives i Norsk Olje og Gass sin veiledning (DNV, 2007). Denne metodikken er en trinnvis

tilnærming, som består av to nivåer av skadeberegninger på de sårbare stadiene av fiskeressurser – egg og larver.

Miljørisikoen for fisk beregnet etter MIRA-metoden er utfordrende å kvantifisere fordi endepunktet for analysen innebærer en vurdering av om tap av en andel av en årsklasse har noen betydning for utviklingen av en gytebestand. Da trenger man 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 kapittel 11.4. For andre arter vil det i mangel av dokumentert restitusjonsmodell bli benyttet den mer konservative tilnærmingen med overlappsanalyse som beskrevet for Trinn 1.

4 Miljøbeskrivelse og -data

4.1 Strømforhold og frontsystemer

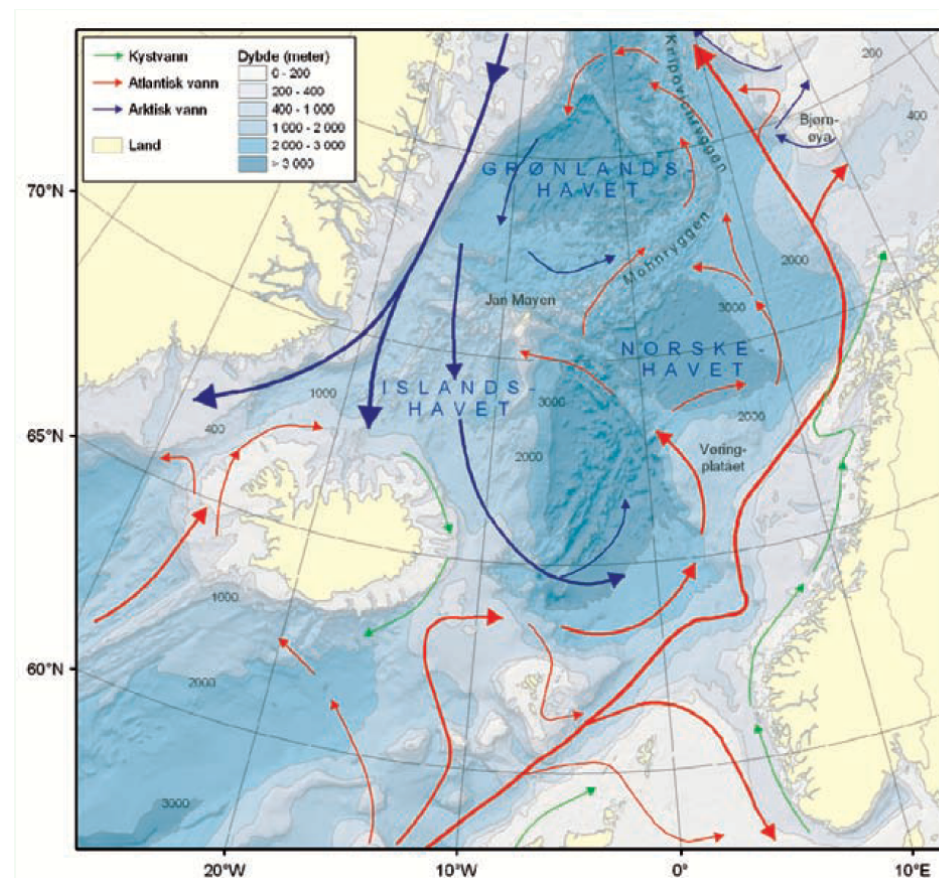
4.1.1 Norskehavet

Det atlantiske vannet og Den norske kyststrømmen flyter begge generelt i nordlig retning i Norskehavet. 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 omlag 3000 - 4000 m dybde. Sammenlignet med Nordsjøen er Norskehavet kun moderat menneskepåvirket, selv om det pågår fiskeri og en økende petroleumsaktivitet.

Hvert sekund strømmer 8 millioner tonn varmt atlantisk vann inn i Norskehavet, noe som tilsvarer 8 ganger summen av global elvetilførsel, og er årsaken til det milde klimaet i Nord-Europa (www.imr.no).

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 16 Strømforhold i analyseområdet (Data fra Havforskningsinstituttet).

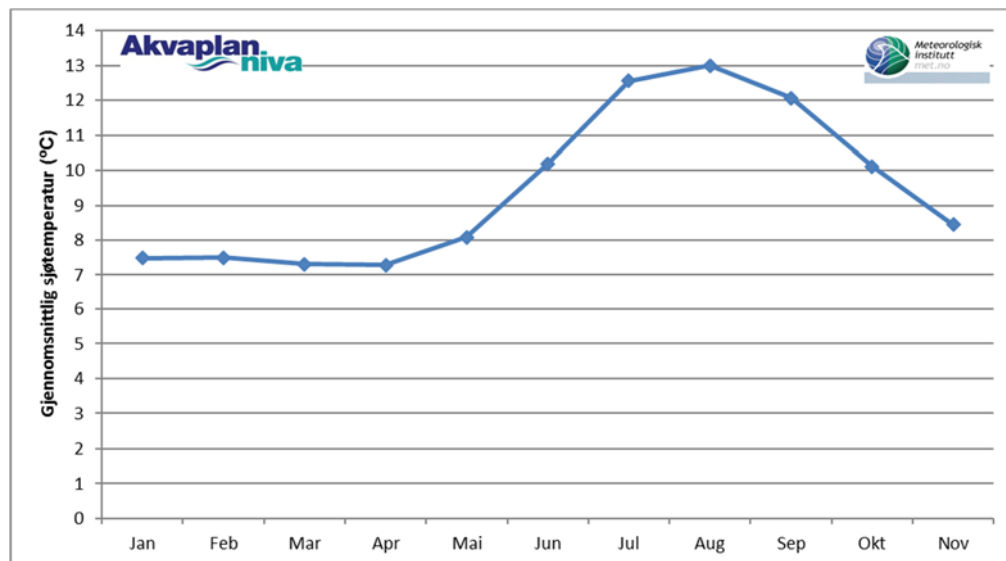
4.2 Klimatiske forhold

4.2.1 Vanntemperatur

Vanntemperatur er en viktig faktor for biologisk produksjon, samt for forløpet av spredning, nedbrytning og emulsjonsdannelse av olje i det marine miljø.

I det området hvor brønn 6604/5-1 Balderbrå skal bores foreligger det måledata fra Norne, 170 km sørøst for brønnen. Sjøtemperaturen over året varierer her fra gjennomsnittlig 7,3 °C i april måned til 13 °C i august måned.

Gjennomsnittstemperaturen for hver måned er vist for Norne i Figur 17.

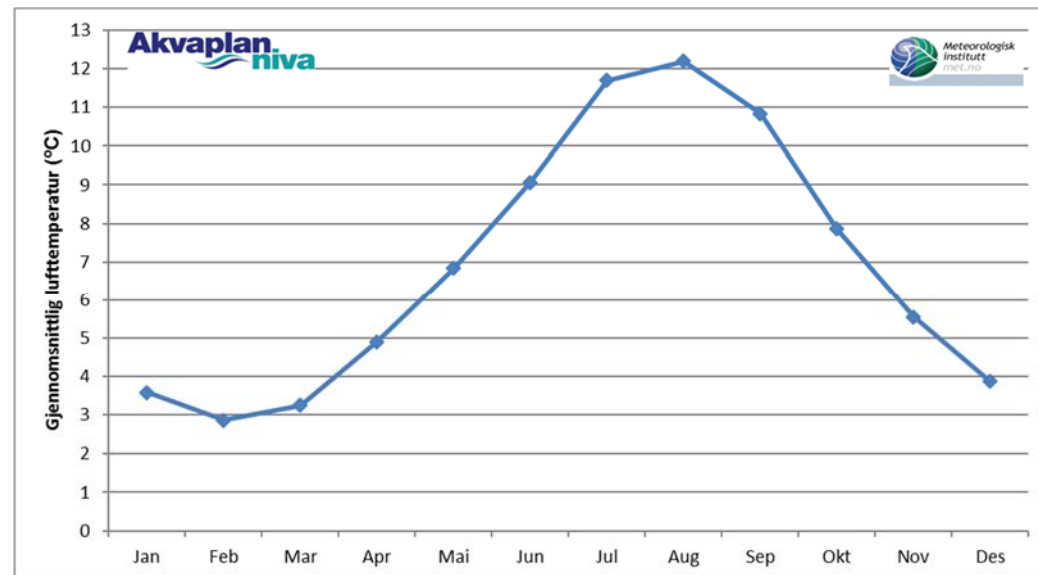


Figur 17 Gjennomsnittlig sjøtemperatur over året ved Norne (data fra eklime.no).

4.2.2 Lufttemperatur

Lufttemperatur har i denne sammenheng størst betydning for operasjonelle forhold ved oljevernaksjoner.

Ved Norne varierer gjennomsnittlig lufttemperatur (pr. måned) over året fra 2,9 °C i februar til 12,2 °C i august.

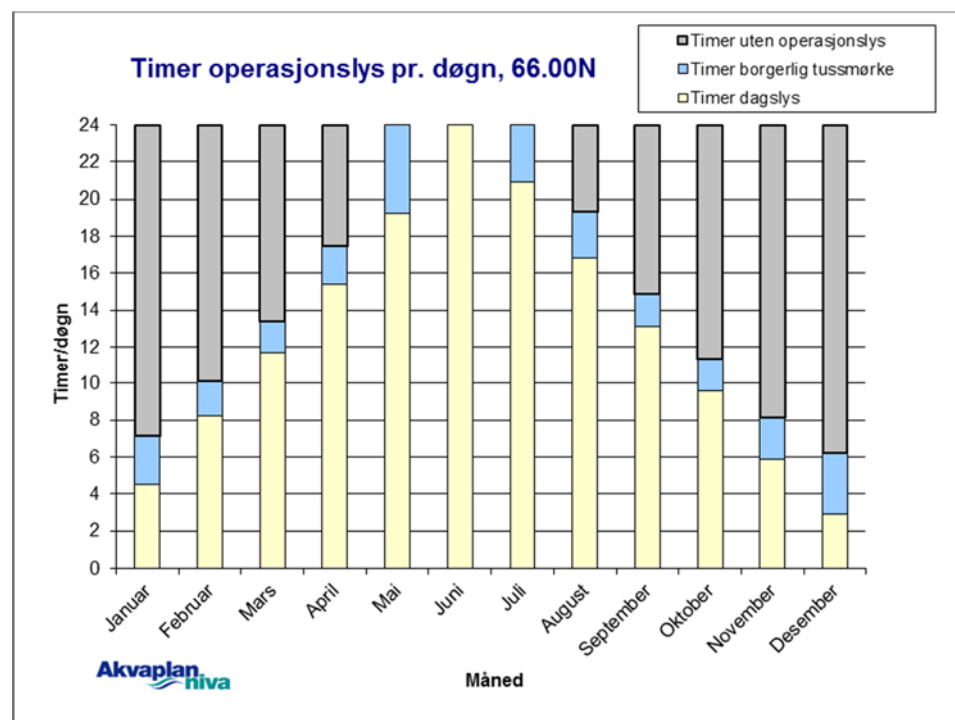


Figur 18 Gjennomsnittlig lufttemperatur over året ved Norne (data fra eklime.no).

4.2.3 Lysforhold

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

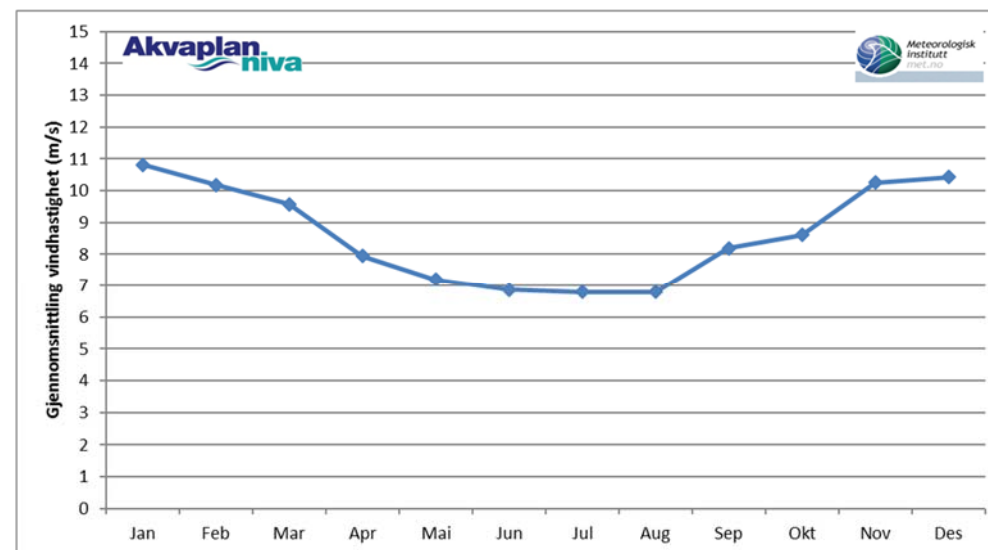
Gjennom året er lystilgangen varierende, fra 24 timer med operasjonslys i juni/juli til ca. 6 timer i desember (Figur 18).



Figur 19 Lysforhold i området gjennom året.

4.2.4 Vindforhold

Vindforholdene innen analyseområdet varierer, både mht. vindstyrker og dominerende vindretning. Vindforholdene ved Norne er vist i Figur 20.

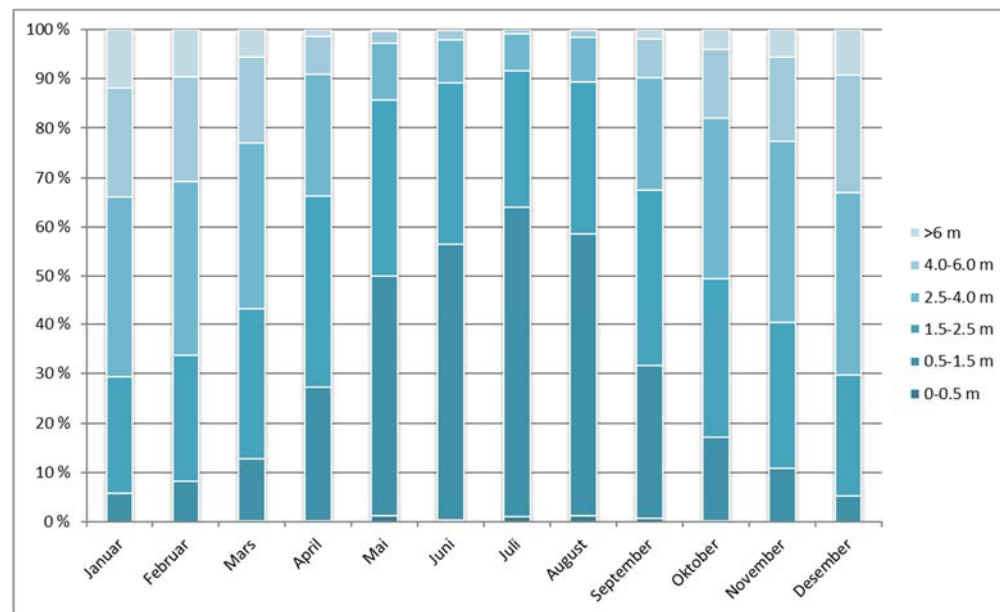


Figur 20 Gjennomsnittlig vindstyrke over året ved Norne (data fra klima.no).

4.3 Bølgeforhold

Meteorologisk Institutt har gjennomført modellering av bølgehøyder for utvalgte punkter på norsk sokkel (Met.no, 2009). Det punktet som ligger nærmest lokasjonen er nr. 393, rett ved Norge.

Frekvensfordelingen av ulike bølgehøyder over året for denne posisjonen er vist i Figur 21.



Figur 21 Frekvensfordeling av bølgehøyder ved punkt 393.

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 f.eks. samles i større flokker slik at mange individer kan rammes samtidig.

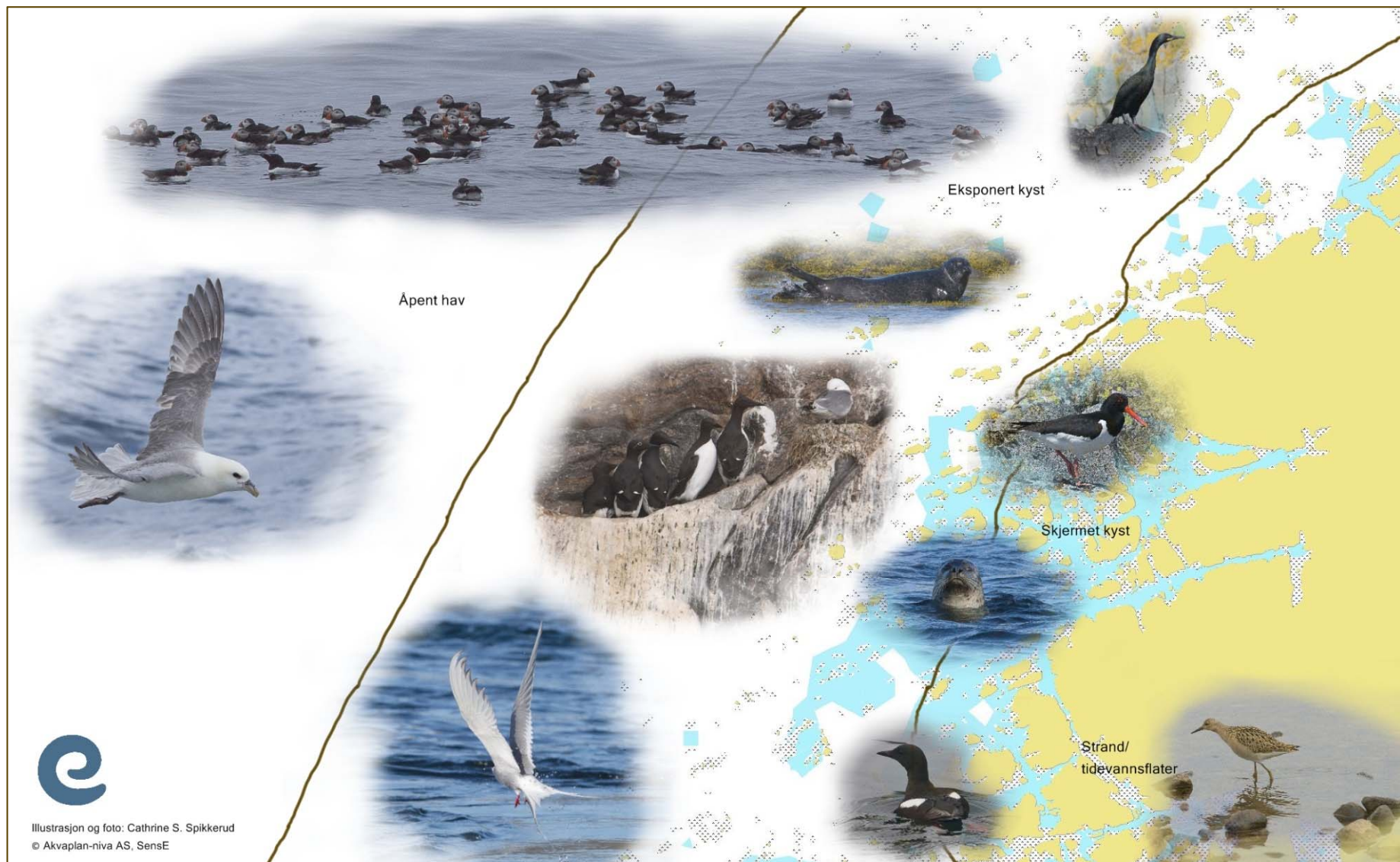
Tabell 4 viser sårbarhetsperioder og -gradering for ulike naturressurser, samt en grovinndeling i hvor artene kan påtreffes.

4.5 Miljøsoner

Figur 22 viser eksempler på fordeling av ulike miljøressurser i soner aktuelle for beredskapen.

Tabell 4 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 22 Inndeling i miljøsoner og eksempler på ressurstyper innen disse.

4.6 Sjøfuglressurser

De miljøressursene som inngår i den miljørettede risikoanalysen, samt de datasettene som er benyttet, er kort beskrevet i dette kapittelet.

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, ift. å vise konfliktpotensial med oljeforurensning fra en bestemt aktivitet.

I den følgende beskrivelsen av artene tas det utgangspunkt i atferdsinndelingen i økologiske grupper, mens beskrivelsen av datasettene best gjøres med utgangspunkt i tilstedeværelse i kystsonen, strandsone eller i åpent hav i den gjeldende sesongen. Analyseperioden er helårlig for feltanalyser.

Områdene i Norskehavet er viktige overvintringsområder for en rekke arter, også dem som hekker lenger nord i sommerhalvåret. Det er rikelig med hekkeområder langs kysten av Norskehavet og viktige rasteplasser for trekkende fugl i høst- og vårperioden. Det er dermed helårlig sensitivitet, med variasjon i artssammensetning gjennom året og med generelt høy artsrikdom.

Flere arter av sjøfugl sliter med både hekkesuksess og voksenoverlevelse, og dette gjør dem ekstra sårbare ift. enkelthendelser som kan føre til stor dødelighet av voksne individer.

Utbredelseskart over tilstedeværelse av sjøfugl i analyseområdet er vist på MRAens nettside:

<http://www.senseweb.no/content.ap?thisId=469>

4.6.1 Datasett til analysen

4.6.1.1 Sjøfugl kystnært

For å vurdere konsekvens og risiko for sjøfugl med kystnær tilstedeværelse har APN fått tilgang til SEAPOP-databasen i MS Access-format. Datasettene tar hensyn til at store deler av norsk bestand oppholder seg utenfor norske områder vinterstid, med tilhørende lave bestandsandeler. Kystdata har månedsoppløsning, og datasettene viser andeler av nasjonal bestand. Sesonginndelingen er noe forskjellig fra art til art (Geir Systad, NINA, *pers. medd.*).

Sjøfugl kystnært er sist oppdatert med tilrettelegging fra februar 2017. Disse datasettene inkluderer funksjonsområder; områder som sjøfuglene bruker i sitt næringssøk. Disse varierer innenfor de enkelte artsgruppene.

4.6.1.2 Sjøfugl i åpent hav

I SEAPOP er det utarbeidet kart over sannsynlighet for tilstedeværelse basert på prediksjoner og modelleringer for et sett av miljøvariable. Disse analysene er gjennomført med 10 x 10 km oppløsning i rutenettet. Datasettene er videre tilrettelagt av NINA med fordeling av bestandsandeler i rutene.

I SEAPOP har man konsentrert seg om noen arter i åpent hav. Åpent hav-data er delt i 3 sesonger; vinter (1. november-31. mars), sommer (1. april-31. juli) og høst (1. august-31. oktober).

Det er benyttet sist oppdaterte data (2013) for sjøfugl i åpent hav (se oppdateringsdatoer i vedlegg 3, kapittel 10). Dataene er tilrettelagt for MIRA-analyse av APN, tildelt månedlige bestandsandeler og splittet i regionene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen.

4.6.2 Pelagiske dykkere

Artene i denne økologiske gruppen (alkefugl) vandrer over store områder og kan ha et næringssøk over 100 km ut fra hekkeplassene. Hekkingen foregår i store kolonier i ytre kystsonen 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. De har et stort energiforbruk, en noe begrenset evne til energilagring, og må derfor hele tiden jakte på næring. Kroppsbygningen gjør dem 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 følger byttedyrenes vandringer. I dårlige år må de finne alternativ føde eller oppsøke nye områder. Dette medfører at variasjonen i hvor pelagisk dykkende sjøfugl befinner seg er stor. Fuglene kan opptre spredt eller være konsentrert i små områder.

Artene i gruppen er fysiologisk svært sårbare for oljeforurensning. Sårbarheten er spesielt høy i myteperioden, når fuglene bytter flyvefjær (myter) på sjøen og ikke er flyvedyktige.



Figur 23 Alkefugler i næringssøk kan samles i store antall på havoverflaten, både i åpent hav og kystnært (her lunde og alke) (Foto: Cathrine Stephansen).

Følgende arter av alkefugl i åpent hav og kystnært er inkludert i analysen og omtalt (rødlistestatus for fastlandet i parentes, Kålås *et al.* (2015)):

- Alke (*Alca torda*) (Rødlistestatus: Sterkt truet)
- Alkekonge (*Alle alle*) (Ikke rødlistet)
- Lomvi (*Uria aalge*) (Rødlistestatus: Kritisk truet)
- Lunde (*Fratercula arctica*) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Polarlomvi (*Uria lomvia*) (Rødlistestatus: Sterkt truet)

Det er gjennomført miljørisikoenalyse for alle alkefuglartene i åpent hav. Flere av artene, slik som alke (Figur 25), lunde (Figur 24) og lomvi (Figur 26), har hekkeområder i analyseområdet.

Både alkekonge (*Alle alle*) og polarlomvi (*Uria lomvia*) overvintrer i Nordsjøen og Norskehavet, men hekker lenger nord, utenfor analyseområdet. Begge artene hekker på Jan Mayen, Hopen og Svalbard. Polarlomvien hekker også på Bjørnøya.

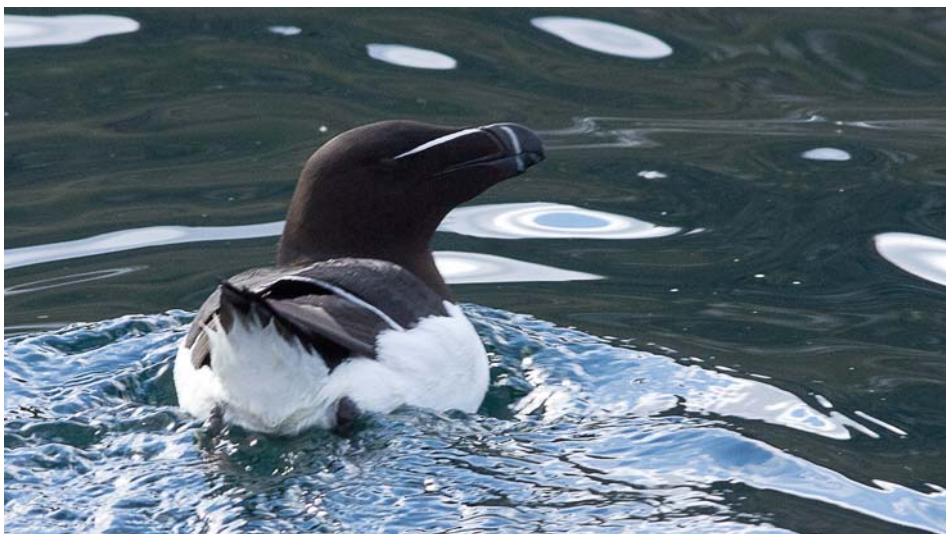
På Sklinna hadde enkelte av de pelagiske alkefuglene god hekkesuksess i 2015 (Anker-Nilssen *et al.*, 2016), men hekkesuksessen hos disse artene er meget variabel og utsatt for svingninger man antar skyldes svikt i næringstilgangen (Anker-Nilssen *et al.*, 2016).

Fom. mars måned er alkefuglene tilstede i hekkekoloniene i ytre kystsone. Men, de kan søke etter næring opptil 100 km fra hekkekolonien. Dette reflekteres i relativt store funksjonsområder ut fra hekkekoloniene for disse artene i de kystnære datasettene.

Kart for samtlige analyserte arter vises på:
<http://www.senseweb.no/content.ap?thisId=469>



Figur 24 Lunde i næringssøk på havet (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 25 Alke (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 26 Lomvi på havet (Foto: Cathrine Stephansen).

4.6.3 Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

De pelagisk overflatebeitende sjøfuglene innehar mange av de samme økologiske trekkene som pelagisk dykkende sjøfugl. De 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 i hovedsak av stimfisk som sild, lodde og tobis, samt krill.

Hekkingen foregår i store kolonier langs hele norskekysten, herunder også kolonier langs Norskehavskysten i perioden april til juli. I analyseområdet er Sklinna og Røst nærliggende viktige kolonier. Resten av året tilbringer artene i denne gruppen mye tid hvilende på havoverflaten (Figur 28). I Norskehavet er det flere viktige kolonier for disse.

Gruppen er dyktige flygere med stort vingespenn. De kan fly over store avstander med lite energiforbruk. Pelagisk overflatebeitende sjøfugl i næringssøk vil sveve over frontene på utkikk etter mat, så stupe etter byttet. Som dårlige dykkere må

de finne mat i de øverste vannmassene (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008). Gruppen er mindre sårbar for oljeforurensning enn alkefuglene, fordi de tilbringer mer tid i luften, men også disse kan samles i større antall på havoverflaten.

Enkelte av artene som det finnes datasett i åpent hav for, beskrives av SEAPOPs som kystbundne overflatebeitende arter. Disse er beskrevet under Kystbundne overflatebeitende arter. Artene i gruppen pelagisk overflatebeitende etter SEAPOPs definisjon, hvor det finnes datasett for tilstedeværelse både kystnært og i åpent hav, er:

- Havhest (*Fulmarus glacialis*) (Rødlistestatus: Sterkt truet)
- Havsule (*Morus bassanus*) (Ikke rødlistet)
- Krykkje (*Rissa tridactyla*) (Rødlistestatus: Sterkt truet)

Havhest så ut til å klare seg godt i Sklinnakolonien i 2015-sesongen. Koloniene av havhest er ellers i negativ utvikling på samtlige av de øvrige lokalitetene sammenlignet med 2014 (Anker-Nilssen *et al.*, 2016). Dette gjør at Sklinnakolonien relativt sett blir viktig.

Havsule er en relativt ny art i Norge og denne har en koloni på Runde (lengst sør i analyseområdet). Denne arten har en langsiktig positiv trend (Anker-Nilssen *et al.*, 2016).

Krykkje hadde dårlig hekkesuksess på Sklinna, der den har forsvunnet (Anker-Nilssen *et al.*, 2015). Det var også en dårlig sesong for arten på Røst. Den langsiktige trenden for krykkjens bestandsutvikling er negativ.

Havsule (Figur 29), krykkje (Figur 27) og havhest (Figur 28) er tilstede hele året i åpent hav innenfor analyseområdet. Kystnært er både havsule og krykkje tilstede hele året. Havhest er tilstede kun 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)
- Sabinemåke (*Xema sabini*) (Rødlistet på Svalbard, som Sårbar)
- Stormsvale (*Oceanodroma leucorhoa*) (Rødlistestatus: Nær truet)

Det foreligger ikke data for grålire og havlire i siste utgave av SEAPOPs datasett. Sistnevnte er en fåtallig trekkgjest i Norge.

Havsvale er tilstede i analyseområdet i juni-november, sabinemåke primært fra september-februar og stormsvale i juli-november.

Alle kart for samtlige analyserte arter vises på:

<http://www.senseweb.no/content.ap?thisId=469>



Figur 27 Krykkje er rødlistet og har negativ bestandstrend de fleste steder (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 28 Havhest (også rødlistet) kan samles i store antall på sjøen. Her tiltrukket av et fiskefartøy (Bleiksdjupet) (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 29 Havsule med unge. Arten er relativt ny i Norge og har positiv bestandstrend (Foto: Cathrine Stephansen).

4.6.4 Kystbundne dykkere

Kystbundne dykkende sjøfugl har mange likhetstrekk med de pelagisk dykkende sjøfuglene, bortsett fra at kystbundne dykkere finnes i kystnære områder og i fjordarmer. Artene som tilhører denne gruppen vandrer over relativt små områder, med et næringssøk på 10 km ut fra hekkeplassen.

Kystbundne dykkere omfatter alkefuglen teist, skarver, lommer og havdykkere. Fuglene beiter mer på fisk med tilhold i tareskogen, eller på skjell og pigghuder, og er derfor ikke så berørt av nedgangen i fiskebestandene som de pelagiske dykkerne. SEAPOP deler gruppen inn i kystbundne fiskespisende (F) og kystbundne bentisk beitende (B).

Fugler i denne gruppen er avhengige av å dykke etter føden. Ved et oljesøl er de svært utsatte, 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). Havdykkere, lommer, skarv og ærfugl har høy sårbarhet (3) hele året (SFT, 2004).

- Dvergdykker (*Tachybaptus ruficollis*) (F) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Gråhegre (*Ardea cinerea*) (F) (Ikke rødlistet)
- Gråstrupedykker (*Podiceps grisegena*) (F) (Ikke rødlistet)
- Gulnebbblom (*Gavia adamsii*) (F) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Havelle (*Clangula hyemalis*) (B) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Horndykker (*Podiceps auritus*) (F) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Islom (*Gavia immer*) (F) (Ikke rødlistet)
- Kvinand (*Bucephala clangula*) (B) (Ikke rødlistet)
- Laksand (*Mergus merganser*) (F) (Ikke rødlistet)
- Praktærfugl (*Somateria spectabilis*) (B) (Rødlistet på Svalbard, som Nær truet)
- Siland (*Mergus serrator*) (F) (Ikke rødlistet)
- Sjørørre (*Melanitta fusca*) (B) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Smålom (*Gavia stellata*) (F) (Ikke rødlistet)
- Stellerand (*Polysticta stelleri*) (B) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Storlom (*Gavia arctica*) (F) (Ikke rødlistet)

- Storskarv (*Phalacrocorax carbo*) (F) (Ikke rødlistet)
- Svartand (*Melanitta nigra*) (B) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Teist (*Cephus grylle*) (F) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Toppand (*Aythya fuligula*) (B) (Ikke rødlistet)
- Toppdykker (*Podiceps cristatus*) (F) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*) (F) (Ikke rødlistet)
- Ærfugl (*Somateria mollissima*) (B) (Rødlistestatus: Nær truet)

Enkelte av ande-, lom- og dykkerartene hekker innlands og trekker til åpent vann ved kysten for myting eller næringssøk utenom hekketiden (Figur 33). 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.

Utviklingen i hekkebestanden av storskarv på Sklinna, Sør-Helgeland og Røst var positiv fra 2014 til 2015, med god hekkesuksess i 2015. Men de siste 10 årene er imidlertid utviklingen negativ på alle nøkkellokaliteter (Anker-Nilssen *et al.*, 2016).

Toppskarv hadde nedgang fra 2014 til 2015 og en moderat hekkesuksess. Toppskarven er også i generell nedgang. Ærfugl hadde dårlig hekkesuksess på Sklinna, og moderat på andre lokaliteter. Denne arten er også i nedgang i området (Anker-Nilssen *et al.*, 2016). Teist ser ut til å klare seg bedre på Sklinna, men har ukjent status på en del andre nøkkellokaliteter.

En rekke arter er gruppert i SEAPOP som kystbundne herbivore (plantespisende, He). Denne gruppen omfatter herbivore gjess og ender. I MOB-sammenheng har disse 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.

- Brunnakke (*Anas penelope*) (He) (Ikke rødlistet)
- Dverggås (*Anser erythropus*) (He) (Rødlistestatus: Kritisk truet)
- Dvergsvane (*Cygnus colombianus*) (Ikke rødlistet)
- Gravand (*Tadorna tadorna*) (He) (Ikke rødlistet)
- Grågås (*Anser anser*) (He) (Ikke rødlistet)
- Hvitkinngås (*Branta leucopsis*) (He) (Ikke rødlistet)
- Knoppsvane (*Cygnus olor*) (He) (Ikke rødlistet)

- Kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*) (He) (Ikke rødlistet)
- Ringgås (*Branta bernicla*) (He) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Sangsvane (*Cygnus cygnus*) (He) (Ikke rødlistet)
- Skjeand (*Anas clypeata*) (He) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Snadderand (*Anas strepera*) (He) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Stjertand (*Anas acuta*) (He) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Stokkand (*Anas platyrhynchos*) (He) (Ikke rødlistet)
- Sædgås (*Anser fabalis*) (He) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Taffeland (*Aythya ferina*) (He) (Ikke rødlistet)
- Tundragås (*Anser albifrons*) (He) (Ikke rødlistet)

Artene i denne gruppen har ulik utbredelse i hekkesesong, trekk- og myteperiode, samt ved overvintring. Enkelte arter har tilstedeværelse sommerstid, men ikke vinterstid, eller er fraværende i enkeltmåneder iht. datasettet. Tilstedeværelsen angitt for artene i SEAPOP-datasettene er individuell og månedsoppløst. Flere arter er også våtmarkstilknyttet. Noen har meget liten tilstedeværelse. Miljørisikoanalysen er foretatt for samtlige arter for alle månedene i analyseperioden.

Kart over artenes utbredelse finnes på:

<http://www.senseweb.no/content.ap?thisId=469>

Figurene under viser fire arter med høy sårbarhet overfor oljeforurensning:

Skarv (toppskarv) (Figur 30), teist (Figur 31), ærfugl (Figur 32) og storlom som trekker til kysten til åpent vann etter hekkingen og kan være sårbar for oljeforurensning i denne perioden (Figur 33).



Figur 30 Skarv benytter klipper og svaberg nær sjøen til sitteplass (her toppskarv) (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 31 Teist er en kystbunden alkefugl på norsk rødliste (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 32 Ærfugl er svært utsatt ved oljesøl i kystsonen (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 33 Storlom i sjø. Arten er en av dem som overvintrer ved sjøen (Foto: Cathrine Stephansen).

4.6.5 Kystbundne overflatebeitende

De kystbundne overflatebeitende sjøfuglene finnes i kystnære områder og inne i fjordarmer. Artene som tilhører denne gruppen vandrer over middels store områder, med et næringssøk om lag 20 km ut fra hekkeplassen.

Denne gruppen omfatter de fleste måkene. En del i gruppen er utsatt for tilsøling og forgiftning, siden de spiser åtsler av døde tilsølte dyr. De er derimot mindre utsatt for varmetap, da de i større grad har mulighet til å finne næring på land (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008).

Svartbaker og gråmåker 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 artenes vide næringssøk medfører at de kan påtreffes langt fra land, noe som er relevant i denne sammenheng. 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 denne analysen, men hvor det også finnes datasett over tilstedeværelse i åpent hav, er:

- Fiskemåke (*Larus canus*) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Gråmåke (*Larus argentatus*) (Ikke rødlistet)
- Polarmåke (*Larus hyperboreus*) (Rødlistet på Svalbard, som Nær truet)
- Svartbak (*Larus marinus*) (Ikke rødlistet)

De øvrige overflatebeitende artene som er kystbundne:

- Fjelljo (*Stercorarius longicaudus*) (Rødlistet på Svalbard, som Nær truet)
- Ismåke (*Pagophila eburnea*) (Rødlistet på Svalbard, som Sårbar)
- Polarjo (*Stercorarius pomarinus*) (Ikke rødlistet)
- Sildemåke (*Larus fuscus*) (Ikke rødlistet)
- Storjo (*Stercorarius skua*) (Ikke rødlistet)
- Tyvjo (*Stercorarius parasiticus*) (Rødlistestatus: Nær truet)

Alle måkene er tilstede i analyseområdet hele året, om enn i noe varierende grad, med unntak av ismåke (tilstede mars-august).

Både fjelljo, polarjo, storjo og tyvjo er tilstede i analyseområdet sommerstid (ref. SEAPOPs kystnære datasett). Bestanden av storjo er i vekst på alle lokalitetene på fastlandet. Denne arten har nå spredt seg over hele Barentshavsregionen.

Utviklingen i bestandene av gråmåke, svartbak og sildemåke var negativ for de fleste nøkkellokalitetene i 2015 (Anker-Nilssen *et al.*, 2016).

Ternene grupperes som kystbundne fiskespisende arter etter SEAPOPs inndeling, men er tatt med under kystbundne overflatebeitende i beskrivelsen relevant for oljeforurensning siden sårbarhet og beitemønster er mer som måkefuglenes og mindre lik de kystbundne fiskespisende andeartene beskrevet sammen med kystbundne dykkere.

Begge terneartene er trekkfugler som hekker i analyseområdet, men som kun er tilstede i sommersesongen.

- Makrellterne (*Sterna hirundo*) (F) (Rødlistestatus: Sterkt truet)
- Rødnebbterne (*Sterna paradisaea*) (F) (Ikke rødlistet)

Kart over artenes utbredelse finnes på:

<http://www.senseweb.no/content.ap?thisId=469>



Figur 34 Tyvjo på jakt etter lundens fangst (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 35 Svartbak (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 36 Gråmåke (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 37 Fiskemåke (Foto: Cathrine Stephansen).

4.6.6 Marint tilknyttede vadere

Marint tilknyttede vadefugl regnes som mindre sårbare overfor oljeforurensning enn de artene 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 tilstede (NOF, <http://www.birdlife.no/naturforvaltning/nyheter/?id=485>).

Det er tilgjengelige datasett i SEAPOPOP (www.seapop.no) for følgende arter:

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

For steinvender og myrsnipe finnes det ikke datasett i SEAPOPOP. Datasettene viser tilstedeværelse av alle de ovennevnte i analyseområdet. Spesielt er Ramsar våtmarksområder viktige for vadefugl. Figur 55 viser de høyt prioriterte lokalitetene i analyseområdet, inkludert Ramsarområder.

Det kan ventes konflikt med vadere ved oljeforurensning i strandsonen. Et større antall vadere av ulike arter kan berøres av evt. oljeforurensning. Områder med nærhet til ferskvann er viktige for vadefugl som spover og sniper. Disse områdene kan oppvise stor artsrikdom.

For mange av artene som er rødlistet finnes det ikke datasett som er egnet for kvantitative miljørisikoanalyser (f.eks. brushane). 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 (ref. Figur 39, øverst og nederst). Kart over artenes utbredelse finnes på: <http://www.senseweb.no/content.ap?thisId=469>



Figur 38 Marint tilknyttede vadere er utsatt for oljeforurensning på strand. Her myrsniper (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 39 Tangbelter som blottlegges på lavvann er spesielt viktige for vadere. Fjæreplytt øverst, tjeld nederst (Foto: Cathrine Stephansen).

4.7 Marine pattedyr

Marine pattedyr har svært ulik sårbarhet. Kystselene, som ikke er avhengige av pelsen for å holde varmen, men som har et solid spekklag, er mindre utsatt for oljeforurensning enn f.eks. otere. Sistnevnte kan ha en fysiologisk sensitivitet overfor oljeforurensning som likner fuglenes.

Selunger er avhengige av pelsen, noe som gjør dem sårbare. Generelt er derfor kystselene mest sårbare i kasteperioden. Selens evne til å motstå varmetap om pelsen tilsøles forventes å kunne være avhengig av næringsstatus, som kan variere gjennom årssyklusen.

I kasteperioden samles kystsel i større antall på egnede plasser i kystsonen. Noen seler kaster på is. For voksen sel sees skadelige effekter av meget fersk råolje på øyne og luftveier, pga. avdampning av lette komponenter. Ved utslipp av olje til havs kan det forventes at oljen er mer forvitret etter lange drivtider. Generelt er det ikke registrert unnvikelsesatferd overfor olje hos sel.

Hvaler har hittil vært ansett som relativt lite sårbare for oljeforurensning. Det har vært hevdet at bardehvaler kan være mer utsatt for oljetilsøling ved næringssøk enn tannhvaler ved at bardene blir tilsølt når bardehvalene skummer overflaten for å filtrere føde (AMSA faktaark, NOAA faktaark 1).

En del av bardehvalene har ru hud, som vil kunne feste mer olje enn det tidligere har vært forventet at glatt hud vil gjøre. Det er imidlertid ikke kjent om hvaler kan få olje ned i pustehullet. Det har vært hevdet at hvaler aktivt kan unngå oljeforurensning, men observasjoner i Mexicogulfen av ville delfiner nær og i oljeflak tyder på at dette ikke er tilfellet (NOAA faktaark 1 og 2, AMSA faktaark).

Arter som migrerer i åpent hav vil ha lavere sannsynlighet for å komme i kontakt med olje. Sannsynligheten avhenger av utslippets lokasjon ift. faste migrasjonsruter. I åpent hav vil det derimot ikke være noen barriere som hindrer oljen i å flyte videre, og sannsynligheten for å treffe et oljeflak ansees å bli lavere. Se artikkel av AMSA:

<https://www.amsa.gov.au/environment/marine-pollution-response/scientific-info/dispersants/Documents/Wildlife.pdf>

Flere hvalarter migrerer gjennom Norskehavet, på vei opp gjennom Barentshavet til det produktive området ved iskanten sommerstid. Spesielt er det høy tetthet av observasjoner av enkelte arter langs Eggakanten. I området utenfor Andøya er Eggakanten relativt nær kysten og her opptrer hval ofte i næringssøk. De senere årene har det vært ansamlinger av knølhval og spekkhogger vinterstid som følger sildestimene i fjordene (Vesterålen og Troms). Disse artene kan vandre globalt. Flere av artene er rødlistet (Wiig *et al.*, 2015).

4.7.1 Datasett til analysen

4.7.1.1 Kystseler

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

Utbredelseskart finnes på:

<http://www.senseweb.no/content.ap?thisId=469>

4.7.1.2 Hvaler

Det finnes ikke datasett som er egnet for kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden for skadebasert miljørisikoanalyse, men det er i samarbeid med HI laget datasett over viktige områder for enkelte av artene hzi et prosjekt for Direktoratet for Naturforvaltning, nå Miljødirektoratet (Spikkerud *et al.*, 2013). Datasettene er egnet for grove, ikke-kvantifiserte vurderinger av overlapp med olje. Områdene er benyttet med tillatelse fra HI til vurderinger av potensiell berøring, i tid og rom, mellom områdene som er ansett som viktige for de ulike artene og potensielt influensområde fra aktiviteten.

4.7.1.3 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 oter forekommer. Bestandsestimatene for oter er basert på fallvilt databasen, som i hovedsak omfatter påkjørte dyr (Jiska van Dijk, *pers. medd.*, 2015), og er slik sett usikre.

Tabell 5 Månedssvis sårbarhet for de marine pattedyrartene havert, steinkobbe og oter. Verdien 1 = lav sårbarhet, 2 = moderat sårbarhet og 3 = høy sårbarhet.

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
Steinkobbe (Svalbard)	2	2	2	2	2	3	3	3	2	2	2	2
Oter	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

4.7.2 Havert (gråsel) (*Halichoerus grypus*)

Haverten er utbredt langs Norskehavskysten. I kasteperioden (september til desember) og hårfellingsperioden (februar til mars) er havert noe mer sårbar for oljeforurensning, og de samles i større antall på skjær og holmer i den ytre kystsonen.

Havertens næringssøk er i og utenfor skjærgården og i fjordene. Etter kasteperioden finnes den mer spredt. Den har et videre næringssøk og lever mer enkeltvis utenom kasteperioden enn steinkobben.

For havert finnes det datasett egnet for kvantitativ miljørisikoanalyse og arten inngår i MIRA-analysen for aktiviteten. Utbredelseskart for arten er vist på:

<http://www.senseweb.no/content.ap?thisId=469>

Bestanden av havert langs norskekysten er anslått til mellom 5100 og 6000 dyr (ett år eller eldre). Telling gjennomført i området Sør-Trøndelag til Lofoten i årene 2014 og 2015 indikerte en vesentlig nedgang i produksjonen av unger.

Det er mange viktige lokaliteter for havert i analyseområdet. Frøya/Froanområdet har store forekomster av arten.



Figur 40 Havert (Foto: Cathrine Stephansen).

4.7.3 Steinkobbe (*Phoca vitulina*)

Steinkobben er utbredt i analyseområdet, hovedsakelig inne i fjordene. Datasettet som danner grunnlaget for kvantitative miljørisikoanalyser dekker norskekysten. Arten inngår i MIRA-analysen for aktiviteten.

Steinkobbens sårbarhet er høyest i kasteperioden (juni-juli). Hårfellingen foregår etter kastingen (juli-august). Da går arten ned i vannet og sårbarheten er noe høyere. Eventuelle konflikter med steinkobben kan først og fremst ventes om sommeren/sensommeren.

Næringssøket til steinkobben er i og utenfor skjærgården, samt i fjordene. Den holder seg mer kystnært enn haverten og er noe mer samlet på hvileplassene utenom kaste- og hårfellingsperiodene. Steinkobben liker seg på beskyttede lokaliteter i skjærgården. Fisk er hovedbyttet.

Utbredelseskart finnes på:

<http://www.senseweb.no/content.ap?thisId=469>



Figur 41 Steinkobber fotografert i kasteperioden; viser samling av mange dyr som øker sårbarheten overfor oljeforurensning (Foto: Cathrine Stephansen).

4.7.4 Oter (*Lutra lutra*)

Oteren er utbredt langs kysten i analyseområdet. Den er avhengig av pelsen til isolasjon. Oteren har høy sårbarhet hele året, og etter et evt. oljesøl vil berørte otere ha høy dødelighet. Pga. artens territorialitet vil området imidlertid kunne rekoloniseres av andre individer.



Figur 42 Oteren (*Lutra lutra*) har høy individuell sårbarhet for oljeforurensning hele året. Arten er svært territoriell og finnes derfor spredt i leveområdene (Foto: Cathrine Stephansen).

4.7.5 Vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*)

Vågehvalen er den minste av bardehvalene. Arten er hovedsakelig tilknyttet sokkelområder, men den går også over dypt vann og opp til iskanten. Føden består i hovedsak av krill, lodde og sil, men den tar også torsk, sei og polartorsk. Den forekommer vanligvis som enkeltindivider, men grupper på 2-3 individer er også relativt vanlig. Arten finnes i alle verdenshav, men det er usikkert om det dreier seg om flere underarter. Utbredelsen i våre farvann er langs hele kysten opp til Svalbard i sommerhalvåret.

4.7.6 Finnhval (*Balaenoptera physalus*)

Finnhval finnes i norske farvann og i analyseområdet særlig på vei til iskanten i mai til og med juli. Den trekker gjennom Norskehavet og kan av og til observeres sammen med knølhval i næringssøk etter sild i vintersesongen (Vesterålen og Troms). Arten er den nest største hvalen etter blåhval, og beveger seg hurtig og

trekker over store dyp, nær Eggakanten og i området ved Jan Mayen. Den antas å ikke gå kystnært. Føden er for det meste krill, fisk og blekksprut. Finnhvaler finnes oftest i små grupper.

4.7.7 Knølhval (*Megaptera novaeangliae*)

Knølhvalen har lange sesongmessige vandringer mellom varme forplantningsområder og kaldere høyproduktive områder for næringssøk. De oppholder seg mest i kystnære farvann eller på kontinentalsokkelen fra Vesterålen og nordover. Knølhval er sammen med spekkhogger en hyppig forekommende jeger på jakt etter sild utenfor Vesterålen og i Troms vinterstid. Om sommeren beiter de nord for analyseområdet ved iskanten.



Figur 43 Knølhval ved Andøya (Foto: Cathrine Stephansen).

4.7.8 Spermhval (*Physeter macrocephalus*)

Spermhvalen er den største av tannhvalene. Den finnes i størst tetthet i dype områder med høy produksjon. I våre farvann er det i hovedsak hanner som trekker.

Havforskningsinstituttet har identifisert et område ved Bleiksdjupet som viktig for spermhval i perioden april-oktober, hvor hvalene trekker nordover mot Barentshavet og kan gå helt opp i iskanten.



Figur 44 Spermhvaler ved Bleiksdjupet (Foto: Cathrine Stephansen).

4.7.9 Spekkhogger (*Orcinus orca*)

Havforskningsinstituttet har i "verdivurderingsprosjektet" identifisert et vinterområde utenfor Lofoten-Vesterålen for oktober-januar. Arten forekommer hyppig sammen med knølhval på jakt etter sild utenfor Vesterålen og i Troms i vinterperioden.



Figur 45 Spekkhogger (Foto: Cathrine Stephansen).

4.7.10 Nise (*Phocoena phocoena*)

Det viktigste området for arten i våre farvann er identifisert av HI i Skagerrak/Kattegat, men arten er til stede langs hele kysten, også i analyseområdet.

4.7.11 Delfiner (*Springere*)

Delfiner (springere) har et vidt utbredelsesområde og kan forekomme i hele analyseområdet. To arter har utbredelse i norske farvann; kvitnos (*Lagenorhynchus albirostris*) og kvitskjeving (*Lagenorhynchus acutus*).

4.8 Fiskeressurser

Norskehavet er gyteområde for mange norske fiskeressurser. Nord i Norskehavet og i Barentshavet er det en rekke gyteområder for kommersielt viktige fiskearter, bla. områdene langs Nordlands-, Troms- og Finnmarkskysten og området langs Eggakanten (fra nord for Vesterålen til vest for Bjørnøya og Svalbard).

Data fra HI (2015) er benyttet for å vurdere potensialet for overlapp mellom gyteområdene/gyteperioden (Figur 46 og Figur 47) og en influensområdet fra den analyserte aktiviteten. Det er bare de tidligste livsstadiene av fisk som regnes som sårbare for akutt oljeforurensning, oppvekstområdene analyseres derfor ikke.

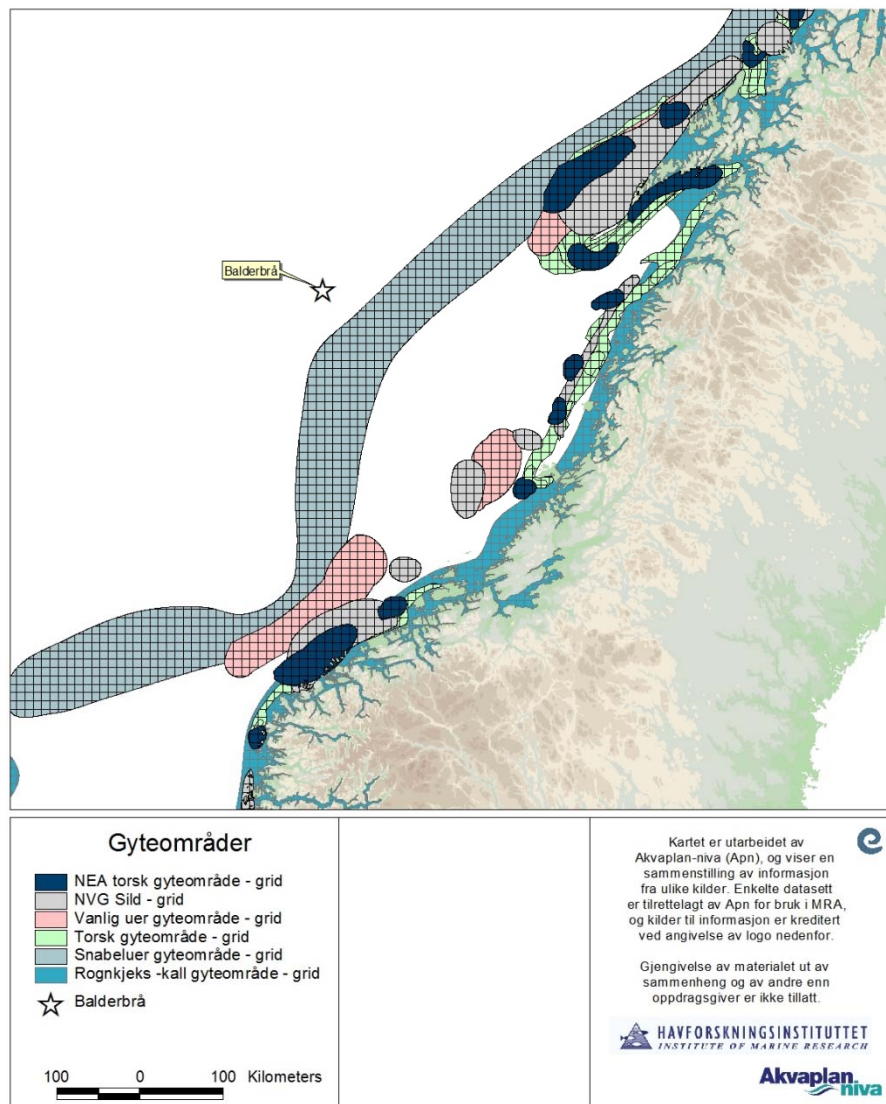
Gyteområdene for fisk varierer fra år til år. Flere arter har gyteområde innenfor analyseområdet som vil kunne overlappe med influensområdet for aktiviteten;

- Blåkveite (gyteperiode: oktober-desember)
- Kveite (gyteperiode: desember-mai)
- Kysttorsk (gyteperiode: januar-april)
- Blålange (gyteperiode: mars-mai)
- NØA-hyse (gyteperiode: mars-juni)
- NØA-torsk (gyteperiode: mars-april)
- NØA-sei (gyteperiode: januar-mars)
- NVG Sild (gyteperiode: februar-april)
- Rognkjeks/rognkall (gyteperiode: februar-mai)
- Snabeluer (yngleperiode: mars-april og november-desember)
- Uer (yngleperiode: april-mai)
- Nordsjøsei (gyteperiode: februar- mars)
- Nordsjøhyse (gyteperiode: mars-mai)
- Lodde (gyteperiode: mars-april)

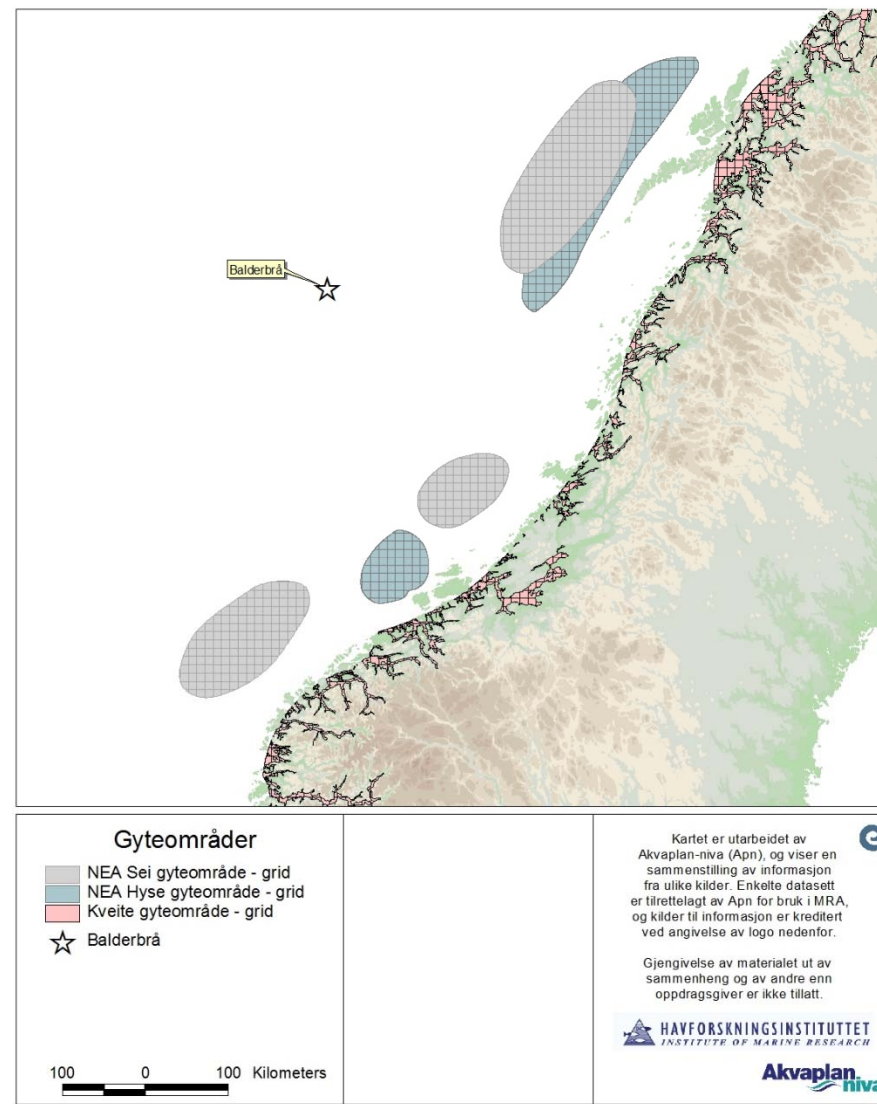
Kart over gyte- og ynglefelt innen analyseområdet er vist i Figur 46 og Figur 47. Av disse har kveite et så stort gyteområde at det ikke er vurdert nødvendig å foreta miljørisikoanalyse for arten.

Tabell 6 Gyteperioder for kommersielt viktige fisk- og krepsdyrressurser (Rogers & Stocks, 2001; Ottersen & Auran, 2007; Large et al., 2009; www.imr.no). Lys brun: gyting; Mørk brun: gytetopp.

Art	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Blåkveite												
Blålange												
Breiflabb												
Brosme												
Hvitling												
Hyse (Nordsj. og Skagerrak)												
Hyse (NØA)												
Kolmule												
Kveite												
Kysttorsk nord for 62° N												
Kysttorsk sør for 62° N												
Lodde												
Lomre												
Makrell												
Rødspette												
Sei (Nordsj.)												
Sei (NØA)												
Sild (høst-gyt.)												
Sild (NVG)												
Snabeluer												
Tobis												
Torsk (Nordsj.)												
Torsk (NØA)												
Uer												
Vassild												
Øyepål												
Krabbe												
Reke												
Sjøkreps												



Figur 46 Gyteområder innen analyseområdet, Del 1 (Havforskningsinstituttet).



Figur 47 Gyteområder innen analyseområdet, Del 2 (Havforskningsinstituttet).

4.9 Sårbare kysthabitater

Akvaplan-niva har tilrettelagt datasettet over sensitivitetsindeks (Pi) fra MRDB (2010) på et 10 x 10 km rutenett inndelt i sårbarhet 1-3. Totalt er dette 1490 ruter med en beregnet gjennomsnittlig Pi-indeks og sårbarhetsverdi fra Lindesnes til grensen til Russland i Finnmark. Datasettet er brukt i en kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

4.9.1 Sensitivitetsindeks

I MRDB foreligger det et datasett på 5x5 km rutenett som angir andelen av ulike kysttyper i ruten, samt en sårbarhetsindeks (Pi) (Brude *et al.*, 2003) mellom 0-1 basert på sammensetningen av strandtyper og en modellert sammensetning av nøkkelsamfunn på substratet; eksponeringsgrad, sårbarhet og restitusjonstiden ved oljeforurensning.

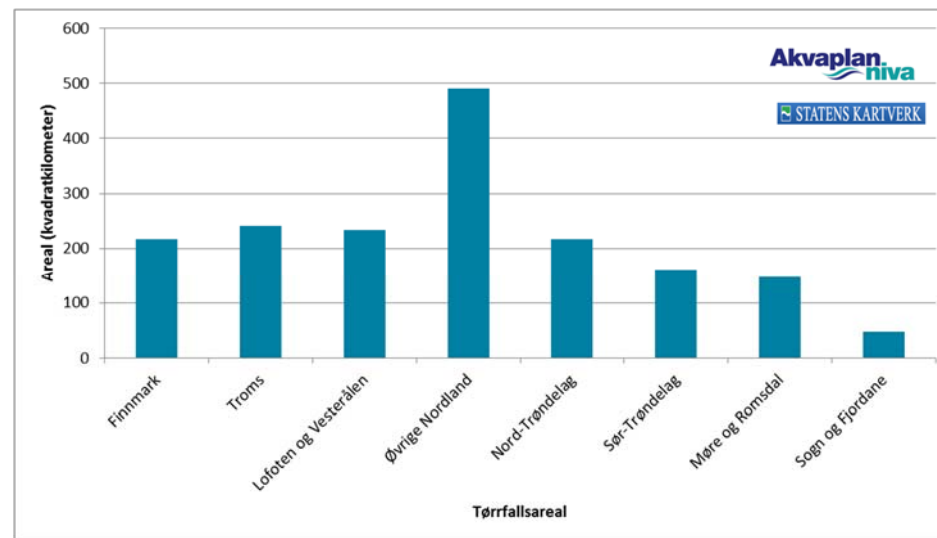
APN har gjennomgått datasettet i MRDB mht. Pi-verdier for rutene med de mest sårbare strandtypene og nøkkelsamfunnene (angitt som "abundance" av de ulike samfunnene i datasettet). Pi-indeksen er deretter vurdert opp mot sårbarhet (1-3) og APN har kommet til følgende inndeling:

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

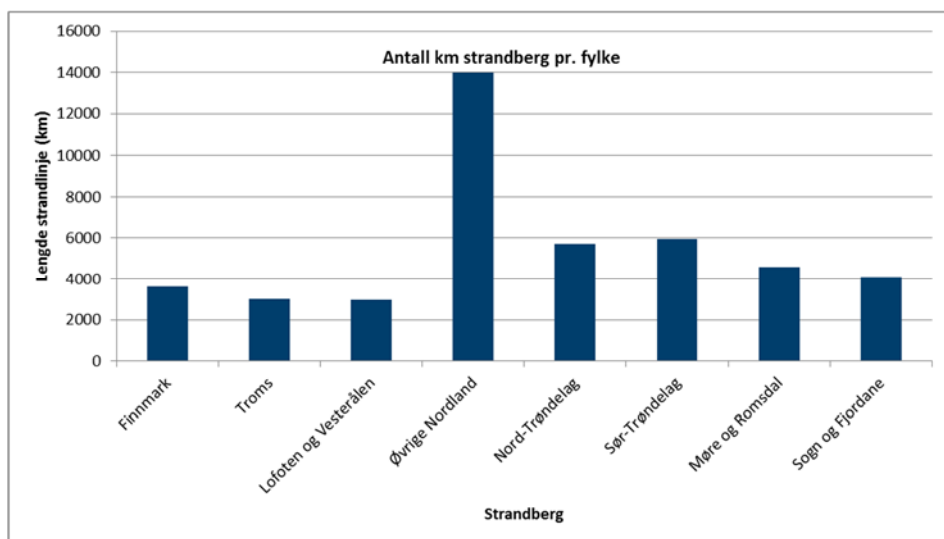
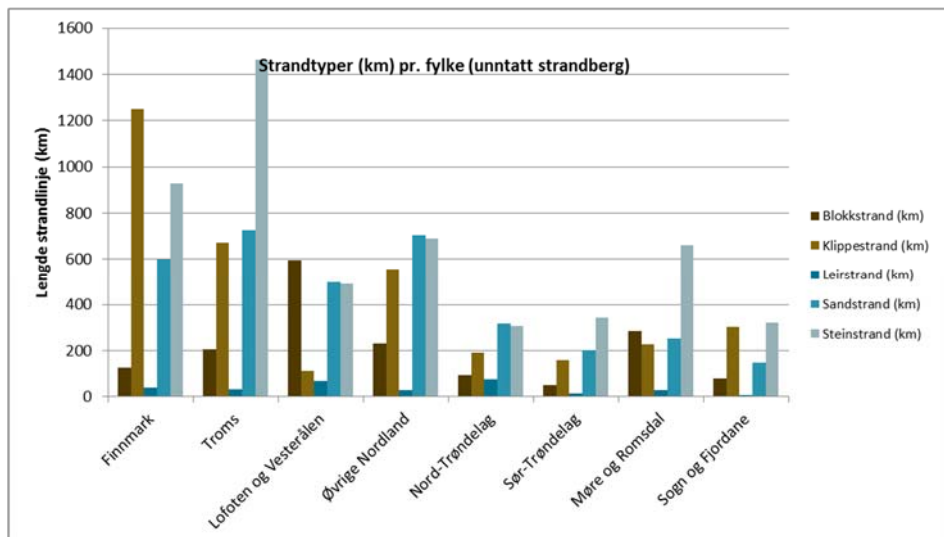
APN har tilrettelagt datasettet fra MRDB på 10x10 km rutenett, totalt 1490 ruter med en beregnet gjennomsnittlig Pi-indeks. 524 av de 1490 rutene (totalt nasjonalt) har $P_i > 0,33$.

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 48 og Figur 49 (etter Spikkerud & Skeie, 2010).



Figur 48 Antall km² av tørrfall pr. fylke i analyseområdet.



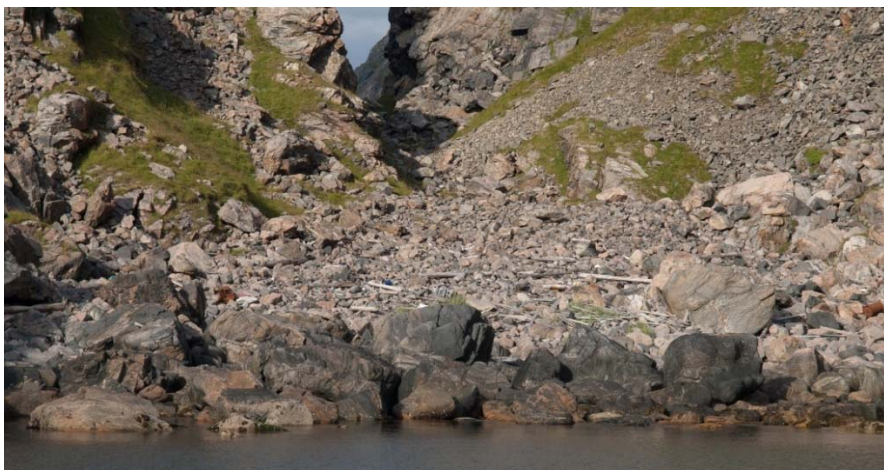
Figur 49 Antall km av ulike strandtyper (strandberg separat nederst) pr. fylke i analyseområdet.



Figur 50 Eksponert klippekyst med rasurer og blokkstrender utgjør en stor del av kysten innen områder med høy treffsannsynlighet (Bleiksøya øverst). Slike områder er ofte hekkeområder for ulike sjøfuglarter som hekker i ur og på fjellhyller. Fuglene kan samles i svært store antall utenfor hekkeområdet (her fra Bleiksøya) (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 51 Rasurer og blokkstrender er ofte hekkeområder for den sårbare kystnære dykkeren teist (her fra Røst) (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 52 Rasurer kan være utfordrende å sanere. Rekvedfjærer indikerer strømforhold som frakter gjenstander på overflaten til lokasjonen, dette gjelder også olje (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 53 Store tørrfallsområder med grisetang er utbredt i analyseområdet. Her fra Skogvoll på Andøya, der området er delvis islagt om vinteren, og tidevannet lager strømmer mellom isflakene (Foto: Cathrine Stephansen).

4.10 Koraller og annen sensitiv bunnfauna

Grunnlagsundersøkelse av havbunnen ved borelokaliteten viste en jevn havbunn bestående av leire med et øvre lag av silt (Gardline, 2017). Det var enkelte observasjoner av svamp, men med svært lav tetthet (< 1 % av bildene).

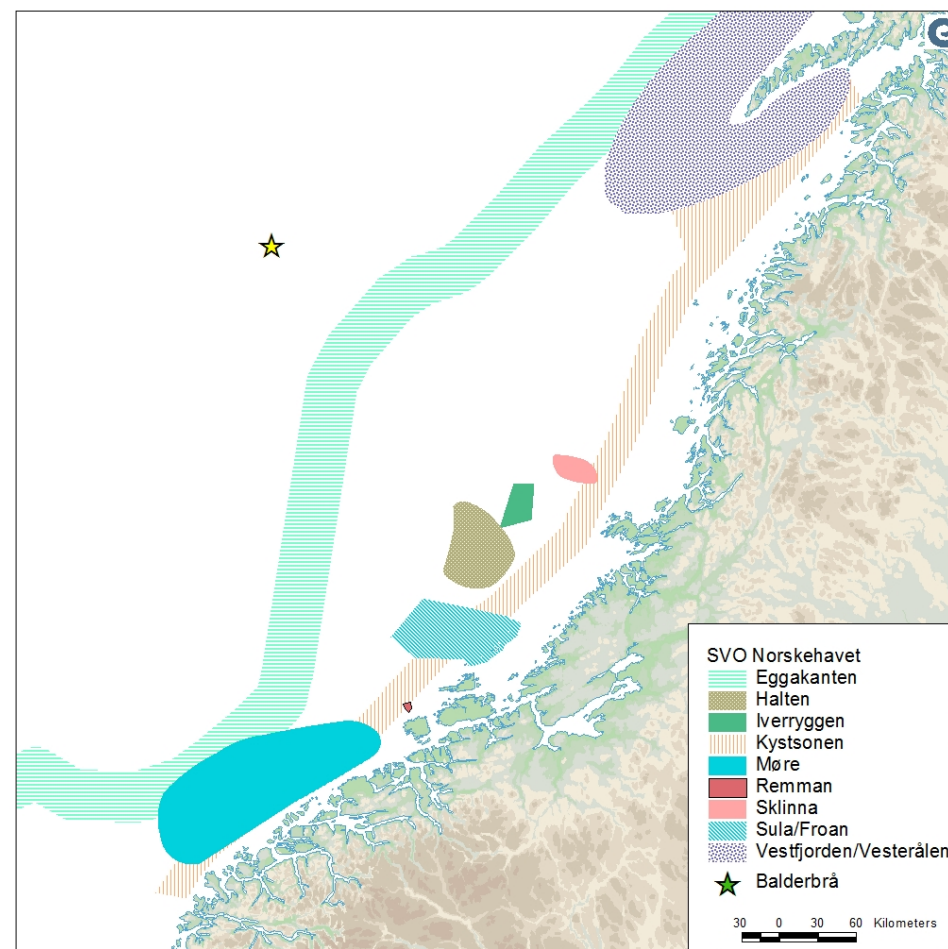
4.11 Særlig verdifulle områder

Gjennom arbeidene med utarbeidelse av forvaltningsplaner for havområdene er det identifisert enkelte delområder som utpeker seg som særlig verdifulle og sårbare i miljø- og ressursammenheng. Dette er områder som ut fra naturfaglige vurderinger har vesentlig betydning for det biologiske mangfoldet og den biologiske produksjonen, og der mulige skadevirkninger kan få langvarige eller irreversible konsekvenser. Områdene er identifisert ut fra bestemte kriterier, der områdets viktighet for mangfold og produktivitet er de viktigste, og kriterier som unikhhet, uberørthet, representativitet og vitenskapelig og pedagogisk verdi er utfyllende kriterier. Beliggenheten av slike områder i Norskehavet er vist i Figur 54.

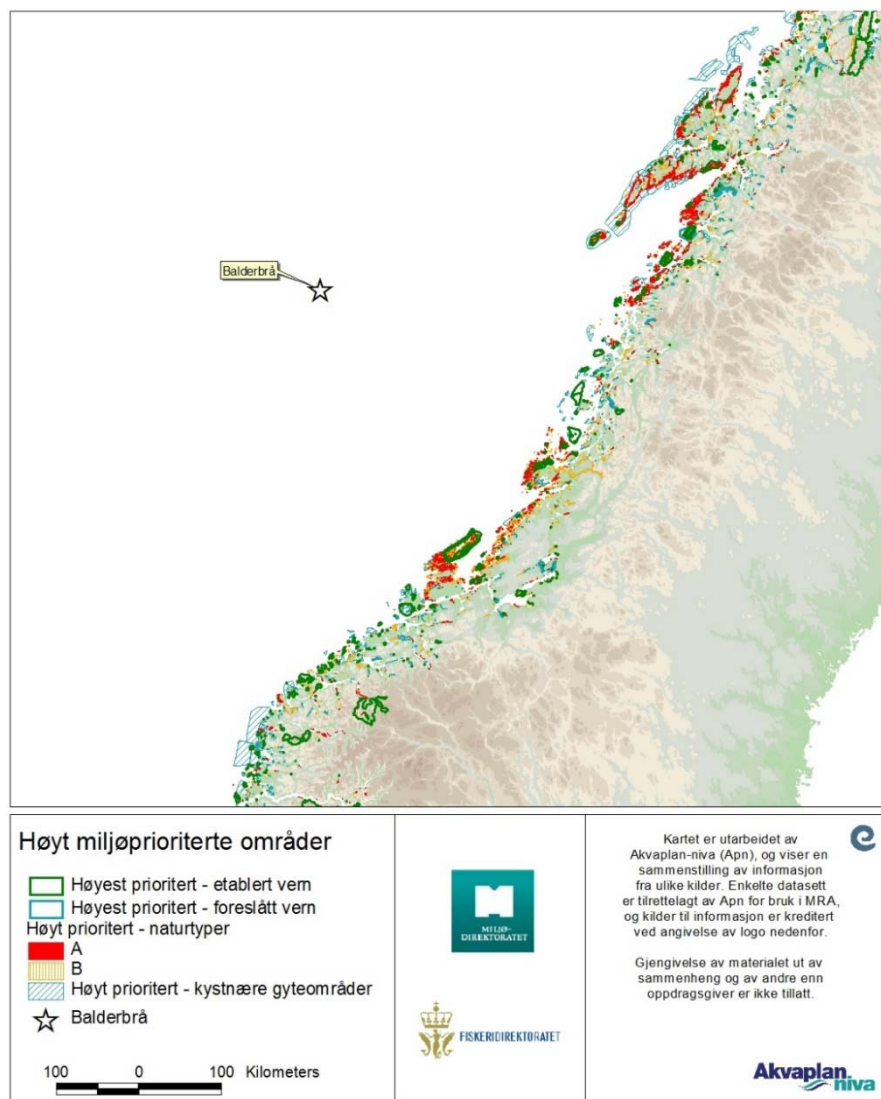
4.12 Høyt miljøprioriterte lokaliteter

Det er en rekke miljøprioriterte lokaliteter langs kysten, spesielt i ytre kystsone. Lokaliteter av høy sårbarhet og verdi er vist i Figur 55. Informasjonen er hentet fra Miljødirektoratets Naturbase i 2016. Slike områder skal prioriteres for beskyttelse ved en oljevernaksjon (SFT, 2004).

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



Figur 54 Særlig verdifulle områder i Norskehavet (data fra Miljødirektoratet (2017)).



Figur 55 Høyt prioriterte lokaliteter (data fra Fiskeridirektoratet og Miljødirektoratet, 2016).

5 Resultater av oljedriftsanalyser

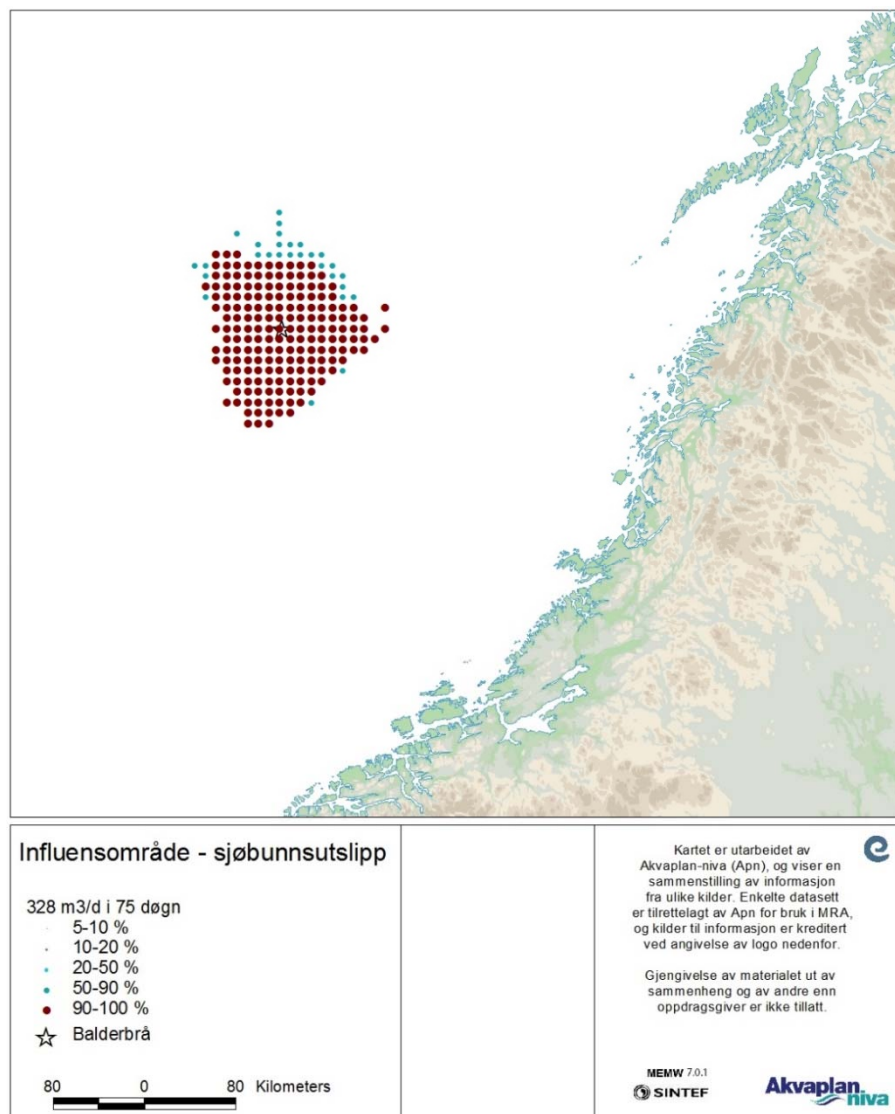
5.1 Influensområder - overflate

Beregninger er gjennomført ved bruk av den oppsatte rate-varighetsmatrisen for Balderbrå (se avsnitt 2.6). Alle simuleringer i alle scenarier er benyttet til beregning av miljørisiko, og de mest sentrale scenariene er beskrevet mht. berørt område.

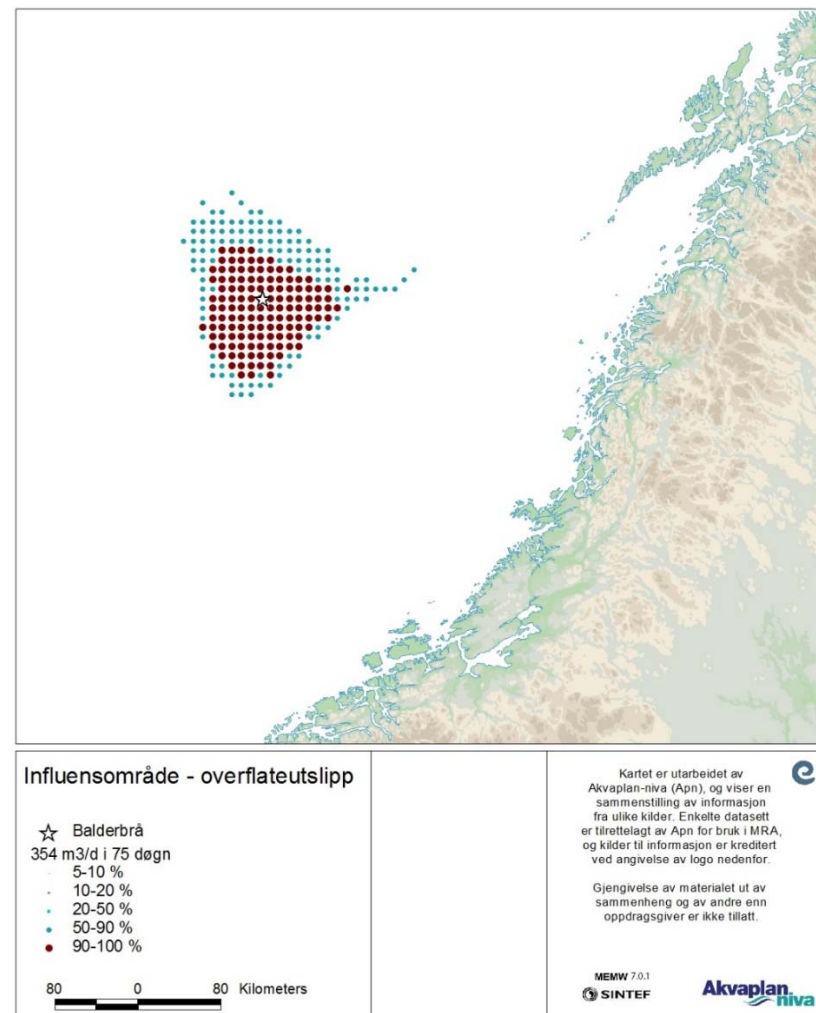
I tråd med en studie utført for NOROG (Akvaplan-niva, DNV GL og Acona, 2015) vedr. antallet simuleringer av oljedrift som er nødvendig for miljørisiko- og beredskapsberegninger, ble det funnet at for langvarige utslipp kan det foretas færre simuleringer enn det som er nødvendig for mer kortvarige utslipp. For utslipp som varer 75 dager er det derfor gjennomført et antall simuleringer som tilsvarer startdato hver 9. dag, for 15-dagers varighet hver 6. dag, mens for 2-dagers varighet er det en startdato hver 3. dag. Hver startdato representerer en unik situasjon mht. vind og bølger, og dermed forvitring og spredning.

Pga. de svært lave utslippsratene beregnet for Balderbrå, og den lette oljetypen (Ormen Lange kondensat) som spres tynt utover et stort areal, blir de akkumulerte oljemengdene i 10x10 km ruter svært små. Det er derfor få kombinasjoner av rate og varighet som fører til mer enn 1 tonn olje i noen 10x10 km rute.

Influensområdet definert som – *mer enn 5 % sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn olje i snitt i en 10x10 km rute* – omfatter ingen modellruter for de laveste strømningsratene, og kun én rute for sjøbunnsutslipp av vektet rate og varighet. Av den grunn vises kun influensområdet for scenariene med høyeste rate og lengste varighet (Figur 56 og Figur 57).



Figur 56 Influensområdet (mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km rute) for sjøbunnsutslipp av høyeste rate og 75 dagers varighet (hele året).



Figur 57 Influensområdet (mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km rute) for overflateutslipp med høyeste rate og 75 dagers varighet.

5.2 Influensområder - vannsøyle

For scenariet med høyest sannsynlighet, og rate og varighet nærmest vektet, var det kun fire ruter med gjennomsnittlig konsentrasjon av olje i vannsøylen høyere enn 1 ppb.

Ved de høyeste ratene og lengste varighetene av både sjøbunns- og overflateutslipp var det 1 til 4 ruter med gjennomsnittlig konsentrasjon av olje i vannsøylen høyere enn 10 ppb, og ingen høyere enn 50 ppb.

Det vises derfor ingen influensområder for hydrokarbonkonsentrasjoner i vannsøylen.

5.3 Strandingsstatistikk og konfliktpotensial for kysthabitater og strandruter

Det er gjennomført 12762 simuleringer fordelt på alle rater og varigheter for hele året.

Maksimal strandet mengde kondensat (100-prosentil) er 7 tonn. Det er ingen 99- eller 95-prosentiler på grunn av den svært lave sannsynligheten for stranding av kondensat overhodet (8,5 %). Ekstremt korteste drivtid til land (100-prosentil) er 18 døgn, 99-prosentilen er 33 døgn. Det er ingen 95-prosentil.

Det vurderes på ovenstående basis at det ikke er noe konfliktpotensial for kysthabitater ved eventuelt tap av brønnkontroll under boringen av letebrønn Balderbrå, og disse diskuteres derfor ikke videre i denne rapporten.

6 Resultater av analyse av miljørisiko

6.1 Miljørisiko for sjøfugl

Miljørisikoen for sjøfugl er under 1 % av akseptkriteriet, i skadekategori «Moderat», for alle arter og sesonger. Det er kun arter av sjøfugl på åpent hav i Norskehavet som gir utslag, og deres relative utslag i miljørisiko er visualisert i Figur 58.

Som nevnt; miljørisikoen er systematisk analysert for alle artene av sjøfugl i SEAPOPs database. Hovedresultater er omtalt i analysen, mens resultat for enkeltarter er plassert i: <http://www.senseweb.no/content.ap?thisId=469>.

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 scenariene.

For Balderbrå er imidlertid miljørisikoen så lav at det har liten hensikt å presentere sesongvise resultater i figurs form. Det gis derfor kun en kortfattet beskrivelse av generelle endringer over året.

Januar-mars

Perioden januar tom. mars er, i hovedsak, en overvintringsperiode for sjøfuglene. I åpent hav er det tøffe forhold for sjøfugl, mange arter oppholder seg i kystnære områder ved kysten av Møre, Trøndelag og Halten. De artene som overvintrer i Norskehavet trekker nærmere kysten enn under høstperioden (august-oktober), og det er mye fugl i området vinterstid. Mot slutten av overvintringen kommer fuglene tilbake til hekkeplassene.



Figur 58 Visualisering av hvilke sjøfuglarter (Åpent hav, Norskehavbestanden) som gir utslag i miljørisikoanalysen for Balderbrå. Vær oppmerksom på at maksimalt utslag for alle artene er mindre enn 1 % av akseptkriteriet.

April-juni

Perioden april-juni omfatter vårtrekk og hekkeperiode for flere sjøfugler. Allerede i vinterområdene samles fuglene for kurtise og trekk til hekkeområdene. De artene som hekker i Norskehavet trekker nærmere kysten, til koloniene, men mange av dem, særlig de pelagiske artene, kan ha store områder de søker næring i ut fra hekkekoloniene. Dette sees både i åpent hav og kystnært.

Juli-september

Perioden juli-september omfatter slutten av hekkeperioden og begynnelsen på høsttrekket. Enkelte arter trekker sørover for å overvintre, mens de pelagiske

artene trekker til beiteområder med god næringstilgang i åpent hav. En del arter som hekker i innlandsvann trekker til kysten i slutten av denne perioden for å overvintre i isfrie kystområder.

Oktober-desember

Perioden oktober-desember omfatter slutten av høsttrekket og begynnelsen på overvintringen. Enkelte arter trekker sørover for å overvintre, mens de pelagiske artene trekker til beiteområder med god næringstilgang i åpent hav. Andre arter kommer til Norskehavet fra hekkeområder lenger nord i Barentshavet. Arter som har hekket i innlandet kan overvintre i isfrie farvann ved kysten.

6.2 Miljørisiko for marine pattedyr

Det er ingen overlapp mellom områder identifisert som viktige for hvalarter og influensområdet for et eventuelt kondensatutslipp fra Balderbrå.

Det er ingen utslag for kystsel i den kvantitative delen av miljørisikoanalysen, grunnet svært få simuleringer som gir stranding og svært små oljemengder i disse.

6.3 Miljørisiko for fisk

Det er foretatt en overlappsanalyse mellom relevante arters gytefelt og området der konsentrasjonen av olje i vannsøylen overstiger en terskelverdi for skade

(målt ved forventet THC-konsentrasjon), ved bruk av deler av Trinn 1 miljørisikoanalyse for fisk (DNV, 2007). Det er ingen overlapp mellom kjente gyteområder for fisk og områder hvor et eventuelt utslipp av kondensat fra Balderbrå gir vannsøylekonsentrasjoner av hydrokarboner høyere enn 50 ppb, som konservativt er vurdert som grenseverdi.

6.4 Miljørisiko for strand og kysthabitater

Det er ingen utslag i skadekategorier i den kvantitative miljørisikoanalysen for strand og kysthabitater, grunnet svært få simuleringer som gir stranding og svært små oljemengder i disse.

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 oljeforurensning, 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). Videre er analysen gjennomført for å identifisere beredskapsløsninger som kan møte de ytelseskrav WINO 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, bl.a. i form av identifiserte fokusområder for utsatte miljøressurser i åpent hav og ved kysten.

7.2 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 som 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 døgnkontinuerlig drift og pumping av oppsamlet oljeemulsjon fra oljevern-fartøyets tanker over til en skytteltanker.

For mer viskøs olje vil et HiVisc skimmerhode kunne være bedre egnet. Dette har en lavere pumpehastighet (160 vs. 219 m³/t), noe som også fører til lavere frekvens av tømmeoperasjoner. For referanseoljer med høy viskositet i barriere 1 og 2 vil begge alternativer adresseres i analysene.

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 nær kilden, mens forurensningen er relativt samlet. Dette er en strategi som velges for å sikre en effektiv innsats og samle opp oljen før den spres utover og kan forårsake skader på miljøet og er vanskeligere å samle opp. Dette må sees i sammenheng også med viskositeten av aktuell emulsjon.

Kjemisk dispergering er et alternativ eller supplement til bekjempelse 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. Det må likevel regnes med at oljen vil være tynn når den ikke emulgeres i særlig grad.

I analysesammenheng (beregningsmetoden) benyttes begrepet barriere 1 for oljevernssystemer som opererer nærmest kilden (2 timer gammel olje) og barriere 2 for systemer som opererer i noe større avstand (12 timer gammel olje). Det er samme type systemer som benyttes i begge disse barrierene, men i analysene legges det til grunn en lavere effektivitet for systemer 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 har formulert et dimensjoneringskriterie om å ha fullt utbygd beredskap med tilstrekkelig kapasitet som følger av vektet utstrømningsrate (avsnitt 1.4). For havgående beredskap kan dette ansees å være resultatet av en innsats/utbytte-vurdering. Ved tilførsel av flere systemer vil virkningen pr. system reduseres, blant annet 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 (opptaket i forhold til utslippsmengden) naturlig nok vil være størst på kortvarige utlipp.

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

7.3 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 fartøy i stående beredskap i sentrale produksjonsområder, samt på NOFOs landbaserte baser langs norskekysten. For operasjoner i etablerte områder i

Nordsjøen og Norskehavet vil systemer fra denne stående beredskapen 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 7 viser avstander, gangtider og responstider for de oljevernressursene som er vurdert som aktuelle for aktiviteten. For landbaser er det lagt til grunn at fartøy ligger ved basen.

7.3.1 Stående beredskap

I ni områder på sokkelen er det etablert områdevis og feltvis beredskaps-løsninger, med oljevernressurser fra NOFO plassert permanent om bord på fartøyer;

Nordsjøen

- Ekofisk
- Ula/Tambar
- Sleipner/Utsira Sør
- Sleipner/Utsira Nord

Norskehavet

- Troll/Oseberg
- Haltenbanken/Tampen
- Gjøa

Barentshavet

- Goliat

I tillegg til ressursene nevnt over har Statoil et avløserfartøy 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.

7.3.2 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.

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 neste kunne gå fra basen 30 timer etter varsel om mobilisering.

Tabell 7 Gangtider og responstider for aktuelle oljevernressurser for aktiviteten. Alle tider er avrundet oppad til nærmeste hele time.

Lokalisering	Avstand (n.m.)	Mobilisering og klargjøring, samt frigivelse og utsetting	Gangtid (timer)	Total responstid (timer)
OR-fartøy				
Haltenbanken, stående beredskap	108	7	8	15
NOFO Base, Sandnessjøen	198	11	14	25
NOFO Base, Kristiansund	225	11	16	27
Slepefartøy				
NSSR, Rørvik	196	3	10	13
NSSR, Kristiansund	225	3	12	15

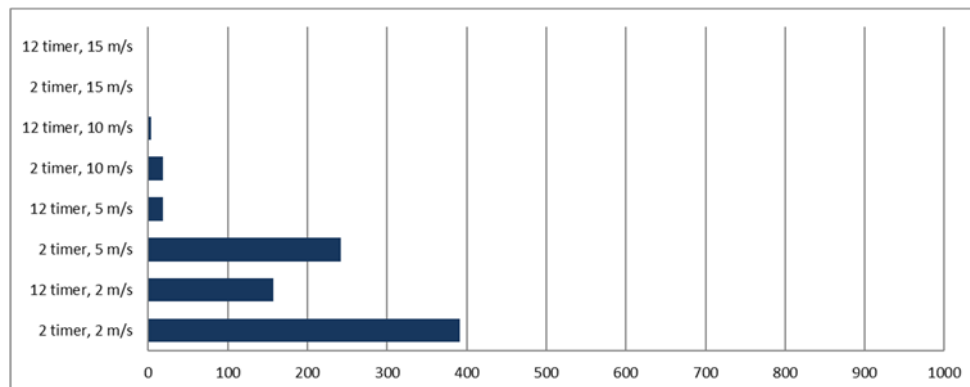
7.4 Kondensatmengder ved ulike værforhold og tidspunkt

Som diskutert i kapittel 2.7 (oljens egenskaper) danner ikke Ormen Lange kondensat emulsjoner, har lav viskositet, og forventes å danne svært tynne oljefilmer. Strømningsratene av kondensat i tilfelle tap av brønnkontroll er svært lave.

Basert på data fra met.no er den forventede gjennomsnittlige vindhastigheten gjennom året varierende mellom 10,8 m/s i januar og 6,8 m/s i juli. Ved slike vindforhold har Ormen Lange kort levetid på sjøoverflaten.

I Figur 59 er det illustrert hvordan vindhastigheten vil påvirke massebalansen av et utslipp av Ormen Lange kondensat innenfor det området nær kilden hvor havgående beredskap vil ha sitt primære operasjonsområde. Da strømningsratene er så vidt lave presenteres kun beregninger av kondensatmengde på overflaten for den høyeste raten av overflateutslipp.

Vindhastighet og sjøtemperatur i hver av årets måneder benyttes vanligvis til å beregne månedsvise beredskapsbehov. Gitt de lave strømningsratene er det ikke aktuelt å gjøre dette i foreliggende analyse.



Figur 59 Kondensatmengde (m³) på overflaten under ulike vindforhold ved utstrømning av Ormen Lange kondensat ved høyeste rate for et overflateutslipp.

7.5 Beredskapsmessige utfordringer ved aktiviteten

Følgende forhold er identifisert som viktige i analyse og plan:

- Størst sannsynlighet for gass
- Lave strømningsrater av kondensat
- Høy avdamping og lav viskositet av kondensatet
- Kondensatet danner tynne filmer og danner ikke emulsjon
- Influensområdet er av begrenset omfang, og berører ikke kystsonen

7.6 Diskusjon – grunnlag for dimensjonering

Balderbrå er vurdert å primært være en gass-brønn. Det kan imidlertid ikke utelukkes at ett av reservoarene kan inneholde kondensat, og Wintershall har derfor konservativt valgt å legge dette til grunn for foreliggende analyse.

En ukontrollert utstrømning av kondensat under boring kan føre til ulike strømningsrater, avhengig av utslippsdyp og strømningsvei. I tråd med WINOs ytelseskrav er vektet rate for en overflateutblåsning under boring valgt som dimensjonerende for beregning av beredskapsbehov. Denne er for Balderbrå 42 Sm³/d.

Det forventes et høyt gass-olje-forhold, brønnen er lokalisert på dypt vann, og det er overveiende størst sannsynlighet for et sjøbunnsutslipp ved tap av brønnkontroll.

Ved vektete rater av sjøbunnsutslipp viser oljedriftsmodelleringene at det ikke vil forekomme kondensatmengder større enn 1 tonn utover den modellruten brønnen er plassert i, dvs. i nærområdet til riggen. Selv ved høyeste strømningsrater er influensområdet begrenset, som vist i kapittel 5.

Basert på dette vurderes det at overvåking vil være den primære beredskapsstrategien, og at fokusområdet for beredskap er nærområdet til borelokasjonen.

Overvåking kan skje ved å anvende et OR fartøy utstyrt med nødvendige fjernmålingsressurser. Et slikt fartøy kan hentes fra Haltenbanken innen 15 timer og fra Sandnessjøen eller Kristiansund innen 27 timer.

Gitt den lave miljørisikoen for den planlagte aktiviteten er det ikke sett behov for å analysere effekt av beredskap på miljørisiko i foreliggende analyse.

8 Oppsummering og konklusjoner

Letebrønn 6604/5-1 (Balderbrå) er karakterisert som en gassbrønn, med en liten sannsynlighet for funn av kondensat i ett av reservoarene. Strømningsratene av kondensat er svært lave, og dette samt kondensatets egenskaper resulterer i et lite influensområde, begrenset til borestedets nærområde for vektet rate og varighet ved eventuelt tap av brønnkontroll.

Miljørisikoen er svært lav, under 1 % av Wintershall sine akseptkriterier for alle miljøressurser og sesonger.

De lave ratene og kondensatets egenskaper fører til at overvåking vurderes som den aktuelle beredskapsstrategien. Gitt den lave miljørisikoen og det begrensede influensområdet vurderes ikke responstiden som tidskritisk.

Med bakgrunn i Wintershall sine ytelseskrav anbefales følgende beredskapsløsning for aktiviteten:

Deteksjon og innledende 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- overvåking (Barriere 1)

- Et NOFO-system fra Haltenbanken stående beredskap, NOFOs baser i Sandnessjøen eller Kristiansund eller øvrige områdeberedskap innen 27 timer.

Kystnær beredskap (Barriere 3)

- Ikke relevant

Strandrensing

- Ikke relevant

Miljøundersøkelser

- Miljøundersøkelser bør 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.

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.

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.

9 Referanser

- Acona, 2017: Blowout and dynamic wellkill simulations. Balderbrå exploration well 6604/5-1 (PL894). Kill Simulation Study.
- AMSA faktaark: The Effects of Maritime Oil Spills on Wildlife including Non-Avian Marine Life: <https://www.amsa.gov.au/environment/marine-pollution-response/scientific-info/dispersants/Documents/Wildlife.pdf>
- Anker-Nilssen, T., Strøm, H., Barrett, R.T., Sivertsen, K. (red.), Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Hanssen, S.A., Lorentsen, S-H., Lorentzen, E., Moe, B., Reiertsen, T.K., Systad, G.H. 2016. Sjøfugl i Norge 2015. Resultater fra SEAPOP-programmet.
- 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. 113 s.
- Brude, O.W., Moe, K.A., Østby, C., Stige, L.C. & Lein, T.E. 2003. Strand – Olje. Implementering av DamA-Shore for norskekysten. Alpha Rapport, 1111-01, 42 s.
- 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 338, 166 s.
- DNV. 2007. Metodikk for miljørisiko på fisk ved akutte oljeutslipp. DNV Rapport nr. 2007-2075. 100 s.
- Gardline, 2017. Seafloor and HR Seismic Hazard Survey and Habitat Assessment. NCS Block 6604/5 Balderbrå, PL894. Project 11001.1
- Kålås, J.A., Dale, S., Gjershaug, J.O., Husby, M., Lislevand, T., Strann, K-B. og Strøm, H. 2015. Fugler (Aves). Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Fugler> . Nedlastet 10/06/2016.
- 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.
- Lloyd's Register, 2017. Blowout and well release frequencies based on SINTEF offshore blowout database 2016. Report no: 19101001-8/2017/R3.
- 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/>
- OLF. 2007. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA). Revisjon 2007. DNV Rapport 2007-0063.
- Olsen og Auran, 2008. Sårbarhet for særlig verdifulle områder i forhold til petroleumsvirksomhet, fiskeri, skipstrafikk og annen påvirkning. Havforskningsinstituttet, Direktoratet for naturforvaltning, Fiskeridirektoratet, Kystverket og Oljedirektoratet.
- Ottersen, G. & Auran, J.A. (red). 2007. Arealrapport med miljø og naturressursbeskrivelse. Fisken og Havet 6/2007.
- Rogers, S. & Stocks, R. 2001. North Sea fish and fisheries. Strategic Environmental Assessment - SEA2, Technical Report 00.
- 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. Ormen Lange kondensat – Egenskaper og forvitring på sjøen relatert til beredskap. SINTEF rapport F7031.

Spikkerud, C.S. & Skeie, G.M. 2010. Felles prioriteringsmodell for beskyttelse og sanering av områder mot oljeforurensning, inndeling i prioritetsklasser. Akvaplan-niva Rapport nr. 4526-03. 97 s.

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 sårbarhetsverdier for marine

pattedyr. Akvaplan-niva Rapport nr. 5308.02. 92 s.

http://havmiljø.no/Content/Documents/Verdi_og_saarbarhetskriterier_marine_pattedyr_15_12_2011.pdf

Wiig, Ø., Bjørge, A., Isaksen, K., Kovacs, K.M., Swenson, J.E. & Syvertsen, P.O. 2015. Pattedyr (Mammalia). Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken

<http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Pattedyr>. Nedlastet 10/06/2016.

10 Vedlegg 1. Liste over VØK til MIRA-analyse

Artsnavn	Data-kilde	Oppdatert	Latinsk navn	Engelsk navn
Alke	Seapop	31.01.2017	<i>Alca torda</i>	Razorbill
Alkekonge	Seapop	31.01.2017	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Brunnakke	Seapop	31.01.2017	<i>Anas penelope</i>	Eurasian Wigeon
Dvergdykker	Seapop	31.01.2017	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Little Grebe
Dverggås	Seapop	31.01.2017	<i>Anser erythropus</i>	Lesser White-fronted Goose
Dvergsvane	Seapop	31.01.2017	<i>Cygnus columbianus</i>	Tundra Swan
Fiskemåke	Seapop	31.01.2017	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fjelljo	Seapop	31.01.2017	<i>Stercorarius longicaudus</i>	Long-tailed Skua
Fjæreplytt	Seapop	31.01.2017	<i>Calidris maritima</i>	Purple Sandpiper
Gravand	Seapop	31.01.2017	<i>Tadorna tadorna</i>	Shelduck
Grågås	Seapop	31.01.2017	<i>Anser anser</i>	Greylag Goose
Gråhegre	Seapop	31.01.2017	<i>Ardea cinerea</i>	Grey Heron
Gråmåke	Seapop	31.01.2017	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Gravand	Seapop	31.01.2017	<i>Tadorna tadorna</i>	Shelduck
Gråstrupedykker	Seapop	31.01.2017	<i>Podiceps grisegena</i>	Red-necked Grebe
Gulnebbblom	Seapop	31.01.2017	<i>Gavia adamsii</i>	White-billed Diver
Havelle	Seapop	31.01.2017	<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	31.01.2017	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havsule	Seapop	31.01.2017	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Havsvale	Seapop	31.01.2017	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Storm Petrel

Horndykker	Seapop	31.01.2017	<i>Podiceps auritus</i>	Slavonian Grebe
Hvitkinngås	Seapop	31.01.2017	<i>Branta leucopsis</i>	Barnacle Goose
Islom	Seapop	31.01.2017	<i>Gavia immer</i>	Great Northern Diver
Ismåke	Seapop	31.01.2017	<i>Pagophila eburnea</i>	Ivory Gull
Knoppsvane	Seapop	31.01.2017	<i>Cygnus olor</i>	Mute Swan
Kortnebbgås	Seapop	31.01.2017	<i>Anser brachyrhynchus</i>	Pink-footed Goose
Krykkje	Seapop	31.01.2017	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Kvinand	Seapop	31.01.2017	<i>Bucephala clangula</i>	Goldeneye
Laksand	Seapop	31.01.2017	<i>Mergus merganser</i>	Goosander
Lomvi	Seapop	31.01.2017	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lunde	Seapop	31.01.2017	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Makrellterne	Seapop	31.01.2017	<i>Sterna hirundo</i>	Common Tern
Polarjo	Seapop	31.01.2017	<i>Stercorarius pomarinus</i>	Pomarine Skua
Polarlomvi	Seapop	31.01.2017	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot
Polarmåke	Seapop	31.01.2017	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Polarsnipe	Seapop	31.01.2017	<i>Calidris canutus</i>	
Praktærfugl	Seapop	31.01.2017	<i>Somateria spectabilis</i>	King Eider
Ringgås	Seapop	31.01.2017	<i>Branta bernicla</i>	Brent Goose
Rødnebbterne	Seapop	31.01.2017	<i>Sterna paradisaea</i>	Arctic Tern
Rødstilk	Seapop	31.01.2017	<i>Tringa totanus</i>	
Sabinemåke	Seapop	31.01.2017	<i>Larus sabini</i>	Sabine Gull
Sangsvane	Seapop	31.01.2017	<i>Cygnus cygnus</i>	Whooper Swan
Siland	Seapop	31.01.2017	<i>Mergus serrator</i>	Red-breasted Merganser
Sildemåke	Seapop	31.01.2017	<i>Larus fuscus</i>	Lesser Black-backed Gull

Sjørøe	Seapop	31.01.2017	<i>Melanitta fusca</i>	Velvet Scoter
Smålom	Seapop	31.01.2017	<i>Gavia stellata</i>	Red-throated Diver
Snøgås	Seapop	31.01.2017	<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	31.01.2017	<i>Polysticta stelleri</i>	Steller's Eider
Stjertand	Seapop	31.01.2017	<i>Anas acuta</i>	Northern Pintail
Stokkand	Seapop	31.01.2017	<i>Anas platyrhynchos</i>	Mallard
Storjo	Seapop	31.01.2017	<i>Stercorarius skua</i>	Great Skua
Storlom	Seapop	31.01.2017	<i>Gavia arctica</i>	Black-throated Diver (Arctic diver)
Stormsval	Seapop	31.01.2017	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	Leach's Storm Petrel
Storskarv	Seapop	31.01.2017	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Great Cormorant
Svartand	Seapop	31.01.2017	<i>Melanitta nigra</i>	Common Scoter
Svartbak	Seapop	31.01.2017	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull
Sædgås	Seapop	31.01.2017	<i>Anser fabalis</i>	Taiga Bean-Goose
Taffeland	Seapop	31.01.2017	<i>Aythya ferina</i>	Common Pochard
Teist	Seapop	31.01.2017	<i>Cephus grylle</i>	Black Guillemot
Tjeld	Seapop	31.01.2017	<i>Haematopus ostralegus</i>	Oystercatcher
Toppand	Seapop	31.01.2017	<i>Aythya fuligula</i>	Tufted Duck
Toppdykker	Seapop	31.01.2017	<i>Podiceps cristatus</i>	Great crested Grebe
Toppskarv	Seapop	31.01.2017	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	European Shag
Tundragås	Seapop	31.01.2017	<i>Anser albifrons</i>	White-fronted Goose
Tyvjo	Seapop	31.01.2017	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Arctic Skua
Ærfugl	Seapop	31.01.2017	<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

11 Vedlegg 2. Utdypende metodebeskrivelse, effekt- og skadenøkler

11.1 Formel for beregning av miljørisiko

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

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

der:

$f[skade_{mindrealvorlig}]_{\text{år}}$ = frekvens for den angitte konsekvenskategori pr. år

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

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

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

$p[skade_{mindrealvorlig}]_n$ = sannsynlighet for skade på VØK i måneden/perioden

n = antallet måneder eller sesonger

11.2 Effekt- og skadenøkler for sjøfugl og marine pattedyr

Effektnøkler for sjøfugl og marine pattedyr er gitt i Tabell 8 og Tabell 9. De har felles skadenøkkel, gitt i Tabell 10.

Tabell 8 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 9 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 10 Skadenøkkel for sjøfugl/sjøpattedyr. Fordeling av sannsynlighet for restitusjonstid i kategorier, som følge av bestandstap, av sjøfugl og sjøpattedyr (OLF, 2007).

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

Tabell 11 MOB sårbarhetsverdier for sjøfugl (SFT, 2004). 3 er høyeste, 1 er laveste, 0 er ingen sårbarhet, mens "-" er "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 12 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)	-	-

11.3 Effekt- og skadenøkler for kysthabitater

Tabell 13 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	

11.4 Miljøriskoberegning for fisk

Beregningen av miljørisiko på fisk utføres etter metoden som er beskrevet i OLFs 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 overlapsanalyse 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 for arter med gyteperiode som overlapper med analyseperioden.

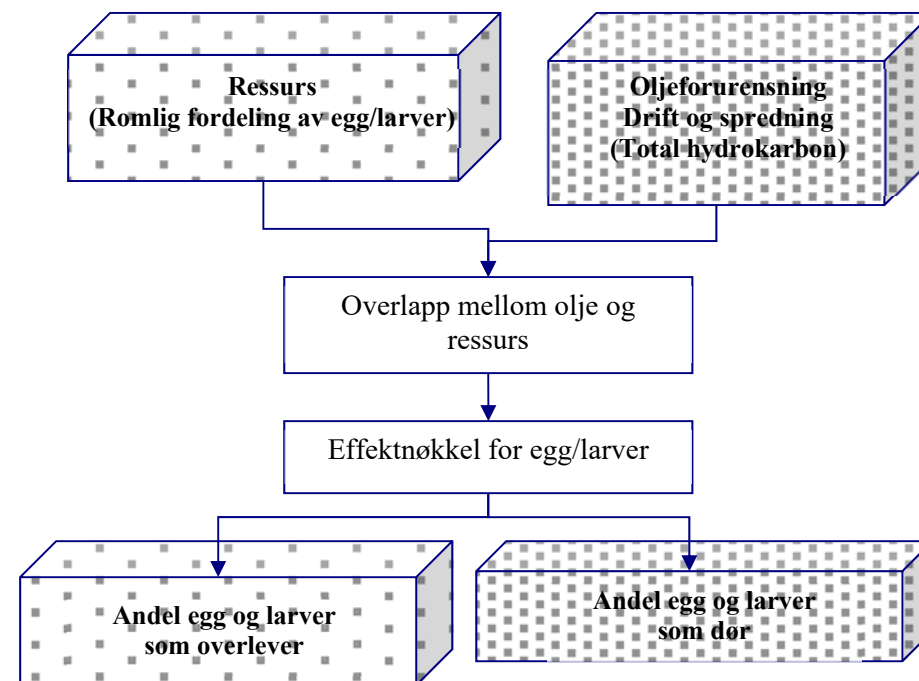
Det ble i det første ULB-arbeidet (ULB7c) benyttet to sett grenseverdier, hhv. 50 og 200 ppb THC. I oppdateringen av det faglige grunnlaget for forvaltningsplanen (Brude *et al.*, 2010) argumenteres det for en effektgrense på 2,5 ppb PAH, som tilsvarer 375 ppb THC for Balder råolje (basert på innhold 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 60 Skisse av trinnene i en tapsanalyse for fiskeressurser (OLF, 2007).



12 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.

12.1 Fullstendige resultater – alle arter

Prosjektforsiden (under; eksempel for letebrønn Skarfjell):

The screenshot shows the SENSE web application interface. At the top, there is a header with the SENSE logo and navigation links: SERVICES | CLIENT PAGES | SENSE. Below the header, there is a sidebar on the left with a list of projects: WINTERSHALL NORGE ASA, MRABA Maria Appraisal, MRABA Skarfjell (selected), MRABA Asha Noor, MRABA Kakeborg, NORTH ENERGY, SUNCOR ENERGY NORGE AS, and NORECO. The main content area displays information for MRABA Skarfjell, including a description of the project and a list of results. A small image of a bird is visible in the bottom right corner of the main content area.

Startsiden for analysen.

Ved å klikke på bildet øverst til høyre på prosjektsiden gis det tilgang til bilde-serievisning, som viser resultater fra miljørisikoanalysen for alle sjøfuglarter i SEAPOPs database, samt marine pattedyr som ikke ble tatt med i selve hovedanalysen. Også arter uten tilstedeværelse eller utslag i miljørisiko vises for fullstendig dokumentasjon.

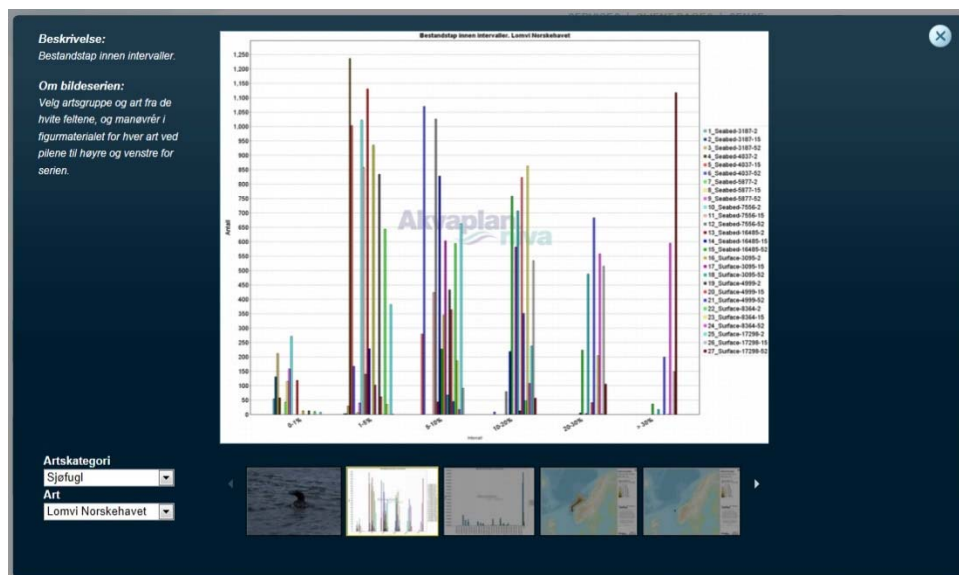
The screenshot shows the image series interface. At the top, there is a header with the text: Om bildeserien: Velg artsgruppe og art fra de hvite feltene, og manøvrer i figurmateriale for hver art ved pilene til høyre og venstre for serien. Below the header, there is a large image of a bird in the water. To the right of the image, there is a sidebar with a list of species: Artskategori: Sjøfugl, Art: Lomvi Norskehavet. Below the sidebar, there is a row of small images showing different views of the bird.

Startsiden for bildeserien.

Utsnittet over viser hvordan bildeserien ser ut. Velg ønsket artskategori og art. For hver art vises følgende informasjon som figur, tilgjengelig fra bildeserien under:

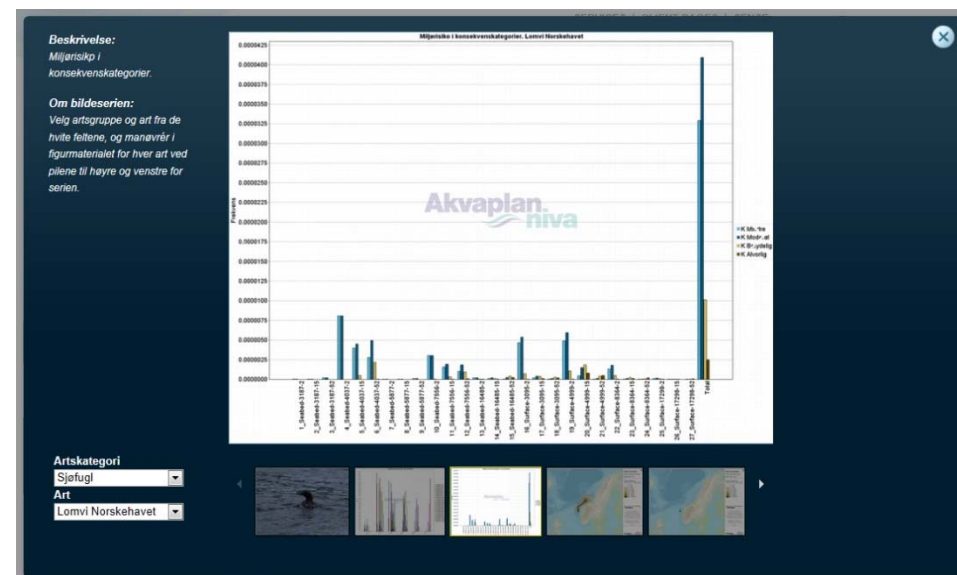
- Artsfoto dersom tilgjengelig. Disse er opphavsrett- og kopibeskyttet etter norsk lov.
- Utbredelseskart for aktuell sesong.
- Bestandstap i intervaller.
- Miljørisiko i konsekvenskategorier.
- Visningsrelevant influensområde for sjøbunnsutslipp og overflateutslipp (likt for alle arter).

12.1.1 Bestandstap i intervaller



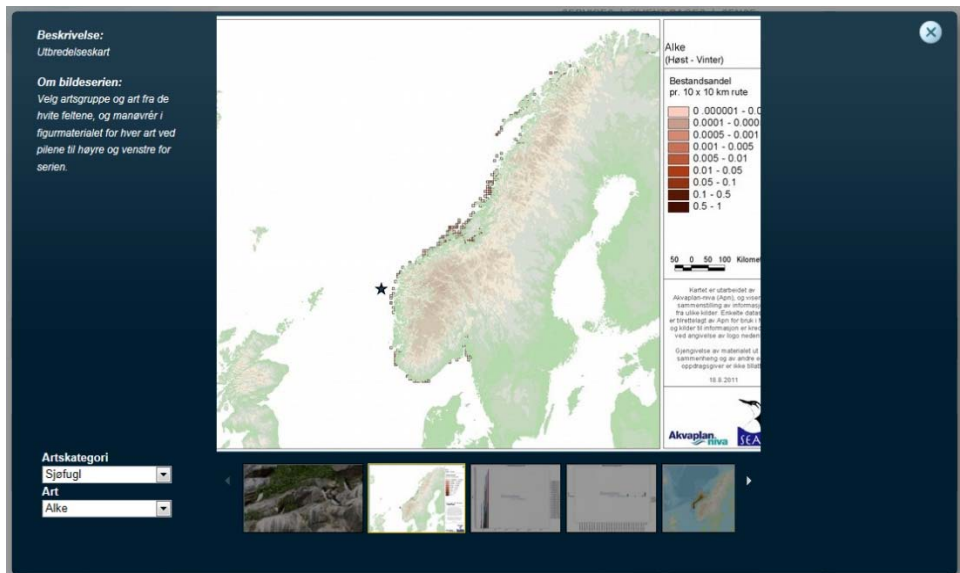
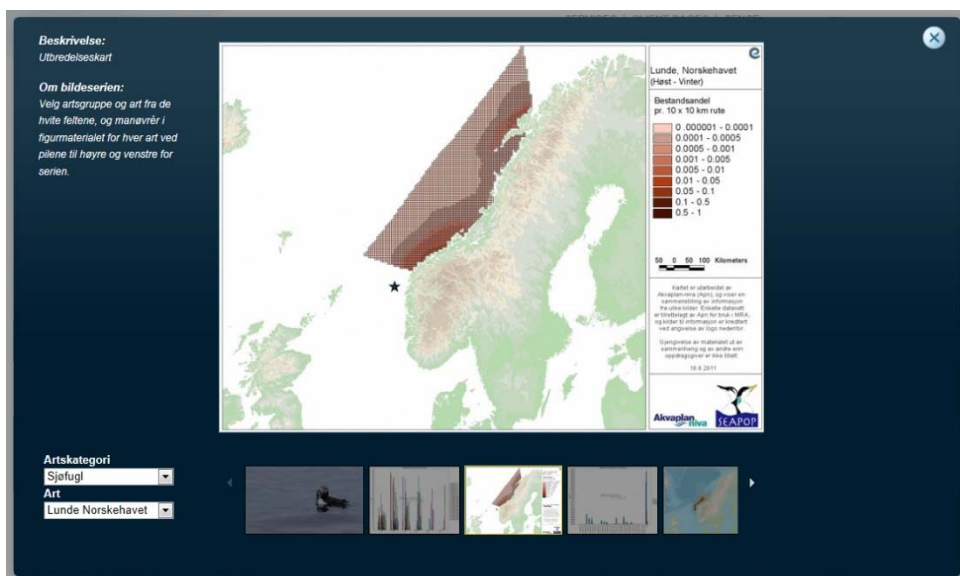
Figuren viser antallet simuleringer (y-aksen) av hver rate-/varighetskombinasjon som gav bestandstap i andelskategorier på x-aksen. Bestandstapet i en rute fordeles med en sannsynlighetsfordeling som gitt i effektnøkkelen, og bestandstapet i alle ruter summeres til et totalt bestandstap for simuleringen,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

12.1.2 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.

12.1.3 Utbredelseskart



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

12.1.4 Influensområder

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

For representativt overflateutslipp og sjøbunnsutslipp vises influensområdene på overflate i kart. Dette vises ved treffsannsynlighet i ruten, andelen av simuleringene som gav oljemengde >1 tonn i ruten. Området med >5 % treffsannsynlighet regnes som influensområdet. I tillegg vises treffsannsynlighet i strandruter for overflateutslipp, samt konsentrasjon av THC i vannsøylen for både overflateutslipp og sjøbunnsutslipp. Sistnevnte benyttes til miljørisikovurderingen for fisk.

