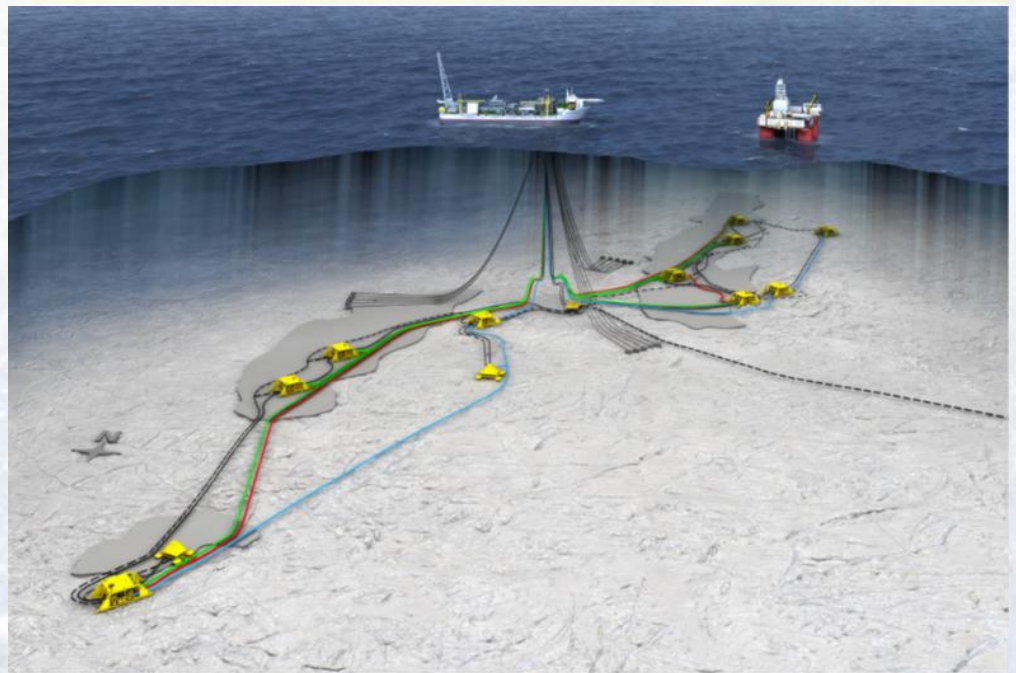
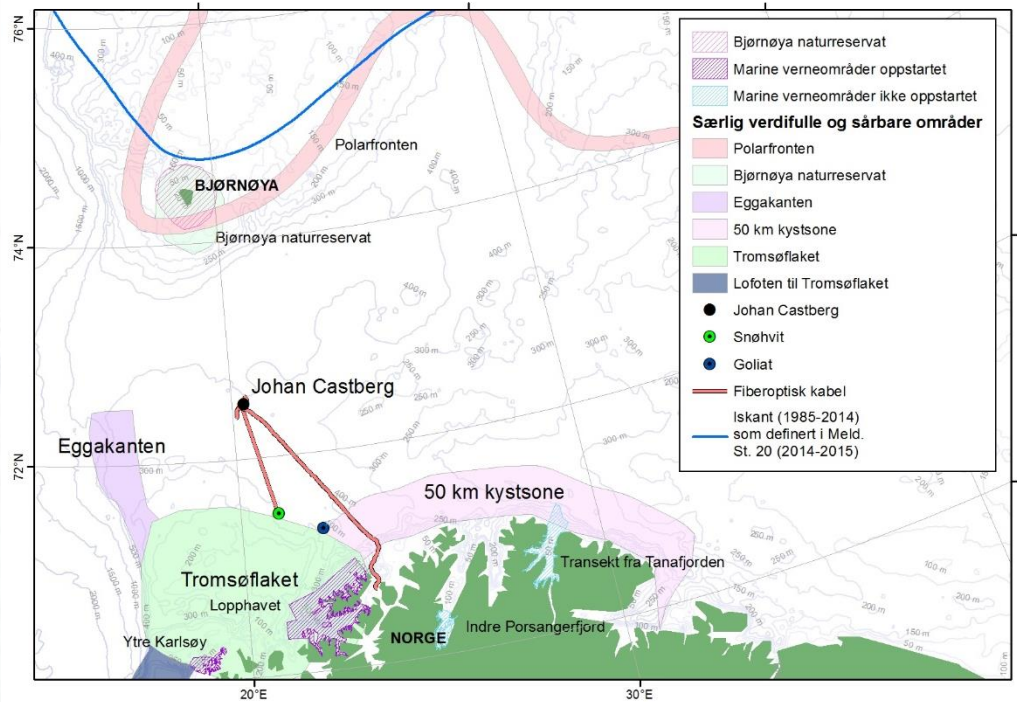


Virkninger for marint naturmiljø ved utbygging og drift av Johan Castberg



Akvaplan-niva AS

Rådgivning og forskning innen miljø og akvakultur
 Org.nr: NO 937 375 158 MVA
 Framsenteret
 9296 Tromsø
 Tlf: 77 75 03 00, Fax: 77 75 03 01
 www.akvaplan.niva.no



Rapporttittel / Report title Virknings for marint naturmiljø ved utbygging og drift av Johan Castberg	
Forfatter(e) / Author(s) Ida Elisabeth Dahl-Hansen Kjetil Sagerup Geir Dahl-Hansen Martin Biuw Stig Falk-Petersen Chris Emblow	Akvaplan-niva rapport nr. / report no. 6397-04
	Dato / Date 16.06.2017
	Antall sider / No. of pages 146 + Vedlegg
	Distribusjon / Distribution Gjennom oppdragsgiver
Oppdragsgiver / Client Statoil	Oppdragsg. referanse / Client's reference Kontrakt 4502753877
Sammendrag / Summary Utbyggingen av oljefunnet Johan Castberg i Barentshavet er foreløpig den nordligste feltutbygging planlagt på norsk kontinentalsokkel. Feltet planlegges utbygd med havbunnsinstallasjoner, et produksjonsskip med oljelager (FPSO) og fiberoptisk kabel til Melkøya eller Snøhvit. Virkninger for marint naturmiljø av utbygging og drift, og eventuelle akutte utslipp fra Johan Castberg-feltet er utredet i foreliggende rapport. Det er vurdert virkninger for fysiske inngrep på havbunnen, utslipp av kjemikalier og produsert vann, menneskeskapt undervannsstøy og mulig introduksjon av nye arter via ballastvann. Mulige konsekvenser for det marine miljøet klassifiseres som «ubetydelig» eller «liten». Også konsekvens av et uhellsutslipp av olje til havs er vurdert som liten. En eventuell etablering av fremmede arter vil gi stor konsekvens, men sannsynligheten for dette er liten dersom ballastvannet renses og man ellers følger prosedyrene i ballastvannforskriften.	
Prosjektleder / Project manager <i>Ida E. Dahl-Hansen</i> Ida Elisabeth Dahl-Hansen	Kvalitetskontroll / Quality control <i>Lars-Henrik Larsen</i> Lars-Henrik Larsen

© 2014 Akvaplan-niva. Rapporten kan kun kopieres i sin helhet. Kopiering av deler av rapporten (tekstutsnitt, figurer, tabeller, konklusjoner, osv.) eller gjengivelse på annen måte, er kun tillatt etter skriftlig samtykke fra Akvaplan-niva AS.

Forord

Akvaplan-niva har på oppdrag fra Statoil ledet og koordinert studier av mulige virkninger på naturmiljø for utbygging og drift av Johan Castberg-feltet i Barentshavet. Studiene er gjennomført under en felles kontrakt der vurderinger for marint naturmiljø er foretatt av Akvaplan-niva og vurderinger for sjøfugl er utført av Norsk Institutt for Naturforskning (NINA). Vurderinger av utslipp til luft er utført av Norsk Institutt for Luftforskning (NILU). Utredningene til NINA og NILU foreligger som egne rapporter.

Denne konsekvensutredningen baserer seg på prosjektdesign til utbygging som forelå våren 2017, og som er grunnlag for plan for utbygging og drift.

Akvaplan-niva takker Statoil for godt samarbeid i prosjektet.

Tromsø, 16.06.2017



Ida E. Dahl-Hansen

Prosjektleder.

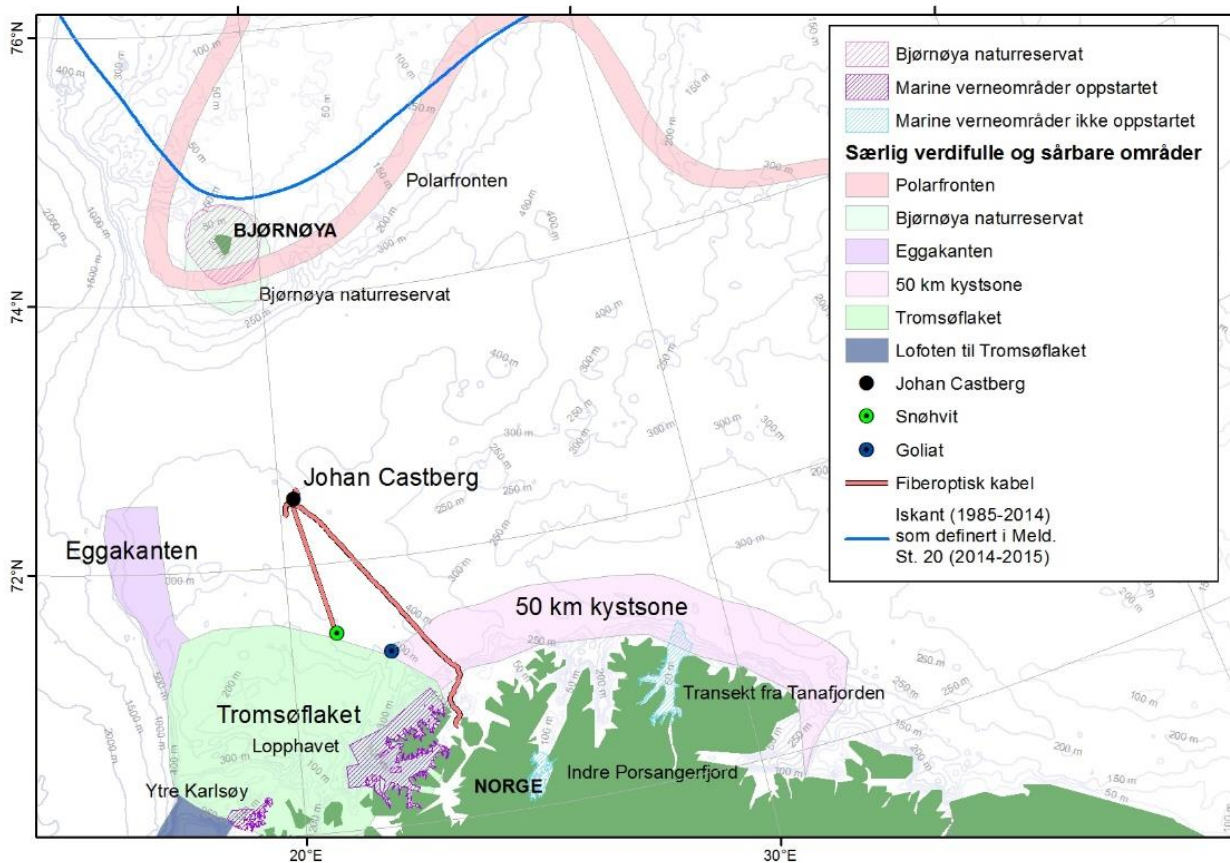
1 METODIKK FOR VURDERING AV KONSEKVENSER OG OPPBYGGING AV RAPPORTEN.....	12
1.1 METODISK TILNÆRMING	12
1.2 OPPBYGGING AV RAPPORTEN.....	13
1.3 MILJØRISIKOANALYSER VERSUS KONSEKVENSENTREDNING.....	14
1.4 AVBØTENDE TILTAK	14
2 PETROLEUMSFUNNET JOHAN CASTBERG	16
2.1 JOHAN CASTBERG-FELTET	16
2.2 UTBYGGINGSLØSNING	17
3 MARINE NATURRESSURSER PÅ JOHAN CASTBERG-FELTET OG LANGS TRASÉ FOR FIBEROPTISK KABEL.....	20
3.1 SPESIELLE MARINE NATURTYPER, NATURVERNOMRÅDER OG DEN MARGINALE ISKANTSONEN	20
3.2 PLANKTON	24
3.3 BUNNFORHOLD.....	27
3.4 MARIN FISK.....	36
3.5 MARINE PATTEDYR	40
4 VIRKNINGER AV UTBYGGING OG DRIFT AV JOHAN CASTBERG.....	46
4.1 FYSISKE INNGREP PÅ HAVBUNNEN.....	46
4.2 VIRKNINGER AV ANLEGG AV FIBEROPTISK KABEL.....	50
4.3 UTSLIPP FRA BOREAKTIVITETER.....	53
4.4 UTSLIPP AV PRODUSERT VANN	58
4.5 UTSLIPP AV PCO-KJEMIKALIER PÅ JOHAN CASTBERG-FELTET.....	82
4.6 UTSLIPP AV KJEMIKALET DBNPA.....	83
4.7 UTSLIPP AV OPPVARMET KJØLEVANN OG BEGROINGSKJEMIKALIER	93
4.8 SANITÆRE UTSLIPP OG DRENASJEVANN	95
4.9 MENNESKESKAPT UNDERVANNSSSTØY	96
5 INTRODUKSJON AV FREMMEDE ARTER VIA BALLASTVANN OG PÅVEKST PÅ SKIP	111
5.1 GENERELT OM KONSEKVENSER AV INTRODUSERTE ARTER.....	111
5.2 REGELVERK FOR HÅNDTERING AV BALLASTVANN	112
5.3 MULIGE KONSEKVENSER FOR JOHAN CASTBERG.....	113
5.4 AVBØTENDE TILTAK OG OVERVÅKNING AV MULIGE FREMMEDE ARTER	114
6 VIRKNINGER AV UHELLSUTSLIPP.....	115
6.1 MINDRE UFORUTSETTE UTSLIPP PÅ JOHAN CASTBERG.....	117
6.2 STØRRE UFORUTSETTE UTSLIPP PÅ JOHAN CASTBERG.....	117
7 OPPSUMMERING OG BEHOV FOR KUNNSKAP	132
7.1 KUNNSKAPSMANGLER OG MULIGE TILTAK.....	135
8 REFERANSER	137
8.1 RAPPORTER OG VITENSKAPELIGE ARTIKLER.....	137
8.2 INTERNETT	146
8.3 PERSONLIGE MEDDELELSER.....	146
VEDLEGG	147
VEDLEGG 1 BESKRIVELSE OG RESULTATER AV DFU 3, 4, 5 OG 6 FRA MILJØRISIKOANALYSEN	147

Sammendrag

Johan Castberg er et fellesnavn for petroleumsfunnene Skrugard, Havis og Drivis i lisens PL532 i sør-vestre del av Barentshavet. Feltet ligger 240 km nord-vest for Melkøya, og omtrentlig 100 og 150 km nord-vest fra henholdsvis Snøhvit og Goliat (Figur S1).

Etter utredning av to utbyggingsalternativer, har rettighetshaverne til lisensen besluttet å gå videre i planleggingen mot en investeringsbeslutning med en utbyggingsløsning som består av havbunnsinstallasjoner og et produksjonsskip med lager (FPSO). Oljen vil eksporteres med tankere fra feltet. Det vil også legges en fiberoptisk kontrollkabel til LNG anlegget på Melkøya. Alternativt legges kablen til havbunnsinstallasjonene på Snøhvit-feltet for tilkobling til eksisterende fiberoptisk kabel til Melkøya. Johan Castberg-feltet er planlagt satt i drift i løpet av 2022, og er antatt å produsere i 30 år. I utbyggingsfasen er det planlagt for helårlig boring. 30 brønner (hvorav 18 oljeprodusenter) vil bli boret i perioden 2019-2024. Installasjonene gjøres i andre og tredje kvartal i årene 2019-2022. 4D-seismikk vil samles inn tradisjonelt. Alternativt vil det installeres et Permanent Reservoir Monitoring (PRM) system med kabler på havbunnen.

Johan Castberg-feltet er lokalisert nord for de områdene langs kysten, på Tromsøflaket og Eggakanten som i forvaltningsplanen for Lofoten - Barentshavet (Meld. St. 10, 2010-2011) er pekt ut som spesielt miljøfølsomme (Figur S1). Feltet ligger ca. 210 km sør for Bjørnøya og omtrentlig 190 km fra sørspissen av verneområdet rundt øya, samt mer enn 200 km fra iskanten slik som den er definert i stortingsmelding 20, 2014-2015. Det er ikke funnet korallrev på Johan Castberg og det er kun registrert få og spredte forekomster av svamp. Traséen for fiberoptisk kabel til Melkøya passerer hovedsakelig nordøst for kjente og tette forekomster av koraller og svamp, men den kystnære delen av traséen går gjennom sårbar kystsoner og passerer svampområder ved kysten. Alternativ trasé til Snøhvit vil kunne passere svampområder nord for Snøhvit og Tromsøflaket.



Figur S1 Lokalisering av Johan Castberg i forhold til vernede områder og de spesielt miljøfølsomme områdene i det sørvestlige Barentshavet (grunnlag fra Meld. St. 10, 2011). Indikert trase for fiberoptisk kontrollkabel er alternativer, dvs. bare en av disse blir aktuelt.

Foreliggende studie har vurdert mulige konsekvenser på marint naturmiljø av aktiviteter og anlegg under utbygging og drift på feltet. Marint naturmiljø er her definert som plankton, bunnfauna, fisk, marine pattedyr, spesielle naturtyper og naturvernområder. Videre er konsekvensene av mulig introduksjon av fremmede arter med ballastvann, samt konsekvenser av et eventuelt uhellsutslipp av olje utredet.

Konsekvenser for marint naturmiljø er vurdert etter en metode benyttet for åpningsutredningene for Barentshavet sørøst og havområdene ved Jan Mayen (2012). Skalaen er firedelet og har følgende koding; **ubetydelig (hvit)**, **liten (lyseblå)**, **middels (mellom blå)** og **stor (Blå)**. Konsekvens er betinget grad av påvirkning (P) på ressursen i tid (T) og rom (G) (Tabell S1). Konsekvens tar utgangspunkt i mulig påvirkning på prosesser i Barentshavets økosystem, på mulig bidrag til tap av biologisk mangfold og mulig påvirkning av fornybare ressurser (fiske, oppdrett og fangst). Avbøtende tiltak er også diskutert.

Tabell S1 Konsekvenskategorier for påvirkninger på marine naturmiljøkomponenter som følge av utbygging av Johan Castberg (Klassifisering etter poengsum generert av påvirkning i tid, rom og alvorlighetsgrad).

Konsekvens-kategori	Rasjonale/Referanse	Poeng T+G+P
Ubetydelig	Antas ikke å ha noen påvirkning på økosystemprosesser, biologisk mangfold eller mulighetene for menneskelig utnyttelse av fornybare ressurser.	3-5
Liten	Antas kun å ha forbigående påvirkning i et begrenset område slik at dette ikke har noen signifikant påvirkning på økosystemprosesser, biologisk mangfold eller mulighetene for menneskelig utnyttelse av fornybare ressurser.	6-8
Middels	Det kan oppstå midlertidige endringer lokalt av økosystem-prosesser, tap av biologisk mangfold og det kan oppstå midlertidige begrensninger for menneskelig utnyttelse av fornybare ressurser (f.eks. tidsbegrensete kostholdsråd).	9-10
Stor	Det vil mest sannsynlig oppstå varige endringer i et større område, varig endring av økosystemprosesser, tap av biologisk mangfold og varige negative endringer i muligheter for menneskelig utnyttelse av fornybare ressurser (for eksempel tap av fiskemuligheter, forbud mot fiske/omsetning av fangst).	11-12

Virkinger av fysiske inngrep på havbunnen: Johan Castberg ligger i et område der havbunnen hovedsakelig består av bløtbunn med silt, leire og noe grus. Det er ikke avdekket sårbare habitater som koraller eller tette forekomster av svamp. Fysiske inngrep på havbunnen vil påvirke bunnfauna ved at disse blir gravd vekk eller tildekket av masser. Bunnfauna i umiddelbar nærhet til inngrepene vil gå tapt, men arealet av påvirkede områder er små sammenliknet med omkringliggende lignende havbunnsområde. Potensialet for rekolonisering av forstyrret sediment med dyr fra omkringliggende havbunn er stort. Feltinterne rørledninger, utlagt grov grus og stein og havbunns-installasjoner på Johan Castberg fører til større heterogenitet i habitatet ved at et bløtbunnsområde får tilført hardt substrat der fastsittende arter kan etablere seg.

Virkinger på havbunnen fra utlegg av PRM kabler: Kabler og lyttesensorer for et eventuelt PRM system (Permanent Reservoir Monitoring) vil legges på havbunnen uten å graves ned eller dekket med grus. Utlegg av kablene vil kun føre til ubetydelige forstyrrelser for bunnfauna.

Virkinger i forbindelse med anlegg og drift av fiberoptisk kabel: Foreslått kabeltrasé fra Johan Castberg til Melkøya er 254 km lang. Kabelen er 35 mm i omkrets og vil graves ned. Den må dekket med grus langs enkelte strekninger på traséen. Grus er en naturlig del av havbunnen i Barentshavet, og siden et lite areal vil påvirkes, vil dette ikke føre til store endringer i bunnmiljøet. Det antas at utlagt grus og områder som det graves i vil rekoloniseres av naturlig bunnfauna etter kort tid. Innenfor 50 km kystsonen vil kabelen til Melkøya passere kjente forekomster av svamp Figur 4-2, men vil ikke berøre disse direkte. Den foreslåtte kabeltraseen til Melkøya vurderes derfor å ha liten påvirkning på bunnfauna. Alternativ trasé til Snøhvit-feltet er 107 km lang, går ikke gjennom 50 km kystsonen og er antatt å kunne graves ned i sin helhet. Påvirkningen på havbunnen vil være den samme som for de deler av traséen til Melkøya som skal graves ned, men fordi traséen til Snøhvit er kortere vil den også berøre et mindre område enn traséen til Melkøya. Den vil derfor ha noe mindre påvirkning på havbunnen enn traséen til Melkøya. Det antas at det ikke finnes sårbare bunnhabitater langs noen av

traséene, men om slike oppdages ved ROV-undersøkelse (planlagt 2018) vil disse bli dokumentert og tatt hensyn til ved legging av kabelen.

Virkninger av utslipp fra boreaktiviteter: Utslipp av vannbasert borevæske fortynnes og spres med vannmassene. Kaks avsettes på havbunnen nær utslippspunktet. Borekjemikaliene er i grønn kategori og vil ikke ha noen miljøskadelige effekter. Partikler fra boringen vil spres hovedsakelig nedstrøms ut fra borestedet. Sedimentavsetning vil være størst nærmest brønnene (omkring 100 m fra borestedet) og bunnlevende organismer med lite bevegelsesmulighet og bunnlevende fisk vil bli påvirket i dette området. Plankton og pelagisk fisk forventes ikke å bli berørt ved utslipp av borekaks på bunnen da disse holder seg i vannsøylen over utslippet, eller kan svømme unna. Effekter på bunndyr forekommer vanligvis i en 250 m radius fra utslippspunktet og sjeldent lenger ut enn 500 m. Restitusjon og kolonisering av boremasser starter kort tid etter at boringen er over og kakshaugene er godt koloniserte av pionéerarter innen 3 år etter boring. Influensområdet på maks 500 m er relativt lite sammenliknet med omkringliggende bunnområder med lik bunnfauna. Effekter av utslipp av borekaks fra Johan Castberg-utbyggingen forventes derfor å være liten for bunndyr og ubetydelig for fisk.

Virkninger av utslipp av PCO (Pipeline Commissioning) kjemikalier: Under PCO-operasjoner er det i hovedsak kjemikaliene MEG (monoetylglykol) som vil slippes ut og kun mindre mengder av andre kjemikalier. MEG brytes lett ned når det er god tilgang på oksygen i vannmassene. Det er god vannutskifting og derfor også god oksygentilgang på Johan Castberg.

Virkninger av utslipp av produsert vann: Produsert vann består av vann som naturlig forekommer i berggrunnen og litt sjøvann. Det følger med petroleum opp fra reservoaret og inneholder blant annet dispergert olje, en rekke løste organiske komponenter, tungmetaller, naturlig forekommende radioaktive isotoper samt rester av produksjonskjemikalier. Produksjonskjemikaliene er klassifisert som røde og gule ifølge OSPAR fordi de ikke er biologisk nedbrytbare, men med unntak av glutaraldehyd er de ikke giftige eller bioakkumulerende. Disse kjemikaliene vurderes derfor ikke å ha noen direkte effekt på marint naturmiljø. Alt produsert vann skal renses og re-injiseres i brønner på feltet. Renset produsert vann er antatt å ha en konsentrasjon av dispergert olje på gjennomsnittlig 15 mg/l. Ved nedetid på injeksjonsanlegget (antatt til 5% av tiden), vil produsert vann slippes ut på 20 m dyp. Dette vil hovedsakelig påvirke plankton i vannsøylen. Det er vurdert fire utslippsscenarioer for produsert vann. Mulige samvirkende effekter for stoffer i produsert vann er også vurdert. Konsekvens av utslipp av rensert produsert vann ved utslippsscenario 0 er vurdert å være liten og kun gjelde innenfor 1300 m fra utslippet. Når injeksjonsanlegget er ute av drift ved scenario 1 (valgt re-injeksjonsløsning), 2 og 3 vil alt produsert vann slippes ut etter rensing, men varigheten på utslippet vil være betydelig mindre enn i scenario 0. Disse scenarioene har derfor betydelig mindre totale utslippsmengder av produsert vann og effekter av disse utslippene regnes som ubetydelige.

Virkninger av utslipp av DBNPA: Det må av tekniske årsaker brukes et biocid (2,2-dibromo-3-nitropropylonamide – DBNPA) for å hindre begroing på membranene til sulfatfjerningsanlegget. Kjemikaliene er giftige og utslippet av DBNPA-holdig vann regnes i dag som et rødt utslipp. Utslipp av DBNPA vil påvirke på plankton og dyr i øvre del av vannsøylen nær utslippspunktet. Influensområdet vil imidlertid være begrenset på grunn av rask fortynning. Lav-dose-effekter, kombinasjonseffekter og effekter av nedbrytningsproduktene kan ikke utelukkes, men på grunn av utslippets karakter (pulsutslipp på 2 x 3 t per uke) er det lite sannsynlig at konsentrasjoner over effektgrense vil opprettholdes over mer enn noen få timer. DBNPA er vannløselig og bioakkumuleres ikke. Konsekvens av utslipp vurderes som liten for plankton og larver av fisk og ubetydelig eller ikke relevant for andre marine organismer.

Virknings av utslipp av oppvarmet kjølevann, hypokloritt og bi-produkter: Sjøvann som benyttes til kjøling av prosessutstyr, tas inn på mellom 45-51,5 meters dyp (avhengig av hvor mye last skipet har). Sprangsjiktet varierer mellom 25-50 meter, men under 30-40 meter reduseres planktoninnholdet betraktelig. Kjølevannet slippes ut på 22.5 meters dybde. Utslippsvannet holder en temperatur på 35°C og inneholder rester av hypokloritt (OCl-) som brukes for å hindre begroing. Hypokloritt brytes raskt ned, men fire av omkring 100 potensielle biprodukter har blitt vurdert til å kunne utgjøre en risiko for miljøet ved et utslippspunkt. Imidlertid har det ikke blitt funnet at biprodukter av hypokloritt gir noen effekter på alger, krepsdyr eller fisk, hverken for de individuelle stoffene eller som blanding. Kjølevannet vil blandes med omliggende havvann og både temperatur og hypokloritt antas kun å ha små til ubetydelige effekter for plankton i vannsøylen.

Virknings av menneskeskapt undervannsstøy: Hovedkildene til undervannsstøy fra Johan Castberg-feltet vil være boreoperasjoner, skipstrafikk og skyting av seismikk for å kartlegge reservoarene. Det er hovedsakelig fisk og hval som vil kunne påvirkes av støyen. Støy fra boreoperasjoner og skipstrafikk ventes ikke å ha noen effekter på disse dyregruppene. Tradisjonell 4D-seismikk vil skytes en gang hvert 2. år over en periode på 30 dager. Johan Castberg ligger 20 NM fra nærmeste gyteområde, som er Havforskningsinstituttets anbefalte avstand fra gytefelt når seismikk skal skytes. Hval som oppholder seg nærmere enn 700 m fra luftkanonene kan potensielt få midlertidige reversible hørselsskader. Lengre unna skytingen kan det oppstå effekter på adferd og såkalt maskering, altså at hvalenes vokalisering blir forstyrret av lydene fra seismikken. Så lenge sårbare perioder for hval unngås så langt det er mulig og at det brukes "soft start" prosedyrer før seismikkskyting ventes effektene av tradisjonell 4D-seismikk å være små på både fisk og hval.

Dersom PRM-seismikk blir implementert på feltet vil det skytes seismikk 1-2 ganger årlig med 5-6 måneders mellomrom, der hver undersøkelse varer 30 dager med 280 timers bruk av luftkanonene. Denne typen seismikk vil da kunne berøre flere hval enn tradisjonell 4D-seismikk, og den har også potensiale til å berøre flere av hvalenes naturlige aktiviteter. Effektene vil i så fall være noe mer fremtredende enn for tradisjonell 4D-seismikk, men ved bruk av avbøtende tiltak som nevnt over ventes effektene å være små. Det må påpekes at disse vurderingene er gjort på et svært dårlig kunnskapsgrunnlag for utredelse av hval i Barentshavet og effekter av seismikk av hval.

Risiko og konsekvens av introduksjon av fremmede arter: Dersom en fremmed art klarer å etablere seg i Barentshavet kan dette potensielt ha stor påvirkning og konsekvens for økosystemet. Risikoen for at fremmede arter skal kunne etablere seg er likevel relativt liten i de frie vannmassene offshore, og begrenses ytterligere ved rensing av ballastvann og ved oppfølging av prosedyrer i ballastvannforskriften.

Risiko for og virkninger av større uhellsutslipp: Miljørisikoanalysen er foretatt som et selvstendig studium. Den viser at olje fra et uforutsett utslipp representerer størst miljørisiko for sjøfugl. Olje fra et uhellsutslipp har større sannsynlighet for å nå kysten av Finnmark enn Bjørnøya og at de største mengdene potensielt strandet olje vil være i perioden april-juni. Miljørisiko for andre dyregrupper og sensitive habitater (inkludert iskanten) er liten, og konsekvens ved uhellsutslipp vurderes som liten.

Oppsummering av vurderte virkninger for marint naturmiljø

Konsekvensene for marint naturmiljø er oppsummert i Tabell S2. Poengsummen er veiledende, og dannet på bakgrunn av faglige vurderinger gitt i denne utredningen.

Tabell S2 Virkninger for naturmiljø av utbygging av Johan Castberg. IR = ikke relevant.

Ubetydelig konsekvens 3-5	Liten konsekvens 6-8	Middels konsekvens 9-10	Stor konsekvens 11-12
---------------------------------	----------------------------	-------------------------------	-----------------------------

Type påvirkning fra utbygging og drift av Johan Castberg	Konsekvens for berørt naturmiljø (Virkning i tid, rom og påvirkningsgrad)				Forslag til avbøtende Tiltak
	Plankton	Bunnfaun ^a	Fisk	Marine pattedyr	
Fysiske inngrep på havbunnen (4.1.2) anleggsfase	IR	3+2+2=7	1+1+1=3	IR	Plassering optimaliseres etter ROV-inspeksjon for å begrense behovet for steininstallasjoner.
Fysiske inngrep på havbunnen (4.1.3) driftsfase	IR	4+2+2=8	4+1+1=6	4+2+2=8	
Fysiske inngrep på havbunnen ved eventuelt utlegg av PRM-kabler (4.1.4)	1+1+1=3				
Fiberoptisk kabel til Melkøya (4.2.1)	IR	2+3+2=7	1+2+1=4	IR	Sårbare habitater som oppdages ved ROV-undersøkelse vil bli dokumentert og tatt hensyn til ved legging av kabelen
Fiberoptisk kabel alternativ trasé (4.2.2)	IR	2+2+2=6	1+2+1=4	IR	
Utslipp fra boreaktiviteter (4.3.3)	IR	3+2+2=7	2+2+1=5	IR	Kjemikalievalg og gjenbruk av borevæsker. Oljeholdig borekaks tas til land.
Utslipp av produsert vann utslippssenario 0 (4.4.6)	3+2+2=7	IR	3+2+2=7	IR	Rensing av produsert vann og injeksjon tilbake til berggrunnen for å redusere utslipp av produsert vann.
Utslipp av produsert vann utslippssenario 1 og 2 (4.4.7)	2+2+1=5	IR	2+2+1=5	IR	
Utslipp av produsert vann utslippssenario 3 (4.4.8)	3+2+1=6	IR	3+2+1=6	IR	
Utslipp av PCO kjemikalier (4.5.2)	IR	1+2+1=4	1+2+1=4	IR	
Utslipp av DBNPA ved online behandling av membran (4.6.3)	3+2+2=7	IR	3+2+1=6	1+1+1=3	Fokus på å finne substitusjons-produkter. Minimalisere utslipp ved å velge offline behandling av membranene. Nøytralisere med bisulfitt (grønt kjemikalium). Vurdere muligheten for injeksjon i reservoar.
Utslipp av DBNPA ved offline behandling av membran (4.6.3)	3+1+1=5	IR	3+1+1=5	1+1+1=3	

Tabell S2 fortsetter.

Type påvirkning fra utbygging og drift av Johan Castberg	Konsekvens for berørt naturmiljø (Virkning i tid, rom og påvirkningsgrad)				Forslag til avbøtende Tiltak	
	Plankton	Bunnfaun ^a	Fisk	Marine pattedyr		
Utslipp av oppvarmet kjølevann og begroingskjemikalier (4.7.3)	1+2+1=4	IR	1+2+1=4	IR	Ved å hente kjølevann under sprangsjiktet kan behovet for bruk av hypokloritt reduseres. Sprangsjiktet varierer mellom 25-50 meter, men under 30-40 meter reduseres planktoninnholdet betraktelig. Inntaksdyp for sjøvann vil være mellom 45-51 meters dyp avhengig av last.	
Sanitære utslipp og drenasjevann (4.8.1)	1+1+1=3				Drenasjevann med olje renses. Standard renseløsninger for kloakk.	
Tradisjonell 4D-seismikk (4.9.3)	2+2+1=5	IR	IR	2+2+2=6	Gradvis økning av styrke ved skyting av seismikk. Seismikk stopper dersom marine pattedyr observeres i området. Seismikk skytes utenom sårbare perioder for marine pattedyr	
PRM 4D-seismikk (4.9.4)	3+2+1=6	IR	IR	3+3+3=9		
Støy fra skipstrafikk (4.9.5)	1+2+1=4	IR	IR	3+2+2=7		
Støy fra boring (4.9.6)	1+2+1=4	IR	IR	3+2+2=7		
Konsekvens av fremmede/uønskede arter dersom disse klarer å etablere seg(5.3)	4+3+4=11				Rensing av ballastvann og implementering av andre prosedyrer i ballastvannforskriften.	
Uhellsutslipp av mindre mengder borevæske eller kjemikalier (6.1.1)	2+1+1=4	2+1+1=4	2+1+1=4	2+1+1=4		
					Naturvern-områder	Iskanten
Større uhellsutslipp av olje (6.2.3)	2+2+2=6	3+2+3=8	2+2+1=5	2+2+2=6	3+2+3=8	2+2+2=6

1 Metodikk for vurdering av konsekvenser og oppbygging av rapporten

1.1 Metodisk tilnærming

Johan Castberg er den til nå nordligste utbyggingen av et oljefelt på norsk sokkel. I denne utredningen av virkninger for marint naturmiljø er det derfor lagt vekt på å belyse et bredt spekter av påvirkninger på økosystemet i Barentshavet, knyttet til utbyggings- og driftsfasen.

Konsekvenser for marint naturmiljø er vurdert etter en metode benyttet for åpningsutredningene for Barentshavet Sørøst og havområdene ved Jan Mayen (Dahl-Hansen et al. 2012). Konsekvens er betinget av grad av påvirkning (P) på ressursen i tid (T) og rom (G) (Tabell 1-1). Disse summeres opp og poengsummen benyttes for å gi en overordnet sammenligning av de ulike typer påvirkning. Virkningene deles i fire konsekvenskategorier som definert i Tabell 1-2 med følgende fargekoder, **ubetydelig (hvit)**, **liten (lyseblå)**, **middels (mellom blå)** og **stor (Blå)** konsekvens. Konsekvensklassene er definert med utgangspunkt i mulig påvirkning på prosesser i Barentshavets økosystem, på mulig bidrag til tap av biologisk mangfold og på mulig påvirkning av menneskelig utnyttelse av fornybare ressurser (fiske, oppdrett og fangst). Avbøtende tiltak for å forhindre eller redusere konsekvensene for naturmiljøet er også diskutert.

Tabell 1-1 Rangeringsskala for virkninger på marint naturmiljø ved utbygging og drift av Johan Castberg i Barentshavet (Modifisert etter Dahl-Hansen et al. 2012).

Varighet tidsmessig utstrekning (T)	<p>1, Momentan: Påvirkningen opphører når operasjonen avsluttes (påvirkningsfaktoren fjernes, for eksempel når et utslipp opphører eller en lydkilde slås av).</p> <p>2, Kortvarig: Påvirkningen kan registreres i form av for eksempel overkonsentrasjoner i vannmassen, økt turbiditet eller bølgesetting i inntil en måned etter avsluttet aktivitet.</p> <p>3, Midlertidig: Påvirkning kan registreres gjennom hele anleggs- eller driftsfasen, for eksempel ved flere påfølgende aktiviteter (f.eks. borekampanjer eller pulsutslipp).</p> <p>4, Varig: Påvirkning er permanent, for eksempel etablert infrastruktur som bunnramme, rørledning eller deponert kaks.</p>
Område Geografisk utstrekning av påvirkning (G)	<p>1, Nærområde: Den enkelte bunnramme eller forankringslokalitet for rigg/skip eller deponiområde for topphullskaks fra en brønn.</p> <p>2, Lokal: Påvirkning innenfor lisensområde Johan Castberg.</p> <p>3, Regional: Påvirkning vil kunne påvises innenfor hele det sørlige Barentshavet, inklusiv kyst og fjorder eller langs hele Finnmarkskysten.</p> <p>4, Nasjonalt og Internasjonalt: Påvirkning kan registreres utenfor Barentshavet.</p>
Påvirkningsgrad (P)	<p>1, Mindre: Ikke målbar etter fjerning av påvirkningsfaktor. Umiddelbar restitusjon.</p> <p>2, Moderat: Suksesjon tilbake mot utgangstilstand begynner umiddelbart eller innen kort tid etter opphør av påvirkning. Restitusjon i løpet av et år eller en generasjon.</p> <p>3, Betydelig: Tydelige, målbare forandringer i en miljøvariabel (f.eks. en bestand eller en vandringsrute), suksesjon tilbake mot utgangstilstand sannsynlig men ikke gitt, restitusjon i løpet av 5 – 10 år.</p> <p>4, Kraftig: Suksesjon mot ny likevektstilstand som reflekterer varig endrede miljøforhold. Restitusjonstid minst 10 år, muligens aldri.</p>

Tabell 1-2 Konsekvenskategorier for påvirkninger på marine naturmiljøkomponenter som følge av utbygging av Johan Castberg.

Konsekvens-kategori	Rasjonale	Poeng T+G+P
Ubetydelig	Antas ikke å ha noen påvirkning på økosystemprosesser, biologisk mangfold eller mulighetene for menneskelig utnyttelse av fornybare ressurser.	3-5
Liten	Antas kun å ha forbigående påvirkning i et begrenset område slik at dette ikke har noen signifikant påvirkning på økosystemprosesser, biologisk mangfold eller mulighetene for menneskelig utnyttelse av fornybare ressurser.	6-8
Middels	Det kan oppstå midlertidige endringer lokalt av økosystem-prosesser, tap av biologisk mangfold og det kan oppstå midlertidige begrensninger for menneskelig utnyttelse av fornybare ressurser (f.eks. tidsavgrensede kostholdsråd).	9-10
Stor	Det vil mest sannsynlig oppstå varige endringer i et større område, varig endring av økosystemprosesser, tap av biologisk mangfold og varige negative endringer i muligheter for menneskelig utnyttelse av fornybare ressurser (for eksempel tap av fiskemuligheter, forbud mot fiske/omsetning av fangst).	11-12

Konsekvensutredningsprosessen skal vurdere samlede miljøpåvirkninger knyttet til utbygging og drift av Johan Castberg. Videre kan den identifisere avbøtende tiltak for implementering i teknisk design, gjennomføring og drift, og avdekke behov for oppdatert eller ny kunnskap om påvirkninger fra tiltaket. I de tilfellene utredningen avdekker behov, vil videre utredninger, forskning eller miljøovervåking foreslås for å dekke kunnskapshullene.

1.2 Oppbygning av rapporten

Innledningsvis presenteres fakta om funnet Johan Castberg og generelt om planer for utbygging og drift. I kapittel 3 er det gitt en oppsummering av de naturmiljøene som utredningen dekker, basert på forvaltningsplanen for Barentshavet (Meld St. 10, 2010-2011), tilgjengelig litteratur og gjennomførte undersøkelser. Beskrivelsen dekker mulig influensområde på og rundt feltet. Funnene Skrugard, Havis og Drivis er behandlet som én enhet i denne konsekvensutredningen under navnet Johan Castberg.

I kapittel 4 oppsummeres mulige virkninger av aktiviteter basert på forskningsresultater og tilgjengelig litteratur, før konsekvenser vurderes i forhold til påvirkningsgrad i tid og rom. Før hver vurdering er det gitt en faglig begrunnelse for vurderingen. Foreløpig identifiserte avbøtende tiltak som utredningen har lagt til grunn, eller som foreslås studert nærmere, er også listet for de ulike påvirkningsfaktorene.

Eventuelle virkninger av ikke-planlagte utslipp, diskuteres i kapittel 6. Resultat fra miljørisikoanalysen (Stephansen et al. 2017) er oppsummert.

Kapittel 7 summerer opp mulige virkninger, avbøtende tiltak fra hvert av kapitlene, foreslår videre studier og presenterer forslag til miljøovervåking.

1.3 Miljørisikoanalyser versus konsekvensutredning

Petroleumsvirksomheten på norsk sokkel gjennomføres med et høyt fokus på sikkerhet, inkludert forebygging av uønskede hendelser. To sentrale prosesser er dypt integrert i både planlegging og gjennomføring av virksomheten; konsekvensutredninger og miljørisikoanalyser.

1.3.1 Konsekvensutredning

En konsekvensutredning (KU) er en bredt anlagt prosess, som er hjemlet i petroleumsloven. Denne loven krever at en utbygging av en petroleumsføremst skal evalueres for den miljøpåvirkning som utbyggingen medfører. KU skal sikre offentlig kjennskap til og medvirkning i prosessen i flere ledd. Medvirkningen sikres gjennom offentlig høring av både program for konsekvensutredning og selve konsekvensutredningsdokumentet. KU skal favne både operasjonelle virkninger og de mulige virkningene knyttet til uønskede hendelser (f.eks. et oljesøl). KU sikrer bred belysning av tiltakets miljøpåvirkninger, også det som ligger utenfor akutte hendelser.

I konsekvensutredninger presenteres ofte resultater fra miljørisikoanalyser for å beskrive hvor og hvordan virkningene av uønskede hendelser oppstår. Miljørisikoanalysen angir både sannsynlighet for en gitt skade og skadepotensialet. Ved vurdering av konsekvens av uønskede hendelser forsøker en å beskrive virkninger gitt at uhellet oppstår. For å bidra til forståelsen av denne typen resultater på en korrekt måte, gis det en kort introduksjon til miljørisikoanalyser.

1.3.2 Miljørisikoanalyser

Miljørisikoanalyser (MRA) gjennomføres som en teknisk integrert forberedelse til en aktivitet og benyttes direkte til design av forebyggende og avbøtende tiltak, som f.eks. beredskap. Miljørisikoanalysen er en del av søknaden operatøren må levere til myndighetene for å få tillatelse til utslipp (Miljødirektoratet) og samtykke til aktiviteten (Petroleumstilsynet). En miljørettet risikoanalyse danner grunnlag for en beredskapsanalyse, der adekvate beredskapstiltak evalueres og implementeres i en detaljert beredskapsplan for den planlagte aktiviteten.

Petroleumsvirksomheten har gjennom OLF (nå NOROG; Norsk Olje og Gass) utviklet en standard metodikk for gjennomføringen av miljørisikoanalyser, MIRA-metoden, som nå anvendes på norsk sokkel (OLF, 2012). Det er gjennomført miljørisikoanalyser for utviklingen av Johan Castberg ved bruk av denne metoden (Stephansen et al. 2017). Resultatene for de to scenariene som gir størst miljørisiko presenteres i kapittel 6.2.

1.4 Avbøtende tiltak

Det er et overordnet mål å etablere og drive petroleumsvirksomheten på en måte som sikrer at ulykker og alvorlige hendelser ikke skjer, samt at negative konsekvenser for mennesker, miljø og samfunn begrenses. Det vurderes derfor løpende iverksettelse av avbøtende tiltak for å unngå, forebygge eller begrense negative virkninger. Avbøtende tiltak prioriteres innen forebygging, begrensnings og kompensasjon i følgende rekkefølge;

- Tiltak som ved lokalisering eller utforming unngår eller begrenser negative virkninger, hvorav disse igjen prioriteres i;
 - Tiltak som reduserer påvirkning ved kilden
 - Tiltak som avbøter (begrenser eller eliminerer) virkningen i miljøet
- Tiltak som kompenserer eller erstatter varig tap

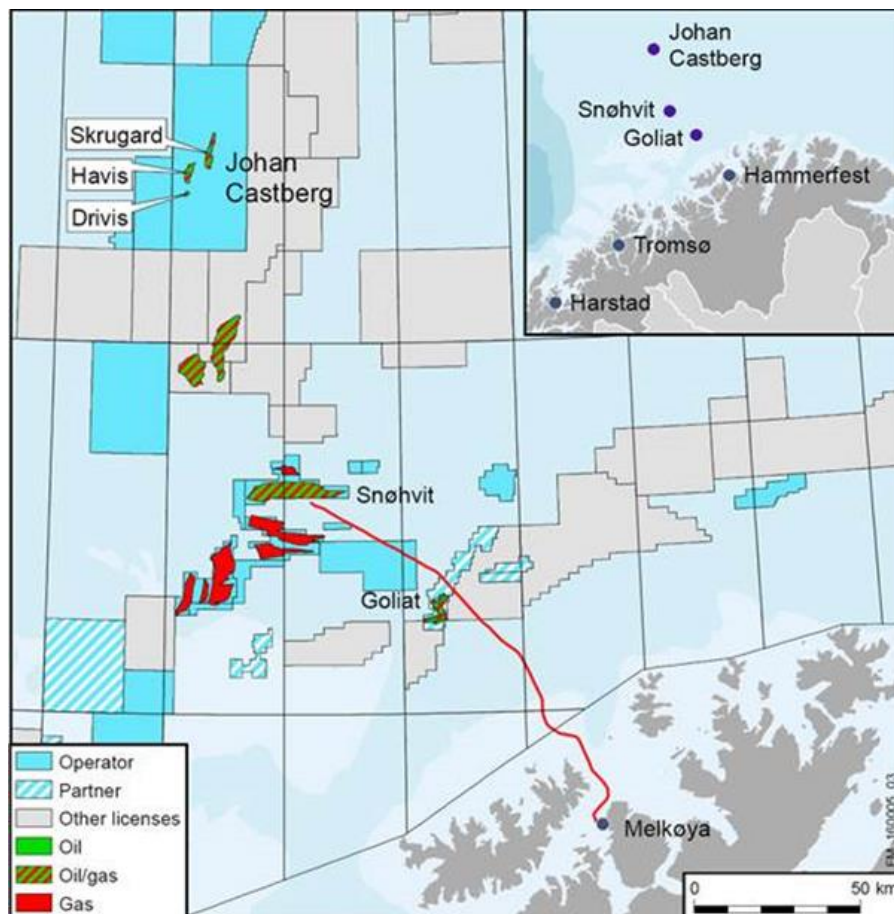
Tiltakene presentert her er hovedsakelig identifisert av Statoil, men også anbefalinger fra Akvaplan-niva. I den grad det har vært mulig, har tiltakene blitt inkludert som en forutsetning ved vurdering av konsekvenser. Foreliggende rapport er en oppdatert konsekvensutredning for valgte utbyggingsalternativ, basert på Dahl-Hansen et al. 2015, med videreutviklede tekniske planer og avbøtende tiltak.

2 Petroleumsfunnet Johan Castberg

2.1 Johan Castberg-feltet

Johan Castberg er en fellesbetegnelse for den planlagte utbyggingen av reservoarene Skrugard, Havis og Drivis i Barentshavet. Feltet ligger i produksjonslisens PL 532 som ble tildelt i mai 2009 og omfatter blokkene 7219/9, 7220/4, 5, 7 og 8. Statoil er operatør for PL 532 med en eierandel på 50 prosent. Øvrige rettighetshavere er Eni Norge AS (30%) og Petoro AS (20%). Det ble funnet olje i Skrugard-strukturen i april 2011 og i Havis-strukturen i januar 2012. I løpet av 2013 og 2014 ble det gjennomført leteboringer i prospektene Nunatak, Kramsnø, Skavl, Iskryll (PL 608), Isfjell (PL 714) og Drivis. I april 2014 ble det funnet olje i Drivis-reservoaret. De øvrige leteboringene påviste ikke drivverdige petroleumsressurser.

Johan Castberg ligger i sørvestre del av Barentshavet, omtrentlig midt mellom Finnmarkskysten og Bjørnøya, 240 km nord-vest for Hammerfest og 210 km syd for Bjørnøya. Det ligger ca. 100 km nord for Snøhvit (Figur 2-1) og 150 km nordvest for Goliat. Havdypet er 360-405 m. Feltet har en utstrekning på 20 km fra nord til sør og 10 km fra øst til vest. Skrugard ligger ca. 3 km øst for Havis, og Havis ligger ca. 2 km nord for Drivis. Dette er oljereservoarer med gasskapper på toppen, og det er estimert at utvinnbare oljeressurser er på 450 – 650 millioner fat. Johan Castberg er den hittil nordligste planlagte feltutbyggingen i Barentshavet og på norsk sokkel.



Figur 2-1 Lokalisering av Johan Castberg (felles navn for utbygging av reservoarene Skrugard, Havis og Drivis). Feltene Snøhvit og Goliat, samt eksisterende gassledning fra Snøhvit til Melkøya (rød linje) er også vist. (Kilde: Statoil 20.09.2016)

2.2 Utbyggingsløsning

Den planlagte utbyggingsløsningen består av havbunnsinstallasjoner og et produksjonsskip med lager for råolje (FPSO) på feltet (Figur 2-2). Havbunnsinstallasjonene vil dekke et område på ca. 125 km² (Figur 2-3). Stabilisert olje eksporteres med tankere fra feltet. Det vil også legges en fiberoptisk kontrollkabel til Melkøya, alternativt til Snøhvit.

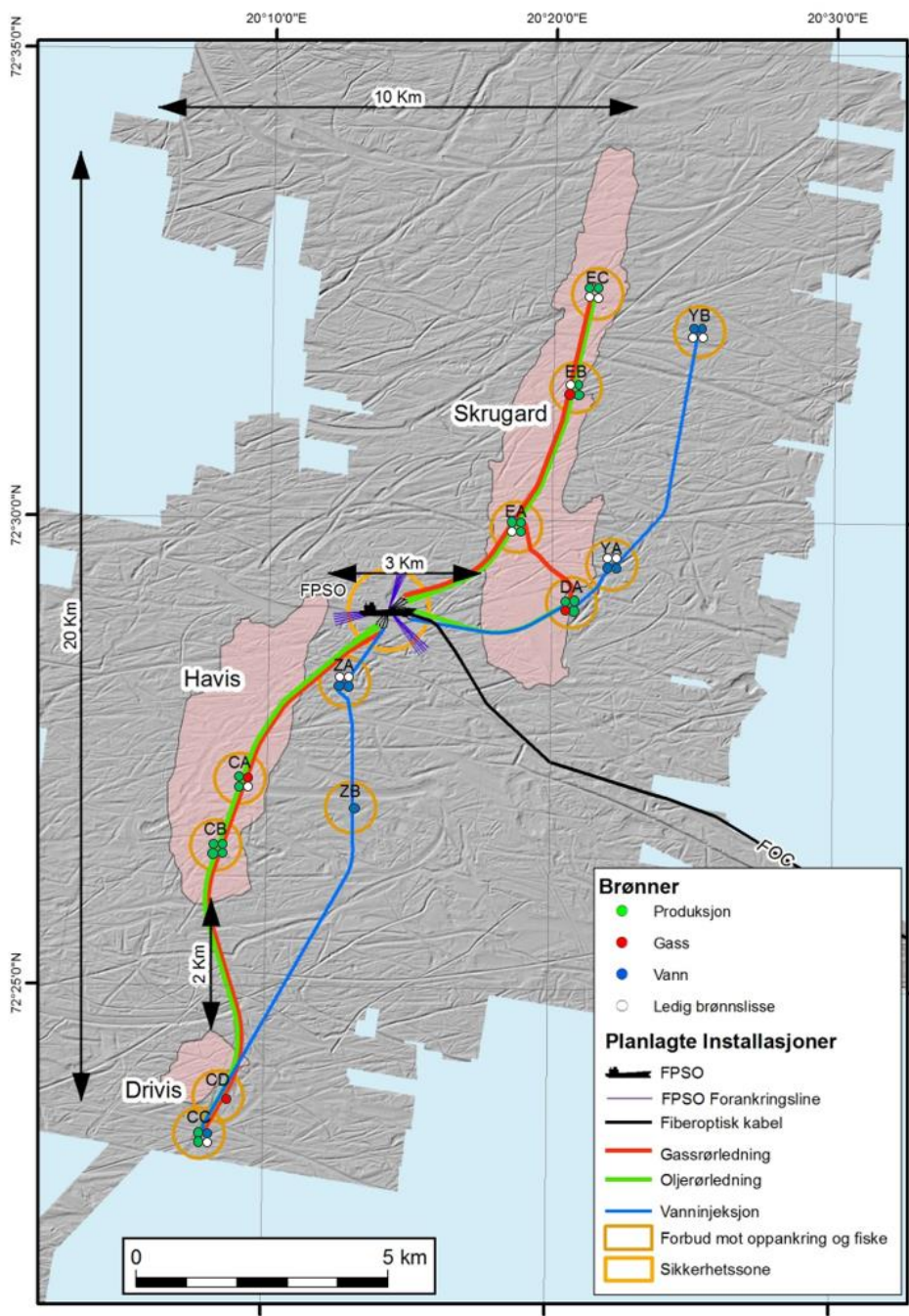
Utbyggingen av Johan Castberg er planlagt startet i 2019. Boring av brønner vil pågå i perioden 2019-2024, to år inn i produksjonsperioden. Produksjon er planlagt å starte i løpet av 2022, og feltets forventede levetid er 30 år, med mulighet for forlengelse dersom det blir gjort andre funn i området.



Figur 2-2 Illustrasjon av produksjonsskipet (FPSO) (Kilde: Statoil 2016).

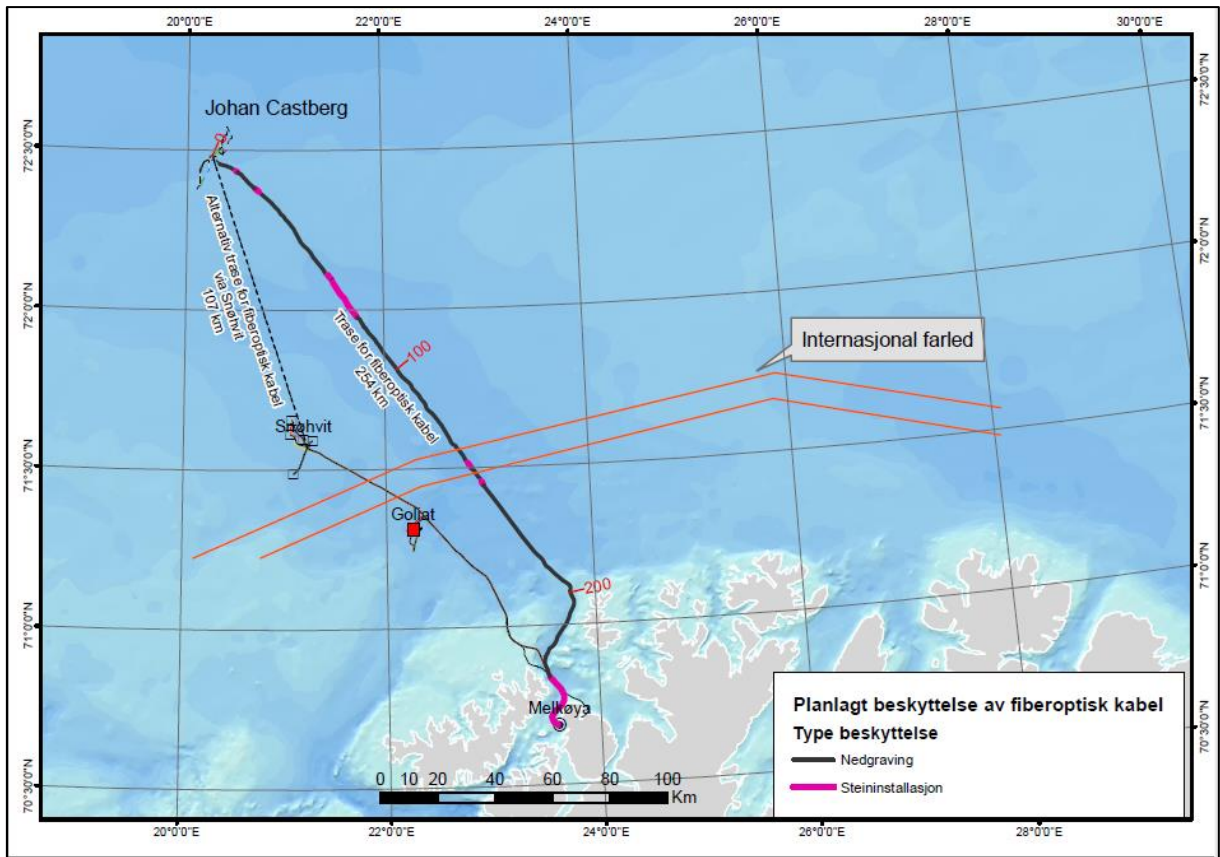
Dreneringsstrategien for reservoarene er basert på trykkvedlikehold ved re-injeksjon av produsert gass og produsert vann, i tillegg til injeksjon av sjøvann hvor sulfat og oksygen er fjernet.

Undervannsproduksjonssystemet på feltet vil bestå av 10 brønnrammer og 2 satellitter (henholdsvis en gass og en vanninjeksjonsbrønn) som skal knyttes opp til FPSO-en. Produksjonen vil i første omgang skje fra til sammen 18 produksjonsbrønner. Det vil også bli boret 8 vanninjektorbrønner og 4 gassinjektorbrønner, slik at samlet antall brønner blir 30. Boring og komplettering av undervannsbrønner vil bli gjort fra en flytende dynamisk posisjonert borerigg. Det vil mest sannsynlig bli boret flere brønner utover i produksjonsperioden. Ledige brønnsliiser i de etablerte bunninstallasjoner er markert med hvitt (Figur 2-3). Fra brønnrammene og satellittene går det feltinterne rørledninger som transporterer brønnstrømmen via en stigerørsbase og stigerør opp til FPSO-en. Gass- og vanninjeksjon går tilsvarende gjennom stigerør, og gjennom gass- og vanninjeksjonsrør ut til gass- og vanninjektorene.



Figur 2-3 Felayout for Johan Castberg. Gule ringer indikerer 500 m sone for forbud mot fiske med bunnredskaper.

Kontrollkabelene er koblet sammen med en fiberoptisk kabel fra feltet til Melkøya. En alternativ trasé for den fiberoptiske kontrollkabelen er under vurdering. Denne vil i så fall gå fra feltet til bunninstallasjonene på Snøhvit der den kobles videre på eksisterende kabel til Melkøya. Kabelen vil graves ned og det vil bli utført steininstallasjoner på enkelte strekninger der bunntopografien gjør dette nødvendig (Figur 2-4). Den alternative kabeltraséen til Snøhvit er ikke undersøkt i samme grad som traséen til Melkøya, men det antas at kabelen kan graves ned og det ikke vil være behov for steininstallasjoner.



Figur 2-4 Mulige traseer for fiberoptisk kabel fra Johan Castberg (Kilde Statoil 2017).

Gjennom driftstiden må oljereservoarene overvåkes med 4D-seismikk. To alternativer for seismikkinnsamling er vurdert; tradisjonell seismikkinnsamling med båt som tauer streamere, eller PRM (Permanent Reservoir Monitoring) med luftkanoner, kabler og lyttestasjoner installert på havbunnen. Det er enda ikke besluttet hvilken seismikkløsning som skal brukes. Begge alternativene er derfor vurdert for mulig påvirkning på marint naturmiljø.

3 Marine naturressurser på Johan Castberg-feltet og langs trasé for fiberoptisk kabel

Johan Castberg ligger i sørvestre del av Barentshavet, nord for de områdene langs kysten, på Tromsøflaket og Eggakanten som i forvaltningsplanen (Meld St. 10, 2011) er pekt ut som spesielt miljøfølsomme (Figur 3-1).

Johan Castberg ligger 210 km sør for Bjørnøya og omtrent 190 km fra sørspissen av naturreservatet rundt øya, samt mer enn 200 km fra median iskant (ref. kapittel 3.1.3). Det er ikke funnet korallrev på Johan Castberg og det er kun registrert få og spredte forekomster av svamp (kapittel 3.3.4).

3.1 Spesielle marine naturtyper, naturvernområder og den marginale iskantsonen

3.1.1 Naturtyper

En naturtype defineres ifølge Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold (Naturmangfoldloven) (Anonym 2004: 21) som:

"En ensartet type natur som omfatter alt plante- og dyreliv og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer, geologiske forekomster eller lignende".

Miljødirektoratets database og presentasjonsverktøy "Naturbase", gir en oversikt over registrerte marine naturtyper. DN Håndbok 19-2001 (Direktoratet for Naturforvaltning 2007) gir en oversikt over naturtyper som er spesielt prioriterte i forvaltningen, samt en nærmere beskrivelse av disse. Per i dag er det ikke registrert noen spesielle marine naturtyper på Johan Castberg-feltet.

3.1.2 Naturvernområder

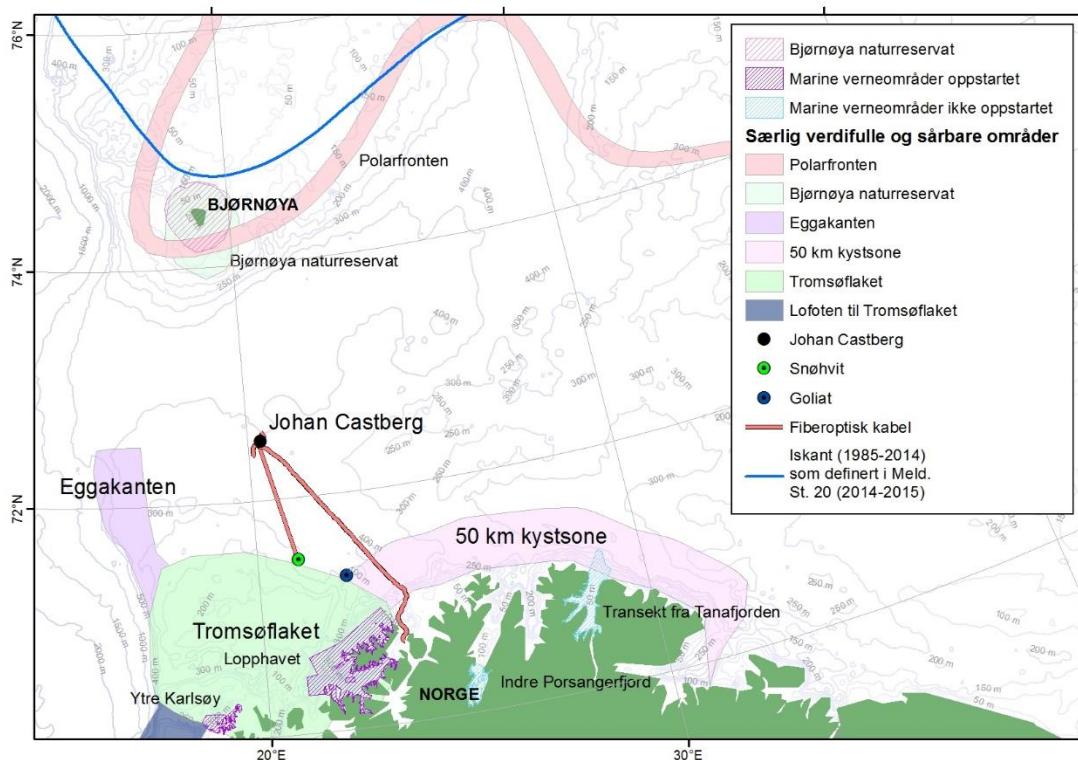
Ulike grader av vern av et geografisk område med spesielle miljøforhold er vanlig anvendt innen naturforvaltningen, både i og utenfor Norge. Gjennom ulike begrensninger av aktiviteter som ferdsel, utslipp eller fangst, skjermes viktige naturmiljø mot uønskete påvirkninger. Verneområder har således en viktig funksjon, og er viktig å ta hensyn til i planlegging av industrielle aktiviteter.

Et naturreservat defineres som "*et område som inneholder truet, sjelden eller sårbar natur, representerer en bestemt naturtype, har en særlig betydning for biologisk mangfold, utgjør en spesiell geologisk forekomst, eller har særskilt naturvitenskapelig verdi*" (<http://snl.no/verneområder>). I Norge er naturreservater den strengeste formen for områdevern etter Naturmangfoldloven.

Marine verneområder opprettes etter de samme kriteriene som et naturreservat på land. Disse områdene omfattes av nasjonal marin verneplan og er særegne områder eller leveområder som er typiske for Norskekysten. 49 områder ble opprinnelig vurdert inkludert i verneplanen, og 36 av disse ble anbefalt tatt med i videre arbeid med etablering av marine verneområder. I

september 2009 ble det sendt ut oppstartsmelding for 17 av disse 36 områdene, og i juni 2013 ble de tre første marine verneområdene opprettet etter naturmangfoldloven. Lophavet marint verneområde som ligger på Finnmarksysten og omfatter bl. a. deler av Tromsøflaket (Figur 3-1) er det nærmeste foreslåtte marine verneområdet til Johan Castberg .

Områdene langs kysten av Finnmark har ikke formell vernestatus, men forvaltningsplanen (Meld St. 10, 2011) slår fast at de mest kystnære 35 km av denne sonen er skjernet mot petroleumsvirksomhet.



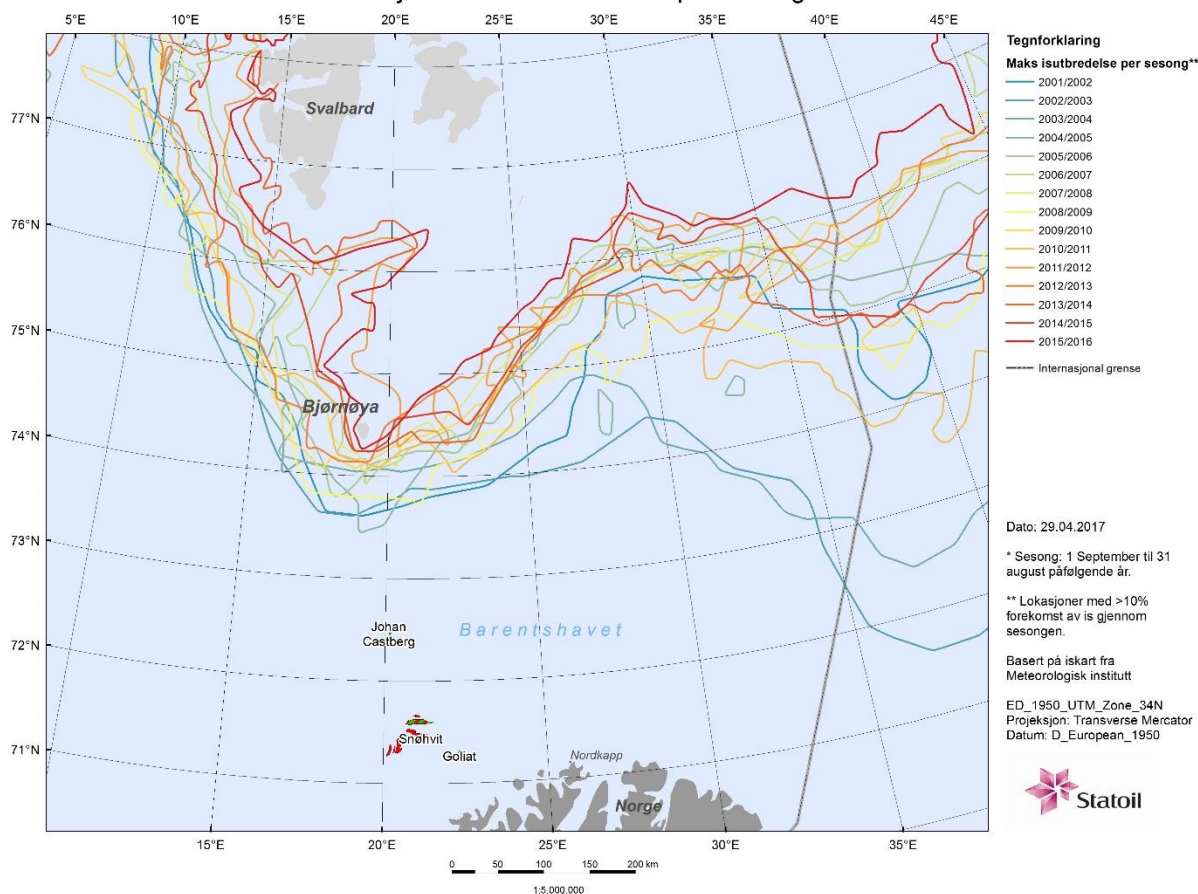
Figur 3-1 Lokalisering av Johan Castberg i forhold til vernede og spesielt miljøfølsomme områder i det sørvestlige Barentshavet (grunnlag fra Meld. St. 10, 2011).

3.1.3 Marginal iskantsone (MIZ, Marginal Ice Zone)

De nordlige deler av Barentshavet er, i motsetning til de øvrige områder på norsk sokkel, dekket av is deler av året. Isutbredelsen i våre havområder varierer gjennom året og fra år til år. Isutbredelsen overvåkes av bl.a. meteorologisk institutt, som basert på daglige satellittobservasjoner publiserer iskart og oppsummert statistikk over isutbredelsen. Forvaltningsplanen fra 2015 (Meld. St. 20, 2014-2015) gir en statistisk definisjon av iskanten basert på den årvisse gjennomsnittlig sørlig utbredelse. Den maksimale utstrekningen av iskanten i de senere år basert på iskart fra Meteorologisk institutt vises i Figur 3-2.

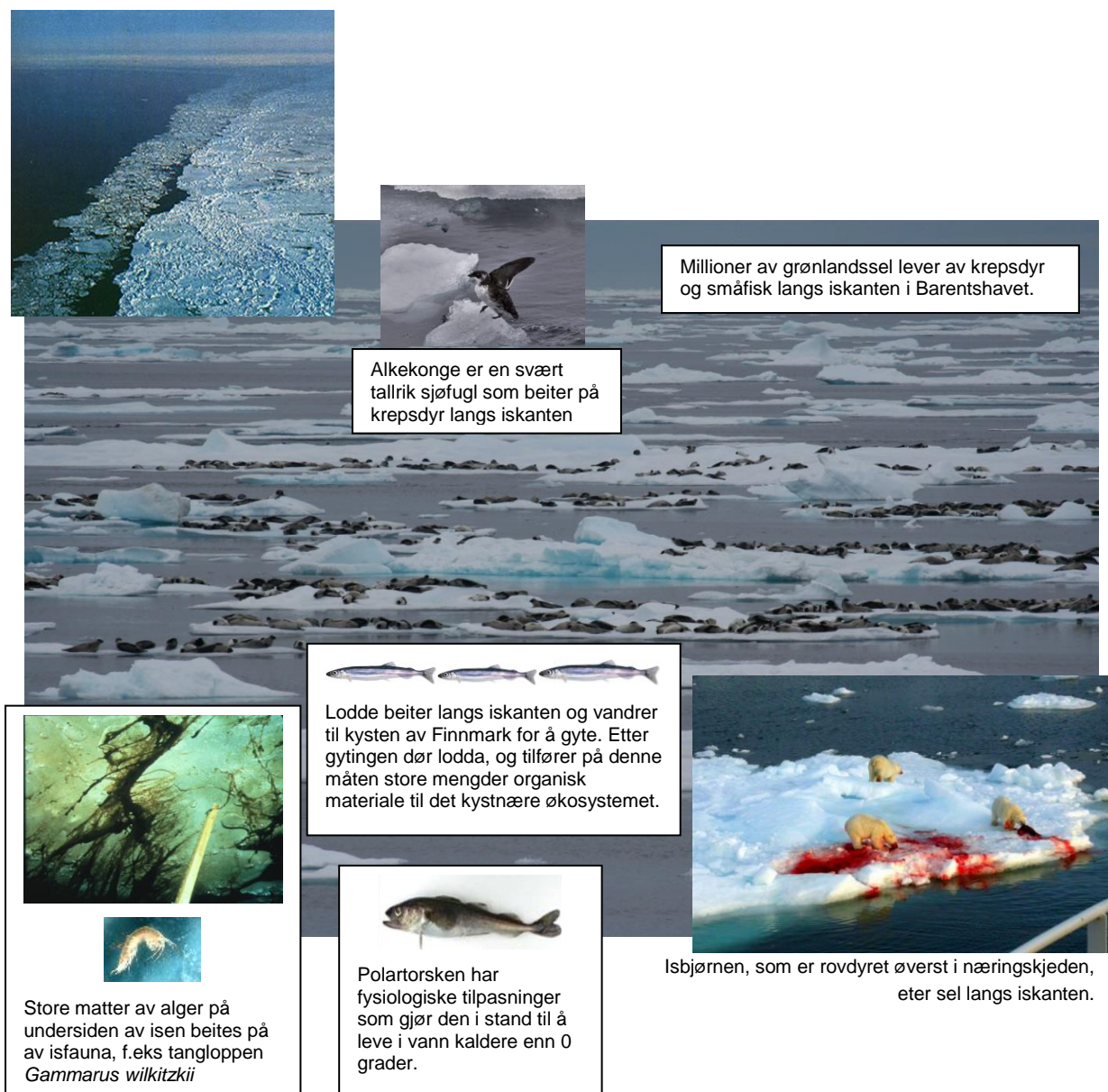
Definisjon av iskanten har vært gjenstand for diskusjon i utredningsarbeider og analyser. Begrepet «iskant» omfatter ulike definisjoner, avhengig av om begrepet benyttes i økologisk, fysisk eller administrativ sammenheng. En utførlig forklaring rundt begrepet iskant finnes i miljørisikoanalysen for Johan Castberg (Stephansen et al. 2017).

Arktisk sjøis - Maks isutbredelse per sesong 2001-2016 *



Figur 3-2 Kart over maksimal isutbredelse per sesong 2001-2016 (Kilde: Statoil, basert på iskart fra Meteorologisk institutt).

Isen når sin maksimale sørlige utstrekning i Barentshavet i mars-april, der områder så langt sør som til Bjørnøya og enkelte år enda lengre sør, kan være dekket av is. I løpet av sommeren smelter isen, og på sensommeren og tidlig høst ligger iskanten som regel nord og øst for Svalbard. Smeltingen av isen frigjør ferskvann, som danner et overflatelag på 10 – 50 m tykkelse med lavere saltholdighet langs kanten av isen. Vannmassene stabiliseres, og på grunn av liten vertikal omrøring forblir planteplanktonet i de øvre vannlag, der sollys og næringsalter gir grobunn for en svært kraftig algeoppblomstring. Denne oppblomstring flytter seg nordover i takt med isens tilbaketrekking. Økosystemet i denne "Marginale Iskantsonen" (MIZ) er svært variabelt i utstrekning, men produksjonen av planteplankton er svært høy, og planktonet tiltrekker seg både fisk, fugl og pattedyr. I kraft av rik produksjon, forekomst av arter som på norsk sokkel kun forekommer i tilknytning til iskanten og der flere er rødlistede, samt høy tetthet av organismer på flere trofiske nivå, er iskantsonen regnet som et svært sårbart økosystem (Figur 3-3).

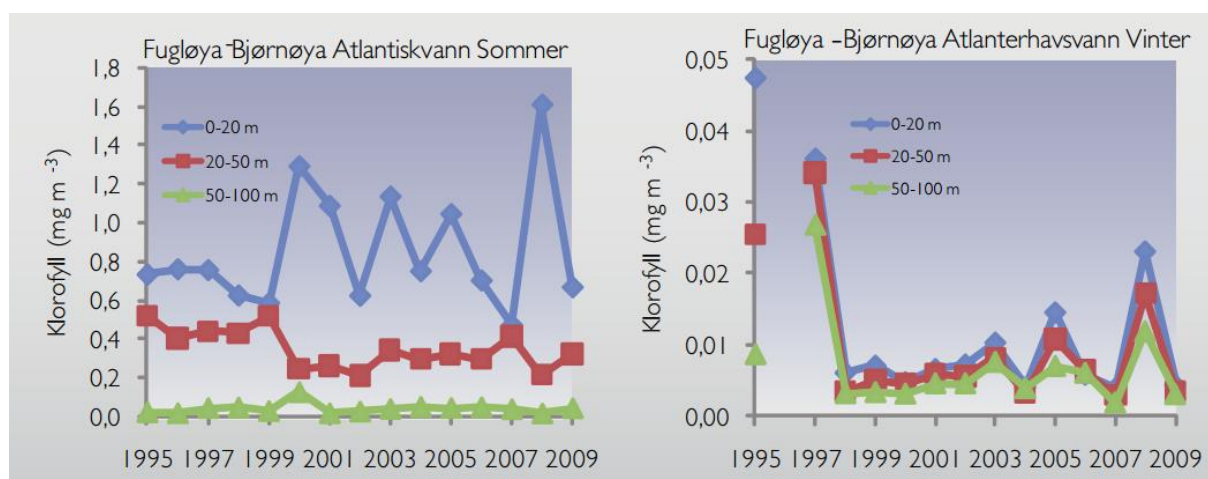


Figur 3-3 Den Marginale iskantsonen rommer unike dyre- og plantearter. (Foto: Bjørn Gulliksen, Rune Palerud, Christian Lydersen, Cathrine Stephansen og Michael Carroll).

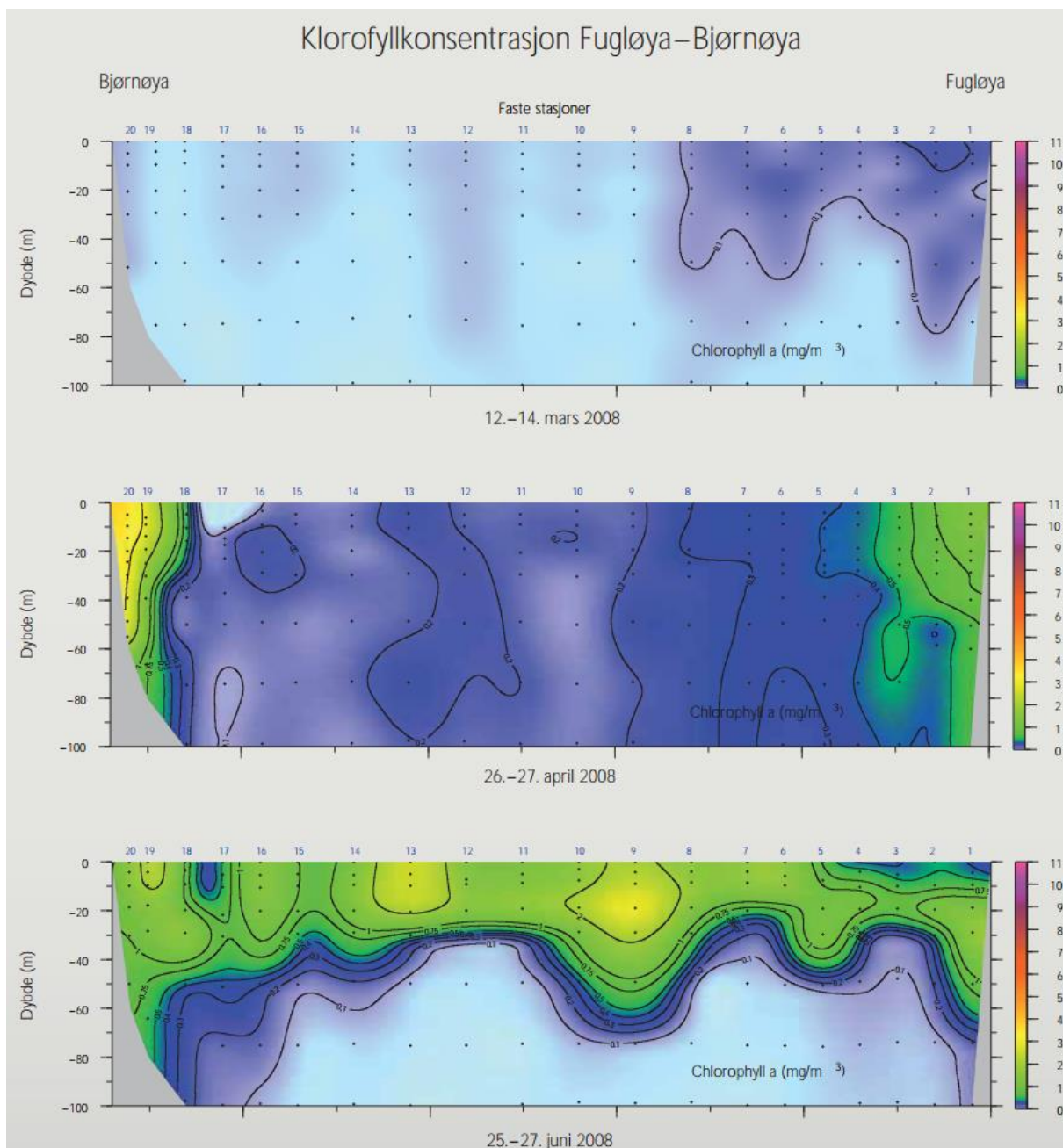
Naturvernområdene ved Bjørnøya, langs kysten av fastlandet, og iskanten ligger så langt unna Johan Castberg at de ikke vil bli påvirket av de regulære aktivitetene som beskrives i denne utredningen, og de er derfor ikke videre vurdert i forbindelse med regulære utslipp. De vil potensielt kunne påvirkes av drivende olje fra uhellsutslipp. Dette er diskutert i kapittel 6. Det vises til miljørisikoanalysene (Stephansen et al. 2017) for videre diskusjon rundt naturvernområder og virkninger av eventuelle oljepåslag.

3.2 Plankton

Plankton er små organismer som finnes i de frie vannmasser (pelagialen), og som i hovedsak driver med havstrømmene. Plankton består av primærprodusentene planteplankton (alger), dyreplankton som beiter på planteplanktonet og mesoplankton (0,2 – 20 mm store) som er en samlebetegnelse på frittdrivende larver og fiskeegg. Plankton finnes fordelt over hele havområdet, men med ulike sammensetninger og tettheter. Dynamikken i planktonsamfunnet langs kysten av Nord-Norge og i det sørlige Barentshavet er karakterisert ved en kraftig våroppblomstring av planteplankton over 3-5 uker når solinnstrålingen etter vinteren pånytt tar seg opp, og det samtidig er rikelig tilgang på uorganiske næringssalter. Tidspunktet for våroppblomstringen, som finner sted i de øvre ca. 50 m av vannsøylen, er bestemt av stabilisering av vannmassene (lagdeling på grunn av tetthetsforskjeller) og lys. Denne lagdelingen er også kalt det vertikale sprangsjiktet. I fjorder, langs iskanten og delvis langs kysten påvirkes lagdelingen av ferskvannsavrenningen (april-mai) fra land eller smeltende havis (Engelsen et al. 2002; Falk-Petersen et al. 2000). I Barentshavet er lagdelingen i vannmassene styrt av termisk (sollys) oppvarming av vannmassene, hovedsakelig i løpet av mai – juni (Stramska & Bialogrodzka 2016) og dette danner grunnlaget for primærproduksjonen (Figur 3-4 og Figur 3-5).



Figur 3-4: Kopi av Figur 4.3.2.1 fra Sunnanå et al. 2010. Gjennomsnittlig klorofyll a/m^3 i for tre dybdelag av Atlanterhavsvann i snittet Fugløya-Bjørnøya om sommeren (venstre) og om vinteren (høyre).



Figur 3-5 Kopi av figur 1.3.1.2 fra "havets ressurser og miljø" i Naustvoll og Kleiven (2009) som viser mg klorofyll a/m³ i de øvre 100 m på snittet Fugløya-Bjørnøya i mars, april og juni 2008. Johan Castberg ligger omtrent midt i dette transektet (nær stasjon nr 10-11).

Det vertikale sprangsjiktet (tetthetsforskjeller på grunn av høyere temperatur og lavere saltholdighet) ligger på 25-30 meter i juni måned i denne delen av Barentshavet (Loeng, 1991). Sprangsjiktet synker gradvis ned mot 50 meter i juli og august og utover høsten blir sprangsjiktet mer diffust (Loeng, 1991). Sprangsjiktet er dynamisk og påvirkes av strømningsforhold og vind i området og gir den bølgeformede overgangen mellom grønt og blått i Figur 3-5.

De dominerende artene av planteplankton tilhører gruppen kiselalger (diatomeer), men det kan også forekomme masseoppblomstring av *Phaeocystis*, som er en kolonidannende svepeflagellat. Om sommeren er produksjonen av planteplankton lav, mens en ny oppblomstring finner sted tidlig på høsten når høststormene har ført næringsrikt dypvann til overflaten, og det fortsatt er noe sollys tilgjengelig.

Den intense våroppblomstringen av mikroalger danner grunnlaget for en effektiv lipid (fett) dreven næringskjede. I de nordlige havområdene dominerer to grupper av algespisende dyreplankton: hoppekreps (hovedsakelig arter i slekten *Calanus*) og krill (hovedsakelig arter i slekten *Thysanoessa*). Disse artene har evnen til å danne energirikt fett fra karbohydrater og proteiner, som algene består av. Algespisende dyreplankton kan inneholde så mye som 60% fett og utgjør føden til større arter dyreplankton som amfipodene *Themisto libellula* og *T. abyssorum*, samt til yngel og yngre stadier av de store pelagiske fiskebestandene som lodde, sild og makrell som igjen er føde for torsk. Algeoppblomstringen og dyreplanktonets energiomsetning er grunnlaget for migrasjonen av lodde, sild, sjøfugl, sel, og hval mot nord i sommerhalvåret. De energirike fettsyrene som dannes nede i næringskjeden kan overføres til topp-predatorer som sel og hval i løpet av 7 til 10 måneder (Falk-Petersen et al. 1990).

Hoppekrepsen raudåte (*Calanus finmarchicus*) har sin hovedutbredelse i Norskehavet, men er også den dominerende dyreplanktonarten langs kysten av Nord-Norge og i det sørlige Barentshavet. Raudåta beiter på alger i 4 til 8 uker i de øvre vannlag under våroppblomstringen, hvoretter den migrerer nedover til dype vannlag (Falk-Petersen et al. 2009). Atlantiske vannmasser sør for polarfronten har også høy tetthet av krill, hver art av *Thysanoessa longicaudata* og *T. inermis* har en typisk horisontal tetthet på 30-50 individer eller mer pr m² (Dalpadado and Skjoldal 1996). Dalpadado og Skjoldal (1996) inneholder data fra perioden 1984-1992 og viser at det er noe høyere tetthet av krill i Barentshavet om vinteren (januar - mars) i forhold til om sommeren (mai - august). Krill foretar både vertikal døgn- og sesongvandring i vannmassene. Den klassiske beskrivelsen av denne vandringen er at krill befinner seg i de øvre vannmassene (0-50 m) om natten og under 50 m om dagen. Dernest oppholder tilnærmet hele populasjonen seg nær bunnen om vinteren (Orlova et al. 2015). I tillegg påvirkes den vertikale døgnvandringen av kontinuerlig lys på sommeren (Blachowiak-Samolyk et al. 2006) og av kontinuerlig mørke på vinteren (Falk-Petersen et al. 2008). Den vertikale vandringen er felles for også andre grupper av dyreplankton som kopepoder (hoppekreps) og amfipoder (tanglopper) (Falk-Petersen et al. 2008). Det detaljerte bildet av krill og andre dyreplanktons populasjonsstørrelser og vertikale vandringmønstre i vestre og sentrale deler av Barentshavet, hvor Johan Castberg ligger, er ikke kartlagt i detalj, men gjennomgang av litteratur tyder på at systemet er dynamisk, påvirket av predasjon fra fisk og at klimavariasjon påvirker systemet (Orlova et al. 2015).

3.3 Bunnforhold

Det sørlige Barentshavet har en variert bunntopografi med flere viktige naturtyper som svampområder og enkelte korallrev. En generell beskrivelse av ulike bunnhabitater i Barentshavet og deres sårbarhet overfor ulike påvirkninger finnes i Dahl-Hansen et al. (2012).

3.3.1 Koraller

Rev av kaldtvannskorallen *Lophelia sp.* forekommer på norsk sokkel fra Mørkekysten og nordover og nordover til Vest-Finnmark. Korallrev vokser sakte, og er sårbare for fysiske påvirkninger som tråling, ankring, legging av kabler og rør, og det er flere steder konstatert skader på korallrev, oftest som følge av tråling. Trass i at navnet kaldtvannskorall kan antyde noe annet, så forekommer rev av *Lophelia sp.* sjeldent eller aldri ved vanntemperaturer lavere enn ca. 4 grader, og det nordligste kjente korallrevet «Korallen» ligger på «innersiden» av Tromsøflaket utenfor Sørøya. Figur 3-7 viser kartlagte forekomster av koraller og svamp i Barentshavet.

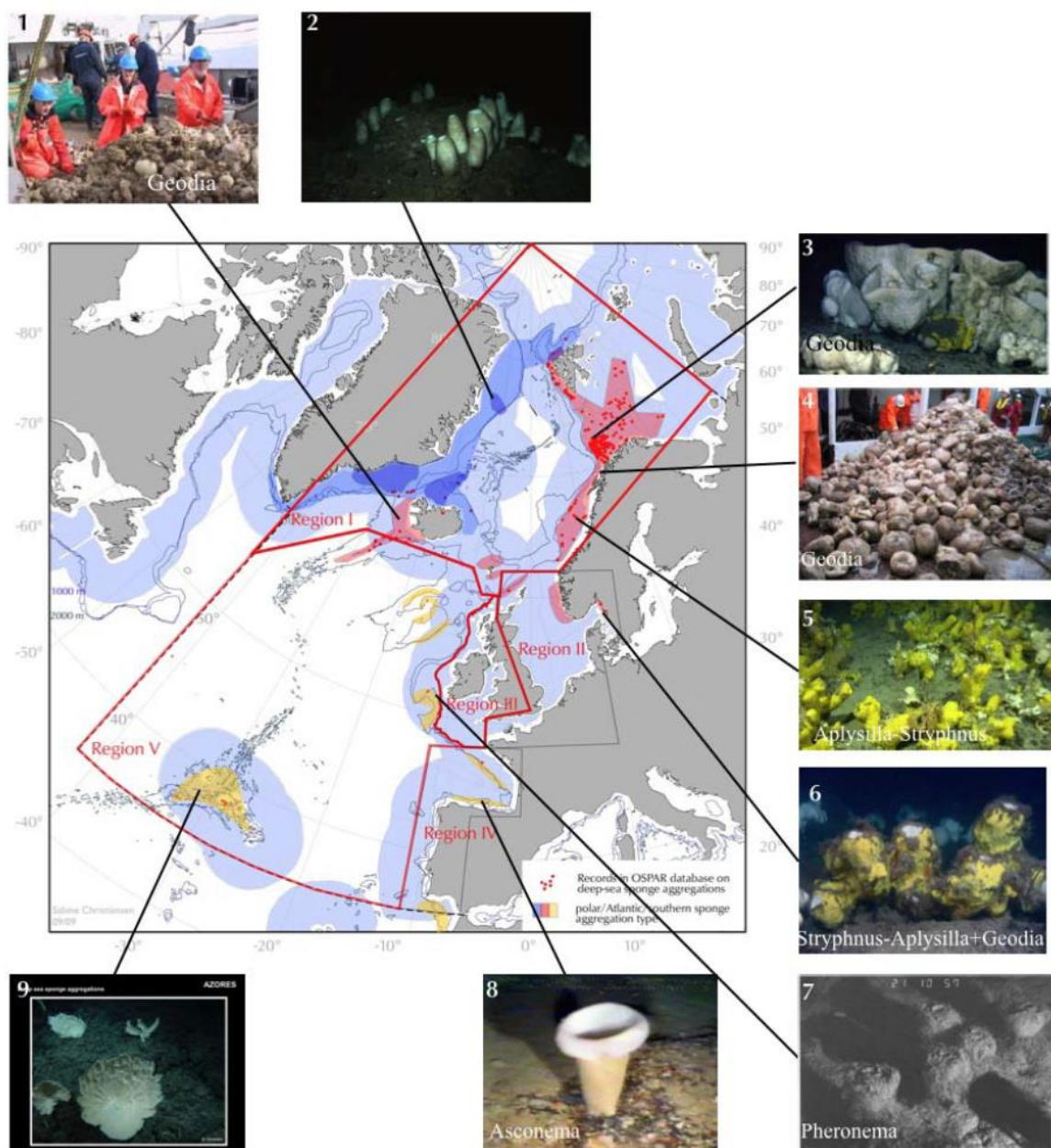
3.3.2 Svamp

Svamp finnes i de fleste bunnfaunasamfunn, både på bløt og hard bunn i Barentshavet (Ereskovsky 1995). I OSPAR (Oslo-Paris-konvensjonen) Agreement 2008-7 beskriver "dyphavs svampforekomster" slik:

"Dyphavs svampforekomster består hovedsakelig av svamper fra to klasser: Hexactinellida og Demospongia. De forekommer på 250-1300m dyp (Bett & Rice, 1992), der vanntemperaturen varierer mellom 4-10°C og det er moderat strømhastighet (0.5 knop). Dyphavs svampforekomster kan finnes på både bløte og harde bunnsstrater, slik som kampesteiner og pukk som kan ligge på sedimentet. Isskuringsområder gir et ideelt habitat for svamp fordi stabile kampesteiner og pukk på havbunnen her gir et høyt antall festepunkter (B. Bett, *pers com.*). Store mengder svamp i et område kan endre bunnsstratet betydelig. Det er for eksempel funnet opptil 3,5 kg per m² med kalkspikler fra svamp i enkelte områder (Gubbay, 2002). Tettheter av svamp er vanskelige å kvantifisere men svamper i Hexactinellida har blitt rapportert i tettheter på 4-5 per m² mens individer av storvokste svamp fra klassen Demospongia har blitt rapportert i tettheter på 0.5-1 per m² (B. Bett, *pers com.*). Dyphavssvamp har habitatpreferanser som likner de til kaldtvannskoraller og finnes derfor ofte i samme områder som kaldtvannskoraller. Forskning har vist at tette matter av svampspikler rundt svampområder kan forhindre kolonisering av infauna slik at faunaen her domineres av epifauna (Gubbay, 2002). Svampområder gir også habitat for slangestjerner som bruker svampene som opphøye punkter på bunnen."

Johan Castberg ligger i OSPAR region I og området er en del av et storskala habitat klassifisert som "dyphavs svampforekomster" som strekker seg nordover fra Nord-Norge til vestkysten av Svalbard og inn i det sentrale Barentshavet (OSPAR 2010, Figur 3-6). Tromsøflaket, sørvest for Johan Castberg er spesielt rikt på svamp (Figur 3-7), og dette er en av hovedårsakene til at Tromsøflaket er ett av forvaltningsplanens spesielt sårbare områder (Figur 3-1). OSPAR 2010 definerer svamphabitater som spesielt sårbare og hensynskrevende, med bakgrunn i at svamp lever lenge, vokser sakte, og danner habitater som utgjør viktige oppvekst- og leveområder for en rekke andre arter. Dette er også nevnt i Meld. St. 10 (2010-2011).

I Norsk rødliste for arter (Henriksen og Hilmo 2015) er det ingen marine svamper som er listet som truede, og svampsamfunn står heller ikke som truet naturtype i Norsk rødliste for naturtyper (Lindgaard, A. & Henriksen, S. 2011). Meld. St. 10 (2010-2011) definerer at tette forekomster av svamp (habitatdannende) skal vurderes som sårbare for menneskelig påvirkning og følgelig tas hensyn til ved planlegging av petroleumsvirksomhet.



Figur 3-6 Generell utbredelse av habitatdannende svamper i Nordøst-Atlanteren og øvrige nordiske hav. Fargede skygger angir tre biogeografiske typer av svampsamfunn: blå=polare, rød=atlantiske, gul=iberiske. Tetthet av svamp i disse områdene er svært varierende. Informasjon til de røde prikkene i kartet stammer fra OSPARs habitatdatabase (2008). De mørkere fargene er informasjon om svampområder gitt i ICES (2009, figur 8.2.2.1) og ytterligere litteratur sitert i OSPAR (2010).

Det er manglende kunnskap om viktigheten av mindre forekomster av svamp og hvordan svamp påvirkes av utslipp fra petroleumsindustrien (Miljødirektoratet, 2016). Det foreligger studier om effekter av sedimentasjon og eksponering til borekaks på svamp (Kutti et al., 2015; Edge et al., 2016) som viser at svampens metabolisme og pumpeevne svekkes av eksponering til borekaks, men disse er basert på laboratoriestudier og det er ikke sikkert hvorvidt disse reflekterer realiteten i felt. Dette gjør det utfordrende å vurdere hvor sårbare svamphabitater er og hvordan disse habitatene skal forvaltes (Miljødirektoratet, 2016).

Det er fremdeles store deler av Barentshavet som ikke er undersøkt mht. tilstedeværelse av tette forekomster av svamp. Det er derfor viktig å gjøre visuelle grunnlagsundersøkelser i slike områder. Ved oppdagelse av tette forekomster skal dette rapporteres til Miljødirektoratet og en vurdering gjøres i hvert enkelt tilfelle om området må tas spesielt hensyn til.

I OSPAR (2008-7) fastslås det at "For at et habitat skal kunne sies å forekomme på et sted, skal det dekke et område på minimum 25 m², men denne grensen må kanskje være høyere i offshore-områder grunnet begrensninger i undersøkelser og prøvetaking".

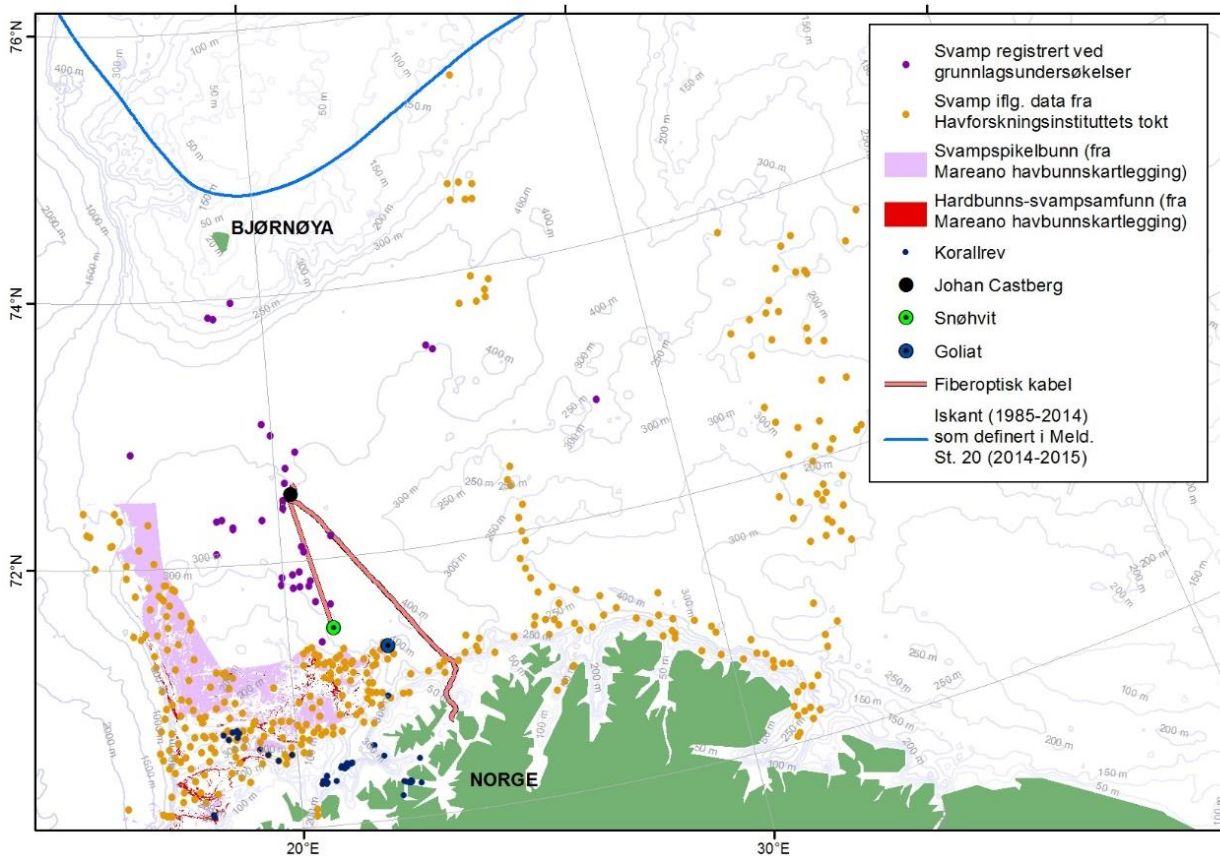
Det finnes enkeltindivider og moderate forekomster av svamp over det meste av havbunnen i Barentshavet. Programmet Mareano har avdekket forekomster av svamp i de deler av Barentshavet som er undersøkt. Disse resultatene er rapportert som antall svampobservasjoner per transekt (<http://www.mareano.no/kart/mareano.html>).

De per tids gjeldende standarder for visuelle undersøkelser (der årene 2009-2012 dekkes av NS9435, og årene 2013-2016 dekkes av NS-EN16260) gir ikke en god veiledning i forhold til mengdeangivelse av svamp. Det er derfor utviklet egne retningslinjer for registrering og angivelse av mengder svamp gitt i veileder M300 (2015). Ifølge veilederen bør dekningsgraden til de ulike svampkategoriene langs undersøkelsestransektene som et minimum klassifiseres etter følgende kriterier:

- <1% av havbunnen dekket (enkeltpindivid/sjelden)
- 1-5% av havbunnen dekket (spredt)
- 5-10% av havbunnen dekket (vanlig)
- >10% av havbunnen dekket (høy tetthet)

De visuelle undersøkelsene gjort av DNV i Barentshavet fra og med 2012 følger denne kategoriseringen. Visuelle undersøkelser før 2012 har ikke angitt prosentvis dekning av havbunnen. Mengdeangivelser av svamp angitt i kapittel 3.3.4 er sitert uendret fra de refererte rapportene.

Fordi metoden for mengdeangivelse av svamp i Mareano er vanskelig å sammenligne med metoden brukt i visuelle undersøkelser, er det ikke forsøkt å angi mengde svamp, men kun registreringer av svamp i Figur 3-7.

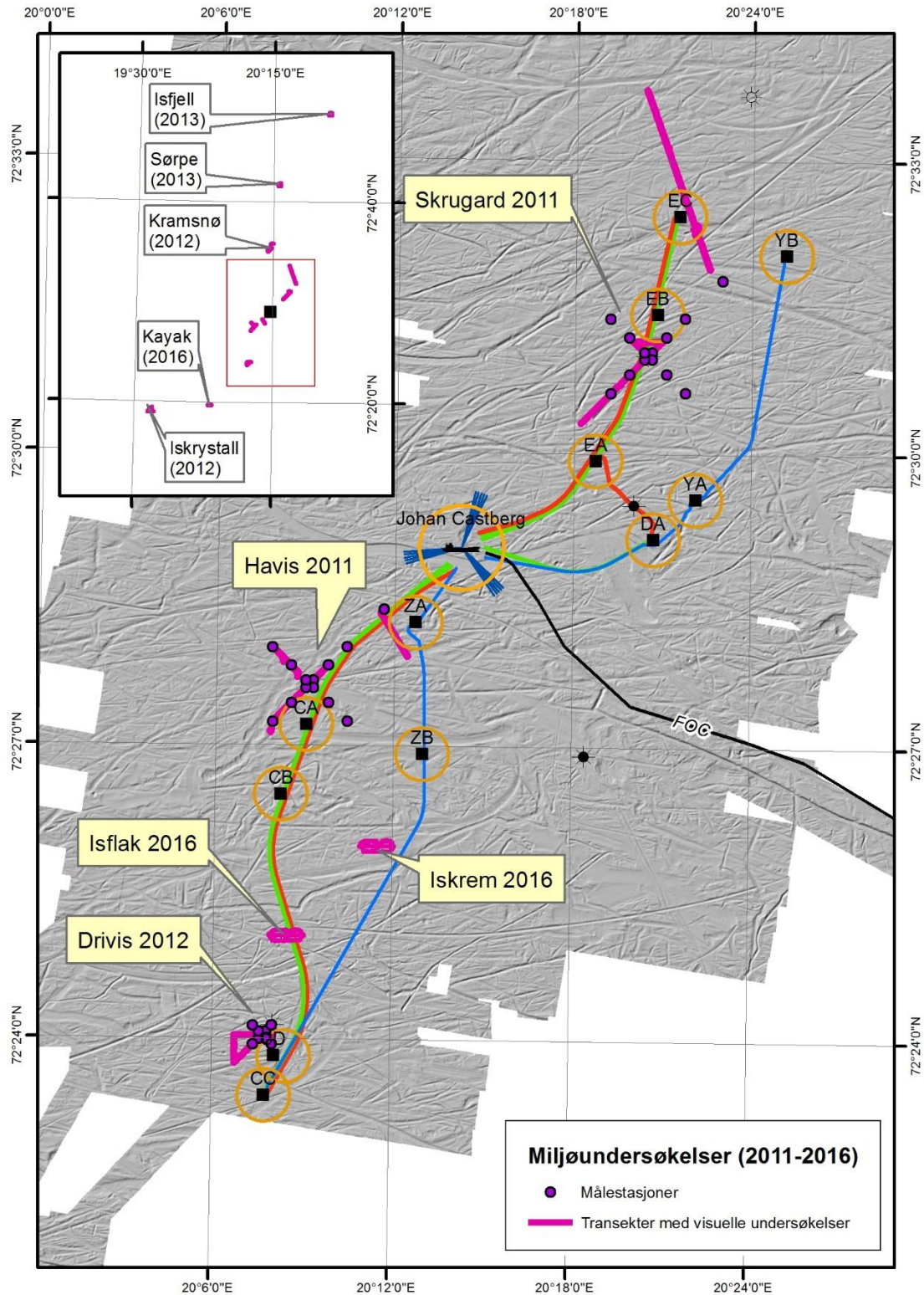


Figur 3-7 Lokasjoner med funn av koraller og/eller svamp i Barentshavet, samt lokalisering av Johan Castberg. (Kilde: Havforskningsinstituttet, DNV, Akvaplan-niva). Mengden svamp på hver stasjon er ikke angitt grunnet ulik bruk av skala.

3.3.3 Grunnlagsundersøkelser offshore

Miljøforholdene på havbunnen er, i motsetning til de frie vannmassene, mindre variable og avspeiler på mange måter forholdene i vannmassene over. Bunnmiljøet påvirkes også direkte av menneskelig aktivitet som fiskeri- og petroleumsvirksomhet. I Barentshavet har det, etter boring på blant annet Snøhvit og Goliat, blitt funnet lokalt forhøyede konsentrasjoner av hydrokarboner og barium i bunn sedimentet og endringer i artssammensetningen i bunnfaunaen. Det har blitt foretatt regional sedimentovervåking i Barentshavet hver tredje år siden 1998 og i tillegg en lang rekke grunnlags-, og visuelle undersøkelser fram til 2016. Johan Castberg ligger i det som benevnes som overvåkingsregion X (10), mens Snøhvit og Goliat ligger i region IX (9). Til sammen dekker region IX og X de deler av den norske delen av Barentshavet som er åpnet for petroleumsvirksomhet.

Det er ved flere undersøkelser samlet inn data om bunnmiljøet på Johan Castberg. Denne informasjonen beskriver nå-tilstanden og er av betydning for fremtidig vurdering av type, omfang og alvorlighetsgrad av påvirkningene fra anlegg og drift av feltet. Felt som det er gjort grunnlagsundersøkelser på er vist i Figur 3-8.



Figur 3-8 Skrugard, Havis, Drivis og letelokaliteter i området rundt, der det er foretatt undersøkelser av sediment og bunnfauna (Kilde: Statoil).

Grunnlagsundersøkelsen på Skrugard og Havis 2011

Det ble utført en grunnlagsundersøkelse i region IX og X i 2011 (Nøland et al. 2012), der det bl. a. ble tatt sedimentprøver fra Skrugard og Havis med 13 stasjoner på hvert felt. I tillegg ble det tatt 10 regionale stasjoner som referansepunkter.

Sedimentene på Skrugard består hovedsakelig av silt og leire, og innhold av totalt organisk materiale (TOM) var 3,8 - 5,2 %. Konsentrasjonene av hydrokarboner (THC) er lave og på samme nivå som på den nærmeste regionale stasjonen R105. Syv av stasjonene på feltet har høyere barium-konsentrasjon enn den nærmeste regionale stasjonen. Konsentrasjonene av THC varierer fra 3 – 21 mg/kg og for barium 97 – 125 mg/kg. Det er store variasjoner i antall individer av bunnfauna mellom stasjonene, noe som gir variasjon i univariat (diversitetsindeks) og multivariat (cluster/MDS analyse) faunaindeks. Alt i alt viser resultatene fra de biologiske analysene at området hadde uforstyrret havbunn og upåvirket bunnfauna.

Sedimentene på Havis består hovedsakelig av silt og leire og innhold av TOM var 2,9 - 4,5 %. 10 av 13 stasjoner har THC-konsentrasjoner på samme nivå eller høyere enn den nærmeste regionale stasjonen, R105. Alle stasjoner har lavere barium-konsentrasjon enn den regionale stasjonen. Konsentrasjonene av THC varierer fra 3 – 21 mg/kg og for barium 82 – 102 mg/kg. Diversitetsindeksene og artssammensetningen på alle Havis-stasjonene gjenspeiler et uforstyrret bunnfaunasamfunn. Likheten mellom stasjonene (inkludert den regionale stasjonen R105) er høy, og det er kun mindre variasjoner i faunaindeksene.

Grunnlagsundersøkelse på Iskrystall, Drivis og Kramsnø 2012

I 2012 ble det gjort en ny grunnlagsundersøkelse på planlagte leteboringslokaliteter i Barentshavet (Nøland et al. 2013). Det ble også gjennomført visuell kartlegging. Her er kun resultatene for Drivis presentert siden denne vil være en del av Johan Castberg utbyggingen.

Sedimentene på Drivis består av silt og leire med noe grus, og totalt organisk materiale (TOM) varierer fra 2,6 – 4,1 %, som er noe lavere enn de regionale stasjoner. Det er funnet relativt lave verdier av THC (2-19 mg/kg) og barium (76-80 mg/kg), som er samme nivå som på de to regionale stasjonene. Det er ikke påvist forhøyede bariumverdier på feltene (72-132 mg/kg). Bunnfaunaen domineres av mangelbørstemark (Polychaeta), men også en del krepsdyr (Crustacea) og bløtdyr (Mollusca). Diversitetsindeksene for fauna er høye og sammen med likhetsanalysene gjenspeiler de et uforstyrret faunasamfunn. Artssammensetningen varierer relativt mye mellom de ulike stasjonene. Det er ingen tydelig sammenheng mellom variasjonene i faunasammensetningen og nivåer av målte fysisk-kjemiske miljøvariabler.

3.3.4 Visuelle grunnlagsundersøkelser på Johan Castberg

Fokus på forekomst av koraller og svamp har ført til gjennomføring av flere visuelle undersøkelser i forbindelse med petroleumsvirksomhet. Det skal gjennomføres grunnlagsundersøkelse før leteboring i nye områder med ukjente naturtyper eller hvor det tidligere er påvist særlig sårbare miljøressurser. I forvaltningsplanen for Lofoten og Barentshavet (Meld. St. 10 (2010-2011)) er habitatdannende arter som koraller og svamper definert som sårbare.

Visuelle kartlegginger gjennomføres med kamera festet til et fjernstyrt undervannsfartøy (ROV) for å finne potensielt sårbare havbunnsområder, og kartlegge disse på en måte som ikke skader de aktuelle organismene.

På felt rundt Johan Castberg ble ROV-undersøkelser gjennomført i 2011, 2012 og 2013. Arbeidet omfattet visuelle undersøkelser (undervannsbilder og film) av bunnforhold og

naturtyper for å vurdere og karakterisere området. Vurderingene baserer seg på registreringer av megafauna (bunnfauna >1 cm).

Bunnforholdene ble kartlagt ved hjelp av en ROV utstyrt med zoom- og vidvinkelkamera samt stillbildekamera. På hver av lokasjonene ble fauna og bunnforhold filmet og fotografert.

Generelt har grunnlagsundersøkelsene på Johan Castberg (Nøland et al. 2012, Nøland et al. 2013) avdekket et naturlig bunnhabitat uten synlige spor av menneskelig aktivitet. Det ble funnet høy diversitet i bunnfaunaen, men det ble ikke registrert koraller eller andre spesielt sjeldne eller sårbare arter. Det ble funnet spredte forekomster av flere arter svamp, og i moderat forekomst på kun to områder (Skrugard Appraisal og Havis, se Tabell 3-1). En oppsummering av de visuelle undersøkelsene er gitt i Tabell 3-1.

Visuell undersøkelse 2009, 2011 og 2012 av Skrugard og Havis

Skrugardfeltet ble første gang undersøkt med ROV i 2009 (DNV, 2010). Undersøkelsen viste lav artsrikdom på en homogen sjøbunn bestående av sand og grus. Tettheten av svamp var lav og ingen koraller eller rødlistede arter ble observert. Få trålspor ble registrert (0,6 spor/100 m ROV transekt).

Denne kartleggingen ble i 2011 fulgt opp av en ROV-undersøkelse over et større område og inkluderte også Havis (DNV, 2012). Hovedformålet var å registrere eventuelle forskjeller i artsrikhet i området. Havisfeltet hadde en relativt flat sjøbunn med sediment som inneholdt ca. 70 % mudder/sand og ca. 29 % grus/stein. 21 stk. trålspor ble observert (0,6 spor/100 m). Det ble ikke registrert koraller eller rødlistede arter på Havis. Svampforekomst med lav tetthet ble observert på 23 % av området.

Havbunnen på Skrugard var relativt flat, og hadde et sediment bestående av 93 % mudder/sand og ca. 5 % stein. Det ble registrert få trålspor (0,5 spor/100 m), noe som synes å stemme overens med at området ut fra satellitt sporingsdata er vurdert som uten viktighet for trålfiske (Aaserød et al. 2017). Ingen koraller eller rødlistede arter ble registrert på feltet. Området var relativt artsrikt med forskjellige makrobentos og hadde en moderat tetthet av svamp.

I 2012 ble det også gjennomført en ROV-undersøkelse på Skrugard og Havis, denne gangen utført av Subsea7 (ST12521 Skrugard Survey 2012, Acergy Viking) med formål å kartlegge strukturer på havbunnen. Undersøkelsen bekreftet bunnforhold fra undersøkelsen i 2011, og meldte også om isskuringsrenner og store mengder pockmark. Det ble også registrert spor av tråling.

Tråling på feltet, basert på sporingsdata i perioden 2001-2016, er beskrevet i Aaserød et al. 2017. Satellitt sporingsresultatene viser at det ikke er bunntråling på feltet. Den manglende korrelasjonen mellom observasjonene av trålspor på havbunnen og sporingsdata kan forklares med at satellitt sporingsdataene er samlet inn etter at trålingen har foregått. Trålspor på havbunnen kan være synlige i svært lang tid. I Tabell 3-1 er de viktigste resultatene for Skrugard og Havis oppsummert.

Visuell undersøkelse 2013 av Isfjell og Sørpe

I 2013 utførte DNV (DNV 2014) ROV-undersøkelser på Isfjell og Sørpe. Resultatene viste at sjøbunnen på Isfjell var relativt flat. Sedimentene bestod hovedsakelig av mudder og sand (97 %). Spor etter tråling var relativt vanlig, med 54 registreringer innenfor undersøkt område (1,45 spor/100 m). Det ble ikke observert koraller eller rødlistede arter. Artsrikdom og individtetthet var generelt lav. Svamper forekom i lav tetthet.

Sjøbunnen på Sørpe var flat med små variasjoner i dybde. Sedimentet besto av mudder/sand (98 %). Trålspor ble registrert 58 ganger innenfor det undersøkte området (1,4 spor/100 m). Det ble ikke registrert noen koraller eller rødliste arter. Området hadde lav tetthet av svamp. Artene med høyest individtetthet var dyphavsreke (*Pandalus spp.*) og sjøstjerne (*Ceramaster granularis*). I Tabell 3-1 er de viktigste resultatene for Isfjell og Sørpe 2013 oppsummert.

Visuell undersøkelse 2012 av Drivis, Kramsnø og Iskrystall

I 2012 utførte DNV (DNV 2013) en ROV-undersøkelse på Drivis, Kramsnø og Iskrystall. På Drivis viste undersøkelsen at bunnen er flat, og sedimentet består av mudder/sand (89 %). Bare seks trålspor ble registrert (0,3 spor/100 m). Ingen koraller eller arter oppført på rødlisten ble registrert. Området er vurdert å ha lav artsrikdom og bare på 6 % av området ble det observert svamp.

Sjøbunnen på Kramsnø var i likhet med Drivis flat. Sedimentet besto av mudder/sand (94 %). Bare 2 trålspor ble observert (0,06 spor/100 m). Det ble ikke registrert rødlistede arter eller koraller på feltet. Tettheten av svamp var lav (2,4 % av området). Gruppene med høyest individtetthet var dyphavsreke (*Pandalus borealis*) og sjøstjerner (*Asteroidea sp.*).

På Iskrystall var sjøbunnen flat. Sedimentet besto av ca. 80 % mudder/sand og ca. 13 % grus. Kun et stk. trålspor ble observert (0,03 spor/100 m). Her ble det, akkurat som på de andre to feltene, ikke registrert noen koraller eller rødliste arter. Tettheten av svamp var meget lav (Tabell 3-1).

Visuell undersøkelse 2016 av Iskrem, Isflak og Kayak

I 2016 utførte DNV (DNV 2017) en visuell kartlegging på Iskrem, Isflak og Kayak. Det ble ikke registrert svampsamfunn tilsvarende OSPAR habitatet «Deepsea sponge aggregations», og det ble ikke registrert rødlistede korall arter eller samfunn på noen av de tre lokaliteter. Det ble funnet meget få spor etter bunntråling (Tabell 3-1).

På Iskrem besto sedimentet av mudder (99,9% av registreringene) med noen få grovere fragment. Det ble registrert to trålspor på Iskrem.

På Isflak besto bunnen av flate mudderflater (92%) små rygger med grus og stein (7 %). Det ble funnet ett trålspor, tilsvarende 0,03 spor/100 m transekt

På Kayak besto havbunnen av flate mudderområder ispedd noe sand (92% av observasjonene) og mindre områder med grus og stein. Det ble påvist tre mindre pockmark på Kayak, samt ett enkelt trålspor.

Tabell 3-1 Oppsummering av resultater fra visuell kartlegging av borelokasjoner på og rundt Johan Castberg 2009 – 2016.

Felt	År	Dyp (m)	Transekt-lengde (m)	Substrat	Arts-rikdom	Individ-tetthet	Tetthet av	Trålspor/100 m
Isfjell	2013	433-424	3800	Mudder/sand med pukk og noen blokker	Lav	Lav	Lav	1,4
Sørpe	2013	141-410	4000	Mudder/sand med pukk og noen blokker	Moderat	Moderat	Lav	1,45
Drivis	2012	345-356	2300	Mudder/sand med stein, og noe grus, blokker	Fattig	Lav	Lav	0,3
Kramsnø	2012	402-408	3500	Mudder/sand med stein, og noen blokker	Fattig	Lav	Lav	0,06
Iskrystall	2012	342-349	3400	Mudder/sand med stein, og noe grus, blokker	Fattig	Lav	Lav	0,03
Skrugard Appraisal	2011	376-403	6890	Mudder/sand med noen blokker	Rik	Moderat	Mod erat	0,5
Havis	2011 og 2012	370-403	3700	Mudder/sand og stein	Moderat	Lav-moderat	Mod erat	0,6
Skrugard	2009 og 2012	370-378	3450	Mudder/sand og grus	Lav	Lav	Lav	0,6
Iskrem	2016	348-360	2900	Mudder/sand	moderat	moderat	Noe	0,07
Isflak	2016	346-359	2600	Mudder/sand pukk	moderat	moderat	Noe	0,03
Kayak	2016	328-341	3000	Mudder/sand	moderat	moderat	Noe	0,03

3.3.5 Undersøkelser langs trasé for fiberoptisk kabel

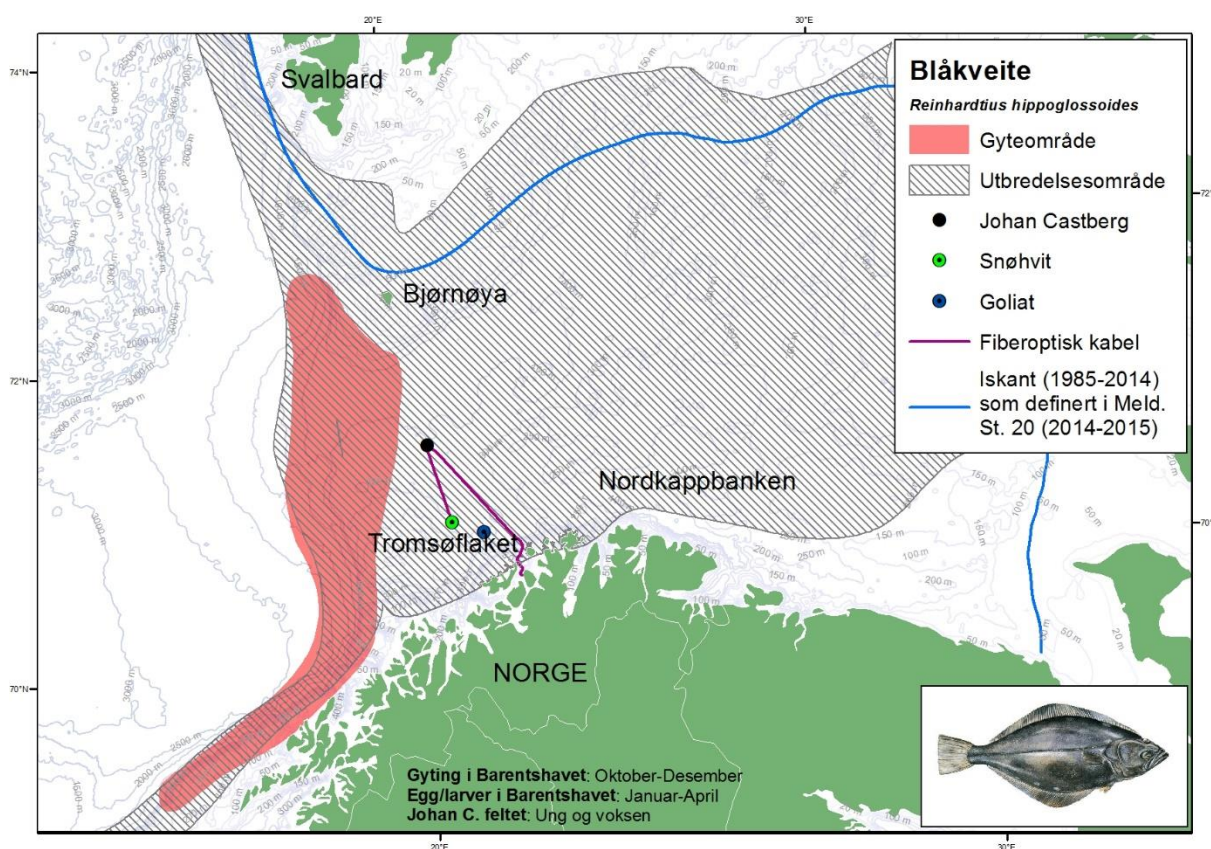
I 2013 ble det foretatt en visuell kartlegging av prospektet Saturn (DNV 2014) som ligger omtrent halvveis mellom Johan Castberg og Melkøya lang den planlagte traséen for fiberoptisk kabel (Figur 4-2). Bunnen på Saturn var flat bestående av silt, sand og noen få større steiner. Bunnfaunaen hadde spredte til høye forekomster av bløtbunns- og hardbunnssvamp. Ingen koraller eller andre sårbare habitater ble registrert (DNV 2014).

I nærheten av strekningen til den alternative kabeltraséen til Snøhvit er det gjort flere visuelle undersøkelser. Disse viser at området har moderate til lave forekomster av svamp (DNV 2012, 2014 og 2015, Cochrane et al. 2016) (Figur 3-7).

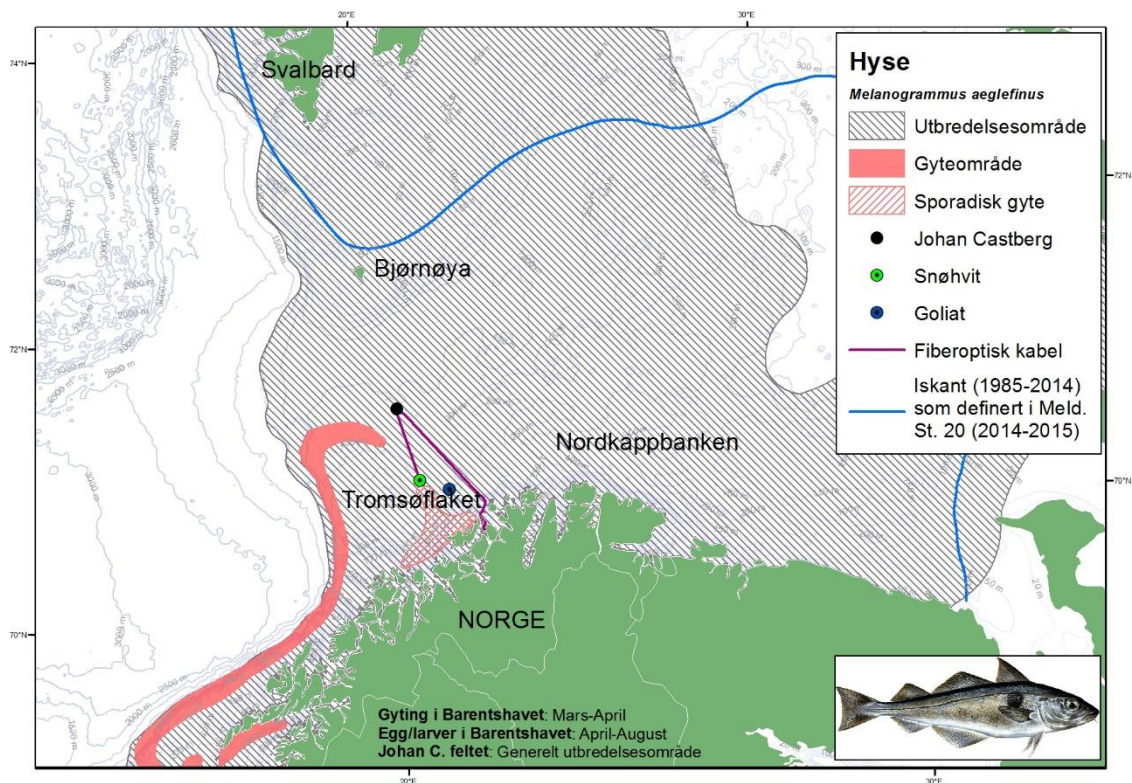
3.4 Marin fisk

Fiskefaunaen i Barentshavet kartlegges regelmessig av Havforskningsinstituttet som en del av fiskeriforvaltningen. Resultater og vurderinger presenteres blant annet i den årlige Havforskningsrapporten i serien Fisken & Havet. Johan Castberg-feltet ligger utenfor de viktigste og best dokumenterte gyteområder for de kommersielt viktige fiskearter. Imidlertid er Johan Castberg en del av oppvekst- og beiteområde for flere av disse artene (bl. a. blåkkeite, norsk vårgytende sild, nordøstarktisk torsk og uer) og gytevandringsområde for lodde, (Bakketeig et al. 2013 og 2014).

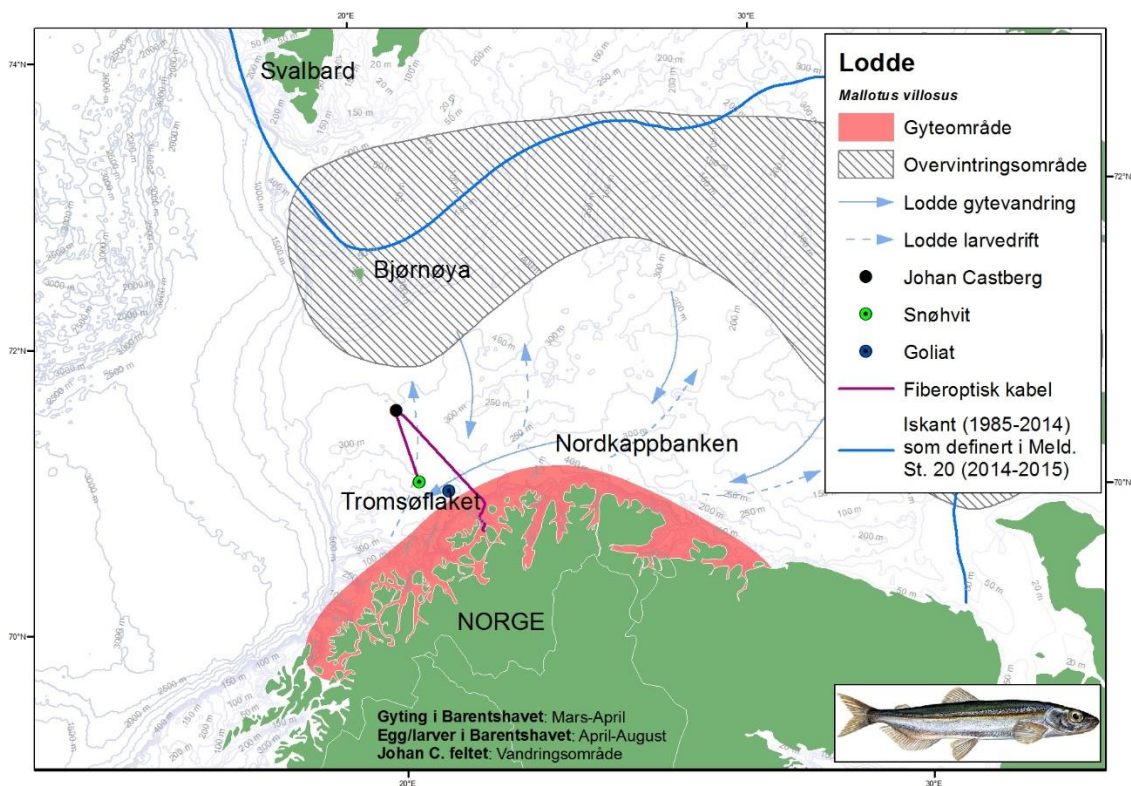
Figur 3-9- Figur 3-15 viser forskjellige livsstadier for de viktigste fiskeartene i Barentshavet sett i forhold til Johan Castberg-feltet. April – juli angis å være den viktigste/mest følsomme perioden med forekomst av yngre livsstadier av fisk langs Finnmarkskysten og i det sørvestlige Barentshavet. Det er store variasjoner mellom år i mengder, tettheter og geografisk fordeling av de ulike livsstadier.



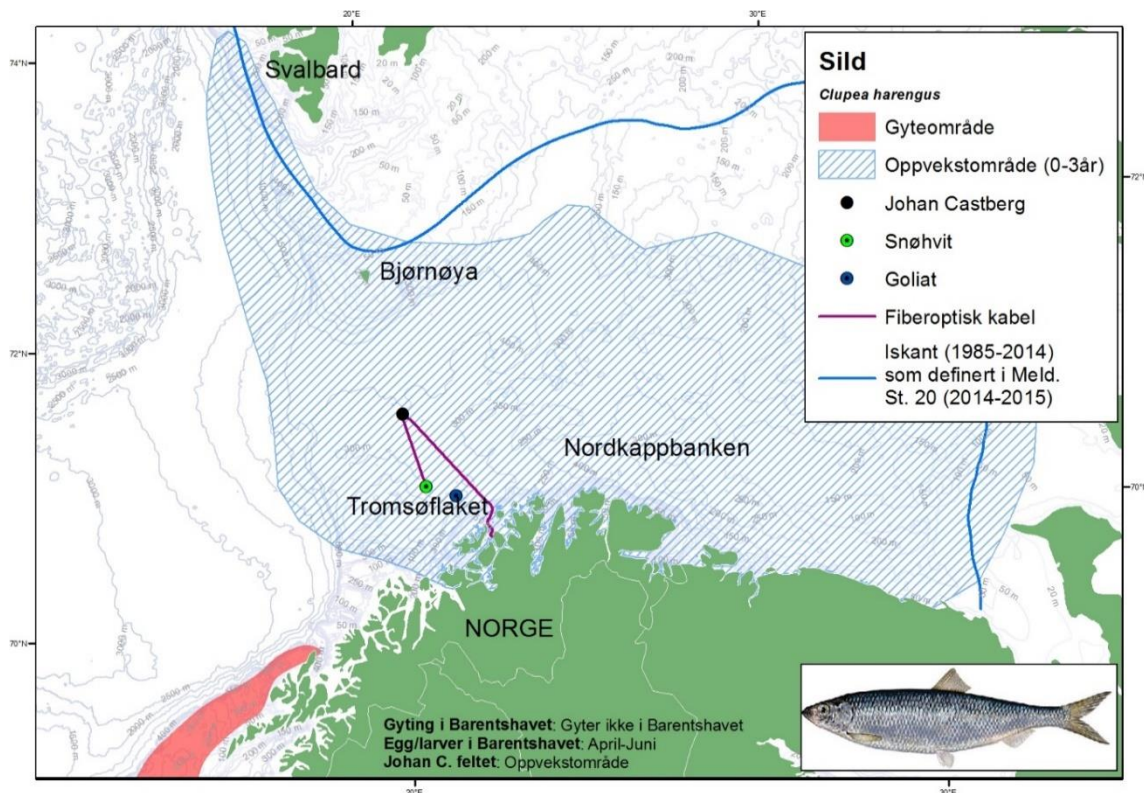
Figur 3-9 Utbredelse og livsstadier av blåkkeite i det sørvestlige Barentshavet. Lokalisering av Johan Castberg-feltet og mulige traseer til fiberoptisk kabel. (Kilde: Satt sammen av informasjon fra Havforskningsinstituttet (HI) og Statoil).



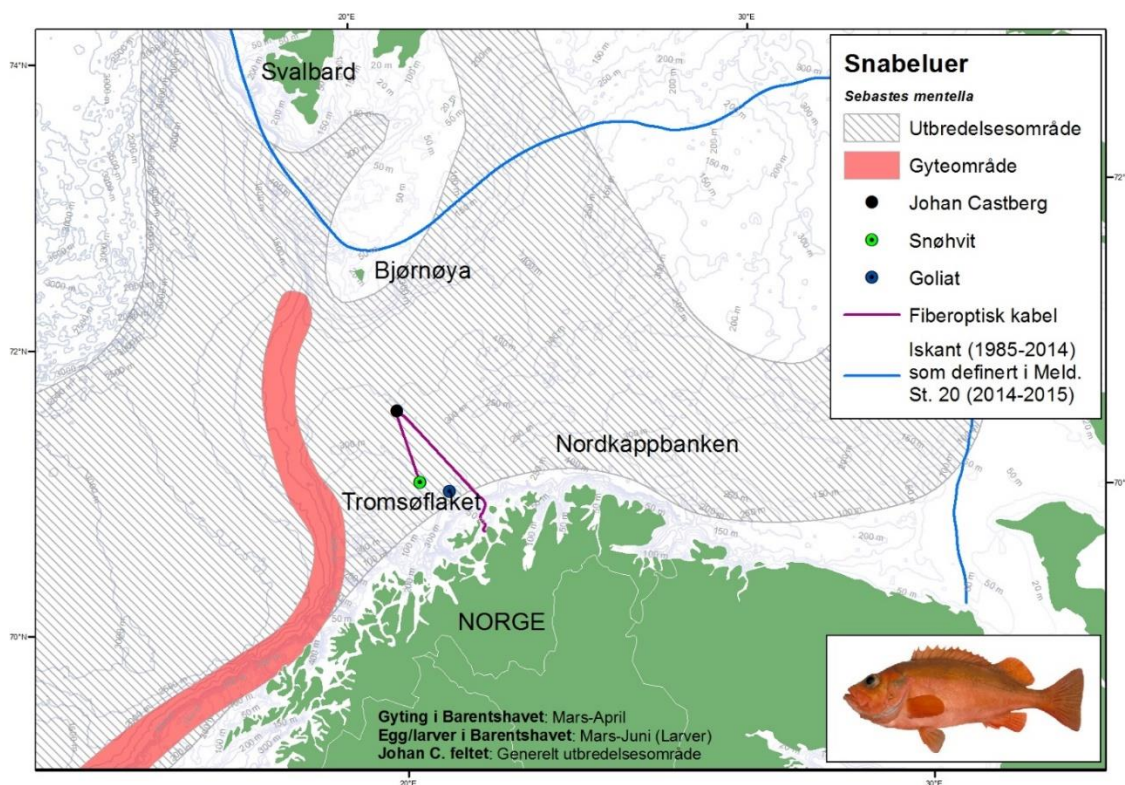
Figur 3-10 Utbredelse og livsstadier av hyse i det sørvestlige Barentshavet. Lokalisering av Johan Castberg-feltet og mulige traseer til fiberoptisk kabel. (Kilde: Satt sammen av informasjon fra Havforskningsinstituttet (HI) og Statoil).



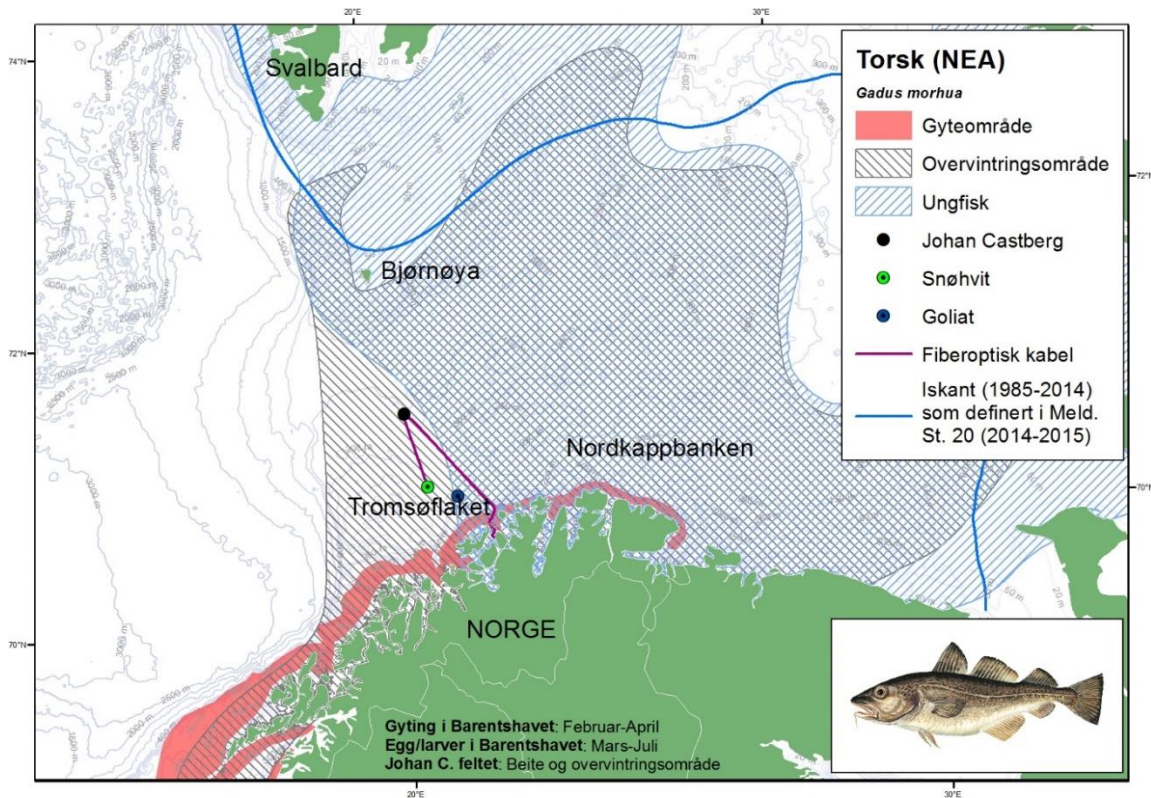
Figur 3-11 Utbredelse og livsstadier av lodde i det sørvestlige Barentshavet. Lokalisering av Johan Castberg-feltet og mulige traseer til fiberoptisk kabel. (Kilde: Satt sammen av informasjon fra Havforskningsinstituttet (HI) og Statoil).



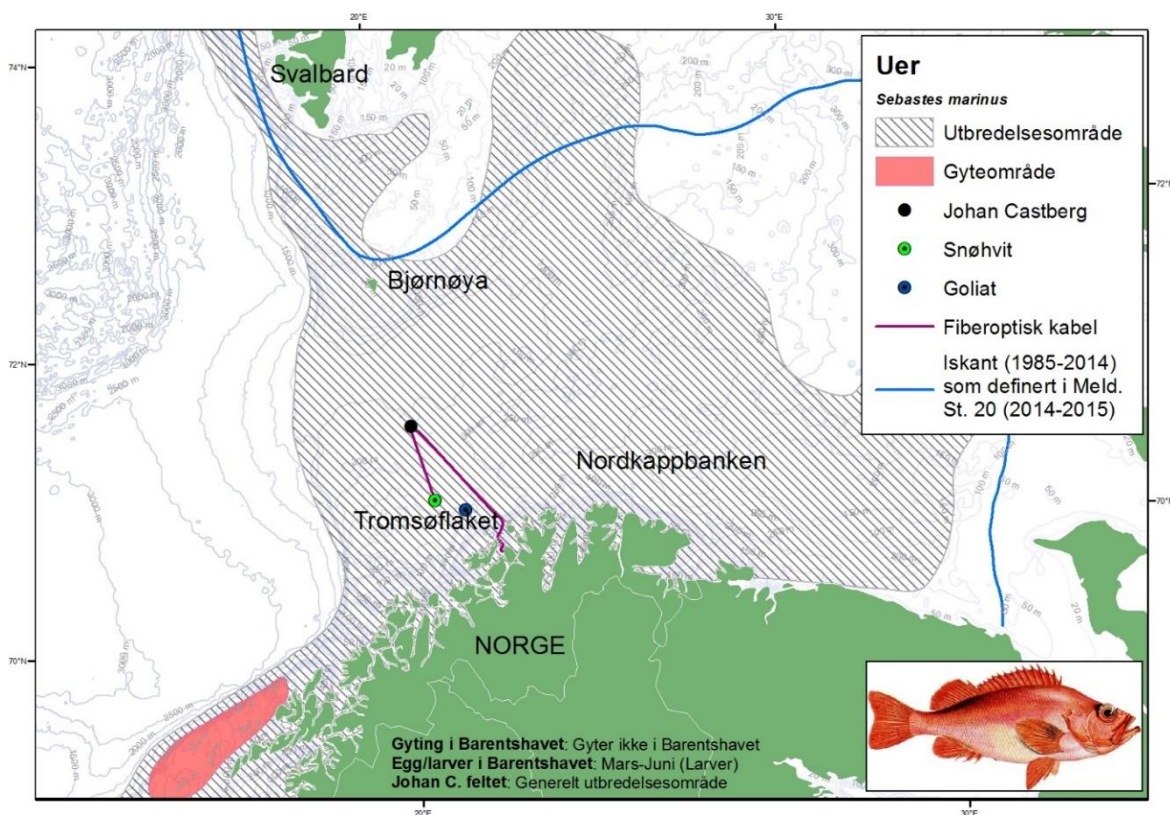
Figur 3-12 Utbredelse og livsstadier av sild i det sørvestlige Barentshavet. Lokalisering av Johan Castberg-feltet og mulige traseer til fiberoptisk kabel. (Kilde: Satt sammen av informasjon fra Havforskningsinstituttet (HI) og Statoil).



Figur 3-13 Utbredelse og livsstadier av snabeluer i det sørvestlige Barentshavet. Lokalisering av Johan Castberg-feltet og mulige traseer til fiberoptisk kabel. (Kilde: Satt sammen av informasjon fra Havforskningsinstituttet (HI) og Statoil).



Figur 3-14 Utbredelse og livsstadier av nordøst-arktisk torsk i det sørvestlige Barentshavet. Lokalisering av Johan Castberg-feltet og mulige traseer til fiberoptisk kabel. (Kilde: Satt sammen av informasjon fra Havforskningsinstituttet (HI) og Statoil).



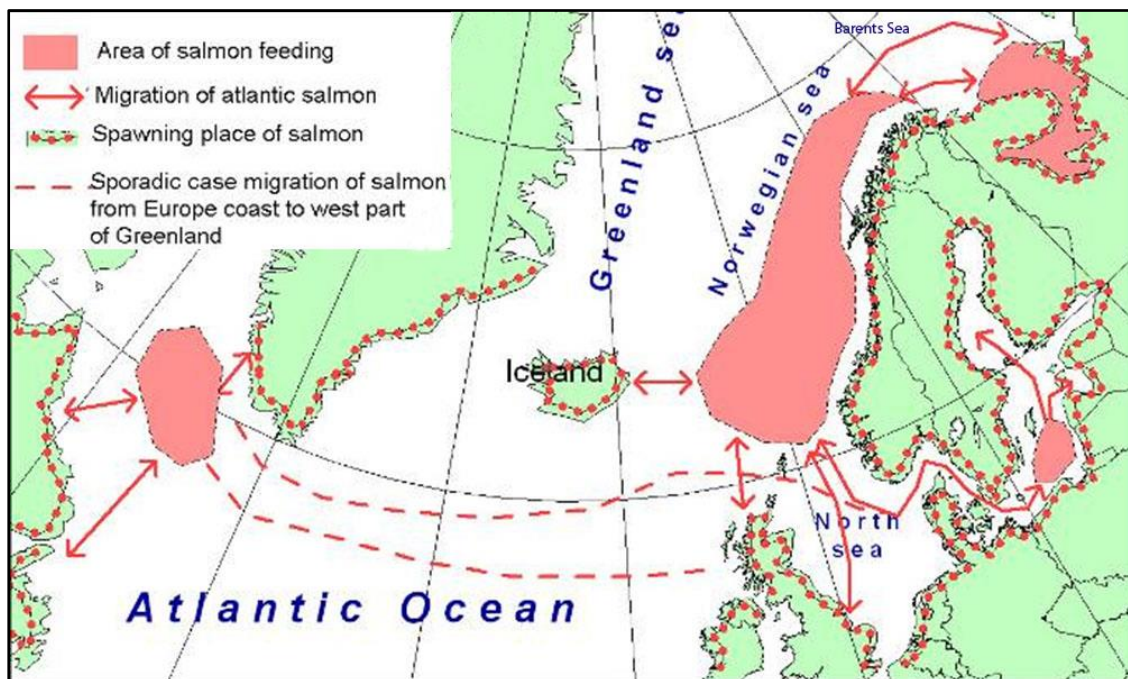
Figur 3-15 Utbredelse og livsstadier av uer i det sørvestlige Barentshavet. Lokalisering av Johan Castberg-feltet og mulige traseer til fiberoptisk kabel. (Kilde: Satt sammen av informasjon fra Havforskningsinstituttet (HI) og Statoil).

Av anadrom laksefisk er det kun atlantisk laks (*Salmo salar*) og pukkellaksen (*Oncorhynchus gorbuscha*) som ventes å kunne forekomme i området ved Johan Castberg. Pukkellaks er en stillehavslaks som er satt ut i elver på Kolahalvøya i Russland. Det er en introdusert art som er uønsket i norsk natur og eventuelle konsekvenser for denne arten vurderes ikke.

Nyere merkestudier tyder på at Atlantisk laks fra elver i Finnmark (og med stor sannsynlighet også fra elver på Kola og øst til Pechoraelva) benytter havområdene mellom fastlands-Norge og Svalbard både som beiteområde og som vandringsvei til og fra beiteområder lenger vest i Atlanterhavet (Figur 3-16).

I tillegg til laks fra nordlige vassdrag, er det indikasjoner på at også laks fra flere europeiske bestander benytter det nordlige og østlige Barentshavet som oppvekstområde. Nyere data, samt fangster og observasjoner av laks ved Svalbard tyder på at laks vandrer betydelig lenger nord og øst enn tidligere antatt (Rikardsen et al. 2008; A. Rikardsen pers. med.). Dette innebærer at laks vil kunne forekomme i havområdet ved Johan Castberg i de fleste av årets måneder.

Under sitt opphold i sjøen beiter laksen i hovedsak på pelagisk fisk som sild og lodde, samt krepsdyr som reker og krill. Merkeforsøk tyder på at voksenalaks tilbringer det meste av tiden i de øverste 5 meter av vannsøylen, men den foretar sporadiske dykk til dypere områder (A. Rikardsen, pers. med.).



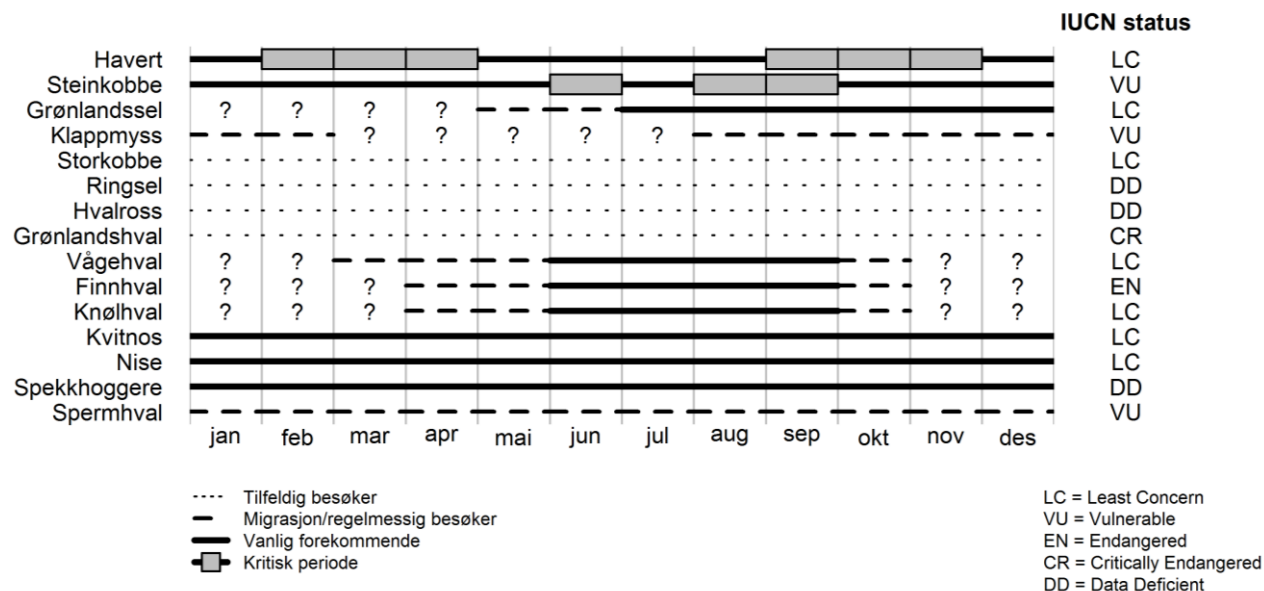
Figur 3-16 Beiteområder og vandringsveier for atlantisk laks (Dahl-Hansen et al. 2006).

3.5 Marine pattedyr

Det rike økosystemet i Barentshavet, med store bestander av dyreplankton og fisk, utgjør en viktig ressurs for en rekke sjøpattedyr. Blant de 7 selarter og 17 hvalarter som jevnlig observeres i Barentshavet (Kovacs et al. 2009) oppholder noen seg der hele året (f. eks nise (*Phocoena phocoena*), kvitnos (*Lagenorhynchus albirostris*), ringsel (*Phoca hispida*) og storkobbe (*Erignathus barbatus*). Andre vandrer inn i Barentshavet fra områder lengere sør og vest i den høyproduktive sommerperioden (f. eks. bardehvalene vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*), knølhval (*Megaptera novaeangliae*) og finnhval (*Balaenoptera physalus*).

Grønlandssel (*Pagophilus groenlandicus*) og ovennevnte bardehvaler, oppholder seg først og fremst på åpent hav. Selarten klappmyss (*Cystophora cristata*) er en annen art som av og til observeres i Barentshavet, men de foretrekker dypere vann eller kontinentalskråninger og er kun sjeldne gjester i store deler av Barentshavet. Data fra klappmyss merket med satellittsendere har vist at de regelmessig besøker kystnære strøk langs norskekysten, men som oftest lengere sør og vest enn Barentshavet (K. M. Kovacs, C. Lydersen pers. med.).

Havforskningsinstituttet (HI) har i en årrekke drevet telletokt av hval i Barentshavet i juli hvert år. Hvalobservasjoner blir også utført under de årlige økosystemtoktene i august-september i samarbeid mellom HI og det russiske havforskningsinstituttet PINRO fra Murmansk. Sammen utgjør disse toktene grunnlaget for bestandsovervåkingen. I tillegg driver HI også telling av kystselbestandene i perioder av året da disse artene oppholder seg mye på land (kasteperioden, tiden når de får unger) eller hårfellingen når de skifter pels. Disse seltellingene gjøres seksjonsvis langs norskekysten, og hvert område dekkes rundt hvert 6. år (Kjell T. Nilssen pers. kom.). Det bør noteres at datagrunnlaget for beregning av bestandsstørrelse og utbredelse varierer markant mellom arter. For hval er informasjonen mest pålitelig for de mest tallrike artene (finn- våge- og knølhval, samt kvitnos). Videre er informasjonen sterkt knyttet til sommersesongen. Kunnskapen er fortsatt begrenset om hvor store deler av populasjonene til de vandrende artene som blir igjen i nordlige strøk om høsten og vinteren (Figur 3-17).



Figur 3-17 Tilstedeværelse, kritiske sesonger og populasjonsstatus for de vanligste forekommende sjøpattedyrene i Barentshavet. Kritiske perioder er f. eks. reproduksjon og hårfelling. Spørsmålsteget innebærer begrenset datagrunnlag. Som oftest gjelder dette migrerende arter, der visse demografiske grupper (f. eks. yngre dyr) kan befinne seg i området. Noter også at migrasjonsperioder kan være mer kritiske innenfor området som omhandles i denne rapporten enn perioder med vanlig forekomst. For eksempel gjelder dette bardehvaler som vandrer gjennom områder i nærheten av feltet på våren og høsten, men først og fremst oppholder seg i nordligere strøk i beiteperioden om sommeren. (Kilde: Basert på Bjørge, Øien 1995; Nilssen, Haug 2007; Nilssen et al. 2010; Skaug et al 2004; Øien 2009)

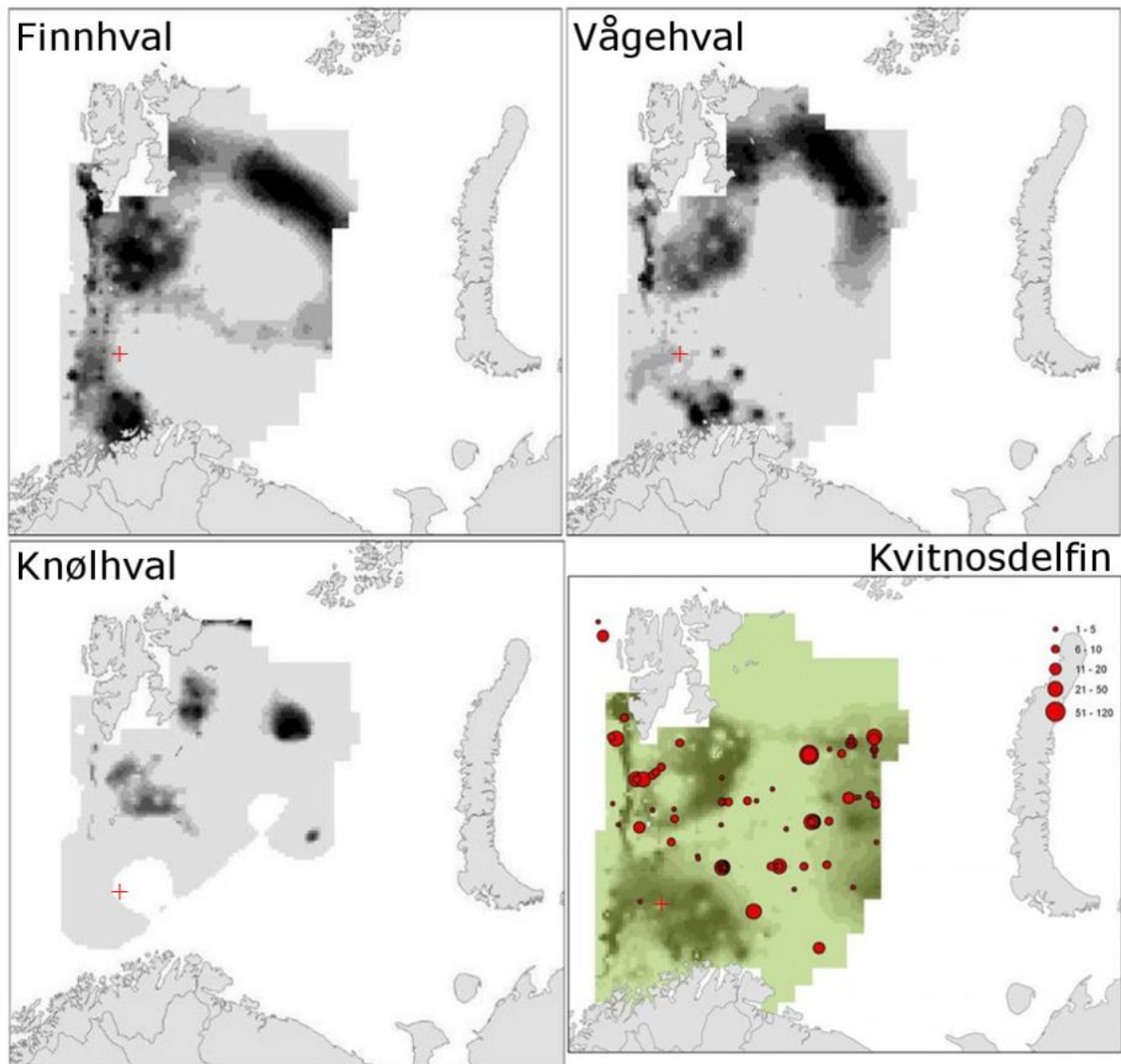
Det er også store usikkerheter knyttet til informasjon om når vandrende hvaler ankommer Barentshavet om våren, men data på vågehvalfangst tyder på at områder i det sørlige Barentshavet, samt eggakanten er viktige områder allerede tidlig på sesongen (Havforskningsinstituttet, 2012). For sel er kunnskapen mest pålitelig rundt kasteperioden og hårfellingsperioden. Der finnes likevel data om utbredelse og adferd fra noen arter der et mindre antall individer er blitt merket med satellittsendere. Disse data gir generell informasjon om vandringsmønster og variasjoner i habitatbruk i ulike sesonger, men er sterkt begrenset til et fåtall dyr fra spesifikke kolonier og bør derfor tolkes med forsiktighet.

3.5.1 Hval

Kvitnos oppholder seg fortrinnsvis på åpent hav i sentrale og sørlige strøk av Barentshavet (Havforskningsinstituttet, 2010), mens nise gjerne oppholder seg i fjordområder og regelmessig observeres langs Finnmarkskysten (Bjørge og Øien 1995; Stenson et al. 2003). Spermhval og spekkhuggere er også stasjonære arter som kan forekomme i større antall i hele Barentshavet året rundt. Spermhvalen er imidlertid oftest observert over dypere vann langs kontinentalskråningen i de vestre delene av Barentshavet.

Utbredelsen av bardehvaler er i beiteperioden sterkt knyttet til utbredelsen av dyreplankton som krill og amfipoder. Hvalene trekker trolig nordover langs eggakanten tidlig i sesongen ettersom planktonet blir nedbeitet sørfra, og de oppholder seg fortrinnsvis nord for polarfronten på seinsommeren (Havforskningsinstituttet 2010, Figur 3-18). Mindre deler av populasjonene kan også bli observert i mer sørlige og østlige deler av Barentshavet. Blåhval og seihval forekommer også i mindre grad, og deres vandringsmønster likner de andre bardehvalene. Det finnes en liten populasjon av grønlandshval i Barentshavet, som oppholder seg hele året i nordlige strøk. Disse er sterkt knyttet til iskanten og forekommer derfor bare unntaksvis i de deler av Barentshavet som omhandles i denne rapporten.

Det antas å være høyest sannsynlighet for å treffe knøl-, våge- og finnhval, samt kvitnos på Johan Castberg (<http://svalbardkartet.npolar.no/html5/index.html?viewer=svalbardkartet>) (Figur 3-18), men også andre arter kan forekomme.



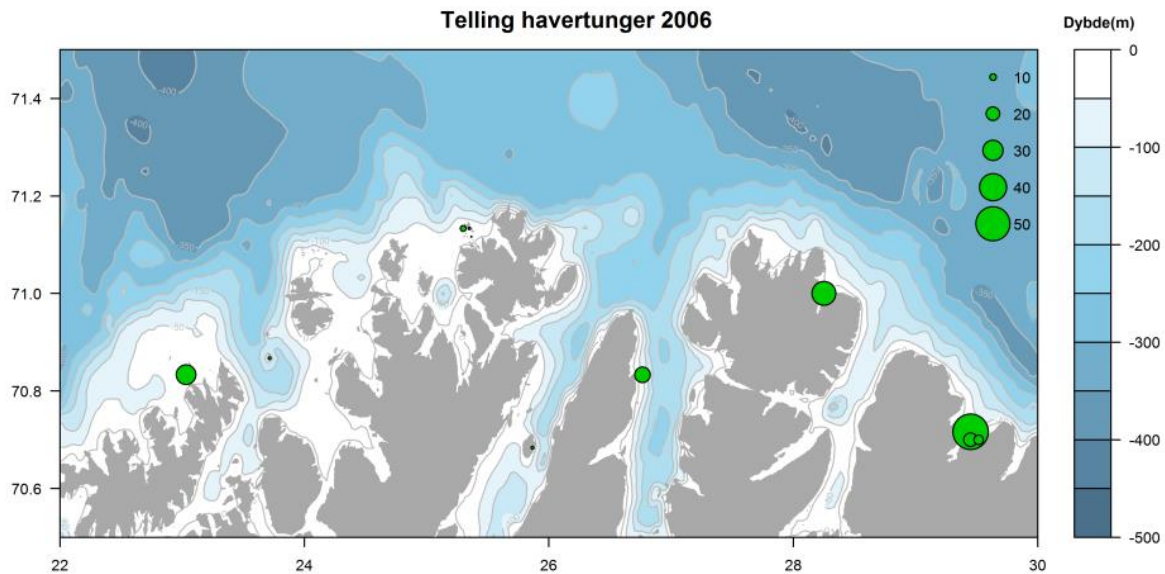
Figur 3-18 Fordeling av vanligst forekommende hvalarter basert på økosystemtokt utført av Havforskningsinstituttet og PINRO i juli og august 2003-2007 (område dekt vist med farget overflate) og i 2010 (punkter for kvitnos). Mørkere farger representerer høyere tettheter (Kilde: Havforskningsinstituttet). Omtrentlig posisjon for Johan Castberg er angitt med et +.

3.5.2 Sel

Havert og steinkobbe er de vanligst forekommende artene i den kystnære delen av Barentshavet, med flere viktige kasteplasser og kolonier langs Finnmarkskysten (Nilssen, Haug, 2007) og også langs Kola-halvøya (Ziryanov, Mishin, 2007).

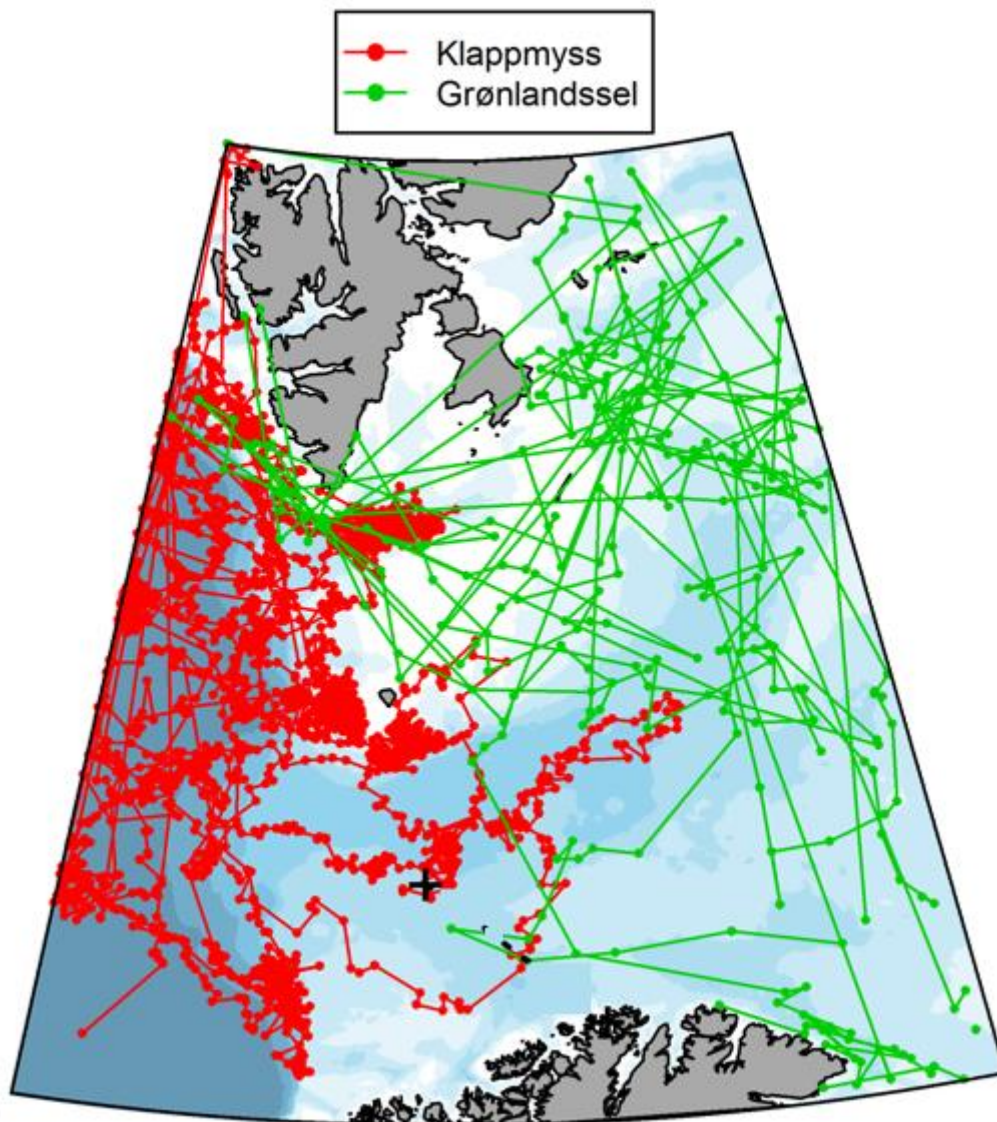
Havertpopulasjonene i den norske delen av Barentshavet er beregnet til mellom 570 og 670 individer, med en årlig reproduksjon av ~140 unger, hvilket utgjør omtrent 12 % av den totale bestanden langs norskekysten (Nilssen, Haug, 2007). I tillegg finnes store populasjoner langs Kola-halvøya (~3,500 dyr), og mange av disse streifer også inn på norsk side av grensen, særlig om våren og sommeren (Ziryanov, Mishin, 2007). Haverten er en generalist som lever av både pelagisk og bunnlevende fisk. Dietten avhenger trolig i stor grad av sesong og region. I kasteperioden, som kan strekke seg fra oktober til desember, oppholder mesteparten av populasjonene seg på land, og flere viktige kasteplasser er kjent på kysten av Finnmark (

Figur 3-19). Også utenfor de perioder da haverten er sterkt knyttet til landkoloniene kommer de regelmessig tilbake til land hver 2-4 dag mellom beitevandringene til havs. Satellittmerking av havert er ikke blitt foretatt på noen av koloniene nord for Lofoten. Data fra andre regioner viser at haverten kan vandre over store områder, men at de stort sett holder seg innenfor kontinentalskråningene (Boehme et al. 2012). På tross av at de har kapasitet til å forflytte seg over store deler av Barentshavet er det sannsynlig at de fortrinnsvis holder seg innenfor noen hundre kilometer fra Finnmarkskysten.



Figur 3-19 Kasteplasser for havert med antall unger i 2006. (Data fra sjøpattedyrgruppa, Havforskningsinstituttet).

Grønlandssel er vanlig i åpent hav i Barentshavet og klappmyss kan til tider også bruke områder hovedsakelig i de vestre delene (Figur 3-20). Storkobbe har også blitt observert ved et fåtall tilfeller langs kysten, og ringsel kan også forekomme i nordlige deler men er først og fremst assosiert til isdekt område.



Figur 3-20 Vandringsmønster hos klappmyss og grønlandssel i Barentshavet, fra 10 satelittmerkede sel. (Data på klappmyss er innsamlet av Kit M. Kovacs og Christian Lydersen på NPI. Data på grønlandssel er modifisert fra Folkow et al. 1996). Omtrentlig lokalisering av Johan Castberg vist med et +.

4 Virkninger av utbygging og drift av Johan Castberg

4.1 Fysiske inngrep på havbunnen

Oppankring av produksjonsskipet, nedsetting av havbunnsinstallasjoner og legging av rørledninger medfører inngrep på havbunnen. Slike inngrep vil først og fremst ha en innvirkning på bunnlevende organismer og deres miljø.

Utviklingen av petroleumsindustrien har medført at det i løpet av de seneste 40 årene har blitt installert mer enn 12 000 km olje- og gassrørledninger på norsk sokkel, og i hovedsak medfører ikke disse målbare miljøpåvirkninger.

Installasjon av havbunnsinnretninger (inkl. utjevning/deponering av stein) ventes ikke å ha noen målbar effekt på plankton i vannsøylen, marine pattedyr eller vernede områder. Dette vurderes ikke å være betydelige problemstillinger og vil derfor ikke bli omtalt videre.

I tråd med krav i petroleumslovgivningen skal det senest innen to år før planlagt avslutning legges fram en avslutningsplan for Olje- og energidepartementets godkjenning. For rørledninger er etterlatelse på stedet eller fjerning og slutt disponering annetsteds aktuelle alternativer som vurderes. Etablert praksis (Meld. St. nr. 47 (1999-2000) om disponering av utrangerte rørledninger og kabler på norsk kontinentalsokkel) er å etterlate rørledninger og kabler på sjøbunnen, såfremt de ikke er til ulempe for fiskeri eller medfører fare for miljøpåvirkning. Gamle rørledninger skal rengjøres på en slik måte at de ikke inneholder stoffer som kan medføre skader på livet i havet, og tildekkes før etterlatelse. Etter gjeldende praksis antas det at både feltinterne rør og kontrollkabel derfor kan bli etterlatt på havbunnen i Barentshavet etter endt produksjon. Operatøren vil på tidspunkt for nedstengning forholde seg til aktuelt regelverk og praksis på det aktuelle tidspunktet, og vil legge dette til grunn i avslutningsplanen. Avslutningsplanen skal inneholde en egen konsekvensutredning, og videre konsekvenser for avslutning av feltet er derfor ikke vurdert i forliggende utredning.

4.1.1 Fysiske inngrep på havbunnen på Johan Castberg-feltet

På feltet vil det settes ned 10 brønnrammer og 2 satellitter som skal knyttes opp til produksjonsenheten. Hver brønnramme er 20 x 20 m og opptar et areal på 400 m². Havbunnsinstallasjonene er fordelt over et område på omtrentlig 125 km² (Figur 2-3).

Det er planlagt å bore 30 brønner på Johan Castberg. Fra brønnrammene går det feltinterne rørledninger som transporterer brønnstrømmen via en stigerørsbase og stigerør opp til FPSO-en. Rørledningene for gass- og vanninjeksjon går ned gjennom de samme stigerørene og ut til gass- og vanninjektorbrønnene. Det vil også bli installert feltinterne kontrollkabler for å styre brønnene (Figur 2-3).

For kartlegging av reservoarene gjennom driftstiden må det skytes seismikk, og i utgangspunktet vil dette gjøres med tradisjonell seismikk skyting med båt som sender ut lyd fra luftkanoner og som sleper kabler til lytting. Alternativt vil det installeres et PRM system. Hovedkomponentene i PRM er et kabelnettverk på sjøbunnen bestående av 180 km kabel for signaloverføring, med totalt 3600 sensorer. Sensorene er forbundet med innbyrdes avstand på 50 m langs signaloverføringskabelen som ligger i 300-400 meters korridorer (Figur 4-22).

Kabler i forbindelse med et eventuelt PRM system vil ikke tildekkes, men legges direkte på havbunnen

For å understøtte og stabilisere feltinterne rør der disse krysser skuremerkene etter is, vil det legges ut steininstallasjoner av grov grus og stein

Brønnrammer og feltinterne rørledninger vil være tilstede under hele feltets levetid. Fysiske inngrep blir da i driftsfasen hovedsakelig synonymt med tilstedeværelse av brønnrammer, rør, steininstallasjoner og deponert borekaks.

4.1.2 Virkninger av fysiske inngrep på havbunnen i anleggsfasen

Oppankring av produksjonsenheten, modifisering av havbunnen med brønnrammer, samt understøtting og overdekking av feltinterne kabler og rør med grus eller stein vil føre til et direkte fysisk inngrep på bunnen, og dette påvirker i all hovedsak bunnlevende organismer. Dyr uten rask bevegelsesevne som befinner seg i nærsone for inngrepet (10 - 20 m rundt) vil mest sannsynlig graves bort eller begraves under så store mengder sediment og stein at dyrene dør. Aktivitetene nevnt ovenfor fører også til midlertidig økning av partikler i vannmassene som etter hvert vil sedimentere nedstrøms området for inngrepet.

Bunndyr

På Johan Castberg-feltet består havbunnen hovedsakelig av bløte sedimenter, og det er ikke funnet koraller eller tette svampforekomster i området. Finpartikulært og lettere organisk materiale vil virvles opp ved ovennevnte aktiviteter og kan føres nedstrøms til omkringliggende områder hvor de etterhvert sedimenterer oppå dyrene som lever der. Hvor stort område som påvirkes av økt sedimentasjon avhenger av størrelse og form på partiklene, samt lokale strømforhold. Fastsittende organismer er jevnt over mer følsomme for sedimentasjon enn gravende organismer som kan grave seg opp til sedimentoverflaten etter tildekking.

Forstyrrelse av sedimentet ved plassering av innretninger på havbunnen (brønnrammer og lignende) regnes som neglisjerbare, ettersom disse vil plasseres og sammenkobles under meget kontrollerte forhold. Det blir minimalt med oppvirvling av sedimenter og liten endring av sedimentstruktur, med mindre man må lage fester eller jevne bunnen der innretningen skal stå. Bunninnretninger vil også dekke til faunaen der de blir plassert, men også dette vil påvirke et svært lite område i forhold til omkringliggende havbunn.

Størrelsen på det påvirkede området sammenliknet med omkringliggende bunnområder med samme type bunnhabitat og fauna tilsier også at potensialet for rekolonisering av forstyrret sediment med dyr fra omkringliggende havbunn er stort.

Virkninger på bunnfauna av fysiske inngrep på havbunnen i anleggsfasen av Johan Castberg-feltet vil, etter Tabell 1-1, klassifiseres som midlertidig (3), lokal (2) og av moderat omfang (2). Poengsummen blir 7, som i Tabell 1-2 tilsvarer liten konsekvens.

Fisk

Økt partikkelkonsentrasjon i vannmassene vil i hovedsak oppstå dersom det dumpes finkornet masse eller finkornet masse virvles opp. Direkte kontakt med finpartikulært materiale kan føre til irritasjoner og skade på gjellene til fisk, spesielt hvis partiklene består av tynne, spisse eller skarpkantede korn (Humborstad et al. 2006). Denne påvirkningen er knyttet til anleggsfasen og vil sannsynlig ikke være målbar mere enn noen få meter nedstrøms fra aktiviteten.

Det ventes begrenset partikkelspredning i vannmassen som følge av anleggsarbeidet på feltet og mengden fisk vil sannsynlig være liten siden de kan flytte seg vekk fra områder med ugunstige miljøforhold. Grovkornet masse vil raskt legge seg på bunnen og ikke påvirke fisk som befinner seg i vannsøylen i nevneverdig grad.

Virksomheter på fisk av fysiske inngrep på havbunnen i anleggsfasen av Johan Castberg-feltet vil, etter Tabell 1-1, klassifiseres som momentan (1), nærområdetilknyttet (1) og av mindre omfang (1). Poengsummen blir 3, som i Tabell 1-2 gir ubetydelig konsekvens.

4.1.3 Virkninger av fysiske inngrep på havbunnen i driftsfasen av Johan Castberg-feltet

Etter at bunninnretninger og feltinterne rørledninger er på plass, vil påvirkningen gradvis gå i retning av at fysisk tilstedeværelse tilbyr et modifisert sett av habitat, med etterfølgende forandringer i utbredelse og fordeling av bunnfauna. Gradvis vil det skje en suksessjon i retning av en stabil bunnfauna, tilpasset det endrede miljøet.

Bunndyr

Modifisering av havbunnen, utsetting av bunnrammer og utslipp av kaks fører til endring i bunnhabitatet på feltet. I et stort bløtbunnsområde som der Johan Castberg ligger vil rørledninger, utlagt grov grus og stein og havbunnsinstallasjoner representere et hardt substrat som hardbunnsarter kan etableres på. Dette vil være en betydelig endring av bunnmiljøet på stedet for inngrep fra bløtbunn, dominert av gravende og borende organismer, til hardbunn, der fastsittende arter kan vinne innpass. Bunntopografi vil også endres der installasjoner plasseres. En endring av sedimentstrukturen ved boresteder eller av oppvirvlede sedimenter kan påvirke bløtbunnsfauna. Mange arter er spesialiserte til en spesifikk sedimentstruktur, og kan få problemer med å overleve dersom denne blir endret. Disse endringene er imidlertid lokale og vil omfatte så små arealer at det regnes som en neglisjerbar effekt. Omvendt vil arter avhengig av fast bunns substrat kunne få et fotfeste i et tidligere uegnet område, og dermed øke muligheten for kolonisering.

Området som påvirkes av direkte fysiske inngrep på feltet vil være det området som direkte blir dekket av bunnstrukturer, rørledninger, kakshauger etc. og være lite sammenliknet med omkringliggende bunnområder. Det er derfor rimelig å anta at potensialet for rekolonisering av forstyrret sediment med dyr fra omkringliggende havbunn er stort.

Virksomheter på bunnfauna av fysiske inngrep på havbunnen på Johan Castberg-feltet i driftsfasen vurderes etter Tabell 1-1 som varig (4), knyttet til nærområdet (1) og av betydelig omfang (3). Poengsummen blir 8. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som liten.

Fisk

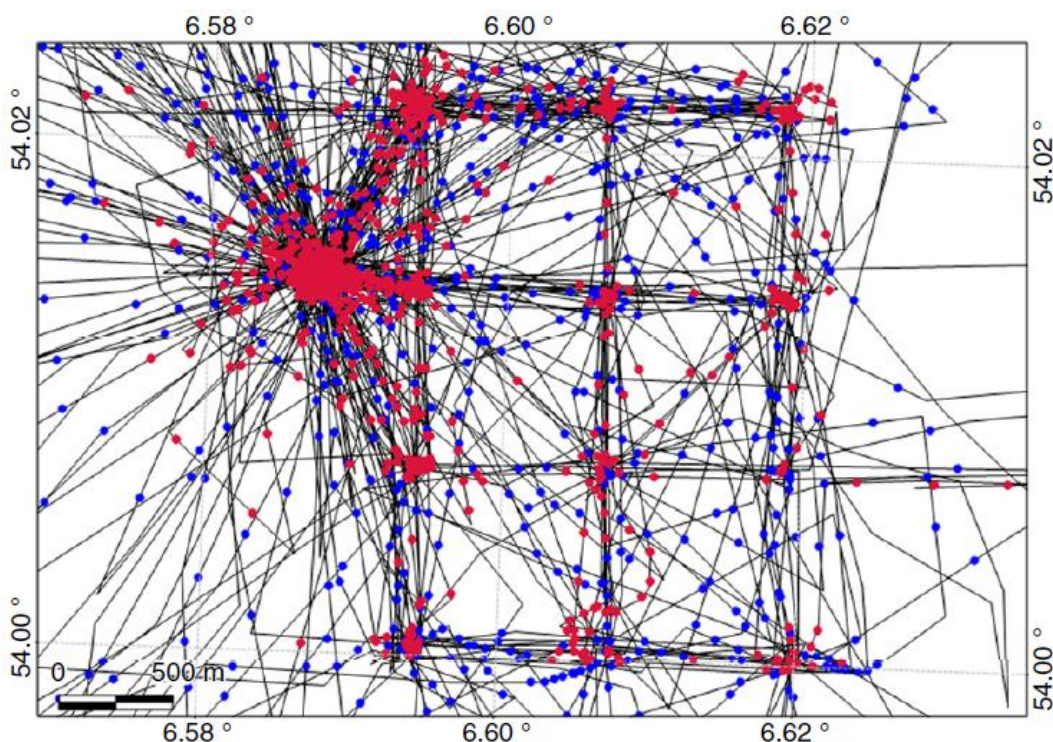
Fisk generelt kan tiltrekkes av innretninger og rør på havbunnen, enten til bruk som skjulesteder eller mulig matsøk. Bunnfisk som brosme, lange og uer vil ventelig kunne tiltrekkes av mer heterogene bunnhabitat, mens det ikke vurderes å være noen virkning for pelagiske fiskearter.

Virkinger på fisk av fysiske inngrep på havbunnen i driftsfasen Johan Castberg-feltet vurderes etter Tabell 1-1 som varig (4), knyttet til nærområdet (1) og av lite omfang (1). Poengsummen blir 6. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som liten.

Marine pattedyr

Effekter av fysiske inngrep på havbunnen på marine pattedyr er dårlig studert. Effektene vil sannsynligvis variere fra art til art, og er stort sett knyttet til påvirkningen inngrepene har på tilgangen av byttedyr. Installasjoner på sjøbunn i Nordsjøen, som for eksempel rørledninger og betongfundament til vindmøller, har vist seg å tiltrekke sel, som trolig beiter på ansamlinger av fisk rundt disse installasjonene. Dette er vist i Figur 4-1, der GPS-merket sel viser tydelig at de beiter rundt bunninstallasjoner, i dette tilfellet en vindmøllepark (Russell et al. 2014).

Det samme vil kunne skje på Johan Castberg-feltet, hvis installasjonene tiltrekker seg fisk. Dette kan for eksempel tiltrekke klappmyss som tidvis er tilstede i områdene rundt Johan Castberg-feltet.



Figur 4-1 Svømmemønster hos en GPS merket steinkobbe, røde prikker indikerer matsøk, blå prikker forflytning/svømming (Kilde: Russel et al. 2014).

Blant de vanlige hvalartene i området er det hovedsakelig spermhval som kan beite på/nær bunnen, og det er også trolig at annen dypdykkene hval, som nebbhval, kan utnytte konsentrasjoner av byttedyr rundt havbunnsinstallasjoner. Det er vanskelig å vurdere denne påvirkningen ettersom den kan gjelde for marine pattedyr som befinner seg i området lokalt, men også som vandrer over hele Barentshavet.

Virkninger på marine pattedyr av fysiske inngrep på havbunnen i driftsfasen av Johan Castberg-feltet vurderes etter Tabell 1-1 som varig (4), lokal (2) og av moderat omfang (2). Poengsummen blir 8. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som liten. I dette tilfellet vil ikke konsekvensen vurderes som negativ, fordi påvirkningen i form av økt beiteaktivitet rundt installasjoner ikke er av negativ betydning for dyrene det gjelder.

4.1.4 Virkninger av fysiske inngrep på havbunnen ved eventuelt utlegg av PRM-kabler på Johan Castberg-feltet

Ved eventuelt utlegg av kabler til PRM-seismikk vil det kunne virvles opp noe sediment, men ettersom kablene bare skal legges ut på havbunnen og ikke graves ned eller dekkes med grus, vil dette medføre svært liten påvirkning på bunnsamfunnet. Kablene er tynne og ligger med 300-400 m avstand. Mulig forstyrret område vil være svært lite og forstyrrelsen kun kortvarig.

Virkninger på alle dyregrupper av fysiske inngrep på havbunnen i forbindelse med utlegg av kabler til PRM-seismikk på Johan Castberg-feltet vurderes etter Tabell 1-1 som momentan (1), begrenset til nærområdet (1) og av mindre omfang (1). Poengsummen blir 3. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som ubetydelig.

4.1.5 Avbøtende tiltak

Havbunnsinstallasjonene plasseres basert på detaljerte ROV-studier. Lokaliseringen skal dels sikre effektiv drift, men plasseres også på en slik måte at behovet for steininstallasjoner blir minst mulig. Konsekvensene identifisert over anses ikke å utløse behov for målrettede avbøtende tiltak, hverken i anleggs- eller driftsfasen.

4.2 Virkninger av anlegg av fiberoptisk kabel

Det er foreslått to alternative traséer for fiberoptisk kabel fra Johan Castberg. Miljøforholdene langs disse er foreløpig ikke kartlagt, men det planlegges gjennomført en undersøkelse med ROV i 2018 på den valgte traséen.

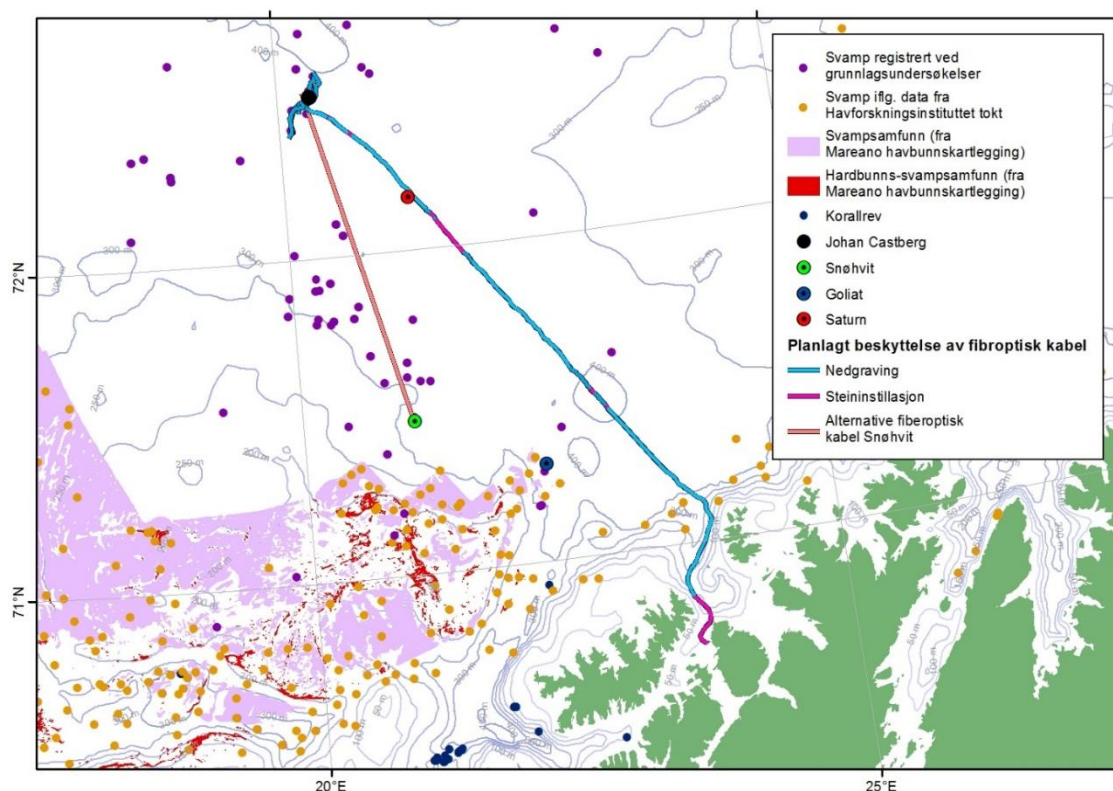
Kabelen i seg selv er 35 mm i diameter og vil bli gravd ned i havbunnen, unntatt på enkelte strekninger der det vurderes å dekke den med grus (Figur 4-2).

Anlegg og drift av fiberoptisk kabel vil i all hovedsak kunne påvirke bunnfauna og til dels fisk. Påvirkningen er på havbunnen og ventes ikke å berøre plankton og marine pattedyr, og virkninger på disse dyregruppene vil ikke bli omtalt videre i forbindelse med den fiberoptiske kabelen.

4.2.1 Kabeltrasé til Melkøya

Foreslått kabeltrasé til Melkøya er 254 km lang og det er foreløpig vurdert nødvendig å dekke enkelte strekninger av kabelen med stein (Figur 4-2) for å beskytte mot ytre påvirkninger. Den fiberoptiske kabelen vil i utgangspunktet ikke medføre miljøpåvirkning i driftsfasen. Kabeltraséen ligger nord for Tromsøflaket og passerer gjennom 50 km beltet langs kysten som vurderes som særlig verdifull (se Figur 3-1 og kapittel 3.3.5). Undersøkelsen på Saturn, som ligger midt på traséen (se kapittel 3.3.5), viste moderat forekomst av svamp, og det antas

foreløpig at det ikke forekommer spesielt sårbare habitater langs traséen utenom 50 km kystsonen.



Figur 4-2 Mulige traseer for fiberoptisk kabel fra Johan Castberg til Melkøya/Snøhvit. Det er vist lokaliteter der det er funnet koraller eller svamp (mengde svamp ikke angitt). Det er angitt på traseen til Melkøya (opprinnelig planlagt trase) hvilke partier som må pløyas/graves ned eller dekkes med stein. Det er ikke gjort tilsvarende vurderinger for den alternative traseen til Snøhvit, men det er antatt at den graves ned. (Kilde: HI og Statoil, 2017c).

Bunnfauna

Selve leggingen av kabelen vil føre til en omveltning av sediment på stedet ettersom kabelen skal graves ned. Dette vil være en midlertidig forstyrrelse av sedimentet som opphører når anleggsarbeidet er ferdig og det forventes at bunnfauna vil reetablere seg relativt raskt.

Legging av grus over kabelen er mulig å gjøre med stor presisjon, og berørt område vil begrense seg til ca. en meter på hver side av denne. Havbunnen i Barentshavet består av mest bløtbunn men også områder med grus og større stein (se kapittel 3.3.3), og tilførsel av noe grus på havbunnen vil således ikke føre til noen stor endring i bunnhabitatet. Områdene som dekkes med grus vil også være så små i forhold til omkringliggende bløtbunnsområder at det ikke vil medføre noen stor påvirkning på økosystemet som helhet.

Innenfor 50 km kystsonen vil kabelen til Melkøya passere kjente svampområder (Figur 4-2), men vil ikke berøre disse direkte. Det er ikke registrert andre spesielt sårbare habitater i traséen. Tett inn mot kysten vil kabelen måtte dekkes av grus, men områdene som berøres vil være små.

Forstyrrelser på havbunnen som følge av legging og tildekking av fiberoptisk kabel er av samme karakter som f. eks. boring og installering av feltinterne rør på Johan Castberg, men i mindre omfang. Områdene som vil bli berørt ved legging av den fiberoptiske kabelen vil sannsynligvis rekoloniseres etter få år, i likhet med havbunnsområder forstyrret av boring på Gotha som var i ferd med å bli rekoloniserte av bunnfauna tre år etter boring (Cochrane et al. 2016).

Virkingen på bunnfauna av anlegg av fiberoptisk kabel fra Johan Castberg til Melkøya vil, etter Tabell 1-1, klassifiseres som kortvarig (2), regional (3) og av moderat omfang (2). Poengsum blir 7. Etter Tabell 1-2 vurderes konsekvensen som liten.

Fisk

Innenfor 50 km kystsonen vil kabelen til Melkøya passere gjennom gyteområder til lodde og torsk (Figur 3-11 og Figur 3-14), og også for andre arter som gyter langs kysten. Gyting for fisk foregår hovedsakelig i tidsrommet februar-mai (se kapittel 3.4), men kabelen skal legges i sommermånedene og vil derfor ikke forstyrre gyteaktivitet. Anleggsaktiviteten kan potensielt skremme vekk fisk fra området i tiden den foregår.

Virkingen på fisk av anlegg og drift av fiberoptisk kabel fra Johan Castberg til Melkøya vil, etter Tabell 1-1, klassifiseres som momentan (1), lokal (2) og av lite omfang (1). Poengsummen blir 4. Etter Tabell 1-2 vurderes konsekvensen å være ubetydelig.

4.2.2 Alternativ kabeltraseé til Snøhvit

Den alternative traséen for fiberoptisk kabel inn til Snøhvit er 107 km lang (Figur 2-4) og ligger vest for traséen direkte til Melkøya. Det er ikke gjort undersøkelser av denne traséen og det er antatt at kabelen i sin helhet vil graves ned dersom denne traséen velges.

Bunnfauna

Traséen går gjennom et område med lave til moderate svampforekomster (se kapittel 3.3.4). Påvirkningen på havbunnen vil være den samme som vurdert for traséen til Melkøya (kapittel 4.2.1), også hvis deler av strekningen tildekkes med grus. Områdene der kabelen blir gravd ned, og eventuell tildekkes med grus, vil rekoloniseres etter en tid og ikke ha noen merkbar påvirkning på økosystemet som helhet. Fordi denne traséen er kortere enn traséen til Melkøya og således vil berøre et mindre område og heller ikke krysse 50 km kystsonene vurderes påvirkningene av denne traséen å være mindre enn for traseen til Melkøya.

Virkingen på bunnfauna av anlegg av en fiberoptisk kabel fra Johan Castberg til Snøhvit vil, med terminologien presentert i Tabell 1-1, klassifiseres som kortvarig (2), begrenset til kabelens lokal (2) og av moderat omfang (2). Poengsum blir 6. Basert på Tabell 1-2 er konsekvensen vurdert som liten.

Fisk

Den alternative traséen for fiberoptisk kabel inn til Snøhvit passerer ikke gjennom kjente gyteområder for fisk, og kabelen vil legges i sommermånedene utenom gyteperioden. Anleggsaktiviteten kan potensielt skremme vekk fisk fra området i tiden den foregår, men vil ikke ha noen negative konsekvenser for fisk utenom dette.

Virkingen på fisk av anlegg og drift av fiberoptisk kabel ved valg av alternativ trasé fra Johan Castberg vil, etter Tabell 1-1, klassifiseres som momentan (1), lokal (2) og av lite omfang (1). Poengsummen blir 4. Etter Tabell 1-2 vurderes konsekvensen å være ubetydelig.

4.2.3 Avbøtende tiltak

Det vil gjennomføres kartlegging av valgt trase ved hjelp av ROV i 2018. Dersom det blir funnet områder med tett forekomst av svamp eller andre sårbare habitater langs den valgte traséen, vil disse bli dokumentert og tatt hensyn til ved legging av kabelen.

4.3 Utslipp fra boreaktiviteter

Borekaks er utboret steinmasse, bestående av partikler i ulike størrelser som fjernes fra borehullet etter hvert som brønnen bores. Under boring av brønner blir det benyttet borevæske for å frakte ut borekaks, smøre og kjøle borkronen, og for å kontrollere trykket i brønnen. Borekaks inneholder tilsatte kjemikalier fra borevæsken.

Borevæske består av basevæske (vann eller olje) og et vektstoff, ofte barytt eller ilmenitt, som kan inneholde spor av ulike tungmetaller (Bakke et al. 2012b). I tillegg tilsettes en rekke godkjente kjemikalier for at borevæsken skal få de ønskede egenskaper. Borekjemikalier utgjør omlag 90 prosent av totalt kjemikalieforbruk og utslipp ved petroleumsproduksjon. Ved boring av topphull blir det stort sett benyttet sjøvann og kaliumklorid (en naturlig bestanddel av sjøvann). Bore-, og produksjonskjemikalier og andre kjemikalier (som omtalt i dette kapitlet og kapittel 4.5) er ut fra sine miljøegenskaper (giftighet, bioakkumulerbarhet) klassifisert og delt inn i fargekategorier.

Tabell 4-1- Klassifisering av kjemikalier i henhold til OSPAR (Oslo-Paris-konvensjonen).

	Svart kategori: Stoffer som er lite nedbrytbare og samtidig viser høyt potensial for bioakkumulering og/eller er svært akutt giftige. I utgangspunktet er det ikke er lov å slippe ut kjemikalier i svart kategori. Tillatelse til bruk og utslipp til spesifikke kjemikalier gis dersom det er nødvendig av sikkerhetsmessige og tekniske grunner.
	Rød kategori: Stoffer som brytes sakte ned i det marine miljøet, og viser potensiale for bioakkumulering og/eller er akutt giftige. Kjemikalier i rød kategori kan være miljøfarlige og skal derfor prioriteres for utskifting med mindre miljøfarlige alternativer. Tillatelse til bruk og utslipp gis kun av sikkerhetsmessige og tekniske hensyn.
	Gul kategori: Kjemikalier i gul kategori omfatter stoffer som ut ifra iboende egenskaper ikke defineres i svart eller rød kategori og som ikke er oppført på PLONOR-listen. Ren gul kategori er uorganiske kjemikalier med lav giftighet eller kjemikalier som brytes ned >60% innen 28 dager. Gul-Y1 er 20-60% nedbrutt og forventes å brytes ned fullstendig over tid. Gul-Y2 er moderat nedbrytbare til ikke-giftige og ikke-nedbrytbare komponenter. Y2 skal forsøkes substituert på lik linje med røde kjemikalier.
	Grønn kategori: Stoffer som er oppført på OSPAR-konvensjonens PLONOR-liste (Substances used and discharged offshore which are considered to Pose Little Or No Risk to the Environment). Disse kjemikalier vurderes å ha ingen eller svært liten negativ miljøeffekt. Kjemikalier i grønn kategori omfatter også vann som inngår i kjemikalierne.

Ved utslipp av borekaks vil borevæsken typisk utgjøre mindre enn 10 % av utslippet, mens den resterende delen består av steinpartikler som borevæsken adsorberer til. Borekaks og borevæske (boreslam) kan i prinsippet behandles på tre måter:

- Utslipp til sjø
- Transport til land
- Reinjeksjon i egnede reservoar

Gjenvinning av borevæske for bruk på andre brønner kan brukes i kombinasjon med all disse tre løsningene.

Borevæske slippes oftest ut fra riggen enten til sjøoverflaten, umiddelbart under sjøoverflaten eller på sjøbunnen, sistnevnte ved boring av topphull. Utslippet vil spres i vannmassene og store partikler vil sedimentere nær utslippsstedet, mens mindre partikler vil fraktes lengre fra utslippsstedet (Bakke et al. 2012a). Ved boring av topphull er det observert tydelige endringer i sedimentstruktur ut til 100 m fra borehullet (Gates et al. 2016). Produksjonsboring innebærer

i motsetning til leteboring gjentatt sedimentering av borekaks i samme område på grunn av nærhet mellom brønnene.

Borekaks og borevæske fra boring med vannbasert borevæske vil normalt kunne slippes ut. Dette gjelder kun i områder hvor potensialet for skade på sårbare miljøkomponenter vurderes som lavt. Som grunnlag for valg av utslipp av borekaks skal det foreligge grundige kartlegginger av sårbare miljøkomponenter (Meld. St. 10 (2010–2011)), eksempelvis de gjennomførte grunnlagsundersøkelsene og ROV kartleggingene av Johan Castberg-feltet.

4.3.1 Boring på Johan Castberg-feltet

Det er planlagt boring av totalt 30 brønner (produksjonsbrønner og brønner for gass- og vanninjeksjon). Boring og komplettering av brønner vil bli gjort fra en flytende borerigg. Borekonseptet er basert på bruk av både vannbasert og oljebasert borevæske. Borekaks fra seksjonene boret med oljebasert borevæske vil bli transportert til land for godkjent deponering, og omtales ikke nærmere her.

Borekaks fra seksjoner boret med vannbasert borevæske vil bli sluppet ut på feltet. Totalt vil det i løpet av en periode på fem år (2019 – 2024) slippes ut 34247 tonn borekaks og 10602 m³ vannbasert borevæske fra Johan Castberg. Tabell 4-2 oppsummerer antall brønner og mengde borekaks- og væske fra hver brønn fordelt på hvert reservoar på Johan Castberg.

Tabell 4-2 Mengde generert borekaks og tilsatt vannbasert borevæske gitt i tonn og m³ per brønn som skal slippes ut til sjøbunn fra planlagt boreaktivitet på Johan Castberg i løpet av en seks års periode. (Kilde: Statoil).

	Skrugard			Havis			Drivis		
	Antall brønner	Tonn borekaks per brønn	m ³ borevæske per brønn	Antall brønner	Tonn borekaks per brønn	m ³ borevæske per brønn	Antall brønner	Tonn borekaks per brønn	m ³ borevæske per brønn
Produksjonsbrønn	10	1034	314	6	1548	474	2	1315	422
Vanninjeksjon	4	957	298	3	1383	417	1	1364	416
Gassinjeksjon	2	569	192	1	815	281	1	695	250
Totalt	16	15306	4716	10	14252	4376	4	4689	1510

Sammensetning og mengde av de ulike komponentene i vannbasert borevæske er presentert i Tabell 4-3. Det planlegges kun anvendt grønne kjemikalier.

Tabell 4-3 Sammensetning og total mengde av vannbasert borevæske for alle brønner på Johan Castberg ved boring av ulike segmenter (kilde: Statoil).

Borevæske (WBM) (kg/m ³)	36"seksjoner (Tonn)	26"seksjoner (Tonn)	17"seksjoner (Tonn)	8 1/2"Seksjoner (Tonn)
Natriumkarbonat 1-3 Kg/m ³	10		-	-
Bentonitt 20-40 Kg/m ³	134		-	-
Kaliumklorid-løsning 0,938 m ³ /m ³	-	6331	422	38
Glykolpolymer, 2-4% vol	-	200	14	1,2
Viskositetsdanner, Xanthan gum 5-10 Kg/m ³	-	68	4,5	0,4
Filtertapskontroll, PAC (poly- anionisk cellulose) eller modifisert stivelse. 15-20 Kg/m ³	-	135	9	0,6
Barytt 280 Kg/m ³	-	1772	126	11,2
Totalt	144	8506	575,5	51,4

4.3.2 Generelt om utslipp fra boreaktiviteter

Et betydelig antall forskningsprosjekter om mulige miljøskadelige virkninger av utslipp fra borevirksomhet på marine organismer i vannsøylen og på havbunn har blitt utført av norske forskningsmiljøer de siste 20 årene. En detaljert oversikt over disse er utarbeidet av Bakke et al. (2013). Påvirkning på sjøbunn og bunnlevende organismer rundt offshoreplattformer skyldes i første rekke deponering av borekaks med rester av borevæske og kjemikalier.

Eksperimentelle undersøkelser i forskningsprogrammet "Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten (PROOF)" som ble satt i gang høsten 2002, og er blitt videreført som et eget delprogram PROOFNY i forskningsprogrammet "Havet og kysten" i regi av Norges Forskningsråd, har vist at slik borevæske kan gi effekter som er alvorlige for de individene som blir eksponert, men at effektene sannsynligvis er begrenset i tid og rom (Bakke et al. 2012a).

Bortsett fra utslipp av borevæske og nedslamming av havbunnen nær utslippspunktet har boring med vannbaserte væsker få miljøskadelige effekter. Nedslamming vil være størst nærmest brønnen og bunnfauna vil bli påvirket i dette området, men vil gjenetableres når utslippet opphører og forholdene stabiliseres. Partikler vil videre spres ut fra borestedet, men mengden som legger seg på bunnen vil gradvis avta utenfor nærsonen (rundt 100 m fra borestedet) til et ubetydelig nivå lenger bort. Det er funnet effekter på bunnfauna når tykkelsen på sedimentert borekaks blir 3 mm eller mer (Trannum et al. 2010). Effekter på makrofauna forekommer vanligvis i en 250 m radius fra utslippspunktet og forekommer sjeldent lenger ut enn 500 m (Bakke et al. 2013 og referanser deri). Endringene har vist seg å være relativt kortvarige. Restitusjon og kolonisering av boremasser starter kort tid etter at boringen er over og kakshaugene er godt koloniserte av pionéerarter innen 3 år etter boring (Gates et al. 2016).

Eksperimenter på svampen *Geodia* der svampen ble eksponert gjentatte ganger for suspensjoner av borekaks viste at svampene hadde en rask og markant nedgang i respirasjonsevne. Ved engangseksponering hadde svampene normal respirasjon igjen etter 30 minutter, mens ved repetert eksponering over en måned var nedgangen i respirasjonsevne permanent (Kutti et al.

2015). Kontrollene i studien viste at *Geodia* eksponert for suspensjon av naturlige sedimenter ikke hadde noen respons på respirasjon, noe som demonstrerer at svampene antakelig holder seg friske selv om de blir utsatt for oppvirket sediment (Kutti et al. 2015).

Virkingen av utslipp fra boreaktivitet på fisk regnes generelt som liten (Meld. St. nr. 37 (2012-2013)), men kunnskapen om effekten på fiskebestander er begrenset. Tette ansamlinger av gytebestander og egg og larver vil være sårbare for utslipp av borevæske (Myhre et al. 2006) ettersom egenbevegelsen til yngre stadier av fisk er for liten til å kunne unnslippe områder med høye konsentrasjoner. Effekter av boreutslipp på fisk antas å ha størst virkning på arter som er avhengige av bestemte bunnsbakterer (for eksempel tobis) og at endringer som følge av kaksdeponier vil kunne ha en lokal negativ effekt (Myhre et al. 2006, Jarandsen et al. 2008).

Bechmann et al. 2006 viste at vannbasert borevæske i suspensjon kan gi gjelleskader hos torsk og at suspensjoner av baryttbasert borevæske over 0,5 mg/l ga gjelleskader hos juvenil torsk. Suspensjoner på ca. 40 mg/l førte til redusert kondisjonsfaktor etter tre ukers eksponering. Imidlertid viste torskelarver utsatt for suspensjoner av 1-10 mg/l baryttbasert borevæske økt fødeopptak, vekst og overlevelse. En mulig forklaring var at tilstedeværelse av slampartiklene i vannet stimulerte spisereaksjonen hos larvene. Men dette førte imidlertid også til stort inntak av partikler uten næringsverdi.

Partikler fra vektmaterial som barytt (Bariumsulfat $BaSO_4$) som inngår i borevæsker kan påvirke fisk da tungmetaller som finnes i barytt kan bli biotilgjengelig når denne knuses til små partikler. En stor del av barytten spres ved utslipp til sjø i vannsøylen. Forsøk har vist at ved langtidseksponering av boreslam ble det målt økt bariumnivå i gjellene til torsk og økte nivåer av Ba, Cu, Zn, Cd og Pb i enten gjeller eller fordøyelseskjertler til hhv. kamskjell og blåskjell (Myhre et al. 2006). Bechmann et al. 2006 viste at de samme artene opptok metaller etter tre ukers eksponering for brukt borevæske i suspensjon. Etter tre uker i rent vann var det fortsatt forhøyde nivåer av Pb, krom og kvikksølv, noe som viser at metallene ble tatt opp og ikke bare forekom på partikler i tarmen. Dette gav effekter som oksidativt stress, vevsskader og redusert vekst.

Geodia-svamp som ble eksponert for barytt og bentonitt viste en nedgang i cellenes overlevelse etter eksponering for barytt men det er usikkert om dette var et resultat av metallforurensingen eller om det kom av selve partikkeleksponeringen (Edge, 2016).

4.3.3 Virkninger av utslipp fra boreaktiviteter på Johan Castberg-feltet

Det er i all hovedsak bunnlevende organismer med lite bevegelsesmulighet og tidlige livsstadier av fisk (eksempelvis fiskeegg på havbunnen og bunnlevende fisk) som kan påvirkes av boreaktiviteten. Pelagisk fisk kan svømme unna utslippet og det berører ikke deres naturlige leveområde.

Plankton vil mest sannsynlig ikke bli berørt ved utslipp av borekaks på bunnen da disse holder seg i vannsøylen over utslippet. Utslipp fra boreaktiviteter på sjøpattedyr er antatt til å være begrenset til indirekte effekter via byttedyr, og vil således ikke ha noen påvirkning som kan måles på verken individer eller bestander av marine pattedyr. Problemstillingene vurderes derfor som irrelevant: IR.

Bunnfauna

Borekaks som sedimenterer vil legge seg som et lag over bunnfauna. Trannum (2011) fant at dyr som lever i sedimentet vil kunne tåle en nedslamming på 10 mm vannbasert borekaks som en enkelt hendelse. Borekaks kan føre til endret kornstørrelsesfordeling i sedimentet i forhold til det som er naturlig, og dette vil kunne endre faunasammensetningen ettersom mange dyr i

sedimentet er tilpasset substratet de lever på/i. Svamp er vist å reagere på nedslamming av borekaks (Edge, 2016), og også muligens på barytt (Kutti et al. 2015), men dette vil antakelig også være effekter som oppstår relativt nært borestedet. Cochrane et al. 2016 fant at forstyrrede havbunnsområder tre år etter boring på Gotha (Figur 4-2) var i ferd med å bli rekoloniserte av bunnfauna, og konkluderte med at påvirkning etter boring var lokal og neglisjerbar på økosystemet som helhet.

Området som vil bli påvirket av nedslamming av borekaks er avhengig av strømforhold i området der kaksen slippes ut. Generelt sett regner man et influensområde på ca. 250 m nedstrøms utslippspunktet (Bakke et al. 2013 og referanser deri). Dette er et lite areal i forhold til havområdene rundt, og effektene vil trolig ikke være målbare på bestandsnivå for bunnlevende organismer. Mulighetene for rekolonisering fra omkringliggende bunnområder er også gode. Ettersom det ikke skal slippes ut borekaks med oljebaserte borevæsker vil borekaks også være egnet som substrat for rekolonisering, og etter endt boring vil bunnfaunaen etter en tid vende tilbake til en tilnærmet naturtilstand.

Virkingen av utslipp fra boreaktivitet på Johan Castberg-feltet på bunnfauna vil, etter Tabell 1-1, klassifiseres som midlertidig (3), lokal (2) og av moderat omfang (2). Poengsummen blir 7. Basert på Tabell 1-2 vurderes konsekvensen å være liten.

Marin fisk

Ut fra resultatene fra PROOFNY kan man trekke den konklusjonen at vannbasert borevæske og kaks kan gi biologiske effekter på fisk både som suspensjon i vannmassene og etter sedimentering. Effektene synes først og fremst å komme av fysisk stress, men også oksygenreduksjon i sedimentet og kjemisk toksisitet kan spille en rolle. Kaks i vannsøylen har ved forsøk gitt effekter ved konsentrasjoner som normalt vil forekomme ut til maksimalt 1 – 2 km fra utslippene. Strømforhold, utslipp ved bunn eller overflate og partikkelstørrelse vil være avgjørende for hvor lenge suspensjonen befinner seg i vannsøylen. Suspensjoner av kaks og borevæske sedimenterer og vil være borte fra vannsøylen noen timer etter at utslippet har stanset.

Johan Castberg ligger i utkanten av utbredelsesområdet til den delvis sediment-levende fisken tobis (*Ammodytes* sp.), som har vært svært mye i fokus ved havbunnspåvirkende aktiviteter i Nordsjøen. Det ikke sannsynlig at virksomheten på Johan Castberg vil påvirke tobis, og denne arten omtales ikke videre.

Yngre livsstadier av marine fisk er individuelt sårbare ved eksponering til hydrokarboner, kjemikalier eller partikler i vannsøylen. Det er likevel lite trolig at utslipp av borekaks og borekjemikalier vil ha noen effekter på disse fiskene, ettersom området for påvirkning er svært begrenset i tid og rom sammenlignet med utbredelsesområdene i åpent hav.

Virkingen av utslipp fra boreaktivitet på Johan Castberg-feltet på fisk vil, etter Tabell 1-1, klassifiseres som midlertidig (2), lokal (2) og av mindre omfang (1). Poengsummen blir 5. Basert på Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som ubetydelig.

4.3.4 Avbøtende tiltak

Ved valg av kjemikalier etterstrebes det å velge kjemikalier med minst mulig miljørisiko, der dette er mulig. Størst mulig gjenbruk av oljebaserte borevæsker for å redusere avfallsmengden, og vannbaserte borevæsker for bruk på andre brønner vil redusere totalt utslippsvolum.

Borekaks med oljevedheng kan ikke injiseres på Johan Castberg, da det ikke finnes egnede reservoarer. Slikt kaks vil transporteres til land for godkjent behandling.

Ut over dette er det ikke avdekket behov for avbøtende tiltak i forbindelse med planlagte utslipp fra boring på Johan Castberg.

4.4 Utslipp av produsert vann

Produsert vann følger med petroleum opp fra reservoaret og består både av vann som naturlig forekommer i berggrunnen og vann som er injisert for å opprettholde reservoartrykket og dermed øke oljeutvinningen. Produsert vann inneholder dispergert olje og en rekke løste naturlige komponenter, blant annet mono- og polysyklisk aromatiske hydrokarboner (PAH), alkylfenoler, tungmetaller, naturlig radioaktivt materiale (hovedsakelig isotopene ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb og ^{228}Th), organiske syrer, uorganiske salter, mineralpartikler, svovel og sulfider.

Produksjon av olje krever at det tilføres enkelte kjemikalier for bl.a. å hindre avleiring i brønner og produksjonssystem, fjerne voksutfelling i rør, bedre separere olje og vann, redusere oljeinnhold i produsert vann, og for å hindre begroing i produksjonssystemet. Kjemikaliene vil i hovedsak følge oljen til terminal eller raffineri, men de vannløselige og litt av de oljeløselige kjemikaliene følger produsert vann ned i reservoaret via injisering eller til utslipp etter rensing. De kjemikaliene som slippes ut andre steder i prosessen utenom produsert vann omtales i kapittel 4.5 (PCO-kjemikalier), kapittel 4.6 (biocidet DBNPA) og kapittel 4.7 (hypokloritt). Bruk av produksjonskjemikalier i løpet av feltets levetid vil være gjenstand for søknad(er) om bruk, injeksjon, utslipp og sluttdisponering.

Det er tillatt å slippe ut produsert vann til sjø etter rensing. I 2015 ble det sluppet ut 148 millioner m^3 produsert vann på norsk sokkel. Dette hadde et innhold av dispergert olje på til sammen 1819 tonn (miljostatus.no, februar 2017). Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av dispergert olje i produsert vann på norsk sokkel var 12,3 mg/L i 2015. I år uten store uhellsutslipp utgjør olje i produsert vann majoriteten av oljeutslipp til sjø fra virksomheten på norsk sokkel (Norsk olje og gass 2016). Miljødirektoratet regulerer utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten på norsk sokkel. Utslippstillatelse blir gitt for hvert felt, men etter krav fra OSPAR er det satt en øvre grense for innhold av dispergert olje på 30 mg/L for produsert vann som kan slippes ut. Utslipp på norsk sokkel sammenlignet med estimert utslipp på Johan Castberg i året med størst utslipp for ulike utslippsalternativer og mengder produsert vann er gitt i Tabell 4-6 og Tabell 4-7.

4.4.1 Produsert vann på Johan Castberg-feltet

På Johan Castberg skal alt produsert vann behandles i en trestegs renseprosess (hydroykloner, kompakte flotasjonsenheter og avgassingstank). Mengden av produsert vann vil være lavest de første produksjonsårene, for så å øke gjennom feltets levetid. Med dagens estimater er 2040 forventet å være det året det genereres mest produsert vann gjennom driftstiden (Statoil, 2017).

I foreliggende utredning er fire scenarier for produsert vann vurdert.

Scenario 0 (Referansescenario)

Alt produsert vann slippes til sjø etter rensing. Det er kun sulfatrenset sjøvann samt gass som injiseres til reservoar for trykkstøtte. Utslipet er jevnt fordelt over årets dager. Utslippsvolumet i toppåret (2040) er estimert til 25 856 Sm^3/d .

Scenario 1 (Valgt løsning for Johan Castberg)

Alt produsert vann reinjiseres. Antatt nedetid (dager da injeksjonsanlegget av ulike årsaker ikke er i drift) er 5% av årets dager (95% regularitet). I perioder hvor injeksjonsanlegget er nede slippes alt produsert vann ut etter rensing. Totalt vil anlegget være ute av drift i maks 18 dager per år. I verste fall vil anlegget kunne være ute av drift 18 dager i strekk. Utslippsvolumet i toppåret (2040) for dager hvor anlegget er nede er beregnet til 25 856 Sm³/d.

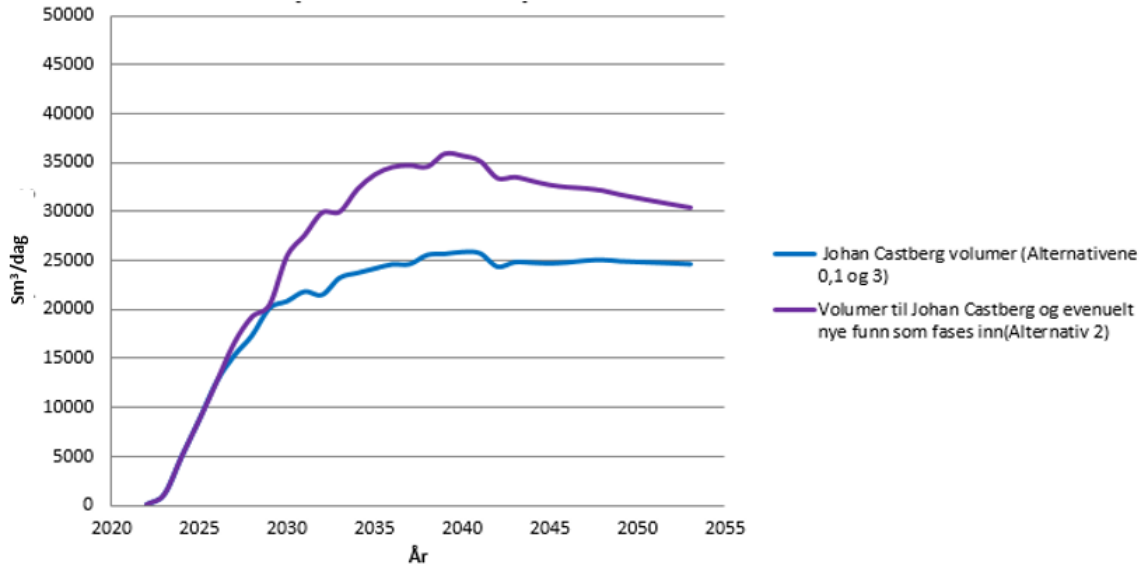
Scenario 2 (hvor en antar at flere felt fases inn)

Alt produsert vann reinjiseres. Forventede mengder av produsert vann inkluderer eventuelt nye funn som prosesseres på Johan Castberg. Antatt nedetid er 5% av årets dager (95% regularitet). I perioder hvor injeksjonsanlegget er ute av drift slippes alt produsert vann ut etter rensing. Totalt vil anlegget være ute av drift i maks 18 dager per år. I verste fall vil anlegget kunne være ute av drift 18 dager i strekk. Utslippsvolumet i toppåret (2040) for dager hvor anlegget er nede er beregnet til 35 727 Sm³/d.

Scenario 3 (hvor en antar problemer med vanninjektorene)

Alt produsert vann reinjiseres. I dette scenariet har en antatt at mulige problemer med injeksjonsanlegget og/eller vanninjektorene fører til irregularitet for vanninjeksjon i inntil 20% av årets dager (80% regularitet). I perioder hvor injeksjonsanlegget er nede (antatt til 5% av årets dager, dvs. 18 dager) slippes alt produsert vann ut etter rensing. Videre regner Statoil med inntil 55 dager per år med inntil 20% utslipp av produsert vann. Utslippsvolumet i toppåret (2040) for dager hvor anlegget er nede er beregnet til 25856 m³/d. Utslippsvolumet i toppåret (2040) for dager hvor det er problemer med vanninjektorene er beregnet til 5171 m³/d.

Figur 4-3 viser et estimat over genererte mengder av produsert vann for Johan Castberg alene og dersom eventuelt nye funn fases inn. Mengdene er angitt som standard m³ per dag. Utslippsscenarioene 0, 1 og 3 er vurdert basert på volumene fra Johan Castberg alene, mens scenario 2 inkluderer volumer fra andre mulige oljefunn som prosesseres på Johan Castberg. Tabell 4-4 viser en oversikt over mengder produsert vann sluppet ut i toppåret 2040.



Figur 4-3 Estimert profil for mengde generert produsert vann fra Johan Castberg for alle utslippsalternativer. Sm³/dag = Standard kubikk meter/dag. (Kilde: Statoil).

Tabell 4-4 Oversikt over mengder utslippet produsert vann fra Johan Castberg-feltet i år 2040 for hvert scenario.

Scenario	Utslipp (Sm ³ /d) i år 2040	Antall dager med utslipp	Total mengde (millioner Sm ³) sluppet ut i 2040	
Scenario 0	26 000	365 dager	9,4	
Scenario 1	26 000	18 dager	0,5	
Scenario 2	36 000	18 dager	0,6	
Scenario 3	26 000	18 dager	0,5	0,8
	5 000	55 dager	0,3	

Utslippspunkt for alle utslippsscenarioene vil være på 20 meters dyp. Statoil har antatt at gjennomsnittlig innhold av dispergert olje i rensert produsert vann fra Johan Castberg vil være 15 mg/L. I tillegg er det antatt at 8,4 mg/L benzen, 5 mg/L toluen og 6 mg/L fenol, samt små mengder andre stoffer være løst i vannet (Tabell 4-5).

Tabell 4-5 Forventet konsentrasjonsprofil for naturlig forekommende komponenter i produsert vann ved 15 mg/L dispergert olje (Oiv). (PNEC=Predicted No Effect Concentration – konsentrasjonen der man ikke forventer noen effekt). (Kilde: Statoil)

		Konsentrasjon 15 mg/L Oiv	PNEC µg/L
	Dispergert olje	15	70.5
BTEX	Benzen	8.40045	8
	Toluen	5.08233	7.4
	Ethylbenzen	0.31611	10
	Xylen	0	8
2-3 ring PAH	Naftalen	0.92623	2
	Acenaften	0.00317	0.38
	Acenaftylen	0.00111	0.13
	Fluoren	0.01227	0.25
	Antracen	0.03381	0.1
	Fenanthren_inkl_substitutter	0.08422	1.3
	Dibenzothiofen_inkl_substitutter	0	0.1
4 ring PAH	Fluoranten	0.00034	0.01
	Pyren	0.00055	0.023
	Benz(a)antracen	0.00018	0.0012
	Chrysen	0.00099	0.007
5-6 ring PAH	Dibenzo(a-h)antracen	0.00001	0.00014
	Benzo(g-h-i)perylene	0.00004	0.00082
	Benzo(a)pyren	0.0001	0.022
	Benzo(k)fluoranten	0.0001	0.017
	Indeno(1-2-3-cd)pyren	0.00001	0.00027
	Benzo(b)fluoranten	0.00009	0.017
Fenoler	Fenol(C0-C3-alkyl-fenoler)	6.03395	7.7
	Butylfenol(C4-alkyl-fenoler)	0.0616	0.64
	Pentylfenol(C5-alkyl-fenoler)	0.02359	0.2
	Octylfenol(C6-C8-alkyl-fenoler)	0.00117	0.01
	Nonylfenol(C9-alkyl-fenoler)	0.00006	0.3
Tungmetaller	Arsen	0.000068	0.6
	Kadmium	0.000013	0.21
	Krom	0.000438	0.6
	Kobber	0.001048	2.6
	Nikkel	0.000762	8.6
	Kvikksølv	0.000003	0.048
	Bly	0.000082	1.3
	Zink	0.003583	3.4

Fordelingen av forventet utslippsmengde av organiske forbindelser og tungmetaller i produsert vann på Johan Castberg er vist i Tabell 4-6 og Tabell 4-7.

Utslippene er også sammenlignet med de totale utslipp på Norsk kontinentalsokkel i 2015 (Norsk olje og gass 2016).

Tabell 4-6 Utslipp av organiske stoffer i produsert vann fra offshore-installasjoner. Årlig middelerdi på Johan Castberg for et innhold av dispergert olje på 15mg/L, og utslipp for scenario 0, 1 og 2 (kilde: beregnet fra Ditlevsen 2017) sammenliknet med utslipp for alle felt på norsk sokkel i 2015 (kilde: Norsk olje og gass, 2016).

Parameter	Produsert vann	Dispergert olje i produsert vann	BTEX	PAH	Fenoler
	Millioner Sm ³	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn
Beregnet utslipp i 2040 – Scenario 0 (Referansealternativet)	9,4	141,6	130,8	10	57,8
Beregnet utslipp i 2040 – Scenario 1 (95% injeksjon)	0,5	7	6,4	0,5	2,9
Beregnet utslipp i 2040 – Scenario 2 (95% injeksjon innfasing av nye funn)	0,6	9,7	8,9	0,7	3,9
Beregnet utslipp i 2040 – Scenario 3 (Injeksjon med 20% irregularitet)	0,8	4,3	3,9	0,3	1,7
Totale utslipp på norsk sokkel i 2015	148	1819	2266	131	634

Tabell 4-7 Årlig middelerdi av utslipp av metaller i produsert vann fra Johan Castberg for et innhold av dispergert olje på 15mg/L (kilde: beregnet fra Ditlevsen 2017) sammenliknet med utslipp for alle felt på norsk sokkel i 2015 (kilde: Norsk olje og gass 2016).

Utslippsscenario	Metall	As kg/år	Pb kg/år	Cd kg/år	Cu kg/år	Cr kg/år	Hg kg/år	Ni kg/år	Zn kg/år
Beregnet utslipp i 2040 – Scenario 0 (Referansealternativet)		0,64	0,12	4,13	9,89	7,19	0,03	0,77	33,81
Beregnet utslipp i 2040 – Scenario 1 (95% injeksjon)		0,03	0,01	0,21	0,49	0,36	0,00	0,04	1,69
Beregnet utslipp i 2040 – Scenario 2 (95% injeksjon innfasing av nye funn)		0,04	0,01	0,29	0,68	0,50	0,00	0,05	2,34
Beregnet utslipp i 2040 – Scenario 3 (Injeksjon med 20% irregularitet)		0,13	0,02	0,83	1,98	1,44	0,01	0,15	6,76
Totale utslipp på norsk sokkel i 2015		746	84	5	128	99	9	1210	1523

4.4.2 Produksjonskjemikalier i produsert vann fra Johan Castberg-feltet

Produsert vann vil også inneholde rester av produksjonskjemikalier, der den høyeste konsentrasjonen vil utgjøres av avleiringshemmer (SI 25 KI). Miljøvurderingene av kjemikaliene er basert på de mest vanlige produktene brukt på norsk sokkel som forventes å løse de feltspesifikke forhold på Johan Castberg. Tabell 4-8 oppsummerer de viktigste miljømessige egenskapene til hovedgruppene av produksjonskjemikalier som forventes brukt på Johan Castberg.

Det vil også være forbruk av mindre volumer av andre kjemikalier enn produksjonskjemikalier som vaskemidler, smøreoljer og hydraulikkolje på produksjonsinnretningen. De fleste av disse kjemikaliene vil ikke bli sluppet til sjø siden de benyttes i lukkede systemer.

Glutaraldehyd klassifiseres som gult pga. giftighet, og er ikke bioakkumulerende. Det er ingen av de andre produksjonskjemikaliene som er giftige eller bioakkumulerende. Disse klassifiseres til rødt eller gult avhengig av grad av biologisk nedbryting. Miljøproblematikken rundt enkelte av disse kjemikaliene er da at de forblir i miljøet som et fremmedelement uten direkte giftighet. De røde produksjonskjemikaliene vil hovedsakelig følge oljen og ikke komme ut i miljøet, mens en svært liten del vil følge produsert vann til injeksjon eller utslipp.

Tabell 4-8 Miljømessige egenskaper til produksjonskjemikalier som vil følge produsert vann fra Johan Castberg-feltet (Kilde: Statoil).

Type kjemikalium	Vannfase/oljefase	Klassifisering
Avleiringshemmer	Vannløselig. Følger produsert vann.	Gul Y2 pga. moderat bionedbrytbarhet til ikke bionedbrytbart produkt. Det er ikke giftig og bioakkumuleres ikke.
Emulsjonsbryter	Oljeløselig. Følger hovedsakelig oljefase (95%). 5% følger produsert vann.	Disse stoffene er klassifisert som røde fordi de ikke er bionedbrytbare. De er ikke giftige og bioakkumuleres ikke.
Vokshemmer	Oljeløselig. Følger oljefase.	
Skumdemper	Oljeløselig. Følger i all hovedsak oljefase, lave konsentrasjoner i produsert vann.	
Flokkulant	Vannløselig, men binder seg til oljedråper. Følger hovedsakelig oljefase (80%). 20% følger produsert vann.	
Biosid/Glutaraldehyd	Vannløselig. Følger injeksjonsvannet eller produsert vann.	Gult pga. giftighet (det er nedbrytbart og ikke bioakkumulerende). Brytes ned til CO ₂ ved god oksygentilgang.

4.4.3 EIF-metoden

SINTEF har utført beregninger av EIF (Environmental Impact Factor) for utslipp av produsert vann på Johan Castberg-feltet. EIF er et verktøy som brukes til identifisering av de mest miljø- og kostnadseffektive tiltakene for å begrense utslipp av miljøfarlige komponenter til sjø. EIF beskriver ikke konsekvenser av et gitt utslipp, men gir et bilde av hvilke stoffer som utgjør størst miljørisiko.

EIF baserer seg på forholdet mellom PEC (Predicted Environmental Concentration) og PNEC (Predicted No Effect Concentration). For PNEC benyttes tilgjengelige toksisitetsdata for de ulike utslippskomponentene. Dersom kun akutte toksisitetsdata foreligger for et stoff, benyttes en sikkerhetsfaktor på 1000 for å ta høyde for kroniske effekter. Dette vil typisk gjelde tilsatte kjemikalier som oftest kun er testet for akutt toksisitet. PNEC for kjemikaliene vil derfor være konservative.

Forenklet kan en si at $EIF = 1$ er et vannvolum på $100 \times 100 \times 10$ m ($100\,000$ m³) der $PEC/PNEC > 1$. EIF beregnes via spredningsmodellen DREAM (Dose related Risk and Effect Assessment Model). Modellen baseres på en generalisert transportlikning som tar hensyn til adveksjon og turbulens samt en rekke prosesser som synking, oppløsning, sedimentering og biodegradering. For nærmere beskrivelse av EIF-metodikk og DREAM-modellering, se Møskeland m. fl. (2014).

Utslipp av produsert vann på Johan Castberg-feltet er modellert og EIF beregnet over 30 dager med mai måned som eksempel måned for strøm (Ditlevsen 2017). Modelleringen er utført for flere år, også 2040 som er året med størst forventede utslipp. I den videre vurderingen brukes et innhold av dispergert olje på 15 mg/L, og utslippstall for år 2040 som basis for vurderingene for produsert vann i marint naturmiljø.

Beregnet EIF viser at stoffgruppene BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen og xylene), naftalen, 2-3 ring PAH, 4 ring-PAH, fenol (C0-C3-alkyl-fenoler) og dispergert olje, samt produksjonskjemikalier (med de aktive komponentene SI-25 KI, EB 28 KIV og EB 28 KV) gir de største bidragene til EIF. Det er dermed de stoffene som diskuteres videre i foreliggende rapport.

4.4.4 Generelt om effekter av naturlige stoffer i produsert vann på biota

Gjennom Norges forskningsråds program PROOFNY har en rekke forskningsprosjekter undersøkt effekter av produsert vann på ulike marine organismer. Resultatene er sammenstilt i Bakke et al. (2012a). Skadelige effekter er først og fremst vist for fisk og blåskjell der påvirkninger av kjønnsutvikling, formeringsevne og larveutvikling ble funnet i organismer eksponert for fortyninger ned til 0,5% produsert vann. Dette er en fortyning som normalt bare vil forekomme i vannmasser nærmere enn et par km fra et utslippspunkt til sjø. Bakke et al. (2012a) konkluderer med at effekter på fauna regnes som avgrenset til individer som oppholder seg innenfor ca. 2 km fra utslippspunktet over lengre tid.

For plante- og dyreplankton dreier de fleste studiene seg om å finne LC_{50}/LC_{100} konsentrasjoner (Lethal Concentration) der 50%/100% av organismene dør av eksponeringen, eller EC_{50} -konsentrasjoner (Effect Concentration) der 50 % av dyrene/algene blir målbart påvirket av eksponeringen.

Tabell 4-9, Tabell 4-10 og Tabell 4-11 oppsummerer noen forskningsresultater av effekter av produsert vann på planteplankton, marint dyreplankton og marin fisk.

Studier av effekter av produsert vann på planteplankton

Det er ikke funnet noen studier som viser effekter av produsert vann på marine planteplankton. De få studier som finnes omhandler enten terrestriske eller ferskvannslevende arter. Disse studiene viser at effekter av eksponering for naturlige stoffer i produsert vann kan forekomme i konsentrasjoner helt ned til 0,2 µg/L (benzen, eksponeringstid 24 timer). LC₅₀-konsentrasjoner viser seg å være svært varierte, for eksempel for benzen hvor LC₅₀ til den ferskvannslevende planktonalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* varierer fra 150 til 438 000 µg/L ved 96 t eksponeringstid (Syracuse Research Corp. 2000). EC₅₀ varierer mellom 25000 – 68210 µg/L for 2-3 ring PAH for hemming av populasjonsvekst av samme art ved eksponeringstid på 96 t (Camus et al. 2011).

Kun ett studium har sett på fenol (C0-C3-alkyl-fenoler) og beregnet LC₅₀ til 5 µg/L hos den terrestriske algeslekten *Chlorella sp.* ved eksponering i 315 t (Agrawal og Manisha 2007).

Benzen hadde EC₅₀-konsentrasjoner fra 0,20-438 000 µg/L når man så på populasjonsvekst hos ulike arter planteplankton (Syracuse Research Corp. 2000).

Det eneste studiet funnet som rapporterer effekter av dispergert olje på planteplankton viser 100% dødelighet (LC₁₀₀) hos *Chlorella fusca ssp.* ved langtidseksponering på 315 t for 10 µg/L (Agrawal og Manisha 2007).

Tabell 4-9 Resultater fra laboratorieforsøk på planteplankton eksponert for ulike naturlige stoffer i produsert vann.

Stoffgruppe	Kjemikalium	Effekt	Konsentrasjon (µg/L)	Eksponeringstid	Art/gruppe	Referanse
BTEX	Benzene	LC ₅₀	41000-59400	96h	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Syracuse Research Corp, 2000
BTEX	Benzene	LC ₅₀	438 000	96h	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Syracuse Research Corp, 2000
BTEX	Benzene	LC ₅₀	150-3200	96h	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Syracuse Research Corp, 2000
Naphtalene	Naphtalene	EC ₅₀	25000-68210	96h	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Camus et al. 2011
BTEX	Benzene	EC ₅₀	0,202-0,284	24h	<i>Chlorella fusca ssp. vacuolata</i>	Altenburger et al. 2004
BTEX	Benzene	EC ₅₀	25000-68210	24-96h	Phytoplankton	Bonnet et al. 2005
Dispersed oil	Dispersed oil	LC ₁₀₀	10	315h	<i>Chlorella fusca ssp. vacuolata</i>	Agrawal og Manisha 2007
Phenols C0-C3	Phenol	Mortalitet	5	315h	<i>Chlorella sp.</i>	Agrawal og Manisha 2007

Studier av effekter av produsert vann på dyreplankton

Kunnskapen om effekter av produsert vann på dyreplankton er begrenset, men det er påvist at stoffer i produsert vann kan modifisere gener involvert i svært mange fysiologiske prosesser hos bl. a. hoppekreps. Redusert reproduksjonsevne har blitt observert hos hoppekrepsen *Calanus glacialis* ved eksponering for naftalen (2-3 ring PAH). Imidlertid ble det i samme forsøk observert at klekkesuksess ikke ble påvirket fordi eggeskallet fungerte som en barriere mot eksponeringen (Grenvald et al. 2012).

Studier på dyreplankton (Nørregaard et al. 2014; Hjorth og Nielsen 2011) viste at reproduksjon hos de dominerende artene av hoppekreps i Barentshavet (*Calanus finmarchicus*, *C. glacialis* og *C. hyperboreus*) gikk ned ved eksponering for pyren (en fire rings PAH) ved konsentrasjoner fra 20 µg/L og oppover. Det er funnet LC50- verdier for fenol (C0-C3-alkyl-fenoler) mellom 200 - 22000 µg/L hos hoppekreps (Lee et al. 2007). Jensen m fl. (2012) fant LC50-verdier av stoffet ethylbenzen på 7400-13700 µg/L hos nauplielarver av hoppekreps.

Effekter av dispergert olje på dyreplankton er blitt rapportert ved konsentrasjoner på 0,0168-0,0194 µg/L for LC50-verdier hos mikrocrustacea, og NOEC-verdier på 0,025 – 0,05 µg/L ved langtids eksponering (504 timer) av hoppekreps (Van Wijngaarden et al., 2006).

Tabell 4-10 Resultater fra laboratorieforsøk på dyreplankton eksponert for ulike naturlige stoffer i produsert vann.

Stoffgruppe	Kjemikalium	Art	Effekter	Livsstadier	µg/L	Eksp.tid	Referanse
BTEX	Benzene	<i>C. finmarchicus</i>	LC ₅₀	voksen/koepoditt V (CV)	47000-64500	24-96 t	Nordtug et al. 2011
BTEX	Ethylbenzene	<i>C. finmarchicus</i>	LC ₅₀	voksen/koepoditt V (CV)	11800-18900	24 t	Nordtug et al. 2011
BTEX	Toluene	<i>C. finmarchicus</i>	LC ₅₀	voksen/koepoditt V (CV)	22000-62100	24 t	Nordtug et al. 2011
BTEX	Xylene	<i>C. finmarchicus</i>	LC ₅₀	koepoditter	7400-13700	24 t	Jensen og Carroll 2010
BTEX	Xylene	<i>C. glacialis</i>	LC ₅₀	koepoditter	14400-19100	24 t	Jensen og Carroll. 2010
BTEX	Ethylbenzene	<i>C. glacialis</i>	Reproduksjon	Egg	10,4	120 t	Holst et al. 2010
BTEX	Benzene	<i>C. finmarchicus</i>	Dødelighet	koepoditt	7400	96 t	Jensen og Carroll 2010
C2 -C4 PAHs	Pyrene	<i>C. finmarchicus</i>	LC ₅₀	koepoditt	20,23	216 t	Hjorth og Nielsen 2011
C2 -C4 PAHs	Pyrene	<i>C. glacialis</i>	LC ₅₀	koepoditt	20,23	168 t	Hjorth og Nielsen 2011
C2 -C4 PAHs	Pyrene	<i>C. hyperboreus</i>	Reproduksjon	Voksen	0-20,23	294 t	Nørregaard et al. 2014
Phenols C0-C3	fenols	<i>Tigriopus japonicus</i>	LC ₅₀	Voksen	200-22000	96 t	Lee et al. 2007
Phenols C0-C3	3,5-Dichlorofenol	<i>Acartia tonsa</i>	LC ₅₀	Voksen	1100	24 t	Kusk et al. 2011
Dispergert olje	blanding	<i>Pseudodiaptomus forbesi</i> / <i>Eurytemora affinis</i>	LC ₅₀	Voksen	0,0168-0,0194	96 t	Weston et al. 2014
Dispergert olje	blanding	hoppekreps	NOEC	Voksen	0,025-0,05	504 t	Van Wijngaarden et al. 2006

Studier av effekter av produsert vann på fisk

Mange studier i laboratorium har eksponert ulike arter og livsstadier av fisk (hovedsakelig torsk og regnbueørret) for produsert vann og stoffer i produsert vann. Det er funnet negative effekter på kjønns- og gonadeutvikling, oksidativt stress og endret enzymaktivitet hos fisk eksponert for produsert vann ned til 0,5% (=200 ganger fortynning). Resultater fra norsk sokkel er generert via operatørens vannsøyleovervåkning hvor torsk er satt ut i bur i ulik avstand fra utslippspunktet for produsert vann. Fra stoffgruppen 2-3 ring PAH er naftalen (den enkleste PAH-forbindelsen) et av stoffene som har høyest giftighet. LC₅₀-verdier ligger mellom 740 µg/L og 2038 µg/L hos voksen fisk, der torsk har vist seg å være en av de mest følsomme artene (Camus et al. 2015). Pelagiske fiskeegg er generelt lite sensitive for eksponering av naftalen. Camus et al. (2011) kunne således ikke påvise dødelige effekter på torskeegg etter at disse ble eksponert for 740 µg/L 1,3 dimethylnaphtalene i 48 timer.

Pyren, som er en PAH med fire benzenringer, har vist seg å akkumulere i torske- og sildelarver (Petersen og Kristensen, 1998).

Fra stoffgruppen fenoler (C0-C3-alkyl-fenoler) er metylfenol det mest giftige stoffet for torsk med en LC₅₀-verdi på 2,7 µg/L for egg etter eksponering i 96 timer (Tollefsen et al., 1998).

Xylen ser ut til å være det mest giftige for fisk av BTEX-stoffene, med LC₅₀-verdier for torskeegg på 4 µg/L (Kjørsvik, 1986).

For dispergert olje har man målt LC₅₀-verdier på 223 og 191 µg/L hos larver av rognkjeks eksponert i henholdsvis 24 og 48 timer (Frantzen et al. 2015).

Tabell 4-11 Oversikt over resultater fra laboratorieforsøk på fisk eksponert for ulike naturlige stoffer i produsert vann.

Stoffgruppe	Kjemikalium	Art	Effekter	Livsstadier	µg/L	Eksponeringstid	Referanse
BTEX	Benzene	sild	LC50	Egg	4000-40000	48-96 t	Eldridge et al. 1977
BTEX	Benzene	sild	reproduksjon	Ikke oppgitt	100-800	48-96 t	Struhsaker 1977
BTEX	Benzene	torsk	LC50	Egg	4000	ND	Kjørsvik 1986
BTEX	Xylene	torsk	LC50	Egg	4	48-96 t	Kjørsvik 1986
BTEX	Xylene	torsk	reproduksjon	Egg	13-15	1,17 t	Kjørsvik 1986
BTEX	Toluene	sild	akkumulasjon	NR	100	48-96 t	Korn et al. 1976
C0-C3 Naphthalene	Naftalene	torsk	dødelighet	Egg	310-3360	48-96 t	Saethre et al. 1984
C0-C3 Naphthalene	Naftalene	lodde	utvikling	Egg	10000	96 t	Stene og Lonning 1985
C0-C3 Naphthalene	Naftalene	Dolly Varden-røye (<i>Salvelinus malma</i>)	LC50	Voksen	2038	96 t	Camus et al. 2011
C0-C3 Naphthalene	Naftalene	torsk	LC50	Voksen	740	96 t	Camus et al. 2011
C2 to C4 pyrene	Pyrene	torsk	akkumulasjon	Larver	46,5	1-144 t	Petersen og Kristensen 1998
C2 to C4 pyrene	Pyrene	sild	akkumulasjon	Larver	0,12	24-96 t	Petersen og Kristensen 1998
C2 to C4 pyrene	Benzo[a]pyrene	Sebrafisk (<i>Danio rerio</i>)	LC50		5,1		Weigt et al. 2011
C0-C4 phenol	Methylfenol	torsk	EC50	Egg	3,7-30 000	96 t	Falk-Petersen et al. 1985
C0-C4 phenol	Methylfenol	torsk	LC50	Egg	2,7 -2,9	96 t	Tollefsen et al. 1998
C0-C4 phenol		torsk	NOEC		29	504 t	Martin-Skilton et al. 2006
C0-C4 phenol	4,4'-(1-Methylethylidene) bisfenol	torsk	LOEC	Egg	59	504 t	Larsen et al. 2006
C0-C4 phenol	Nonylfenol	torsk	LOEC	Egg	29	504 t	Larsen et al. 2006
Dispersed oil	Dispersed oil	rognkjeks	LC50	Juvenile	223	24 t	Frantzen et al. 2015
Dispersed oil	Dispersed oil	rognkjeks	LC50	Juvenile	191	48 t	Frantzen et al. 2015

4.4.5 Mulige samvirkende effekter av stoffer i produsert vann

Med samvirkende effekter menes enten hvordan ulike stoffer i kombinasjon påvirker flora og fauna, eller hvordan ikke-biologiske forhold (lys, temperatur, stråling etc.) påvirker effekten av et eller flere stoffer. Samvirkende effekter av stoffer oppstår når to eller flere stoffer i en blanding gir en effekt som er større eller mindre enn om hvert av stoffene virker separat.

Fire ulike samvirkende effekter defineres (VKM 2008):

- Additivitet: Stoffer som virker additivt gir sammen en respons som er lik summen av de individuelle responsene ($1 + 1 = 2$)
- Synergisme: Stoffer som virker synergisk gir sammen en respons som er større enn summen av de individuelle responsene ($1 + 1 > 2$)
- Antagonisme: Stoffer som virker antagonistisk gir sammen en respons som er mindre enn summen av de individuelle responsene ($1 + 1 < 2$)
- Potensiering: Et potensierende stoff vil øke virkningen til et annet stoff, selv om stoffet i seg selv ikke har en virkning ($1 + 0 > 1$)

Man ser ofte på virkemåten til et stoff for å vurdere om det i blanding med andre kan føre til samvirkende effekter. Stoffer som virker på omtrent samme måte har en lik "mode of action" (virkningsmekanisme), og kan gi additive effekter, mens stoffer med ulik virkningsmekanisme kan påvirke de samme prosesser eller organer i en organisme, men på ulikt vis og til sammen gi en effekt.

Studier av samvirkende effekter er svært komplisert, men angripes hovedsakelig på to ulike måter.

"Top-down": En organisme blir utsatt for en blanding av stoffer og en effekt blir observert. Deretter blir de ulike kjemiske komponentene av blandingen identifisert, og man starter testing av hver enkelt komponent for å finne hvilken eller hvilke som utløste den observerte effekten, samt å avdekke deres innbyrdes bidrag.

"Bottom-up": En kjemisk blanding blir analysert for enkeltkomponenter, og eksisterende kunnskap om dose-respons om hver enkelt komponent samles via databaser eller det gjennomføres supplerende/nye giftighetstester. Deretter beregnes teoretiske dose-responskurver for mulige samvirkende effekter mellom stoffer, og resultatet verifiseres med biologiske tester.

Når produsert vann testes er det hovedsakelig top-down-metoden som har blitt brukt. Det finnes generelt lite informasjon om mulige samvirkende effekter av kjemikalier i produsert vann, da hovedfokus på samvirkende effekter har blitt rettet mot POPs (Persistente organiske forbindelser). De studier som finnes på samvirkende effekter av stoffer i produsert vann viser f.eks. at mange kreftfremkallende PAH-forbindelser kan virke inn på cytokrom P450 1A (CYP1A) systemet fordi de fungerer som agonister på aryl hydrocarbon reseptoren (Ahr). Cytokrom P450 er komplekst og er essensielt i avgiftning av stoffer hos alle organismer. I tilfeller hvor flere stoffer opptrer som Ahr agonister kan både additive og synergistiske effekter oppstå (Billiard et al., 2006; Chaloupka et al., 1993; Kortenkamp, 2007). Holth og Tollefsen (2012) fant at ekstrakter fra produsert vann inneholdt en kombinasjon av stoffer som virket hemmende på aktiviteten til enzymet AChE (acetylcholinesterase) i fisk, en substans som er som er svært viktig for overføring av nervesignaler.

Farmen et al. (2010) viste at leverceller fra regnbueørret eksponert for høye konsentrasjoner av vannløselige komponenter i produsert vann ble påført økt oksidativt stress. Frantzen et al. (2012) eksponerte loddeegg like etter befruktning for en vannløselig fraksjon av råolje og pyren i inntil 32 dager, og bestemte terskelnivåer for dødelighet og embryoeffekter. Det er uvisst om resultatene i disse to studiene kom av enkeltstoffer virkning eller samvirkende effekter av flere stoffer.

Generelt er det svært vanskelig å avdekke synergistiske og antagonistiske effekter i kjemikalieblandinger og det finnes ingen gode modeller som kan beregne slike effekter (Beyer et al. 2014).

I foreliggende utredning er det valgt å fokusere på additivitet fordi det mangler metoder for å se på de øvrige typer samvirkende effekter. Det anvendes en bottom-up tilnærming der reelle effektkonsentrasjoner er erstattet med PNEC som et referansenivå. Backhaus og Faust (2012) viste at additivitet konservativt kan beskrives som summering av alle enkeltbidragene PEC/PNEC for hvert stoff. Dersom \sum PEC/PNEC av enkeltstoffer i en blanding er større enn 1 kan additive effekter oppstå. Denne tilnærmingen vil brukes videre i foreliggende rapport for å få et mål på mulig additivitet i utslippet.

Risikoen for additive effekter er regnet ut kun for utslippsscenario 0 ettersom dette er det største utslippet.

I 2015 trådte en ny OSPAR-standard i kraft. Denne sier at det skal benyttes PNEC for hver enkelt komponent i stoffgruppene i produsert vann (OSPAR 2012). Før denne standarden kom ble det brukt en samlet verdi av PNEC for hver av de naturlige stoffgruppene (Tabell 4-12) når man beregnet EIF. Det er i foreliggende utredning valgt å benytte konsentrasjoner for de 6 naturlige stoffgruppene og de tre produksjonskjemikaliene som er beregnet å utgjøre størst miljørisiko i utslippet. Fordi konsentrasjoner er beregnet for hver samlet stoffgruppe, og ikke hvert enkelt stoff, er det valgt å bruke gamle PNEC-verdier fra før 2015 ved utregning av additivitet. En ytterligere utredning for samvirkende effekter av hvert enkelt stoff vil være utenfor omfanget av foreliggende utredning.

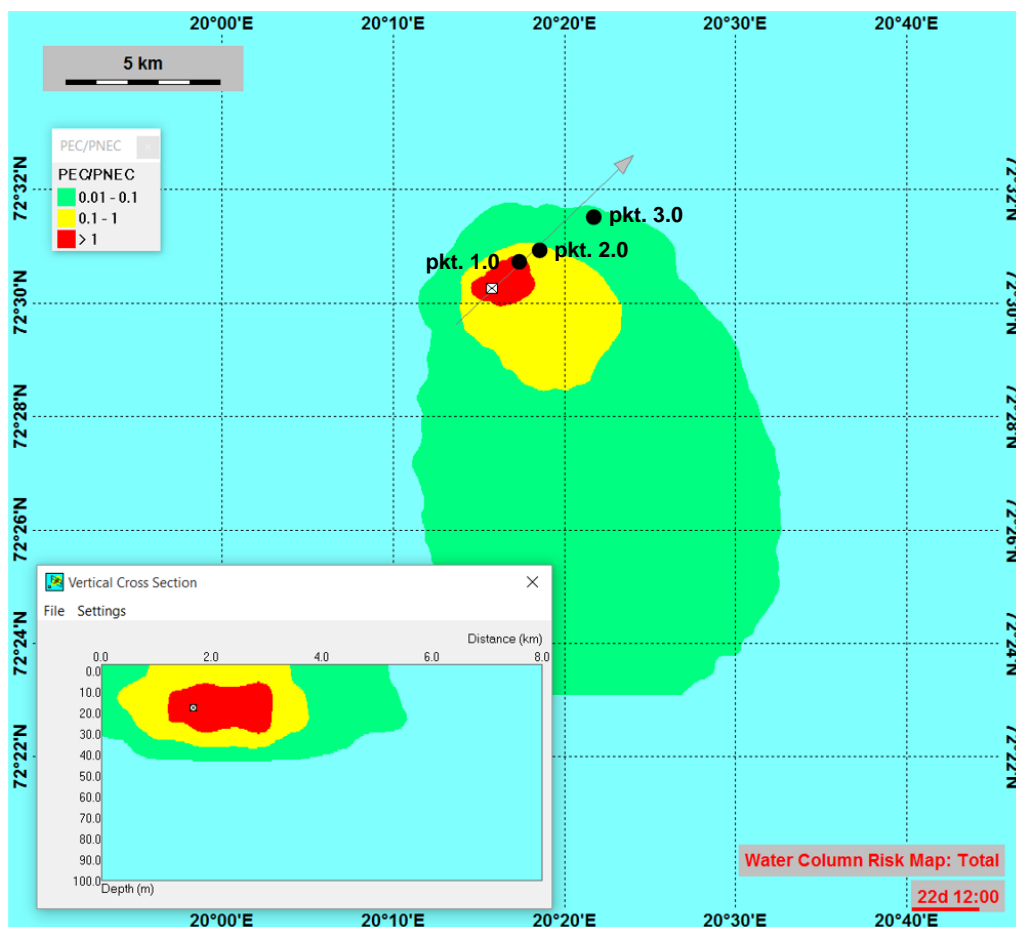
Tabell 4-12 PNEC-verdier for stoffgruppene som bidrar mest til miljørisiko ved utslipp av produsert vann på Johan Castberg. Disse verdiene ble brukt fram til 2015, da nye verdier ble innført for hvert enkelt stoff (OSPAR 2012).

Stoffgruppe	PNEC µg/L (ppb)
BTEX	17
Naftalener	2.1
PAH 2-3 ringer	0.15
PAH 4+ ringer	0.05
Fenoler C0-C3	10
Fenoler C4-C5	0.36
Fenoler C6-C9	0.04
Dispergert olje	40.4
Kadmium	0.028
Kobber	0.02
Bly	0.182
Kvikksølv	0.008
Nikkel	1.22
Zink	0.46

4.4.6 Virkninger av utslippsscenario 0 (referansescenario)

Utslippsscenario 0 er et referansescenario, der man antar at alt produsert vann slippes ut etter rensing. Scenario 0 representerer også utslippet som vil oppstå de dagene reinjeksjonsanlegget er nede for Scenario 1, 2 og deler av scenario 3. Utslipet er jevnt fordelt over årets dager. Figur 4-4 viser modellert EIF av produsert vann (jf. metode beskrevet 4.4.3) med innhold av 15 mg/L dispergert olje ved utslippsscenario 0 gjennom mai måned i år 2040.

Konsentrasjoner av enkeltkomponentene/grupper av komponenter ved maksimums utstrekning av områdene for $PEC/PNEC > 1$ (punkt 1.0), $PEC/PNEC > 0,1$ (punkt 2.0) og $PEC/PNEC > 0,01$ (punkt 3.0), er oppsummert i Tabell 4-13 for de seks naturlige stoffgruppene og de tre produksjonskjemikaliene i produsert vann som ifølge EIF-resultatene utgjør størst bidrag til miljørisiko.



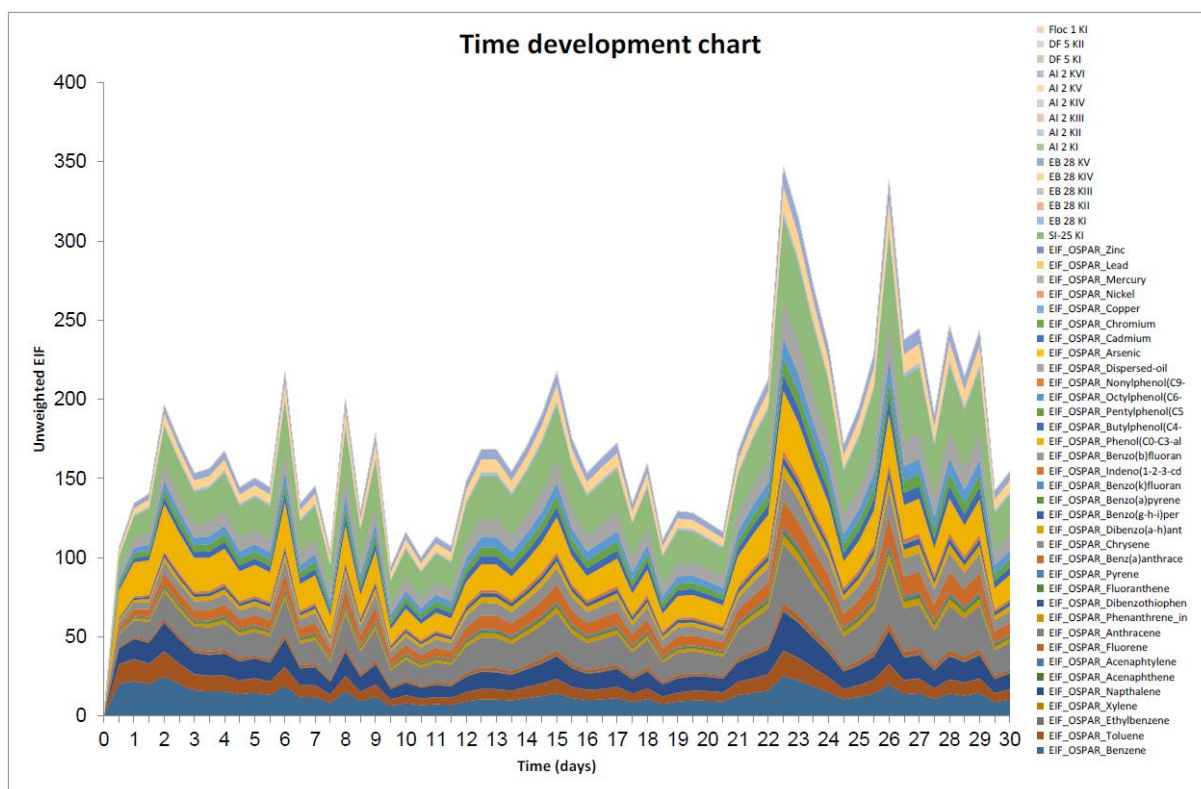
Figur 4-4 Øyeblikksbilde fra DREAM-modellen for utslippsscenario 0 (utslipp av $\approx 36000 \text{ Sm}^3/\text{d}$ produsert vann med 15 mg/L dispergert olje i mai måned år 2040). Punktene viser maksimum utbredelse av hvert område der $PEC/PNEC > 1$ (rødt), $PEC/PNEC > 0,1$ (gult) og $PEC/PNEC > 0,01$ (grønt) (Ditlefsen 2017).

Tabell 4-13 Maksimums- og gjennomsnittskonsentrasjoner av naturlige stoffer og rester av tilsatte produksjonskjemikalier i produsert vann gjennom simuleringsperioden (mai måned 2040) i ytterpunktene for hvert område i Figur 4-4. Avstand og dyp til hvert punkt fra utslippet angitt i øverste rad.

	Punkt 1.0 1258 m, 30 m dyp		Punkt 2.0 2051 m, 35 m dyp		Punkt 3.0 3944 m, 40 m dyp	
	Maks. (µg/L)	Gj. sn./dag (µg/L)	Maks. (µg/L)	Gj. sn./dag (µg/L)	Maks. (µg/L)	Gj. sn./dag (µg/L)
Produsert vann (sum av stoffene nedenfor)	200.40	18.41	70.47	7.57	24.77	2.36
BTEX	16.76	1.24	70.47	7.57	0.97	0.05
2-3 ring PAH	0.22	0.02	0.08	0.01	0.03	0.003
4-5 ring PAH	3.35E-03	3.17E-04	0.001	1.36E-04	4.45E-04	4.49E-05
Fenol	8.56	0.70	2.90	0.24	0.78	0.05
Dispergert olje	24.19	2.26	8.59	0.95	3.18	0.30
Naftalen	1.35	0.11	0.46	0.04	0.13	0.01
SI-25 KI	130.89	12.33	46.57	5.26	17.27	1.71
EB-28 KI	8.22	0.76	2.92	0.32	1.06	0.10
EB-28 KIV	3.89	0.37	1.39	0.16	0.52	0.05

Konsentrasjonene i hvert punkt i Figur 4-4 vil variere med strømforhold. Dette illustreres i Figur 4-5. EIF er høyest på tidspunkter hvor strømmen i området er lavest. Dette gir lavere spredning og innblanding av produsert vann i vannmassene og dermed økt miljørisiko. Ulike stoffgrupper har ulike fysiske og kjemiske egenskaper og spres derfor ulikt i vannmassene. BTEX, dispergert olje og produksjonskjemikalium SI-25 KI står for de høyeste konsentrasjonene gjennom hele simuleringsperioden.

Ved utslippsscenario 0 er EIF beregnet til maks 347 og gjennomsnitt 177 (Figur 4-5). Det vil si at ved maks EIF vil et vannvolum på 100x100x10 m x 347 ha en PEC/PNEC ≥ 1 . I dette vannvolumet vil 5% av artene kunne bli påvirket av utslippet. I gjennomsnitt vil et vannvolum på 100x100x10 m x 177 ha en PEC/PNEC ≥ 1 .



Figur 4-5 Tidsutvikling av EIF over simuleringsperioden mai måned år 2040 ved utslippsscenario 0 og innhold av 15mg/L dispergert olje (Kilde: Ditlevsen 2017).

Mulige miljøeffekter

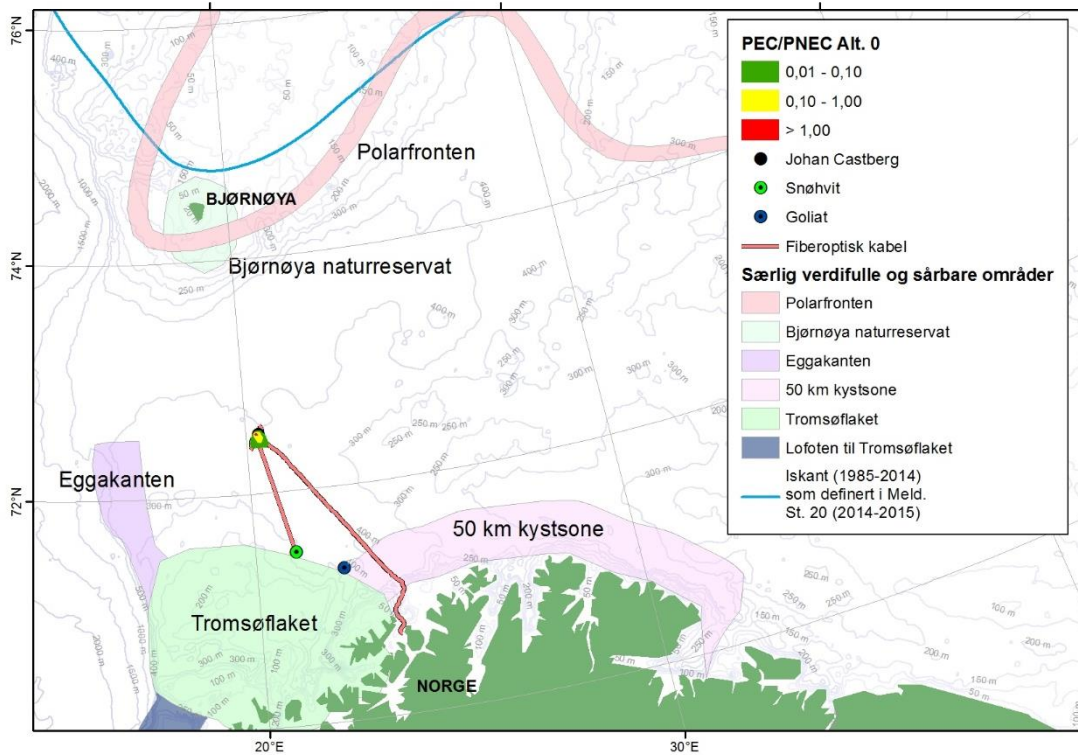
Som nevnt i kapittel 4.4.2 er produksjonskjemikaliene som følger produsert vann, utenom glutaraldehyd (se omtale nedenfor), ikke giftige og ikke bioakkumulerende. De vil derfor ikke ha noen umiddelbar virkning på dyr i vannsøylen. Mulige virkninger til disse kjemikaliene begrenser seg til at de forblir i miljøet siden de ikke er biologisk nedbrytbare. Avleiringshemmer SI-25 KI er det stoffet som det finnes mest av i produsert vann fra Johan Castberg. Dette stoffet er også delvis biologisk nedbrytbart og vil etter en tid brytes ned i miljøet. Alle produksjonskjemikaliene vil spres ut i vannet sammen med resten av produsert vann, og det er svært lite sannsynlig at man på noe tidspunkt vil finne så store ansamlinger av disse kjemikaliene i vannsøylen eller på havbunnen at disse vil utgjøre noen trussel for marint liv.

Giftigheten til produsert vann kommer først og fremst av innholdet av dispergert olje. Glutaraldehyd vil bidra til akutt giftighet til produsert vann like utenfor utslippspunktet, men fordi det er vannløselig og brytes raskt ned i både ferskvann og sjøvann forutsatt god tilgang på oksygen (Leung 2001) vil det ikke ha noen effekt på marint liv utenom helt i nærområdet til utslippspunktet.

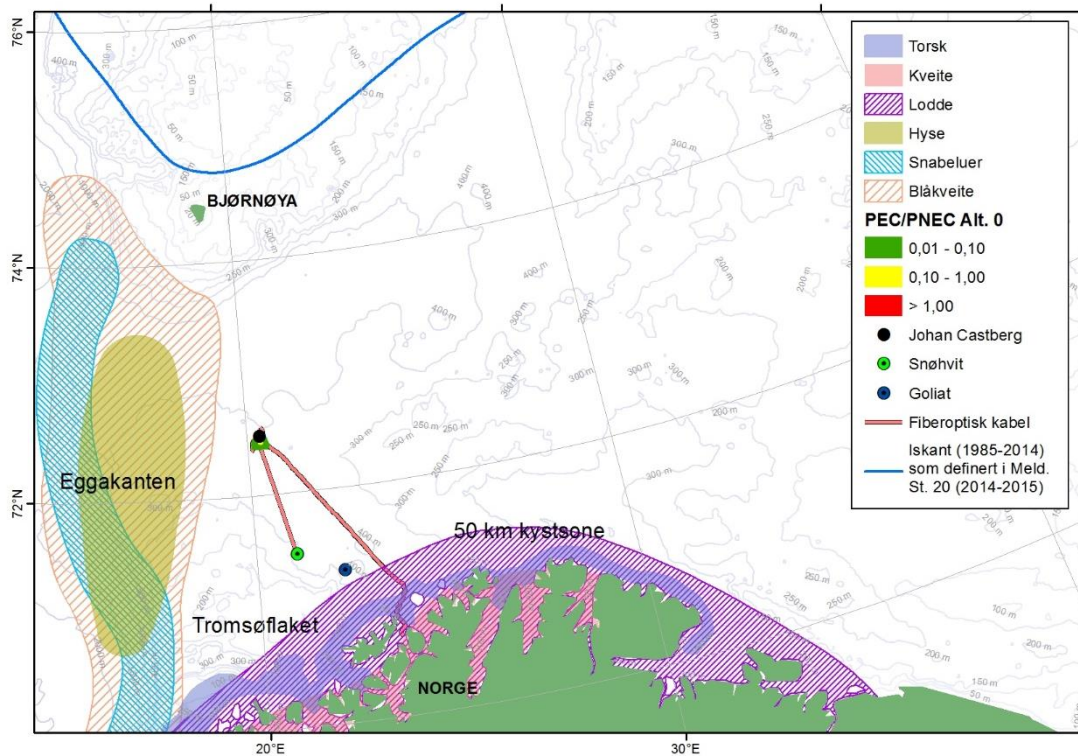
Dyr og alger som befinner seg innenfor området med $PEC/PNEC > 1$ blir eksponert for konsentrasjoner av produsert vann som for noen arter kan være dødelige, mens andre arter kan påvirkes på et ikke dødelig nivå. Noen effekter er kortvarige og forsvinner når påvirkningen opphører, mens andre effekter kan være av mer langvarig karakter. Følsomheten for ulike stoffer varierer mellom arter, men generelt må individene eksponeres for lave konsentrasjoner av produsert vann over lang tid hvis effekter skal oppstå.

Strømhastigheten på 20 m dyp på Johan Castberg-feltet er i gjennomsnitt 17 cm/s (kilde: Statoil). En planktonisk organisme vil da i gjennomsnitt bruke ca. 6,5 timer på å drive fra utslippspunktet til ytterkanten av området der PEC/PNEC >0,01 (Figur 4-4). Ifølge simuleringene vil det være høye nok konsentrasjoner av ulike stoffer i produsert vann til at plankton (inkludert fiskelarver) kan bli påvirket i området fra utslippspunktet og utover, men fordi et plankton som driver med strømmen ikke vil oppholde seg i dette området i mer enn 5-7 timer antas eksponeringstiden å være for kort til at målbare effekter vil oppstå.

Scenario 0 (som er et referanse scenario for vurdering av effekter) har kontinuerlig utslipp av produsert vann og vil derfor påvirke området hele året gjennom hele driftsfasen. Størst mengde planteplankton vil bli eksponert for produsert vann i oppblomstringsperioden (produksjonstopp i mai-juni) der et høyere antall individ forekommer sammenliknet med resten av året. Bestanden av dyreplankton når et maksimum etter algeoppblomstringen, og det høyeste antallet dyreplankton vil bli eksponert i juni-august. Spredningen av produsert vann for utslippsscenario 0 for PEC/PNEC >1, 0,1-1 og 0,01-0,1 i forhold til verdifulle og sårbare områder vises i Figur 4-6 og viktige gyteområder i Barentshavet i Figur 4-7. Selv om det er mulig at mye plankton vil kunne eksponeres for og påvirkes av utslippet av produsert vann, særlig i oppblomstringsperioden, vil mengdene være små sammenliknet med mengdene som finnes i omkringliggende havområder. Kunnskapen om fordelingen av ressurser fra område er på en relativt stor skala. Det er derfor vanskelig å kvantifisere påvirkningen fra produsert vann på bestandsnivå til plankton eller fisk, men med bakgrunn i arealmessig utbredelse og antall individer som vil bli eksponert sammenliknet med antall ikke-eksponerte individer regnes effekter på bestandsnivå som usannsynlig. Siden havdypet på Johan Castberg er 360-405 m og EIF-modellen viser at mulige effekter på mer enn 40 m dyp er lite sannsynlige (Figur 4-4), kan vi med stor sikkerhet si at produsert vann fra Johan Castberg ikke vil påvirke havbunnsmiljøet.



Figur 4-6 Beregnet EIF for produsert vann fra Johan Castberg ved utslippsscenario 0 sett i forhold til lokalisering av sårbare naturområder i Barentshavet. (Kilde: Sammensatt av informasjon fra Statoil og Ditlefsen 2017. Sårbare og verdifulle områder er hentet fra Forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten-Vesterålen)



Figur 4-7 Beregnet EIF for produsert vann fra Johan Castberg ved utslippsscenario 0 sett i forhold til gyteområder for noen viktige fiskearter i Barentshavet. (Kilde: Sammensatt av informasjon fra Statoil og Ditlefsen 2017. Gyteområder er hentet fra Havforskningsinstituttet)

Samvirkende effekter

DREAM-modellen er brukt til å beregne konsentrasjoner i punkt 1.0, 2.0 og 3.0 i Figur 4-4 for stoffgruppene og produksjonskjemikaliene som ifølge EIF utgjør størst miljørisiko. For å beregne risiko for additive effekter brukes her metoden for additive effekter beskrevet i kapittel 4.4.5. I løpet av simuleringsperioden skjer det fire ganger i punkt 1.0 og fem ganger i punkt 2.0 at summen av PEC/PNEC for stoffgruppene og produksjonskjemikaliene overskrider 1 ved utslippsscenario 0.

I punkt 3.0 er \sum PEC/PNEC mindre enn 1 ved alle modellerte tidspunkter (

Tabell 4-14). Additive effekter kan derfor oppstå for kombinasjoner av stoffer i utslippet innenfor rødt og gult område (Figur 4-4), men dette risikonivået overskrides kun i noen få tilfeller. Det er fortsatt stor kunnskapsmangel på samvirkende effekter av stoffer i produsert vann.

Tabell 4-14 Gjennomsnittsverdier for \sum PEC/PNEC i punktene i Figur 4-4, samt hvilke dager da \sum PEC/PNEC overskrider 1 gjennom simuleringsperioden (mai måned). * Maks verdi for \sum PEC/PNEC i punkt 3.0 oppnådd på dag (Kilde: beregnet fra Ditlevsen 2017)

Område	gjennomsnittlig \sum PEC/PNEC per dag	\sum PEC/PNEC>1	\sum PEC/PNEC>1 opptrer på dag som angitt under (av totalt 31 dager)
\sum PEC/PNEC grense EIF > 1 (pkt. 1.0)	0.464	1,629	10,5
		1,793	21,5
		1,402	22,5
		5.333	24
\sum PEC/PNEC grense EIF > 0.1 (pkt. 2.0)	0.547	5,158	8,5
		1,447	9
		1,064	24
		3,351	24,5
	1,503	25	
\sum PEC/PNEC grense EIF > 0.01 (pkt. 3.0)	0.048	0.570*	9

Vurdering

Utslippsscenario 0 vil kunne gi størst effekter på biota i en avstand ut til maksimum 1300 m fra utslippet. Dette er området der PEC/PNEC > 1. Ettersom utslippet er kontinuerlig vil effekter kunne oppstå gjennom hele driftsperioden. Mengdene av plankton, fiskelarver og pelagisk fisk som vil påvirkes vil likevel være begrenset i forhold til mengdene i havområdene rundt. Effekter er sannsynligvis så små at de ikke vil kunne måles på bestandsnivå.

Etter Tabell 1-1 vurderes virkningene av utslippsscenario 0 fra Johan Castberg-feltet på plankton og pelagisk fisk i området som midlertidig (3), lokal (2) og moderat (2). Poengsum blir 7. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som liten.

4.4.7 Virkninger av utslippsscenario 1 og 2

I scenario 0 (referansescenarioet) slippes produsert vann ut hver dag hele året, mens i scenario 1 (valgt utslippsløsning) og 2 (injeksjon men innfasing av nye funn) vil utslippet foregå over kortere perioder, maksimalt 18 dager i strekk. Ettersom de totale utslippsmengdene av produsert vann er betydelig mindre for alternativene 1 og 2 sammenliknet med scenario 0 vil også mengde miljøskadelige stoffer tilført til miljøet være mindre. Hovedforskjellen på alternativ 1 og 2 er mengde produsert vann som slippes ut de 18 dagene det er utslipp ila. et år. Disse ekstra vannvolumene er likevel så små at de ikke forventes å ville gi en økt miljøpåvirkning.

I de dagene utslippet foregår vil det påvirke det samme vannvolumet og samme mengde biota som scenario 0. De samme miljøeffektene som for scenario 0 vil kunne oppstå i utslippsperioden. Siden utslippsperioden for scenarioene 1 og 2 er så mye kortere enn for scenario 0, og antakelig spredt ut over året vil risiko for overlapp mellom miljøressurser og vannvolum med $PEC/PNEC > 1$ og den totale påvirkningen på miljøet være betydelig mindre enn for scenario 0.

Vurdering

Som for scenario 0 vil utslippsscenario 1 og 2 ha de samme effekter på miljøet men i mindre grad fordi utslippet består av totalt sett mindre mengde utsluppet produsert vann og kortere varighet på utslippet. Ekstra mengder produsert vann fra mulige nye funn i scenario 2 er så små at de ikke vil ha noen betydning i forhold til påvirkning på miljøet.

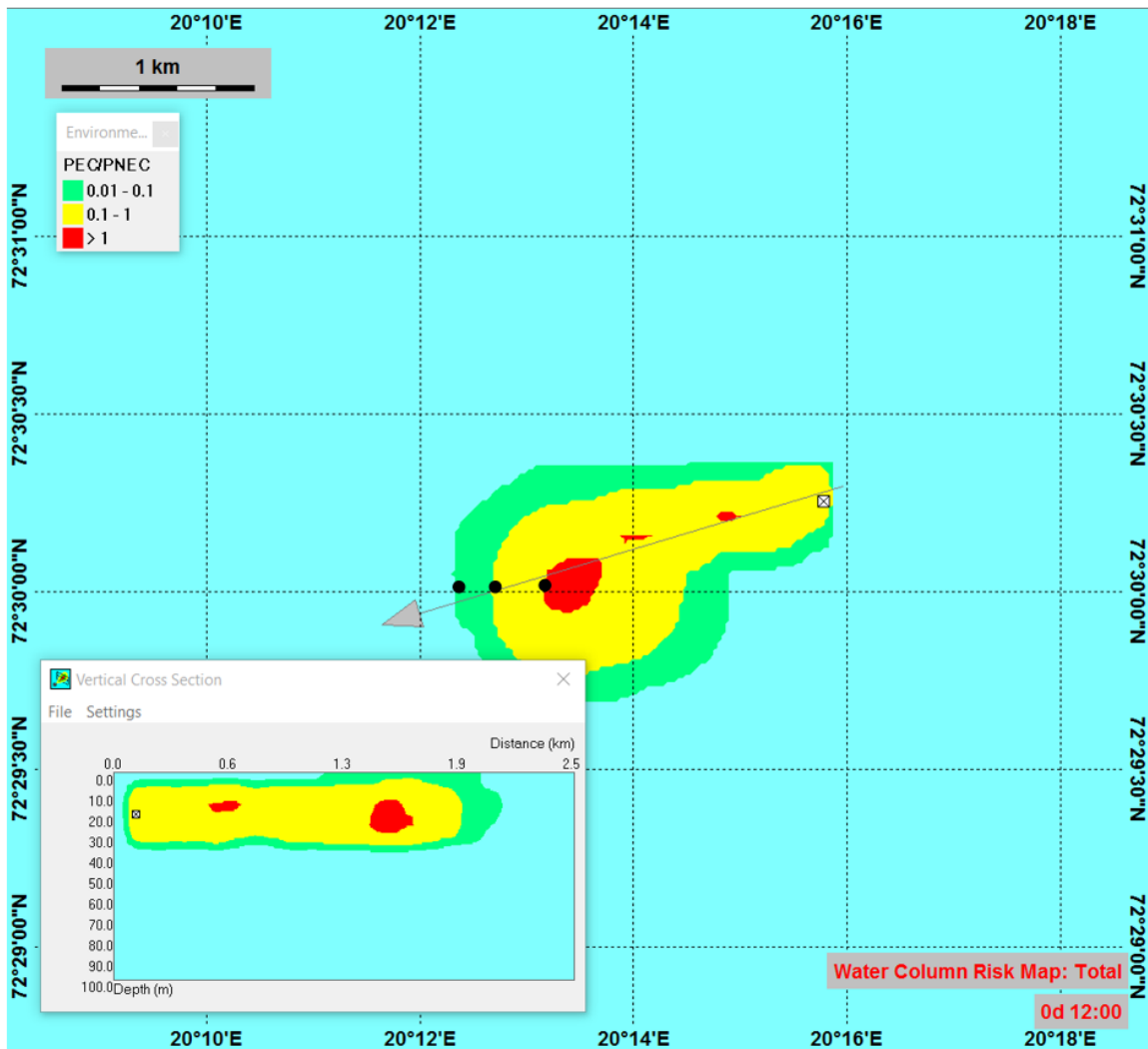
Etter Tabell 1-1 vurderes virkningene av utslippsscenarioene 1 og 2 fra Johan Castbergfeltet på plankton og pelagisk fisk i området som kortvarig (2), lokal (2) og mindre (1). Poengsum blir 5. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som ubetydelig.

4.4.8 Virkninger av utslippsscenario 3

Scenario 3 er et tenkt scenario hvor en reinjiserer produsert vann og får problemer med vanninjektorene. I dette scenariet har en antatt at mulige problemer med injeksjonsanlegget og vanninjektorene fører til irregularitet for vanninjeksjon i 20% av årets dager (80% regularitet). I perioder hvor injeksjonsanlegget er nede (antatt til 5% av årets dager, dvs. 18 dager) slippes alt produsert vann ut etter rensing (Figur 4-6 og Figur 4-7 viser spredning av dette utslippet).

For de resterende dagene med irregularitet (antatt til 15% av dagene i året) hvor det er problemer med injeksjon i en eller flere av de åtte vanninjeksjonsbrønnene slippes 20% av vannvolumet ut.

Figur 4-8 viser modellert EIF av produsert vann (jf. metode beskrevet 4.4.3) med innhold av 15 mg/L dispergert olje ved utslipp av ≈ 5200 m³/dag (20% av vannvolumet) gjennom mai måned i år 2040.



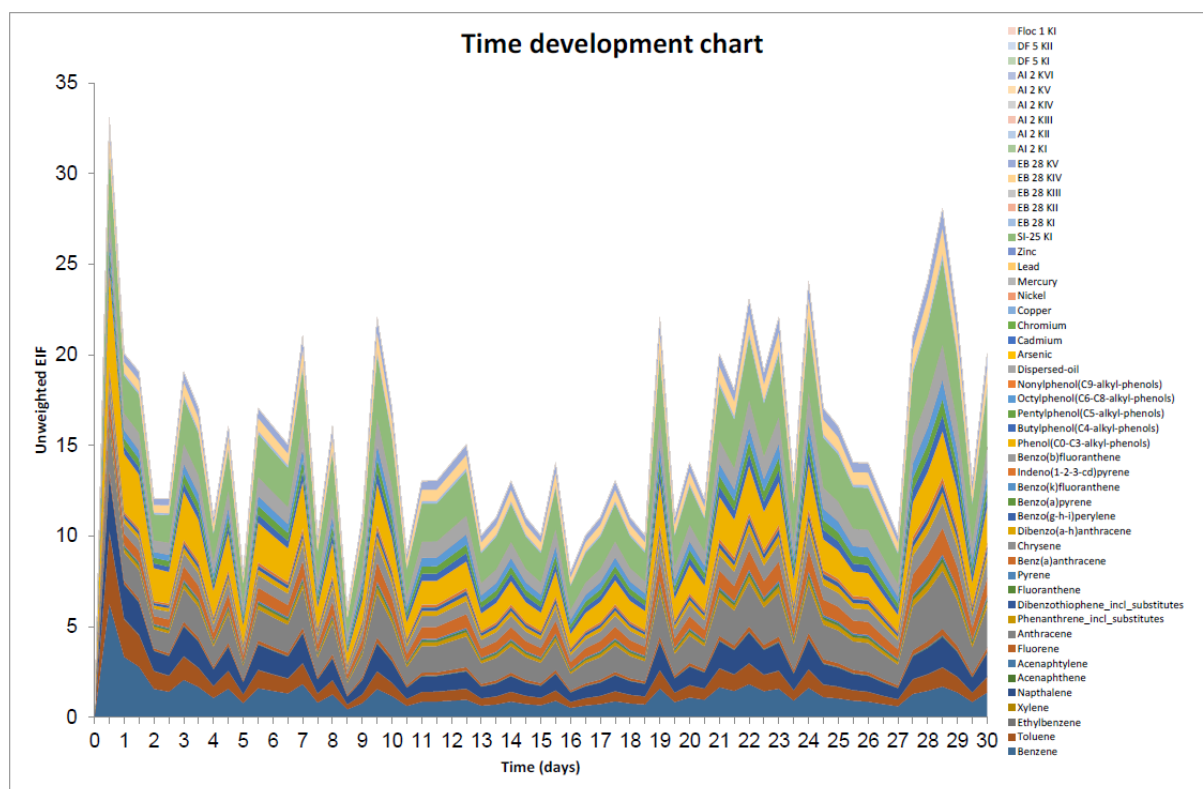
Figur 4-8 Øyeblikksbilde fra DREAM-modellen for utslippsscenario 0 (utslipp av $\approx 5700 \text{ Sm}^3/\text{d}$ produsert vann med 15 mg/L dispergert olje i år 2040). Punktene viser maksimum utbredelse av hvert område der $\text{PEC/PNEC} > 1$ (rødt), $\text{PEC/PNEC} > 0,1$ (gult) og $\text{PEC/PNEC} > 0,01$ (grønt) (Ditlefsen 2017).

Konsentrasjoner ved maksimums utstrekning av området for $\text{PEC/PNEC} > 1$ (punkt 1.2), $> 0,1$ (punkt 2.2) og $> 0,01$ (punkt 3.2) er oppsummert i Tabell 4-15 for produsert vann totalt sett. Konsentrasjonene vil variere med strømforhold, så dyr som befinner seg innenfor området vil utsettes for ulike konsentrasjoner med varierende strømforhold

Ved dette utslippet er EIF beregnet til maks 33 og gjennomsnitt 15 (Figur 4-9). Det vil si at ved maks EIF vil et vannvolum på $100 \times 100 \times 10 \text{ m} \times 33 \text{ ha}$ en $\text{PEC/PNEC} \geq 1$, altså der 5% av artene i dette vannvolumet har en risiko for å bli påvirket av utslippet. I gjennomsnitt vil et vannvolum på $100 \times 100 \times 10 \text{ m} \times 15 \text{ ha}$ en $\text{PEC/PNEC} \geq 1$. $\text{PEC/PNEC} > 1$ til omtrentlig 1,5 km ut fra utslippspunktet.

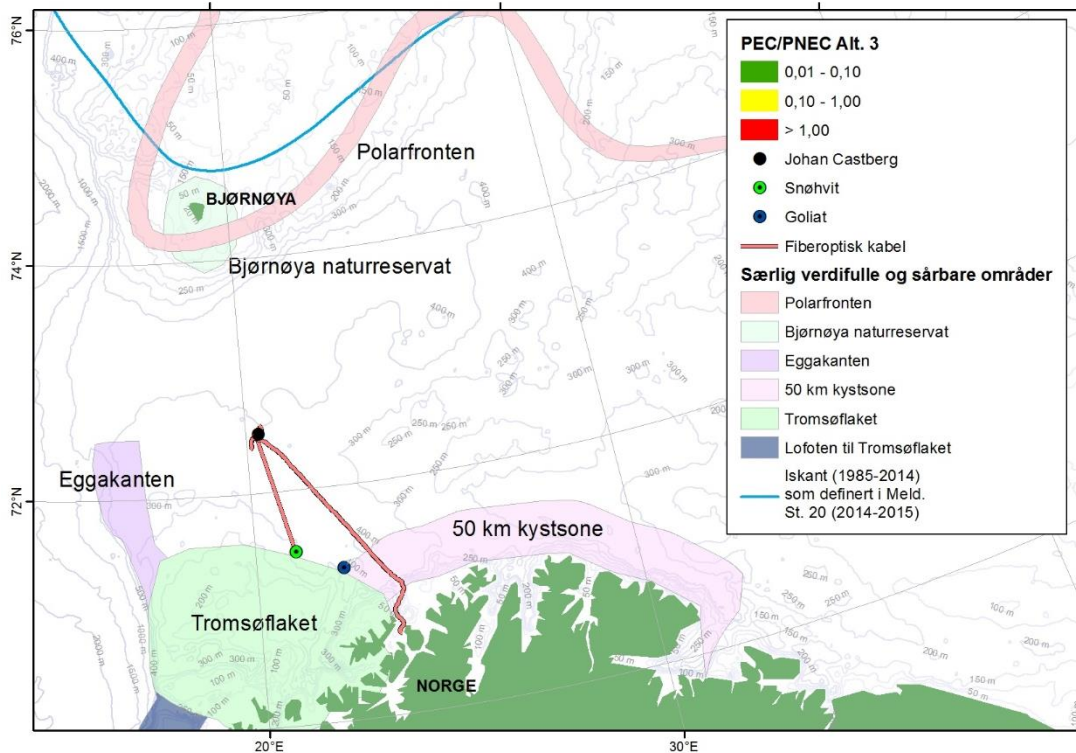
Tabell 4-15 Max, min. og gjennomsnittskonsentrasjoner av naturlige stoffer og produksjonskjemikalier i produsert vann (utslipp 5200 Sm³/d) i ytterpunktene for hvert område i Figur 4-8.

	Maks avstand fra utslippet (m)	Maks dybde under utslippet (m)	Gjennomsnittlig konsentrasjon per dag (µg/L)	Maks konsentrasjon (µg/L)
PEC/PNEC>1	1507	25	4.1	36.8
PEC/PNEC>0,1	1717	30	3.2	19.8
PEC/PNEC>0,01	1911	35	1.6	10.8

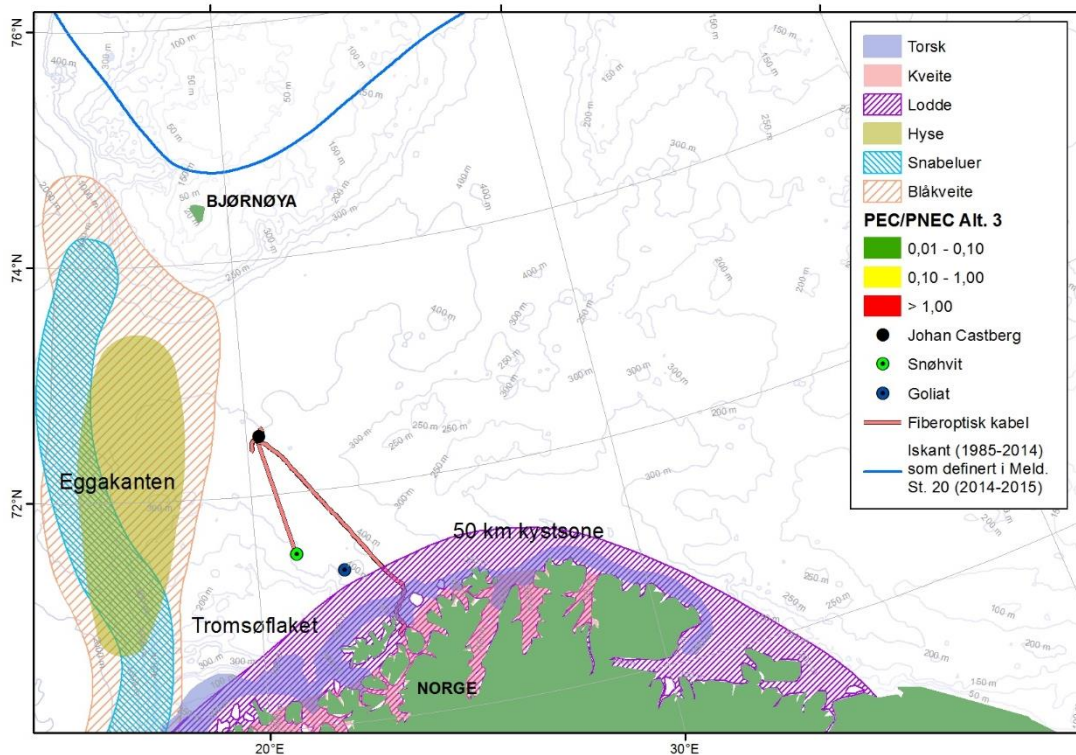


Figur 4-9 Tidsutvikling av EIF over simuleringsperioden mai måned år 2040 ved utslipp av 5171 m³/dag og innhold av 15mg/L dispersert olje.

Figur 4-10 og Figur 4-11 viser EIF av produsert vann for utslippsscenario 3 i perioden hvor det er problemer med vanninjektorene og 20% av vannvolumet, dvs 5171 m³/dag slippes ut. Figurene viser spredning i forhold til omkringliggende sårbare natur- og gyteområder.



Figur 4-10 Modellert EIF av produsert vann (5200 m³/dag) fra Johan Castberg ved utslippsalternativ 3 (i de dagen det er problemer med vanninjektorene) sett i forhold til sårbare naturområder i Barentshavet. Utslippsplumen er så liten at den ikke synes på kartet.



Figur 4-11 Modellert EIF av produsert vann (5171 m³/dag) fra Johan Castberg ved utslippsalternativ 3 (i de dagen det er problemer med vanninjektorene sett i forhold til gyteområder for noen viktige fiskearter i Barentshavet. Utslippsplumen er så liten at den ikke synes på kartet.

Vurdering

På de dagene da vanninjeksjonsanlegget er nede (18 dager i året) er utslippet av produsert vann likt scenario 1 og 2. Disse 18 dagene vil da ha konsekvenser lik scenario 1 og 2.

Dager da en får problemer med vanninjektorene (antatt til 55 dager totalt) gir et utslipp av lengre varighet enn scenario 1 og 2 selv om mengdene som slippes ut er mindre. Som nevnt i kapittel 4.4.4, kan en organisme ta skade av langvarig eksponering for lave konsentrasjoner, og dette scenarioet vurderes derfor som noe mer miljøskadelig enn scenarioene 1 og 2. Likevel vil utslippet fortynnes relativt raskt, og mengden organismer som vil påvirkes er liten sammenliknet med mengdene som finnes i omkringliggende vannmasser.

Etter Tabell 1-1 vurderes virkningene av utslippsscenario 3 fra Johan Castberg-feltet på plankton og pelagisk fisk i området som midlertidig (3), lokal (2) og mindre (1). Poengsum blir 6. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som liten.

4.4.9 Avbøtende tiltak

Johan Castberg har gjort materialvalg som fører til at man unngår bruk av korrosjonshemmer, et kjemikalium som er vanlig på de fleste installasjoner og giftig for vannlevende organismer. Korrosjonshemmere er stort sett gule kjemikalier, de følger produsert vann og gir vesentlig bidrag til akuttgiftigheten til produsert vann der hvor de benyttes (Wasie & Ellefsen 2016).

Produsert vann på Johan Castberg vil renses i et tre-steps renseanlegg og vil bli re-injisert for å minimere utslipp av både naturlig forekommende stoffer i produsert vann samt kjemikalier.

En tre stegs renseprosess vil ha to funksjoner som begge reduserer utslipp til sjø;

- 1) Rensing er et viktig tiltak for å opprettholde injeksjonen til brønnene, og dermed redusere utslipp til sjø
- 2) I tilfeller der injeksjonsanlegget er nede vil dispergert olje og flere av de andre komponentene reduseres før utslipp til sjø.

I den videre prosjekteringen vil det fokuseres på å minimere kjemikalieforbruk gjennom optimalisering. Ved detaljert design av renseanlegget for produsert vann vil en eksempelvis søke å minimere behovet for flokkulant og sikre muligheten til å optimalisere dosering av flokkulant i driftsfasen.

Valg av leverandør og produksjonskjemikalier er ennå ikke gjort for Johan Castberg. Ved valg av kjemikalier fokuseres det på kjemikalienes iboende miljøegenskaper og vannløselighet slik at en velger kjemikalier med minst mulig miljørisiko. Valg vil bli koordinert med de substitusjonsplaner Statoil har for sine produksjonskjemikalier som brukes på de ulike installasjonene.

4.5 Utslipp av PCO-kjemikalier på Johan Castberg-feltet

PCO står for Pipeline Commissioning og betyr klargjøring av rør for drift.

4.5.1 PCO på Johan Castberg-feltet

For å hindre korrosjon i oljerørledningene etter at de er installert og før disse settes i drift, fylles de med ferskvann tilsatt oksygenfjerner for å binde oksygen. Oksygenfjerner inneholder natriumbisulfitt som ifølge PLONOR-listen er klassifisert som grønt kjemikalium. Det meste vil forbrukes før utslipp, og resten vil bli brutt ned til sulfat.

Etter tilkobling må rørledningene gjennomspyles med en kjemikalieblending som består av MEG (Monoetylenglykol) og vann. MEG/vannblandingen benyttes for å unngå hydratproblematikk under oppstart. I tillegg blir det brukt fargestoffer for å lettere kunne detektere eventuelle lekkasjer i forbindelse med trykktesting som gjennomføres.

Det er også en mulighet for at gassinjeksjon- og gassløft rørledninger blir fylt med sjøvann og da vil det i tillegg bli tilsatt mindre mengder biosider for å motvirke begroing/bakterievekst (Cochrane and Nøst 2012). En gelblending vil bli benyttet for å etablere en viskøs barriere for å hindre inntrenging av sjøvann under sammenkobling av rørledninger og undervannsanlegg. Gelen er vannbasert og inneholder ulike kjemikalier bestående av PLONOR- og gule komponenter. Gelen er vannbasert og løses opp når den slippes til sjø sammen med andre PCO-kjemikalier.

PCO-kjemikalier slippes ut på havbunnen ved enden av røret som skal settes i drift, og vil derfor kunne påvirke bunndyr og bunnfisk. Det ventes ikke at utslippet vil påvirke plankton lenger opp i vannsøylen, marine pattedyr eller vernede områder, og det vil derfor ikke bli omtalt videre.

Det vil bli utarbeidet en egen søknad om tillatelse til utslipp av PCO-kjemikalier

4.5.2 Virkninger av utslipp av MEG og andre PCO-kjemikalier

Toksisiteten til MEG er lav. I det akvatiske miljøet er terskelen for toksisitet til mikroorganismer satt til 1000 mg/liter (Concise International Chemical Assessment, CICA, document 22;). MEG binder seg ikke til partikler og brytes raskt ned i både ferskvann og sjøvann forutsatt god tilgang på oksygen. MEG akkumuleres ikke i næringskjeden, og har derfor en lav-risikostatus ved utslipp i fortynnet form (Cochrane and Nøst 2012). MEG er klassifisert som grønt kjemikalium (se Tabell 4-1).

I umiddelbar nærhet til utslippet vil bunnlevende og planktoniske organismer kunne bli utsatt for dødelige nivåer av MEG. Utslippet vil pågå over relativt kort tid, og etter utslipp vil bunnområdet kunne rekoloniseres av dyr fra omkringliggende områder. Cochrane and Nøst (2012) vurderte utslipp av store mengder MEG, gel og mindre mengder andre PCO-kjemikalier på Goliat til ikke å ha effekter ut over umiddelbar nærhet til utslippet. Johan Castberg ligger i likhet med Goliat i åpent vann og er en resipient med god vannutskiftning og dermed god oksygentilgang i vannet. Utslippet vil derfor raskt fortynnes og brytes ned i vannmassene.

Virkingen av utslipp av PCO-kjemikalier på Johan Castberg-feltet på bunndyr og fisk vil, med terminologien presentert i Tabell 1-1, klassifiseres som momentan (1), lokal (2) og av lite omfang (1). Poengsummen blir 4. Etter Tabell 1-2 vurderes konsekvensen å være ubetydelig.

4.5.3 Avbøtende tiltak

Det vil i størst mulig grad benyttes grønne PCO-kjemikalier som slippes ut på feltet. Kjemikaliene vil raskt fortynnes og brytes ned. Det er ikke identifisert behov for avbøtende tiltak utover dette.

4.6 Utslipp av kjemikalet DBNPA

Under driftsperioden på Johan Castberg vil det være behov for injeksjon av rensert sjøvann og produsert vann til brønnene for trykkstøtte. Behovet for rensert sjøvann er størst tidlig i feltets levetid når oljeproduksjonen er størst, og mengdene produsert vann er lave. Behovet for sjøvannsinjeksjon avtar med avtagende oljeproduksjon, og økende produksjon av produsert vann. For å unngå avleiring i reservoaret må sulfat fjernes fra sjøvannet før det injiseres. Hvis sulfatrikt sjøvann blandes med fossilt bariumrikt vann vil et ikke-vannløselig bariumsulfat-salt felles ut. Dette saltet vil danne avleiringer i reservoaret, rørledninger og på andre områder hvor vannblandingen brukes.

Sulfat fjernes fra sjøvannet ved bruk av en membran i et sulfatfjerningsanlegg (SRU – Sulphate Removal Unit). Membranen som blir brukt ved sulfatfjerning utsettes for begroing av bakterier og alger. For å unngå at membranen går tett tilsettes et biocid som dreper bakterier og alger. Konvensjonelt tilsettes dette biocidet 1-2 ganger i uken for hver av de to membranene og med 1-3 timers varighet for hver behandling. Biosidet vil følge rejectstrømmen (tilsvarende 25% av sjøvannsmengden inn) som slippes til sjø. Dette er en såkalt online biocid-behandling. Alternativ til konvensjonell online biosid-behandling er offline biosid-behandling hvor den ene membranen tas ut av drift under behandlingen slik at biocidet kan sirkulere i en lukket sløyfe rundt membranene.

4.6.1 Miljøvurdering av DBNPA

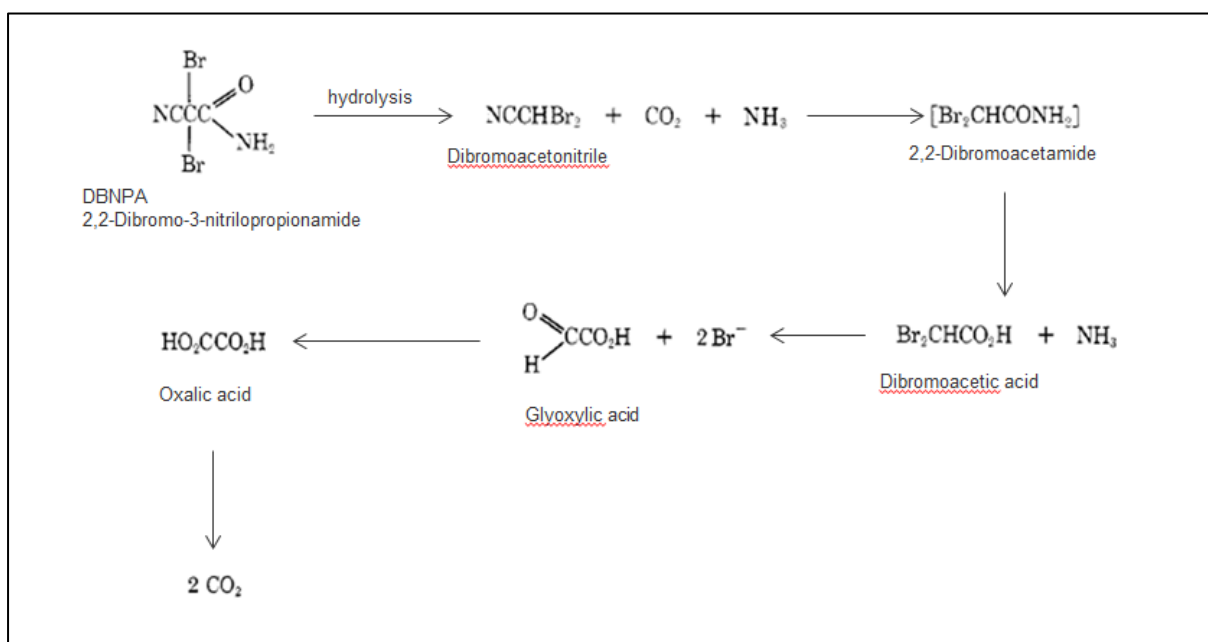
Utslipet av brukt biocid 2,2-dibromo-3-nitripropionamide (DBNPA) er klassifisert som et rødt utslipp. Det vil si at stoffet er prioritert for erstatning (substitusjon), i henhold til "Harmonized Offshore Chemicals Notification Format". Aktivitetsforskriften § 63 "Kategorisering av stoff og kjemikalier" beskriver kriteriene for klassifisering av offshore kjemikalier og de grupperes i henhold til giftighet til grønne, gule, røde eller svarte stoffer (Tabell 4-1). Svart kategori inkluderer de farligste stoffene og er stoffer som for eksempel finnes på "Oslo and Paris Conventions" (OSPAR) sin prioritetsliste og "Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemical Substances" sin kandidatliste.

Det er noe usikkerhet knyttet til DBNPAs evne til å brytes ned av mikroorganismer i det marine miljø. Statoil har derfor fått stoffet testet på nytt med tanke på nedbryting i marint miljø (Baker Huges, 2016) og ytterligere tester pågår fremdeles ved utgangen av mai 2017.

DBNPA er giftig og har en LC_{50}/EC_{50} i området 0,1-1 mg/liter for dyre- og planteplankton (*Acartia tonsa* og *Skeletonema costatum*) og svarer derfor til punkt rød kategori etter Aktivitetsforskriften § 63. DBNPA er vannløselig (17 ± 0.05 g/L ved 25,7 °C) og har en $\log Kow = 0.8$ (AP, 2014), noe som betyr at stoffet ikke vil bioakkumulere.

Nedbryting av DBNPA

I henhold til produsentens beskrivelse brytes DBNPA ned i et akvatisk miljø ved hydrolyse, fotolyse og ved biologisk nedbryting (Figur 4-12, Dow, 2003).



Figur 4-12 Hydrolyse nedbryting av DBNPA. Kilde Dow (2003).

Nedbrytnings hastigheten av DBNPA påvirkes av surhetsgrad og temperatur. Ved lav temperatur og pH rundt 8,1 (forventet ved Johan Castberg) vil halveringstiden være lang. Halveringstiden gjelder også kun første trinn i nedbrytningsprosessen og det er forventet at fullstendig mineralisering vil ta vesentlig lengre tid, sannsynligvis flere måneder i kaldt og mørkt sjøvann.

Den første nye nedbrytningstest av DBNPA utført av Baker Huges Norge AS for Statoil viste at DBNPA ikke ble brutt ned i sjøvann (Baker Huges, 2016). Testen ble gjennomført i henhold til "OECD Guideline for Testing of Chemicals 1992. OECD 306: Biodegradability in Seawater. Closed bottle method" som beskrevet i Aktivitetsforskriften §62. Testen ble gjennomført med 32,2 ‰ sjøvann og 2,0 mg/L løsning av DBNPA. Etter 28 dager ble det registrert 0 % nedbryting. Testen ble derfor forlenget til 60 dager, men også etter 60 dager ble det ikke registrert noen nedbryting av kjemikalie DBNPA (Baker Huges, 2016). Nye og pågående nedbrytningstester viser foreløpig ikke indikasjoner til nedbryting av rent eller sjøvannseldet DBNPA (Statoil pers com 2017). Måling av bionedbrytbarhet hos biosider er vanskelig fordi testkjemikaliet dreper bakteriene som skal stå for nedbrytningen i forsøksmediene. Det vil derfor bli vurdert alternative tester for DBNPA, jamfør aktivitetsforskriften som åpner for dette, blant annet for biocider.

Imidlertid kan DBNPA nøytraliseres raskt ved bruk av natriumbisulfitt (grønt kjemikalie). Ved nøytralisering fjernes det aktive bromionet og løsningen forandres til en ikke-giftig løsning. Forsøk viser at mens DBNPA har en giftighet for alger på 0,2 mg/liter, ble det ikke målt giftighetseffekter da sulfittbehandlet biosid ble testet i området 0,1-15 mg/liter. Denne løsningen krever imidlertid at biosidet brukes i et lukket system (offline behandling) slik at nøytraliseringen kan kontrolleres.

4.6.2 Utslippsalternativer som har vært vurdert

Online biocidbehandling av membranene

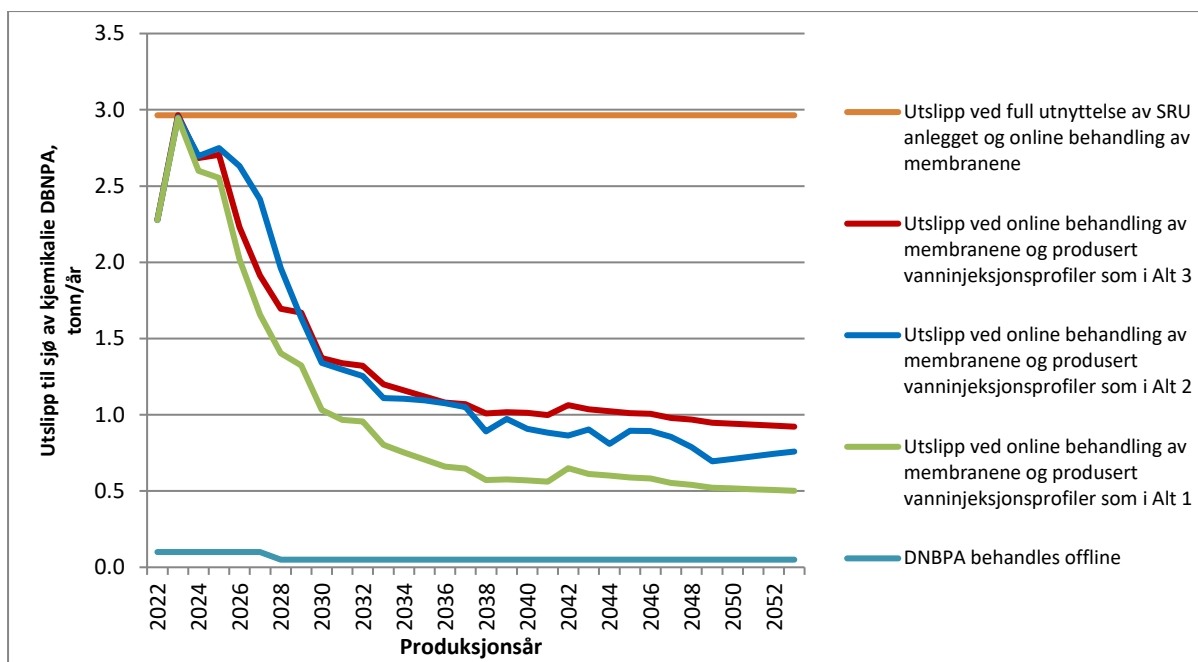
Biocidet tilsettes sjøvannet oppstrøms membranen. Biocidet vil gå gjennom membranen og fordele seg likt i permeatstrømmen som går videre til injeksjon (75%) og i rejectstrømmen (25%) som slippes til sjø.

De tre ulike alternativene for injeksjon av produsert vann (kapittel 4.4) legger grunnlaget for hvor mye sjøvann som må behandles og injiseres, og dermed bruk og utslipp av biocidet DBNPA (Figur 4-13).

Forventet utslipp av DBNPA for alternativ 1, det mest sannsynlige alternativet for produsert vann, er 2,9 tonn når produksjonen av sulfatrenset vann er på topp (driftsår to, 2024). Deretter reduseres utslippene til det flater ut i perioden 2032 – 2052 med et gjennomsnittlig utslipp per år på 0.6 tonn Figur 4-13. De beregnede utslippsvolumene er basert på at begge membranene behandles med biocid 2 ganger i uken med 3 timers varighet og at konsentrasjonen av aktiv ingrediens (DBNPA) er 20 mg/L.

Offline biocid behandling av membranene

Offline biocid-behandling av membranene gjøres ved at en av membranene tas ut av drift mens behandlingen pågår. Deretter behandles den andre membranen. Behandlingen blir derfor lukket. Ved denne metoden vil utslippet tilsvare det innelukkede volumet av membranene og omkringliggende rør og er derfor uavhengig av hvor mye sjøvann som behandles og injiseres, og dermed også uavhengig av produsertvannprofilene. I henhold til den estimerte mengden sjøvann som skal injiseres, vil den gå ned etter de første 6 produksjonsårene. Deretter vil det kun være behov for et av de to membrantogene. Dette vil halvere utslippet av biocid fra offline behandling etter de første seks årene. Ved hver behandling 2 ganger per uke og et utslipp av 20 m³ vann med 20 mg/L DBNPA per membran, vil det estimerte utslippet bli på 80 m³ i uken, til sammen 85 kg (~0,1 tonn) per år de første seks produksjonsårene, deretter 0,05 tonn per år (Figur 4-13).



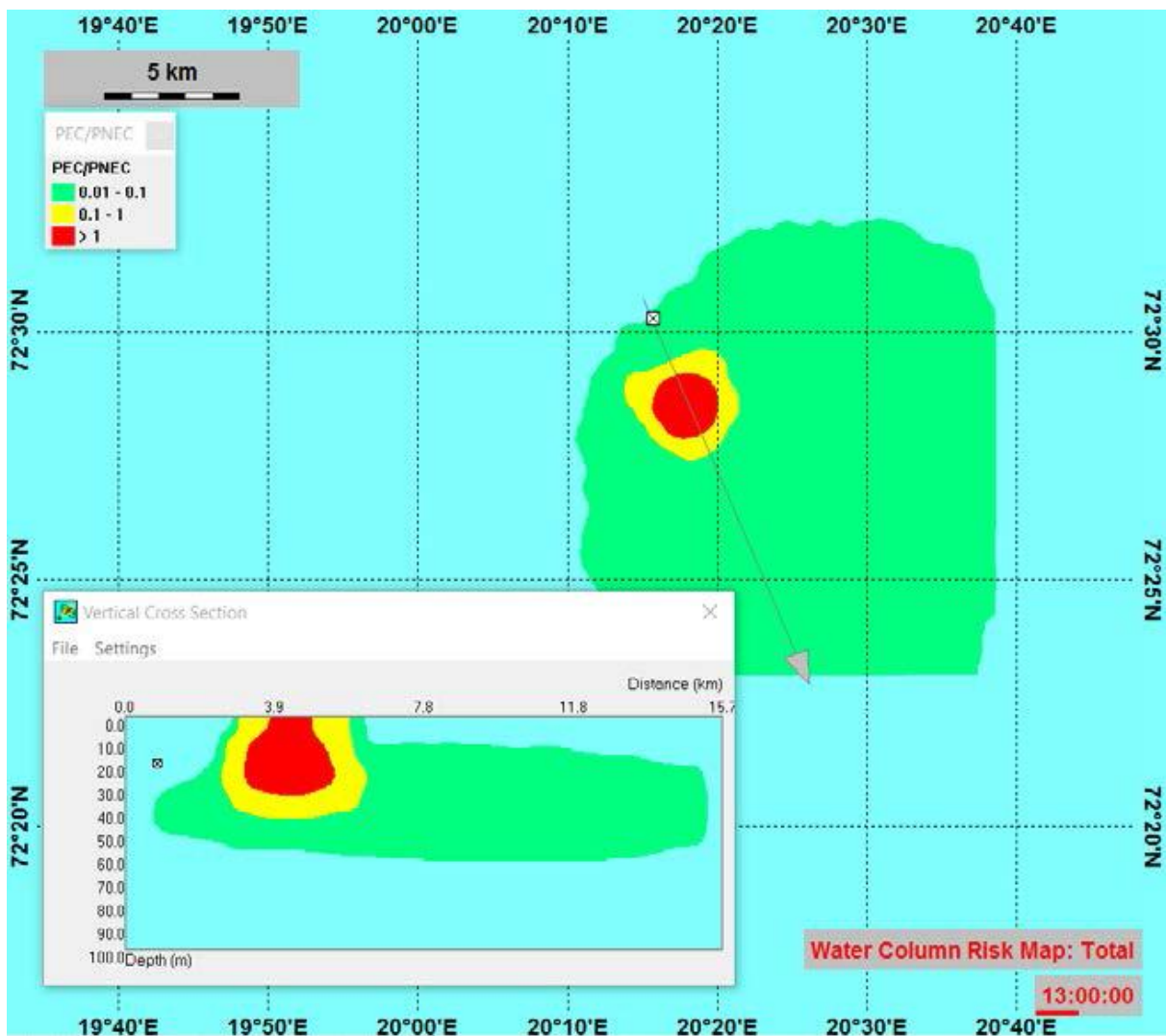
Figur 4-13 Estimerte årlige utslipp av 2,2-dibromo-3-nitropropylamide (DBNPA). Orange linje viser forbruk av DBNPA ved full kapasitetsutnyttelse av sulfatfjerningsanlegget. Grønn (alternativ 1) er tilbakepumping av 95 % av kjent mengde produsert vann. Mørk blå (alternativ 2) er lik alternativ 1, men det tas høyde for inkludering av nye oljefunn til feltet. Alternativ 3 er tilbakepumping av 80 % av det produserte vannet (se kapittel. 4.4 om produsert vann). Lys blå linje viser utslipp av DBNPA ved offline behandling.

4.6.3 Virkninger av utslipp av DBNPA på Johan Castberg feltet

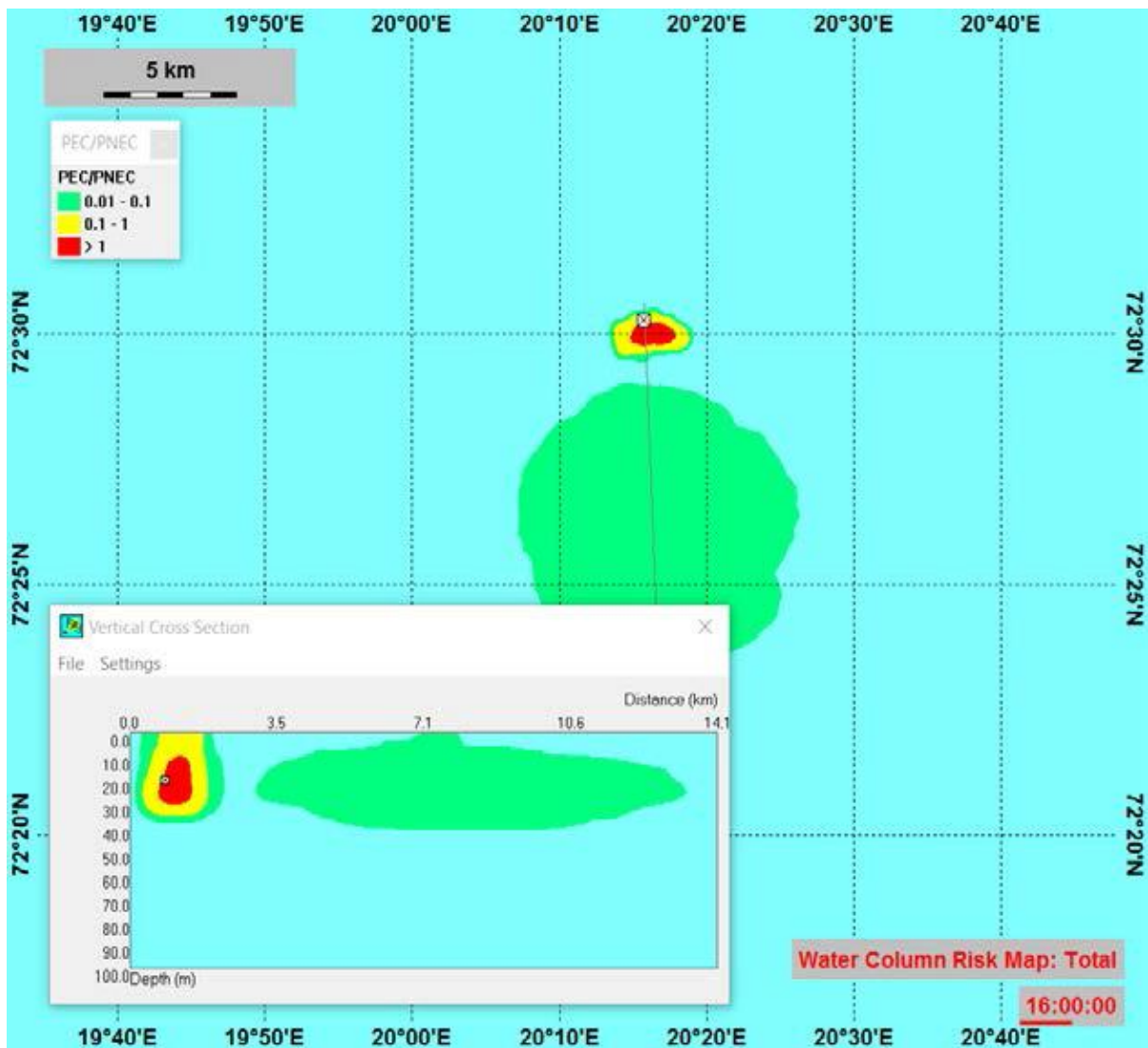
DBNPA har en høy akvatisk toksisitet. LC₅₀-verdier for ulike typer organismer varierer fra 0,10 mg/L for grønnalger til 13,9 mg/L for Fiddler krabbe (*Uca pugilator*) (Klaine et al. 1996). Videre er LC₅₀ for Mysid reker (*Americamysis bahia*) 0,72 mg/L og for fisk varierer LC₅₀ verdiene fra 2,3 for regnbueørret (*Salmo gairdneri*) til 3,4 mg/L for storhodet ørekyte (*Pimephales promelas*) (Klaine et al. 1996). Det foreligger ikke toksisitetsdata for arktiske arter, men studier av to andre biocider, 3,5-dichlorophenol på raudåte (Nortug et.al. 2007) og glutaraldehyde på polartorsk (*Boreogadus saida*) (Honkanen et.al. 2008), viste responser i samme størrelsesområde på arktiske arter som på standard testarter som *Acartia tonsa* og piggvar (*Psetta maxima*). Videre viser en oppsummeringsartikkel at arter fra Barentshavet ikke er mer sensitiv til oljekomponenter enn tilsvarende arter fra tempererte strøk (Olsen et al. 2011).

DBNPA er vannløselig. Konsentrasjonen av DBNPA vil derfor raskt reduseres (fortynnes) når det slippes ut i sjøen. Bruken av DBNPA er begrenset til inntil to ganger per uke med tre timers varighet hver gang. Maksimalt område hvor konsentrasjonen kan være høy nok til at det utgjør en miljørisiko (EIA, PEC/PNEC > 1) er ut til 3,2 km (Figur 4-14) for full utnyttelse av sulfatrenseanlegget. EIA er beregnet med en sikkerhetsfaktor 1000 ved å dele EC50 med 1000 (EC50 er konsentrasjonen som gir negativ respons i 50% av testorganismene). Ved alternativ 1 kan begrenses område for miljøeffekt til 0,8 km (Figur 4-15) ut fra utslippspunktet ved gjennomsnitt bruk for årene 2032 – 2052 (Ditlevsen, 2017). (Se kapittel 4.4.3 for beskrivelse av miljørisiko (EIA) og PEC/PNEC > 1). Utslippene for alternativ 2 og 3 er kun marginalt høyere enn alternativ 1, noe som betyr at kartene for maksimum risiko av plumen fra disse alternativene er omtrentlig lik Figur 4-15. Ved offline behandling av kjemikalie vil utslippet

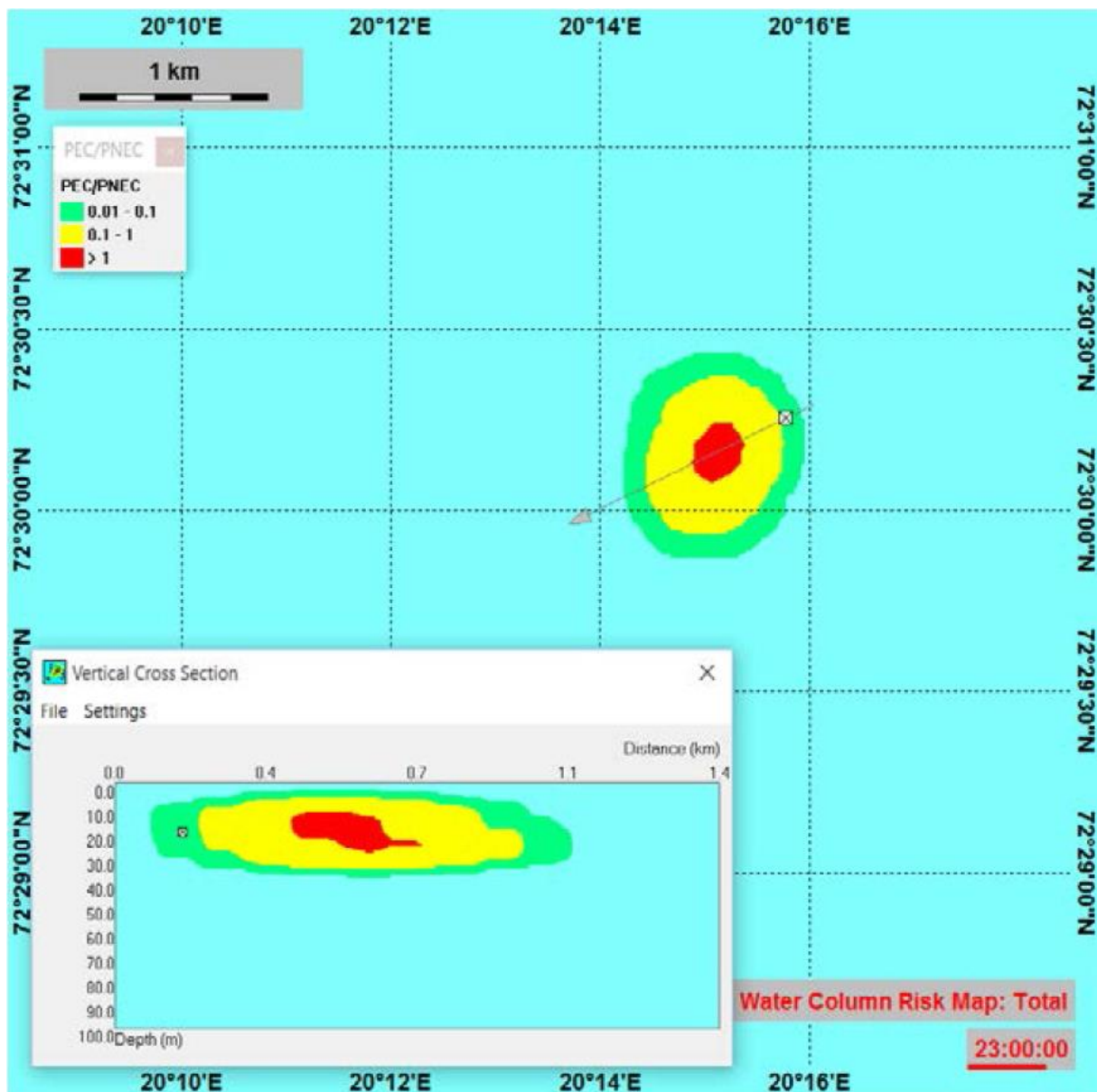
varer i 6 minutter for hver gang og området hvor risikoen for miljøskade kan oppstå begrenses til 2-300 meters utbredelse på 10-25 meters dyp Figur 4-16.



Figur 4-14 Utsnitt som viser maksimal risiko etter utslipp av 2,2-dibromo-3-nitropropionamide (DBNPA) ved utnyttelse av full kapasitet på sulfatrensaneanlegget (Ditlevsen, 2017).

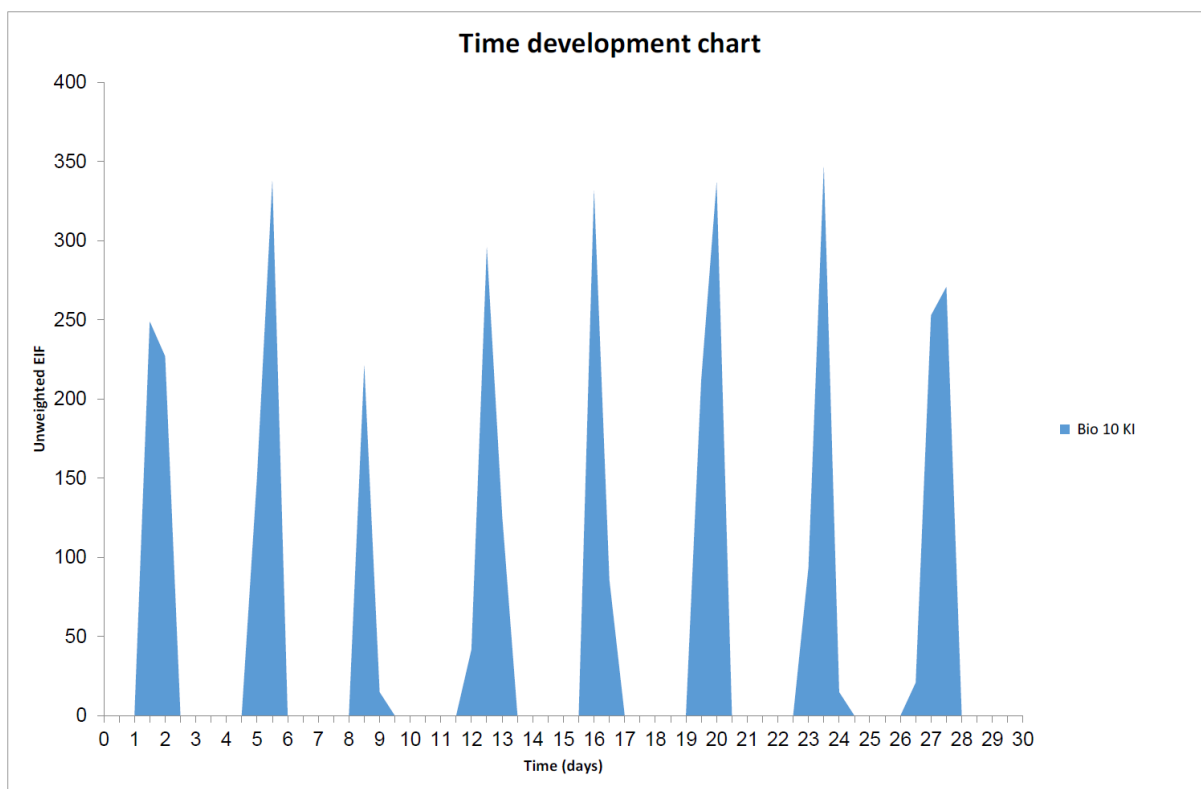


Figur 4-15 Utsnitt som viser maksimal risiko etter utslipp av 2,2-dibromo-3-nitropropionamide (DBNPA) ved alternativ 1 (online behandling av biosid i perioden 2032 – 2052 med et gjennomsnittlig utslipp per år på 0.6 tonn) (Ditlevsen, 2017).

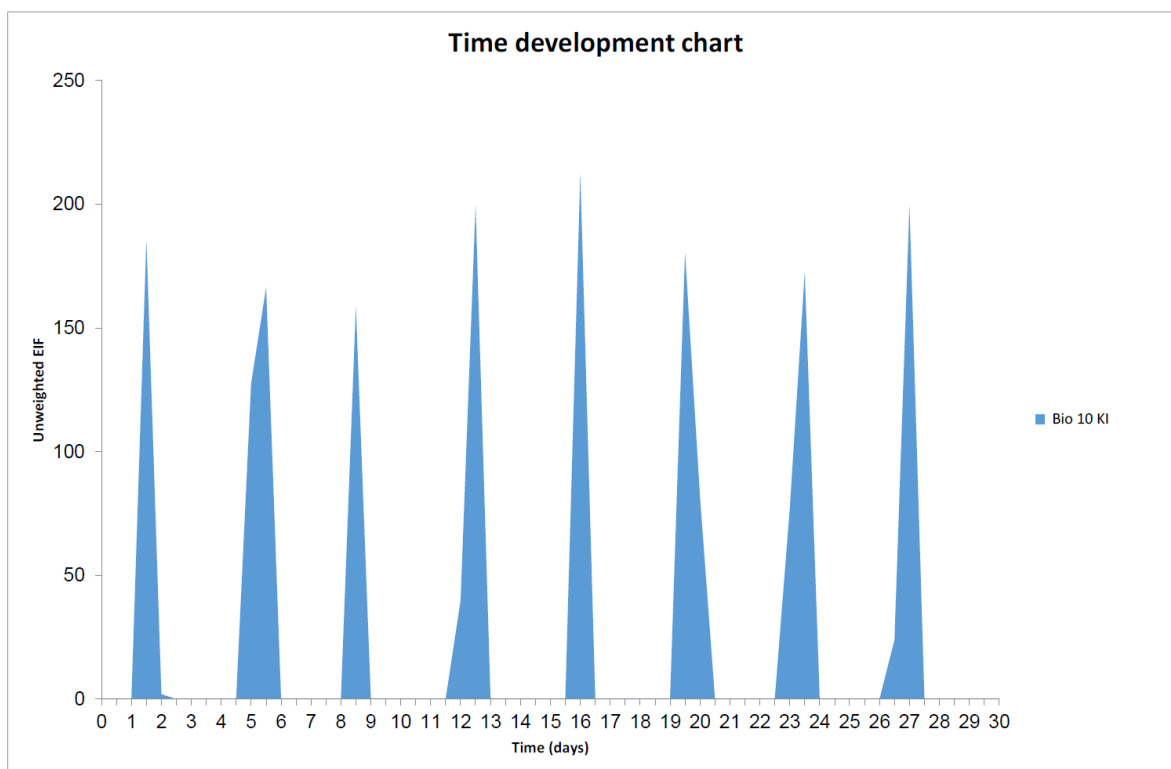


Figur 4-16 Utsnitt som viser maksimal risiko etter utslipp av 2,2-dibromo-3-nitropropionamide (DBNPA) ved offline behandling (Ditlevsen, 2017).

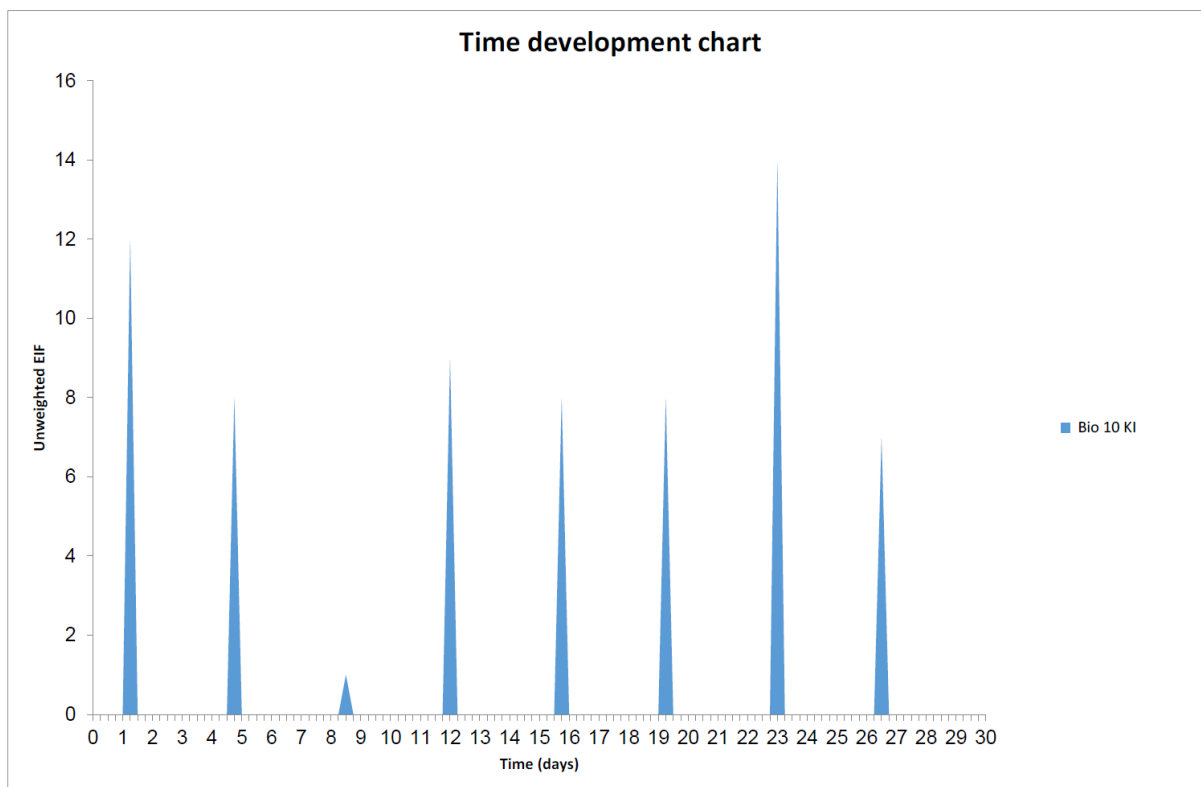
Utslipet av DBNPA kommer i korte pulser av 3 timers varighet inntil 8 ganger hver måned. Dette gir en maksimal miljørisiko, EIF, på 346 i pulser (Figur 4-17) ved full utnyttelse av sulfatrenseanlegget og maks EIF på 212 for alternativ 1 gjennomsnittlig for perioden 2032 – 2052 (Figur 4-18). Ved offline behandling reduseres EIF ytterligere og gir en maks på 14 (Figur 4-19, Ditlevsen, 2017).



Figur 4-17 Variasjon av EIF for utslipp av 2,2-dibromo-3-nitripropionamide (DBNPA) ved full utnyttelse av sulfatfjerningsanlegg (Ditlevsen, 2017).



Figur 4-18 Variasjon av EIF for utslipp av 2,2-dibromo-3-nitripropionamide (DBNPA) for produsert vann alternativ 1 (95 % produsertvann injeksjon) for årene 2032 – 2052 (Ditlevsen, 2017).



Figur 4-19 Variasjon av EIF for utslipp av 2,2-dibromo-3-nitripropionamide (DBNPA) for produsert vann alternativet offline behandling for årene 2032 – 2052 (Ditlevsen, 2017).

På grunn av konsentrasjonene i utslippsvann er det grunn til å anta at DBNPA vil ha en påvirkning på plankton og dyr i overflatevannet i nærheten av utslippet. Influensområdet vil imidlertid være begrenset på grunn av rask fortynning til ikke-giftige konsentrasjoner. Lav-dose-effekter, kombinasjonseffekter og effekter av nedbrytningsproduktene kan ikke utelukkes, men på grunn av utslippets karakter (pulsutslipp på 2 x 3 t per uke) er det lite sannsynlig at konsentrasjoner over effektgrense vil opprettholdes mer enn noen få timer. Klaine et al. (1996) gjennomførte en økologisk risikovurdering av bruk av DBNPA i kjølevannssystemer basert på tilgjengelige toksisitetsdata. Deres konklusjon var at DBNPA sluppet ut med kjølevann generelt ikke utgjør en risiko for akvatiske økosystemer.

Vurdering av effekter på plankton av utslipp av DBNPA

Det er i hovedsak plankton og dyr i de øverste meterne av vannsøylen som vil bli påvirket av DBNPA siden utslippet gjøres på 22,5 m dyp. Vannet vil ha en høyere temperatur, men tilsvarende salinitet som de omkringliggende vannmassene, noe som gjør at det vil stige mot vannoverflaten. Planteplankton befinner seg i hovedsakelig i de øvre vannmassene. Dyreplankton som raudåte og krill vertikalvandrer gjennom døgnet og vil i perioder bli eksponert for de operasjonelle utslippene. Effekter vil antakelig kunne ses på planteplankton (laveste LC₅₀-verdier) og dyreplankton innenfor 3,2 km fra utslippet tidlig i driftsfasen når hele SRU kapasiteten utnyttes (Figur 4-14) og 0,8 km fra utslippet i driftsfasen når produksjonen av sulfatrenset sjøvann har stabilisert seg (Figur 4-15). Størst konsekvens av den giftige effekten ventes i periodene av året hvor plankton er tilstede i området som hovedsakelig er om våren og sommeren (se kapittel 0). Plankton finnes imidlertid i så store mengder i de åpne vannmasser at effekter på bestandsnivå er usannsynlig.

Etter Tabell 1-1 vurderes virkningene av utslipp av DBNPA ved Johan Castberg-feltet for alternativene full utnyttelse, 1, 2 og 3 på plankton som midlertidig (3), lokal (2) og moderat (2). Poengsum blir 7. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som liten.

Virkningene for offline behandling vurderes som midlertidig (3), nærområde (1) og mindre (1). Poengsum blir 5. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som ubetydelig.

Vurdering av effekter på bunnfauna av utslipp av DBNPA

Ettersom DBNPA har en relativt høy vannløselighet (lav logKow-verdi) vil det ikke binde seg til partikler i vannsøylen. Stoffet forblir løst i vannet og vil dermed ikke påvirke bunnfauna.

Vurdering: IR.

Vurdering av effekter på fisk av utslipp av DBNPA

Larver av fisk som befinner seg i de øvre deler av vannsøylen om våren/tidlig sommer vil kunne påvirkes av utslipp av DBNPA eller dets nedbrytningsstoffer, siden de flyter passivt med havstrømmene. Antall fiskelarver som blir berørt vil imidlertid være begrenset ettersom området med konsentrasjoner over effektgrense vil være lite.

Voksen fisk, herunder også anadrom laksefisk, som oppholder seg i området vil være i bevegelse og de vil derfor trolig ikke oppholde seg lenge nok i det påvirkede området til at målbare effekter oppstår.

Etter Tabell 1-1 vurderes virkningene av utslipp av DBNPA ved Johan Castberg-feltet på marin fisk og anadrom laksefisk som midlertidig (3), lokal (2) og mindre (1). Poengsum blir 6. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som liten.

Virkningene for offline behandling vurderes som midlertidig (3), nærområde (1) og mindre (1). Poengsum blir 5. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som ubetydelig.

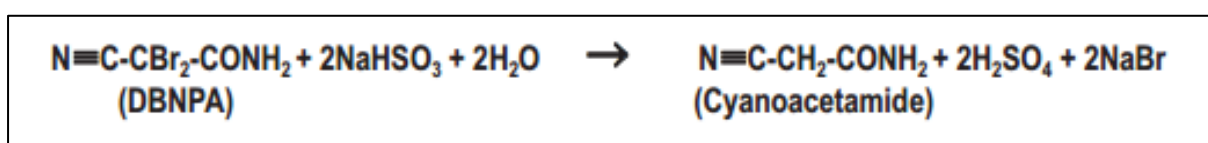
Vurdering av effekter på marine pattedyr av utslipp av DBNPA

Ettersom DBNPA ikke bioakkumuleres er det lite trolig at marine pattedyr vil ta skade av dette stoffet, med mindre de befinner seg i umiddelbar nærhet av utslippet. I motsetning til fisk har både sel og hval tykk hud og puster luft og er derfor i mye mindre grad følsomme for dette utslippet.

Etter Tabell 1-1 vurderes virkningene av utslipp av DBNPA ved Johan Castberg-feltet på marine pattedyr for alle alternativene som kortvarig (1), avhengig av at dyret befinner seg i nærområdet (1) og mindre (1). Poengsum blir 3. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som ubetydelig.

Avbøtende tiltak

Det finnes ingen alternativer til bruken av DBNPA. Statoil jobber aktivt for å finne erstatningsstoff, men dette er et arbeid som vil ta lang tid. Imidlertid har 13 ulike tiltak og kombinasjoner av disse blitt vurdert for å redusere eller unngå bruk av DNBPA. Etter en helhetlig vurdering av tiltak for begrensning av bruk og begrensning av miljøeffekt har Statoil valgt offline behandling av filtrene med DBNPA. Dette er en metode som gir det laveste forbruket og det laveste utslippet. Forbruksmengder av DNBPA for de ulike alternativene er illustrert i Figur 4-13 og viser at offline behandling gir lavest forbruk og utslipp. Tiltaket reduserer utslippet av DBNPA fra 3 tonn per år i starten av feltets levetid og 5-700 kg per år i feltets modne fase til 85 kg per år (~0.1 tonn/ år) og deretter (~0.05 tonn/ år) gjennom hele levetiden til feltet. I tillegg vurderes det kjemisk avgiftning av DBNPA med natrium bisulfitt (NaHSO₃) i et lukket system før utslipp (Figur 4-20).



Figur 4-20 Reaksjonsligning for DBNPA og natrium bisulfitt (NaHSO₃).

Dette vil gi den laveste miljøbelastningen med dagen teknologi, men vil gi et tilleggsforbruk av natrium bisulfitt (grønt kjemikalie) på 0,15 tonn per år.

4.7 Utslipp av oppvarmet kjølevann og begroingskjemikalier

Produksjonsanlegget vil benytte sjøvann for å kjøle ned olje og produsert vann. Ved maksimal produksjon vil det kunne slippes ut inntil 7000 m³ per time med 35°C vann eller 8000 m³ per time med 30°C vann. Kjølevannet er sjøvann som tilsettes klor for å hindre begroing. Det er nødvendig å hindre begroing for at anlegget skal fungere optimalt. Det vil tilsettes 2mg/l hypokloritt til innløpet av sjøvannsløftepunktene. Restklormengden vil være 0.3 – 0.7 mg/l hypokloritt (OCI-) løsning som gir 21 – 49 tonn hypokloritt utslipp per år.

Klorering av kjølevannet gjennomføres ved at natriumhypokloritt (heretter kalt hypokloritt) produseres i en generatorcelle via elektrolyse av sjøvann ved å tilføre strøm.. Importert natriumhypoklorittløsning kan også tilsettes (sjokkdosering) dersom det vil være et behov for økt dosering i en periode (algeoppblomstring). Hypokloritt er en vanlig metode å bruke for å hindre begroing i drikkevannsreservoar og i industriell produksjon.

Hypokloritt er giftig for vannlevende organismer og er et kraftig oksidasjonsmiddel som reagerer med alt oksyderbart materiale. Ideelt sett skal forbruket skje i installasjonen, men for å sikre full dekning, vil det være noe restklor i utslippet. Etter utslipp vil hypokloritt reagere hurtig med organisk materiale i sjøvannet og danne klorid i tillegg til enkelte biprodukter som trihalometaner, det vil si bromoform og kloroform.

4.7.1 Virkninger av hypokloritt og bi-produkter

Hypokloritt i anlegget oksiderer organisk materiale til CO₂ og danner fritt klorid. Kjemisk prosess påvirkes av surheten til vannet (pH) og saltinnholdet. Sjøvann er en god buffer og pH vil derfor være stabil. Saltinnholdet gir imidlertid mulighet for at det dannes en rekke klor eller bromholdige biprodukter (Westerhoff et al. 2004). IMO (International Maritime Organization)

sin arbeidsgruppe av eksperter for beskyttelse av miljøet (IMO, 2009) foreslo en liste av 18 potensielle biprodukter som burde testes etter kloring av ballastvann. Etter testing av fem ulike kloringssystemer av ballastvann fant Norsk institutt for vannforskning at 22 av omkring 100 potensielle biprodukter var målbare ved utslipp av ballastvannet (Delacroix et al. 2013). Av disse 22 biproduktene ble fire vurdert til å kunne utgjøre en risiko for miljøet lokalt ved utslippspunktet (Delacroix et al. 2013). Delacroix et al. (2013) kunne ikke vurdere giftigheten til disse fire biproduktene på grunn av manglende toksisitetsdata, imidlertid kunne de ikke finne at de gav noen effekt på alger, krepsdyr eller fisk, hverken for de individuelle stoffene eller som blanding. Dette samsvarer med vurderingene for effekter fra biprodukter fra natriumhypokloritt bruk i kjølevannsanlegget på Melkøya (Statoil, 2017c). Statoil (2017c) vurderte biproduktene bromoform, dibromo-aceto-nitrile (DBAN) og dibromo-acetic acid (DBAA) for giftighet i form av EC50 (effektkonsentrasjon på 50% av individene), LC (dødelighetskonsentrasjon for 50% av individene), LOEC (lavest observert konsentrasjonseffekt) og NOEC (ingen observert effektkonsentrasjon) på marine alger, østerslarver, mysider, fisk og fisk embryo og skjell. I alle tilfellene fant de at konsentrasjonen av biprodukter på utslippspunktet var flere (10 – 50) ganger lavere enn NOEC, noe som betyr at vi ikke forventer effekter fra biproduktene, noe som også støttes av Jenner et al. (1997).

4.7.2 Virkninger av oppvarmet kjølevann

Siden det oppvarmede vannet har samme saltholdighet som omliggende vann vil det oppvarmede vannet stige mot havoverflaten. Statoil har modellert kjølevannsplumen med modellverktøyet Visual Plumes (Frick et al. 2003). Kjølevannet er planlagt sluppet ut på 22,5 meters dyp. Kjølevannsplumen vil stige inntil blandingen av kjølevann og sjøvann når tettheten av omliggende sjøvann. Plumen vil stige forbi dette nivået for så falle tilbake til dybden hvor tettheten av fortynnet kjølevann og sjøvann er den samme. Plumen av kjølevann vil følge strømretningen og holde seg under overflaten, men samtidig høyere enn utslippspunktet på 22,5 meter (Statoil, 2016). Temperaturen på kjølevannsplumen vil være forhøyet med 0,20 – 0,42 °C 200 meter unna utslippspunktet. Den største forskjellen i temperatur på kjølevannsplumen og temperaturen på sjøvannet oppstår på vinteren når temperaturen på sjøvannet er lavest (Statoil, 2016).

4.7.3 Virkninger av utslipp av oppvarmet kjølevann, hypokloritt og bi-produkter

Dersom det skulle vært noen effekter av oppvarmet kjølevann på marine pattedyr måtte disse ha oppholdt seg i selve utslippet, noe som er usannsynlig. Problemstillingen vurderes derfor som ikke relevant.

Plankton

Det er viktig å merke seg at plankton er alle dyr som driver fritt med vannstrømmen, inkludert larver av fisk, skjell, krepsdyr, fastsittende bunnfauna med mer, så det er et bredt spekter av arter som potensielt vil kunne påvirkes. Plankton vil påvirkes i umiddelbar nærhet til utslippet og omfanget vil være begrenset i forhold til havområdene rundt. Effekter på bestandsnivå vil være neglisjerbare.

Etter Tabell 1-1 vurderes virkningene av utslipp av oppvarmet kjølevann og begroingskjemikalier fra Johan Castberg-feltet på plankton som momentan (1), begrenset til lokal (2) og mindre (1). Poengsum blir 4. Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som ubetydelig.

Fisk

Fiskelarver i vannmassene vil påvirkes i umiddelbar nærhet til utslippet og omfanget vil være begrenset i forhold til havområdene rundt. Effekter vil ikke kunne måles på bestandsnivå. Mulige effekter på anadrom laksefisk som svømmer i området vil være neglisjerbare.

Etter Tabell 1-1 vurderes virkningene av utslipp av oppvarmet kjølevann og begroingskjemikalier fra Johan Castberg-feltet på marin fisk og anadrom laksefisk som momentan (1), begrenset til lokal (2) og mindre (1). Poengsum blir 4. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som ubetydelig.

4.7.4 Avbøtende tiltak

Kjølevann fra produksjonsskipet vil slippes ut på 22,5 meters dyp og kan potensielt påvirke plankton i vannsøylen. Kjølevann vil blandes med omliggende sjøvann. Utslippet vil relativt raskt bli fortynnet og etter 100 meter vil temperaturforskjell mellom kjølevannsplumen og omliggende sjøvann være mindre enn en halv grad. Temperaturstigning vil derfor ikke overstige Statoils krav om at temperaturøkningen i sjøen ikke skal overstige 3 °C i primærfortynningssonen. I henhold til Visual Plume modellen vil temperaturforskjellen 100 meter fra utslippspunktet være 0,23 – 0,42 °C (Statoil, 2016).

Et mulig avbøtende tiltak for å redusere bruken av natriumhypokloritt er å hente kjølevann noe dypere enn overflatevann. I henhold til kapittel 0 vil de øverste 25 – 30 meterne av vannsøylen (Loeng, 1991) ha høyere tetthet av plankton (alger) i slutten av mai og i juni måned i sør-vestlig del av Barentshavet (Stramska and Bialogrodzka, 2016). Deretter vil algetettheten reduseres samtidig som sprangsjiktdypet synker ned mot 50 meter (Loeng, 1991; Falk-Petersen et al. 2000). Ved å hente kjølevann dypere enn 30 – 40 meter vil inntaket av begroingsorganismer reduseres kraftig, spesielt i perioden mai til juni når primærproduksjonen er på topp. Sjøvannsinntaket for produksjonsskipet vil være minimum 45 meter (når skipet ikke har last), og vil være 51,5 meter ved full last (produksjonsskipet lastes om 1-2 ganger i uken).

4.8 Sanitære utslipp og drenasjevann

Kloakk vil slippes ut til sjø fra FPSO og borerigg. Utslippsvolumet vil variere med antall personer ombord. FPSO-en vil være designet for 140 personer, men i de fleste driftsår vil gjennomsnittlig bemanning være 60 personer. Boreriggen er designet for 177 personer. Forbruk av sanitærvann er forventet å være ca. 200 L/dag per person. Dette vil gi et årlig utslipp på 4380 m³ for FPSO og 12921 m³ for boreriggen. I Tabell 4-16 er utslipp av kloakk for FPSO og borerigg sammenstilt.

Tabell 4-16 Utslipp av kloakk (m³) fra produksjonsplattform og skip på Johan Castberg.

Enhet	Antall personer	Utslipp av kloakk (m³)
FPSO (årlig utslipp)	60*	4380
Borerigg (årlig utslipp)	177**	12921

* Boligkvarteret på produksjonsskipet vil ha kapasitet til 140 personer (100 enkeltlugarer og 20 vendbare senger). I perioder med driftsrevisjon og større modifikasjonsarbeider kan bemanningen om bord fylle hele boligkvarterets kapasitet. Den faste bemanningen vil imidlertid være 35 personer. I tillegg kommer vedlikeholdspersonell som kan variere over året. Gjennomsnittlig bemanning vil være 60 personer i de fleste driftsår.

**Boreriggen kan maksimalt ha 177 personer om bord, tall som er oppgitt er maksimalt utslipp. Vanligvis vil bemanning være en god del lavere.

Drenasjevann (regnvann, spylevann) fra boreriggen og FPSO-en kan inneholde rester av vaskemidler og smøremidler, samt rester av gjengefett og borevæske på borerigg. Vannet skal samles opp i et avrenningssystem. Vann som inneholder oljerester renses før det slippes ut.

Drenasjevann fra områder på FPSO-en som ikke er forurenset av olje kan slippes direkte ut til sjø. Systemet for oppsamling av drenasjevann må tilpasses for vinterforholdene på feltet. Snø og is fra kontaminerte områder må samles inn og renses før utslipp til sjø. Det er beregnet at ca. 600 kg olje vil slippes ut til sjø med drenasjevann hvert år, totalt ca. 17 tonn i feltets levetid (30 år).

På en installasjon genereres det avfall som vanlig husholdningsavfall, og farlig avfall som batterier, farge, løsemidler, smøreoljer etc. Matavfall kvernes før utslipp til sjø. Husholdningsavfall og annet avfall kildesorteres (metall, glass, trevirke, plast, papp, papir og restavfall). Dette og farlig avfall transporteres til land og behandles ved avfallsanlegg. Det er derfor ikke vurdert som noen påvirkning på marint liv i denne sammenheng og vil ikke bli utredet videre.

4.8.1 Virkninger av sanitære utslipp og drenasjevann

Utslipp av kloakk i denne resipienten vil raskt fortynnes og brytes ned ettersom det kun vil gi en midlertidig økning av næringssalter i vannet i umiddelbar nærhet av utslippet. Drenasjevann som inneholder rester av olje og kjemikalier skal samles opp og renses og kun vann med mindre enn 30 mg/l olje kan slippes ut til sjø. Effektene av disse utslippene regnes som neglisjerbare for alle dyregrupper (Myhre et al. 2006).

Etter Tabell 1-1 vurderes virkningene av sanitære utslipp og drenasjevann fra Johan Castberg-feltet på alle dyregrupper som momentan (1), begrenset til nærområdet (1) og mindre (1). Poengsum blir 3. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som ubetydelig.

4.8.2 Avbøtende tiltak

Drenasjevann som inneholder olje renses. Det installeres standard løsninger for å håndtere kloakk fra produksjonsskipet.

4.9 Menneskeskapt undervannsstøy

Støy oppstår i tilknytning til alle faser av en utbyggingsaktivitet. Hovedkildene til menneskeskapt støy under vann relatert til petroleumsvirksomhet i anleggsfasen er skipstrafikk, boring, pæling, sprengning og seismikkskyting.

Internasjonalt har det over lang tid vært stor fokus på eventuelle negative effekter av menneskeskapt undervannsløyd på marine pattedyr, mens i Norge har fokus tradisjonelt vært mer rettet mot effekter på ulike fiskearter og på fiskerivirksomhet. Det finnes ikke studier på effektene av seismikk på marine pattedyr i norske farvann, og det har generelt vært lite fokusert på denne problemstillingen i Norge.

Ettersom petroleumsaktiviteter flytter stadig nordover har seismikkskyting og andre former for undervannsstøy kommet inn i farvann hvor det i perioder finnes tette forekomster av sjøpattedyr. Seismikken kommer i nord også i kontakt med arter som hittil ikke har vært eksponerte for denne typen undervannsstøy. Det vites lite om hvilke konsekvenser dette kan ha på marint liv (Kvadsheim et al. 2017).

Siden 2006 har IOGP (International Oil & Gas Producers Association) støttet et såkalt "Joint Industry Programme" (JIP) som har forsket på effektene av undervannsl lyd fra petroleumsrelaterte aktiviteter på marine organismer. Så langt har dette programmet støttet ulike prosjekter som dekker en rekke emner (se publikasjonsliste og lenker på: <http://www.soundandmarinelife.org>). Blant annet har Seiche Ltd. publisert en oppsummerende rapport av eksisterende data på undervannsl lyd fra petroleumsindustrien, som dekker de fleste relevante lydkildene, frekvensomfang og lydnivåer (Wyatt 2008).

På oppdrag fra Klima- og miljødepartementet har Miljødirektoratet nylig fått utarbeidet en rapport som tar for seg kunnskapsstatus om effekter av menneskeskapt støy på marint naturmiljø (Kvadsheim et al. 2017). Rapporten gir en utførlig beskrivelse av lyd under vann, marine dyrearters evne til å oppfatte og bruke lyd, effekter av menneskeskapt lyd på marine dyrearter og mulige avbøtende tiltak for å minimere påvirkning.

4.9.1 Generelt om menneskeskapt støy og effekter på marint liv

Lydens evne til å spre seg fra en kilde under vann beror på flere faktorer som lydens styrke og frekvens, vannets temperatur, bunnforhold og andre fysiske trekk til omgivelsene. Som regel beveger lavfrekvent lyd seg over lengre avstand enn høyfrekvent lyd. Tollefsen & Sagen (2014) fant at lyd som spres under is har en tendens til å avta i styrke raskere enn i åpent farvann. Lyd fra petroleumsvirksomhet varierer fra 10 Hz til 150 kHz, men har vanligvis lave frekvenser. Noen typiske lydnivåer fra petroleumsaktiviteter er gitt i Tabell 4-17.

Tabell 4-17 Eksempler på karakteristiske lydkilder fra petroleumsindustrien, med snittverdier av publiserte oppmålte lydnivåer. SPL = Sound Pressure Level (re: 1 μ Pa), SEL = Sound Exposure Level (re: 1 μ Pa²-s), RMS = Mean Square level (re: 1 μ Pa). (Modifisert etter Wyatt, 2008).

	Type	Frekvens	SPL	SEL	RMS
Seismikk	Luftkanon	70 Hz - 140 Hz			172
	Støt ved				
Pæling	hamring	10 Hz - 120 kHz	203	178	
	Vibrering	20 Hz - 40 Hz			147.5
Grøfting		10 Hz - 150 kHz	123		
Legging av rør		10 Hz - 20 kHz			175
Boring		10 Hz - 10 kHz			140

De aller fleste marine organismer kan oppfatte lyd, men generelt sett har det blitt fokusert på fisk og marine pattedyr når konsekvenser av støy har vært utredet. Dette er fordi disse gruppene aktivt bruker lyd til bl. a. kommunikasjon, orientering og matsøk. Bardehvaler og fisk bruker som oftest lavfrekvent lyd under 200 Hz, mens tannhvaler lager lyd over 200 Hz.

Fisk

All fisk er i stand til å høre lyd, og flere fiskearter har vist seg å bruke lyd aktivt i bl. a. kurtise og gytesammenhenger (f. eks. hyse og torsk) (Kvadsheim et al. 2017). Steinbit bruker også lyd som advarsel til mulige fiender (Ida Dahl-Hansen pers. obs). Fisk har flere måter å oppfatte lyd på og ulike arter oppfatter lyd forskjellig, men generelt kan man si at fisk er mest følsomme for lavfrekvent lyd under 200 Hz. Det er disse frekvensene som normal utløser unnvikelse og alarmresponser, og det er foreslått at dette er lyd som likner naturlige lyder fisk er redde for. For en utførlig oversikt over fiskens hørsel, se Popper et al. 2003 og Kvadsheim et al. 2017.

Seismikkskyting har vist seg å kunne påføre fisk fysiske skader og være dødelig for fiskeegg. Booman et al. (1996) studerte effekter av seismikk på 5 ulike fiskearter, og viste at slike skader er størst inntil 1,4 m og begrenset til de umiddelbare 5 meter fra luftkanonene, med noe variasjon i følsomhet mellom artene.

Seismikkskyting kan føre til atferdsendringer hos fisk og mulig forstyrre viktig naturlig adferd som gyting/gytevandring og matsøk. Engås et al. 1996 utførte et studium på Nordkappbanken som viste at fangster av hyse og torsk ble signifikant redusert ut til 18 NM fra området der det ble skutt seismikk. Lengre unna enn dette ble det ikke undersøkt. 5 dager etter seismikkskyting var det fortsatt reduserte fangster i området. Engås et al. (1996) forklarte de reduserte fangstene med at fisken ble skremt vekk av lyden fra seismikkundersøkelsen. På bakgrunn av denne studien er det reist bekymring om at fisk kan bli skremt vekk fra gyteområder eller bli forstyrret i gyteadferd dersom de utsettes for støy fra seismiske undersøkelser. Havforskningsinstituttet fraråder derfor skyting av ordinær 3D seismikk nærmere enn 20 NM unna gyteområder (Kvadsheim et al. 2017, L. D. Sivle pers. med.).

Sildefisk blir ofte omtalt som "hørselsspesialister" fordi de er følsomme for lydtrykk og kan høre lyd på opp mot 2-3 kHz (Kvadsheim et al. 2017). Slotte et al. 2004 studerte effekter av seismikk på sild på gytevandring og fant at det var betydelig mindre sild innenfor området for seismisk undersøkelse enn utenfor. 20 NM unna ble det funnet store mengder sild, noe forfatterne mente kunne bekrefte resultater fra Engås et al. (1996), men de kunne heller ikke utelukke at sildas forflytning kunne skyldes naturlig adferd.

Fisk er i stand til å høre lyd fra skipstrafikk og flere studier har funnet at fisk utviser adferdsresponser på støy fra skip, (Slabbekoorn et al. 2010, DeRobertis & Handegard 2012). som unnvikelse i horisontal eller vertikal retning (Vabø et al. 2002, Ona et al. 2007). Nyere studier på fiskers respons til skipsstøy viser at fisk sannsynligvis kan venne seg til lyder som er til stede over lengre tid (Nedelec et al. 2016). Det er uttrykt bekymring for at kontinuerlig skipsstøy som bakgrunnsstøy kan føre til at fisk må komme nærmere hverandre for å kommunisere, og at de får vanskeligheter med å oppdage mulige predatorer (Slabbekoorn et al. 2010).

Marine pattedyr

Mange marine pattedyr bruker og er avhengig av lyd for kommunikasjon mellom individer, for navigasjon og for å finne byttedyr ved hjelp av ekkolokalisering. Støy ansees å ha en negativ effekt gjennom å vanskeliggjøre ekkolokalisering av byttedyr (hos tannhvaler som spermhval og kvitnos) og ved å forstyrre navigering og kommunikasjon mellom individer under migrasjon (f. eks. kommunikasjon mellom mor og kalv hos hvaler).

Pattedyr som eksponeres for støy kan oppleve både fysiske og psykiske effekter som kan variere fra neglisjerbare til akutte. Graden av effekter påvirkes av en rekke faktorer, som avstand mellom lydkilde og mottaker, følsomheten hos mottaker, lydnivået hos mottaker, samt lydets varighet og evt. repetisjon. Når det gjelder direkte skadelige effekter skiller man generelt mellom lyd som forårsaker reversibel (midlertidig) hørselskade (såkalt Temporary Threshold Shifts – TTS) og lyd som leder til permanent hørselskade (såkalt Permanent Threshold Shifts – PTS) (Southall et al. 2007). Basert på audiogrammer for ulike grupper av marine pattedyr utviklet Southall et al. (2007) kriterier for lyd som sannsynlig kan lede til PTS.

Det er store variasjoner mellom arter i følsomhet for lyd av ulik frekvens. Southall et. al (2007) deler inn marine pattedyr i grupper basert på generelle likheter i hørsel (Tabell 4-18 og har utviklet såkalt "frequency-weighting functions" ("M-weighting") for hver gruppe basert på tilgjengelig kunnskap om følsomhet for lyd over ulike frekvensomfang (audiogram). Disse representative kurvene er basert enten på oppmålt eller i mange tilfeller estimert følsomhet. I 2016 ble arbeidet til Southall et al (2007) oppdatert av det amerikanske NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) og NMFS (National Marine Fisheries Service).

Tabell 4-18 Estimerte terskelverdier for temporære (TTS) og permanente (PTS) hørselsskader hos sjøpattedyr. Terskler for SEL (Sound Exposure level=akkumulert akustisk energi) er gitt i dB re 1 μPa^2 s og terskler for spissttrykk SPL er gitt i dB re 1 μPa . SEL- vektet innebærer at nivåene skal vektet ihht. funksjoner som beskriver frekvensforholdet for generaliserte hørselskurver for hver av de fire gruppene av sjøpattedyr (Southall et al. 2007, NMFS 2016). Kun verdier for sjøpattedyr som finnes i norske farvann er gjengitt. Impulsive lydkilder som seismikk genererer kortvarige/transiente (<1 s), bredbånd pulser, høyt spissttrykk, kort stigetid og hurtig forfall. Ikke-impulsive lydkilder genererer lyd signaler som kan være både bredbåndet, smalbandet eller tonale, avkortede eller forlengede, kontinuerlige eller periodiske. Tabellen er oversatt og tilpasset fra NOAA/NMFS (2016) tabell ES1 og A9. De vanligste artene å se på Johan Castberg-feltet er uthevet.

				Ikke-impulsive lydkilder		Impulsive lydkilder			
Gruppe av sjøpattedyr	Relevante arter for Barentshavet	Estimert auditiv båndbredde	Høreterskel i det optimale frekvensområdet	TTS Terskelverdi	PTS Terskelverdi	TTS Terskelverdi		PTS Terskelverdi	
			SPL (dB SPL)	SEL (vektet)	SEL (vektet)	SEL (vektet)	Spissttrykk SPL	SEL (vektet)	Spissttrykk SPL
Lavfrekvent (Bardehvaler)	Blå-, finn-, knøl-, vågehval,(grønlandshval)	7 Hz - 35 kHz	54	179	199	168	213	183	219
Midtfrekvent (Delfiner, nebbhval og spermhval)	Kvitnos, Spekkhogger, Spermhval (nebbhval)	150Hz -160kHz	54	178	198	170	224	185	230
Høyfrekvent hvaler	Nise	275Hz -160kHz	48	153	173	140	196	155	202
Ekte seler	Havert, steinkobbe, grønlandssel, klappmyss, (storkobbe, ringsel)	50 Hz - 86 kHz	53	181	201	170	212	185	218

Seismikkskyting kan føre til atferdsendringer hos sjøpattedyr. Atferdsendringer kan gi effekter på populasjonsnivå som kan være alvorlige dersom arten som påvirkes er sårbar, eller har lave bestander og er truet av andre årsaker. Nebbhval mistenkes å være særskilt sårbare for undervannsstøy (Kvadsheim et al. 2017).

I tillegg til kriterier for skade (TTS og PTS) diskuterer Southall et al. (2007) også ulike kriterier for atferdsforstyrrelser som respons på lyd. Problemet med slike kriterier er at det er vanskelig å skille en betydelig respons fra en ubetydelig og hurtig forbigående endring i atferd. I mangel av pålitelige data foreslås det at grenseverdien for forventet betydelig respons bør settes på det nivået der en eneste lydimpuls resulterer i en målbar reversibel hørselskade (TTS).

Det finnes per i dag ingen studier fra norske farvann som tar for seg atferdsendringer hos sjøpattedyr i forbindelse med seismikk. I studier fra andre farvann er det vist at bl. a. grønlandshval (Richardson et al. 1986) og nise (Thompson et al. 2013) utøver unnvikelsesadferd og endret dykkemønster som respons til seismiske undersøkelser opptil 10 km fra seismiske undersøkelser, men unnvikelsene var ikke langvarige og nise var tilbake på stedet for undersøkelsen bare noen timer etter at den opphørte (Thompson et al. 2013). Dunlop et al. 2015 fant ikke noen spesifikk endring i adferd hos knølhval på vandring sørover langs kysten av Australia når de ble utsatt for seismikkskyting. Andre atferdsendringer som er observert hos bardehvalene når de utsettes for lyd fra seismikk er endringer i vokal adferd, antakelig for å "overdøve" de seismiske lyden ved kommunikasjon med annen hval. Slike endringer er observert hos knølhval (Cerchio et al. 2014), finnhval (Castellote et al. 2012) og grønlandshval (Blackwell et al. 2015).

Mulige negative effekter av skipsstøy på hval er hovedsakelig maskering, dvs. at dyrene rett og slett ikke hører hverandre på grunn av bakgrunnsstøy fra skip. Castellote et al. (2012) fant at finnhval skiftet frekvens for vokalisering når de ble utsatt for mye skipsstøy, antakelig for å kunne høre hverandre bedre over støyen. En studie som undersøkte effekter av seismikk på knølhval fant at hvalene antakelig forsøkte å unngå selve seismikkskipet, og ikke lyden av seismikkskytingen (Dunlop et al. 2015).

Evertebrater

Undersøkelser viser at marine evertebrater som krepsdyr og mollusker også hører og reagerer på lyd, men det har så langt vært lite fokus på dette. Hørselen til blekksprut er om lag lik hørselen hos fisk, og responser på undervannsstøy viser seg å være sammenliknbare med responser hos fisk (Kvadsheim et al. 2017). Et studium fra Australia (Fewtrell & McCauley 2012) viste at blekksprut i bur som ble utsatt for lyd fra en enkelt luftkanon viste tydelige fluktresponser, endringer i svømmemønster og vertikal posisjonering i vannsøylen. Disse adferdsresponsene ble bare observert når luftkanonene ble avfyrt.

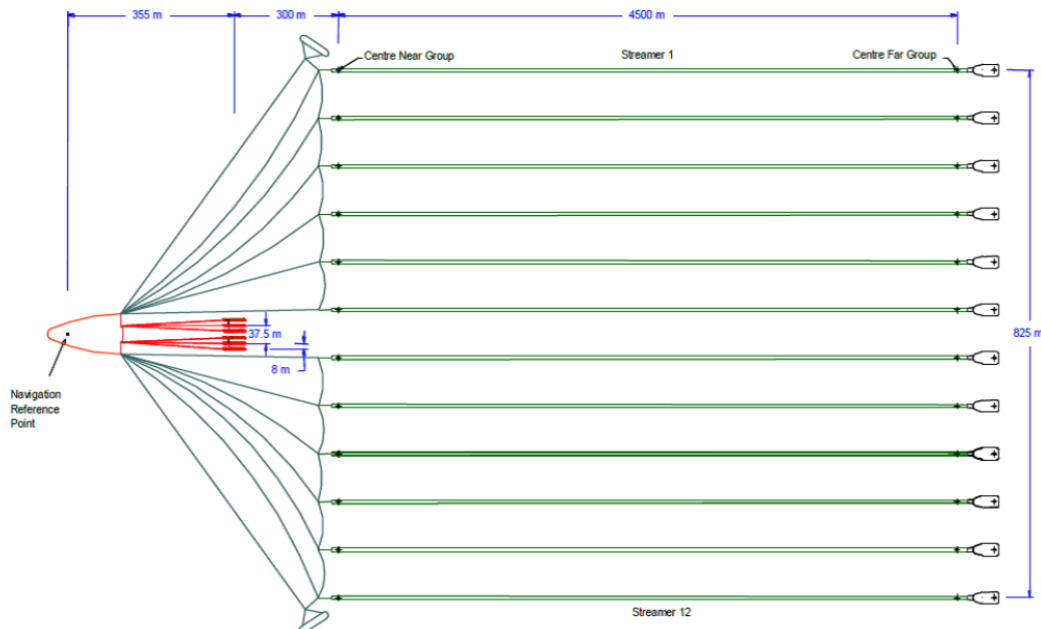
4.9.2 Menneskeskapt undervannsstøy i forbindelse med utbygging og drift av Johan Castberg-feltet

Det planlegges ikke pøling eller undervannssprengning i forbindelse med utbygging og drift av Johan Castberg. Skipstrafikk vil foregå gjennom hele feltets utbygging og levetid.

Gjennom feltets levetid er det nødvendig å kartlegge reservoarene, noe som gjøres via 4D-seismikk. 4D-seismikk utføres ved gjentatte innsamlinger av 3D-seismikk. 3D-seismikk betyr at lyd fanges opp av flere lyttekabler, mens det i 2D-seismikk bare er én lyttekabel.

Ved tradisjonell 4D seismikk innsamling benyttes en større båt som tauer flere kabler etter seg (Figur 4-21). Det er svært krevende å legge ut streamere og kilde og tae seismikk-kablene, og man er derfor avhengig av godt vær for undersøkelsen. Området det vil samles inn på er vist i

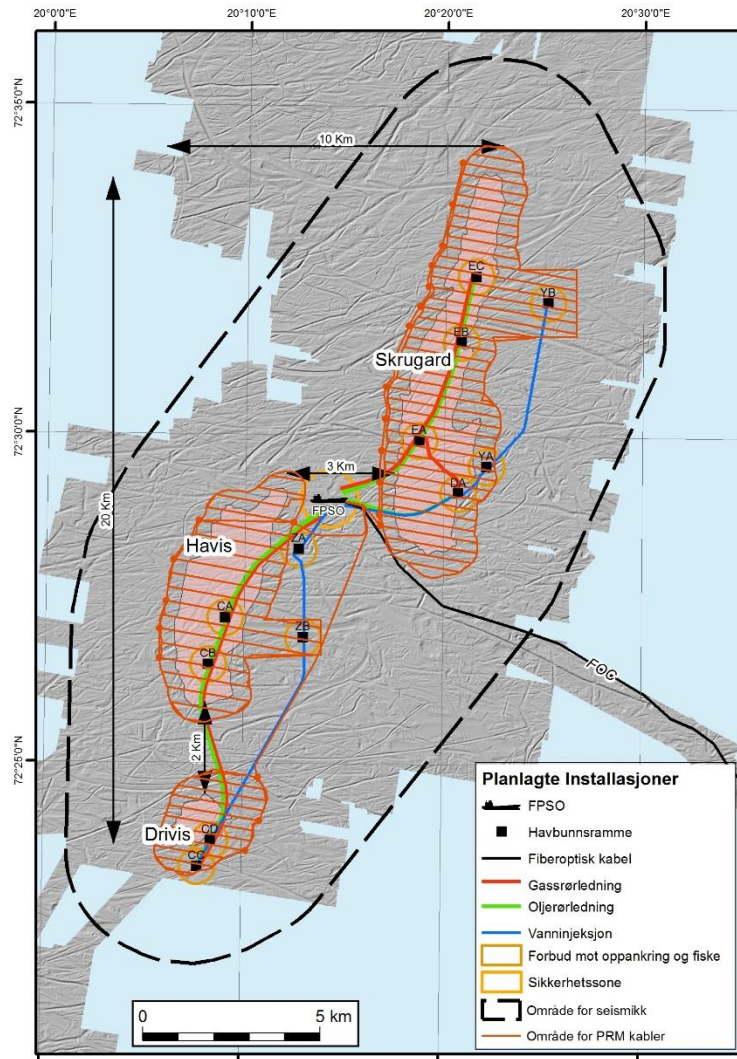
Figur 4-22. Tradisjonell 4D-seismikk vil bli samlet inn en gang hvert 2. år. Det er estimert at luftkanonene brukes ca. 100 timer hvor de avfyres hvert 10. sekund over et tidsrom på ca. 30 dager. Det er ønskelig fra operatørens side å skyte seismikk i perioden mai-september. I denne perioden er været mest stabilt, og bakgrunnsstøy fra eksempelvis bølger og vind lavest slik at innsamlingen kan gjennomføres effektivt og med høyest mulig kvalitet.



Figur 4-21 Illustrasjon av fartøy brukt til å samle inn 3D- og 4D-seismikk (Kilde: StatoilHydro)

Alternativt vil det installeres et permanent system for reservoarovervåking (PRM). Hovedkomponentene i PRM er et utlegg på sjøbunnen av 180 km fiberoptisk/elektrisk kabel for signaloverføring, med totalt 3600 sensorer. Sensorene er forbundet med innbyrdes avstand på 50m langs signaloverføringskabelen som ligger i 300-400 meters korridorer. Systemet vil opereres vha. et overflatefartøy som ikke er avhengig av streamere og slepekabler. Denne typen seismikk er således noe mer fleksibel i forhold til vær enn tradisjonell 4D-seismikkinnsamling. Det vil bli samlet inn seismikk i to perioder per år i begynnelsen, men hyppigheten vil senkes til 1 gang per år utover driftsperioden. Varigheten på hver undersøkelse vil være 30 dager (som for tradisjonell 4D-seismikk). Det er estimert at lydskilden brukes aktivt i inntil 280 timer. I tillegg til hensyn for vær og bakgrunnsstøy er det ønskelig at innsamlingen tilpasses produksjonen, som ved jevn produksjon fører til innsamling hver 5. eller 6. måned. April og oktober kan være aktuelle måneder for innsamling, men tidspunkt vil først bestemmes dersom PRM-seismikk blir valgt og før feltet kommer i drift.

Det er enda ikke besluttet om en skal overvåke reservoarene ved hjelp av tradisjonell 4D seismikkinnsamling, eller ved hjelp av PRM. Begge alternativene er derfor vurdert.



Figur 4-22 Innsamlingsområdet for seismikk på Johan Castberg-feltet, som er det samme for innsamling med PRM og tradisjonell innsamling, og et eventuelt PRM utlegg. (Kilde: Statoil).

4.9.3 Virkninger av tradisjonell 4D-seismikk på Johan Castberg-feltet

Støy i forbindelse med utbygging og drift av Johan Castberg-feltet vil hovedsakelig kunne påvirke marine pattedyr og fisk. Effekter på plankton og bunnfauna anses ikke å være betydelige problemstillinger og adresseres ikke videre.

Lyd fra en enkelt seismisk luftkanon har et spisstrykk (SPL) på 223-230 dB (spisstrykk re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$) 1 m fra kanoen når den avfyres. Kombinert spisstrykk fra flere trykkluftskanoner som fyres av samtidig kan komme opp i 240-260 dB (spisstrykk re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$). Spisstrykket i vannsøylen vil likevel være 230 dB (spisstrykk re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$) (Dalen et al. (2007) i Kvalsheim et al. (2017)). Ifølge målinger som ble gjort ved ulike avstander fra en seismisk undersøkelse i Chukchihavet i Alaska ble spisstrykk på 190 dB målt 700 m fra lydkilden langs bredsiden av båten, mens forover fra båten ble tilsvarende spisstrykk målt 500 m fra lydkilden (Turner et al. 2006). SPL som ble målt ved undersøkelsen er gjengitt i Tabell 4-19.

Tabell 4-19 SPL målt ved ulike distanser fra en seismisk undersøkelse i Chuckchihavet i Alaska (Kilde: Turner et al. 2006)

SPL	Avstand (m) forover fra seismikkfartøy	Avstand (m) til siden for seismikkfartøy
120 dB rms	50000	65000
130 dB rms	35000	51000
140 dB rms	22000	36500
150 dB rms	9000	22500
160 dB rms	6000	12500
170 dB rms	2550	6000
180 dB rms	1100	1750
190 dB rms	500	700

Fisk

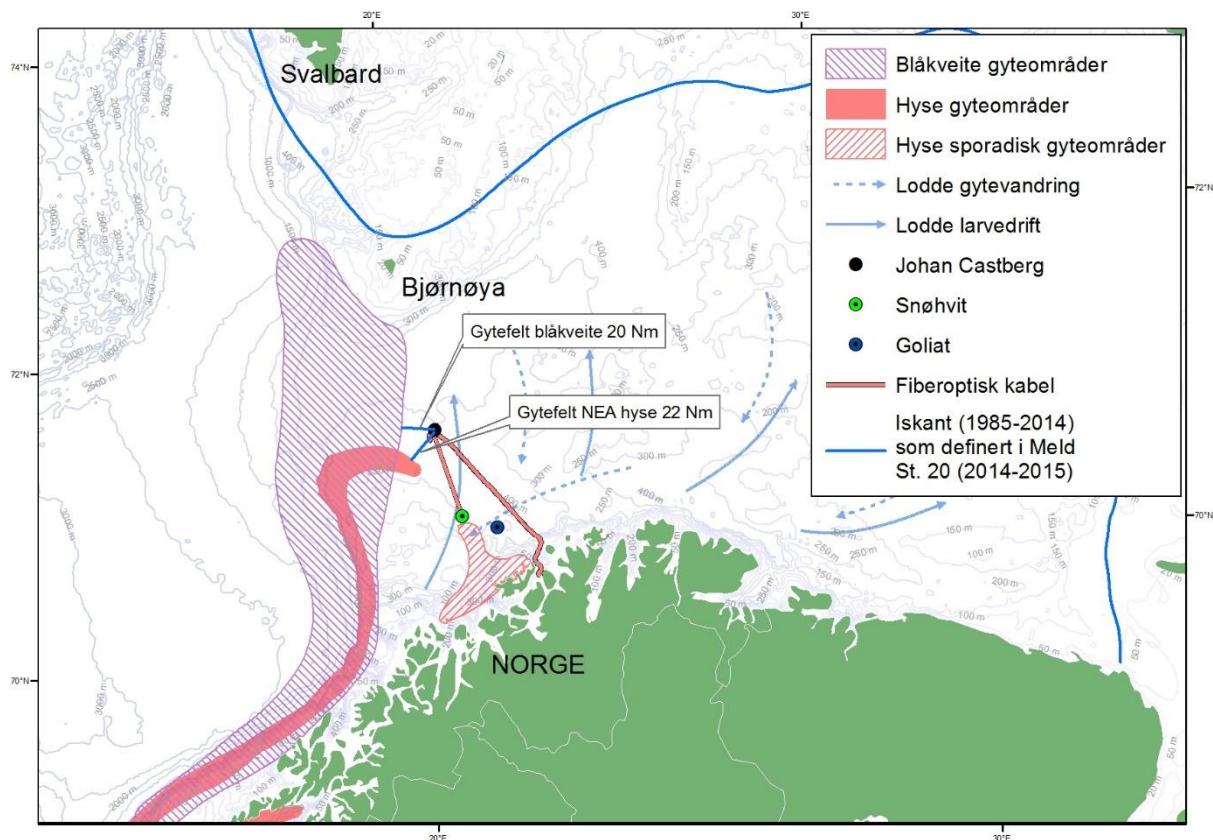
Virkninger på fisk fra undervannsstøy på Johan-Castberg vil i hovedsak være tilknyttet seismikkskyting. Som nevnt er direkte skader på fiskeegg og larver fra seismikkskyting begrenset til det umiddelbare nærområdet for luftkanonene (<5 m) og vil derfor påvirke en forsvinnende liten del av individene som måtte befinne seg på feltet. Atferdsendringer som følge av støy er sannsynligvis begrenset til tiden mens seismikkskytingen pågår, men kan potensielt forekomme hos fisk flere nautiske mil fra området det samles inn seismikk.

De nærmeste gyteområdene til Johan Castberg er gyteområde for blåkveite og NEA Hyse (Figur 4-23,

Tabell 4-20). Ytterkanten av disse ligger henholdsvis 20 NM og 22 NM fra feltet, som er innenfor Havforskningsinstituttets anbefalte avstand.






Seismikk kan også potensielt påvirke lodde på gytevandring over feltet (Tabell 4-20). Lodde er en sildefisk, og i mangel av studier mht. effekter av seismikk på lodde, antas det at effekter på lodd vil være lik de på sild (kapittel 4.9.1, Slotte et al. 2004). Da hovedvandringsområde til lodde ligger nord-øst for Johan Castberg, vil det bare være en svært liten del av loddebestanden som vil vandre over feltet. Loddas vandring foregår i januar-februar, og vil således foregå utenom ønsket tidspunkt for seismiske undersøkelser (fortrinnsvis sommeren). Mulige effekter av seismikk på lodde vurderes derfor som neglisjerbare. Eventuelle atferdsendringer hos fisk vil da angivelig gis utslag i avbrutt matsøk eller andre aktiviteter som ikke vil ha noen innvirkning på bestandene dersom de pågår over 30 dager hvert 2. år.

Virkingen på fisk av tradisjonell 4D-seismikk på Johan Castberg-feltet vil etter Tabell 1-1 vurderes som kortvarig (2), lokal (2) og av mindre omfang (1). Poengsummen blir 5. Basert på Tabell 1-2 vurderes konsekvensen som ubetydelig.



Figur 4-23 De nærmeste gyteområdene for fisk til Johan Castberg-feltet. NEA Hyse er den nord-østarktiske bestanden av hyse. (Kilde: HI)

Tabell 4-20 Livsstadier og avstand fra feltet til gyteområder for noen fiskearter på Johan Castberg-feltet (Basert på informasjon fra faktasider om fisk på www.imr.no, innhentet januar 2017). Artsbilder fra FAO og IMR.(se også kapittel 3.4)

Fiskeart	Gyting/larver i Barentshavet	Aktivitet i Johan Castberg-området	Avstand fra gyteområdet til Johan Castberg-feltet
Blåkveite (<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>) 	Gyting: Oktober-Desember Larver: Januar-April	Generelt utbredelsesområde	20 nm vest for feltet
NØA Hyse og Hyse  (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>)	Gyting: Mars-Juni Larver: April-August	Generelt utbredelsesområde	NØA Hyse 22 nm vest for feltet Hyse 35 nm vest for feltet
Lodde (<i>Mallotus villosus</i>) 	Gyting: Mars-April Larver: April-August	Gytevandring over feltet i Januar-Februar.	88 nm sør for feltet
NØA Torsk og Kysttorsk (<i>Gadus morhua</i>) 	Gyting: Februar-April Larver: Mars-Juli	Generelt utbredelsesområde for NØA torsk	NØA Torsk 102 nm sør for feltet Kysttorsk 110 nm sør for feltet
Snabeluer (<i>Sebastes mentella</i>) 	Gyting: Mars-April Larver: Mars-Juni	Generelt utbredelsesområde	Gyteområde 79 nm vest om felt

Blekksprut

I Barentshavet finnes store mengder av blekkspruten *Gonatus fabricii*. Den lever på store dyp ned til 3000 m. Det er fullt mulig at seismikkskyting vil kunne påvirke tilstedeværende blekksprut på Johan Castberg-feltet, men det vil angivelig være en forsvinnende liten del av bestanden som påvirkes.

Virkingen på blekksprut og andre evertebrater av tradisjonell 4D-seismikk på Johan Castberg-feltet vil etter Tabell 1-1 vurderes som kortvarig (2), lokal (2) og av mindre omfang (1). Poengsummen blir 5. Basert på Tabell 1-2 vurderes konsekvensen som ubetydelig.

Marine pattedyr

Av marine pattedyr som kan finnes på Johan Castberg-feltet er det hovedsakelig hval som kan bli påvirket av støy. Sel kan forekomme i området, men er generelt mer knyttet til kystområder og har ikke spesielle vandringsruter over feltet. Vurdering av mulige konsekvenser av seismikk baserer seg på de tre vanligste bardehvalene (vågehval, knølhval og finnhval) som påtreffes rundt Johan Castberg da disse har hørselsspekter som ligger innenfor det som produseres av seismiske luftkanoner. Det må påpekes at vurderingene i det følgende er foretatt på et generelt dårlig kunnskapsgrunnlag mht. utbredelse av hval i Barentshavet gjennom året. Det anbefales derfor at det foretas en mer detaljert risikovurdering basert på nyeste kunnskap før oppstart av seismikk operasjoner på Johan Castberg.

Kvitnos er å påtreffe rundt Johan Castberg hele året. Ifølge Southall et al. 2007 har kvitnos hørselsspekter som ligger over det som genereres av seismiske luftkanoner (se Tabell 4-17 og Tabell 4-18). Denne arten vurderes derfor som lite følsom for seismikk.

Figur 3-17 viser forekomster av hval i Barentshavet. Vågehval, finnhval og knølhval migrerer mest sannsynlig over Johan Castberg-feltet på vei nordover mot iskanten i april-mai og sørover i september-oktober. I sommermånedene juni-august holder disse hvalene seg mest rundt Svalbard, men kan påtreffes i hele Barentshavet, også på Johan Castberg. Det er også disse artene man har best datagrunnlag for. Basert på dette kan man anta at de mest sårbare periodene for hval på og rundt Johan Castberg-feltet er under migreringsperiodene april-mai og september-oktober. Man må være obs på at datagrunnlaget for andre arter som kan påtreffes rundt Johan Castberg er dårlig.

Direkte skader på bardehvalene nevnt ovenfor kan oppstå dersom disse opptrer i nærområdet til kilden. Grensen for TTS hos disse hvalene er for impulsive lydkilder på 213 SPL (Tabell 4-18), et spisstrykk som etter målingene i Chuckchihavet kunne forekomme kortere enn 500 m fra den seismiske lydkilden (Tabell 4-19). Sannsynligheten for at hval skal oppholde seg innenfor 500 m rundt et seismikkfartøy er heller liten, om man også tar i betraktning at hvalene antakelig vil forsøke å unngå fartøyet (se kapittel 4.9.1).

Atferdsendringer hos hvalene kan forekomme på lengre avstand enn for TTS. Basert på resultatene rapportert av Richardson et al. 1986 og Thompson et al. 2013 (kapittel 4.9.1), vurderes det konservativt slik at tradisjonell 4D-seismikk på Johan Castberg har potensiale til å påvirke hval på opptil 10 km avstand, og muligens lengre unna.

Tradisjonell 4D-seismikk vil utføres relativt sjeldent og over en kort periode som kan styres slik at man unngår de mest sårbare periodene for hval som nevnt ovenfor. Det er mest sannsynlig en svært begrenset antall hval som vil bli utsatt for seismisk lydforurensing, og ved implementering av avbøtende tiltak oppsummert i kapittel 4.9.7 vil ikke tradisjonell 4D-seismikk på Johan Castberg påvirke bestandene av hval nevneverdig.

Virksomheter av tradisjonell 4D-seismikk på sjøpattedyr i området rundt Johan Castberg feltet vurderes etter Tabell 1-1 som kortvarig (2), lokal (2) og moderat (2). Poengsummen blir 6. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som liten, men vurderingen er foretatt på et svært dårlig kunnskapsgrunnlag, og gjelder bare hvis avbøtende tiltak implementeres (se kapittel 4.9.7).

4.9.4 Virkninger av PRM 4D-seismikk på Johan Castberg-feltet

Fisk

Dersom PRM blir implementert på Johan Castberg vil 4D-seismikk skytes 1-2 ganger per år med 280 timer aktiv bruk av luftkanoner over 30 dager per undersøkelse. En enkelt undersøkelse med PRM 4D-seismikk vil da være mer intensiv enn en undersøkelse med tradisjonell 4D-seismikk. Når dette skjer inntil to ganger årlig gjennom en 30 års periode vil påvirkningen naturlig nok være større enn for tradisjonell 4D-seismikk som utføres én gang hvert 2. år.

Selv om seismikkskytingen gjentas opptil 2 ganger per år gjennom hele driftsperioden vil direkte skader på fisk påvirke en forsvinnende liten del av individene som måtte befinne seg på feltet. Som nevnt ligger gyteområde for blåkveite og hyse henholdsvis 20 NM og 22 NM fra feltet (Figur 4-23, Tabell 4-20), og vil angivelig ikke påvirkes av seismikkskytingen. For lodde på gytevandring gjelder samme vurdering som i kapittel 4.9.3.

Virkingen på fisk av PRM 4D-seismikk på Johan Castberg-feltet vil etter Tabell 1-1 vurderes som midlertidig (3), lokal (2) og av mindre omfang (1). Poengsummen blir 6. Basert på Tabell 1-2 vurderes konsekvensen som liten.

Marine pattedyr

PRM 4D-seismikk vil gjentas 1-2 ganger årlig og mer intensivt (flere timer med skyting) ved hver undersøkelse enn for tradisjonell 4D-seismikk. TTS og avstand for dette som nevnt i kapittel 4.9.3 vil antatt ikke endre seg, men PRM-seismikk vil påvirke et større antall dyr enn ved tradisjonell 4D-seismikk. Naturlig adferd til hvalene endres gjennom året alt etter parringstid, næringsøk, migrasjon, eller andre aktiviteter, og hvalene reagerer mest sannsynlig ulikt på seismikk alt etter hva de driver med. Seismikkskyting ved 5-6 måneders mellomrom vil kunne påvirke hvalene ved flere ulike aktiviteter enn tradisjonell 4D-seismikk uten at man vet hvilke konsekvenser dette kan få.

Virkinger av PRM 4D-seismikk på sjøpattedyr i området rundt Johan Castberg feltet vurderes etter Tabell 1-1 som midlertidig (3), lokal (2) og moderat (2). Poengsummen blir 7. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som liten, men vurderingen er foretatt på et svært dårlig kunnskapsgrunnlag, og gjelder bare hvis avbøtende tiltak implementeres.

4.9.5 Virkinger av støy fra skipstrafikk i forbindelse med Johan Castberg-feltet

Fisk

Det vil være jevn skipstrafikk til og fra Johan Castberg-feltet gjennom hele driftsperioden. Som nevnt kan fisk antakelig venne seg til jevn og gjentakende støy og utviser sjeldent responser til støy fra skip. Det er heller ikke vist noen effekter av allerede eksisterende skipstrafikk i Barentshavet på fiskebestander, og det er ingen grunn til å tro at skipstrafikk til og fra Johan Castberg-feltet vil føre til slike effekter.

Virkingen av støy fra skipstrafikk på Johan Castberg-feltet på fisk vurderes etter Tabell 1-1 som momentan (1), lokal (2) og mindre (1). Poengsummen blir 4. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som neglisjerbar.

Marine pattedyr

Det vil være regelmessig skipstrafikk til og fra Johan Castberg-feltet gjennom hele driftsperioden. Selv om støy fra skipstrafikk har potensiale til å forstyrre marine pattedyr er det høyst sannsynlig at hval og sel vil unngå skip.

Virkingen av støy fra skipstrafikk på Johan Castberg-feltet på marine pattedyr vurderes etter Tabell 1-1 som midlertidig (3), lokal (2) og av moderat omfang (2). Poengsummen blir 7. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som liten, men vurderingen er foretatt på et svært dårlig kunnskapsgrunnlag.

4.9.6 Virkninger av støy fra boring i forbindelse med Johan Castberg-feltet

Fisk

Fisk vil kunne høre lyd fra boreoperasjoner, men ettersom det vil være jevn lyd og ikke impulslyder som i seismikkskyting, er det sannsynlig at fisken venner seg til dette og ikke påvirkes nevneverdig.

Virkingen av boring på Johan Castberg-feltet på fisk vurderes etter Tabell 1-1 som momentan (1), lokal (2) og av mindre omfang (1). Poengsummen blir 4. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som ubetydelig.

Marine pattedyr

Det finnes svært få studier på hvordan støy fra boring kan påvirke marine pattedyr. Bach et al. (2010) gjennomførte studier av forekomst av nise (*Phocoena phocoena*) under boreaktiviteter ved Valdemarplattformene i Nordsjøen. Det ble ikke funnet noen endring i forekomst av nise under selve boringen.

Lavfrekvent during fra boreaktiviteter vil kunne merkes av, og muligens negativt påvirke hovedsakelig bardehvaler over hele Johan Castberg-feltet, men om lyden strekker seg utover feltet er usikkert. I det aktuelle området er dette problemet trolig noe større under vår- og høstmigrasjoner når flere arter passerer området.

Virkingen av boring på Johan Castberg-feltet på marine pattedyr vurderes etter Tabell 1-1 som midlertidig (3), lokal (2) og av moderat omfang (2). Poengsummen blir 7. Etter Tabell 1-2 klassifiseres konsekvensen som liten, men vurderingen er foretatt på et svært dårlig kunnskapsgrunnlag.

4.9.7 Avbøtende tiltak

For støy generert av boreaktiviteter og skipstrafikk er det ikke forventet at konsekvensene for marine pattedyr og fisk vil være av et slikt omfang at avbøtende tiltak anses som nødvendig.

JNCC guidelines angir en rekke tiltak for å minske påvirkninger på marine pattedyr i forbindelse med skyting av seismikk. For både tradisjonell seismikkinnsamling og ved PRM på Johan Castberg vil det anvendes soft start prosedyre for kilden på innsamlingsfartøyet før en starter innsamling av linjene. Dette betyr at en starter svakt med for eksempel en kildekomponent og øker gradvis til at hele kilden har full styrke over en gitt tidsperiode. Dette gjøres for å gi fisk og pattedyr som eventuelt er i området mulighet til å flytte på seg dersom signalet oppleves ubehagelig. Skyting stopper også dersom man ser marine pattedyr. Ifølge Kvadsheim et al. 2017 er soft start prosedyrer velegnet til å minke skadepotensialet av seismikk på marine pattedyr. Det anbefales i tillegg at man i størst mulig grad unngår å skyte seismikk i vandringsperiodene for marine pattedyr (Tabell 4-21), og å bruke observatører for marine pattedyr (MMO= Marine Mammal Observer) om bord. Dette kan begrense negativ påvirkning på marine pattedyr fra seismikk ytterligere.

Vurdering av konsekvens, grunnlag for vurderingen og antatt sårbare perioder for fisk og hval er oppsummert i Tabell 4-21. Periodene for seismikkskyting vil kunne justeres i drift ettersom en får mer erfaring og grunnlag for vurderingene. Ettersom det er mest ønskelig å skyte seismikk i sommerhalvåret anbefales det å holde seg til juni og juli, da det antas at hvalene for det meste befinner seg langs kysten av Svalbard og slikt sett ikke vil påvirkes i nærområdet til Johan Castberg.

Tabell 4-21 Perioder da fisk og hval kan være sårbare for undervannsstøy, og oppsummering av konsekvens. Sel oppholder seg langt fra Johan Castberg i sine sårbare perioder og er derfor ikke tatt med her.

Fisk			Hval		
Sårbarhets-perioder	Grunnlag for vurdering	Foreløpig konsekvens-vurdering	Sårbarhets-perioder	Grunnlag for vurdering	Foreløpig konsekvens-vurdering
Mest sårbar Februar-Mai, gyteperiode for flere arter.	Det finnes ingen endemiske arter på Johan Castberg-feltet. Gyteområder ligger 20 nm eller mer fra Johan Castberg. Fisk kan høre og blir skremt av seismikk, men atferdsmessige effekter synes å være kortvarige.	Tradisjonell 4D-seismikk: 5 = Ubetydelig konsekvens.	Mest sårbar April-mai, vandring nordover mot iskanten på næringssøk. September-oktober, vandring sørover for reproduksjon	Basert på data fra knølhval, vågehval og finnhval. Mye hval i Barentshavet i mest sårbare periode Fare for TTS innen 700 m fra seismikkfartøy. Fare for maskering eller skremmeeffekt lenger unna..	Tradisjonell 4D-seismikk: 6 = liten konsekvens
Sårbar Januar-Mars, når lodde foretar gytevandring over feltet		PRM 4D-seismikk: 6 = Liten konsekvens	Sårbar Juni-august, oppholder seg i Barentshavet, hovedsakelig langs iskanten,	PRM skytes ofte og vil berøre flere hval enn trad. 4D. Selv om hval oppholder seg mest langs iskanten kan de også påtreffes ellers i Barentshavet.	PRM 4D-seismikk: 7= liten konsekvens
Minst sårbar August-Desember			Minst sårbar November-April		

Operatøren vil nærmere driftsstart foreta en mer detaljert miljørisikovurdering. En slik risikovurdering vil bli basert på modellert utbredelse av lyd fra seismikk og kunnskap om lydnivåer og effekter på fisk og hval. I et samarbeid mellom Norges forskningsråd, Norsk institutt for naturforskning, DHI, Havforskningsinstituttet, Statoil og Total arbeides det med en modell som forsøker å predikere utbredelse av hval i Barentshavet (<http://marambs.dhigroup.com>). Denne vil også brukes i en risikovurdering, dersom den er mulig å bruke når det skal søkes om første runde av seismikk på Johan Castberg.

For å styrke grunnlaget for vurderingene om tilstedeværelse av hval på Johan Castberg feltet og kunnskapen om støypåvirkning på marine pattedyr anbefales det at det settes ut passive akustiske lyttestasjoner som en del av overvåkingsprogrammet. En slik overvåking vil kunne brukes for å bedre kartlegge sårbare perioder for sjøpattedyr, for så å unngå å skyte seismikk i disse perioder. En slik overvåking vil også være nyttig i forhold til modellering av utbredelsen av hval i et større område

5 Introduksjon av fremmede arter via ballastvann og påvekst på skip

Introduksjon av fremmede organismer regnes i dag som en av de alvorligste truslene mot det biologiske mangfoldet i marine økosystemer. For å sikre stabilitet under seilas uten last, har et lasteskip dedikerte tanker som fylles med vann (ballasttank), og som tømmes når skipet tar last om bord (her olje). Dette vannet betegnes ballastvann, og kan inneholde ulike livsstadier av marine organismer, hovedsakelig plankton eller arter som har planktoniske livsstadier. Utslipp av ballastvann på andre steder enn der det ble tatt ombord medfører risiko for spredning av fremmede arter. Fastsittende (påvekst) arter på utsiden av skipsskrog kan også føre til spredning av arter.

Gederaas et al. 2012 gir en utførlig diskusjon av problematikken rundt introduserte og uønskede arter i Norge, samt en oversikt over arter som har blitt innført (den såkalte svartelista), i dokumentet "Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012".

5.1 Generelt om konsekvenser av introduserte arter

For at en art skal kunne etablere seg på et nytt sted, må den bli ført til et område som likner dens opprinnelige levested, og som gir mulighet for overlevelse, vekst og reproduksjon. Det er bare unntaksvis at en tilfeldig introdusert art treffer miljøforhold som tillater etablering, og ofte må artene introduseres flere ganger før de klarer å etablere seg. Dersom en akvatisk art tolererer relativt stor variasjon i viktige miljøvariabler som temperatur, saltholdighet, lys og næringstilgang, øker dette sannsynligheten for overlevelse i ballastvann, og suksessfull etablering på nye steder. Hvis arten også reproducerer raskt, har få predatorer og er i stand til å konkurrere med lokale arter, kan den invadere og dominere i sitt nye habitat (Lund 2005).

Generelt er vanntemperaturen i Nord-Norge for lav til at selvreproduserende bestander fra varmere farvann, for eksempel Middelhavet, kan opprettholdes. Den lave vanntemperaturen og variasjonene i lysinnstråling ventes å være så uegnet for ikke-tilpassede organismer at disse ikke vil overleve lenge (Meld. St. 10 (2010-2011)). Klimaendringer og stigende havtemperaturer har de siste årene gjort at mange arter klarer seg lenger nord enn tidligere, og dette vil antakelig øke sjansene for etablering av fremmede arter. Dessuten har Norge Europas lengste og mest varierte kystlinje, og sjansene er gode for at introduserte arter finner et egnet levested (Elven et al. 2012 i Gederaas et al. 2012).

Skulle en art etablere seg i Barentshavet er det svært vanskelig å forutsi hvilke konsekvenser den kan ha på ulike deler av økosystemet. Noen arter etablerer seg og lever ubemerket som en del av det biologiske mangfoldet, mens andre formerer seg i stort antall og kan ha svært negativ virkning i sitt nye miljø. Elven et al. (2012) i Gederaas et al. (2012) definerer tre hovedgrupper av påvirkninger som introduserte arter kan ha på sitt nye miljø:

- En fremmed art kan okkupere hele eller deler av nisjen og habitatet til en stedegen art på samme trofiske nivå, og overta dens næringsgrunnlag (fortrengning).

Et klassisk eksempel på en art som trolig er innført med ballastvann er den amerikanske lobemaneten (*Mnemiopsis leidy*), som etter introduksjon i Nordsjøen og Østersjøen har spredt seg langs norskekysten og er registrert i store tettheter nord til Møre. Maneten konkurrerer om føden med tidlige livsstadier av fisk og kan ha stor innvirkning på fiskebestander. Den regnes

som en av de 100 verste invaderende arter i verden og står på norsk svarteliste over fremmede arter i kategorien "høy risiko" (Gederaas et al. 2012).

- En fremmed art kan sterkt redusere mengden av en stedegen art, spesielt ved predasjon eller parasittisme.

Et eksempel er den asiatiske svømmeblærenematoden (*Anguillicoloides crassus*) som har etablert seg hos ål (*Anguilla anguilla*), og som kan ha vært medvirkende årsak til at ål nå klassifiseres som kritisk truet (Elven et al. 2012 i Gederaas et al. 2012).

- En fremmed art kan endre miljøforholdene eller være så indirekte innflytelsesrik at den reduserer en eller flere stedegne arter.

Et eksempel er stillehavsosters (*Crassostrea gigas*) som blant annet kan omforme bløtbunn til hardbunn. Denne arten har etablert seg på mange lokaliteter langs kysten av Sør-Norge, og etableringen skyldes antakelig stigende havtemperatur som har gjort det mulig for arten å reproducere (Elven et al. 2012 i Gederaas et al. 2012).

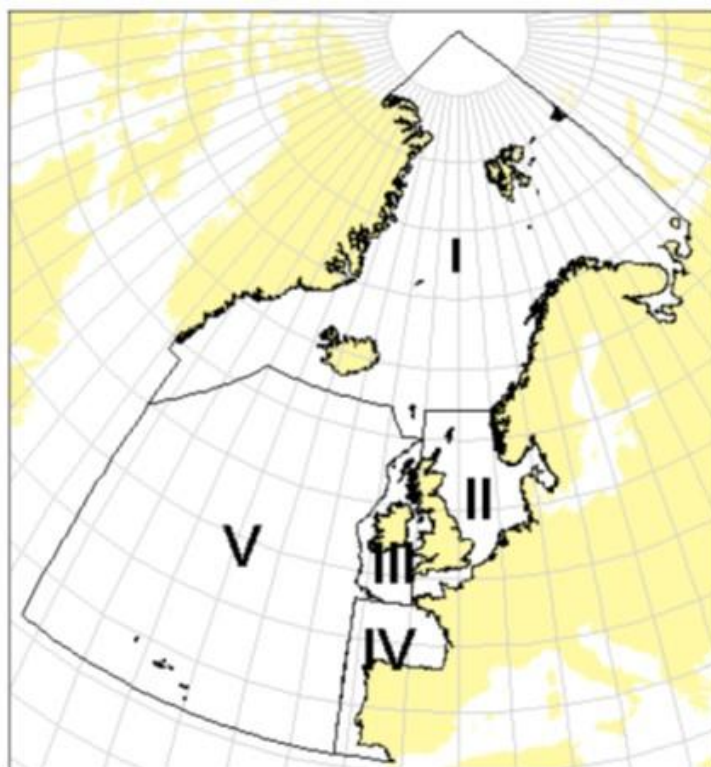
I Barentshavet og langs Finnmarkskysten er det spesielt to introduserte arter som er i fokus. Kongekrabben (*Paralithodes camtschaticus*) har spredt seg langs Finnmarkskysten til Hammerfest etter at den ble satt ut i Kolafjorden av russiske forskere på 1960-tallet. Krabben har hatt betydelige effekter på bunnfaunasamfunnet i bl.a. Varangerfjorden der endringene som ble observert kunne sammenliknes med markant forurensing eller kraftig overgjødsling (Oug et al. 2009).

Snøkrabbe (*Chionoecetes opilio*) er en kaldtvannsart, og er mistenkt for å ha kommet til Barentshavet som planktoniske larver i ballastvann. Den har etablert en betydelig bestand i det nordøstlige Barentshavet. Arten foretrekker kaldt vann og ventes å spre seg til områdene rundt Svalbard. Snøkrabbe spiser annen bunnfauna og det er sannsynlig at den vil påvirke ulike økosystemfunksjoner. Hvilken effekt introduksjonen av snøkrabbe har på økosystemet i Barentshavet er foreløpig dårlig kjent, men den overvåkes som en art med høy risiko for økosystemet (<http://www.artsdatabanken.no>).

5.2 Regelverk for håndtering av ballastvann

Den internasjonale Ballastvannkonvensjonen ble vedtatt av FNs Sjøfartsorganisasjon (IMO) i 2004, og skal regulere håndtering av og redusere risiko for spredning av fremmede arter via ballastvann. Konvensjonen trer i kraft 8. september 2017 og sier blant annet at innen 2020 skal alle skip ha installert rensesystemer for ballastvann. Norge har gjennomført store deler av konvensjonens krav gjennom «forskrift om hindring av spredning av fremmede organismer via ballastvann og sedimenter fra skip (ballastvannforskriften)», som trådte i kraft 1. januar 2010. Forskriften krever at utskifting av urensset ballastvann skal finne sted i områder med minimum 200 m vanddyb og 200 nautiske mil (nm) (≈370 km) fra grunnlinjen, eventuelt 50 nm (≈93 km) der dette ikke er mulig. Ballastvann kan også skiftes i forhåndsdefinerte områder for alle skip som seiler inn og ut av norsk territorialfarvann og økonomisk sone. Dette gjelder for ballastvann tatt opp utenfor nærmere bestemte regioner, eller utenfor bestemte områder innad i disse regionene. De fastsatte regionene er gitt i Figur 5-1. Det stilles videre krav til maksimalt antall og størrelse av organismer i rensset ballastvann som kan slippes ut, og det skal føres ballastvanndagbok.

Kravene i ballastvannforskriften vil ligge til grunn for håndtering av ballastvann i Johan Castberg prosjektet.



Figur 5-1 Fastsatte regioner for opptak og utslipp av ballastvann. I: Barentshavet og Norskehavet, II: Nordsjøen, III: Irskesjøen, IV: Biscaya med farvannene rundt den Iberiske halvøy, V: Det nordlige Atlanterhavet. (Kilde: Ballastvannforskriften).

5.3 Mulige konsekvenser for Johan Castberg

Utbygging av Johan Castberg vil føre til økt skipstrafikk til installasjonen på feltet. I driftsfasen vil skytteltankere regelmessig hente oljen og transportere den til Nord-Europa slik at ballastvann på Johan Castberg feltet kan inneholde organismer som er utbredt i Nordsjøen.

De fysiske forholdene i Nordsjøen er forskjellige fra Barentshavet. Likevel er det arter som finnes naturlig felles for de to områdene og klarer seg bra på begge steder. Med klimaendringer er det også mulig at sørlige arter vil klare seg bedre i nordlige farvann.

Det er lite trolig at arter som kommer fra kystnære områder (f. eks. fjæresone eller grunne habitater langs kysten) i Nord-Europa kan etablere seg på dypt vann ved Johan Castberg i Barentshavet. Risikoen for introduksjon av fremmede arter via ballastvann eller påvekst på skip til Johan Castberg området regnes derfor som svært liten.

Marine dyr flytter seg naturlig med havstrømmer, som blindpassasjerer på andre marine arter (f. eks. fisk, skilpadder eller fugl), eller de kan komme drivende som påvekst på marint søppel. Dette er forflytningsveier som innebærer lang tid på reise og gjerne gjennom svært forskjellige miljøer, og muligheten for å overleve er liten. Arter som blir tatt inn med ballastvann eller som begroing på skip vil forflytte seg betydelig raskere enn arter som naturlig flytter seg med havstrømmene. En ballasttank kan også representere et mer stabilt miljø å forflytte seg i, og det er mulig at dette kan øke overlevelsen og muliggjør etablering på et nytt sted.

Arter vil forflytte seg og kolonisere nye områder naturlig, men når de gjør det for egen maskin skjer dette i et mye saktere tempo enn når de får "hjelp" av mennesker. Sakte betyr at annet liv i et nytt område stort sett får noe tid til å tilpasse seg den nye arten. En plutselig introdusert art kan gjøre stor skade. I tillegg kan en fremmed art som gjør skade også gi økonomiske

konsekvenser, som for eksempel lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* som ble introdusert til norske elver som en blindpassasjer med utsetting av lakseyngel fra Østersjøområdet.

Johan Castberg-feltet ligger 96 nm fra grunnlinjen rundt Bjørnøya, 98 nm fra grunnlinjen langs norskekysten, og på 380 meters dyp. Kravet om utslipp av ballastvann minst 200 nm fra land kan dermed ikke innfris, men det er lov å slippe ut urensset ballastvann 50 nm fra grunnlinjen når havdypet er mer enn 200m.

Dersom en fremmed art skulle klare å etablere seg vil virkningen på alle typer naturressurser i etableringsområdet, med terminologien presentert i Tabell 1-1, klassifiseres som permanent (4), regional (3) og av kraftig omfang (4). Samlet poengsum 11. Konsekvensen vurderes som stor, etter Tabell 1-2. Det påpekes likevel at risikoen for introduksjon av fremmede arter via ballastvann eller påvekst på skip til Johan Castberg området er liten.

5.4 Avbøtende tiltak og overvåkning av mulige fremmede arter

Rensing av ballastvann og andre tiltak som forhindrer introduksjoner av fremmede arter bør gjøres som et føre-var-prinsipp for å forhindre etablering av fremmede arter. Dette vil være påkrevet av både ballastvannforskriften og internasjonalt lovverk (IMO) før Johan Castberg kommer i drift.

Det vil sannsynligvis være begrenset behov for overvåkning av fremmede arter ved Johan Castberg så lenge bestemmelsene i Ballastvannforskriften følges.

6 Virkninger av uhellsutslipp

Miljørisikoanalysen er basert på konseptet der risikoen er produktet av frekvens og virkning av en uønsket hendelse. Analysen gjøres på bakgrunn av opplysninger om typer og mengder utslipp som kan oppstå som følge av en uønsket hendelse i forbindelse med en planlagt aktivitet, forekomsten av sårbare miljøressurser som kan påvirkes og skaden som kan oppstå. Dette blir holdt opp imot operatørens forhåndsdefinerte akseptkriterier. Akseptkriteriene beskriver den høyeste akseptable frekvensen for en påvirkning av et gitt omfang, ofte uttrykt som forekomst av hendelse per tidsenhet eller antall operasjoner, som operatøren er villig til å ta, og som myndighetene også kan akseptere.

Miljørisikoanalysen gjennomføres i flere trinn. Første trinn er å beskrive hvilke utslipp en uønsket hendelse knyttet til en tids- og stedfestet aktivitet kan medføre (f.eks. en utblåsning fra en boring, et skipsforlis eller brudd på en rørledning). Akutte utslipp av hydrokarboner er blant de alvorligste uønskede hendelsene som krever særskilte beredskapstiltak, basert på en forutgående miljørisiko-analyse.

For en boreoperasjon benyttes tilgjengelig informasjon om reservoaret (trykk og temperatur), evt. tidligere brønner og verdensomspennende statistikk til beskrivelse av mulig hendelsesforløp ved en utblåsning. Alle oljefelt på norsk sokkel har unike oljekvaliteter, og kvaliteten varierer også ofte over et felts produksjonstid. Der en ikke har kunnskap om oljetyper kan data hentes fra databaser over oljeegenskaper ved nærliggende eller antatt representative oljefelt. For Johan Castberg har en forvitningsstudier for væsken i alle de tre reservoarene (Skrugard, Havis og Drivis). Analyser av hendelser som kan føre til utslipp (såkalte DFUer, definerte fare- og uhellshendelser) gjennomføres for å få et best mulig bilde av hvilke uønskede hendelser som kan inntreffe.

Det legges således en rekke viktige premisser for miljørisikoanalysen i de innledende valgene av inngangsdata og forutsetninger:

1. Tid og sted for et mulig utslipp
2. Utslippsrate og varighet av utslipp
3. Oljetype
4. Utslipp på havbunnen eller på havoverflaten

Det er utviklet modellverktøy som beskriver spredningen av et oljesøl ved en gitt vær-situasjon og som, på bakgrunn av historiske værdata, beregner hvordan oljen spres i vannsøylen og på overflaten over tid. Dette trinnet krever historiske data om bla. vær, vind og havstrømmer. I Norge finnes slike data hos bl.a. Meteorologisk institutt. Beregningsmodellene angir da blant annet spredningsretning, mengder og korteste ankomsttid for olje ved en gitt vær-situasjon. Dette er viktig informasjon for planlegging av beredskapstiltak.

Det foretas et stort antall enkeltsimuleringer for hver hendelse eller hvert enkelt scenario av en hendelse, med god spredning i valget av vær-scenario. Et enkelt scenario av en gitt hendelse er bestemt av en rate og varighet for hendelsen, og benyttes for utblåsningshendelser. Hvert enkeltscenario har en sannsynlighet for å inntreffe.

Med bakgrunn i beregningene gjennomført for et stort antall ulike enkeltsimuleringer, presenteres samlefigurer med oversikt over eksempelvis forekomst av en gitt mengde olje på

hav eller strand i et punkt eller et geografisk avgrenset område, ofte en 10 x 10 km modellrute. Basert på det antallet enkeltsimuleringer som har gitt treff av olje på et gitt geografisk punkt, beregnes ankomstfrekvens, som presenteres som sannsynlighet for treff av olje i dette punktet gitt et uhellsutslipp. Områdene kalles influensområder, og presenteres som polygoner med forventet mengde/konsentrasjon av olje i rutene eller ulik %-sannsynlighet for treff av >1 tonn olje i modellrutene. Resultatet presenteres enten for hvert enkelt scenario i hendelsen (en gitt rate, varighet og frekvens) eller for samtlige av rate- og varighetskombinasjonene samlet for hver hendelse, hvor hvert scenario for en hendelse bidrar til det samlede bildet i henhold til scenariets frekvens.

Ved et reelt uhellsutslipp vil reelle data for bla. vind, strøm, tidevann og temperatur legges inn i spredningsmodellen, og spredningsbanen simuleres for de aktuelle forholdene for å beregne hvor oljen tar veien og hvor beredskapen skal dirigeres. Dette kalles enkeltsimuleringer, og det totale, statistiske influensområdet er summen av de modellerte enkeltsimuleringene.

Influensområdet er det geografiske området, innenfor hvilket et oljesøl med en gitt sannsynlighet vil forekomme eller en sannsynlig mengde vil opptre, og hvor beredskapsinnsats er nødvendig. Det er viktig å påpeke at et søl ikke nødvendigvis vil dekke hele influensområdet, som er en representasjon av hvor oljen med størst sannsynlighet vil treffe og hvor sannsynligheten er størst for at de biologiske ressursene berøres. I kapittel 6.2 presenteres både statistiske influensområder og det berørte området for enkeltsimuleringer.

I miljørisikoanalysens neste trinn anvendes kunnskap om forekomsten og fordelingen av sårbare biologiske ressurser (eksempelvis sjøfuglbestander, fiskeegg/larver eller sårbare habitater) innenfor influensområdet, og det beregnes hvilken andel av bestandene som vil kunne eksponeres for olje (mengder, konsentrasjon og varighet).

Ved bruk av såkalte skadenøkler, utviklet på bakgrunn av empiriske data fra felt og laboratorieforsøk, beregnes deretter et potensielt bestandstap og forventet varighet av normaliseringsperioden etter hendelsen (restitusjon). Dette omgjøres til en klasse av miljøpåvirkning, basert på forventet restitusjonstid.

Dersom analysen viser en uakseptabelt høy frekvens eller alvorlighetsgrad av skade (målt mot det definerte akseptkriteriet) vurderes avbøtende tiltak, som f.eks. flytting av planlagt aktivitet til en årstid med færre sårbare biologiske ressurser tilstede.

Utslipp av olje eller kjemikalier fra utilsiktede hendelser omfatter alle typer uhell, fra ukontrollerte utblåsninger til mindre lekkasjer og søl. Det er utført en miljørisikoanalyse for mulige større utslipp offshore (Stephansen et al. 2017). Det er identifisert flere mulige fare- og ulykkehendelser (DFUer), og for disse er det etablert en omfattende matrise av mulige utslippsrater og -varigheter og sannsynligheten for at disse vil inntreffe. Det er gjennomført oljedrifts- og miljørisikoberegning for samtlige DFUer.

I det følgende beskrives mulige hendelser og virkninger av uforutsette utslipp som ikke er omfattet av miljørisikoanalysen. Deretter beskrives virkninger av større uforutsette utslipp som omfattes av miljørisikoanalysen (Stephansen et al. 2017).

6.1 Mindre uforutsette utslipp på Johan Castberg

I forbindelse med boreoperasjoner vil det kunne forekomme små utilsiktede utslipp av for eksempel borevæsker eller andre kjemikalier fra driftsprosessen. Slike små uforutsette utslipp er ikke omfattet av miljørisikoanalysen.

De hyppigst forekommende uhellsutslippene i en driftsfase er mindre utslipp av hydraulikkolje og andre oljebaserte produkter knyttet til prosessanlegg og dekkområder på innretninger. Utslippene er kun unntaksvis større enn 100 liter.

Normalt vil eventuelle utslipp av borevæsker omfatte små volumer, anslagsvis mindre enn 10 m³. Vannbaserte borevæsker vil normalt fortynnes og spres ut i vannmassene, mens oljebaserte borevæsker kan akkumuleres i sedimentene eller danne tynne oljefilmer på havoverflaten. Andre utslipp er lekkasjer på ventiler knyttet til sjøbunns-installasjoner og injeksjon av kjemikalier i brønnstrømmen, hvor utslippsvolumene kan bli relativt store (>100 m³).

6.1.1 Virkninger av mindre uforutsette utslipp fra boring, anleggs- og driftsfase

Virkninger av et uhellsutslipp i det marine miljøet av produksjonskjemikalier er basert på mengde, tidspunkt, hvor i vannsøylen utslippet skjer og typen kjemikalie som slippes ut. Ved utslipp av grønne og gule kjemikalier er konsekvensene små på bestandsnivå. Individuer kan imidlertid påvirkes.

Et uhellsutslipp av vannbaserte borevæsker vil raskt fortynnes i vannmassene og konsekvensene vil være små. Det skal kun brukes små mengder oljebaserte borevæsker. Et uhellsutslipp kan føre til lokal forurensning av hydrokarboner.

Virkningen av uhellsutslipp av mindre mengder borevæske eller kjemikalier på Johan Castberg-feltet på alle dyregrupper, inkludert naturvernområder vil, med terminologien presentert i Tabell 2, klassifiseres som kortvarige (2), nærområdetilknyttet (1) og av mindre omfang (1). Den samlede poengsummen blir 4. Etter Tabell 3 vurderes konsekvensen som ubetydelig.

6.1.2 Avbøtende tiltak for mindre utslipp

For å hindre mindre utslipp til sjø vil man designe anlegg og utstyr på en slik måte at eventuelle søl vil bli fanget opp av barrierer (kanter), og ikke går til sjø. Det vil være nivåmalere og alarmer i oljetanker og kjemikalietanker for å hindre overfylling, og varsle om lekkasjer.

6.2 Større uforutsette utslipp på Johan Castberg

Miljørisikoanalysen for Johan Castberg (Stephansen et al. 2017) har vurdert seks ulike DFUer:

DFU 1: Ukontrollert utstrømning under produksjonsboring

DFU 2: Ukontrollert utstrømning under produksjon, ved komplettering eller kabeloperasjoner

DFU 3: Utslipp fra FPSO (lagertank)

DFU 4: Utslipp fra skytteltanker

DFU 5: Utslipp fra stigerør/feltinterne rør

DFU 6: Utslipp fra omlasting

Hver DFU har en sannsynlighet for å inntreffe som beregnes med bakgrunn i omfang av aktiviteten og historiske ulykker. Tap av brønnkontroll og påfølgende utblåsning kan inntreffe i forbindelse med ulike brønnaktiviteter. Sannsynligheten for at slike hendelser skal inntreffe beregnes ut fra historiske data for faktiske utslippshendelser. Videre beregnes de potensielle utblåsningsratene og -varighetene som statistiske fordelinger, hvor hver kombinasjon av rate og varighet representerer et scenario av hendelsen. Sannsynlighetene for utslipp fra FPSO og skytteltanker (ved en kollisjon), samt under omlasting og fra stigerør/feltinterne rør, er basert på historiske data og faglig skjønn. Det samme gjelder rater og varigheter etablert for disse DFUene.

Tabell 6-1 gir en oversikt over beregnede utslippsrater og -varigheter, samt frekvens for hendelse og enkeltscenarier, for hver av de seks DFUene som inngår i miljørisikoanalysen for Johan Castberg. DFU 1 og DFU 2 regnes som de to mest alvorlige hendelsene ettersom disse hendelsene kan føre til at oljen når land. Disse er beskrevet i kapittel 6.2.1 De resterende fire DFU-ene er beskrevet i vedlegg 2.

Tabell 6-1 Utslippsrater og –varigheter, samt frekvenser, for de ulike DFUene som inngår i den miljørettede risikoanalysen for Johan Castberg (Statoil, 2017a, 2017b).

(DFU#)	Aktivitet	Ant. pr. år	Frekvens pr. aktivitet	Frekvens pr. år	Sjøbunn/Overflate	Sannsynlighets-ford. sjøbunn/overflate (gitt hendelse)	Rate (Sm ³ /døgn)	Sannsynlighet for raten, gitt utslippsscenario	Total-frekvens for raten	Varighet av utslippet (døgn) og sannsynlighet (andel) for varigheten						
										1 time	1	2	5	14	35	70
1	Boring	8	$3,47 \times 10^{-5}$	$2,8 \times 10^{-4}$	Overflate	0,2	500	0,2	$1,1 \times 10^{-5}$			0,575 $6,33 \times 10^{-6}$	0,189 $2,08 \times 10^{-6}$	0,140 $1,54 \times 10^{-6}$	0,046 $5,06 \times 10^{-7}$	0,050 $5,50 \times 10^{-7}$
					Sjøbunn	0,8	500	0,2	$4,5 \times 10^{-5}$			0,431 $1,94 \times 10^{-5}$	0,188 $8,46 \times 10^{-6}$	0,179 $8,06 \times 10^{-6}$	0,076 $3,42 \times 10^{-6}$	0,126 $5,67 \times 10^{-6}$
					Overflate	0,2	10 000	0,8	$4,5 \times 10^{-5}$			0,575 $2,59 \times 10^{-5}$	0,189 $8,51 \times 10^{-6}$	0,140 $6,30 \times 10^{-6}$	0,046 $2,07 \times 10^{-6}$	0,050 $2,25 \times 10^{-6}$
					Sjøbunn	0,8	10 000	0,8	$1,8 \times 10^{-4}$			0,431 $7,76 \times 10^{-5}$	0,188 $3,38 \times 10^{-5}$	0,179 $3,22 \times 10^{-5}$	0,076 $1,37 \times 10^{-5}$	0,126 $2,27 \times 10^{-5}$
2	Produksjon	15	$1,57 \times 10^{-5}$	$2,4 \times 10^{-4}$	Sjøbunn	1,0	4 200	1	$2,4 \times 10^{-4}$			0,431 $1,03 \times 10^{-4}$	0,188 $4,51 \times 10^{-5}$	0,179 $4,30 \times 10^{-5}$	0,076 $1,82 \times 10^{-5}$	0,126 $3,02 \times 10^{-5}$
					Overflate	0,95	4 200	1	$8,7 \times 10^{-4}$			0,575 $5,00 \times 10^{-4}$	0,189 $1,64 \times 10^{-4}$	0,140 $1,22 \times 10^{-4}$	0,046 $4,00 \times 10^{-5}$	0,050 $4,35 \times 10^{-5}$
	Komplettering	8	$1,15 \times 10^{-5}$	$9,2 \times 10^{-4}$	Overflate	0,95	4 200	1	$8,7 \times 10^{-4}$			0,575 $5,00 \times 10^{-4}$	0,189 $1,64 \times 10^{-4}$	0,140 $1,22 \times 10^{-4}$	0,046 $4,00 \times 10^{-5}$	0,050 $4,35 \times 10^{-5}$
					Sjøbunn	0,05	4 200	1	$4,6 \times 10^{-5}$			0,431 $1,98 \times 10^{-5}$	0,188 $8,65 \times 10^{-6}$	0,179 $8,23 \times 10^{-6}$	0,076 $3,50 \times 10^{-6}$	0,126 $5,80 \times 10^{-6}$
Kabel-operasjoner	1	$3,81 \times 10^{-6}$	$3,8 \times 10^{-6}$	Sjøbunn	1,0	4 200	1	$3,8 \times 10^{-6}$			0,431 $1,64 \times 10^{-6}$	0,188 $7,14 \times 10^{-7}$	0,179 $6,80 \times 10^{-7}$	0,076 $2,89 \times 10^{-7}$	0,126 $4,79 \times 10^{-5}$	
3	FPSO	-	-	$4,4 \times 10^{-5}$	Overflate	1,0	16 600	1	$4,4 \times 10^{-5}$			1 $4,4 \times 10^{-5}$				
4	Skytteltanker	-	-	$9,5 \times 10^{-4}$	Overflate	1,0	12 000	1	$9,5 \times 10^{-4}$			1 $9,5 \times 10^{-4}$				
5a	Stigerør/feltinterne rør u/Drivis	-	-	$9,7 \times 10^{-3}$	Sjøbunn	1,0	500	1	$9,7 \times 10^{-3}$		$9,7 \times 10^{-3}$					
5b	Stigerør/feltinterne rør m/Drivis	-	-	$1,67 \times 10^{-2}$	Sjøbunn	1,0	800	1	$1,67 \times 10^{-2}$		$1,67 \times 10^{-2}$					
6	Omlasting	-	-	$1,1 \times 10^{-2}$	Overflate	1,0	1 000	1	$1,1 \times 10^{-2}$		$1,1 \times 10^{-2}$					
		Lys gul bakgrunn: Frekvens for de mest sannsynlige hendelsene for en gitt rate og aktivitet														
		Lys blå bakgrunn: Frekvens for de minst sannsynlige hendelsene for en gitt rate og aktivitet														

Blå fet skrift: Influensområdet for dette scenariet er presentert separat i tillegg til influensområdet for DFU. **Stiplet rosa ramme:** Det er presentert forløpet av enkeltsimuleringer fra oljedriftssimuleringene for scenariet.

6.2.1 DFU 1 og 2 – Tap av brønnkontroll

Utslippshendelsene som gir hovedbidraget til miljørisiko er utblåsninger som en konsekvens av tap av brønnkontroll. Tap av brønnkontroll og påfølgende utblåsning fra brønnen kan inntreffe under boring, produksjon, komplettering og kabeloperasjoner

En benytter historiske data på utslippshendelser for å beregne sannsynlighet for utblåsning ved de ulike aktivitetene. Det er gjort beregninger for sjøbunnsutslipp og overflateutslipp. Det er knyttet sannsynligheter til de enkelte kombinasjoner for om utslippene skjer på sjøbunn eller i overflate, og sannsynligheten for ulike rater og varigheter.

Miljørisikoanalysen for Johan Castberg er gjennomført med utgangspunkt i et år (2022) hvor man forventer høy aktivitet. Analysen er derfor dekkende, men resultatene konservative, for de årene hvor man forventer færre aktiviteter/operasjoner.

Utslippsrater og fordelinger

De beregnede ratene ved en ukontrollert utstrømning fra brønnen varierer fra 500 til 10 000 Sm³/døgn. Den mest sannsynlige raten, både ved sjøbunns- og overflateutblåsning, er 4 200 Sm³/døgn. Ved en ukontrollert utstrømning fra brønnen under boring, produksjon eller kabeloperasjoner vil oljen mest sannsynlig strømme ut på havbunnen, mens den mest sannsynlig strømmer ut på overflaten ved tap av brønnkontroll under komplettering (se Tabell 6-1).

Lengste beregnede varighet

Lengste beregnede varighet på en utblåsning er 70 døgn. Det er denne tiden det i verste fall vil ta å bore en avlastningsbrønn. Varigheten med det største sannsynlighetsbidraget er 2 døgn.

Sannsynligheten for verste brønntap (størst akkumulert utslippsvolum)

Det potensielt verste scenariet som er identifisert i analysen vil være et langvarig overflate- eller sjøbunnsutslipp, med 10 000 Sm³/døgn i 70 døgn. Sannsynligheten for slike hendelser er lav; $2,3 \times 10^{-6}$ for utstrømning på overflaten og $2,3 \times 10^{-5}$ for utstrømning på havbunnen (som tilsvarer hhv. 1 hendelse hver 435 000 og hver 43 000 år dersom aktiviteten over året er som forventet i 2022).

Sannsynligheten for det mest representative brønntapet (forventet rate og varighet)

Den kombinasjonen av utslippsrate og –varighet som har høyest frekvens er et overflateutslipp på 4 200 Sm³/døgn i 2 døgn. Sannsynligheten for et slikt scenario er $5,0 \times 10^{-4}$ (det tilsvarer 1 hendelse hvert 2 000 år dersom aktiviteten over året er som forventet i 2022).

Vektet rate og varighet

En vektet rate og varighet tar hensyn til rate-varighetsfordelingen. Vektet rate for overflateutblåsning og sjøbunnsutblåsning ved produksjonsboring (DFU 1) er begge 8100 Sm³/d. Vektet varighet er 9,2 døgn ved overflateutblåsning og 15,8 døgn ved sjøbunnsutblåsning.

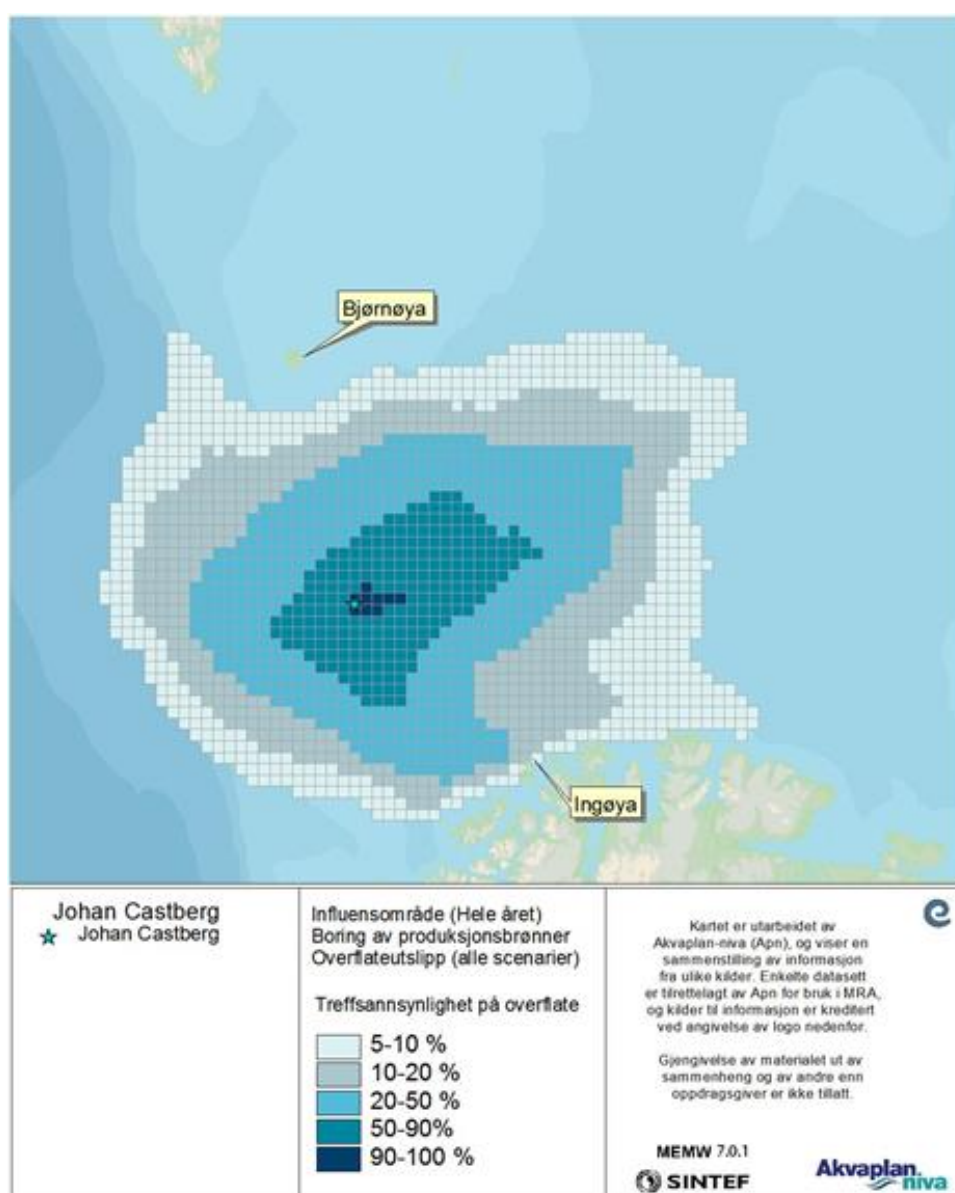
6.2.2 Oljedriftsberegninger

DFU 1- Ukontrollert utstrømning under produksjonsboring)

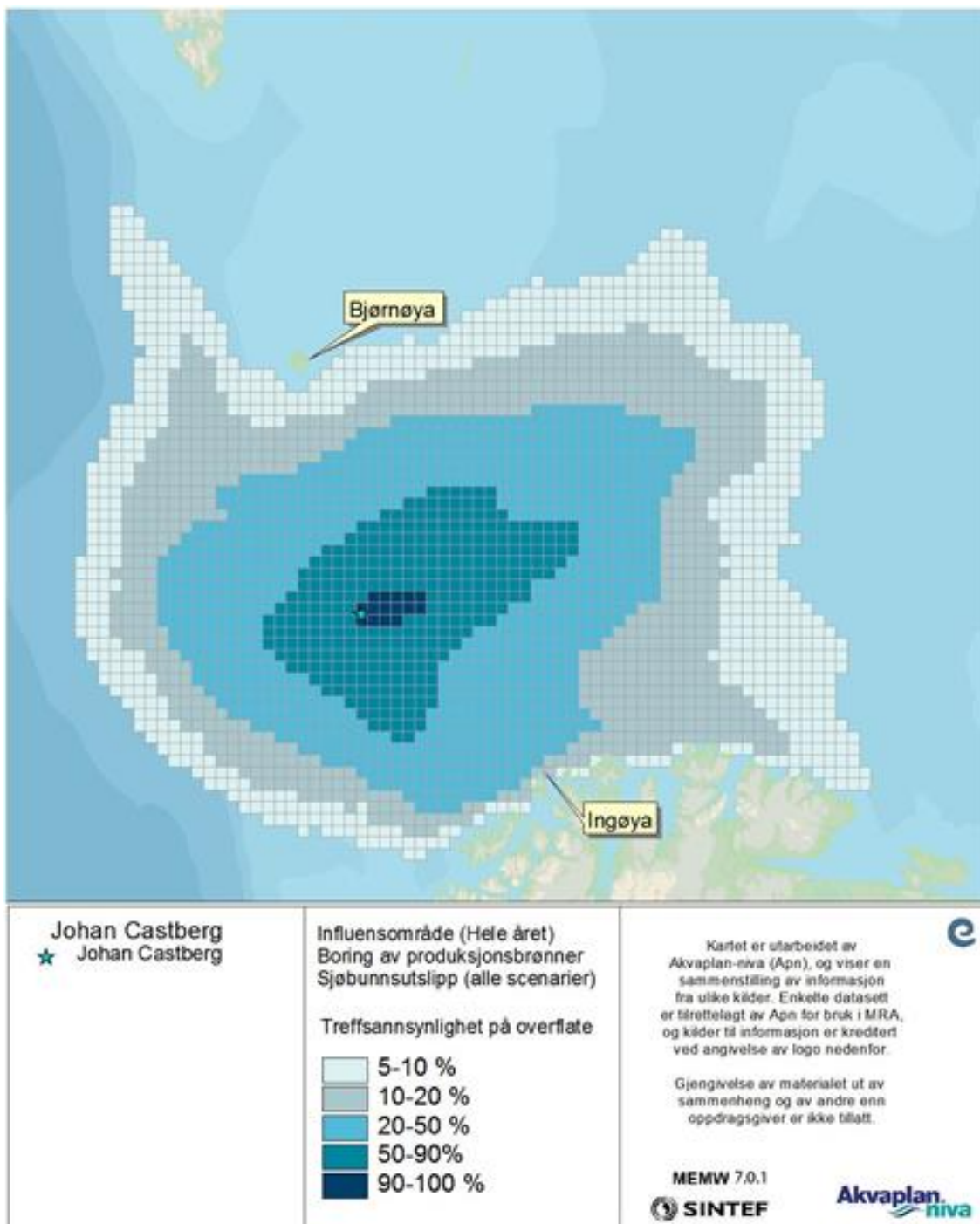
Figur 6-1 og Figur 6-2 viser sannsynligheten for treff av >1 tonn olje på overflaten, beregnet fra alle simuleringer av hhv. en sjøbunns- og en overflateutblåsning under boringen av produksjonsbrønner på Johan Castberg (statistikk for hele året).

Figur 6-3 viser vektete oljemengder på overflaten og på strand (tonn) beregnet fra alle simuleringene av en sjøbunnsutblåsning under boringen av produksjonsbrønner på Johan Castberg (statistikk for hele året).

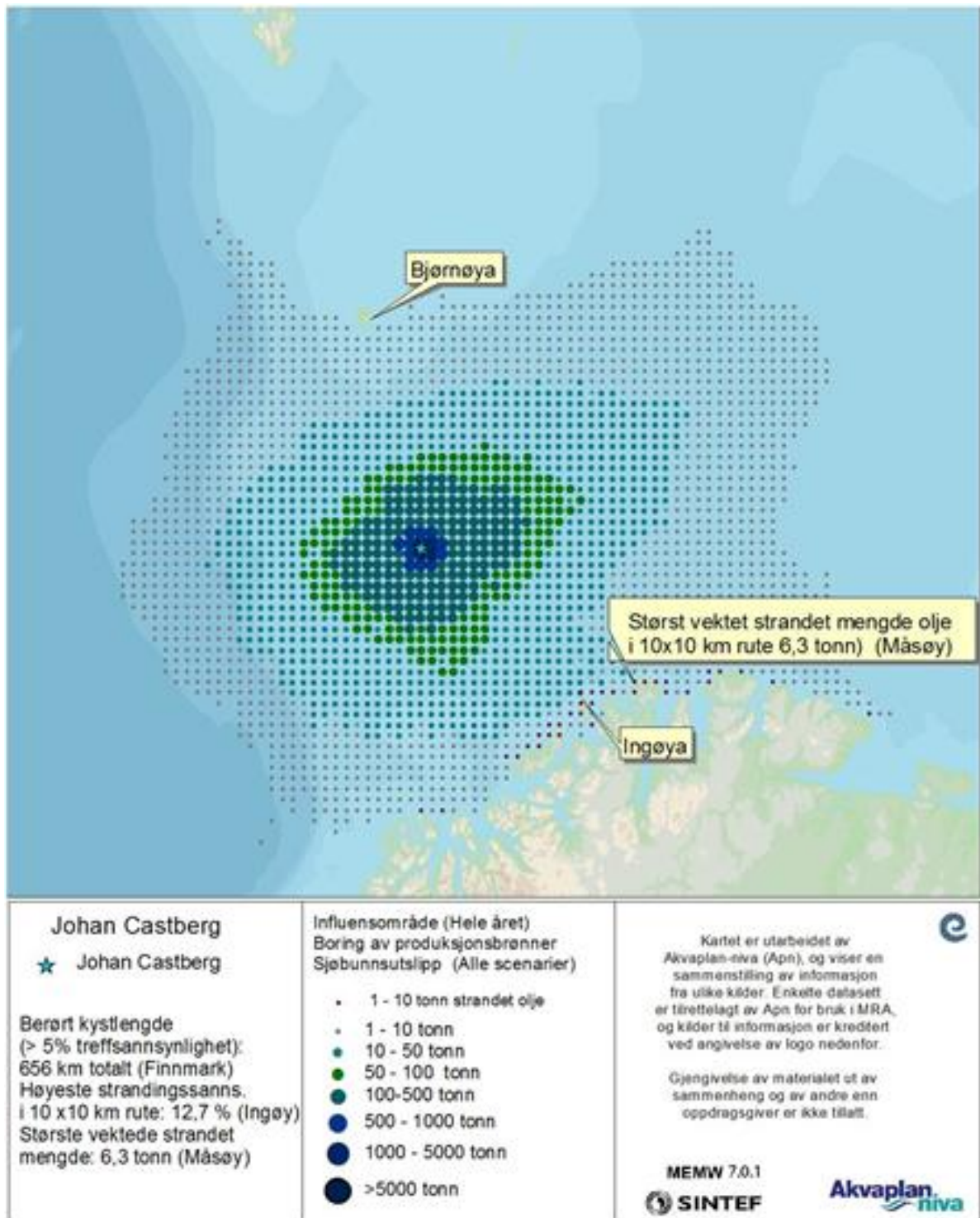
Figur 6-4 og Figur 6-5 viser sannsynligheten for treff av >1 tonn olje på overflaten, beregnet fra alle simuleringer av en sjøbunnsutblåsning med utslippsrate 10 000 Sm³/døgn (høyeste rate) i 14 døgn og 10 000 Sm³/døgn i 70 døgn, under boringen av produksjonsbrønner på Johan Castberg (statistikk for hele året).



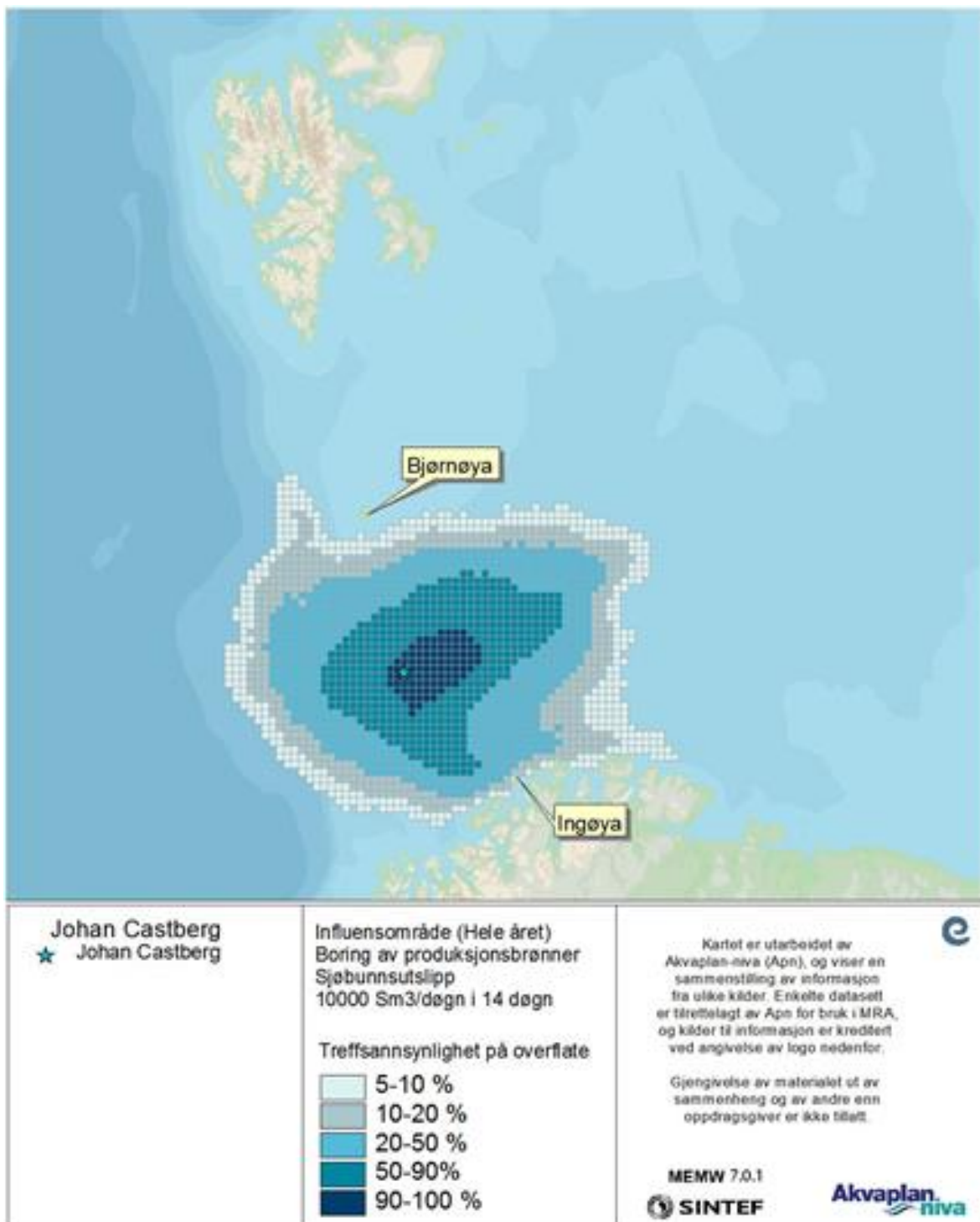
Figur 6-1 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km modellrute ved en overflateutblåsning under boringen av produksjonsbrønner på Johan Castberg.



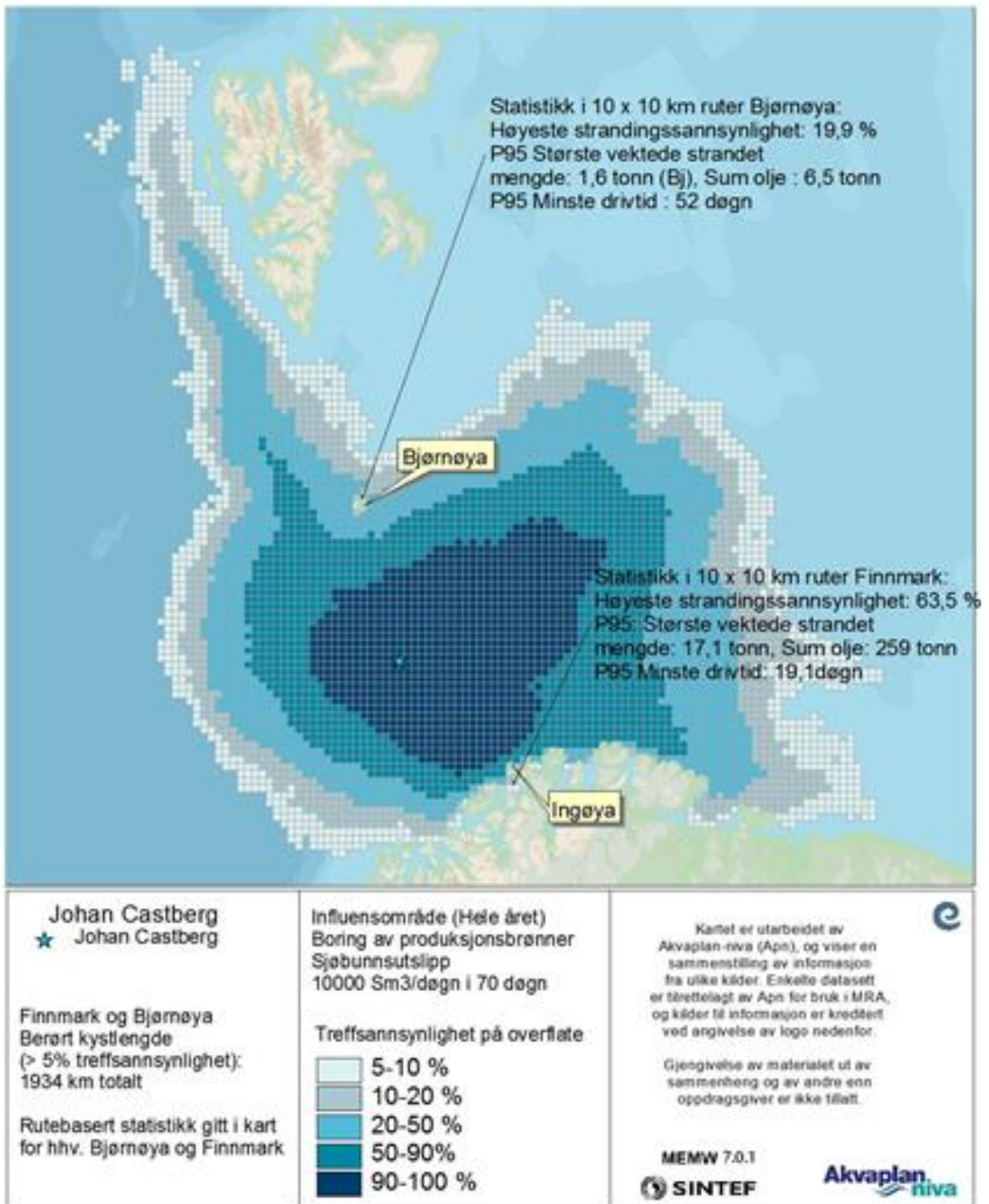
Figur 6-2 Figur 6 1-Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km modellrute ved en sjøbunnsutblåsning under boringen av produksjonsbrønner på Johan Castberg.



Figur 6-3 Vektete oljemengder på overflaten og på strand (i tonn) beregnet fra alle simuleringene av en sjøbunnsutblåsning under boringen av produksjonsbrønner på Johan Castberg (hele året).



Figur 6-4 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km modellrute ved en sjøbunnsutblåsning på 10 000 Sm³/døgn i 14 døgn under boringen av produksjonsbrønner på Johan Castberg.



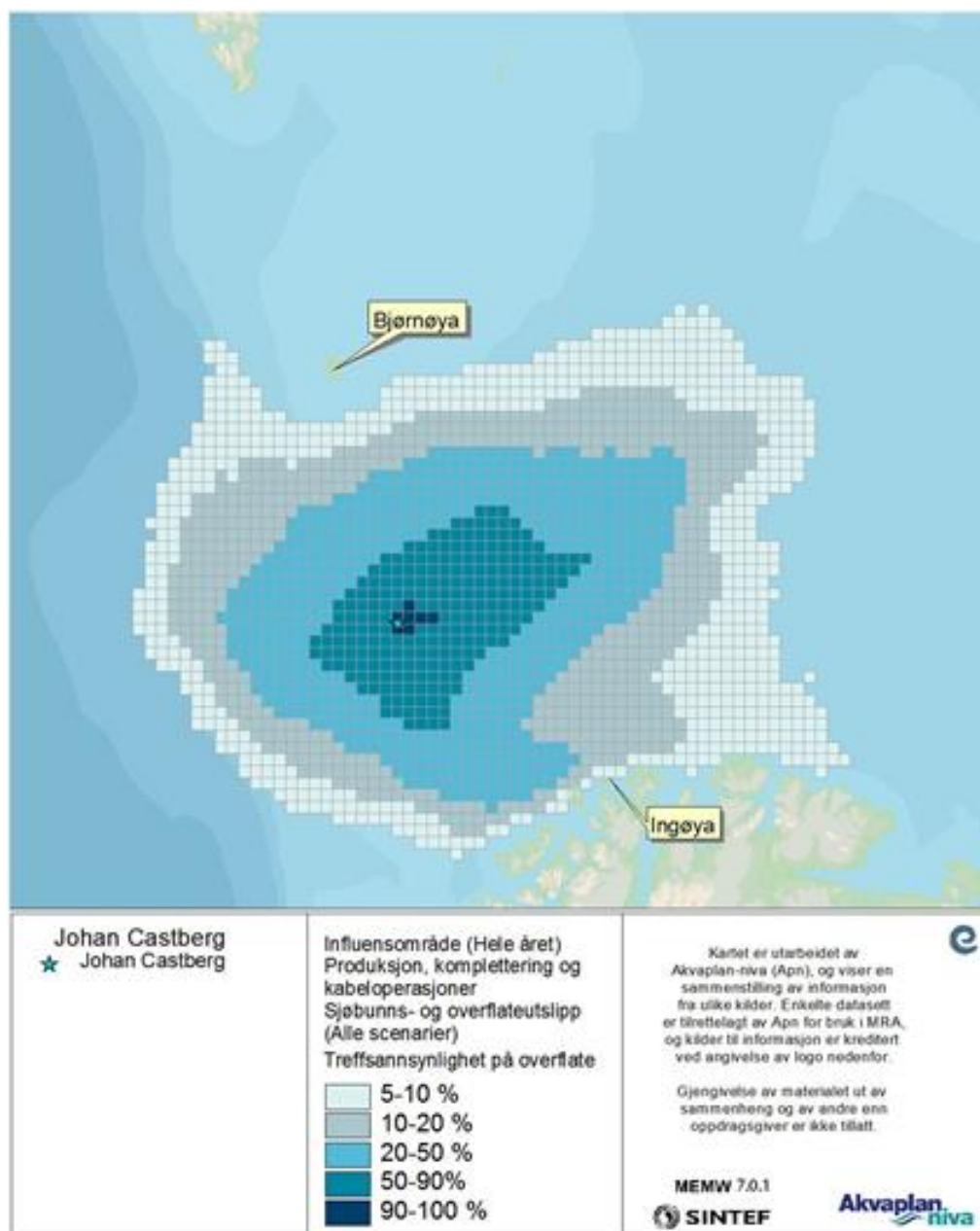
Figur 6-5 Figur 6 4 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km modellrute ved en sjøbunnsutblåsning 10 000 Sm³/døgn i 70 døgn under boringen av produksjonsbrønner på Johan Castberg.

DFU 2 -ukontrollert utstrømming under produksjon, ved komplettering eller kabeloperasjoner)

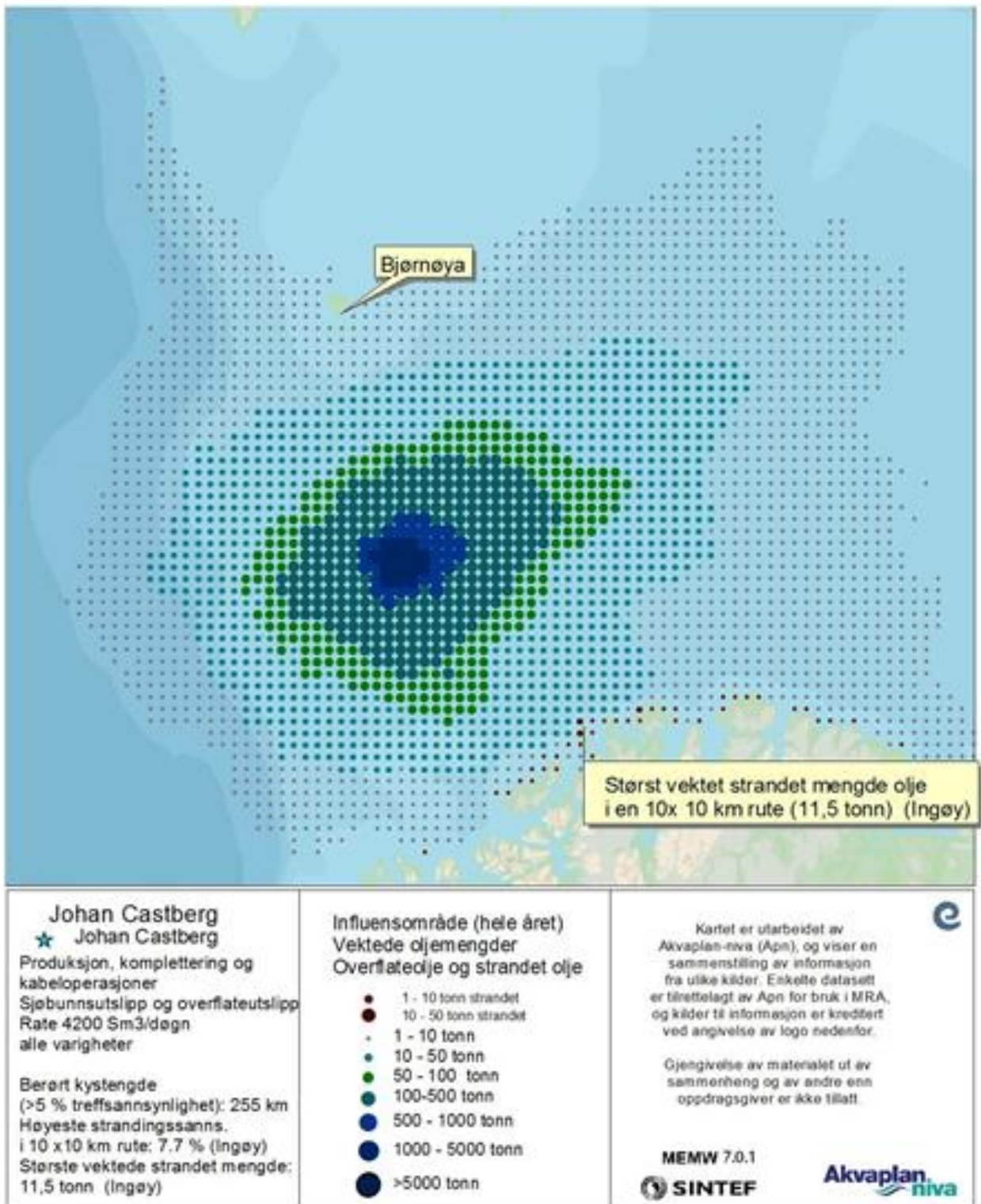
Figur 6-7 viser sannsynligheten for treff av >1 tonn olje på overflaten, beregnet fra alle simuleringer av sjøbunns- og overflateutblåsninger samlet, knyttet til produksjon, brønnkomplettering og kabel-operasjoner på Johan Castberg (statistikk for hele året).

Figur 6-7 viser vektete oljemengder på overflaten og på strand (tonn) beregnet fra alle simuleringene av en utblåsning under produksjon, brønnkomplettering eller kabeloperasjoner på Johan Castberg (statistikk for hele året).

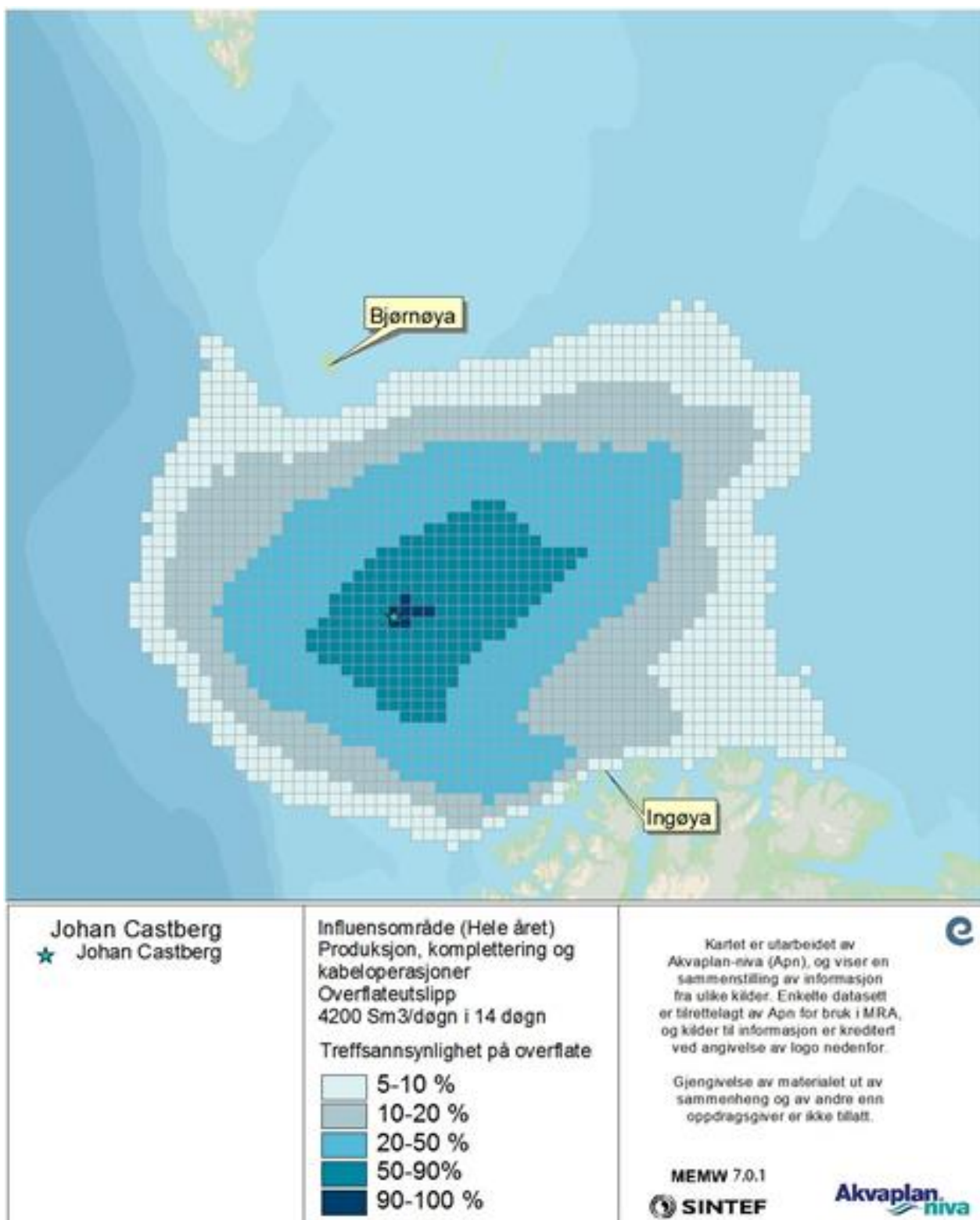
Figur 6-8 viser sannsynlighet for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km modellrute ved utblåsning (4200 Sm³/døgn i 14 døgn) under produksjon, brønnkomplettering eller kabeloperasjoner på Johan Castberg (statistikk for hele året).



Figur 6-6 Sannsynligheten for treff av >1 tonn olje på overflaten, beregnet fra alle simuleringer av sjøbunns- og overflateutblåsninger samlet, knyttet til produksjon, brønnkomplettering og kabel-operasjoner på Johan Castberg (statistikk for hele året).



Figur 6-7 Vektete oljemengder på overflaten og på strand (i tonn) beregnet fra alle simuleringene av en utblåsning under produksjon, brønnkomplettering eller kabeloperasjoner på Johan Castberg.



Figur 6-8 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km modellrute ved utblåsning (4200 Sm³/døgn i 14 døgn) under produksjon, brønnkomplettering eller kabeloperasjoner på Johan Castberg.

6.2.3 Virkninger av større uforutsette utslipp > 500 m³

Dette kapittelet vurderer virkninger på det marine naturmiljø dersom et større uhellsutslipp på mer enn 500 m³ olje skulle skje på Johan Castberg.

Generelt

Effektene av et oljeutslipp vil avhenge av tidspunkt (bla. mht. livsstadier for organismer som blir rammet), oljeutslippets størrelse og varighet, oljetype, vær og vind (fordampning og nedblanding), temperatur og lysforhold, samt effekten av iverksatte beredskapstiltak. Overflateutslipp vil generelt gi lavere oljekonsentrasjoner og medføre mindre konsekvenser for organismer i vannsøylen enn et tilsvarende sjøbunnsutslipp. En utførlig beskrivelse av olje og dens skjebne på havet er gitt i Falk et al. (2010).

Hver oljetype inneholder et bredt spekter av komponenter. I tillegg til hydrokarboner, som utgjør den største gruppen, finnes det nitrogen, svovel og oksygen samt metaller som natrium, sink og jern. PAHer er de mest bekymringsfulle komponentene i olje. Det finnes flere hundre forskjellige PAHer, og mange av dem er svært giftige.

Naturvernområder

Ved et større utilsiktet utslipp vil olje/emulsjon kunne treffe naturreservatet Bjørnøya. Beregnet minste drivtid (100-prosentilen) fra utslippspunktet til Bjørnøya er 15 døgn. Innen oljen treffer Bjørnøya vil de letteste og gifteste oljekomponentene være fordampet. Det som strander vil være emulsjon av olje og vann, samt de tyngste oljekomponentene.

Tunge komponenter har høy viskositet og kan lett synke, men de er lite biologisk tilgjengelige og vanskelig nedbrytbare (Falk et al. 2010). Oljen vil potensielt kunne bli liggende lenge før den er fullstendig brutt ned.

Virkingen av uhellsutslipp av olje fra Johan Castberg feltet på de marine miljøer i Bjørnøya natur-reservat vil, med terminologien presentert i Tabell 2, klassifiseres som å være midlertidig (3), lokal (2) og betydelig (3). Samlet poengsum blir 8. Etter Tabell 3 gir dette liten konsekvens.

Den marginale iskantsonen

Økosystemet i den marginale iskantsonen er svært sårbart for påslag av olje. På grunn av det varme, innstrømmende Atlanterhavsvannet er isens maksimale utbredelse i denne delen av Barentshavet vanligvis ikke lenger sør enn til Bjørnøya, men det varierer fra år til år. Økosystemet ved iskanten utvikler seg hver vår mens isen beveger seg nordover. Generelt vil risikoen for å eksponere fauna tilknyttet iskanten være størst i mars-april, når iskanten er lengst sør, og mindre resten av året.

Beregningene som inngår i den miljørettede risikoanalysen for Johan Castberg viser at enkelte av simuleringene av oljens drift og spredning gir overlapp mellom olje og iskanten, spesielt i scenarier med lengre varigheter og når iskanten har sin sørligste utstrekning. Overlappet er allikevel meget begrenset.

Virkingen av uhellsutslipp av olje fra Johan Castberg feltet på den marginale iskantsonen ved sin maksimale sørlige utstrekning vil, med terminologien presentert i Tabell 2, klassifiseres som å være kortvarig (2), lokal (2) og moderat (2). Samlet poengsum blir 6. Konsekvensen vurderes som liten, ref. Tabell 3.

Plankton

I forbindelse med oljevirkosomhet er uhellsutslipp av hydrokarboner til sjø den hendelsen som vil kunne påvirke et størst vannvolum. Effekten av oljekomponenter på plankton vil være avhengig av konsentrasjonen i vannmassene, og spesielt i perioder med rask vekst, der algecellene vil dele seg hyppig. Men selv om det i eksperimenter er påvist at planktoniske organismer blir påvirket av oljekomponenter, er det ikke påvist at bestander av plante- eller dyreplankton i store marine systemer til havs eller i kystfarvann forandres, selv etter betydelige oljeutslipp. De eksponeringskonsentrasjoner av dispergert olje som er vist å utløse skadevirkninger i laboratoriebaserede effektstudier er svært høye i forhold til de nivåer som vil kunne oppstå i en forfyringszone etter et uhellsutslipp (Hansen et al. 2011).

Virkingen av uhellsutslipp av olje fra Johan Castberg feltet på planktoniske organismer vil, med terminologien presentert i Tabell 2, klassifiseres som kortvarig (2), lokal (2) og av moderat omfang (2). Poengsum 6. Med referanse til Tabell 3 vurderes konsekvensen som liten.

Bunnfauna

Bekymringer i forhold til bunnfauna ved et akutt oljesøl er først og fremst knyttet til PAH. De typer PAH som ikke fordampes fra oljen når den flyter på vannet blir blandet ned i vannmassene ved naturlig omrøring av vannet. Siden PAHene ikke er løselige i vann, vil de binde seg til organiske partikler i vannet og etter hvert synke til bunns. Dette fører til at marine sedimenter kan fungere som et lager for PAH, og flere studier har dokumentert negative effekter på bunnfauna, blant annet ved reduksjon av antall individer, redusert vekst og reproduksjon, økt hjerterytme og oksidative skader (Olsen et al. 2007 og referanser deri). Gjennom et prosjekt i PROOF-programmet ble det avdekket at bunnfauna i arktiske strøk reagerer annerledes på eksponering for oljekomponenter enn bunnfauna i tempererte farvann. Eksperimenter utført på dyr samlet fra Svalbard og fra Oslofjorden viste at arktisk bunnfauna fra bløtbunnssamfunn som ble eksponert for PAH hadde høyere oksygenforbruk og langt mindre overskuddsenergi til vekst og reproduksjon enn eksponerte dyr fra mer tempererte strøk (Olsen, 2007).

Et sjøbunnsutslipp ved Johan Castberg ventes å kunne få større innvirkning på bunnfauna i området enn et overflateutslipp. Dette begrunnes i at olje som stiger til overflaten vil ha lengre tid til å blande seg med vannmassene og kunne synke ut. Denne oljen kan ligge i flere år og lekke ut giftige stoffer etter hvert som den brytes ned.

Virkingen av uhellsutslipp av olje på Johan Castberg feltet på bunnfauna vil, med terminologien presentert i Tabell 2, klassifiseres som midlertidig (3), lokal (2) og av betydelig omfang (3). Samlet poengsum 8. Med referanse til Tabell 3 vurderes konsekvensen som liten.

Fisk

I motsetning til sjøfugl og marine pattedyr, som hovedsakelig rammes av fysiske effekter av olje, vil fisk eksponeres for enkeltkomponenter av olje som blandes i vannsøylen. Fisk skiller seg også fra andre ressurser ved at voksne individer og til en viss grad yngel (større enn ca. 2 cm) ser ut til å skjermes for effekter ved at de aktivt unngår oljeforurensset vann. Egg og larver, som forekommer konsentrert i avgrensede områder over en kort periode, har begrenset svømmekapasitet og kan ikke unngå eksponering. Gyteområder er således sårbare for oljeforurensning i vannmassene. Dette er i tråd med feltobservasjoner som har vist liten dødelighet av voksen fisk etter oljeutslipp (Rusten et al. 2012).

Siden fiskeegg og fiskelarver er mer følsomme overfor hydrokarboner i vannmassene enn voksen fisk, vil de største skadene kunne oppstå i vår/sommerperioden når disse livsstadiene driver med vannmassene. Det er særlig egg og larver av blåkeite, hyse, lodde, snabeluer og torsk som naturlig vil forekomme rundt Johan Castberg. Feltet ligger utenfor de viktige gytefeltene i Barentshavet, og et eventuelt oljesøl vil dekke et lite område innenfor utbredelsesområdene for egg/larver. I tillegg

er den naturlige dødeligheten stor på de yngste stadiene hos fisk og gyteproduktene er spredt over store områder. Et utslipp vil derfor vanligvis bare ramme en del av årsklassen av egg og larver.

Flere PAH-typer er kreftfremkallende og kan endre arvestoffet. I fisk skjer det et effektivt opptak av PAH, hovedsakelig via gjelleoverflaten, men også via mat og bunnsstrat. Etter opptak vil PAH-forbindelsene bli metabolisert og dette fører blant annet til at det kan dannes reaktive og giftige nedbrytningsprodukter (metabolitter). I en studie av Veith et al. (1979), hvor fisk ble eksponert for lave konsentrasjoner av en rekke ulike PAH, ble det påvist halveringstider på få dager og uker. Fisk har stor evne til å skille ut og omsette oljekomponenter og effektene er slik sett å betrakte som reversible. Omfanget av effektene på fisk vil sannsynligvis være begrenset til utslippspunktets umiddelbare nærrområde.

Hovedinntrykket er at potensialet for miljøskade hos fisk etter et oljeutslipp gjennomgående er moderat. Det er likevel ikke mulig å utelukke risikoen for at svake virkninger på enkeltarter kan ha akkumulerende økologiske effekter, særlig ved langtidseksponering, selv om sannsynligheten for dette er liten (Bakke et al. 2012a).

Begrensede deler av gyteområdene for artene kveite og NØA-hyse overlapper med områdene med en sannsynlig THC-konsentrasjon over 50 ppb gitt et større utilsiktet oljeutslipp fra Johan Castberg. Miljøriskoen kan betegnes som svært lav for fisk (Stephansen et al. 2017).

Virkingen av uhellsutslipp av olje på Johan Castberg feltet på marin fisk vil, med terminologien presentert i Tabell 2, klassifiseres som kortvarig (2), lokal (2) og av mindre omfang (1). Samlet poengsum 5. Med referanse til Tabell 3 vurderes konsekvensen som ubetydelig.

Marine pattedyr

Utslagene av miljørisiko for alle analyserte arter av marine pattedyr er lave. Maksimale utslag for kystsel er 0,8 % av Statoils akseptkriterier (havert, Vesterålen-Finnmarksbestanden, i perioden oktober-desember). Det er funnet et begrenset overlapp mellom influensområdet for Johan Castberg og viktige leveområder for finnhval, knølhval, nebbhval, spermhval og vågehval. Konfliktpotensialet vurderes samlet sett som lavt for alle disse artene (Stephansen et al. 2017).

Kunnskapen om hvals utbredelse er fortsatt mangelfull, fremfor alt utenfor den perioden da telletokt er regelmessig gjennomført (juli-august). Risikoen for indirekte inntak av olje via eksponerte beitedyr i slike tilfeller bør også vurderes, hvis et stort antall individer av disse artene oppholder seg innenfor influensområdet.

Ved studier av tidligere miljørisikoanalyser og konsekvensutredninger anses datagrunnlaget som brukes til å vurdere sårbarhet og risiko for marine pattedyr som mangelfullt. Dette er spesielt tydelig sammenlignet med eksempelvis grunnlaget som er tilgjengelig for sjøfugl. Det kreves betydelig innsats, ressurser og nytenking innenfor overvåking av utbredelse og vandringsmønster for de fleste marine pattedyr, fremfor alt utenfor sommersesongen. Mye kan likevel forbedres ved å bruke enkle midler som passive akustiske lyttestasjoner strategisk utplassert i Barentshavet og eventuelt andre steder hvor miljørisiko og konsekvenser skal vurderes.

Virkingen av uhellsutslipp av olje på Johan Castberg på marine pattedyr vil, med terminologien presentert i Tabell 2, klassifiseres som kortvarig (2), lokal (2) og av moderat omfang (2). Samlet poengsum 6. Konsekvensen vurderes som liten, ref. Tabell 3.

7 Oppsummering og behov for kunnskap

I det følgende oppsummeres vurderingene foretatt i kapitlene foran (Tabell 7-1). Fordi hver artsgruppe påvirkes ulikt gis det ikke en samlet vurdering av konsekvenser, men separat for hver artsgruppe i det berørte naturmiljø for hver påvirkningsfaktor i utbygging og drift. Poeng er gitt i henhold til metodikk beskrevet i kapittel 1.1, Tabell 1-1 og Tabell 1-2.

Tabell 7-1 Virkninger for naturmiljø av utbygging av Johan Castberg. IR = ikke relevant.

Type påvirkning fra utbygging og drift av Johan Castberg	Konsekvens for berørt naturmiljø (Virkning i tid, rom og påvirkningsgrad)				Forslag til avbøtende Tiltak
	Plankton	Bunnfaun ^a	Fisk	Marine pattedyr	
Fysiske inngrep på havbunnen (4.1.2) anleggsfase	IR	3+2+2=7	1+1+1=3	IR	Plassering optimaliseres etter ROV-inspeksjon for å begrense behovet for steininstallasjoner.
Fysiske inngrep på havbunnen (4.1.3) driftsfase	IR	4+2+2=8	4+1+1=6	4+2+2=8	
Fysiske inngrep på havbunnen ved eventuelt utlegg av PRM-kabler (4.1.4)	1+1+1=3				
Fiberoptisk kabel til Melkøya (4.2.1)	IR	2+3+2=7	1+2+1=4	IR	Sårbare habitater som oppdages ved ROV-undersøkelse vil bli dokumentert og tatt hensyn til ved legging av kabelen
Fiberoptisk kabel alternativ trasé (4.2.2)	IR	2+2+2=6	1+2+1=4	IR	
Utslipp fra boreaktiviteter (4.3.3)	IR	3+2+2=7	2+2+1=5	IR	Kjemikalievalg og gjenbruk av borevæsker. Oljeholdig borekaks tas til land.
Utslipp av produsert vann utslippssenario 0 (4.4.6)	3+2+2=7	IR	3+2+2=7	IR	Rensing av produsert vann og injeksjon tilbake til berggrunnen for å redusere utslipp av produsert vann.
Utslipp av produsert vann utslippssenario 1 og 2 (4.4.7)	2+2+1=5	IR	2+2+1=5	IR	
Utslipp av produsert vann utslippssenario 3 (4.4.8)	3+2+1=6	IR	3+2+1=6	IR	
Utslipp av PCO kjemikalier (4.5.2)	IR	1+2+1=4	1+2+1=4	IR	
Utslipp av DBNPA ved online behandling av membran (4.6.3)	3+2+2=7	IR	3+2+1=6	1+1+1=3	Fokus på å finne substitusjons-produkter. Minimalisere utslipp ved å velge offline behandling av membranene. Nøytralisere med bisulfitt (grønt kjemikalium). Vurdere muligheten for injeksjon i reservoar.
Utslipp av DBNPA ved offline behandling av membran (4.6.3)	3+1+1=5	IR	3+1+1=5	1+1+1=3	

Tabell S2 fortsetter.

Type påvirkning fra utbygging og drift av Johan Castberg	Konsekvens for berørt naturmiljø (Virkning i tid, rom og påvirkningsgrad)				Forslag til avbøtende Tiltak	
	Plankton	Bunnfaun ^a	Fisk	Marine pattedyr		
Utslipp av oppvarmet kjølevann og begroingskjemikalier (4.7.3)	1+2+1=4	IR	1+2+1=4	IR	Ved å hente kjølevann under sprangsjiktet kan behovet for bruk av hypokloritt reduseres. Sprangsjiktet varierer mellom 25-50 meter, men under 30-40 meter reduseres planktoninnholdet betraktelig. Inntaksdyp for sjøvann vil være mellom 45-51 meters dyp avhengig av last.	
Sanitære utslipp og drenasjevann (4.8.1)	1+1+1=3				Drenasjevann med olje renses. Standard renseløsninger for kloakk.	
Tradisjonell 4D-seismikk (4.9.3)	2+2+1=5	IR	IR	2+2+2=6	Gradvis økning av styrke ved skyting av seismikk. Seismikk stopper dersom marine pattedyr observeres i området. Seismikk skytes utenom sårbare perioder for marine pattedyr	
PRM 4D-seismikk (4.9.4)	3+2+1=6	IR	IR	3+3+3=9		
Støy fra skipstrafikk (4.9.5)	1+2+1=4	IR	IR	3+2+2=7		
Støy fra boring (4.9.6)	1+2+1=4	IR	IR	3+2+2=7		
Konsekvens av fremmede/uønskede arter dersom disse klarer å etablere seg(5.3)	4+3+4=11				Rensing av ballastvann og implementering av andre prosedyrer i ballastvannforskriften.	
Uhellsutslipp av mindre mengder borevæske eller kjemikalier (6.1.1)	2+1+1=4	2+1+1=4	2+1+1=4	2+1+1=4		
					Naturvern-områder	Iskanfen
Større uhellsutslipp av olje (6.2.3)	2+2+2=6	3+2+3=8	2+2+1=5	2+2+2=6	3+2+3=8	2+2+2=6

Med forvaltningsplanen som grunnlag synes Johan Castberg-utbyggingen som et enkeltstående prosjekt å være et tiltak som utgjør en akseptabel påvirkning på økosystemer i Barentshavet. Samtlige påvirkninger er vurdert å gi liten eller ubetydelig påvirkning på det marine økosystemet som helhet.

Risiko for introduksjon av fremmede arter med ballastvann vurderes som liten, men konsekvensen vil være alvorlig dersom det skulle skje.

Utbygging og normal drift er ikke forventet å gi betydelige påvirkninger på annen verdiskaping og ressursbruk og heller ikke gi varige skader på økosystemenes struktur, virkemåte, produktivitet og naturmangfold.

7.1 Kunnskapsmangler og mulige tiltak

Konsekvensutredningsprosessen har avdekket flere kunnskapsmangler og behov for etablering av felles veiledninger/retningslinjer når vurdering av effekter på naturmiljø skal utføres. Ettersom petroleumsvirksomheten beveger seg lenger nordover vil man også komme i kontakt med arter som til nå ikke har vært eksponert for virkninger av denne næringen.

For **sjøpattedyr** vet man svært lite om hvor de ulike artene befinner seg gjennom året. Den kunnskapen som finnes er sterkt knyttet til sommerhalvåret da Havforskningsinstituttet foretar telleokter, og kunnskapen er varierende for de ulike artene, både for sel og hval. Kunnskap om hvordan hval og sel i norske farvann reagerer på menneskeskapt undervannsstøy er mangelfull. Johan Castberg er det nordligste petroleumsfunnet som vurderes utbygd på norsk sokkel. Feltet utgjør dermed en ny type menneskelig tilstedeværelse i et geografisk område det ikke er petroleumsutvinning eller felt i drift fra før. Derfor trenger man kunnskap om hvordan sjøpattedyr reagerer atferdsmessig ved skyting av seismikk, utbyggingsaktiviteter og annen menneskeskapt undervannsstøy. Det finnes svært få studier på hvordan hval reagerer på seismikk på lang avstand.

For å styrke kunnskap om sjøpattedyr anbefales det at det settes ut passive akustiske lyttestasjoner som en del av et overvåkingsprogram. En slik overvåking vil kunne brukes for å kartlegge utbredelse og sårbare perioder for sjøpattedyr, og også tilstedeværelse av dyr før seismiske undersøkelser.

Seismikkens påvirkninger på **fisk** er også utilstrekkelig klarlagt. Anbefalinger fra Havforskningsinstituttet på avstanden fra seismikkundersøkelse til gytefelt baserer seg på ett enkelt studium utført i 1996 (Engås et al. 1996), noe som er et svært tynt grunnlag for å kunne gi føringer til petroleumindustrien. Det trengs ytterligere studier av hvordan fisk reagerer i varierende avstand fra seismikkskyting, og i forhold til ulik naturlig adferd som gyting og matsøk.

Ved vurderinger av forhold ved Johan Castberg-utbyggingen som kan påvirke **svampforekomster** (hovedsakelig legging av fiberoptisk kabel) er det avdekket en del generelle kunnskapsmangler i forhold til svamp. Kunnskap om svamp generelt er av eldre dato og bør oppdateres (<http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Svamper>). Svamper i Barentshavet ligger ofte spredt på havbunnen og det er dårlig kunnskap om den økologiske betydningen av spredte forekomster av svamp. Det er også mangelfull kunnskap om svamphabitatens betydning for andre marine arter, f. eks. som oppvekstområder for fisk og krepsdyr.

Mye av kunnskapen man har på utbredelse av svamp i dag er basert på undersøkelser foretatt i forbindelse med visuelle kartlegginger av planlagte borelokasjoner knyttet til petroleumsvirksomheten. Disse er plassert der industrien har forventninger om å finne olje eller gass, ikke av hvor en kan forvente å finne mest svamp. Det er behov for å standardisere mengdeangivelsene av svamp i både de eksisterende kartleggingene og i kommende undersøkelser. Videre anbefales det kartlegging av antatt rike svampområder, for å kunne utarbeide veiledninger for hvilke svamptettheter og artssammensetninger som berettiger til gjennomføring av avbøtende tiltak.

Gjennom utredningen av utslipp av produsert vann har det vist seg at studier av effekter av produsert vann har vært svært konsentrert rundt effekter på fisk og blåskjell, og at effekter på **marine mikroalger** er dårlig studert. Forsøk som har vært utført på alger har brukt terrestriske alger som forsøksorganismer, og det er ikke funnet noen studier som tar for seg effektene på marine alger.

Johan Castberg-feltet ligger i overvåkingsregion X, og inngår dermed i den treårige syklus for denne typen overvåking. Akvaplan-niva har i foreliggende utredning ikke avdekt behov for hyppigere eller mer omfattende overvåking enn det som veiledning Miljødirektoratet 2015 beskriver.

8 Referanser

8.1 Rapporter og vitenskapelige artikler

- Aaserød, M.I., Eckroth, J. 2017. Utbygging og drift av Johan Castberg, Virkninger for fiskeri og havbruk. Proactima rapport 1072509.
- Agrawal, S.C., Manisha, S.C. 2007. Growth, survival and reproduction in *Chlorella vulgaris* and *C. variegata* with respect to culture age and under different chemical factors. *Folia Microbiologica prague* 52(4):399.
- Alexander, J., Hetland, R. B., Vikse, R., Dybing, E., Eriksen, G. S., Farstad, W., Jenssen, B. M., Paulsen, J. E., Skåre, J. U., Steffensen, I-L., Øvrebø, S., 2008. Combined toxic effects of multiple chemical exposures. Vitenskapskommiteen for mattrygghet.
- Altenburger, R., Walter, H., Grote, M. 2004. What Contributes to the Combined Effect of a Complex Mixture? *Environmental Science and Technology* 38(23):6353-6362.
- Anonym, 2004:21. Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold (Naturmangfoldloven). – Norg. off. Utredn. 2004: 1–839.
- AP, 2014. AP Tech group inc. Safety data sheet, DBNPA biocide.
- Backhaus, T., Faust, M. 2012. Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: a conceptual framework. *Environmental Science and Technology* 46:2564-2573.
- Baker Hughes. 2016. Aquacar™ DB 100 Test for biodegradability in Seawater. Baker Hughes Norge AS, p. 14.
- Bakke, T., Klungsøyr, J., Sanni, S. 2012a. Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten: Resultater fra ti års forskning. Oslo Norway, Norges forskningsråd: 40.
- Bakke, T., Beyer, J., Busch, K.E.T, Iversen, K.R., Larsen, L-H., Madsen, M.L., Nashoug, B.F., Olsen, L.J., Tjomsland, T. 2012b. Konsekvensutredning (KU) som en del av prosessen med åpning av det tidligere omstridte området vest for avgrensningslinjen i Barentshavet Sør. Regulære utslipp til sjø. Akvaplan-niva rapport nr. 5935-1.
- Bakke, T., Klungsøyr, J., Sanni, S. 2013. Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. *Marine Environmental Research* 92:154-169.
- Bakketeig, I.E., Gjøsæter, H., Hauge, M., Loeng, H., Hoddevik Sunnset, B., Østervold Toft, K. 2013. Havforskningsrapporten 2013 - Ressurser, miljø og akvakultur på kysten og i havet. Fisken og havet, særnummer 1–2013.
- Bakketeig, I.E., Gjøsæter, H., Hauge, M., Sunnset, B.H., Toft, K.Ø. 2014. Havforskningsrapporten 2014. Fisken og havet, særnr. 1–2014.
- Bechmann, R.K., Westerlund, S., Baussant, T., Taban, I.C., Pampanin, D.M., Smith, M., Lowe, D. 2006. Impacts of drilling mud discharges on water column organism and filter feeding bivalves. International Research Institute of Stavanger (IRIS) Report no 7151697, 142 sider.
- Beyer, J., Petersen, K., Song, Y., Ruus, A., Grung, M., Bakke, T., Tollefsen, K.E. 2014. Environmental risk assessment of combined effects in aquatic ecotoxicology: A discussion paper. *Marine Environmental Research* 96:81-91.
- Bett, B.J., Rice, A.L 1992. The influence of hexactinellid sponge (*Pheronema carpenteri*) spicules on the patchy distribution of macrobenthos in the Porcupine Seabight (bathyal NE Atlantic). *Ophelia*, 36: 217–226.

- Billiard, S.M., Timme-Laragy, A.R., Wassenberg, D.M., Cockman, C., Di Giulio, R.T. 2006. The role of the aryl hydrocarbon receptor pathway in mediating synergistic developmental toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to zebrafish. *Toxicological Sciences* 92:526-536.
- Bjørge, A., Øien, N., 1995. Distribution and abundance of harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in Norwegian waters. *Rep. int. Whal. Commn (Special Issue 16)*:89-98.
- Blachowiak-Samolyk, K., Kwasniewski, S., Richardson, K., Dmoch, K., Hansen, E., Hop, H., Falk-Petersen, S., Mouritsen, L.T. 2006. Arctic zooplankton do not perform diel vertical migration (DVM) during periods of midnight sun. *Marine Ecology Progress Series* 308:101-116.
- Blackwell, S.B., Nations, C.S., McDonald, T.L., Thode, A.M., Mathias, D., Kim, K.H., Greene, C.R., Jr., Macrander, A.M. 2015. Effects of Airgun Sounds on Bowhead Whale Calling Rates: Evidence for Two Behavioral Thresholds. *PLoS ONE* 10(6): e0125720.doi:10.1371/journal.pone.0125720.
- Boehme, L., Thompson, D., Fedak, M., Bowen, D., Hammill, M.O. 2012. How Many Seals Were There? The Global Shelf Loss during the Last Glacial Maximum and its Effect on the Size and Distribution of Grey Seal Populations. *PLoS ONE* 7(12): e53000. doi:10.1371/journal.pone.0053000.
- Booman, C., Dalen, J., Leivestad, H., Levsen, A., van der Meer, T., Toklum, K. (1996). Effekter av luftkanonskyting på egg, larver og yngel. Undersøkelser ved Havforskningsinstituttet og Zoologisk Laboratorium, UiB. (Engelsk sammendrag og figurtekster). Havforskningsinstituttet, Bergen. *Fisken og Havet*, nr. 3. 83 s.
- Castellote, M., Clark, C.W., Lammers, M.O. 2012. Acoustic and behavioral changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biol. Cons.* 146: 115-122.
- Cerchio, S., Strindberg, S., Collins, T., Bennett, C., Rosenbaum, H. 2014. Seismic Surveys Negatively Affect Humpback Whale Singing Activity off Northern Angola. *Plos ONE* 9(3): e86464. doi:10.1371/journal.pone.0086464.
- Camus, L., Brooks, S., Geraudie, P., Hjorth, M., Nahrgang, J., Olsen, G.H. 2015. Comparison of produced water toxicity to Arctic and temperate species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 113:248-258.
- Camus, P., Mendez, F.J., Medina, R., Cofiño, A.S. 2011. Analysis of clustering and selection algorithms for the study of multivariate wave climate. *Coastal Engineering* 58(6):453-462.
- Castellote, M., Clark, C.W., Lammers, M.O. 2012. Acoustic and behavioral changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biol. Cons.* 146:115-122.
- Chaloupka, K., Harper, N., Krishnan, V., Santostefano, M., Rodriguez, L.V., Safe, S. 1993. Synergistic activity of polynuclear aromatic hydrocarbon mixtures as Aryl-Hydrocarbon (AH) receptor agonists. *Chemico-Biological Interactions* 89:141-158.
- Christensen, G.N., Leikvin, Ø. Dahl-Hansen, G.A.P., Rikardsen, A. 2009. Smolt av anadrom laksefisk – en sårbar ressurs ved et kystnært oljesøl? Rapport til NOFO fond. *Akvaplan-niva rapport* 3885.01.
- Cochrane, S.K.J., Nøst, O.A. 2012. Konsekvensvurdering: Utslipp av 'Ready for Operations' (RFO) stoffer ved installasjon av havbunnsinnretninger på Goliat. *Akvaplan-niva rapport* 5820-1.
- Dahl-Hansen, G.A.P., Christensen, G.A., Lukin, A., Sharova, J. 2006. Atlantic salmon in the north. Possible effects of oil pollution. *APN rapport* 510.3759.
- Dahl-Hansen, I.E., Falk, A.H., Dahl-Hansen, G., Falk-Petersen, S., Biuw, M., Larsen, L-H. 2014. Utbygging og drift av Johan Castberg, virkninger for marint naturmiljø for utbyggingsalternativene. *Akvaplan-niva rapport* 6397-02.
- Dahl-Hansen, I.E., Andrade, H., Aniceto, A.S., Larsen, L-H., Isaksen, O., Valeur, J.R., Stenberg, E.S., 2012. Konsekvensutredning Jan Mayen; Andre miljøkonsekvenser av planlagt virksomhet. *Akvaplan-niva rapport* 5953 – 1.

- Dalpadado, P., Skjoldal, H.R., 1996. Abundance, maturity and growth of the krill species *Thysanoessa inermis* and *T. longicaudata* in the Barents Sea. *Marine Ecology Progress Series* 144:175-183.
- Delacroix, S., Vogelsang, C., Tobiesen, A., Liltved, H., 2013. Disinfection by-products and ecotoxicity of ballast water after oxidative treatment—results and experiences from seven years of full-scale testing of ballast water management systems. *Marine Pollution Bulletin* 73:24-36.
- DeRobertis, A., Handegard, N. O. 2013. Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noisereduced vessels: a review. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, fss155.
- Direktoratet for naturforvaltning (DN). 2007. Kartlegging av marint biologisk mangfold. DN-håndbok 19-2001 revidert 2007.
- Ditlevsen, M.K. 2012. Beregning av EIF (Environmental Impact Factor) for utslipp av produsert vann fra Skrugard. Sintef prosjektnr: 80126700.
- Ditlevsen, M.K. 2016. SINTEF notat til Statoil 08.03.2016, Prosjekt nr. 102010287.
- Ditlevsen, M.K., 2017. EIF calculation for treated sea water discharge for Johan Castberg. SINTEF, p. 38.
- Ditlevsen, M.K., Rye, H. 2014. Environmental Impact Factor (EIF) for coastal discharges at Veidnes. Sintef, project no: 102001328.
- DNV. 1999. Avvikling og disponering av Ekofisk I. Konsekvensutredning. Phillips Petroleum Company Norway.
- DNV. 2010. Visuell kartlegging Skrugard. DNV Rapport nr. 2010-0223.
- DNV. 2012. Visual baseline surveys in the Barents Sea, 2011. DNV Rapport nr. 2011-1695.
- DNV. 2013. Visual mapping in the Barents Sea 2012. DNV Rapport nr. 2013-0022.
- DNV. 2014. Visual mapping in the Barents Sea 2013. DNV Rapport nr. 2013-1476.
- DNV. 2014. Visual mapping in the Barents Sea 2014. DNV Rapport nr. 2014-1295, Rev. 02.
- Dow. 2003. Biodegradation of DBNPA. Dow Company, p. 2.
- Dunlop, R.A., Noad, M.J., McCauley, R.D., Kniest, E., Paton, D., Cato, D.H. 2015. The Behavioural Response of Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) to a 20 Cubic Inch Air Gun. *Aquatic Mammals* 41:412-433. DOI 10.1578/AM.41.4.2015.412
- Edge, K. J., Johnston, E. L., Dafforn, K. A., Simpson, S. L., Kutti T., Bannister, R. J. 2016. Sub-lethal effects of water-based drilling muds on the deep-water sponge *Geodia barretti*. *Environmental Pollution* 212:525-534 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.047>.
- Eldridge, M.B., Echeverria, T., Whipple, J.A., 1977. Energetics of Pacific herring (*Clupea harengus pallasii*) embryos and larvae exposed to low concentrations of benzene, a monoaromatic component of crude oil. *Transactions of the American Fisheries Society* 106(5):452-461.
- Engelsen, O., Hegseth, E.N., Hop, H., Hansen, E., Falk-Petersen, S., 2002. Spatial variability of chlorophyll-a in the Marginal Ice Zone of the Barents Sea, with relations to sea ice and oceanographic conditions. *Journal of Marine Systems* 35:79-97.
- Engas, A., Løkkeborg, S., Ona, E., Soldal, A. V., 1996. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:2238-2249. doi: 10.1139/cjfas-53-10- 2238.
- Ereskovsky A.V., 1995. Materials to the faunistic study of the White and Barents seas sponges. 5. Quantitative distribution. *Berliner geowiss Abh (A)* 16:709-714.
- Falk, A. H., Dahl-Hansen, I. E., Larsen, L-H., 2010. Hva skjer egentlig med kyst og fjære ved et oljeutslipp? Kurskompendium for IUA om miljøeffekter ved oljeutslipp. Akvaplan-niva rapport 4621-01.

- Falk-Petersen, I.B., Kjorsvik, E., Lonning, S., Naley, A.M., Sydnes, L.K. 1985. Toxic effects of hydroxylated aromatic hydrocarbons on marine embryos. *Sarsia* 70:11-16.
- Falk-Petersen, S., Sargent, J.R. and Hopkins, C.C.E., 1990. Trophic relationships in the pelagic arctic food web. In: Barnes, M. and Gibson, R.N. (eds.), *Trophic relationships in the marine environment*. Scotl. Univ Press, Aberdeen, pp 315-333.
- Falk-Petersen, S., Hop, H., Budgell, W.P., Hegseth, E.N., Korsnes, R., Løyning, T.B., Ørbæk, J.B., Kawamura, T., Shirasawa, K. 2000. Physical and ecological processes in the marginal ice zone of the northern Barents Sea during the summer melt period. *Journal of Marine Systems* 27:131-159.
- Falk-Petersen, S., Leu, E., Berge, J., Kwasniewski, S., Nygård, H., Røstad, A., Keskinen, E., Thormar, J., von Quillfeldt, C., Wold, A. 2008. Vertical migration in high Arctic waters during autumn 2004. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 55:2275-2284.
- Falk-Petersen, S., Mayzaud, P., and Kattner, G. 2009. Lipids, life strategy and trophic relationships of *Calanus hyperboreus*, *C. glacialis* and *C. finmarchicus* in the Arctic. *Marine Biology Research* 5 (1):18-39.
- Farmen, E., Harman, C., Hylland, K., and Tollefsen, K.E. 2010. Produced water extracts from North Sea oil production platforms result in cellular oxidative stress in a rainbow trout in vitro bioassay. *Marine Pollution Bulletin* 60:1092-1098.
- Fewtrell, J.L., McCauley, R.D. 2012. Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Marine Pollution Bulletin* 64:984-93. doi:10.1605/01.301-0019507078.2012.
- Folkow, L.P., Mårtensson, P.-E., Blix, A.S., 1996. Annual distribution of hooded seals (*Cystophora cristata*) in the Greenland and Norwegian seas. *Polar Biology* 16:179–189.
- Frantzen, M., Falk-Petersen, I.B., Nahrgang, J., Smith, T.J., Olsen, G.H., Hangstad, T.A., Camus, L. 2012. Toxicity of crude oil and pyrene to the embryos of beach spawning capelin (*Mallotus villosus*). *Aquatic Toxicology* 108:42-52.
- Frantzen, M., Hansen, B.H., Geraudie, P., Palerud, J., Falk-Petersen, I.B., Olsen, G.H., Camus, L. 2015. Acute and long-term biological effects of mechanically and chemically dispersed oil on lump sucker (*Cyclopterus lumpus*). *Marine Environmental Research* 105:8-19.
- Frick, W., Roberts, P., Davis, L., Keyes, J., Baumgartner, D., George, K., 2003. Dilution models for effluent discharges. *Visual Plumes*, EPA/600/R-03 25.
- Gates, A.R., Benfield, M.C., Booth, D.J., Fowler, A. M., Skropeta, D., Jones, D.O.B. 2016. Deep-sea observations at hydrocarbon drilling locations: Contributions from the SERPENT Project after 120 field visits. *Deep-Sea Research II*.
- Gates, A.R., Jones, D. 2010. Assessing the Effects of Hydrocarbon Drilling Activity on Deep-Water Megafauna in the Northern North Atlantic. A Rapid Universal Assessment Method? SPE. 126841.
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S., Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. Artsdatabanken, Trondheim.
- Grenvald, J.C., Nielsen, T.G., Hjorth, M., 2012. Effets of pyrene exposure and temperature on early development of two coexisting Arctic copepods. *Ecotoxicology* 22:84-198.
- Gubbay S., 2002. *Offshore Directory: Review of a selection of habitats, communities and species of the North-East Atlantic*. WWF-UK: North-East Atlantic Programme.
- Hansen, B. H., Altin, D., Rorvik, S. F., Overjordet, I. B., Olsen, A. J., Nordtug, T. 2011. Comparative study on acute effects of water accommodated fractions of an artificially weathered crude oil on *Calanus finmarchicus* and *Calanus glacialis* (Crustacea: Copepoda). *Science of the Total Environment* 409(4):704-709.
- Havforskningsinstituttet. 2010. Forvaltningsplan Barentshavet – rapport fra overvåkingsgruppen 2010, Fisken og havet, særnummer 1b-2010.

- Havforskningsinstituttet. 2012. Kunnskap om marine naturressurser i Barentshavet sørøst. Rapport fra Havforskningen, 21-2012.
- Henriksen, S., Hilmo O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge.
- Hjorth, M., Nielsen, T.G. 2011. Oil exposure in a warmer Arctic: potential impacts on key zooplankton species. *Marine Biology* 158:1339-1347.
- Holth, T.F., Tollefsen, K.E. 2012. Acetylcholine esterase inhibitors in effluents from oil production platforms in the North Sea. *Aquatic Toxicology* 112:92-98.
- Honkanen, J.O., Källqvist, T., Camus, L. 2008. Acute Toxicity of Glutaraldehyde and 3,5-dichlorophenol in the Polar Cod (*Boreogadus saida*) at Two Temperatures. Akvaplan-niva report 3924-01, Tromsø, 2008, pp. 20.
- Humborstad, O., Jorgensen, T., Grotmol, S., 2006. Exposure of cod *Gadus morhua* to resuspended sediment: an experimental study of the impact of bottom trawling. MAR ECOL-PROG SER 309:247-254.
- IMO, 2009. List of Chemicals, Requested by the GESAMP-BWWG, to be Evaluated by the GESAMP-EHS. MEPC 59/2/13. Annex 1. March 2009. International Maritime Organization.
- Jarandsen, B., Årstad, I., Green, A.M.V, Hofstad, K., Nesse, S. 2008. Helhetlig forvaltningsplan Norskehavet. Konsekvenser av petroleumsaktivitet og andre energiformer til havs. Olje- og energidepartementet. 155 sider.
- Jenner, H.A., Taylor, C.J.L., van Donk, M., Khalanski, M., 1997. Chlorination by-products in chlorinated cooling water of some European coastal power stations. *Marine Environmental Research* 43:279-293.
- Jensen, L.K., Carroll, J. 2010. Experiment studies of reproduction and feeding for two Arctic-dwelling *Calanus* species exposed to crude oil. *Aquatic Biology* 10:261-271.
- Jensen, L.K., Honkanen, J.O., Jæger, I. Carroll, J. 2012 Bioaccumulation of phenanthrene and benzo[a]pyrene in *Calanus finmarchicus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78:225-231.
- Kjørsvik, E. 1986. Morphological and ultrastructural effects of xylenes upon the embryonic development of the cod (*Gadus morhua* L.). *Sarsia* 71:65-71.
- Klaine, S.J., Cobb, G.P., Dickerson, R.L., Dixon, K.R., Kendall, R.J., Smith, E.E., Solomon, K.R., 1996. An ecological risk assessment for the use of the biocide, dibromonitropropionamide (DBNPA), in industrial cooling systems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, 21-30.
- Korn, S., Hirsch, N., Struhsaker, J.W. 1976. The uptake, distribution, and depuration of ¹⁴C-benzene in northern anchovy (*Engraulis mordax*) and striped bass (*Morone saxatilis*). *Fisheries Bulletin* 74(3):545-551.
- Kortenkamp, A. 2007. Ten years of mixing cocktails: a review of combination effects of endocrine-disrupting chemicals. *Environmental Health Perspective* 115:98-105.
- Kovacs, K.M., Haug, T., Lydersen, C. 2009. Marine mammals of the Barents sea. In: Sakshaug E, Johnsen G, Kovacs KM (eds) *Ecosystem Barents Sea*. Tapir Academic Press, Trondheim, p 453-496.
- Kusk, O.K., Krüger, T., Long, M., Taxvig, C., Lykkesfeldt, A.E., Frederiksen, H., Andersson, A.M., Andersen, H.R., Bonefeld-Jorgensen, E.C. 2011. Endocrine potency of wastewater: Contents of endocrine disrupting chemicals and effects measured by in vivo and in vitro assays. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30(2):413-426.
- Kutti, T., Bannister, R. J., Fosså, J. H., Krogness, C. M., Tjensvoll, I., Søvik, G. 2015. Metabolic responses of the deep-water sponge *Geodia barretti* to suspended bottom sediment simulated mine tailings and drill cuttings. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 473:64-72 doi:<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.07.017>.

- Kvadsheim, P. H., Sivle, L. D., Hansen, R. R., Karlsen, H. E., 2017. Effekter av menneskeskapt støy på havmiljø – rapport til Miljødirektoratet om kunnskapsstatus. FFI-rapport 17/00075.
- Lee, K.W., Raisuddin, S., Hwang, D.S., Park, H.G., Lee, S. 2007. Acute Toxicities of Trace Metals and Common Xenobiotics to the Marine Copepod *Tigriopus japonicus*: Evaluation of Its Use as a Benchmark Species for Routine Ecotoxicity Tests in Western Pacific Coastal Regions. *Environmental Toxicology* 22:532-538.
- Leung, H. W. 2001. Ecotoxicology of glutaraldehyde: review of environmental fate and effects studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. May; 49(1):26-39.
- Lindgaard, A., Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Loeng, H., 1991. Features of the physical oceanographic conditions of the Barents Sea. *Polar Research* 10, 5-18.
- Lund, E. 2005. Belastet vann – spredning av arter med ballastvann. Norges Naturvernforbund.
- Martin-Skilton, R., Thibaut, R., Porte, C. 2006. Endocrine alteration in juvenile cod and turbot exposed to dispersed crude oil and alkylphenols. *Aquatic Toxicology* 78(1):57-64.
- Meld. St. 10 (2010-2011). Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten. Miljøverndepartementet.
- Meld. St. 37 (2012-2013). Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Nordsjøen og Skagerrak. Miljøverndepartementet.
- Meld. St. 20 (2014-2015). Oppdatering av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten med oppdatert beregning av iskanten. Miljøverndepartementet, Oslo.
- Meld. St. 41 (2012–2013). Tilleggsmelding til Meld. St. 36 (2012–2013) Nye muligheter for Nord-Norge – åpning av Barentshavet sørøst for petroleumsvirksomhet. Olje- og energidepartementet, Oslo.
- Meld. St. nr. 47 (1999-2000). Disponering av utrangerte rørledninger og kabler på norsk kontinentalsokkel. Olje- og energidepartementet, Oslo.
- Miljødirektoratet 2015. Miljøovervåking av petroleumsvirksomheten til havs. M-300. 60 pp.
- Miljødirektoratet 2016. Petroleumssektoren og hensynet til marint miljø - Kravstillingen i årene som kommer. M-621. 62 pp.
- Myhre, L. P., Henriksen, G., Kjeilen-Eilertsen, G., Skadsheim, A. og Tvedten, Ø.F. 2006. RKU Nordsjøen- Konsekvenser av regulære utslipp til sjø, Rapport IRIS-2006/113, International Research Institute of Stavanger, IRIS.
- Møskeland, T., Ulfnes, A., Oksrød, B., Jonsson, H., Ditlevsen, M.K. 2014. Johan Sverdrup– Dispersion modeling, resource mapping and environmental assessment. DNV GL report 2014-1165.
- Naustvoll, L., Kleiven, M., 2009. Primær- og sekundærproduksjon, Havets ressurser og miljø. Havforskningsinstituttet, pp. 30-36.
- Nedelec, S. L., Mills, S. C., Lecchini, D., Nedelec, B., Simpson, S. D., Radford, A.N. 2016. Repeated exposure to noise increases tolerance in a coral reef fish. *Environmental Pollution* 216:428-436.
- Nilssen, K.T. and Haug, T., 2007. Status of grey seals (*Halichoerus grypus*) in Norway. *NAMMCO Sci. Publ.* 6:23-31.
- Nilssen, K.T., Skavberg, N.-E., Poltermann, M., Haug, T., Härkönen, T., Henriksen, G. 2010. Status of harbour seals (*Phoca vitulina*) in mainland Norway. *NAMMCO Sci. Publ.* 8:61-70.
- Nordtug, T., Olsen, A.J., Altin, D., Overrein, I., Storøy, W., Hansen, B.H., De Laender, F., 2011. Oil droplets do not affect assimilation and survival probability of first feeding larvae of North–East Arctic cod. *Science of the Total Environment* 412:148–153.

- Nortug, T., Altin, D., Einarson, S., Ystanes, L. 2007. Relevance of *Acartia tonsa* acute toxicity test for classifying the toxicity of chemicals used in the arctic regions. Seminar talk, SINTEF.
- Norsk olje og Gass. 2016. Miljørapport 2016. Olje- og gassindustriens miljøarbeid, fakta og utviklingstrekk, 69 p.
- Norsk Standard. 2009. NS9435:2009. Vannundersøkelse - Visuelle bunnundersøkelser med fjernstyrte og tauede observasjonsfarkoster for innsamling av miljødata. Water quality - Visual seabed surveys using remotely operated and towed observation gear for collection of environmental data.
- Norsk Standard. 2012. NS-EN 16260, Vannundersøkelse, Visuelle bunnundersøkelser med fjernstyrte og/ eller tauete observasjonsfarkoster for innsamling av miljødata.
- Nøland, S.A., Karlsen, H., Brooks, L., Brennbakk, W., Volan, C., Tvette, H., Hankinson, L., Dokka, T.K., Fjukmoen, Ø. 2012. Baseline survey at Havis, Skrugard appraisal and Ensis 2011. Det Norske Veritas, rapport nr. 2012-0452.
- Nøland, S. A., Tvette, H., Brooks, L., Fjukmoen, Ø., Volan, C., Karlsen, H., Melsom, F. 2013. Grunnlagsundersøkelser i Barentshavet 2012. Det Norske Veritas, rapport nr. 2013-0358.
- Nørregaard, R., Gissel Nielsen, T., Friis Møller, E., Strand, J., Espensen, L., Møhl, M. 2014. Evaluating pyrene toxicity on Arctic key copepod species *Calanus hyperboreus*. *Ecotoxicology* 23:163-174.
- OLF. 2012. Miljørapport 2012.
- Olsen, G. H., 2007. Effects of petroleum-related compounds on Arctic and temperate species at multiple levels of biological organization. Avhandling for Philosophiae Doctor, Universitetet i Tromsø.
- Olsen, G. H., Carroll, M. L., Renaud, P. E., Ambrose Jr, W., G., Olsson, R., Carroll, J., 2007. Benthic community response to petroleum-associated compounds in Arctic versus temperate marine sediments. *Mar. Biol.* 151:2167-2176.
- Olsen G. H., Smit, M. G. D., Carroll, J., Jaeger, I., Smith, T., Camus, L. 2011. Arctic versus temperate comparison of risk assessment metrics for 2-methyl-naphthalene. *Marine Environmental Research* 72:179-187.
- Ona, E., Godø, O. R., Handegard, N. O., Hjellvik, V., Patel, R., Pedersen, G. 2007. Silent research vessels are not quiet. *J. Acoust. Soc. Am.* 121:EL145-EL150.
- Orlova, E.L., Dolgov, A.V., Renaud, P.E., Greenacre, M., Halsband, C., Ivshin, V.A. 2015. Climatic and ecological drivers of euphausiid community structure vary spatially in the Barents Sea: relationships from a long time series (1952–2009). *Frontiers in Marine Science* 1:74.
- OSPAR 2008. Descriptions of habitats on the OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats. OSPAR 2008-7.
- OSPAR Commission, 2010. Background document for deep sea sponge aggregations. Publication Number: 485/2010, ISBN 978-1-907390-26-5
(http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00485_deep_sea_sponge_aggregations.pdf).
- OSPAR. 2012. Oslo Paris Commission: OSPAR Guidelines in support of Recommendation 2012/5 for a Risk-based Approach to the Management of Produced Water Discharges from Offshore Installations. OSPAR Agreement: 2012-7, Annex 19.
- Petersen, G.I., Kristensen, P. 1998. Bioaccumulation of lipophilic substances in fish early life stages. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17(7):1385-1395.
- Popper, A.N., Fay, R.R., Platt, C., Sand, O., 2003. Sound detection mechanisms and capabilities of teleost fishes. In: Collin SP, Marshall JN (eds.) *Sensory Processing in the Aquatic Environment*. pp. 3-38. New York and Heidelberg: Springer Verlag.

- Richardson, W. J., Würsig, B., Greene Jr., C. R. 1986. Reactions of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, to seismic exploration in the Canadian Beaufort Sea. *J. Acoust. Soc. Am.* 79:1117-1128. doi:10.1121/1.393384.
- Rikardsen, A. H., L. P. Hansen, A. J. Jensen, T. Vollen and B. Finstad, 2008. Do Norwegian Atlantic salmon feed in the northern Barents Sea? Tag recoveries from 70 to 78° N. *J. Fish Biol.* [72](#): 1792–1798.
- Russell, D. J. F., Brasseur, S. M. J. M., Thompson, D., Hastie, G. D., Janik, V. M., Aarts, G., McClintock, B. T., Matthiopoulos, J., Moss, S. E.W., McConnell, B., 2014. Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology*, Vol. 24 No. 14.
- Rusten, M., Pickard, L. M., Medukhanova, D., Rudberg, A., Østbøll, H. 2012. Miljørisikoanalyse for letebrønn 7120/6-3 Juksa i Barentshavet i PL 490. DNV rapport nr. 2012- 0092.
- Sakshaug, E., Johnsen, G., Kristiansen, S., Quillfeldt, C., Rey, F., Slagstad, D., Thingstad, F. (2009) Phytoplankton and primary production. In: Sakshaug, E., Johnsen, G., Kovacs, K. (Eds.) *Ecosystem Barents Sea*. Tapir Academic Press, Trondheim.
- Skaug, H. J., Øien, N., Schweder, T., Bøthun, G., 2004. Abundance of minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) in the Northeast Atlantic: variability in time and space. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(6):870-886.
- Skrugard Survey 2012. Acergy Viking - ST1252. STATSURV12-SRV-00024. Electronically generated document. Motatt fra Statoil 27.8.2014.
- Slabbekoorn, H. N., Bouton, N. I., van Opzeeland, A., Coers, A., ten Cate, C., Popper, A. N. 2010. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends Ecol Evol.* 25:419-27. doi:10.1016/j.tree.2010.04.005.
- Slotte, A., Hansen, K., Dalen, J., Ona, E. 2004. Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fisheries Research.* 67: 143–150.
- Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene, C. R. Jr, Kastak, D., Ketten, D. R., Miller, J. H., Nachtigall, P. E., Richardson, W. J., Thomas, J. A., Tyack, P. L., 2007. Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquat Mamm* 33: 411-522.
- Statoil, 2016. Discharge of cooling water from the Johan Castberg installation. Statoil memo ME2016-051, 6 sider.
- Statoil, 2017a. Technical note. Blowout Scenario Analysis. Input to the environmental risk analysis for Johan Castberg, 14 pp.
- Statiol, 2017b. Input til miljørisikoanalyse for Johan Castberg - volumer og frekvenser for utslipp, 1 p.
- Statoil, 2017c. Formation and effect of seawater chlorination by-products in relation with the chlorination of Hammerfest LNG cooling-water. Statoil memo internal draft, 15 sider.
- Stene, A., Lonning, S. 1985. Effects of short-time exposure to naphthalene, methyl-, and hydroxynaphthalenes on two different embryonic stages of cod (*Godus Morhua*). *Sarsia* 70(4):279-285.
- Stenson, G. B. 2003. Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Abundance, removals, and sustainability of removals. *NAMMCO Sci. Publ.* 5:271-302.
- Stephansen, C., Sørnes, T., Skeie, G. M. 2017. Miljørisikoanalyse Johan Castberg - produksjonsboring og drift. Akvaplan-niva rapport 8610-01, 157 pp.
- Stramska, M., Bialogrodzka, J., 2016. Satellite observations of seasonal and regional variability of particulate organic carbon concentration in the Barents Sea. *Oceanologia* 58, 249-263.

- Sunnanå, K., Fossheim, M., Olseng, C.D., 2010. Forvaltningsplan Barentshavet – rapport fra overvåkingsgruppen 2010, Fisken og havet, særnummer 1b-2010. Havforskningsinstituttet, Bergen, p. 115.
- Syracuse Research. 2000. Results of Continuous Exposure of Fathead Minnow Embryo to 21 Priority Pollutants. EPA/OTS Doc.40-7848049, 46 p.
- Thompson, PM, KL Brookes, IM Graham, TR Barton, K Needham, G Bradbury and ND Merchant (2013). Short-term disturbance by a commercial two-dimensional seismic survey does not lead to long-term displacement of harbour porpoises. Proc. R. Soc. B 2013 280, 20132001
- Tollefsen D., Sagen H. Seismic exploration noise reduction in the marginal ice zone. (2014). J. Acoust. Soc. Am. 136(1): pp.EL47-52. doi: <http://dx.doi.org/10.1121/1.4885547>.
- Tollefsen, K.E., Ingebrigtsen, K., Olsen, A.J., Zachariassen, K.E., Johnsen, S. 1998. Acute toxicity and toxicokinetics of 4-heptylphenol in juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). Environmental Toxicology and Chemistry 17(4):740-746.
- Tranum, H. C., 2011. Environmental effects of water-based drill cuttings on benthic communities - biological and biogeochemical responses in mesocosm- and field-experiments. PhD dissertation, University of Oslo, Norway.
- Tranum, H.C., Nilsson, H.C., Schaanning, M.T., Oxnevad, S., 2010. Effects of sedimentation from water-based drill cuttings and natural sediment on benthic macrofaunal community structure and ecosystem processes. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 383, 111e121.
- Vabø, R., Olsen, K., Huse, I. 2002. The effect of vessel avoidance of wintering Norwegian spring spawning herring. Fisheries research, 58(1), 59-77.
- Van Wijngaarden, R.P.A., Brock, T.C.M., Van den Brink, P.J., Gylstra, R., Maund S.J. 2006. Ecological Effects of Spring and Late Summer Applications of lambda-Cyhalothrin on Freshwater Microcosms. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 50(2):220-239.
- Veith, G.D., Defoe, D.L., Bergstedt, B.V. 1979. Measuring and Estimating the Bioconcentration Factor of Chemicals in Fish. J. Fish. Res. Board Can. 36: 1040-1048.
- Wasie, D., Ellefsen, M. A. 2016. Årsrapport til Miljødirektoratet 2015; Staffjordfeltet
- Westerhoff, P., Chao, P., Mash, H., 2004. Reactivity of natural organic matter with aqueous chlorine and bromine. Water Research 38, 1502-1513.
- Weston, D.P., Asbell, A.M., Lesmeister, S.A., Teh, S.J., Lydy, M.J. 2014. Urban and Agricultural Pesticide Inputs to a Critical Habitat for the Threatened Delta Smelt (*Hypomesus transpacificus*). Environmental Toxicology and Chemistry 33(4):920-929.
- Wyatt, R. 2008. Joint Industry Programme on Sound and Marine Life Review of Existing Data on Underwater Sounds Produced by the Oil and Gas Industry Issue 1. Seiche Measurements Limited, Ref – S186.
- Ziryanov, S.V. and Mishin, V.L. 2007. Grey seals on the Murman coast, Russia: status and present knowledge. NAMMCO Sci. Publ. 6:13-22.

8.2 Internett

Artsdatabanken - <http://www.artsdatabanken.no>, april 2016.

Havforskningsinstituttet – www.imr.no, april 2016.

http://www.imr.no/tokt/okosystemtokt_i_barentshavet/utbredelseskart/sjopattedyr/nn-no

Miljøstatus – www.miljostatus.no, februar 2017.

Norsk Leksikon - <http://snl.no/verneområder>, april 2016.

The E&P sound & marine life - <http://www.soundandmarinelife.org>, april 2016.

Svalbardkartet, <http://svalbardkartet.npolar.no/html5/index.html?viewer=svalbardkartet>, mai 2017.

8.3 Personlige meddelelser

Audun Rikardsen, Universitetet i Tromsø, 2014

B. Bett, OSPAR 2008. Descriptions of habitats on the OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats. OSPAR 2008-7.

K. M. Kovacs og C. Lydersen, Norsk Polarinstitut, 2014.

Kjell T. Nilssen, Havforskningsinstituttet, 2014.

Lise D. Sivle, Havforskningsinstituttet, 2017.

Knut Åsnes, Statoil

Statoil pers com 2017. Epost angående pågående tester av giftighet og nedbryting av DBNPA.

Vedlegg

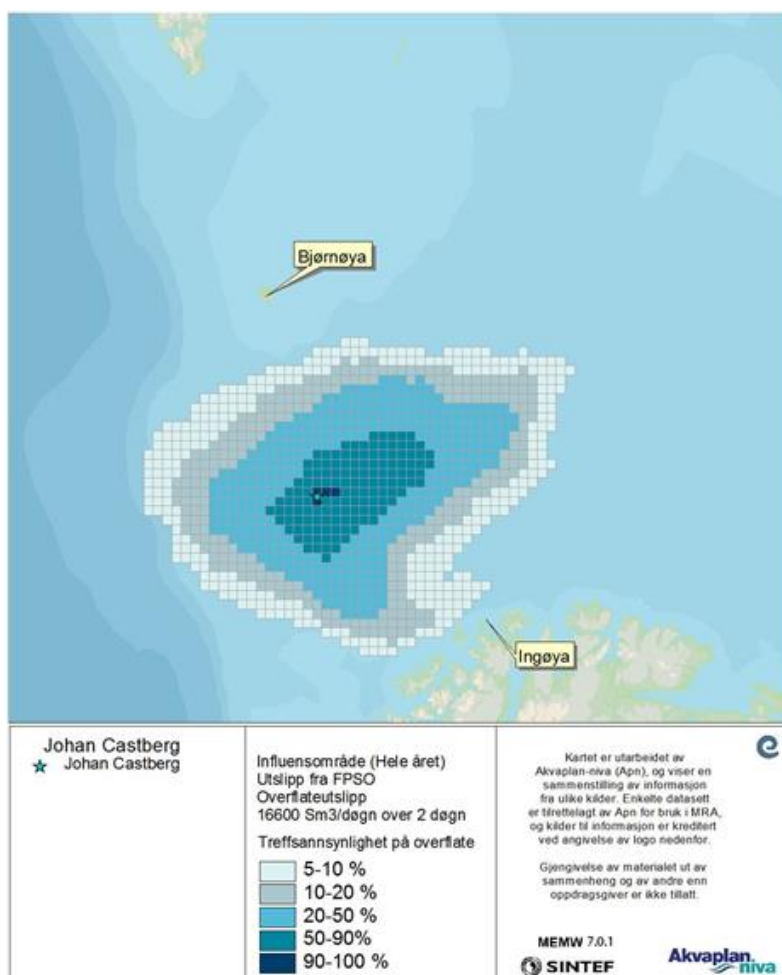
Vedlegg 1 Beskrivelse og resultater av DFU 3, 4, 5 og 6 fra Miljørisikoanalysen

DFU 3 – Utslipp fra FPSO lagertank

Ved en kollisjon på feltet, f.eks. med en skytteltanker, vurderer Statoil at utslippsvolumet vil kunne komme opp i 16 600 Sm³. Dette tilsvarer tap av volumet i én lagertank. Forventet varighet er satt til 2 døgn. Sannsynligheten for en slik hendelse er vurdert til $4,4 \times 10^{-5}$, dvs. én hendelse hvert ~22 700 år.

Figur V 1 viser sannsynligheten for treff av >1 tonn olje på overflaten, beregnet fra alle simuleringer av overflateutslipp fra FPSO på Johan Castberg (statistikk for hele året).

Figur V 2 viser vektete oljemengder på overflaten og på strand (tonn) beregnet fra alle simuleringer



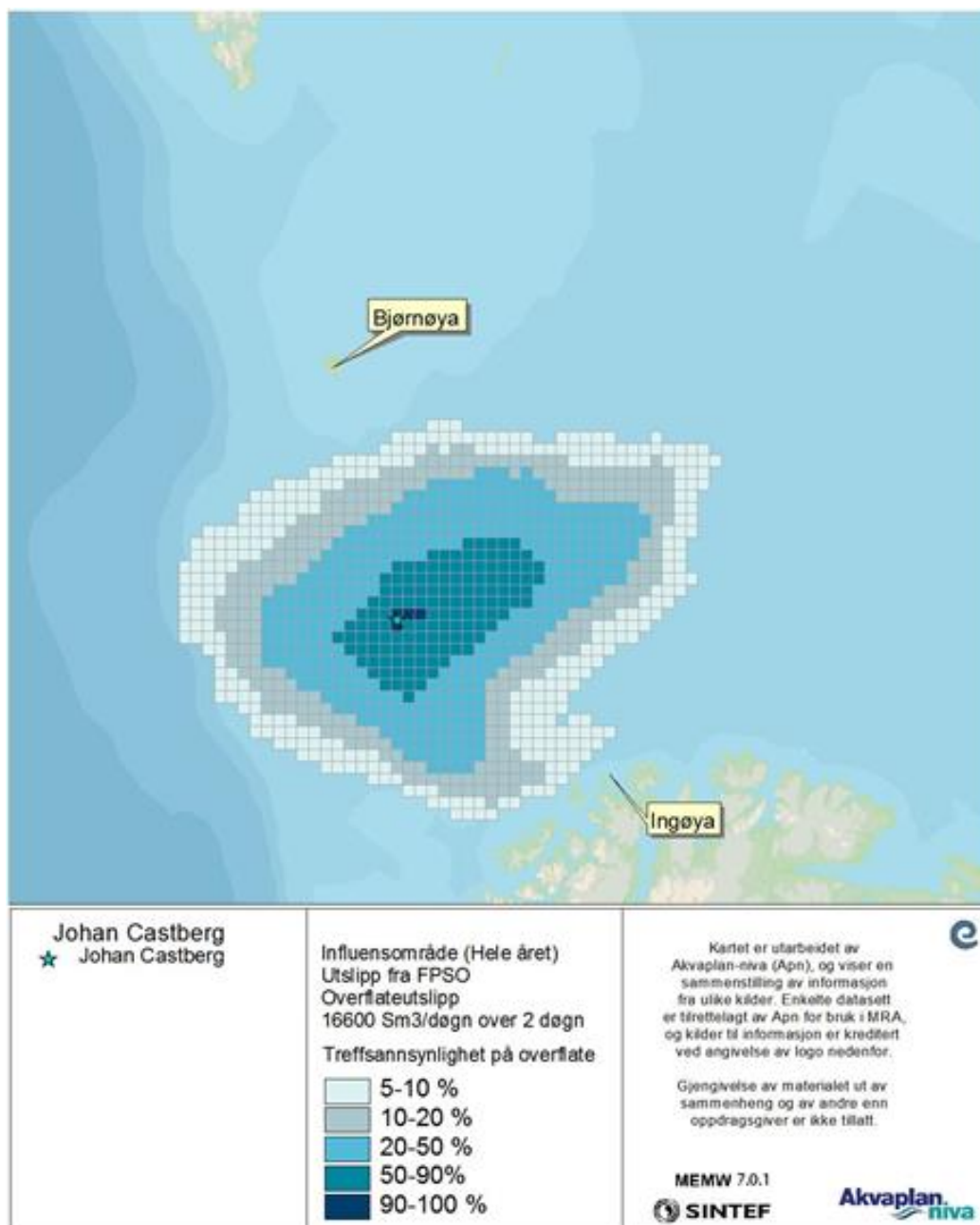
Figur V 1 Sannsynligheten for treff av >1 tonn olje på overflaten, beregnet fra alle simuleringer av overflateutslipp fra FPSO på Johan Castberg (statistikk for hele året)

Figur V 3 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km modellrute ved utslipp fra skytteltanker på Johan Castberg.

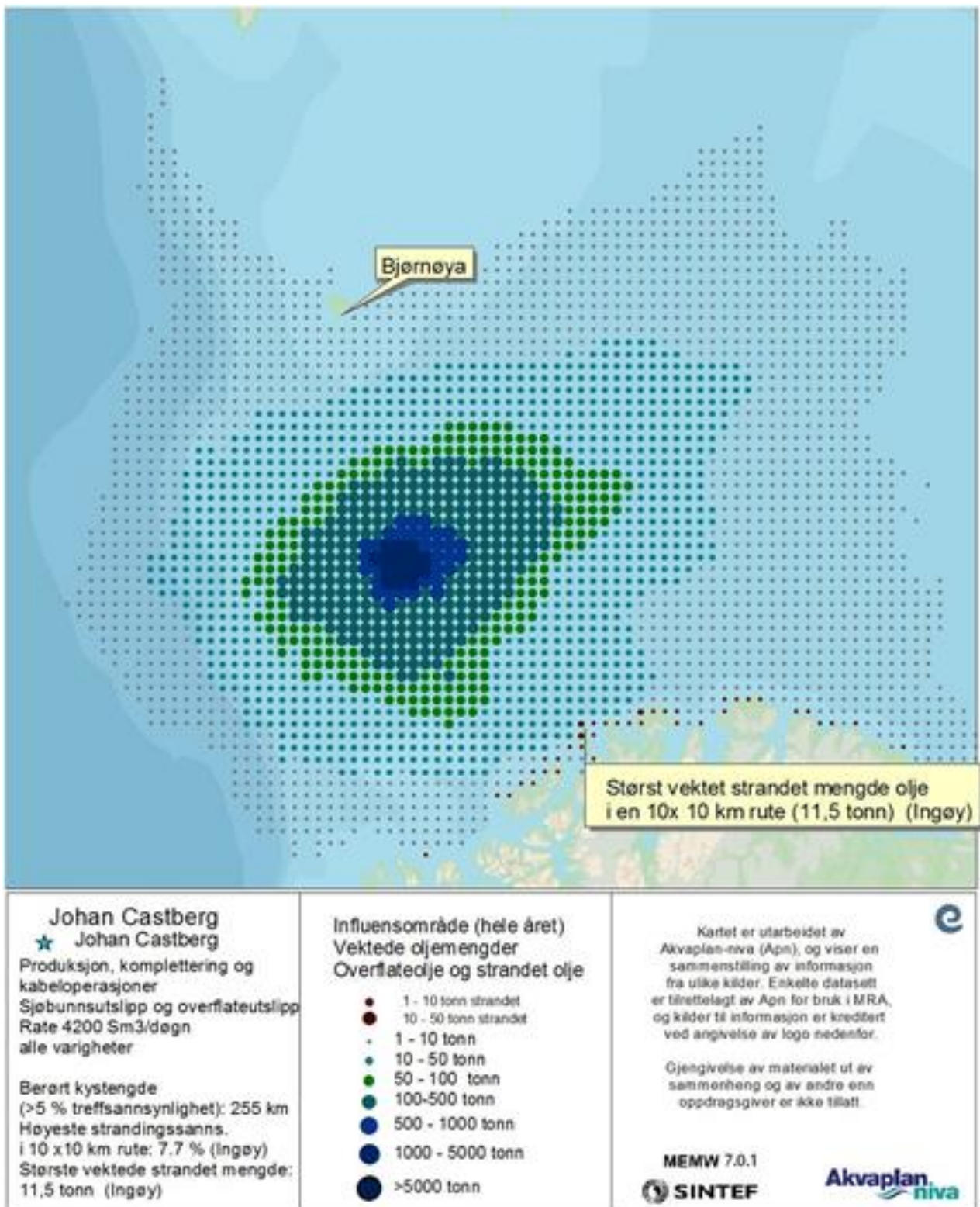
Figur V 4 Vektete oljemengder på overflaten og på strand (i tonn) beregnet fra alle simuleringene av utslipp fra FPSO på Johan Castberg.

Figur V 3 viser sannsynligheten for treff av >1 tonn olje på overflaten, beregnet fra alle simuleringer av overflateutslipp fra FPSO på Johan Castberg (statistikk for hele året).

Figur V 4 viser vektete oljemengder på overflaten og på strand (tonn) beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra FPSO på Johan Castberg (statistikk for hele året).



Figur V 3 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km modellrute ved utslipp fra skytteltanker på Johan Castberg.



Figur V 4 Vektete oljemengder på overflaten og på strand (i tonn) beregnet fra alle simuleringene av utslipp fra FPSO på Johan Castberg.

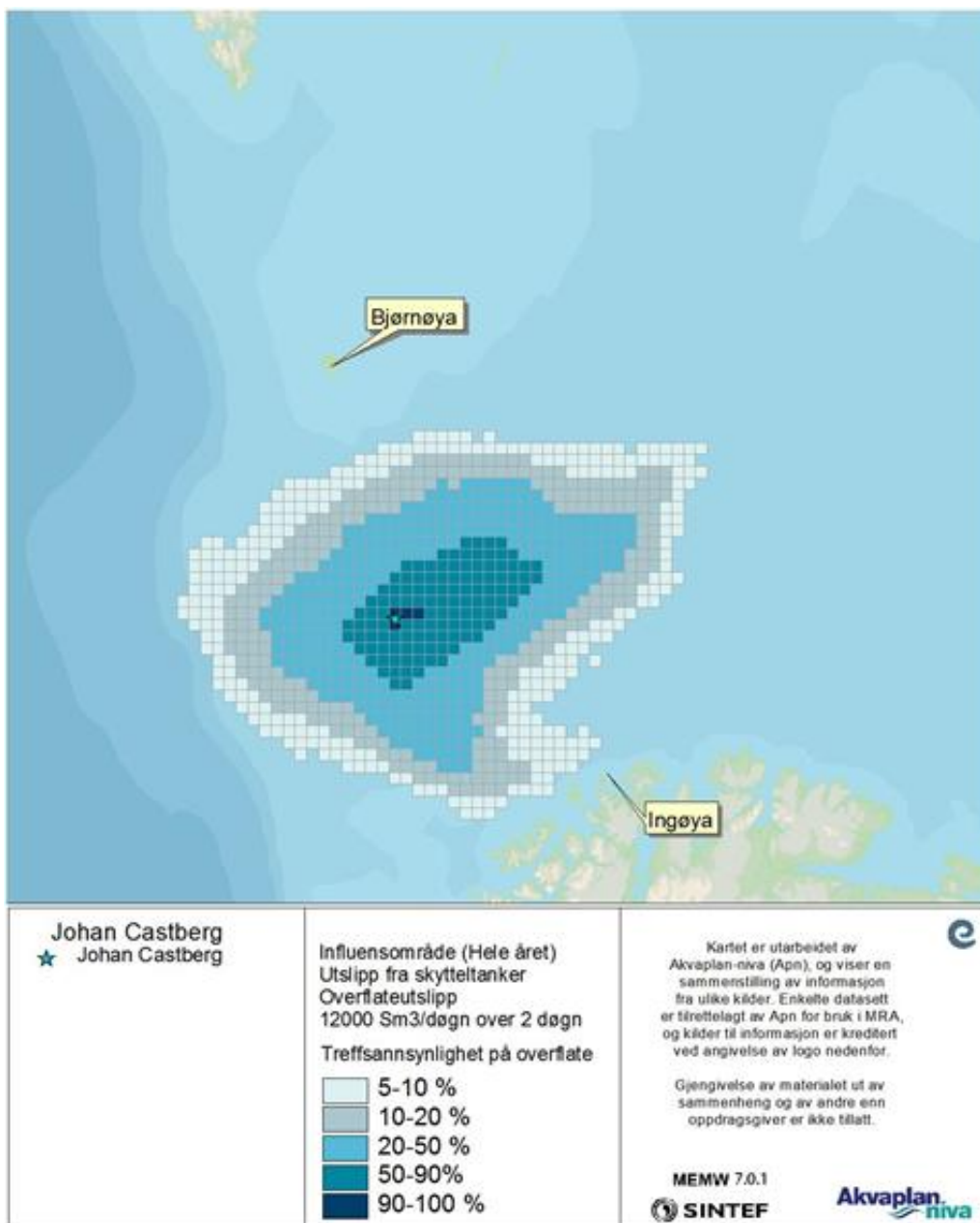
DFU 4 – Utslipp fra skytteltanker på feltet

Skytteltanker

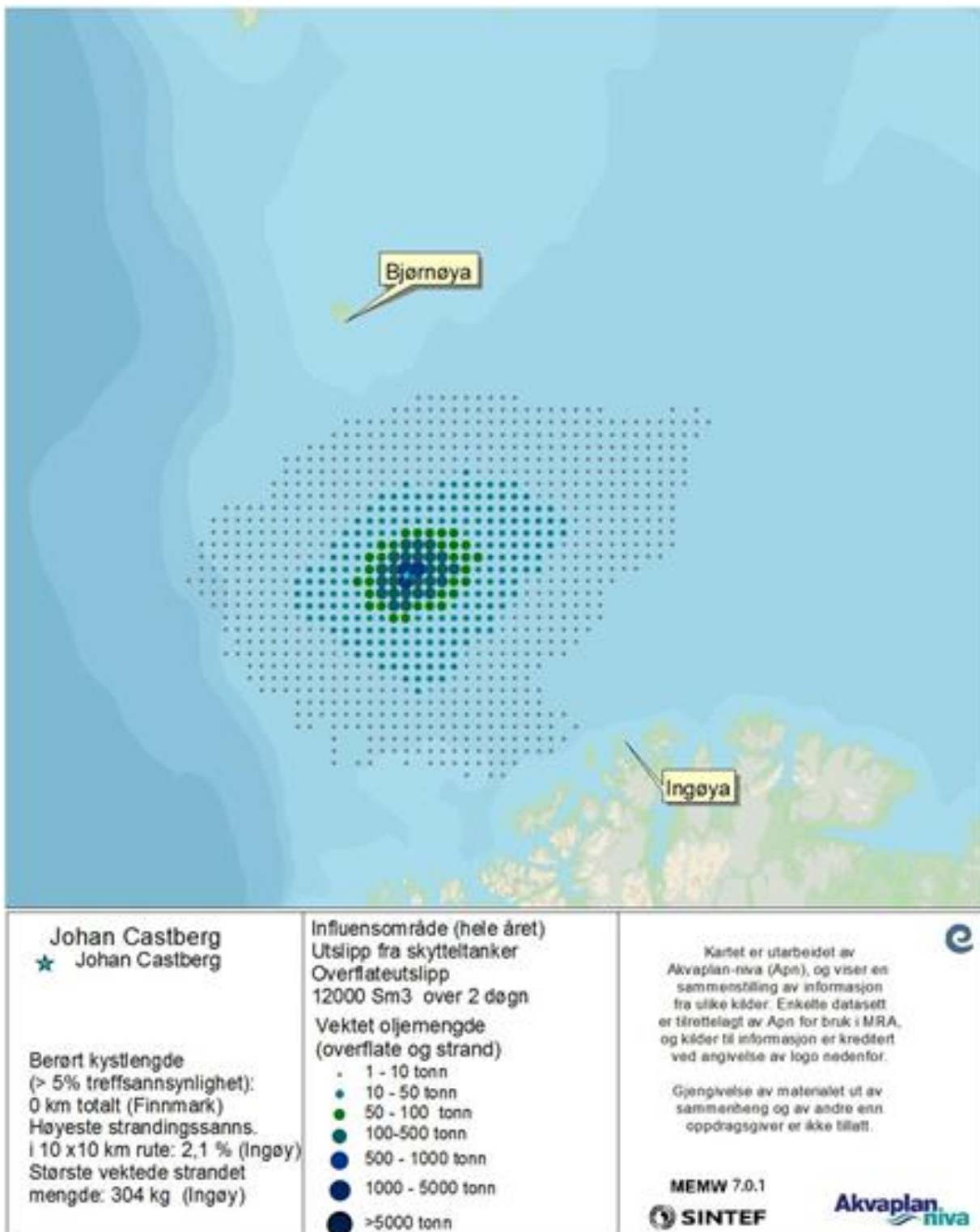
Ved en kollisjon på feltet, f.eks. med FPSOen, vurderer Statoil at utslippsvolumet vil kunne komme opp i 12 000 Sm³. Dette tilsvarer tap av volumet i én lagertank. Forventet varighet er satt til 2 døgn. Sannsynligheten for en slik hendelse er vurdert til $9,5 \times 10^{-4}$, dvs. én hendelse hvert ~1 050 år.

Figur V 5 viser sannsynligheten for treff av >1 tonn olje på overflaten, beregnet fra alle simuleringer av overflateutslipp fra skytteltanker på Johan Castberg (statistikk for hele året).

Figur V 6 viser vektet oljemengde på overflaten og på strand (tonn) beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra skytteltanker på Johan Castberg (statistikk for hele året).



Figur V 5 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km modellrute ved utslipp fra skytteltanker på Johan Castberg.



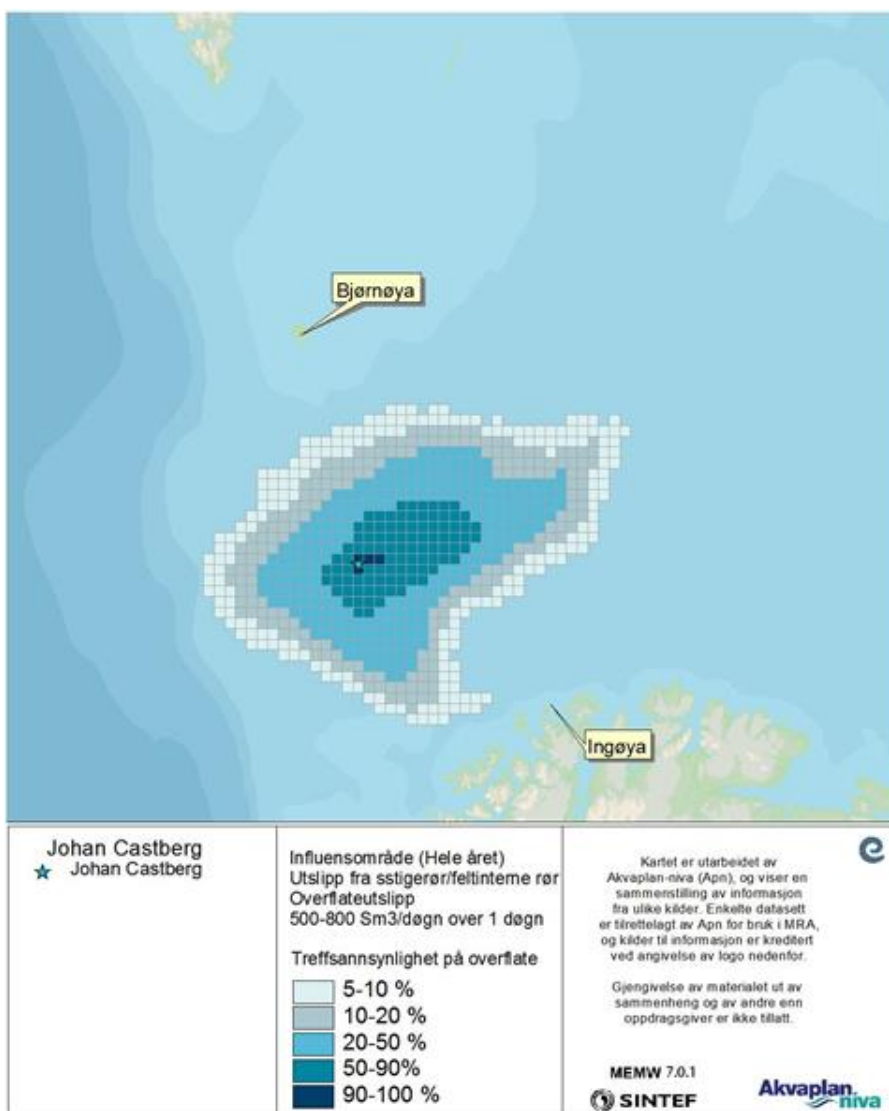
Figur V 6 Vektete oljemengder på overflaten og på strand (i tonn) beregnet fra alle simuleringene av utslipp fra skytteltanker på Johan Castberg.

DFU 5 – Utslipp fra stigerør/feltinterne rør

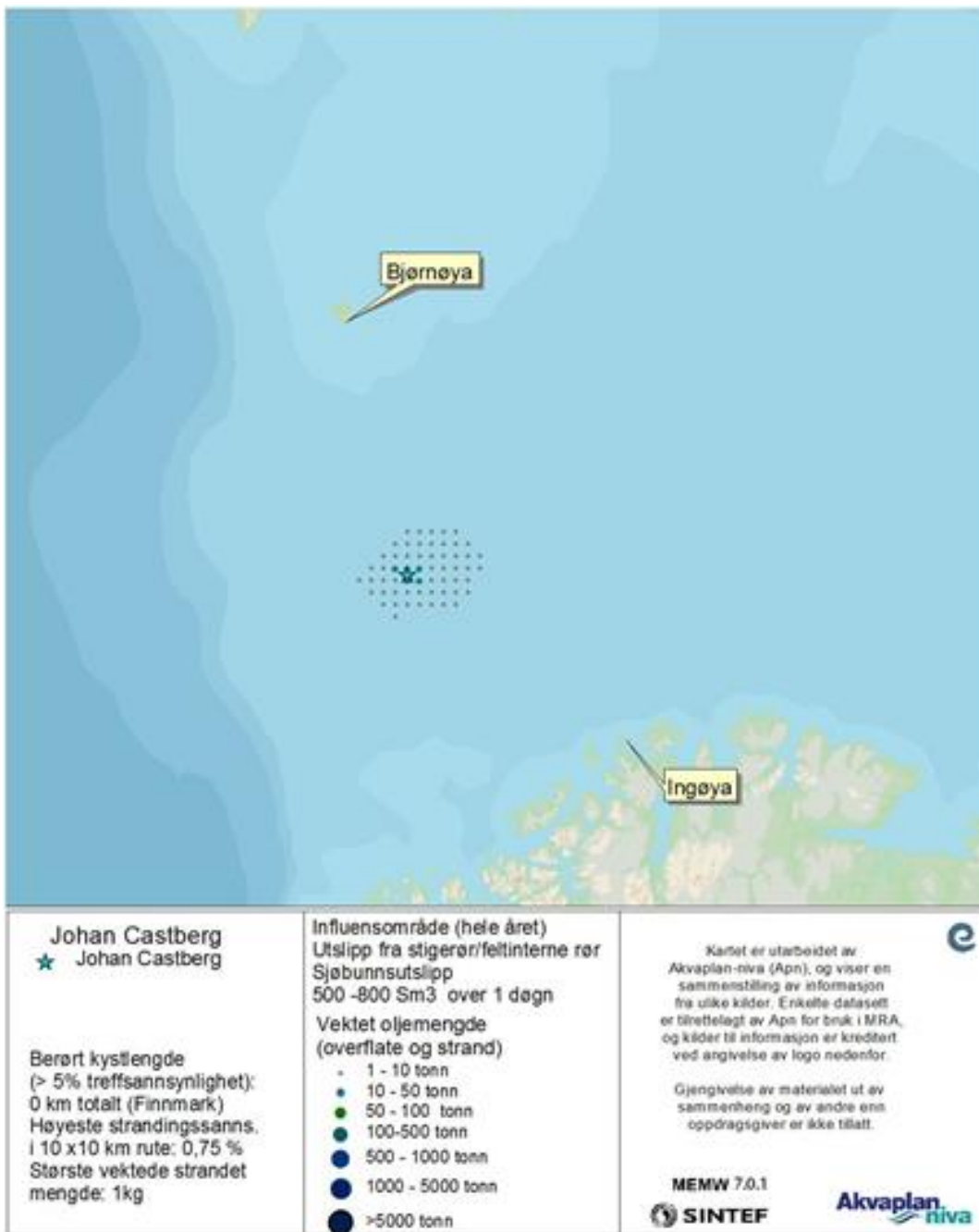
Ved brudd på et av stigerørene, eller en feltintern rørledning, har Statoil vurdert at utslippsvolumet vil kunne komme opp i 500 Sm³(før Drivis kommer i produksjon). Forventet varighet er satt til 1 døgn. Sannsynligheten for en slik hendelse er vurdert til $9,7 \times 10^{-3}$, dvs. én hendelse hvert 100 år. Etter at Drivis kommer i produksjon er det konservativt vurdert at utslippsvolumet kan komme opp i 800 Sm³ (volumet av den lengste rørledningen) med varighet på et døgn. Sannsynligheten for en slik hendelse er vurdert til $1,67 \times 10^{-2}$, dvs. én hendelse hvert 60 år.

Figur V 7 viser sannsynligheten for treff av >1 tonn olje på overflaten, beregnet fra alle simuleringer av utslipp fra stigerør/feltinterne rør på Johan Castberg (statistikk for hele året).

Figur V 8 viser vektet oljemengde på overflaten og på strand (tonn) beregnet fra alle simuleringene av utslipp fra stigerør/feltinterne rør på Johan Castberg (statistikk for hele året).



Figur V 7 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km modellrute ved utslipp fra stigerør/feltinterne rør på Johan Castberg.



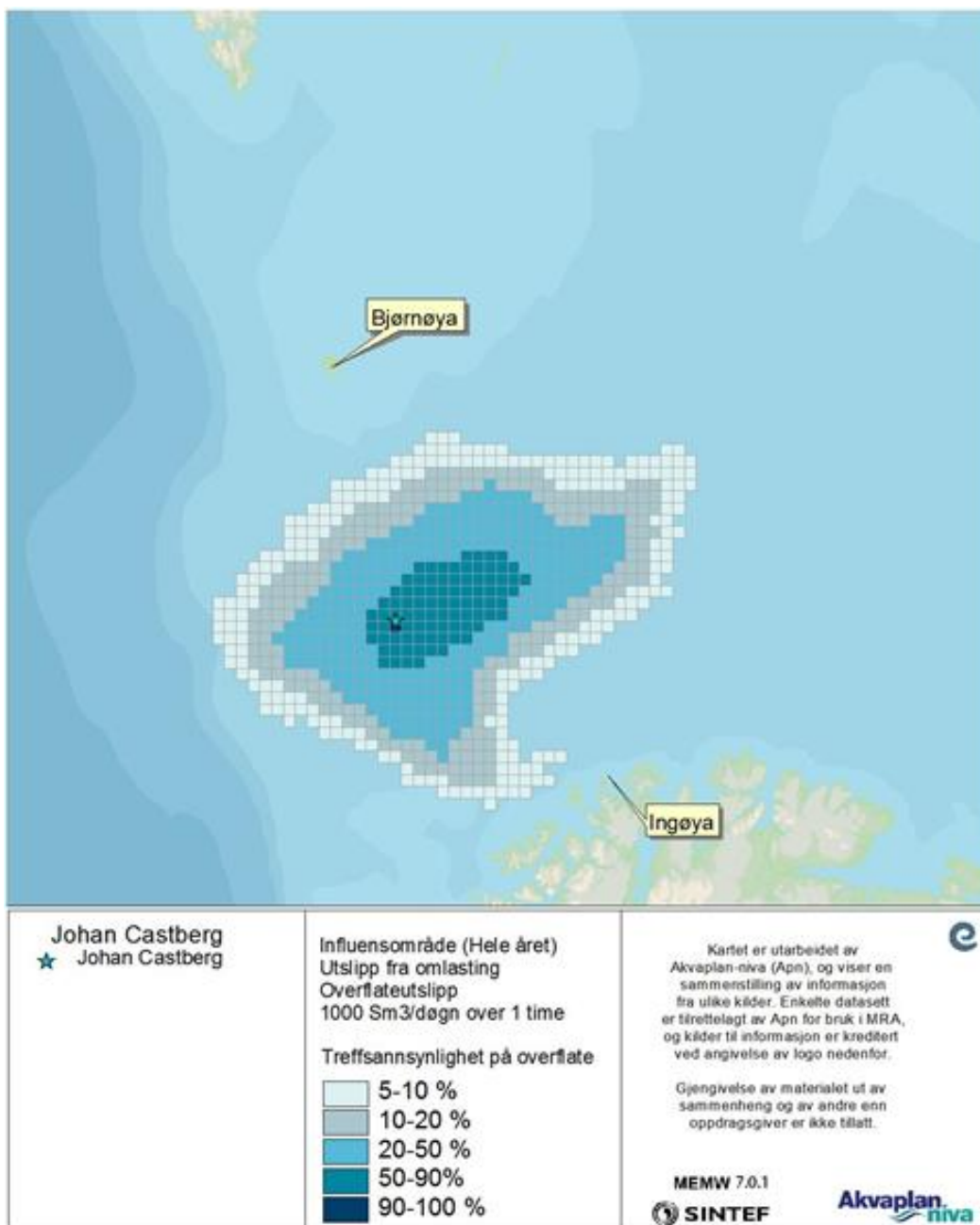
Figur V 8 Vektete oljemengder på overflaten og på strand (i tonn) beregnet fra alle simuleringene av utslipp fra stigerør/feltinterne rør på Johan Castberg.

DFU 6 – Utslipp under omlasting fra FPSO til skytteltanker

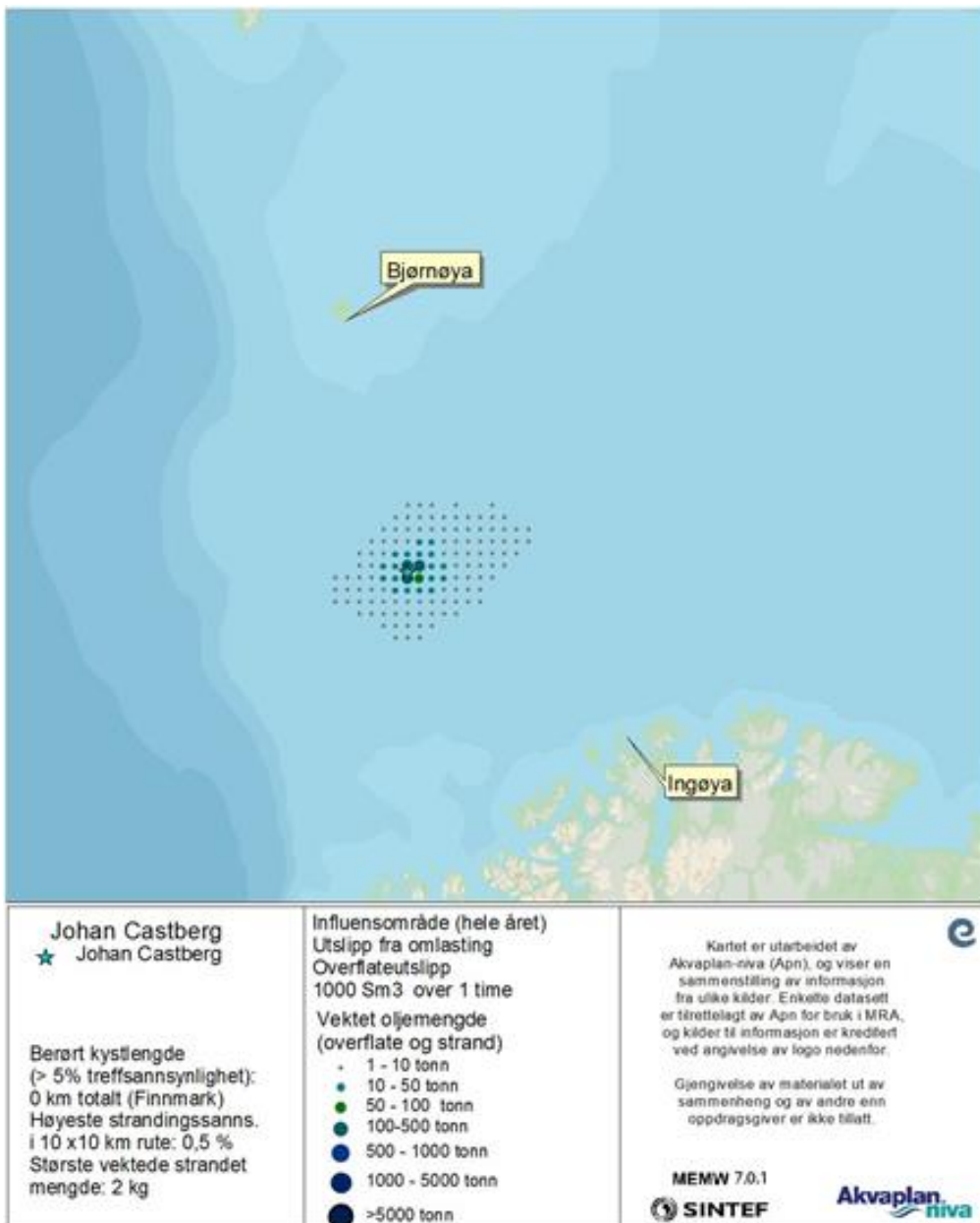
Ved et utilsiktet utslipp i forbindelse med lastning/lossing har Statoil vurdert at utslippsvolumet vil kunne komme opp i 1 000 Sm³. Forventet varighet er satt til 1 time. Sannsynligheten for en slik hendelse er vurdert til $1,1 \times 10^{-2}$, dvs. én hendelse hvert 90 år.

Figur V 9 viser sannsynligheten for treff av >1 tonn olje på overflaten, beregnet fra alle simuleringer av utslipp under omlasting på Johan Castberg (statistikk for hele året).

Figur V 10 viser vektet oljemengde på overflaten og på strand (tonn) beregnet fra alle simuleringene av utslipp under omlasting på Johan Castberg (statistikk for hele året).



Figur V 9 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km modellrute ved et utslipp under omlasting på Johan Castberg.



Figur V 10 Vektete oljemengder på overflaten og på strand (i tonn) beregnet fra alle simuleringene av et utslipp under omlasting på Johan Castberg.