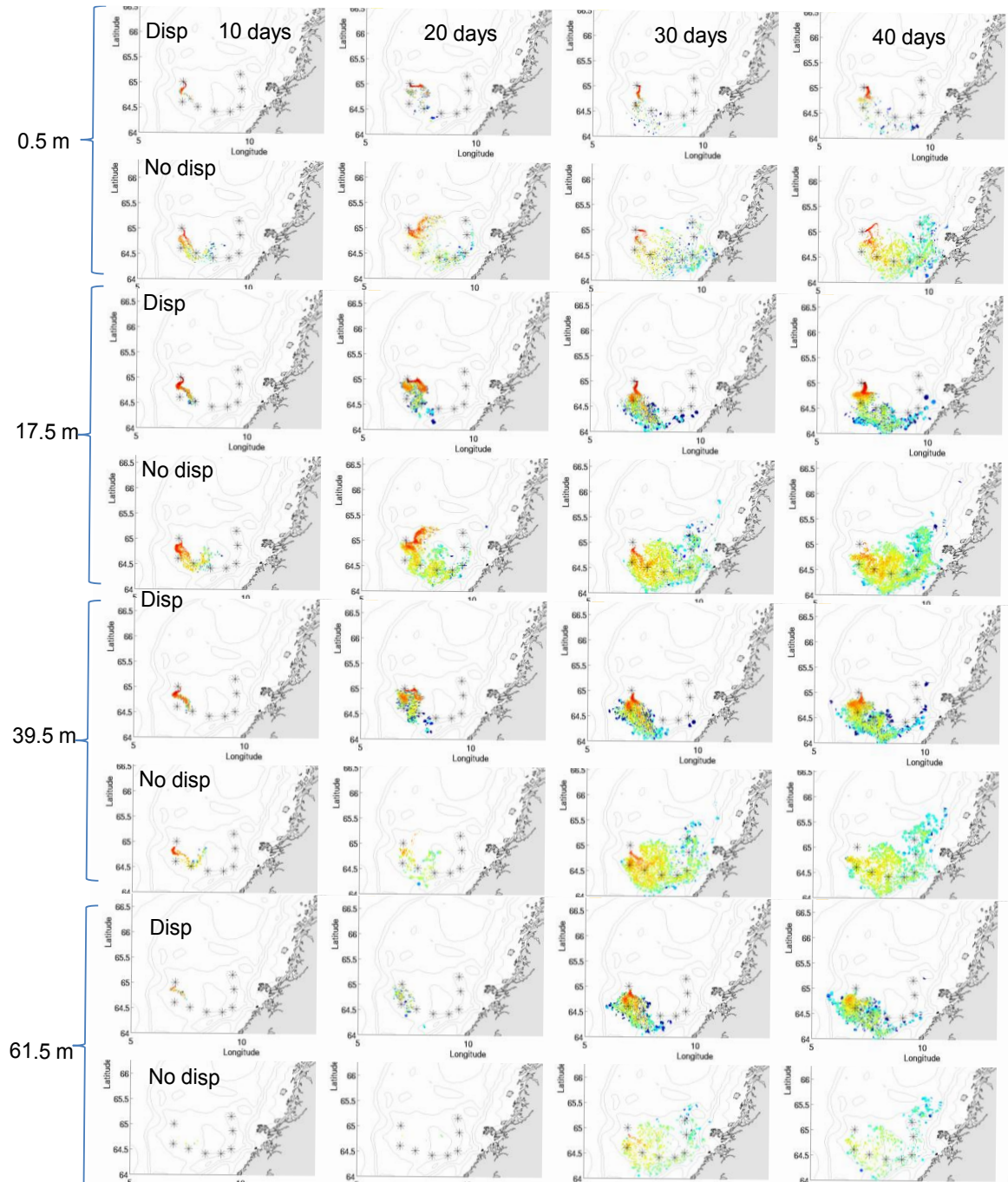


## Erfaringer, modellsimuleringer og kartverktøy til støtte for vurdering av dispergeringsmiddel i Statens oljevernberedskap

Bjørn Einar Grøsvik, Sonnich Meier, Per Arne Horneland, Vidar Lien og Frode Vikebø





# Erfaringer, modellsimuleringer og kartverktøy til støtte for vurdering av dispergeringsmiddel i Statens oljevernberedskap

**Forfattere:**

Bjørn Einar Grøsvik, Sonnich Meier, Per Arne Horneland, Vidar Lien og Frode Vikebø  
*Havforskningsinstituttet*

**Prosjektleder:**

Bjørn Einar Grøsvik

**Oppdragsgiver:**

Kystverket

**Sammendrag**

Kystverket har bedt Havforskningsinstituttet om å gjennomgå erfaringer knyttet til bruk av dispergeringsmiddel i Statens oljevernberedskap. Dette for å være bedre i stand til å kunne ta beslutninger i forhold til når dispergeringsmidler kan brukes i en uhellssituasjon. Bruk eller ikke bruk av dispergeringsmidler i en akutt oljeforurensningssituasjon bygger på kunnskap og erfaringer om hvilke tiltak som blir ansett som mest effektive for å redusere skade på miljøet. For en slik vurdering trengs det kunnskap om giftighet av dispergeringsmiddelet selv og hvordan kjemisk dispergert olje oppfører seg i vannsøylen i forhold til tilsvarende olje uten tilsats av dispergeringsmiddel. Viktige faktorer å ta hensyn til inkluderer oljetype, dispergerbarhet, hvor oljeutslippet har skjedd, tidsvindu der dispergering er mulig, værforhold, influensområde, hvilke biologiske ressurser som er truet og hvordan disse ressursene er fordelt på ulykkestidspunktet.

Målsettingen for dette prosjektet har vært å gjennomgå erfaringer for bekjemping av akutte oljeutslipp med dispergeringsmiddel, og å sammenligne modellkjøringer for overlapp mellom fiskeegg/-larveforekomster og et oljeutslipp for å kunne gi kvantitative vurderinger av påvirkning av akuttutslipp med og uten bruk av dispergeringsmiddel. Vi har gjort en oppdatering av romlig og temporær utbredelse av tidlige stadier for noen fiskearter (nordøstarktisk torsk, norsk vårgytende sild og hyse), og sammenstilt tilgjengelige kart for sårbare og verdifulle områder og gjort de tilgjengelig for Kystverket. Dette vil være nyttige verktøy til hjelp for å vurdere i hvilke områder og på hvilke tider på året vi har ekstra sårbare ressurser tilstede.

Vi har brukt modellsimuleringer for utslipp av 4500 m<sup>3</sup> råolje per døgn (Statfjord light crude) med varighet på 30 døgn på tre steder langs Norskekysten (Haltenbanken, sør for Lofoten og Vesterålen). Gyteprodukter slippes på gyteplasser fra 1. mars til slutten av april og alle gyteprodukter blir fulgt i 60 dager fra tidspunkt for oljeutslipp uavhengig av gytetidspunkt. Scenarier for oljeutslipp starter 1. april og varer i 30 dager. Det er blitt modellert overlapp mellom oljekonsentrasjoner som tilsvarer enten en total PAH (TPAH) konsentrasjon på over 1,0 ppb (µg/l) som er i størrelsesorden hvor vi forventer akutt dødelighet, i tillegg til en TPAH konsentrasjon på over 0,1 ppb som er størrelsesorden hvor vi forventer subletale effekter. Modellsimuleringene er gjennomført med og uten tilsats av dispergeringsmiddelet Corexit 9500. Overlapp mellom konsentrasjoner av sum PAH og fiskelarver er studert for ni forskjellige valgte gytelokaliteter for nordøstarktisk torsk fra Mørebankene til Finmarks-kysten. Resultatene viser stor variasjon i andel av egg og larver fra en gytelokalitet som opplever TPAH konsentrasjoner over de valgte grenseverdiene.

Resultatene fra de tre modellsimuleringene viste at tilsats av dispergeringsmiddel kunne både slå positivt og negativt ut i forhold til andel av egg og larver fra en gytelokalitet som ble eksponert for TPAH over den valgte terskelverdien. I et idealisert forsøk ble det introdusert gyteprodukter på samme lokalitet som oljeutslippsscenarioene, og beregnet endring i andel gyteprodukter som hadde overlapp med TPAH konsentrasjoner over terskelverdi på 1,0 ppb, der TPAH konsentrasjoner ble modellert etter fiskelarvens dyp. Resultatene viste en reduksjon i overlapp fra 49 % til 46 % viss en tilsatte dispergeringsmiddel til utslippsscenarioet på Haltenbanken, en nedgang i overlapp fra 28 % til 25 % viss en tilsatte dispergeringsmiddel til scenariet sør for Lofoten og en økning fra 9 % til 11 % viss en tilsatte dispergeringsmiddel til scenariet ved Vesterålen.

Det at modellsimuleringer viste at bruk av dispergeringsmiddel ikke gav dramatisk forskjellige effekter på simulert overlapp over grenseverdier mellom PAH fra råolje og fiskelarver i åpne havområder, er nye resultat som bør være med i vurderinger når en skal velge hvilken strategi som tar best vare på miljøet ved bekjemping av oljeutslipp. Konklusjonene bygger på modellsimuleringer av nordøst arktisk torsk i åpne havområder, og framtidige forbedring av verktøy og oppløsning til oseanografiske modeller, sammen med bedre kunnskap om terskelverdier for effekt vil kunne påvirke resultat og konklusjoner. I valg av oljebekjempingsstrategier bør en vurdere kritiske faktorer som påvirker sårbarhet til verdifulle ressurser i hvert enkelt tilfelle. Modellsimuleringene er kun foretatt for nordøstarktisk torsk, det er behov for å kjøre disse simuleringene med flere fiskearter (bl.a. sild) og i mer kystnære områder. Det er også ønskelig med oppfølgende eksperimentelle studier for å få bedre kunnskap om tålegrenser for oljeeksponering for flere relevante arter.

Rapporten har behandlet modellsimuleringer av råolje. Tilsvarende studier av bunkersolje er ikke utført og resultat fra dette arbeidet er derfor ikke direkte overførbart til bunkersolje.

Vi har foreslått parametre som bør inkluderes i miljøundersøkelser i etterkant av et oljeutslipp.

## English summary

### **Experiences, model simulations and maps of marine resources as support for decisions related to mitigation of acute oil spills**

The Norwegian Coastal Administration has asked the Institute of Marine Research to present experiences, model simulations and maps of marine resources as support for decisions related to mitigation of acute oil spills. This to be better prepared for decisions related to when chemical dispersion may be used in actions to mitigate accidental oil spills. The decision to use or not use chemical dispersants to mitigate an acute oil spill is based on knowledge and experiences on which actions are considered most effective to reduce damage to the environment.

The aim of the project has been to present experiences for mitigations of acute oil spills using dispersants, and to compare model simulations of overlap of fish eggs or larvae and an oil spill with or without use of dispersants to be able to give quantitative comparisons of these alternatives.

We have updated spatial and temporary distribution of early phase stages for some fish species (North East Arctic cod, Norwegian spring spawning herring, saithe and haddock), and made available maps of vulnerable and valuable areas. This will be useful tools for identifying areas and seasons when resources are considered most vulnerable for oil exposure.

We have used model simulations of a blow out of 4500 m<sup>3</sup> crude oil per day (Statfjord light crude) have been performed for 30 days at three locations along the Norwegian coast (The Halten bank, south of Lofoten and Vesterålen). Spawning products were released from the spawning grounds from 9 different sites, in the period from March 1<sup>st</sup> till end of April and all spawning products were followed for 60 days from the time the spill starts independent of time for spawning. The oil spill started April 1<sup>st</sup> and lasted for 30 days. We have modelled overlap between spawning products and oil concentrations giving a total PAH- concentration (TPAH) of more than 1.0 ppb (µg/l). At this concentration we expect acute mortality. In addition we have used a threshold value of TPAH of more than 0.1 ppb which is in the range were we expect sublethal effects. Model simulations were performed with or without addition of the dispersants Corexit 9500. The results showed large variations in fraction of eggs and larvae from the different spawning grounds that experienced TPAH concentrations above the selected threshold values.

Model simulations from three different oil spill scenarios showed that addition of chemical dispersant could either increase or decrease fraction of eggs and larvae that were exposed above the selected threshold value. Simulation were also performed when spawning products were introduced at the same location as the three oil spill scenarios overlap of % spawning products experiencing threshold values of above 1.0 ppb TPAH calculated. Concentrations were modelled according to vertical migration of the fish larvae. The results showed a reduction in overlap from 49 % to 46 % if dispersant were added for the oil spill scenario at the Halten Bank, a reduction in overlap from 28 % to 25 % if dispersant was added to the oil spill scenario south of Lofoten and an increase in overlap from 9 % to 11 % if the dispersant was added to the scenario at Vesterålen.

When overlap of TPAH over threshold values from the three oil scenarios were modelled for all of the 9 selected spawning grounds, a general reduction in overlap were seen if dispersants were used compared to if not used. Results showing use of dispersants not giving dramatic differences on simulated overlap of fish larvae and oil compounds are new information to include in considerations when selecting strategies to mitigate an oil spill. Still, it is important to note that results from model simulations are dependent on input and future improvements in model resolution and new knowledge and information on critical factors, like for example threshold values may affect results and conclusion.

We have proposed parameters that should be included in environmental investigations after an oil spill.

## **Forord**

Vi vil takke Petter Rønningen, SINTEF for kjøring av oljespredningsmodellen OSCAR med og uten bruk av dispergeringsmiddel. Også takk til Norsk Marint datasenter for hjelp med tilgjengeliggjøring av kart av biologiske ressurser og til Fritjof Moy, HI for framstilling av kart for ålegrasenger og tareskog.

## Innhold

## Side

1. Bakgrunn .....	6
2. Målsetting .....	7
3. Giftighet og effekter ved bruk av kjemisk dispergert olje .....	7
3.1 Erfaringer fra andre ulykker der en har brukt dispergeringsmiddel for oljebekjempelse .....	7
3.2 Giftighet av mekanisk dispergert råolje vs kjemisk dispergert olje på forskjellige organismer og trofiske nivå .....	10
4. Modellsimuleringer av effekter av oljeutslipp med bruk av dispergeringsmiddel .....	13
4.1 Hvor og når kommer det et stort oljeutslipp .....	13
4.2 Dispergeringsmidler .....	15
4.3 Modellering av oljespredning .....	15
4.4 Egg og larver driver passivt nordover nær overflaten med havstrømmene .....	15
4.5 Hvor mye fisk berøres av et oljeutslipp med og uten dispergeringsmidler? .....	16
5. Romlig og temporær utbredelse av tidlige stadier for noen viktige fiskearter .....	20
6. Sammenstilling av tilgjengelige kart for sårbare og verdifulle områder .....	25
7. Oppsummering av modellsimuleringer for bekjemping av akuttutslipp med dispergeringsmiddel .....	26
8. Parametre som bør inkluderes i miljøundersøkelser .....	27
9. Referanser .....	28
10. Appendix .....	32
10.1 Modellert oljekonsentrasjon i vannsøylen fra oljeutslippsscenarioet på Haltenbanken .....	32

## 1. Bakgrunn

I forbindelse med prosjektet ”statlig dispergeringsberedskap” har Kystverket bedt Havforskningsinstituttet om bistand i arbeidet med å utarbeide beslutningsgrunnlag og til å vurdere påvirkning på det marine miljø ved bruk av dispergeringsmiddel ved akutt oljeforurensning. Dette for å være bedre i stand til å kunne ta beslutninger i forhold til når dispergeringsmiddel kan brukes i en uhellssituasjon.

Bruk eller ikke bruk av dispergeringsmidler i en akutt oljeforurensningssituasjon bygger på kunnskap og erfaring om hvilke tiltak som blir ansett som mest effektive for å redusere skade på miljøet. Mulighet for mekanisk oppsamling vil først bli vurdert, men dersom ikke dette blir vurdert som tilstrekkelig, er det ønskelig å ha best mulig beslutningsgrunnlag i forhold til andre tiltak, som også inkluderer tilsats av dispergeringsmiddel. For en slik vurdering trengs det kunnskap om giftighet av dispergeringsmiddelet selv og hvordan kjemisk dispergert olje oppfører seg i vannsøylen i forhold til tilsvarende olje uten tilsats av dispergeringsmiddel. Viktige faktorer å ta hensyn til inkluderer oljetype, dispergerbarhet, hvor oljeutslippet har skjedd, tidsvindu der dispergering er mulig, værforhold, influensområde, hvilke biologiske ressurser som er truet og hvordan disse ressursene er fordelt på ulykkestidspunktet.

Oljeutblåsing på Deepwater Horizon i Mexicogolfen i 2010 og omfattende bruk av dispergeringsmiddel på dypt vann har aktualisert ønsket om mer kunnskap og informasjon om erfaringer etter bruk av dispergeringsmiddel til bruk ved akuttutslippsbekjemping i Mexicogolfen, men også om disse erfaringene kan overføres til norske forhold.

Bruk eller ikke bruk av dispergeringsmiddel etter et akutt oljeutslipp vil være basert på en vurdering av hvilke biologiske ressurser i området som blir ansett som mest sårbare. I situasjoner der oljeflaket har stor risiko for å gi skade på fugl og å treffe land, har bruk av dispergeringsmiddel vært ansett som et nyttig tiltak for oljebekjemping, mens i områder der en har forekomster av fiskeegg og -larver har en vært skeptisk til slik bruk på grunn av stor usikkerhet i forhold til hvilke konsekvenser en stor økning i løste PAH i vannsøylen vil få for de sårbare stadiene som fiskeegg og -larver.

Egg- og larvestadier av fisk har vært i fokus som følge av en rekke faktorer:

- De er konsentrert nær overflaten (egg stort sett mellom 0 og 50 m – avtagende fra overflaten og nedover i dypet, mens larver stort sett befinner seg mellom 5 og 40 m – dypere om dagen og grunnere om natten).
- Egg og larver er konsentrert i store forekomster kystnært fra Møre til Tromsøflaket og i langt mindre grad i stand til å bevege seg ut av forurensede områder enn de større individene.
- Overflate over volumforholdet er stort og kan gi et relativt høyere opptak av forurensende stoff i forhold til når individet blir større.
- Viktige organer blir dannet i egg- og larvestadiene. I denne fasen er individene spesielt sårbare for forurensning.

Havforskningsinstituttet har betydelig kompetanse på individbasert modellering av tidlige stadier av fisk, et verktøy som er velegnet til å integrere effekter av individuell eksponering som følge av forurensning opp til populasjonsnivå. I vårt samarbeid med SINTEF gjennom blant annet forskningsrådsprosjektene PRIBASE og SYMBIOSES har vi utviklet et modellsystem som kan benyttes til å vurdere effektene av å introdusere dispergeringsmidler i forbindelse med oljesøl på fisk. I tillegg har Havforskningsinstituttet et omfattende observasjonsgrunnlag for å beskrive romlig temporær fordeling av sårbare stadier for kommersielt viktige kystnære fiskebestander. Samlet kan en slik modelltilnærming og tilgang til ressursfordelingskart danne grunnlag for risikoanalyser og tilhørende anbefalinger av hvor og når man kan anbefale bruk av dispergeringsmidler.



## 2. Målsetting

Målsettingen for dette arbeidet har vært å gjennomgå erfaringer ved bekjemping av akutte oljeutslipp med dispergeringsmiddel, og å sammenligne modellkjøringer for overlapp mellom fiskeegg-/larveforekomster og et oljeutslipp for å kunne gi kvantitative vurderinger av påvirkning av akuttutslipp med og uten bruk av dispergeringsmiddel. Videre å gjøre en oppdatering av romlig og temporær utbredelse av tidlige stadier for noen fiskearter (nordøstarktisk torsk, norsk vårgytende sild og hyse), og å sammenstille tilgjengelige kart for sårbare og verdifulle områder til hjelp for å vurdere i hvilke områder og på hvilke tider på året vi har ekstra sårbare ressurser. Havforskningsinstituttet vil være involvert i miljøundersøkelser i etterkant av et oljeutslipp og en gjennomgang av hvilke parametre som bør undersøkes vil bli gitt.

## 3. Giftighet og effekter ved bruk av kjemisk dispergert olje

Valg mellom bruk eller ikke bruk av dispergeringsmidler er avhengig av hvordan en skal sørge for at et akuttutslipp av olje skal forårsake minst mulig skade på sårbare ressurser i influensområdet. Værforhold med høye bølger og vind vil fremme naturlig dispersjon av oljen og samtidig vanskeliggjøre dispergering ved bruk av kjemiske midler. Tilsats av dispergeringsmiddel på et overflateutslipp blir gjort for å få mest mulig av oljen vekk fra overflaten og ned i vannsøylen som små oljedråper og i større grad som løste oljekomponenter i et større volum i vannsøylen. Dette vil påvirke konsentrasjoner i vannsøylen i forhold til terskelnivå for løste olje- og PAH komponenter. Det vil også påvirke tilgjengelighet for bakteriell nedbryting av oljen. Temperatur vil kunne påvirke mikrobiell nedbryting. Valg av bruk eller ikke bruk er derfor avhengig av vurderinger om skadepotensialet er størst for organismer som lever i kontakt med overflaten (som sjøfugl, sjøpattedyr eller i strandsonen) eller for organismer som lever i vannsøylen (planteplankton, dyreplankton og fisk) og på bunnen.

Vi har gjort en gjennomgang av giftighetsstudier av dispergeringsmiddel og kjemisk dispergert olje på utvalgte organismer som kan være relevante for norske farvann. Flere studier er valgt for å dekke de trofiske nivåene fra bakterier til sjøfugl og pattedyr, men hovedtyngden vil bli lagt på effektene på tidlige livsstadier hos fisk, da disse utgjør en spesielt sårbar og viktig ressurs langs Norskekysten. Imidlertid er det viktig å ha i mente at fisk er avhengig av andre arter og et velfungerende økosystem og skader påført andre organismer kan slå tilbake på fisk selv om fisken i utgangspunktet ikke var direkte berørt.

Det finnes en stor mengde studier på toksikologiske effekter av dispergert olje og dispergeringsmidler. En viktig kilde til informasjon har vært boken ”Oil Spill Dispersants – Efficacy and effects” (Committee on understanding oil spill dispersants (2005)), i tillegg til nyere litteratur på dette temaet.

### 3.1 Erfaringer fra andre ulykker der en har brukt dispergeringsmiddel for oljebekjempelse

Mye av den forskningen som har tilført ny kunnskap om miljøeffekter av olje er gjort i etterkant av store oljekatastrofer, som Exxon Valdez (1989) og Deepwater Horizon (2010). I tillegg har en høstet erfaringer av bruk av dispergeringsmiddel etter oljeutslippene fra Torrey Canyon (1967) og Sea Empress (1996). Erfaringene viser at laboratorieforsøk har klare begrensninger i forhold til å være direkte overførbare til skalaen og kompleksiteten ved virkelige hendelser.

#### *Torrey Canyon, 1967*

De tidlige dispergeringsmidler som ble brukt etter forliset av oljetankeren Torrey Canyon ved Cornwall (UK) i 1967 bestod av ikke-ioniske detergenter, så som alkylfenol ethoxylater, og inneholdt organisk løsningsmiddel (kerosen-ekstrakter). Denne type dispergeringsmiddel hadde høy akutt giftighet (LC<sub>50</sub> 0,5–5 mg/l) for vannlevende organismer (Southward & Southward 1978; Wilson 1977). Nonylfenol ethoxylater blir brutt ned til nonylfenol og kan dermed også bidra til uønskete langtidseffekter (Bennie, 1999). Etter oljeutslippene fra Torrey Canyon ble det konkludert med at bruken av 10 000 tonn giftige

dispergeringsmiddel gav større og mer langvarige miljøeffekter end effektene fra de 119 000 tonn olje som kom fra det forliste tankskipet (Southward & Southward 1978).

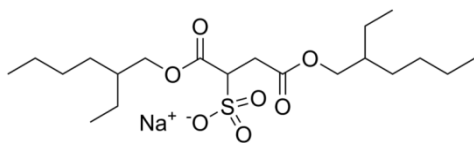
Det fins også dispergeringsmidler på markedet i dag som inneholder nonylfenol ethoxylater. Bruken av disse ble derimot avvist av BP under Deepwater Horizon utblåsningen i 2010 på grunn av at de kan forårsake skadelige langtidseffekter (Jones et al. 2010). Denne type dispergeringsmidler som ble brukt under denne hendelsen blir ikke benyttet i Norge.

Lærdommen fra Torrey Canyon gav opphav til en ny generasjon av dispergeringsmidler som har betydelig lavere akutt giftighet til vannlevende organismer. I 1975 ble Corexit 9527 utviklet, og i dag brukes en forbedret utgave, Corexit 9500 (Nalco Environmental Solutions LLC, USA) (Tabell 1).

**Tabell 1. Kjemisk sammensetning og akutt giftighet av Corexit 9527 og Corexit 9500.**  
Informasjon tatt fra datablad fra Nalco Environmental Solutions LLC, USA.

Innhold	Corexit 9527	Corexit 9500
2-Butoxyetanol	30-60 %	.
Diocetyl natrium sulfosuccinate	10-30 %	10-30 %
Propylene glycol	1-5 %	1-5 %
Hydrogenert petroleumdestillat	.	10-30 %
<b>Akutt giftighet</b>		
LC <sub>50</sub> alger	9 mg/l	.
LC <sub>50</sub> evertebrater	23-40 mg/l	2-32 mg/l
LC <sub>50</sub> fisk	15-201 mg/l	24-140 mg/l

Forskjellen mellom de to dispergeringsmidlene er at Corexit 9527 inneholder 2-butoxyethanol mens Corexit 9500 inneholder hydrogenert petroleum destillat. For begge dispergeringsmidler består detergenten av dioctyl sodium sulfosuccinat (DOSS) (Figur 1).



**Figur 1. Strukturformel av dioctyl sodium sulfosuccinate (DOSS).**

Andre produsenter har tilsvarende dispergeringsmidler. SlickGone NS<sup>®</sup> (Danis International LC) har samme sammensetning som Corexit 9500 og SlickGone LTSW<sup>®</sup> tilsvarende som Corexit 9527. Finasol OSR52 (TOTAL Petrochemicals INC) er klassifisert som samme type som Corexit 9500 og inneholder 20-25 % DOSS, 15-20 % hydrokarboner (C11-C14), 15-20 % (2-metoxymetyloxy)propanol, 2 % karboksylsyrer og 1 % ethanolamin.

### **Sea Empress, 1996**

Nye dispergeringsmidler som var basert på DOSS ble brukt etter forliset av oljetankeren Sea Empress i Den engelske kanal 1996, hvor 72 000 tonn råolje og 480 tonn bunkersolje ble sluppet ut.

Operasjonen i etterkant av Sea Empress forliset regnes som et godt eksempel på hvordan hurtig og målrettet bruk av dispergeringsmiddel kan minimere miljøeffektene fra store oljeutslipp (Lunel et al. 1995). I denne katastrofen ble det brukt totalt 446 tonn med dispergeringsmiddel (SlickGone NS<sup>®</sup>, SlickGone LTSW<sup>®</sup>, Finasol OSR52 og Corexit 9500), og det er estimert at denne bruken av dispergeringsmiddel forhindret

mellom 57 000–110 000 tonn med oljeemulsjon å nå kysten av Wales. Dette fikk stor reduserende effekt på katastrofens omfang, 11 000–16 000 tonn med oljeemulsjon nådde kysten og forurenset ca. 200 km med strandlinje (Law & Kelly 2004).

Fluorescensmålinger viste at bruken av dispergeringsmiddel ga en umiddelbar tidobling av konsentrasjonen av olje i vannsøylen. Det ble målt mellom 1 og 10 mg olje/l på 4 m dybde under oljeflaket, men oljen ble funnet å være fortynnet til under 1 mg/l etter 2 dager og var under 0,5 mg/l etter en uke (Lunel et al. 1995). Etterkantundersøkelser viste at det var mulig å spore effekter av oljeforurensning på fisk i nærheten av utslippspunktet i form av induksjon av detoksifiseringssystemet som økt ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) aktivitet, en biomarkør for PAH-eksponering (Kirby et al. 1999). Økt forekomst av DNA-addukter (et mål for genskader etter PAH-eksponering) (Harvey et al. 1999) ble påvist tre måneder etter forliset, men det var ikke sporbare tegn på oljeforurensning i fisk 12 måneder senere. Tilsvarende funn var også gjort i blåskjell langs kysten av Wales, som viste sterkt forhøyede nivåer av PAH i tre måneder etter oljeutslippet, og det var fortsatt mulig å måle forhøyede PAH nivåer i blåskjell fra de mest påvirkete områdene ett år senere (Dyrynda et al. 2000).

Konklusjonen av effektstudiene etter Sea Empress-forliset var at bruken av dispergeringsmiddel medførte at effektene på de marine miljø var betydelig mindre enn det som var fryktet ut fra oljemengden som ble sluppet ut (Law & Kelly 2004).

### ***Deepwater Horizon, 2010***

Forskningen på miljøeffekter ved bruk av dispergeringsmidler er blitt kraftig intensivert etter ulykken på Deepwater Horizon-plattformen i Mexicogolfen i 2010 som førte til at 780 000 m<sup>3</sup> råolje ble sluppet ut på ca. 1500 m dyp. I aksjonen for å redusere konsekvensene av oljeutslippet ble det brukt store mengder med dispergeringsmiddel, hovedsakelig Corexit 9500 og Corexit 9527. Totalt ble det forbrukt 7000 tonn dispergeringsmiddel, og av disse ble 2920 tonn sprøytet inn i oljen ved brønnen på 1500 m dyp. Dette er første gang at det er blitt brukt dispergeringsmiddel på så store dyp. En hadde på forhånd lite kunnskap om hvordan kjemisk dispergert olje oppfører seg på store dyp.

I forbindelse med dette utslippet er det utviklet sensitive analysemetoder som er i stand til å analysere lave mengder av DOSS i sjøvann, og for første gang er det gjort feltnålinger av vannkonsentrasjoner av dispergeringsmiddel (Gray et al. 2014; Kujawinski et al. 2011; Ramirez et al. 2013). Kujawinski et al. (2011) fant at dispergeringsmidlet som ble injisert ved brønnen på 1500 m følger olje/gass "plume" og kun i liten grad kommer til overflaten. DOSS blir langsomt nedbrutt på dette dypet, og det ble funnet lave, men detekterbare mengder med DOSS helt ut til 300 km fra utslippspunktet 64 dager etter at en startet med dispergering. Målinger i overflatevannet over utslippspunktet viste DOSS-konsentrasjoner fra <0,25 µg/l – 225 µg/l (Gray et al. 2014). Til tross for at det var klart målbare nivåer i nærheten av utslippspunktet, minket konsentrasjonen hurtig pga. nedbryting og fortynning til under effektgrenseverdien på 40 µg/l, oppgitt av U.S. Environmental Protection Agency (USEPA).

Det har vært stor fokus på mikrobiell nedbryting av olje og dispergeringsmiddel i Mexicogolfen etter utslippet i 2010. Prince et al. (2013) viste at dispergeringsmiddel øker naturlig biodegradering av olje i overflatevannet ved at en større del av oljen går ned i vannsøylen som mikrodråper. Dermed økes overflaten av oljen slik at oljenedbrytende bakterier kan "slippe" til (Prince et al. 2013). Samme konklusjon er også gitt i andre eksponeringsstudier (Campo et al. 2013, Radniecki et al. 2013). Lee et al. (2013) fremhever at det er viktig å bruke realistiske lave nivåer av både dispergeringsmiddel og olje i denne type studier. Flere av studiene (Hamdan & Fulmer 2011) som viser inhiberende effekter av dispergeringsmiddel på mikrobiell nedbryting av olje, kritiseres for å være utført ved urealistiske høye (og giftige) doser og er dermed ikke representative for feltsituasjonen, hvor olje hurtig fortynnes og ofte finnes i konsentrasjoner mellom 1 og 10 mg/l (Lee et al. 2013). Det er funnet mange mikroorganismer i dyphavet som ble indusert av olje etter utblåsningen og som er i stand til å bryte ned olje i et overraskende høyt tempo på tross av den lave vanntemperaturen, men at tilvekst av oljenedbrytende bakterieflora tar lengre tid i det kalde vannet på dypet (5 °C) enn i det varme overflatevannet (25 °C) (Baelum et al. 2012; Campo et al. 2013; Hazen et al. 2010). Temperatureffekter på nedbrytningstiden av olje er også rapportert i et nylig publisert arbeid som har studert mikrobiell nedbryting av kjemisk dispergert olje i arktisk sjøvann (-1 °C) (McFarlin et al. 2014), men det ble samtidig funnet at selv ved denne lave temperaturen skjer det en betydelig mikrobiell

nedbrytning av råolje både med og uten dispergeringsmiddel (41–61 % av oljen forsvant etter 60 dagers inkubering). Det ble ikke funnet noen hemmende effekter på mikrobiell nedbrytning av tilsats av dispergeringsmiddel i dette studiet.

Noen av de nyeste artiklene (Incardona et al. 2013 og 2014) diskuterer mulighetene for om olje kan ha forårsaket utviklingsskader på tidlige livsstadier hos fisk som gytte på dette tidsrommet, for eksempel makrellstørje. Miljøundersøkelsene etter Deepwater Horizon-utblåsningen pågår ennå, og det er for tidlig å komme med noen konklusjoner om hvilke effekter denne oljekatastrofen og den omfattende bruk av dispergeringsmiddel har hatt på naturen.

### 3.2 Giftighet av mekanisk dispergert råolje vs kjemisk dispergert olje på forskjellige organismer og trofiske nivå

Det er gjort studier av den akutte giftighet av dispergeringsmiddel på organismer på flere trofiske nivå, både alene og i kombinasjon med olje.

#### **Planteplankton**

Kunnskapsbasen på effektene av oljeeksponering på akvatiske planter er nylig gjennomgått i en omfattende artikkel av Lewis og Pryor (2013). Der er et svært stort spenn i effektkonsentrasjonen for oljeforurensning på marine planter, og det er rapportert EC<sub>50</sub>-verdier (vekst inhibering) fra 2 µg/l–10 000 mg/l. Generelt øker giftigheten for alger og andre marine planter ved kjemisk dispergering av olje. Giftigheten av de dispergeringsmidler som brukes i dag, som Corexit 9500 og Corexit 9527 er relativt lav i de fleste studier med EC<sub>50</sub> fra 2–100 mg/l. Den økte giftighet som er funnet for kjemisk dispergert olje er derfor sannsynligvis et resultat av at dispergeringen øker vannkonsentrasjoner av oljekomponenter og ikke dispergeringsmidlene i seg selv. Et unntak fra dette er inhibering av reproduksjon ("germination") til brunalger som er vist å være svært sensitiv til Corexit 9500 med EC<sub>50</sub>-verdier på 0,2 µg/l (Burrige & Shir 1995).

#### **Dyreplankton**

Av plankton er det dyreplankton som blir regnet som mest sårbare for oljeforurensning. I norske havområder er raudåte (*Calanus finmarchicus*) regnet som en nøkkelart i økosystemet. Korttids giftighetsstudier (48 eller 96 timer) for raudåte ved eksponering for mekanisk dispergert olje (Breaking wave water accumulated fraction, BWWAF) og kjemisk dispergert olje (CEWAF) viste at kjemisk dispergert var mer giftig enn BWWAF ved lave oljekonsentrasjoner. LC<sub>50</sub> ble funnet til 0,79 mg/l total mengde oljehydrokarboner, TPH (eller 10 µg/l total PAH) for kjemisk dispergert olje og 0,8 mg/l TPH (16 µg/l total PAH) for mekanisk dispergert olje (Hansen et al. 2012). Med total PAH menes summen av 2 til 5 rings PAH inkludert alkylerte homologer.

Studier av reproduksjonsparametre (eggproduksjon, klekkesuksess og andel hunner som deltar i reproduksjon) i perioden etter oljeeksponering gav bare et begrenset bidrag til reproduksjonsnedgangen i forhold til de effektene som ble observert på dødelighet etter korttids eksponering (Olsen et al. 2013).

For arktisk dyreplankton, *Calanus glacialis*, ble kjemisk dispergert olje (LC<sub>50</sub>; 22 mg/l TPH) funnet å være mindre giftig enn mekanisk dispergert olje (LC<sub>50</sub>; 4 mg/l TPH) (Gardiner et al. 2013).

Den lavere akutte giftighet av dispergert olje for *Calanus glacialis* sammenlignet med *Calanus finmarchicus* er også bekreftet av Hansen et al. (2013), og det viser et generelt bilde av at de arktiske kaldtvannsarter ikke er mer sensitive for oljeeksponering enn tempererte arter (Perkins et al. 2005).

Almeda et al. (2013) undersøkte effektene av dispergert olje i mesokosmosstudier på komplekse mesodyreplanktonsamfunn (>20 forskjellige arter). De rapporterte at kjemisk dispergert olje (LC<sub>50</sub> = 29 mg/l) hadde 2–3 ganger høyere giftighet sammenlignet med mekanisk dispergert olje. De fant også høy giftighet av dispergeringsmiddel, Corexit 9500, (250 µg/l) og at dette var mer giftig enn olje alene. Disse forsøkene var gjort i Mexicogolfen, og det ble vist at fototoksitet spilte en viktig rolle i den høye giftighet av dispergert olje.

### ***Bentiske organismer***

Bruk av dispergeringsmiddel på grunt vann vil øke mengde av olje som sedimenterer (Page et al. 2000; Reed et al. 2004), og det kan gi økt opptak av olje i spesielt bentiske filterspisere som skjell (Michel et al. 1997). Men det er generelt begrenset med kunnskap omkring effekter av dispergert olje på bentiske organismer. Goodbody-Gringley et al. (2013) finner at både dispergert olje og dispergeringsmidlet (høye doser av Corexit 9500, 50–100 mg/l) er giftig for larvestadiene til to forskjellige varmtvannskoraller fra Mexicogolfen. Tilsvarende funn er også gjort på koraller i Rødehavet og Epstein et al. (2000) advarer mot å bruke dispergeringsmiddel i områder med korallrev.

### ***Fisk***

De tidlige livsstadier av fisk er regnet som svært sensitive for oljeforurensning og spesielt i forhold til eksponering for PAH (Carls et al. 1999; Incardona et al. 2013). Eksponeringsdoser ned til 0,5–20 µg total PAH/l er vist å kunne gi en lang rekke forskjellige utviklingskader i fiskeembryo og vil ofte medføre dødelighet. Det er mange studier som viser at giftigheten til olje øker kraftig (ofte 100 ganger) ved kjemisk dispergering, men dette skyldes at dispergeringsmiddelet øker konsentrasjonen av løste oljekomponenter. Når effektene normaliseres til total mengde olje i vannet, fremstår den kjemiske dispergerte olje ofte som mindre giftig enn mekanisk dispergert olje (Fuller et al. 2004; Ramachandran et al. 2004; Coillard et al. 2005; McIntosh et al. 2010; Olsvik et al. 2012; Wu et al. 2012; Adams et al. 2014).

Selv om dispergeringsmiddel er giftig for fiskeembryo/larver så ligger effekt-dose av for eksempel Corexit 9500 mellom 25 og 750 mg/l ("Committee on understanding oil spill dispersants", 2005) hvilket er betydelig høyere enn det som er realistiske vannkonsentrasjoner ved naturlig bruk og dispergeringsmidler. Det er derfor god vitenskapelig dokumentasjon på at olje og dispergeringsmiddel ikke har synergieffekter som øker giftigheten ut over den giftighet som oppstår på grunn av økt mengde olje i vannsøylen (Olsvik et al. 2012; Adams et al. 2014).

Tabell 2 gir en oversikt over giftigheten av dispergeringsmiddel og mekanisk og kjemisk dispergert olje på utvalgte marine organismer.

**Tabell 2.** Sammenligning av akutte giftighetsstudier av dispergeringsmiddel og dispergert olje (både kjemisk og mekanisk)

Art	Dispergering	Endepunkt	Referanse
<b>Alger</b>			
<b>Brunalge (<i>phyllospora comosa</i>)</b>	Corexit 9500	48 h-EC <sub>50</sub> :0,7 µg/l (hemming av spiring)	(Burridge & Shir 1995)
<b>Brunalge (<i>phyllospora comosa</i>)</b>	Corexit 9527	48 h-EC <sub>50</sub> :30 µg/l (hemming av spiring)	(Burridge & Shir 1995)
<b>Brunalge (<i>phyllospora comosa</i>)</b>	WAF <sup>a</sup>	48 h-EC <sub>50</sub> :130 µg/l (hemming av spiring)	(Burridge & Shir 1995)
<b>Brunalge (<i>phyllospora comosa</i>)</b>	CEWAF <sup>a</sup>	72 h-EC <sub>50</sub> :20 µg/l (hemming av spiring)	(Burridge & Shir 1995)
<b>Diatom (<i>Skeletona costatum</i>)</b>	Corexit 9500	72 h-EC <sub>50</sub> :20 mg/l (vekst inhibering)	(NIVA 1994)
<b>Dyreplankton</b>			
<b><i>Calanus finmarchicus</i></b>	Dasic NC	96 t-LC <sub>50</sub> : 24,4 mg/l	(Hansen et al. 2012)
<b><i>Calanus finmarchicus</i></b>	CEWAF <sup>b</sup>	96 t-LC <sub>50</sub> : 490 µg TPAH/l	(Hansen et al. 2012)
<b><i>Calanus finmarchicus</i></b>	BWWAF <sup>b</sup>	96 t-LC <sub>50</sub> : 801 µg TPAH/l	(Hansen et al. 2012)
<b><i>Calanus glacialis</i></b>	Corexit 9500	12 d-LC <sub>50</sub> : 17 mg TPAH/l	(Gardiner et al. 2013)
<b><i>Calanus glacialis</i></b>	CEWAF <sup>c</sup>	12 d-LC <sub>50</sub> : 22 mg/l	(Gardiner et al. 2013)

<i>Calanus glacialis</i>	WAF/BWWAF <sup>c</sup>	12 d-LC <sub>50</sub> : 4 mg TPAH/l	(Gardiner et al. 2013)
<b>Div mesozooplankton</b>	Corexit 9500	16 t-LC <sub>50</sub> 250 µg/l	(Almada et la. 2013)
<b>Div mesozooplankton</b>	CEWAF <sup>d</sup>	16 t-LC <sub>50</sub> 29 mg TPAH/l	(Almada et la. 2013)
<b>Fisk</b>			
<b>Inland silverside</b> <i>(Menidia beryllina)</i>	Corexit 9500	96 t-LC <sub>50</sub> : 130 µg/l	(Hemmer et al. 2011)
<b>Inland silverside</b> <i>(Menidia beryllina)</i>	CEWAF <sup>d</sup>	96 t-LC <sub>50</sub> : 7,6 mg TPAH/l	(Hemmer et al. 2011)
<b>Inland silverside</b> <i>(Menidia beryllina)</i>	WAF <sup>d</sup>	96 t- LC <sub>50</sub> : 3,5 mg TPAH/l	(Hemmer et al. 2011)
<b>Polartorsk (<i>Boreogadus saida</i>)</b>	CEWAF <sup>c</sup>	12 d-LC <sub>50</sub> : 55 mg TPAH/l	(Gardiner et al. 2013)
<b>Polartorsk (<i>Boreogadus saida</i>)</b>	WAF/BWWAF <sup>c</sup>	12 d-LC <sub>50</sub> : 1,6/3,3 mg TPAH/l	(Gardiner et al. 2013)
<b>Ulkelarver</b> <i>(Myoxocephalus sp.)</i>	CEWAF <sup>c</sup>	12 d-LC <sub>50</sub> : 14 mg TPAH/l	(Gardiner et al. 2013)
<b>Ulkelarver</b> <i>(Myoxocephalus sp.)</i>	WAF/BWWAF <sup>c</sup>	12 d-LC <sub>50</sub> : 1/1,7 mg TPAH/l	(Gardiner et al. 2013)

TPAH = Total mengde oljehydrokarboner

- a) Diesel
- b) Troll weathered crude oil (200 °C+).
- c) Alaska North slope oil dispergert med Corexit 9500
- d) Louisiana sweet crude oil

## 4. Modellsimuleringer av effekter av oljeutslipp med bruk av dispergeringsmiddel

Havforskningst instituttet har i samarbeid med SINTEF introdusert dispergeringsmidler i modellsystemet hvor oljedriftsmodellen Oscar er koblet med en individbasert egg- og larvedriftsmodell for nordøstarktisk torsk. Dermed kan vi vurdere effektene av å introdusere dispergeringsmidler i forbindelse med oljeforurensning for overlevelse og vekst av en kommersielt viktig fiskebestand som benytter kystnære områder som gytehabitat og hvor egg- og larvestadier befinner seg langs kysten. Resultatene vil bli sammenlignet med en tilsvarende studie hvor dispergeringsmidler ikke ble benyttet (Vikebø et al. 2013). Dette arbeidet er gjort i samarbeid med SINTEF som har kjørt modellsimuleringer med Oscar-modellen med Statfjord lett råolje både med og uten bruk av dispergeringsmiddel.

Simuleringene er gjort med et betydelig utslipp av råolje (totalt 135 000 m<sup>3</sup>, til sammenligning omtaler revidert forvaltningsplan for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten, Stortingsmelding nr.10 225 000 m<sup>3</sup> som et ”veldig alvorlig scenario”) og overlappstudier med egg- og larvestadier av norsk arktisk torsk. Havforskningsinstituttet har utviklet operasjonelle larvedriftsmodeller for nordøstarktisk torsk og sild, og vi har brukt eksisterende modeller for å sammenligne overlapp med oljekomponenter og tidlige livsstadier for fisk. Resultatene har derfor størst overførbarhet til scenario med utslipp fra olje- og gassinntallasjoner langs kysten eller til havari av tankskip som frakter råolje, og er ikke direkte overførbare til utslipp av bunkersoljer av ulike kvaliteter fra mindre skipshavari nær strandsonen.

Et oljeutslipp i kystnære områder kan påvirke marine ressurser. Effektene av et oljeutslipp avhenger av hvor det skjer, mengde, varighet av utslippet, oljetype, vind og havets tilstand mht. blanding, temperatur og strømforhold. I åpne kystområder gyter kommersielt viktige fiskebestander som nordøstarktisk torsk, norsk vårgytende sild, sei og hyse. I mer kystnære områder og fjorder gyter lokale stammer av fisk.

Gitt en oljevernaksjon langs norskekysten, er det mange spørsmål som krever god forhåndskunnskap. Hvor mye olje er det mulig å samle opp? Hvor mye brytes ned kjemisk eller biologisk, og hvor mye vil fordampe? Bør en bruke dispergeringsmiddel? Deler av dette problemkomplekset kan modelleres numerisk og gi en pekepinn på hvilke restriksjoner og tiltak som kan gi best resultat.

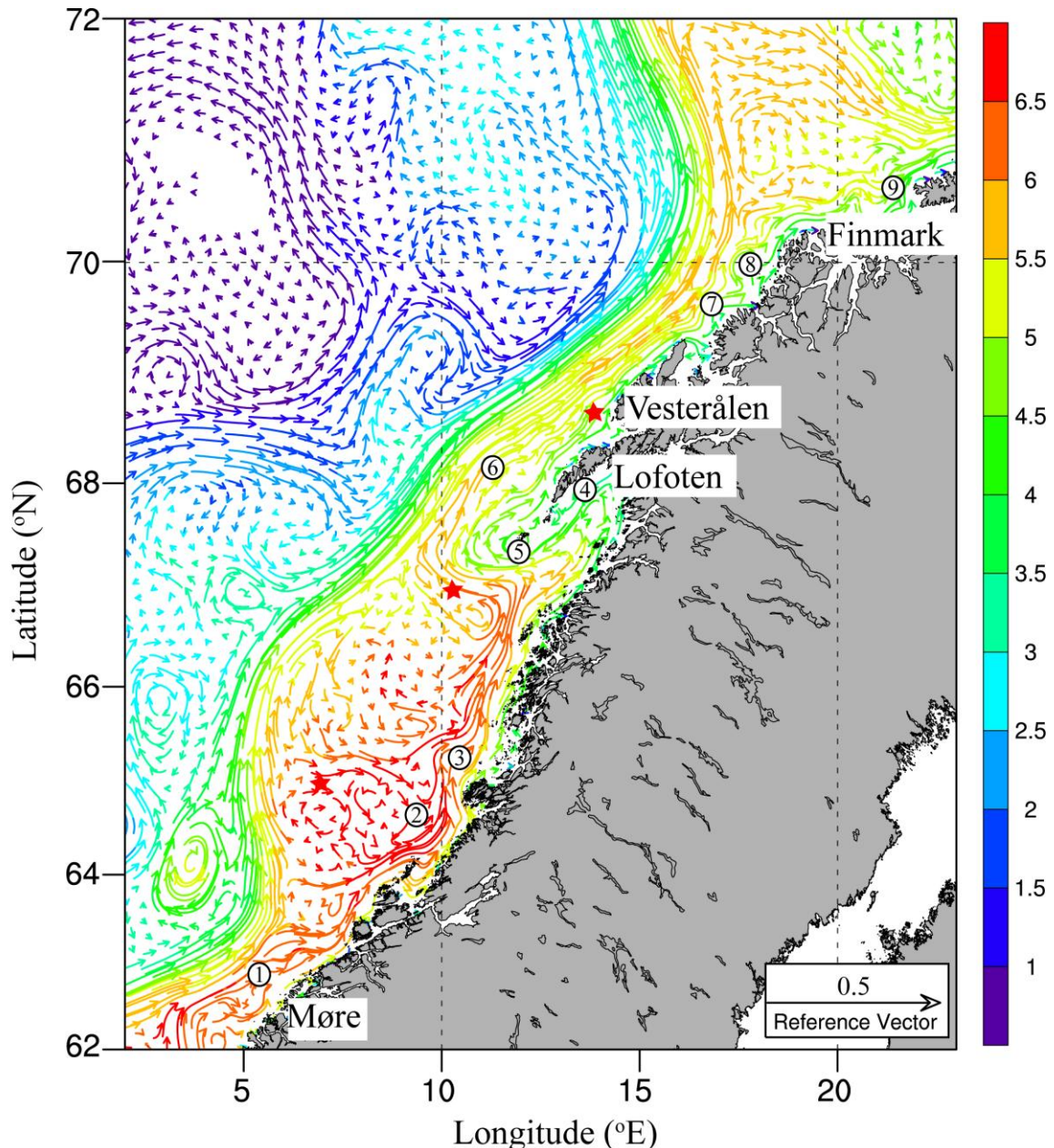
Havområder i norsk økonomisk sone har gradvis blitt åpnet opp for oljeboring siden tidlig på 70-tallet fra sør mot nord. For å vurdere miljørisiko og bærekraft ved utnyttelse av ressurser i norske havområder, utarbeider regjeringen forvaltningsplaner for de ulike havområdene. Disse skal legge det faglige grunnlaget når ulike områder vurderes for petroleumsaktivitet. Dersom et område åpnes og et oljeselskap får lisens for utvinning, må det blant annet utarbeides en rapport som beskriver miljøeffekter og risiko. Både i forbindelse med forvaltningsplanen og miljørisikorapporter brukes numeriske modeller for å beregne hvor stor andel av fiskeegg og -larver som berøres ved bestemte oljeutslippsscenarioer. For å vurdere effektene av bruk av dispergeringsmidler kan de samme modeller anvendes, men da må oljespredningsmodellen inkludere moduler for å modellere effektene av dispergeringsmidler på olje.

### 4.1 Hvor og når kommer det et stort oljeutslipp

I oppdateringer til forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (St.meld. 10) presenteres ni ulike oljeutslippsscenarioer, som alle er varianter av en ”veldig alvorlig hendelse”, men hvor utslippet finner sted på ulike deler av norsk sokkel. I tillegg til utslippssted defineres oljetype (som har forskjellige egenskaper i vann, giftighet, nedbrytbarhet osv). Felles for alle disse er at det slippes ut 4500 tonn råolje i døgnet i 30 dager. Til sammenligning ble det i gjennomsnitt sluppet ut ca. 9000 tonn olje i døgnet i 86 dager ved Deepwater Horizon-ulykken i Mexicogolfen.

De største akutte utslippene på norsk sokkel har vært Bravo-utblåsing på Ekofiskfeltet i Nordsjøen i april 1977 (ca. 20 000 m<sup>3</sup> olje) og utslippet ved Staffjord A i desember 2007 (ca. 4 400 m<sup>3</sup> olje) som skjedde på grunn av brudd i slange ved lasting til tankskip.

I denne studien har vi lagt scenariene fra forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (St.meld.10) til grunn og laget scenarier der 4500 m<sup>3</sup> råolje (Staffjord lett råolje) blir sluppet ut per døgn i løpet av 30 dager midt i gytesesongen (Figur 2) for tre ulike lokaliteter som representerer ulike deler av norsk kontinentalsokkel mht. topografi og sirkulasjon.



**Figur 2.** Utslippslokaliteter for olje er merket med røde stjerner (Haltenbanken, sør for Lofoten (Nordland VI) og Vesterålen). Gyteplasser for modellfisken, her representert ved nordøstarktisk torsk, er nummerert fra 1–9. Strømfelt og temperatur er midlet over måneden april 1989–2008 i 20 meters dyp. I simuleringene brukes døgnmidlede strømfelter i 30 vertikale lag for hver dag i simuleringstiden.



## 4.2 Dispergeringsmidler

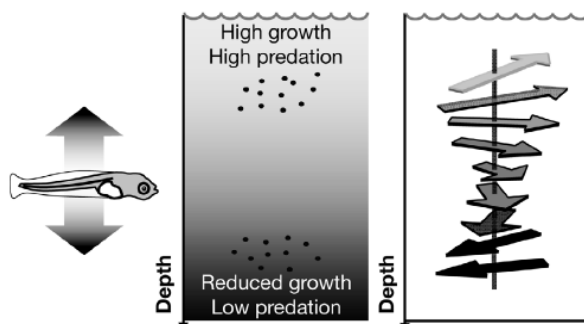
Karakteristikkene til oljen ved et uhellsutslipp, sammen med tilstanden til det marine miljø, avgjør spredning, nedbrytning, emulsifisering og fordampning av olje. Imidlertid er det mulig å endre karakteristikkene av olje ved å introdusere dispergeringsmidler. Dispergeringsmidler medfører at oljedråper deles og oljedråpespekteret forskyves i betydelig grad mot mindre dråper. Mindre dråper løses lettere i vann fordi overflate- til volumforholdet øker. Oppdriften til oljedråper avhenger av dråpenes tetthet. Mindre dråper gjør at de lettere blandes ned i vannsøylen samtidig med at konsentrasjonene av vannløste giftige komponenter øker. Endret vertikalfordeling av olje påvirker også horisontalspredningen.

## 4.3 Modellering av oljespredning

Oljespredning modelleres ofte med en spredningsmodell hvor partikler representerer olje og flyttes i henhold til modellerte havstrømmer, bølger og vind. Havmodellen som er brukt her har beregnet døgnmidlede strømforhold, temperatur, salt og turbulens for perioden 1958-2011 (Lien et al. 2014) i et rutenett som dekker det aktuelle området med en romlig oppløsning på 4 ganger 4 km horisontalt og 30 vertikale lag (Figur 2). Størrelsen på disse rutene legger begrensninger på hvor små fysiske prosesser modellen klarer å gjenskape. Oljespredningsmodellen gjengir også hvordan olje som kommer i kontakt med vann endrer seg, både mht. forholdet mellom dråper og olje løst i vann, nedbrytning og vertikal fordeling.

## 4.4 Egg og larver driver passivt nordover nær overflaten med havstrømmene

Fiskeegg og -larver er spesielt utsatt for oljesøl fordi de driver mer eller mindre passivt med havstrømmene nær overflaten fra gyteplassene. For nordøstarktisk torsk driver de fra gyteplasser fordelt langs kysten (Figur 2) mot oppvekstområder i Barentshavet i perioden mars til august med begrenset evne til å kontrollere eget miljø. Arealet av overflaten deres er stor i forhold til volumet, hvilket gir et høyere opptak av miljøgifter enn for eldre stadier. I tillegg gjennomgår de en betydelig utvikling på kort tid, som har vist seg sensitiv for miljøgifter. En rekke studier nasjonalt og internasjonalt har foretatt eksponeringsforsøk i laboratorier av forskjellig varighet for å etablere terskelverdier for hvor store konsentrasjoner av olje larver tåler før de utvikles unormalt eller til og med dør. I Vikebø et al. (2013) inntreffer akutte effekter dersom en larve eksponeres for konsentrasjoner av total PAH 1,0 ppb (1,0 µg/l) og senskader dersom larven eksponeres for total PAH-konsentrasjoner 0,1 ppb. I Vikebø et al. (2013) henvises det til fagfelleverdier litteratur og argumenteres for at disse terskelverdiene er størrelsesordener hvor man kan forvente effekter. Ved å slippe ut partikler i havmodellen i områder med kjente gytefelt kan vi også anslå transport og spredning av egg og larver ved å la partiklene forflytte seg geografisk i henhold til modellert havsirkulasjon. Fiskeegg og larver har varierende vertikalfordeling. For egg er dette bestemt av eggens tetthet, de hydrografiske forhold i omliggende vannmasser og turbulens. For larver er dette bestemt av larvestørrelsen (som bestemmer svømmeevne) og lysforhold. I virkeligheten er larvenes vertikaladferd langt mer kompleks, men dette er prosesser som ikke er i tilstrekkelig grad kjent i dag. Dette er belyst i en rekke peer-review-artikler (for eksempel Vikebø et al. 2007; Kristiansen et al. 2009, 2014) både for torsk og en rekke andre arter. Fiksen et al. (2007) oppsummerer noen av de faktorene som kan medvirke til vertikalbevegelse av torskelarver (Figur 3).



**Figur 3.** Fiskelarver vandrer vertikalt, blant annet som funksjon av lys, byttedyrtliggjengelighet, predatoritet og svømmeevne (Fiksen et al. 2007). I forsøkene her svømmer larvene vertikalt med en hastighet på 0,1 kroppslengde per sekund avhengig av lysforhold. Om dagen svømmer de nedover mot 40 m

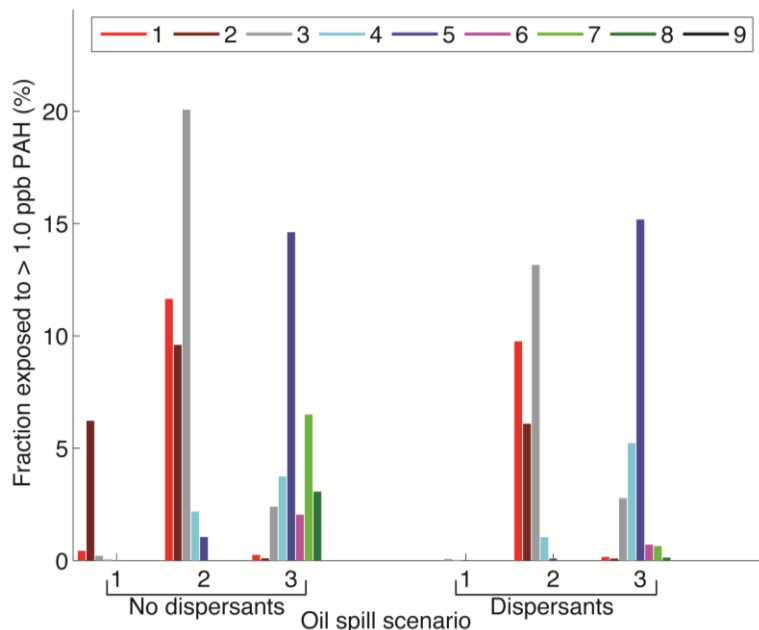
dyp. Om natten svømmer de oppover mot 5 m dyp. I tillegg kommer en vertikalkomponent som er tilfeldig (se Opdal et al. 2011 for detaljer).

#### 4.5 Hvor mye fisk berøres av et oljeutslipp med og uten dispergeringsmidler?

Ved å sammenstille resultater fra oljespredningsmodellen OSCAR (utviklet av Sintef) og en egg- og larvemodel for nordøstarktisk torsk kan man undersøke hvor stor andel av egg og larver som overstiger terskelverdiene for akutt dødelighet eller senskader ved et utslipp på 4 500 m<sup>3</sup> i døgnet over 30 dager midt i gytesesongen. Ved å kjøre om igjen oljespredningsmodellen, men nå med tilsats av tilstrekkelige mengder dispergeringsmidler, slik at all olje blir kjemisk dispergert, kan vi sammenligne andelen berørte egg og larver med og uten bruk av dispergeringsmidler. Vi definerte tre utslippsscenarioer løselig basert på scenariene i forvaltningsplanen, men mest med tanke på å dekke ulike deler av norsk sokkel med forskjellig sirkulasjon og plassering i forhold til viktige marine ressurser.

##### *Uten dispergeringsmidler*

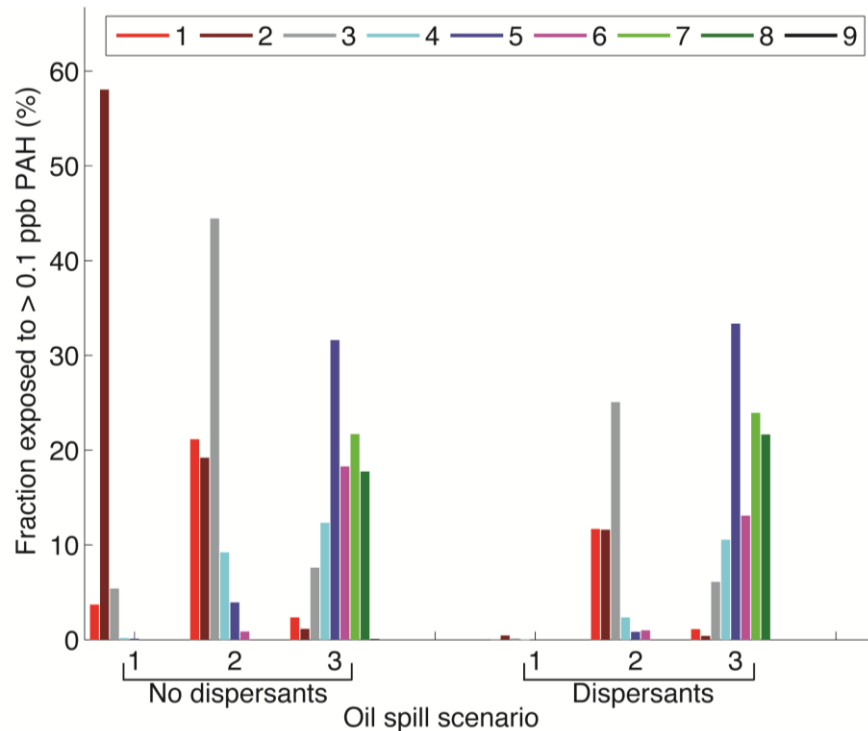
Resultatene viser at mens et oljeutslipp rundt Haltenbanken i stor grad rammer fiskelarver som stammer fra de sørligste gyteplassene, rammer et oljeutslipp sør for Lofoten og i Vesterålen fiskelarver fra gyteplasser spredt langs kysten fra Møre til Tromsøflaket (Figur 4 og 5, venstre kolonne). I tillegg er det en betydelig høyere andel egg og larver som eksponeres for konsentrasjoner som kan gi senskader (her definert ved eksponering for >0,1 ppb PAH) enn tilsvarende akutte effekter (her definert ved eksponering for >1,0 ppb PAH). For de utslippsscenarioer som er inkludert her, er det klart at utslipp nord for Lofoten – hvor den norske kontinentalsokkelen er på det smaleste – resulterer i en høyere andel egg eller larver i vannmasser med konsentrasjoner av olje over terskelverdiene enn for utslipp lenger sør. En av årsakene til dette er bredden på kontinentalsokkelen. Oljesøl nord for Lofoten spres mest langsmed kysten i drivbanene for egg og larver fordi havbunnen styrer strøm langs bunnkonturer med konstant dyp. Dermed begrenses muligheten til å fortynde olje. Men dette er i aller høyeste grad også et spørsmål om når ting skjer. Langs den smaleste delen av sokkelen er også strømhastigheten størst. Dersom utslippet nord for Lofoten inntreffer før gytingen starter, er det derfor stor sannsynlighet for at mye av oljen er fraktet nordøstover mot inngangen til Barentshavet før egg og larver ankommer. Ytterligere detaljer finnes i Vikebø et al. (2013).



**Figur 4.** Andel (%) gyteprodukter som overlapper med total PAH-konsentrasjoner over 1,0 ppb minst én gang i løpet av de første 60 dager etter oljeutslippet starter for scenario 1 (Haltenbanken), scenario 2 (sør for Lofoten (Nordland VI)) og scenario 3 (Vesterålen), med eller uten bruk av dispergeringsmidler, basert på maks konsentrasjon av total PAH i vannsøylen. De 9 forskjellige fargene på søylediagrammene viser resultat for de ulike gytelokalitetene.

### Med dispergeringsmidler

Dersom dispergeringsmidler tas i bruk for å redusere dråpestørrelse og fortrenge oljedråper lenger ned i vannsøylen, får dette også konsekvenser for andel gyteprodukter som rammes (Figur 4 og 5). Generelt rammes færre individer fra de sørligste gyteplassene når dispergeringsmidler er påført oljen, mens dette er mer likt for oljesøl lengre nord. Hovedforskjellene i oljeutslippsscenarioene er nærheten til gyteplassene, hvor de nordligste oljeutslippsskiltene er nærmere gyteplassene enn tilfeller er for det sørligste oljeutslippet. Resultatene indikerer at når utslippet er i noe avstand fra gyteplassen, vil bruk av dispergeringsmidler kunne redusere andel gyteprodukter som eksponeres for konsentrasjoner av giftige komponenter over terskelverdier. Distanse i denne sammenheng avhenger av det rådende sirkulasjonsmønsteret hvor utslippet inntreffer og i hvor stor grad oljen transporteres direkte mot gyteplassene. Dette må vurderes for hvert enkelt tilfelle. I tillegg vil vertikalt skjær i horisontal strøm påvirke overlapp mellom olje og gyteprodukter og effekten av påføring av dispergeringsmidler. Dette kan både virke positivt og negativt.



**Figur 5.** Andel (%) gyteprodukter som overlapper med total PAH-konsentrasjoner over 0.1 ppb minst én gang i løpet av de første 60 dager etter oljeutslippet starter for scenario 1 (Haltanbanken), scenario 2 (sør for Lofoten (Nordland VI)) og scenario 3 (Vesterålen), med eller uten bruk av dispergeringsmidler, basert på maks konsentrasjon av total PAH i vannsøylen. De 9 forskjellige fargene på søylediagrammene viser resultat for de ulike gytelokalitetene.

### Idealisert forsøk med kunstig gyting på samme lokalitet som oljeutslippet

For å få mer informasjon om effekter av oljeutslipp og bruk av dispergeringsmidler i forhold til avstand til en gytelokalitet, har vi modellert overlapp mellom terskelverdier for oljekomponenter når vi modellerer kunstig gyting på samme sted som oljeutslippsscenarioet.

Tabell 3 viser resultat av modelleringer der vi har gitt andel gyteprodukter som eksponeres for over 1,0 eller 0,1 ppb PAH minst én gang i løpet av de første 60 dager etter oljeutslippet starter i tilfeller med (kolonne 3 og 5) eller uten (kolonne 2 og 4) dispergeringsmidler for maksimumskonsentrasjonen av olje i vannsøylen (A) eller for oljekonsentrasjonen i gyteproduktets dyp (B). For hvert element i Tabell 3 er det kun beregnet overlapp for gyteprodukter som introduseres i samme lokalitet som oljeutslippet. Resultatene indikerer at bruk av dispergeringsmiddelet (Corexit 9500) på oljetypen Statfjord light crude både kan øke

og redusere overlapp mellom olje og gyteprodukter avhengig av lokalitet og oseanografiske forhold. For scenario 1- Haltenbanken reduseres overlapp fra ca. 49 % til ca. 46 % ved bruk av dispergeringsmidler om man bruker konsentrasjon av PAH i de individuelle egg- og larvedyp for terskelverdi på 1,0 PAH. Lengst nord (scenario 3- Vesterålen) øker overlapp fra ca. 9 % til 11 % om dispergeringsmidler tas i bruk. Viss terskelverdi på 0,1 ug/l total PAH blir brukt, blir overlapp ved scenario 1- Haltenbanken redusert fra 89 % til 63 % ved bruk av dispergeringsmidler om man bruker konsentrasjon av PAH i de individuelle egg- og larvedyp for terskelverdi på 1,0 PAH. For terskelverdier på 1,0 ppb TPAH fikk vi en nedgang i overlapp fra 28 % til 25 % viss en tilsatte dispergeringsmiddel til scenariet sør for Lofoten og en økning fra 9 % til 11 % viss en tilsatte dispergeringsmiddel til scenariet ved Vesterålen (Tabell 3). Når en inkluderte fiskelarvenes vertikalandring i modelleringen ble graden av overlapp redusert i forhold til om en brukte maksimum konsentrasjon av olje i vannsøylen.

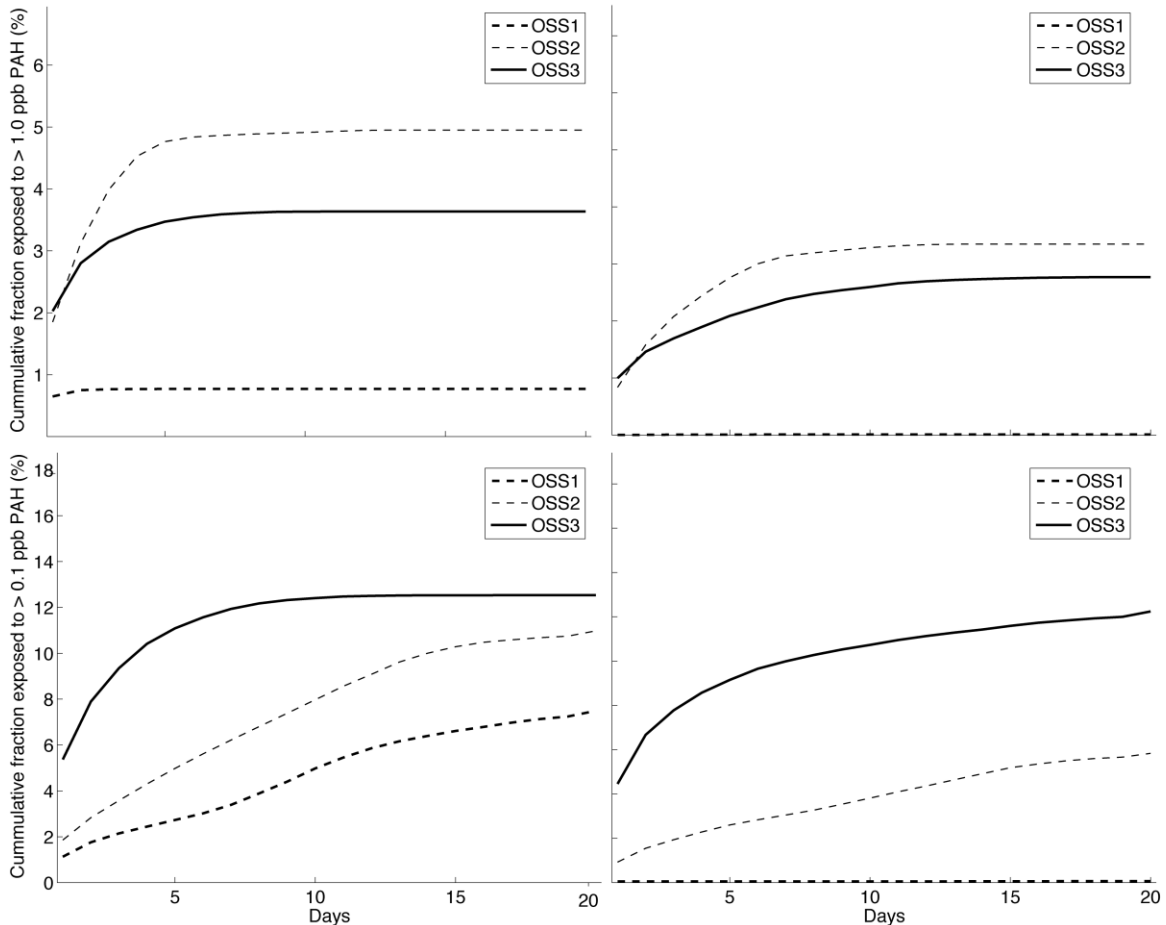
Verdiene i Tabell 3 er ikke intuitive. Tilførsel av dispergeringsmidler er forventet å gi økt giftighet i vannmassene nær utslippslokaliteten fordi mer av oljen går over i løst fase. Imidlertid kan dette akselerere biologisk nedbrytning og sammen med fortykning redusere konsentrasjonen av giftige komponenter av olje i avstand fra samme lokalitet. Dette kan være en forklaring på reduksjonen i andel gyteprodukter som eksponeres over terskelverdier ved tilsetning av dispergeringsmidler som vist i tabell 3. Tilførsel av dispergeringsmidler øker konsentrasjonen av giftige komponenter for gyteprodukter som eksponeres over terskelverdien nær utslippslokaliteten, men totalt sett vil andelen berørte gyteprodukter gå ned fordi et mindre volum av vannmassene har konsentrasjoner over terskelverdien.

**Tabell 3.** Beregnet overlapp for gyteprodukter for nordøstarktisk torsk (%) som introduseres i samme lokalitet som oljeutslippet og som eksponeres for over 1,0 eller 0,1 (/) ppb PAH minst én gang i løpet av de første 60 dagene etter at et oljeutslippsscenario starter. Dette er vist etter modelleringsforsøk med eller uten bruk av dispergeringsmiddel. For kolonnene merket A har en modellert med maksimumskonsentrasjonen av olje i vannsøylen, for kolonnene merket B er larvens vertikale vandring inkludert og en har brukt oljekonsentrasjonen i gyteproduktets dyp.

Scenario	Uten disp. A	Med disp A	Uten disp. B	Med disp. B
<b>1- Haltenbanken</b>	71.9 / 89.9	50.0 / 69.7	49.1 / 88.7	46.0 / 63.0
<b>2- Sør for Lofoten</b>	37.6 / 52.9	39.5 / 50.3	27.7 / 52.1	24.7 / 40.1
<b>3- Vesterålen</b>	13.0 / 33.4	14.8 / 32.3	8.7 / 24.7	10.7 / 26.0

#### **Varighet på eksponering**

Figur 6 viser at andel individer som eksponeres for konsentrasjoner av PAH over terskelverdier tilsvarende senskader (her 0.1 ppb PAH), typisk er av lengre varighet og høyere nivå enn tilsvarende for terskelverdier tilsvarende akutte effekter (her 1.0 ppb PAH). Dette ser imidlertid ikke ut til å påvirkes av bruk av dispergeringsmidler i eksperimentene definert i denne studien.



**Figur 6.** Kumulativ andel gyteprodukter eksponert for over 1,0 (øverste paneler) eller 0,1 (nederste paneler) ppb PAH for et økende antall dager. Dvs ved dag 1 er det kun tatt med gyteprodukter som har vært eksponert i 1 dag, mens ved dag 2 er det også tatt med de gyteprodukter som har vært eksponert i to dager osv. Paneler til høyre (venstre) er med (uten) dispergeringsmidler. Resultatene tar utgangspunkt i maksimumskonsentrasjon av PAH i vannsøylen langs drivbanene til de individuelle gyteprodukter. Merk: hvert individ teller bare én gang.

#### Skalerer for observert gytefordeling i tid og rom

I simuleringene slipper vi like mange partikler fra hver gyteplass. I naturen bidrar imidlertid de ulike gyteplassene med ulikt antall gyteprodukter. Dette kan enkelt tas høyde for ved at hver partikkel representerer flere gyteprodukter i henhold til observert gyteintensitet (se Vikebø et al. 2013). For eksempel vil en partikkel fra Lofoten representer flere gyteprodukter enn en partikkel fra Møre. Tabell 4

viser totalandel gyteprodukter som eksponeres for terskelverdier for de 3 oljesøls scenariene uavhengig av gyteplass, når vi skalerer partiklenes betydning i henhold til observert gyting. Vi ser her tydelig at vertikalfordeling av egg og larver i stor grad påvirker eksponeringsraten (kolonne A bruker maksimumskonsentrasjon av PAH i vannsøylen i egg- og larvedypene, mens kolonne B bruker konsentrasjon av PAH i vannsøylen i eggene og larvenes respektive dyp). Som kjent er fiskelarver dynamisk fordelt i de øvre 50 m og de styrende faktorene bare delvis forstått. Vertikalfordeling av egg og larver vil også påvirke differansen i eksponeringsraten i tilfellet med og uten bruk av dispergeringsmidler. Generelt viser modelleringsstudiene at bruk av dispergeringsmiddel reduserer andel gyteprodukter som overlapper med TPAH konsentrasjoner over terskelverdier. Effekten varierer mellom de ulike scenariene. Det generelle sirkulasjonsmønsteret rundt utslippspunktet og mellom utslippspunktet og de nærliggende gyteplasser spiller sannsynligvis en viktig rolle, i forhold til hvor effektivt dispergerte oljedråper blir blandet ned i vannmassene og fortynnet til konsentrasjoner under terskelnivå. Avstand mellom utslippsscenario og gytelokalitet vil også påvirke grad av overlapp.

**Tabell 4.** Andel (%) gyteprodukter som overlapper med TPAH konsentrasjoner over 1,0 eller 0,1 ppb minst en gang i løpet av de første 60 dager etter oljeutslippet starter, basert på enten maks konsentrasjon av TPAH i vannsøylen (A) eller TPAH-konsentrasjonen gyteproduktene individuelle dyp (B).

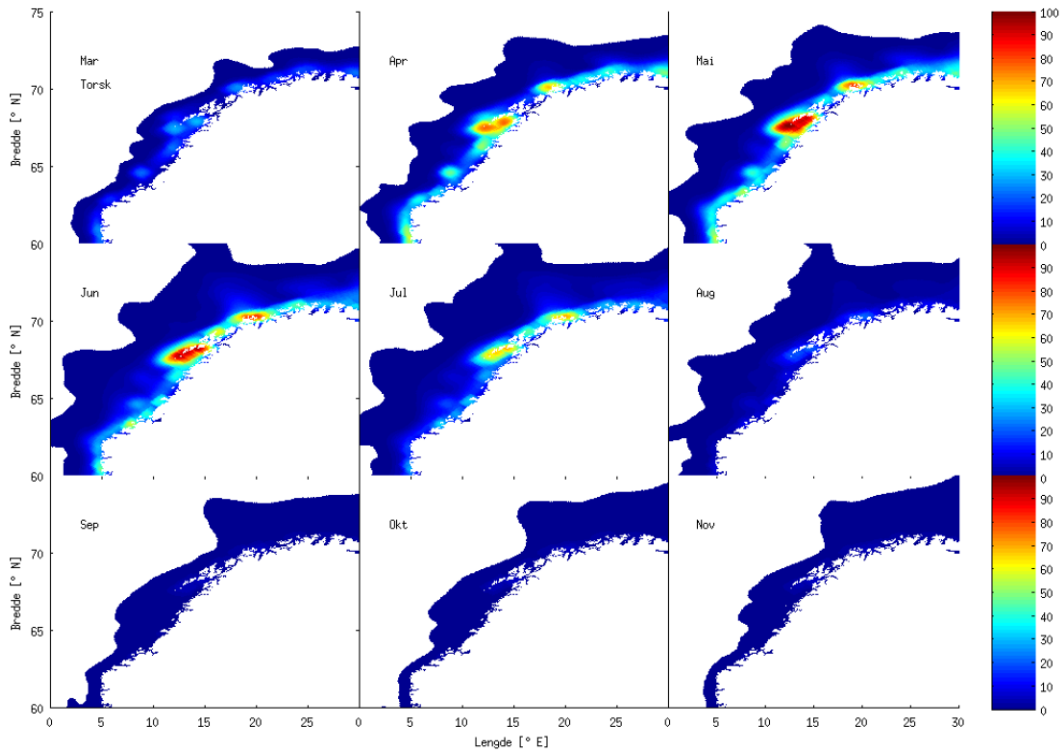
Scenario	Dispergeringsmidler	A: 1,0 ppb	B: 1,0 ppb	A: 0,1 ppb	B: 0,1 ppb
1-Haltenbanken	uten	0.4	0.1	3.3	2.8
1-Haltenbanken	med	0.0	0.0	0.0	0.0
2- Sør for Lofoten	uten	3.5	2.2	8.1	6.0
2- Sør for Lofoten	med	2.3	1.7	4.1	3.4
3- Vesterålen	uten	4.7	2.4	16.9	10.9
3- Vesterålen	med	3.1	2.3	15.3	10.3

## 5. Romlig og temporær utbredelse av tidlige stadier for noen viktige fiskearter

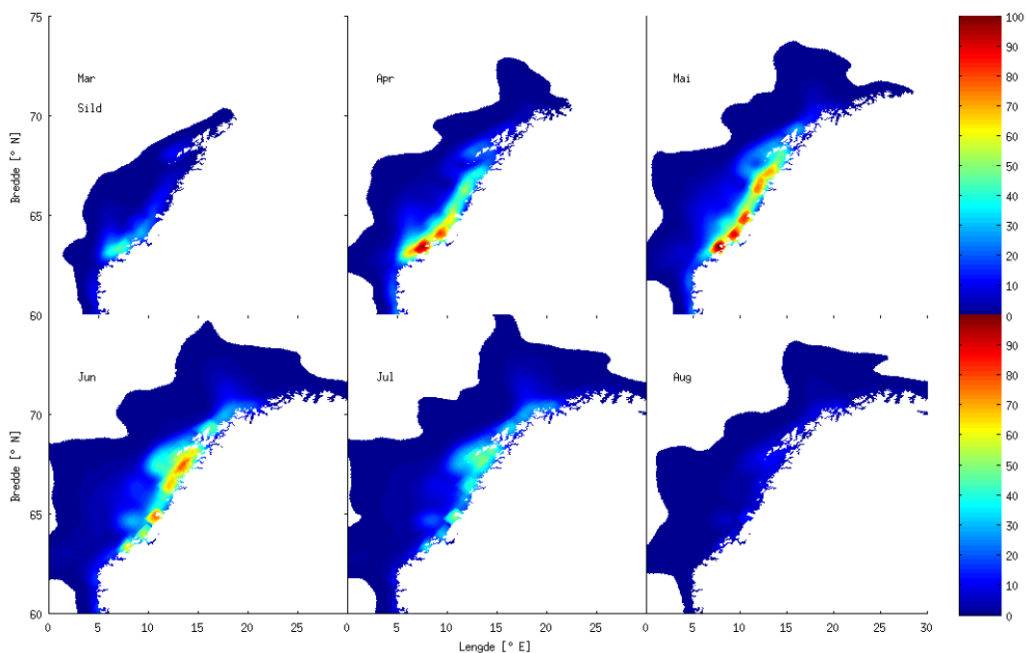
Kart over utbredelse i tid og rom av tidlige stadier av ulike fiskearter (som for eksempel nordøstarktisk torsk), gjør oss bedre i stand til å kvantifisere potensiell overlapp mellom dispergeringsmidler benyttet i forbindelse med oljesøl og sannsynligheten for å overlappe med betydelige mengder fiskeegg og -larver. Slike kart er utarbeidet på bakgrunn av modellsimuleringer. Partikler som representerer egg og larver av torsk og sild er simulert ved hjelp av partikkelsporingsmodellen LADIM. 4500 partikler som representerer torskeegg er sluppet ut fordelt på 15 kjente gyteområder langs kysten hver tredje dag gjennom hele april og mai, totalt 94 500 partikler. Eggstadiet er satt til 3 uker uavhengig av hydrografiske forhold. Egg har en individuell dynamisk vertikalfordeling avhengig av tetthetsforskjell med omliggende vann, eggdiameter og turbulens, mens larvene har en vertikal vandring avhengig av svømmeevne og lysforhold. For flere detaljer om torskeegg- og -larvesimuleringene, se Myksvoll et al. 2013. Torskelarvedriftsmodelleringen er gjort for årene 1996–2011. Sildeegg og -larver er simulert ved utslipp av 3840 partikler daglig i 60 dager (mars–mai) fordelt på sju kjente gyteplasser/områder, med hovedvekt på Møre (60 % av partiklene). Vekstraten til larvene er konstant (0,5 mm/dag) og de er simulert med døgnvandring hvor de oppholder seg i 20–40 meters dyp om dagen og 5–20 meters dyp om natten. Sildelarvedriftsmodelleringen er gjort for årene 1997–2011. Havmodellen som benyttes som drivkrefter for partikkelspredningen er et modellarkiv som dekker De nordiske hav med 4 km romlig oppløsning i perioden 1960–2011. En evaluering av modellresultatene viste at modellen gir et representativt bilde av strømningsforhold og temperatur på sokkelen og sokkelskråningen langs norskekysten (Lien et al. 2013; Lien et al., betinget akseptert manuskript). Saltholdigheten nær kysten er imidlertid noe for høy. Dette vil til en viss grad påvirke eggene relative oppdrift og dermed også deres drivbaner.

Midlere modellert månedlig fordeling av egg og larver fra torsk for perioden 1996–2011 er vist for nordøstarktisk torsk i figur 7 og norsk vårgytende sild i figur 8. For torsk ser vi at modellert gyting foregår langs hele kysten, men med en hovedvekt rundt Lofoten. Resultatet er en relativt høy konsentrasjon av torskeegg og -larver i dette området i perioden april til juli. Fra august og utover er konsentrasjonene relativt lave langs hele kysten, også inn i Barentshavet. For sild er sesongen noe kortere, og bare månedene mars til august er tatt med. For silde ligger gyteområdene lenger sør, noe som reflekteres i at de høyeste konsentrasjonene befinner seg lenger sør enn for torsk; langs kysten av Trøndelag og Nordland. I juli er imidlertid de høyeste konsentrasjonene advoktert nordover til Lofoten og Vestfjorden. I august er konsentrasjonen av sildelarver generelt sett relativt lav langs hele kysten.

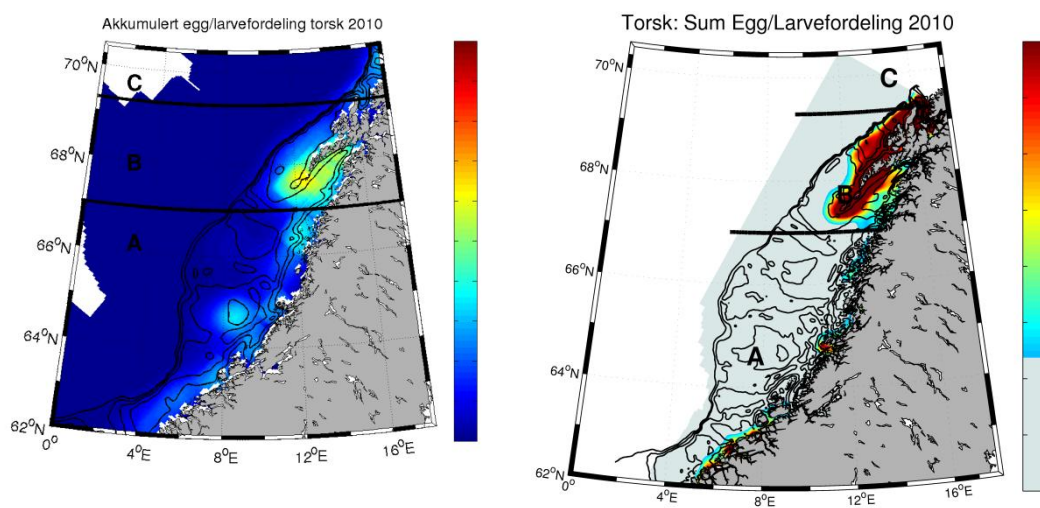
For 2010 eksisterer modellsimuleringer både med 4 km oppløsning og 800 m oppløsning. En tydelig forskjell mellom de to er aggregeringen av fiskeegg og -larver inne ved kysten (Figur 9 og 10). En sannsynlig forklaring på dette er at 4 km oppløsning ikke er tilstrekkelig for å løse opp dynamikken som genereres av kystkonturen og øyer langs kysten. Nærmere kysten vil også oppløsningen til de atmosfæriske feltene brukt som drivkrefter for sirkulasjonsmodellen blir viktigere, noe som også vil representere en feilkilde, spesielt i kystområdene. Midlere fordeling av egg og larver fra torsk og sild, som vist i figurene 7 og 8, underestimerer derfor mest sannsynlig konsentrasjonene langs kysten. Spesielt gjelder dette i områder rundt Vesterålen og øst for Andøya.



**Figur 7.** Romlig utbredelse av torskeegg og -larver. Utbredelsen representerer modellert gjennomsnitt for perioden 1996–2011, og er relativt (prosentvis) i forhold til maksimal modellert månedsmidlet konsentrasjon.

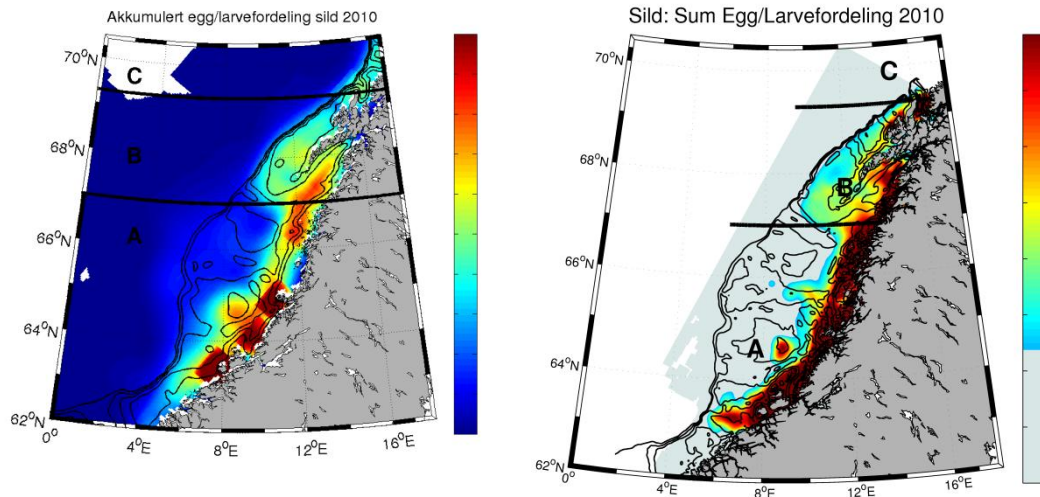


**Figur 8.** Romlig utbredelse av egg og larver for norsk vårgytende sild. Utbredelsen representerer modellert gjennomsnitt for perioden 1996–2011, og er relativt (prosentvis) i forhold til maksimal modellert månedsmidlet konsentrasjon.

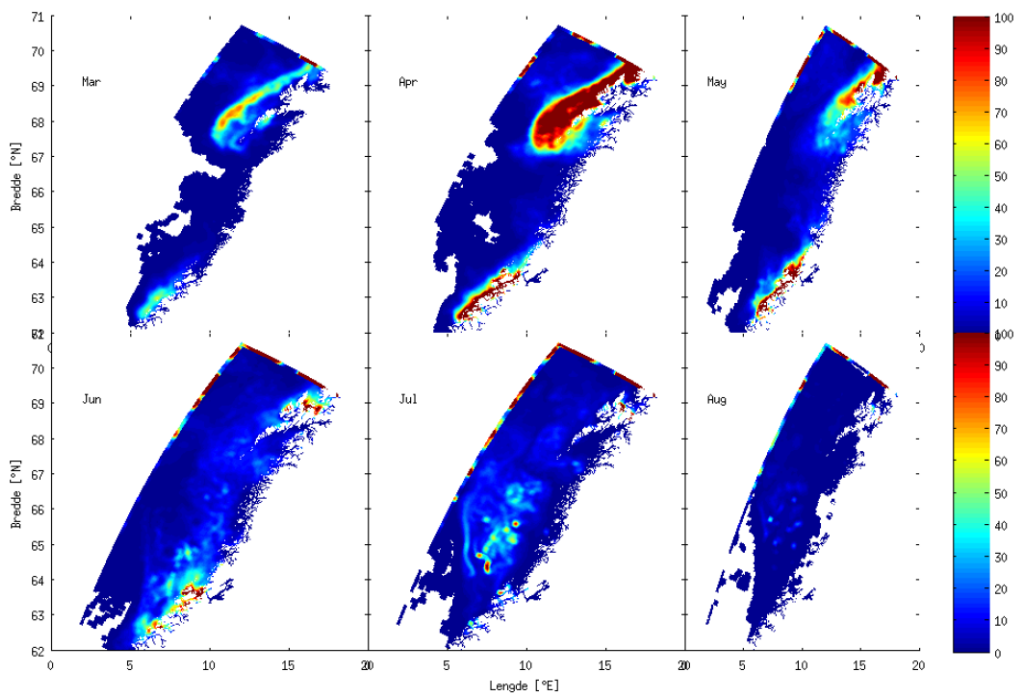


**Figur 9.** Akkumulert fordeling av torskeegg og -larver gjennom hele gytesesongen 2010 basert på modell med 4 km oppløsning (venstre) og modell med 800 meter oppløsning (høyre). NB! Fargeskalaen er forskjellig i de to figurene, og gir derfor kun et kvalitativt bilde av relativ fordeling.

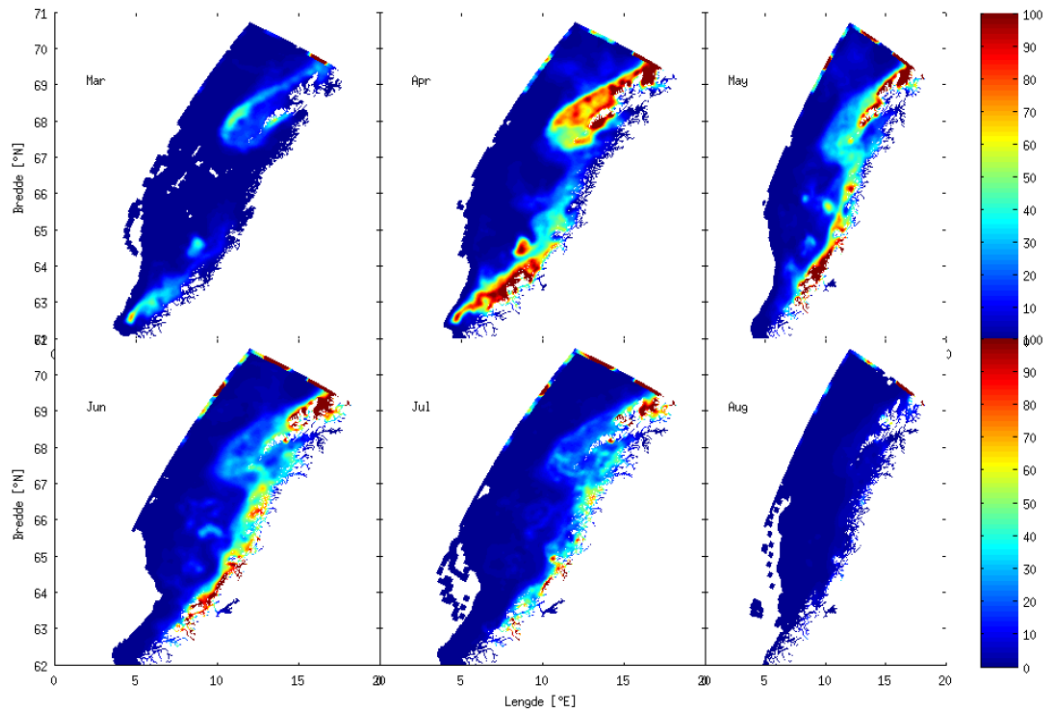




**Figur 10.** Akkumulert fordeling av egg og larver for norsk vårgytende sild gjennom hele gysesesongen 2010 basert på modell med 4 km oppløsning (venstre) og modell med 800 meter oppløsning (høyre). NB! Fargeskalaen er forskjellig i de to figurene, og gir derfor kun et kvalitativt bilde av relativ fordeling.



**Figur 11.** Romlig utbredelse av egg og larver for hyse. Utbredelsen representerer modellert fordeling i 2010, og er relativt (%) til maksimal modellert månedsmidlet konsentrasjon. Resultatene er basert på modell med 800 meter oppløsning. (Høye verdier langs randen skyldes at partikler advoktert ut av området ikke er blitt fjernet).



**Figur 12.** Romlig utbredelse av egg og larver for sei. Utbredelsen representerer modellert fordeling i 2010, og er relativt (%) til maksimal modellert månedsmidlet konsentrasjon. Resultatene er basert på modell med 800 meter oppløsning. (Høye verdier langs randen skyldes at partikler advokert ut av området ikke er blitt fjernet).

Figur 11 og 12 viser romlig utbredelse av egg og larver fra hhv. hyse og sei, representativt for månedene mars til august 2010, basert på resultater fra modell med 800 m romlig oppløsning (se KILO-rapporten, Fisken og havet nr. 3–2013, for beskrivelse av modellen). Selv om gytingen hovedsakelig foregår ute på sokkelkanten, finner vi de høyeste konsentrasjonene av egg og larver fra både hyse og sei i kystnære områder i perioden april til juli. Tilsvarende som for torsk og sild, er det relativt høye konsentrasjoner av egg og larver fra hyse og sei helt ut til sokkelkanten i området rundt Lofoten og Vesterålen.

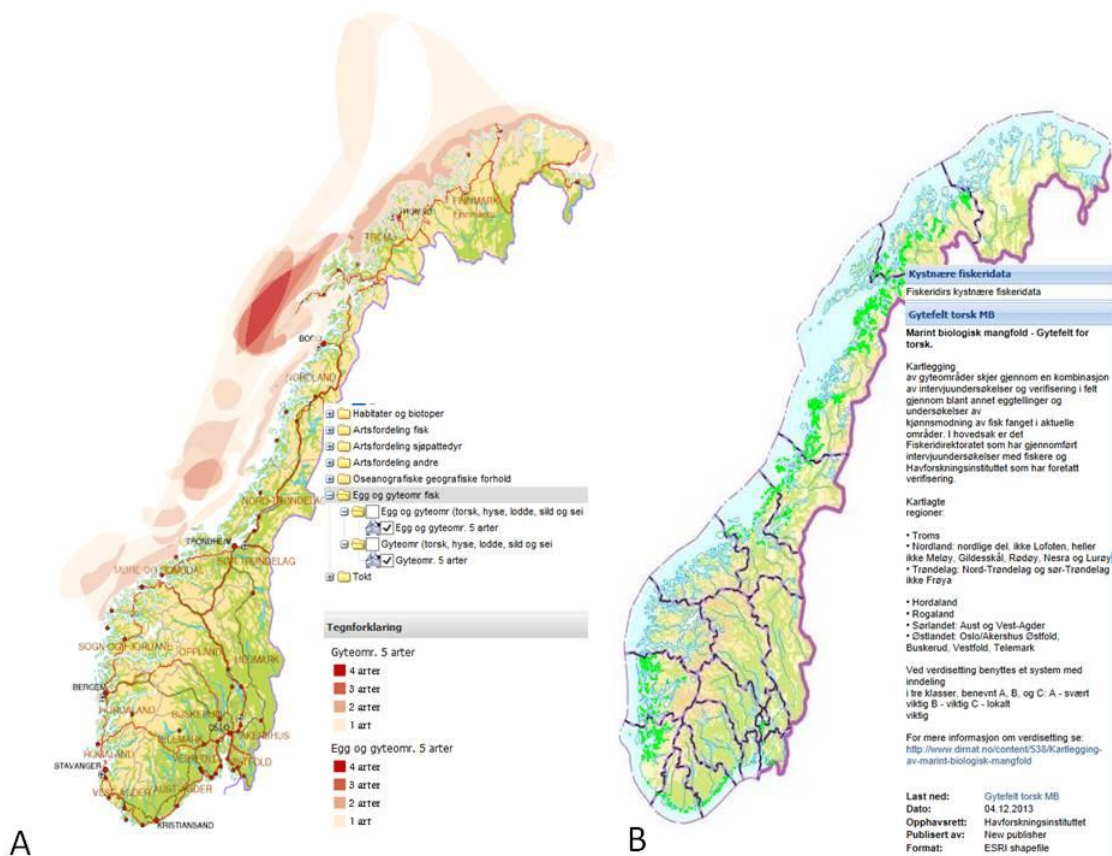
Oppsummert viser de modellbaserte kartene at det befinner seg betydelige konsentrasjoner av gyteprodukter langs kysten hele veien fra Møre til Finnmark i perioden mars til juli, mens konsentrasjonene avtar i perioden juli–august og er neglisjerbare i perioden september til februar. Videre viser modellresultatene at de største konsentrasjonene av gyteprodukter befinner seg inne ved kysten, men at det i Lofoten–Vesterålen befinner seg betydelige konsentrasjoner ut til sokkelkanten.

## 6. Sammenstilling av tilgjengelige kart for sårbare og verdifulle områder

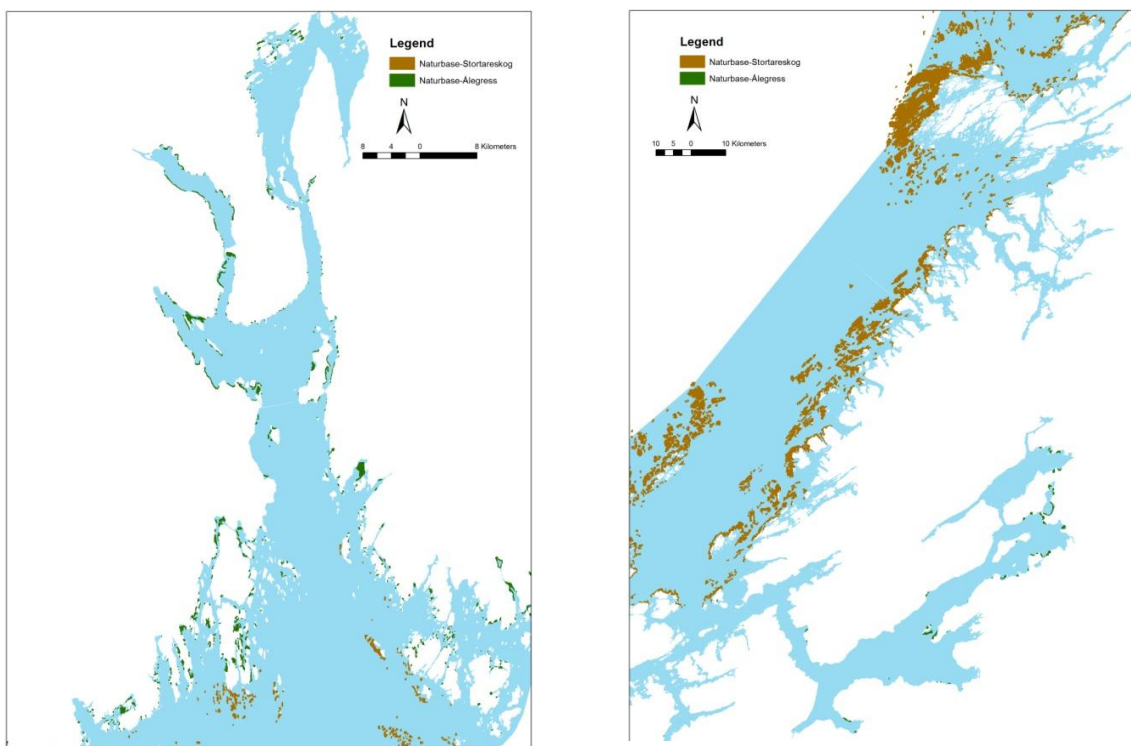
Norges kystlinje er 101 000 km lang (inkludert holmer og skjær) dvs. ca. 100 000 km<sup>2</sup> kystfarvann innenfor grunnlinjen. Den generelle målsettingen for kartlegging av marint biologisk mangfold er å få kartlagt mangfoldet i våre kyst- og havområder med hensyn til de viktigste naturtypene. En oversikt over naturtyper som skal kartlegges er gitt av Direktoratet for naturforvaltning (2007).

Havforskningsinstituttet har samlet sine kart over artsutbredelse, gyteområder, oppvekstområder og sårbare og verdifulle biotoper og gjort disse tilgjengelige på karttjenesten <http://www.imr.no/geodata/geodataHI.html>. Eksempler på søkemuligheter er gitt i Figur 11. I tillegg er disse kartene også gjort søkbare for Kystverket sin karttjeneste, som et verktøy for raskt å kunne identifisere sårbare arter i et influensområde til et oljetilslipp.

Figur 12 viser eksempel på kartlagte ålegrasenger og tareskogområder langs norskekysten som del av den pågående naturtypekartleggingen.



**Figur 11.** Illustrasjon av muligheter ved bruk av Havforskningsinstituttets kartdatabase. A viser overlappende kart over egg og gyteområder for nordøstarktisk torsk, hyse, lodde, sild og sei fra Stad og nordover (<http://www.imr.no/geodata/geodataHI.html>). B viser gytefelt for kysttorsk for de fylker som er dekket av kartleggingen per i dag (<http://kart.fiskeridir.no/default.aspx?gui=1&lang=2>).



**Figur 12.** Eksempel på kartlagte ålegrasenger og tareskogområder langs norskekysten som en del av den pågående naturtypekartleggingen. Til venstre: Oslofjorden, til høyre: kysten utenfor Nord Trøndelag.

## 7. Oppsummering av modellsimuleringer for bekjemping av akuttutslipp med dispergeringsmiddel

Det å velge å bruke eller ikke bruke dispergeringsmidler i en akutt oljeforurensningssituasjon bygger på kunnskap og erfaring om hvor effektivt mekanisk oppsamling av olje blir vurdert og hvordan kjemisk dispergert olje vil oppføre seg i vannsøylen i forhold til tilsvarende olje uten tilsats av dispergeringsmiddel. Viktige faktorer å ta hensyn til inkluderer oljetype, dispergerbarhet, hvor oljeutslippet har skjedd, tidsvindu der dispergering er mulig, værforhold, influensområde, hvilke biologiske ressurser som er truet og hvordan disse ressursene er fordelt på ulykkestidspunktet.

Havforskningsinstituttet har i samarbeid med SINTEF gjennomført modellsimuleringer for utslipp av 4500 m<sup>3</sup> råolje (Staffjord light crude) i 30 dager på tre steder langs Norskekysten (Haltenbanken, sør for Lofoten og like nord for Vesterålen). Gytteprodukter slippes på gytteplasser fra 1. mars til slutten av april og alle gytteprodukter blir fulgt i 60 dager uavhengig av gytetidspunkt. Oljeutslippsscenarioene startet 1. april og varte i 30 dager. Det er blitt modellert overlapp mellom oljekonsentrasjoner som tilsvarer enten en total PAH-konsentrasjon på over 1,0 ppb (µg/l) som er størrelsesorden hvor vi forventer akutt dødelighet, i tillegg til en total PAH-konsentrasjon på over 0,1 ppb som er størrelsesorden hvor vi forventer subletale effekter. Modellsimuleringene er gjennomført med og uten tilsats av dispergeringsmiddelet Corexit 9500. Overlapp mellom konsentrasjoner av sum PAH og fiskelarver er studert for ni forskjellige valgte gytelokaliteter for nordøstarktisk torsk fra Mørebankene til Finmarkskysten. Resultatene viser stor variasjon i andel av egg og larver fra en gytelokalitet som opplever sum PAH-konsentrasjoner over valgte grenseverdier.

Resultatene viste at tilsats av dispergeringsmiddel kunne slå både positivt og negativt ut i forhold til andel av egg og larver fra en gytelokalitet som ble eksponert for PAH over en valgt grenseverdi. Generelt var likevel forskjellene mellom utfall med og uten dispergeringsmiddel ikke dramatiske. En bør søke å få disse resultatene bekreftet gjennom oppfølgende studier.

En sammenstilling av resultat fra modellkjøringer fra de tre oljeutslippsscenariene i forhold til overlapp over grenseverdi av TPAH for alle gytelokalitetene ga totalt sett en reduksjon i overlapp når en brukte dispergeringsmiddel i forhold til ikke bruk av dispergeringsmiddel for alle de tre scenariene.

Det at modellsimuleringer viste at bruk av dispergeringsmiddel ikke gav dramatisk forskjellige effekter på simulert overlapp over grenseverdier mellom PAH fra råolje og fiskelarver i åpne havområder, er nye resultat som bør være med i vurderinger når en skal velge hvilken strategi som tar best vare på miljøet ved bekjemping av oljeutslipp. Konklusjonene bygger på modellsimuleringer av nordøst arktisk torsk i åpne havområder, og framtidige forbedring av verktøy og oppløsning til oseanografiske modeller, sammen med bedre kunnskap om terskelverdier for effekt vil kunne påvirke resultat og konklusjoner. De modellsimuleringer som er utført er etter vårt syn likevel et viktig verktøy for å bedre kunne belyse hvordan olje aleine eller kjemisk dispergert påvirker sårbare ressurser som fiskelarver.

I valg av oljebekjempingsstrategier bør en vurdere kritiske faktorer som påvirker sårbarhet til verdifulle ressurser i hvert enkelt tilfelle. Modellsimuleringene er kun foretatt for nordøstarktisk torsk, det er behov for å kjøre disse simuleringene med flere fiskearter (bl.a. sild) og i mer kystnære områder. Det er også ønskelig med oppfølgende eksperimentelle studier for å få bedre kunnskap om tålegrenser for oljeeksponering for flere relevante arter.

## 8. Parametre som bør inkluderes i miljøundersøkelser

Miljøundersøkelser i marint miljø etter akutt oljeforurensning skal gjennomføres for å dokumentere skadeomfang og restitusjonstid for marint liv og marine ressurser og mattrygghet. Miljøundersøkelsene skal tilpasses utslippets karakter, tidspunkt og sted. Miljødirektoratet har utarbeidet en veiledning som gir en generell presentasjon av hva som skal undersøkes, hvordan og når undersøkelser skal gjennomføres (Klif, 2012). Undersøkelsene må planlegges slik at en får tilstrekkelig materiale fra antatt påvirket område, i tillegg må det samles inn materiale fra referanseområder som ikke er påvirket av oljeutslippet til sammenligning. Vi foreslår samme valg av parametre uavhengig av om en har valgt å bruke kjemiske dispergeringsmiddel eller ikke.

En miljøundersøkelse bør inkludere målinger av oljekomponenter (THC, NPD og PAH) i vannprøver, sediment og av biota som plankton, blåskjell og fisk. Dersom det er forekomster av andre sårbare naturtyper i influensområdet bør disse inkluderes i undersøkelsene. Sårbare naturtyper kan inkludere gyteområder for fisk, koraller, sjøfjær, svamp, ålegressenger eller tareskog.

Effektstudier bør gjøres på organismer som er representative for området, for eksempel blåskjell og fisk. Effektparametre fra blåskjell bør inkludere lysosomal membranstabilitet og enzymaktivitetsmålinger som acetyl cholinesterase. Fra fisk bør en måle nivå av PAH metabolitter i galle, aktivitet og nivå av avgiftningensenzymet cytokrom P450 (CYP1A) i lever, nivå av DNA addukt i lever. Disse effektparametrene er anbefalt av ICES arbeidsgruppe for studier av biologiske effekter av miljøgifter (Working Group for Biological Effects of Contaminants (WGBEC)) (ICES, 2011).

Viss oljeutslippet overlapper med gyting og forekomst av tidlige livsstadier av fisk, bør en prøve å innhente tilstrekkelig prøvemateriale for å måle opptak av oljekomponenter. Målinger av opptak av hydrokarbonkonsentrasjoner over semipermeable membraner kan fortelle om vannkonsentrasjoner og opptak til biota og bør inkluderes i slike undersøkelser. I tillegg til miljøundersøkelser mens oljevernaksjonen pågår, bør en dokumentere miljøtilstanden også i etterkant. Omfanget av en miljøundersøkelse og oppfølgende studier vil avhenge av størrelsen av og antatte konsekvenser av utslippet.

## 9. Referanser

Adams, J., Swezey, M., & Hodson, P.V. (2014). Oil and Oil Dispersant do Not Cause Synergistic Toxicity to Fish Embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33, 107-114.

Almeda, R., Wambaugh, Z., Wang, Z.C., Hyatt, C., Liu, Z.F., & Buskey, E.J. (2013). Interactions between Zooplankton and Crude Oil: Toxic Effects and Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Plos One* 8.

Baelum, J., Borglin, S., Chakraborty, R., Fortney, J.L., Lamendella, R., Mason, O.U., Auer, M., Zemla, M., Bill, M., Conrad, M.E., Malfatti, S.A., Tringe, S.G., Holman, H.Y., Hazen, T.C., & Jansson, J.K. (2012). Deep-sea bacteria enriched by oil and dispersant from the Deepwater Horizon spill. *Environmental Microbiology* 14, 2405-2416.

Bennie, D.T. (1999). Review of the environmental occurrence of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates. *Water Quality Research Journal of Canada* 34, 79-122.

Burridge, T.R. & Shir, M.A. (1995). The comparative effects of oil dispersants and oil/dispersant conjugates on germination of the marine macroalga *Phyllospora comosa* (Fucales: Phaeophyta). *Marine pollution bulletin* 31, 446-452.

Campo, P., Venosa, A.D., & Suidan, M.T. (2013). Biodegradability of Corexit 9500 and Dispersed South Louisiana Crude Oil at 5 and 25 degrees C. *Environmental Science & Technology* 47, 1960-1967.

Carls, M.G., Rice, S.D., & Hose, J.E. (1999). Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part I. Low-level exposure during incubation causes malformations, genetic damage, and mortality in larval Pacific herring (*Clupea pallasii*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 481-493.

Committee on understanding oil spill dispersants (2005). *Oil Spill Dispersants. Efficacy and effects.* Washington D.C.: The National Academies Press.

Couillard, C.M., Lee, K., Legare, B., & King, T.L. (2005). Effect of dispersant on the composition of the water-accommodated fraction of crude oil and its toxicity to larval marine fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 1496-1504.

Direktoratet for naturforvaltning. 2007. Kartlegging av marint biologisk mangfold. DN-håndbok 19-2001 revidert 2007. pp 52.

Dyrynda, E.A., Law, R.J., Dyrynda, P.E.J., Kelly, C.A., Pipe, R.K., & Ratcliffe, N.A. (2000). Changes in immune parameters of natural mussel *Mytilus edulis* populations following a major oil spill ('Sea Empress', Wales, UK). *Marine Ecology-Progress Series* 206, 155-170.

Epstein, N., Bak, R.P.M., & Rinkevich, J. (2000). Toxicity of third generation dispersants and dispersed Egyptian crude oil on red sea coral larvae. *Marine pollution bulletin* 40, 497-503.

Fiksen Ø., Jørgensen C., Kristiansen T., Vikebø F.B. and Huse G. (2007). Linking behavioural ecology and oceanography: how larval behaviour determines growth, mortality and dispersal. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 347: 195–205, 2007 doi: 12.3354/meps06978.

Gardiner, W.W., Word, J.Q., Word, J.D., Perkins, R.A., McFarlin, K.M., Hester, B.W., Word, L.S., & Ray, C.M. (2013). The acute toxicity of chemically and physically dispersed crude oil to key arctic species under arctic conditions during the open water season. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32, 2284-2300.

- Goodbody-Gringley, G., Wetzel, D.L., Gillon, D., Pulster, E., Miller, A., & Ritchie, K.B. (2013). Toxicity of Deepwater Horizon Source Oil and the Chemical Dispersant, Corexit (R) 9500, to Coral Larvae. *Plos One* 8.
- Gray, J.L., Kanagy, L.K., Furlong, E.T., Kanagy, C.J., McCoy, J.W., Mason, A., & Lauenstein, G. (2014). Presence of the Corexit component dioctyl sodium sulfosuccinate in Gulf of Mexico waters after the 2010 Deepwater Horizon oil spill. *Chemosphere* 95, 124-130.
- Hamdan, L.J. & Fulmer, P.A. (2011). Effects of COREXIT (R) EC9500A on bacteria from a beach oiled by the Deepwater Horizon spill. *Aquatic Microbial Ecology* 63, 101-109.
- Hansen B.H., Altin D., Olsen A.J., Nordtug T. 2012. Acute toxicity of naturally and chemically dispersed oil on the filter-feeding copepod *Calanus finmarchicus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 86; 38–46.
- Hansen, B.H., Altin, D., Overjordet, I.B., Jager, T., & Nordtug, T. (2013). Acute exposure of water soluble fractions of marine diesel on Arctic *Calanus glacialis* and boreal *Calanus finmarchicus*: Effects on survival and biomarker response. *Science of the Total Environment* 449, 276-284.
- Harvey, J.S., Lyons, B.P., Page, T.S., Stewart, C., & Parry, J.M. (1999). An assessment of the genotoxic impact of the Sea Empress oil spill by the measurement of DNA adduct levels in selected invertebrate and vertebrate species. *Mutation Research-Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 441, 103-114.
- Hazen, T.C., Dubinsky, E.A., DeSantis, T.Z., Andersen, G.L., Piceno, Y.M., Singh, N., Jansson, J.K., Probst, A., Borglin, S.E., Fortney, J.L., Stringfellow, W.T., Bill, M., Conrad, M.E., Tom, L.M., Chavarria, K.L., Alusi, T.R., Lamendella, R., Joyner, D.C., Spier, C., Baelum, J., Auer, M., Zemla, M.L., Chakraborty, R., Sonnenthal, E.L., D'haeseleer, P., Holman, H.Y.N., Osman, S., Lu, Z.M., Van Nostrand, J.D., Deng, Y., Zhou, J.Z., & Mason, O.U. (2010). Deep-Sea Oil Plume Enriches Indigenous Oil-Degrading Bacteria. *Science* 330, 204-208.
- Hemmer, M.J., Barron, M.G., & Greene, R.M. (2011). Comparative Toxicity of Eight Oil Dispersants, Louisiana Sweet Crude Oil (Lsc), and Chemically Dispersed Lsc to Two Aquatic Test Species. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 2244-2252.
- Incardona, J.P., Swarts, T.L., Edmunds, R.C., Linbo, T.L., Aquilina-Beck, A., Sloan, C.A., Gardner, L.D., Block, B.A., & Scholz, N.L. (2013). Exxon Valdez to Deepwater Horizon: Comparable toxicity of both crude oils to fish early life stages. *Aquatic toxicology* 142, 303-316.
- Incardona, J.P., Luke D. Gardner, L.D., Linbo, T.L., Brown, T.L., Esbaugh, A.J., Mager, E.M., Stieglitz, J.D., French, B.L., Labenia, J.S., Laetz, C.A., Tagal, M., Sloan, C.A., Elizur, A., Benetti, D.D., Grosell, M., Block, B.A., and Scholz, N.L. (2014). Deepwater Horizon crude oil impacts the developing hearts of large predatory pelagic fish. PNAS, <http://www.pnas.org/content/early/2014/03/19/1320950111>.
- ICES. 2011. Report of the Study Group on Integrated Monitoring of Contaminants and Biological Effects (SGIMC). ICES/OSPAR SGIMC Report 2011. pp 263.
- Jones, B.C., Aurand, D., Belore, R., Coelho, G., Lewis, A., Peltz, D., Ahell, A., & Franker, M. (2010). Dispersant Studies of the Deepwater Horizon Oil Spill Response, Volumn 2 (Gulf of Mexico SPU) BP plc.
- Kirby, M.F., Neall, P., & Tylor, T. (1999). EROD activity measured in flatfish from the area of the Sea Empress oil spill. *Chemosphere* 38, 2929-2949.
- Klif. 2012. Miljøundersøkelser i marint miljø etter akutt forurensning. TA 2955. 2012. pp71.

Kristiansen T., Jørgensen C., Lough R.G., Vikebø F.B. and Fiksen Ø. (2009). Modeling rule-based behaviour: habitat selection and the growth-survival trade-off in larval cod. *Behavior Ecology* doi:10.1093/beheco/arp023.2.

Kristiansen T., Vollset K.W., Sundby S. and Vikebø F.B. (Conditionally accepted). Behavior determines vertical distribution of first feeding larval cod. *ICES JMS*.

Kujawinski, E.B., Soule, M.C.K., Valentine, D.L., Boysen, A.K., Longnecker, K., & Redmond, M.C. (2011). Fate of Dispersants Associated with the Deepwater Horizon Oil Spill. *Environmental Science & Technology* 45, 1298-1306.

Law, R.J. & Kelly, C. (2004). The impact of the "Sea Empress" oil spill. *Aquatic Living Resources* 17, 389-394.

Lee, K., Nedwed, T., Prince, R.C., & Palandro, D. (2013). Lab tests on the biodegradation of chemically dispersed oil should consider the rapid dilution that occurs at sea. *Marine pollution bulletin* 73, 314-318.

Lien V.S., Gusdal Y., Albretsen J., Melsom A., Vikebø F.B. (2013). Evaluation of a Nordic Seas 4 km numerical ocean model hindcast archive (SVIM), 1960-2011. *Fisken og Havet*, 7/2013, 80 pp.

Lien V.S., Gusdal Y., Vikebø F.B. (2014). Along-shelf hydrographic anomalies in the Norwegian Seas (1960-2011): locally generated or advective signals? *Ocean Dynamics*. DOI 10.1007/s10236-014-0736-3.

Lewis, M. & Pryor, R. (2013). Toxicities of oils, dispersants and dispersed oils to algae and aquatic plants: Review and database value to resource sustainability. *Environmental pollution* 180, 345-367.

Lunel, T., Swannell, R., Rusin, J., Wood, P., Bailey, N., Halliwell, C., Davies, L., Sommerville, M., Dobie, A., Mitchell, D., McDonagh, M., & Lee, K. (1995). Monitoring the effectiveness of response operations during the Sea Empress incident: A key component of the successful counter-pollution response. *Spill Science & Technology Bulletin* 2, 99-112.

McFarlin, K.M., Prince, R.C., Perkins, R., & Leigh, M.B. (2014). Biodegradation of Dispersed Oil in Arctic Seawater at -1 degrees C. *Plos One* 9.

McIntosh, S., King, T., Wu, D.M., & Hodson, P.V. (2010). Toxicity of Dispersed Weathered Crude Oil to Early Life Stages of Atlantic Herring (*Clupea harengus*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 29, 1160-1167.

Michel, J. & Henry, C.B. (1997). Oil uptake and depuration in oysters after use of dispersants in shallow water in El Salvador. *Spill Science & Technology Bulletin* 4, 57-70.

Myksvoll M.S., Erikstad K.E., Barrett R.T., Sandvik H., Vikebø F. (2013) Climate-Driven Ichthyoplankton Drift Model Predicts Growth of Top Predator Young. *PLoS ONE*, 8(11): e79225.

Norwegian Institute for Water Research. 1994. Marine algal growth inhibition test. Laboratory Report. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway.

Olsen A.J., Nordtug T., Altin D., Lervik M. and Hansen B.H. 2013. Effects of dispersed oil on reproduction in the cold water copepod *Calanus finmarchicus* (Gunnerus). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (9):2045–2055.



- Olsvik, P.A., Lie, K.K., Nordtug, T., & Hansen, B.H. (2012). Is chemically dispersed oil more toxic to Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae than mechanically dispersed oil? A transcriptional evaluation. *Bmc Genomics* 13.
- Opdal A.F., Vikebø F.B. and Fiksen Ø. (2011). Parental migration, climate and thermal exposure of larvae: spawning in southern regions gives Northeast Arctic cod a warm start. *MEPS* 439: 255-262.
- Page, C.A., Bonner, J.S., Sumner, P.L., McDonald, T.J., Autenrieth, R.L., & Fuller, C.B. (2000). Behavior of a chemically-dispersed oil and a whole oil on a near-shore environment. *Water Research* 34, 2507-2516.
- Prince, R.C., McFarlin, K.M., Butler, J.D., Febbo, E.J., Wang, F.C.Y., & Nedwed, T.J. (2013). The primary biodegradation of dispersed crude oil in the sea. *Chemosphere* 90, 521-526.
- Radniecki, T.S., Schneider, M.C., & Semprini, L. (2013). The influence of Corexit 9500A and weathering on Alaska North Slope crude oil toxicity to the ammonia oxidizing bacterium, *Nitrosomonas europaea*. *Marine pollution bulletin* 68, 64-70.
- Ramachandran, S.D., Hodson, P.V., Khan, C.W., & Lee, K. (2004). Oil dispersant increases PAH uptake by fish exposed to crude oil. *Ecotoxicology and environmental safety* 59, 300-308.
- Ramirez, C.E., Batchu, S.R., & Gardinali, P.R. (2013). High sensitivity liquid chromatography tandem mass spectrometric methods for the analysis of dioctyl sulfosuccinate in different stages of an oil spill response monitoring effort. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 405, 4167-4175.
- Reed, M., Daling, P., Lewis, A., Ditlevsen, M.K., Bard, B., James, C., & Aurand, D. (2004). Modelling of dispersant application to oil spills in shallow coastal waters. *Environmental Modeling & Software* 19, 681-690.
- Southward, A.J. & Southward, E.C. (1978). Recolonization of Rocky Shores in Cornwall After Use of Toxic Dispersants to Clean Up Torrey-Canyon Spill. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 35, 682-706.
- Sundby S., Fossum P, Sandvik A, Vikebø FB, Aglen A, Buhl-Mortensen L, Folkvord A, Bakkeplass K, Buhl-Mortensen P, Johannessen M, Jørgensen MS, Kristiansen T, Landa C, Myksvoll M, Nash R. 2013. Kunnskapsinnhenting Barentshavet-Lofoten-Vesterålen (KILO). Status og videreutvikling av kunnskapsgrunnlaget for mengde, fordeling og transport av kommersielle fiskearter fra gytende fisk til egg, larver, yngel og ungfisk i nordnorske sokkelområder med vekt på Lofoten og Vesterålen. *Fisken og Havet* nr 3-2013. pp 186.
- Vikebø FB, Rønningen P, Lien VS, Meier S, Reed M, Ådlandsvik B, Kristiansen T. 2013. Spatio-temporal overlap of oil spills and early life stages of fish. *ICES J. Mar. Sci.* doi: 10.1093/icesjms/fst131.
- Wilson, K.W. (1977). Acute Toxicity of Oil Dispersants to Marine Fish Larvae. *Marine Biology* 40, 65-74.
- Wu, D.M., Wang, Z.D., Hollebone, B., McIntosh, S., King, T., & Hodson, P.V. (2012). Comparative toxicity of four chemically dispersed and undispersed crude oils to rainbow trout embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31, 754-765.

## 10. Appendix

### 10.1 Modellert oljekonsentrasjon i vannsøylen fra oljeutslippsscenariet på Haltenbanken.

Scenario på Haltenbanken: Statfjord light crude, 4500 m<sup>3</sup> i 30 dager med eller uten bruk av dispergeringsmiddel (Corexit 9500). Landpåslag av olje er tatt hensyn til og tatt ut av videre drift.

