



STORE HELLEFISKEBANKE, GRØNLAND

Miljøvurdering af oliespild samt potentialet for oliespildsbekæmpelse

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 216

2016



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

STORE HELLEFISKEBANKE, GRØNLAND

Miljøvurdering af oliespild samt potentialet for oliespildsbekæmpelse

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 216

2016

Susse Wegeberg
Frank Rigét
Kim Gustavson
Anders Mosbech

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 216
Titel:	Store Hellefiskebanke, Grønland
Undertitel:	Miljøvurdering af oliespild samt potentialet for oliespildsbekæmpelse
Forfattere:	Susse Wegeberg, Frank Rigét, Kim Gustavson & Anders Mosbech
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	December 2016
Redaktion afsluttet:	November 2016
Faglig kommentering:	Ole Geertz-Hansen, Grønlands Naturinstitut & Janne Fritt-Rasmussen, Institut for Bioscience
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Hviid
Kvalitetssikring, DCE:	Kirsten Bang
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen for Råstofområdet i Nuuk (EAMRA)
Bedes citeret:	Wegeberg, S., Rigét, F., Gustavson, K. & Mosbech, A. 2016. Store Hellefiskebanke, Grønland. Miljøvurdering af oliespild samt potentialet for oliespildsbekæmpelse. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 98 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 216 http://dce2.au.dk/pub/SR216.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Potentialet for bekæmpelse af mulige oliespild på Store Hellefiskebanke er blevet evalueret med fokus på at minimere de samlede miljømæssige konsekvenser af oliespild og oliespildsbekæmpelsesmetoderne, dispergering og <i>in situ</i> burning (ISB) (afbrænding af olie på havoverfladen). Derfor er der udviklet og udført en strategisk miljøvurdering i forhold til fordele og ulemper ved at bruge forskellige oliespildsbekæmpelsesmetoder, en såkaldt <i>strategic Net Environmental Benefit Analysis</i> , sNEBA. Det vurderes, at mulighederne for at bekæmpe et oliespild på Store Hellefiskebanke er begrænset. Den strategiske NEBA falder ikke i overvejende grad ud til fordel for anvendelse af kemiske dispergeringsmidler, og kemisk dispergering kan med mindst risiko anvendes i måneder med lav produktivitet og lille forekomst af vandlevende organismer (fx vandlopper og fiskelarver). Det vurderes at mindre mængder af olie kan dispergeres uden signifikant effekt på miljøet, idet oliedispersionssimuleringer viser at koncentrationen af dispergeret olie i vandfasen aftager proportionelt med størrelsen af oliespild. <i>In situ</i> burning vurderes som en mulighed i alle årets måneder, dog med forbehold for nogen usikkerhed på især effekterne af afbrændingsrester på fuglenes fjerdragt og på bunddyr som følge af nedsynkning af afbrændingsrester
Emneord:	Grønland, Store Hellefiskebanke, oliespildsbekæmpelse, miljø, dispergering, in situ burning, Net Environmental Benefit Analysis, NEBA, sNEBA
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Foto: Lars Witting, Arc-Pic.com
ISBN:	978-87-7156-248-4
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	98
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR216.pdf

Indhold

Sammenfatning	5
Summary	9
Eqikkaaneq	13
1 Introduktion	18
1.1 Referencer	20
2 Udbredelse af oliespild i vandsøjlen	21
2.1 Fordeling af olie i vandsøjlen ved oliespild på havoverfladen	21
2.2 Oliespild ved havbunden	22
2.3 Påvirkning af den vertikale fordeling af olie ved kemisk dispergering	24
2.4 Referencer	27
3 Modellering af oliekoncentrationer i vandsøjlen samt drivbaneestimer	30
3.1 Kort beskrivelse af COHERENS modellen	30
3.2 Simuleringsscenarier	31
3.3 Den opløste olies horisontale og vertikale spredning afhængig af lokalitet	33
3.4 Den opløste olies horisontale og vertikale spredning afhængig af oliespildsstørrelse	36
3.5 Betydning af isdække for den opløste olies horisontale og vertikale spredning	37
3.6 Betydning af olienedbrydning for den opløste olies horisontale og vertikale spredning	38
3.7 Modellering af oliedrivbaner på havoverfladen	38
3.8 Estimering af drivbane	39
3.9 Referencer	41
4 Miljøeffekter af afbrænding og kemisk dispergering af oliespild i arktiske havområder	43
4.1 Miljøeffekter ved afbrænding af oliespild på havoverfladen (<i>in situ</i> burning)	44
4.2 Miljøeffekter af kemisk dispergering	46
4.3 Referencer	47
5 Fytoplankton og zooplankton	49
5.1 Referencer	52
6 Udbredelse i volumen og overfladeareal af modellerede toksiske oliekoncentrationer	53
6.1 Referencer	56
7 Fisk	57
7.1 Referencer	59

8	Bunddyr	60
8.1	Referencer	62
9	Risikovurdering for kongeederfugle på Store Hellefiskebanke	64
9.1	Referencer	66
10	Kystzonens økosystemer og effekter af olie	68
10.1	Tidevandszonens samfund	68
10.2	Tangskov	69
10.3	Effekt af oliespild på kystens økosystemer	71
10.4	Referencer	73
11	Restitution	75
11.1	Referencer	79
12	Syntese og strategisk NEBA (oliespildsbekæmpelsespotentiale)	81
12.1	Koncept for strategisk NEBA (sNEBA)	81
12.2	Syntese og strategisk NEBA for Store Hellefiskebanke	83
12.3	Konklusion	86
12.4	Referencer	88
13	Usikkerheder og manglende viden i sNEBA for Store Hellefiskebanke	90
13.1	Toksikologiske effekter	90
13.2	Forståelse af økosystemets dynamik	90
	Appendiks 1: Dispergeringsanalyse, Store Hellefiskebanke	92
	Appendiks 2: Drivbaneestimer for lokaliteterne for S1, S2, S3, S4 og S5	93
	Appendiks 3. <i>ClimateLab</i>	98

Sammenfatning

Evalueringen af potentialet for bekæmpelse af oliespild på Store Hellefiskebanke har fokus på at minimere de samlede miljømæssige effekter af både oliespild og oliespildsbekæmpelsesmetoder, herunder kemisk dispergering og *in situ* afbrænding (afbrænding af olie på havoverfladen). For således at være i stand til at vurdere fordele og ulemper ved brug af de forskellige oliespildsbekæmpelsesmetoder, er der derfor udviklet og anvendt en strategisk miljøvurdering, en såkaldt *strategic Net Environmental Benefit Analysis*, sNEBA.

En sNEBA er en analyse, der på forhånd for et bestemt område, udføres på basis af oliespildsscenerier samt ekspert- og publiceret viden omkring miljøet i det pågældende område. Typen af viden, der indgår med henblik på at vurdere den overordnede bedste miljømæssige løsning, er: biodiversitet (over, på og i vandet samt havbund og evt. årstidsbestemt), biologi og økotoxikologisk viden om olie (naturlig og kemisk dispergeret olie samt olieafbrændingsrester). En sNEBA er således et planlægningsværktøj og dermed en skrivebordsanalyse, der udføres i god tid inden et eventuelt oliespild opstår og i forbindelse med en generel miljøvurdering af oliespildsbekæmpelsespotentialet samt forberedelse af bekæmpelsesstrategi for et givent område.

Til grund for nærværende analyse ligger en simulering af spredning af opløste oliekomponenter ved olieudslip i området på Store Hellefiskebanke. Der er opstillet 5 scenarier, hvor udslipsstedet (lokalitet og overflade/bund), dato, nedbrydningshastigheden og isforhold er blevet varieret. Den anvendte model og resultaterne af simuleringerne er nærmere beskrevet i en række rapporter. I simuleringerne af oliespildet er anvendt et udslip på 1000 t pr. døgn i 28 dage, hvilket er i overensstemmelse med oliespildsmodelleringsscenerier foretaget i forbindelse med faktiske boringer i Grønland. Det bør dog bemærkes at de største oliespild i historien har udslip der svarede til ca. 5 gange dette niveau. Dvs. at i tilfælde af ulykker i tilsvarende omfang som *Macondo* og *Ixtoc* vil beregninger af vandvolumener med toksiske niveauer være 5 gange større og udbredelsen i forhold til havoverflade være tilsvarende større. På baggrund af meteorologiske data leveret i forbindelse med simuleringerne blev der også udført simple beregninger til indikation af drivbane for en mulig olieplø fra de 5 scenarier.

Den strategiske miljøvurdering er foretaget i forhold til de organismer, der befinder sig i vandsøjle, havoverflade, havbund og kyst, og de økosystemer der kendetegner disse rumlige enheder. Ud fra resultaterne fra simuleringerne er der således foretaget en analyse af organismernes sensitivitet overfor og omfanget af en mulig olieeksponering.

De overvejende fordele ved dispergering og ISB for fugle på havoverfladen

Af hensyn til de organismer, der er tilknyttet havoverfladen, vil det til enhver tid være en fordel at få olien væk fra havoverfladen for at forhindre indsmøring af fjer og pels. Det er således vurderet at det kan tage mere end 20 år før bestanden af kongeederfugl, som er knyttet til Store Hellefiskebanke, vil kunne komme op på sin tidligere størrelse efter et olieudslip, hvor dødeligheden er meget omfattende. Også polarløvmie og søkonge forekommer på banken, især om foråret. Derfor anses responsteknikkerne, kemisk dispergering og ISB, som vigtige til beskyttelse af f.eks. havfugle, der samles på havoverfladen for at søge føde eller fælde.

Det er dog nu vist at afbrændingsrester fra en ISB også kan udgøre en risiko for tilsøling af fuglefjer, men ved en effektiv afbrænding vil risikoen for tilsøling blive væsentligt mindre.

Analyse af mulig effekt af dispergeret olie på vandlopper i vandsøjlen

Simulering af tidevandsdynamikken indikerer fuld opblanding af vandsøjlen over hele banken, og kan formodentligt forklare den store primærproduktion over hele bankens areal. Produktionen er således ikke begrænset til særlige up-wellingsområder.

Simuleringer af horisontal spredning af oliekoncentrationer fra oliespildspunkter placeret på Store Hellefiskebanke og inde ved kysten ved den nordlige del af banken viser, at olien henholdsvis bliver liggende på banken, rammer kysten eller spredes op i Disko Bugten.

Beregning af volumen med toksiske koncentrationer, baseret på simuleringerne af spredningen af opløste oliekomponenter (1000 t pr. døgn), viser stor risiko for effekt af oliespild på vandsøjlen organismer, da den vertikale spredning af olien i toksiske koncentrationer finder sted i det vandlag (omkring 10 m), hvor også en stor del af planktonet befinder sig (0-50 m). Der er således et overlap af områder med toksiske koncentrationer (akut lethale og sublethale) og forekomst af plankton. Dette overlap kan potentielt finde sted i en del af Store Hellefiskebankens overfladeareal estimeret til henholdsvis 0,4-3 % (letale koncentrationer) og 7-30 % (subletale koncentrationer). Ud over toksiske koncentrationer af oliekomponenter medfører dispergering, at olien omdannes til oliedråber, der kan opfattes og optages som fødepartikler af vandlopperne. Dette kan udgøre et problem i sommerhalvåret, hvor vandlopperne er aktive og dermed føre til at oliekomponenter ophobes i organismene. Derimod medfører dispergering af olien i vinterperioder ikke en øget risiko for ophobning og giftighed på vandlopper på grund af faste.

Calanus-arterne og større krebsdyr (fx *Themisto libellula*) i vandsøjlen udgør et vigtigt fødeelement både for hvaler og fugle (søkonge og polarlomvie (især forår)), men ikke mindst for fiskelarver (hellefisk og tobis). Tobis er vurderet til at være en nøgleart i fødekæden på banken som fødegrundlag for bl.a. torsk, fugle og sæler. Samtidig er arten vurderet til at være følsom overfor oliespild, da tobis tilbringer mindre tid i sin foretrukne habitat, sedimenter af løst sand og grus, hvis denne habitat kontamineres med olie. Disko West området, herunder hele Store Hellefiskebanke, er endvidere et føde- og parringsområde for grønlandshval.

Fødekæden hen over banken forekommer derfor at være tæt koblet og kompleks med en hurtig omsætning, hvilket også kan være årsag til overraskende lave forekomster af nogle økologiske nøglearter i de enkelte undersøgelser. Oliespild i området kan derfor give både direkte og indirekte effekter på økosystemet, idet nogle organismer på både lave og høje trofiske niveauer kan blive direkte påvirket af oliens toksiske effekt eller indirekte via effekt af den toksiske påvirkning på fødegrundlaget. Den toksiske effekt kan således forplante sig op igennem fødekæden og dermed medføre de såkaldte kaskadeeffekter.

Det vurderes derfor, at dispergering af et oliespild ikke kan anbefales, fordi det medfører risiko for toksiske koncentrationer i relativt store vandvolumener og områder med nøglearter (*Calanus* spp.). I vintermånederne, hvor vandlopperne er mindre sårbare, kan dispergering dog være en anvendelig metode.

Det forventes desuden at mindre mængder af olie kan dispergeres uden signifikant effekt på miljøet idet simuleringerne viser at koncentrationen af dispergeret olie i vandfasen aftager proportionelt med størrelsen af oliespild.

Analyse af mulig effekt af dispergeret olie og olieafbrændingsrester på havbundens organismer

Havbundens organismer (benthos), f.eks. muslinger, koraller, slangestjerner, søanemoner, børsteorme m.m., påvirkes formodentligt ikke umiddelbart af toksiske koncentrationer af dispergeret olie, der ifølge simuleringerne når ned til ca. 7 m's dybde og ved kysten ned til ca. 15 m's dybde. Der er dog områder på banken som har lavere dybder, og en effekt på bundlevende dyr, herunder også fisk, i disse områder kan derfor ikke helt udelukkes.

Der forventes ikke større effekt såfremt et oliespild skulle ske ved bunden, idet simuleringer af oliespild ved bunden viser, at olien, pga. oliens opdrift og den lave dybde, hurtigt vil transporteres til havoverfladen.

Risikoen for en indirekte effekt af toksiske oliekoncentrationer igennem en påvirkning af fødegrundlaget anses for at være mere påtrængende. Hvis primær- og sekundærproduktionen i vandsøjlen over havbunden falder, vil mindre mængder føde således også falde til bunden. Produktionen i de øvre vandlag og den relative lave dybde henover Store Hellefiskebanke sikrer fødegrundlag for bunddyr, da denne føde ikke når at omsættes i vandsøjlen, og især filtrerende organismer som muslinger dominerer benthos-samfundet fra 0 ud til 150 m's dybde. Muslinger er fødegrundlag for kongeederfugl og hvalros, og netop kongeederfugl forekommer i relativt store tætheder på banken i vinterhalvåret, mens hvalros har vinterudbredelse på og ved banken.

Det vurderes, at der kan være risiko for en mere direkte effekt på havbundens organismer i forbindelse med *in situ* burning, idet afbrændingsrester fra afbrænding af olien på havoverfladen efterfølgende kan synke ned til havbunden. Flager eller kager af delvist afbrændt olie kan således lægge sig på bunden. Den miljømæssige effekt af de nedsynkende afbrændingsrester på benthos og fisk er kun sporadisk kortlagt.

Analyse af mulige effekter af dispergeret olie på kystens økosystemer

Simuleringerne af oliekoncentrationer viser, at der ved dispergering er risiko for at relativt høje koncentrationer når ned til 15 m's dybde ved kysten. Den rigeste del af tangskov går ned til ca. 20 m's dybde på bl.a. de eksponerede kyster, hvortil olie også kan dispergeres på naturlig vis af bølgeenergien på kysten.

Hvis olien ikke bekæmpes til havs og har kurs mod kyster, som er beskyttede mod bølger, og hvor olien altså ikke dispergeres naturligt af vandbevægelser ved/på kysten, kan olien strande på kysten. På disse kyster, som også er beskyttet mod mulig isskuring, findes de rigeste tidevandszonesamfund, som kan påvirkes af den strandede olie.

Det er således sådanne lokaliteter, der er beskyttede for bølger og isskuring, der har mindst selvrensende effekt, og hvor der er risiko for at olien kan blive begravet i sedimenter, imellem sten og klippesprækker, og dermed være en kilde til forsat udsivende olieforurening. I forbindelse med *Exxon Valdez*-ulykken i 1989 findes der fortsat mindre mængder af ikke-nedbrudt olie indlejret på nogle af de oliepåvirkede kyster, og også overraskende langt fra ulykkesstedet.

Ved kysten vil der endvidere være risiko for påvirkning af gydeområder for lodde og stenbider, som er udbredte og kommercielt vigtige arter, der forekommer langs vestkysten op til henholdsvis Upernavik og Uummannaq. Lodden gyder på helt lavt vand (tidevandszonen) i fjorde og på yderkysten i forårs- og sommermånederne. Uden for gydeperioden findes lodderne på dybere vand i fjordene samt ude på bankerne. Stenbiderne, gyder også på lavt vand i maj-juni. Der er således et tidsvindue fra tidligt forår og henover sommeren, hvor disse fiskearter vil være særligt sårbare overfor oliespild, der strander på kysten.

Konklusion på analyse (sNEBA)

Det vurderes, at mulighederne for at bekæmpe et oliespild begrænses af et potentielt negativt udfald af en akut NEBA, idet den strategiske NEBA ikke i overvejende grad falder ud til fordel for anvendelse af kemiske dispergeringsmidler. Kemisk dispergering kan med mindst risiko anvendes i måneder med lav biologisk produktivitet og lille forekomst af vandlevende organismer (fx vandlopper og fiskelarver). Det vurderes at mindre mængder af olie kan dispergeres uden signifikant effekt på miljøet idet simuleringerne viser at koncentrationen af dispergeret olie i vandfasen aftager proportionelt med størrelsen af oliespild.

In situ burning vurderes som en mulighed alle årets måneder, dog med forbehold for nogen usikkerhed på især effekterne af afbrændings-rester på fuglenes fjerdragt og på benthos som følge af nedsynkning af afbrændingsrester.

Summary

The potential for combating oil spills at Store Hellefiskebanke has been evaluated. This evaluation has focused on minimization of the combined environmental impacts of both oil spill and oil spill response techniques, which include chemical dispersion of oil and *in situ* burning (burning of oil directly on the sea surface). Hence an assessment has been completed to evaluate the environmental pros and cons of the different oil spill response techniques, for which the concept of a strategic Net Environmental Benefit Analysis (sNEBA) was developed.

The sNEBA includes an analysis, which is based on oil spill scenarios and published as well as expert knowledge on the environment in the area in question. The environmental knowledge included in the sNEBA, to achieve the overall environmental optimal oil spill combating strategy, is biodiversity (on sea surface, in sea and sea bed, and seasonality), biology, ecotoxicology of oil (naturally and chemically dispersed as well as oil burning residues). The sNEBA is hence a planning tool, and thus a desktop analysis finished in advance of a potential oil spill, for environmentally assessing and preparing of oil spill combating potential and strategy.

The analysis is based on simulation of dispersion of dissolved oil components during an oil spill in the Store Hellefiskebanke area. Five scenarios have been selected with variables of location of oil spill (locality and surface / bottom), date, degradation rate and ice conditions. For the simulation, the size of the oil spills is fixed at 1000 t per 24 hours for 28 days. This is in accordance with modelling of oil spill scenarios performed in connection with previous actual drilling operations in Greenland. It should be noted that the historical largest offshore oil spills were up to five times larger in volume. This means that in case of accidents in the size of *Macondo* and *Ixtoc*, the water volumes with oil concentrations of toxic levels also will be up to five times larger than simulated here, a fact which also applies to the distribution of oil on the sea surface. The meteorological data provided in connection with these simulations were used for simple calculation of oil trajectories for the same five scenarios.

An environmental impact assessment of oil spills was performed for the organisms associated to sea surface, water column, sea bed, coast and ecosystems characteristic of these spatial compartments. Based on the simulation results, analysis of organisms' sensitivity to potential oil exposure was performed.

Considered benefits by oil dispersion and ISB for seabirds on sea surface

To the benefit of the organisms associated to the sea surface, removal of the oil from the sea surface will prevent smothering of feathers and fur. It is assessed that the rehabilitation time of the Store Hellefiskebanke king eider population can be more than 20 years after an oil spill causing comprehensive mortality. Thick-billed murre and little auk are also present in the Store Hellefiskebanke area, especially in the spring.

The response techniques, chemical dispersal and ISB, are thus considered as beneficial in protection of seabirds congregated on the sea surface for feeding or moulting. However, it should be noted that burning residues from ISB also may possess a risk for smothering of seabird feathers, but by ensuring a high burning efficiency this risk can be further reduced.

Analysis of potential effects of dispersed oil on copepods in the water column

Simulation of the tidal dynamics indicates complete vertical mix of the water body across the bank, and this may explain the high primary production in the entire bank area. The production is thus not restricted to the up-welling points in the area.

The dispersion model simulations also show horizontal distribution of oil concentrations. From the oil spill scenarios located on Store Hellefiskebanke and close to the coast at the northern part of the bank the simulations show that the dispersed oil may stay on the bank, beach on nearby coasts or spread into Disko Bay.

Calculations of water volumes with toxic oil concentrations, based on the simulations of dissolved oil components dispersion (1000 t per 24 hours), show that there is risk of effects on the organisms in the water column. The vertical distribution of toxic oil concentrations covers the upper part of the water column (down to app. 10 m), which also is occupied by a high fraction of plankton (0-50 m). Hence, there is an overlap between the zones with toxic concentrations (acute lethal and sublethal) and high density of plankton. This overlap is estimated to potentially cover 0.4-3% of Store Hellefiskebanke's surface area for lethal concentrations and 7-30% for sublethal concentrations. Besides the toxic concentrations of oil components, dispersal of oil may result in oil droplets which can be perceived as food items and taken up by copepods. This may pose a risk, especially during summer, when the copepods are feeding and lead to accumulation of oil components in these organisms. However, dispersal of oil during winter time may not pose the same risk as the copepods do not feed during this season.

Calanus-species and larger crustaceans (e.g., *Themisto libellula*) in the water column provide an important food resource for whales and birds (little auks and thick-billed murre (in particular during spring)), but also for fish larvae (Atlantic halibut and sandeel). Sandeel is considered to be a key species in the food web of the bank, e.g. as food item for cod, birds and seals. However, it is also considered that the species is sensitive to oil spills, as sandeel will spend less time in its main habitat, sediments of sand and gravel, if contaminated by oil. The Disko West area, including the entire Store Hellefiskebanke, is furthermore feeding and mating ground for bowhead whale. The food web of Store Hellefiskebanke therefore seem to be very tightly linked and complex and with a fast turnover. This may be the reason for surprisingly low abundance of some of the ecosystem's key species in some of the studies conducted in the area.

Oil spill in this area may thus have direct and indirect impacts on the ecosystem due to the toxic effects on organisms at lower trophic levels and the derived impact on the higher trophic levels due to changes in food availability. The toxic effects of oil components may hence be transmitted through the food web and cause so called cascade effects.

Dispersion of large oil spills cannot be recommended in the summer time, as it may provide a risk of impacting ecosystem key species such as copepods (*Calanus* spp.) by relatively large water volumes and areas with toxic oil concentrations. During winter month, the copepods may be less sensitive to oil exposure and hence dispersion may be a solution for combating oil spill during that season.

It is also expected that dispersion of smaller oil volumes may have only insignificant effects on the environment as simulations show that concentrations of dispersed oil in the water column is positively correlated with the volume of oil spill dispersed.

Analysis of potential effects of dispersed oil and ISB residues on seabed organisms

The sea bed organisms (benthos), e.g., bivalves, corals, brittle stars, sea anemones, polychaetes etc., may not be impacted by toxic concentrations of dispersed oil which may reach a depth of app. 7 m offshore and 15 m in coastal areas, according to the simulations. However, there are areas on Store Hellefiskebanke which are shallower and in these areas impacts on benthic organisms, including fish species, cannot be excluded.

Oil spill from a well head at the seabed is not expected to cause stronger effects, as simulations of such oil spill show that the oil, due to oil's buoyancy and shallow waters, will be transported to the sea surface at a fast rate.

The risk of indirect effects of toxic oil concentrations through food web impacts may be more imminent. If the primary and secondary production in the water column above the sea bed decline, food propagated to the benthic organisms will also decline. The production in the upper part of the water column and the relative shallow waters across Store Hellefiskebanke ensure food for the benthic organisms as it is not turned over in the water column, and filtering organisms such as bivalves dominate the benthos community until 150 m's depth. Bivalves provide food for king eiders and walruses, for which Store Hellefiskebanke is an extremely critical habitat.

It is assessed that burning residues from ISB may pose a risk of more direct effect on the benthos if they sink. Mats of partly burned oil may lie on the sea bottom. Environmental effects of these residues on benthos and, in particular, demersal fish has only been sporadic elucidated.

Analysis of potential effects of dispersed oil on the coastal ecosystems

Simulations of oil concentrations show that dispersed oil may pose a risk of relatively high oil concentrations until 15 m depth at exposed coasts. The richest part of the kelp forest is in the depth of 0-20 m at wave exposed coastlines.

If an oil spill is not combated offshore and drifts towards a wave protected coast, and where the oil hence not will be dispersed naturally, it may beach. On such coasts, also protected from ice scouring, the richest tidal communities are found, which may be impacted by the beaching oil.

Protected coasts, may moreover have very limited self-cleaning potential, why there is risk of preserving oil for example buried in the beach sediment or between boulders and in crevices. Such oil may pose a source of continuous contamination to the environment. In connection with the *Exxon Valdez* accident in 1989, small amount of buried oil is still present on the coast, also surprisingly far away from the location of the accident.

Beaching oil will furthermore pose a risk for spawning areas for capelin and lumsucker, which both are important commercial fish species abundant along the Greenland west coast up to Upernavik and Uummannaq, respectively. The capelin spawns in the shallow waters (in the tidal zone) along the coasts in spring and summer. When not spawning, the capelin stays in deeper

fjord waters and on the banks. The lumpsucker spawns in shallow waters from May to June. These two species will be particularly sensitive to oil beaching in this time window from early spring and through summer.

Conclusion on analysis (sNEBA)

It is assessed that the potential for combating oil spills on Store Hellefiskebanke is limited, as the use of chemical dispersant is not, in overall, to the environments advantage according to the strategic NEBA (sNEBA). However, the use of chemical dispersion will be of least risk during months with low productivity in the water column and low abundance of pelagic organisms (e.g. copepods and fish larvae). It is also assessed that dispersion of smaller oil volumes can be considered as concentrations of dispersed oil in the water column is smaller accordingly.

In situ burning is assessed as a potential oil spill response technique that may be used all year round, however, with a reservation for potential impact of burning residues on birds and on benthos from sinking residues.

Eqikkaaneq

Store Hellefiskebankemi uuliaarluertoqarnerani akiuiniarsinnaanerup naliliivigineqarnerani sammineqartut tassaapput uuliaarluernerup kiisalu uuliaarluiarnermik akiliuiniarnerup avataangisinut sunniutaannik tamarmi-usunik annikinnerpaaffissaanniitsitsiniarneq, soorlu akuutissat atorlugit uuliamik siammartitsineq aammalu imaaniitsillugit ikuallaaneq (uuliamik immap qaaniittumik ikuallaaneq). Naliliineri tassani uuliaarluernermik akiuiniarnermi periaatsit assigiinngitsut iluaqutissartaat ajoqutaallu naliliivigineqarsinnaassapput, taamaammallu avatangiisinut iluaqusiinermik ataatsimut nalileriaammik tuluttut sNEBA-mik naalisarneqartartumik ineriartortitsisoqarpoq.

Avatangiisinut iluaqutissiinermik nalileriaaseq tassaavoq piffimmut aalajangersimasumut atussallugu aalajangiuteriigaasoq, uuliaarluernerit pisinnaasut assigiinngitsut aallaavigalugit ingerlanneqartartoq kiisalu piffimmi tassani avatangiisit pillugit immikkut ilisimasat aammalu ilisimasat saqqummersinneqareersut tunngavigalugit suliarineqartartoq. Avatangiisit eqqarsaatigalugit suleriaaseq pitsaanerpaq nalilersinnaajumallugu ilisimasat atorineqartut tassaapput: uumasut assigiinngitsut pillugit ilisimasat (immap qulaani, imaata qaani aammalu immap iluaniittut kiisalu natermiut aammalu ukiup qanoq ilinera apeqqutaalluni pissutsit), uuliap qanoq pisuseqarneranik avatangiisinullu qanoq ulorianaateqarneranik ilisimasat (uuliap nammineerinnarluni siammartertarnera kiisalu akuutissat atorlugit siammartinneqarnera kiisalu uuliap ikuallanneqarnerani sinnikut). Tassalu avatangiisinut iluaqutissanik naliliineq tassaavoq pilersaarusiinermut ator-tussiaq taamalu allaffik qimannagu naliliineri atugassiaq, uuliaarluerneq sioqqulluarlugu suliarineqartartoq aammalu uuliaarluernermik akiuniarsinnaanerup avatangiisitigut naliliivigineqarnerani kiisalu piffimmi taasami akiuiniarnermi periaasissamik piareersaanermi atorineqartartoq.

Naliliineri matumani atugassatut Store Hellefiskebankemi uuliamik maqisoornermi uuliap akuisa assigiinngitsut siammarnissaat pisuusaartinneqarpoq. Pisuusaartitat tallimat suliarineqarput, tassanilu aniasoorfiup sumiissusia (piffik aammalu immap qaava natialu), ulloq, arrioriartornera sukkassusia aammalu sikut qanoq issusii allanngorartinneqartarlutik. Uuttusiaq atorineqartoq aammalu pisuusaartitsinermit paasisat nalunaarusiani assigiinngitsuni sukumiinerusumik allaaserineqarput. Uuliaarluernermik pisuusaartitsineri ullormut 1000 tons ulluni 28-ini aniasoq atorineqarpoq, tamannalu Kalaallit Nunaanni qillerinivinni uuliamik maqisoorinissamut pisuusaartitanut naapertuuppoq.

Oqaatiginngitsoorneqassanngilarli oqaluttuarisaanermi maqisoornerit annersaat tassannga tallimariaammik annerummat. Tassa imaappoq *Macondo*-tut kiisalu *Ixtoc*-itut annertutigisumik ajutoortoqarpat taava erngup anner-tussusianik toqunartoqassusianillu uuttortaanerit tallimariaammik annerusapput immallu qaa siammarsimaffia aamma taama annerutigissalluni. Pisuusaartitsinermit atatillugu silap qanoq issusianik paasisutissat pis-sarsiat naapertorlugit uuliaarluerfiusinnaasumiit siammarfii tallimat pisuusaartinneqarput.

Periusissioornissaq siunertarlugu avatangiisinik naliliineq immap ikerani, immap qaani, immap naqqani kiisalu sinerissami uumassusillit aallaavigalugit ingerlanneqarpoq, aammalu piffinni taakkunani uumassusileqarfiit

ilisarnaataat aallaavigineqarput. Tassalu pisuusaartitsinerit paasisat aallaavigalugit uuliaarluerfigineqarnerminnut uumassusillit misikkarissusiat nalilivigineqarpoq.

Immap qaani uuliaarluernermik arrortitsinerup ikuallaanerullu timmissanut iluaqutissartai

Uumassusillit immap qaaniittartut eqqarsaatigalugit uumasuit meqquisa uuliaarluinninnissaat pillugu uuliap immap qaaniit peernissaa qaquguk-kulluunniit iluaqutaasarpoq. Annertuumik toqorarfiogisumillu Store Hellefiskebankimi uuliaarluertoqarpat mitit siorakitsut ukiut 20-it atorlugit amerlassuserisimasamittut amerlassuseqaqqilernissaat naatsorsuutigineqarpoq. Aamma tamaani appaqartarlunilu appaliarsoqartarpoq, pingaartumik upernaakkut. Taamaammat uuliaarluernermik akiuinialuni periaatsit, akuutissat atorlugit arrortitsinerit aammalu uuliamik ikuallaanerit timmissanik imarmiunik neriniarlutik isallutilluunniit immap qaani katersuuttartunik illersuiniarnermi pingaaruteqartutut isigineqarput.

Paasinarsivorli aamma uuliaarluernerup ikuallanneqarnera timmissat meqquinik uuliatersinnaasoq, kisiannili ikummaritsinneqarpat uuliaarluernerat annikinnerussaqsisoq.

Maannali paasineqarsimalerpoq

Uuliap arrortitap immap ikerani illeqqanut sunniutigisinnaasaanik misissueqqissaarneq

Ulittarneranik tinittarneranillu pisuusaartitsinerup ersersippaa ikkannersuarmi tamarmi imaq itissutsini assigiinngitsuni tamakkiisumik kaavittutut illuni akulerussuuttuuartartoq, tamannalu tamatuma uumasooqassusianut nassuiaataasinnaasoq. Taamaammat pikialaartumik sarfaqarfinni taamaallat uumasuaqqat pinngorartanngillat.

Store Hellefiskebankemi uuliamik maqisoorfinniit kiisalu ikkannersuup avannaani sinerissamat qanittumi uuliap siammarnernik pisuusaartitsinerit takutippaat uulia ikkannersuarniiginnartartoq, sineriammiittorlu sineriammiiginnartartussaasoq imaluunniit Qeqertarsuup Tunuanut siammassasoq.

Uuliap toqunassaguni qanoq eqimatiginissaanik uuttortaanerit uuliap akuinik (ullormut 1000 tonsinik) siammartitsisuusaarnernik tunngavillit takutippaat uuliaarluerneq immap ikerani uumassusilinnut assut sunniuteqarsinnaasoq, tassami uulia toqunartoqaatissamisut eqimassuseqarluni immap ikerani siammarnera (10 meterit missaanniittoq) aammattaq immap planktoneqarfiata nalaani (0-50 meter) pisartoq. Tassalu immap ilaa toqunartulik (erngerluni toqquataasinnaasumik toqquataasinnaanngitsumillu kimitussusilik) kiisalu planktoneqarfik akuleruttarput. Piffik akulersuuffigisinnaasaat Store Hellefiskebankenimi 0,4-3 %-imik (toqunartoqarfia) kiisalu 7-30%-mik (toqunanngitsumik kimitussuseqarfia) annertussuseqartutut missingerneqarpoq. Uuliap akuisa toqunartunartoqarfimmissut kimitussuseqarnerisa saniatigut arrortitsinerup kingunerisaanik uulia kuseriarni-arakkuutaanut aggorneqartarpoq, taakkulu immap illeranngunit inuussutissatut isigineqarlutillu iiorarneqartarput. Tamanna aasaanerani illeqqat aalalluarnerisa nalaani ajornartorsuutaasinnaavoq taamalu uuliap akui uumassusilinni eqiterussinnaallutik. Paarlattuanilli ukiuunerani uuliap arrortinneqarnera aarlerinartoqanngilaq illeqqat neriunnaartarnerat pisutigalugu iioraanaviannngimmata taamalu toqunartoqalernaviannngimmata.

Uumasuaqqat *Calanus* kiisalu peqqut annerit (soorlu *Themisto libellula*) immap ikeraniittut arfernut timmissanullu (appaliarsunnut appanullu (pingaartumik upernaakkut) inuussutaallu arput, minnerunngitsumilli aalisakkat quperluusannguit nerisareqartarlutik (qalerallit putooruttullu). Nerisareqatigiinni putooruttoq pingaaruteqarluartutut isigineqarpoq ilaatigut saarullinnit, timmissanit puisinillu inuussutigineqartarami. Aamma putooruttut uuliaarluernerut malussarissutut isigineqarput putooruttut najugariumanerusartakkaminni, tassa sioqqani tuappanillu, ikkumajunnaartarmata taakku uuliamik mingutsinneqarsimasaraangata. Qeqertarsuup avataa tamarmi, aamma Store Hellefiskebank tamakkerluni aamma arfivinnit neriniarfiusarlunilu nuliuffiusarpoq.

Taamaammat ikkannersuaqarfimmi nerisareqatigiit imminnut qanittuarsoorpasippat akuleriissitaagalutillu, nerisareqatigiinnerlu pilertoqisumik pisarluni, tamanna aamma misissuiffinni ataasiakkaani uumasut uumasoaqatigiinnermi pingaarutillit ikittuinnaasernerannut uissuuminartartumut pissutaasinnaalluarpoq. Taamaammat tamaani uuliaarluerneq uumasoaqarfimmut toqqaannangitsumik toqqaannartumillu sunnuteqarsinnaavoq, tassami uumassusillit ilaat nerisareqatigiinnermi qaffasisutut appasissutullu taaneqartut uuliap toqunartuinit toqqaannartumik sunnerneqarsinnaammata imaluunniit nerisamik toqunartoqalernerannit sunnerneqarsinnaammata. Taamalu toqunartoqalernerat nerisareqatigiinni ingerlaarsinnaavoq taamalu tulleriiaannut siammarsinnaasarluni.

Taamaammat uuliamik arrortitsineq kaammattuutigineqanngilaq immami annertuumi itisuumilu uumasunillu pingaarutilinnut najugaqarfiusumi (*Calanus* spp.) toqunartoqalersitsisarmata. Kisiannili ukiuunerani immap illeraasa sunnertiavallaannginneranni arrortitsineq atorneqarsinnaavoq.

Aammami naatsorsuutigineqarpoq avatangiisit annertuumik sunninngikkaluarlugit uulia arrortissinnaassaq annikitsuinnaassasoq, tassami pisuusaartitsinerit takutippaat uulia arrortitaq immami annertussusia uuliaarluernerup alliarturnera malillugu annikilliartuinnartartoq.

Uuliap arrortitap aammalu ikumanikut immap natermiuinut sunniutigisinaasaanik misissueqqissaarneq

Immap natermiui (benthos), soorlu uiullut, koralit, nerpissuut, qitupeqqat, quperlorsuit, allallu uuliamit arrortitami toqunartulimmit imaaliinarlutik sunnerneqartussaaganngillat, tassami pisuusaartitsinerit naapertorlugit uulia arrortitaq 7 meterit missaannik itissusilimmut pissamat kiisalu sineriammi 15 meterit missaannik itissusilik tikissammassuk. Aammali ikkannersuit ilaat taakkunanga ikkannerusarput, taamaammallu immap natermiuinut, aamma aalisakkanut, piffinni taakkunani sunniuteqanngivissusatut oqaatigineqarsinnaanngilaq.

Taamaammat uuliaarluerneq immap naqqani pissagaluarpat annerusumik sunniuteqarnissaa ilimagineqanngilaq tassami immap naqqani uuliamik anasoornermik pisuusaartitsinerit takutimmassuk uuliap qummukaasarnera pissutigalugu aammalu tamatuma ikkattuinnaanera pissutigalugu uulia immap qaaliapallasaqisoq.

Nerisat sunnerneqarnerisigut uuliap toqunartuisa toqqaannangikkaluamik sunniuteqarnissaat aarlerinarneruvoq. Immap ikerani uumasuaqqat taakku-ninngalu nerisat pinngorannginnerulissagaluarpata aamma nerisat ikinnerusut immap naqqanut kiviorartalissappat. Store Hellefiskebankemi immap

qatsinnerusortaani uumasuaqqat naasuaqqallu pinngorarmata aammalu itisuujunngimmata immap natermiui inuussutissaqartarput inuussutissat taakku immap ikerani nungunneqanngitsoortarmata, pingaartumillu uumasut milluaasut soorlu ulukkutut ittut 0-miit 150 meterinut itissusilimmi natermiuni nalinginnaanerpaapput. Uillut mitit siorakitsut aarrillu nerisaanni pingaernerpaapput, mitillu siorakitsut tassarpiaapput ikkanner-suup eqqaani amerlasoorsuullutik ukiuunerani ittartut, taavalu aarrit ikkanner-suarmi eqqaanilu ukiuunerani ittarlutik.

Uuliap ikuallanneqassappat immap natermiui toqqaannarnerusumik sunnerneqarsinnaasutut nalilernerqarput tassami immap qaani uuliap ikumanerlukui kingorna immap naqqanut kiviorarsinnaammata. Tassalu uuliat ikumanerlukut mikisukkuutaat annertuukkuutaallunniit immap naqqanut piorarsinnaapput. Ikumanerlukut kinnerit immap natermiuinut aalisakanullu avatangiisitigut sunniutigisartagaat killilimmik nalunaarsorneqarsimapput.

Uuliap arrortitap sinerissami uumassusileqarfinnut sunniutigisinnaasaanik misissueqqissaarneq

Uuliap kimittussianik pisuusaartitsinermi takuneqarsinnaavoq uulia arrortinneqartillugu sinerissami 15 meterinik itissusilik tikillugu uulia kimit-tujaarsuusinnaasoq. Qeqqussat uumasorpassuallit 20 meterinik itissusilik tikillugu sinerissami uuliaarluerfiusinnaasumi naammattuugassaasarput, tamaanilu sinerissami mallerneratigut uulia aamma isumaminik arrorsinnaalluni.

Uulia avataaniitsilluni akiorneqanngikkuni sinerissamullu maleqannginnerusumut, taamalu sinerissami mallerneranit isumaminik arrortitaanngikkuni sissamut pisinnaavoq. Sissani taama ittuni, aamma sikunit kiliorneqartanngitsuni, ulittarnerup uumasorpassui ipput uuliamillu tipisumit sunnerneqarsinnaallutik.

Piffiit taama ittut, malinnit sikunillu pineqarneq ajortut, namminneerin-narlutik salinnginnerpaajusarput, taamalu uulia marrarmut, ujaqqat akorninut aammalu qunneqqanut kissinnaavoq, taamalu aniarusaartuarluni mingutsitsisinnaalluni. *Exxon-Valdez*-ip 1989-imi ajutoorneratigut suli sissami uuliaarluerfiusumi uuliamik nungusimanngitsunik peqarpoq, aamma ajutoorfimmiit uissuuminaannartumik ungasissulimmi.

Aamma sinerissami ammassaat nipitsallu siammarsimalluarlutik inuussutisarsariutaalluartut suffisarfii sunnigaasinnaapput, taakkulu avannamut Uumannaq Upernavillu tikivillugit naammattuugassaasarput. Ammassaat kangerlunni sineriappasinnerusumilu upernaakkut aasakkullu ikkattumi tinittarnerata killerpiaani suffisarput. Suffinngikkaangamik ammassaat kangerlunni itinerusumi ikkannersuarnilu ittarput. Aamma nipitsat majjunimi ikkattumi suffisarput. Taamaammat upernaakkut aasakkullu aalisakat taakku uuliaarluernermit sissamut tipisumit navianartorsiortinneqarsinnaaqaat.

Pisuusaartitsilluni misissueqqissaarnerup (sNEBA) inenera

Avatangiisinik innarliineq killilerniarlugu iliuuserisassanik nalilersuineq pitsaanngitsumik inernqassappat uuliaarluernerup akiorneqarnissaanut periarfissat pitsaassanngillat tassami taama nalilersuinermi paasinarmat akuutissat atorlugit arrorsaaneq iluaqutissartaqarpallaanngitsoq. Qaam-

matini uumasuaqqat (soorlu illeqqat aalisakkallu quperluusaat) naasuaqqallu pinngorarpallaanngiffiini arrorsaaneq ajutoornissamut ungasillisaa-taasinnaavoq. Uulia annertunngippat arrortitsineq avatangiisinut sunni-uteqarpallaanngitsumik pisinnaasutut nalilernerqarpoq tassami pisuusaar-titsinerit takutimmassuk uuliaarluernerup angissusia naapertorlugu uulia arrortitaq immap qaaniittoq kimikilliertupallartartoq.

Uuliap ikuallanneqarnera ukiup qaammataani tamani periarfissaatinne-qarpoq, pingaartumilli ikumanerlukut timmissat meqqinut kiviorarlutillu immap natermiuinut sunniutigisinnaasaat nalunartoqaqat.

1 Introduktion

I forbindelse med det svenske olieselskab PA Resources' tilbagelevering af licensblokken Naternaq, har Miljøstyrelsen for Råstoffer ønsket en vurdering af miljøforholdene i og omkring blokken, og om disse giver anledning til særlige miljøkrav til regulering af efterforskningsboring.

Naternaq-blokken er den sydøstligste af licensblokkene i Disko Vest-udbudsområdet, og den dækker en stor del af Store Hellefiskebanke (Figur 1.1).

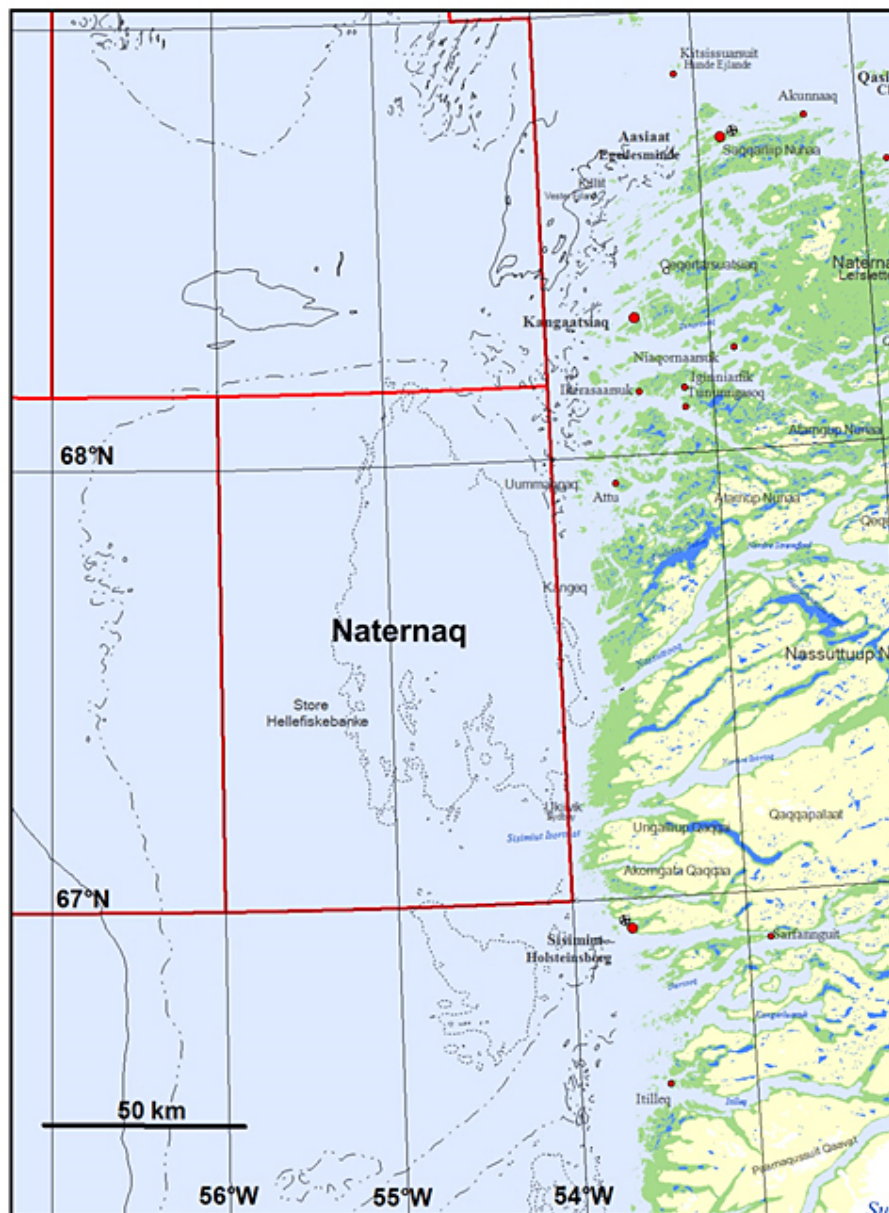
Store Hellefiskebanke er karakteriseret ved lave vanddybder. Et stort område (>1/3) har dybder under 50 m og dette har stor betydning for områdets biologi. Dels er der fuld opblanding af vandsøjlen over banken og dels forekommer der opvelling langs yderkanten af og i det nordøstlige hjørne af banken. Disse fænomener sikrer at næringsrigt bundvand bringes op i de øvre vandlag, hvor lyset når ned og hvor den biologiske produktion foregår. På grund af den store primærproduktion, der derfor er over banken, har området også stor betydning for dyr på de højere trofiske niveauer; fisk, fugle, sæler og hvaler.

De lave vanddybder medfører dog også, at der kan ske større indvirkning på miljøet i forbindelse med eventuelle udledninger eller spild ved olieefterforskning og -produktionsaktiviteter. Dette skyldes hovedsageligt en mindre fortyndingseffekt i vandsøjlen, herunder også mindre transport væk fra banken og mindre opblanding med andre vandmasser. Dette kan øge sideeffekterne ved oliespildsbekæmpelsesmetoderne, kemisk dispergering og afbrænding af olien på havoverfladen (*in situ* burning, ISB), hvor vandudskiftning, herunder vanddybde og evt. forekomst af springlag, er kritisk i forhold til at fortynde og sprede henholdsvis den kemisk dispergerede olie og afbrændingsrester. Ved *in situ* burning baseres de miljømæssige gevinster bl.a. på, at der ikke er toksiske koncentrationer af afbrændingsprodukter i vandsøjlen og at afbrændingsrester ikke synker til bunden.

Denne rapport indeholder således en miljøvurdering af oliespild samt potentialet for oliespildsbekæmpelse på Store Hellefiskebanke. Rapporten beskriver for Store Hellefiskebanke:

- den rumlige fordeling af et oliespild (Kapitel 2)
- modellering af oliekoncentrationer i vandsøjlen og oliens drivbane (Kapitel 3)
- miljøeffekter af kemisk dispergeret olie og *in situ* burning (Kapitel 4)
- rumlig fordeling af primærproduktion og zooplankton (Kapitel 5),
- vurdering af udbredelsen, vertikalt og horisontalt, af potentielle toksiske oliekoncentrationer baseret på modelleringen fra kap. 3 (Kapitel 6)
- effekter af kemisk dispergeret olie i forhold til fisk og bunddyr (Kapitel 7 og 8),
- en risikovurdering for kongeederfugle (Kapitel 9),
- sensitiviteten af kystens økosystemer i forhold til strandning af et oliespild (Kapitel 10)
- vurdering af økosystemernes potentiale for restitution i forhold til indvirkninger fra ubehandlet oliespild og oliespildsbekæmpelse ved kemisk dispergering og *in situ* burning (Kapitel 11).

Figur. 1.1. Kort over Naternaq-blokken og dens nærmeste omgivelser. Den prikkede linje viser 50 m-dybdekurven.



- I kapitel 12 er viden fra de øvrige kapitler samlet i en syntese til en strategisk Net Environmental Benefit Analysis (sNEBA), som er en teoretisk miljømæssig afvejning af fordele og ulemper ved oliespildsbekæmpelsesmetoder i forhold til mulige effekter af et oliespild.
- Til sidst omtales usikkerhederne ved analyserne/vurderingerne samt manglende viden og mulige indsatsområder i forhold til at få udfyldt videnshuller (Kapitel 13).

En detaljeret beskrivelse af områdets oceanografi og biologi kan findes i Bortman et al. (2013) og en mere dybdegående gennemgang af de forskellige beredskabsmetoder og beskrivelse af disses generelle miljøeffekter kan findes i Wegeberg et al. (2017).

Modellering af oliekoncentrationer er mere detaljeret præsenteret i Appendiks 1 og oliens drivbaneestimer er præsenteret i Appendiks 2.

1.1 Referencer

Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (Eds.) (2013) Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71

Wegeberg S, Frit-Rasmussen J, Boermann D (2017) Oil spill response in Greenland: Net Environmental Benefit Analysis, NEBA, and environmental monitoring. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, xx pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. xxx <http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf>.

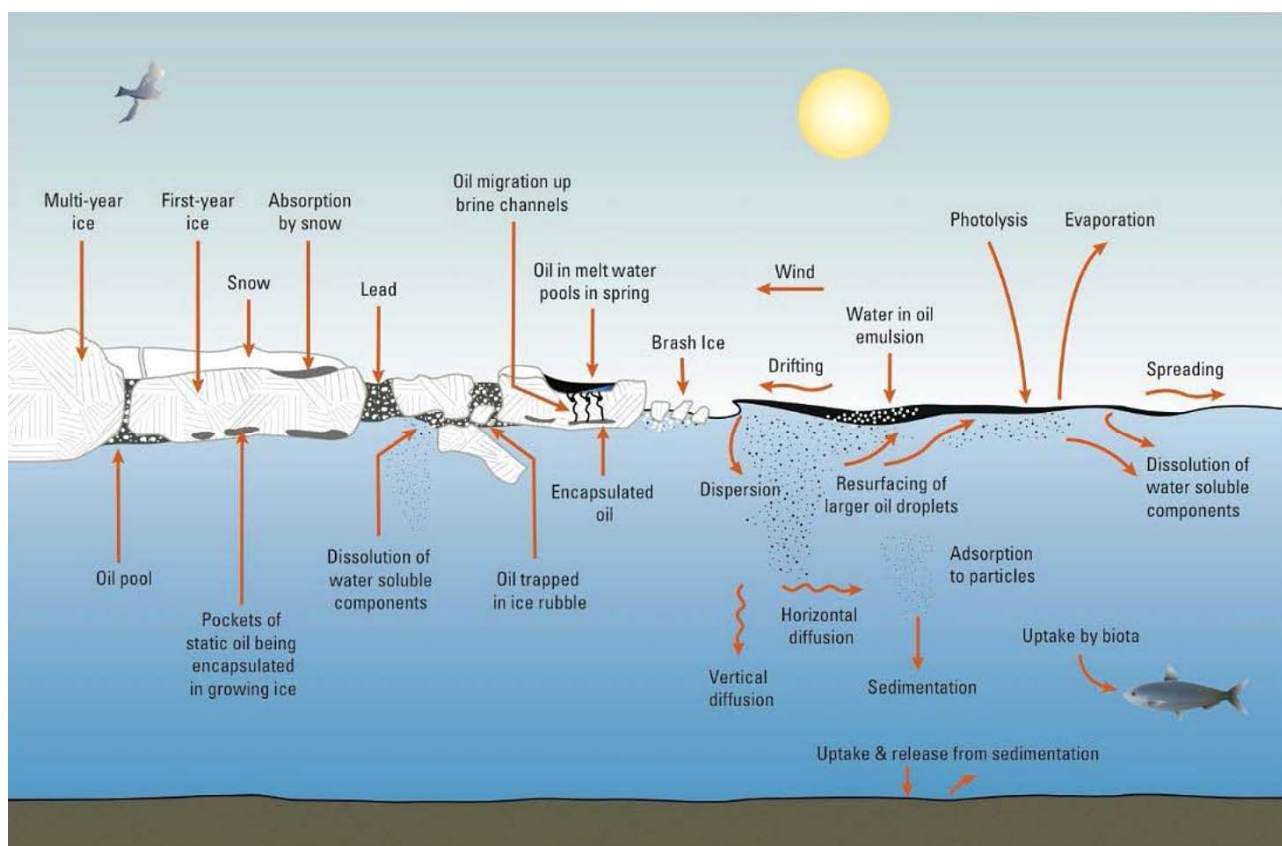
2 Udbredelse af oliespild i vandsøjlen

Frank Rigét

Nedenfor er samlet viden fra litteraturen om fordelingen af olien i vandsøjlen efter et oliespild. Denne viden vil efterfølgende indgå i vurderingen af effekterne af oliespild på zooplankton på og omkring Store Hellefiskebanke (Kapitel 7).

2.1 Fordeling af olie i vandsøjlen ved oliespild på havoverfladen

Ved et oliespild på havoverfladen vil olien generelt forblive på overfladen, da olien som udgangspunkt har en mindre massefylde end havvand. På havoverfladen vil olien udsættes for en række forvitningsprocesser såsom fordampning, naturlig dispergering, emulgering og spredning på havoverfladen (Figur 2.1). Disse processer er afhængige af forhold som oliens fysiske og kemiske egenskaber (fx massefylde, viskositet, hældepunkt (den temperatur hvor olien bliver plastisk og ikke længere er flydende)) samt havvandets saltindhold, iltindhold, temperatur, bakterier, partikler og næringsstoffer. Endvidere har de fysiske miljømæssige forhold som havstrømme, vind, bølger, temperatur, sollys og is også stor indflydelse på oliens fordeling i havmiljøet. Kendskab til disse forhold er derfor nødvendige for at forudsige oliens videre skæbne efter uheldet er sket.



Figur 2.1. Oliespild på havoverfladen og angivelse af forvitnings- og spredningsprocesser. Fra National Research Council (2014).

Den horisontale bevægelse af et oliespild er afhængig af bl.a. vinddrift, havstrømme, bølger, isdække og tidevandsbevægelser. Den vertikale transport af oliepartikler bestemmes af energien i systemet, herunder havstrømme og vertikal turbulens fra bølger samt oliens fysiske egenskaber. Olie og vand kan blive opblandet ved hjælp af vind og bølgeenergi. Når vand optages i olie (vand-i-olie) kaldes det en emulsion, mens oliedråber der iblandes havvand kaldes dispergering. De naturligt dispergerede oliedråber vil på grund af den lave massefylde stige op til overfladen igen, og de større dråber vil stige hurtigere end de mindre dråber. Tykkelsen af dette opblandingslag for naturlig dispergeret olie er bestemt til 1,5 gange bølgehøjden baseret på såvel laboratorieforsøg som teoretiske beregninger (Tkalic & Chan 2002). Under opblandingslaget vil oliekoncentrationen gradvist falde med øgende vanddybde. Dette lag vil typisk være omkring 10 til 20 m dybt (Li et al. 2013).

Der er i litteraturen kun få vertikalprofiler af oliekoncentrationen som følge af oliespild. Ved Ixtoc I i den Mexicanske Golf skete et blowout i juni 1979 fra en oliebrønd på 48 m's dybde. I de første 4 måneder blev 10,000 til 30,000 tonner udledt om dagen (Oil Spill Intelligence Report (OSIR), 1980). Ved en undersøgelse i september-oktober 1979 var oliekoncentrationen i vandsøjlen $> 5 \mu\text{g/L}$ i hele vandsøjlen ud til 40 km nordøst for oliebrønden. Ud til 20 km og til en vanddybde på 20 m var oliekoncentrationen $> 100 \mu\text{g/L}$ (Boehm og Flest, 1982). Mht. effektkoncentrationer henvises til senere kapitler.

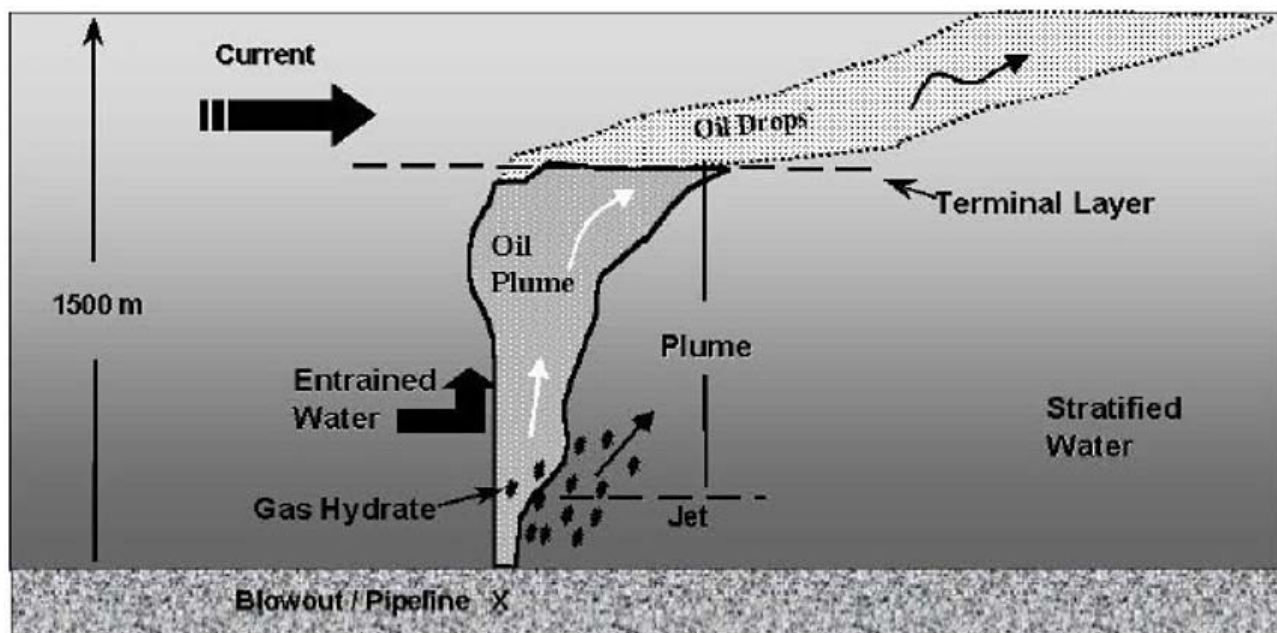
Ved *Exxon Valdez*-oliespildet i marts 1989 blev 41 millioner liter råolie ledt ud i vandet, da tankeren *Exxon Valdez* gik på grund i Prince William Sound, Alaska. Et omfattende vandkvalitetsmoniteringsprogram blev igangsat efter uheldet. Neff & Stubblefield (1995) har summeret resultaterne fra vandkvalitetsmoniteringen. De højeste koncentrationer af total polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH'er) i vandsøjlen blev målt i Prince William Sound i de to første måneder efter spildet. De målte niveauer var under 10 ppb total PAH'er, hvilket er under Alaskas vandkvalitetskrav. I midt- til sensommeren 1989 var koncentrationerne i vandsøjlen omkring baggrundsniveauet på 0,01 til 0,1 ppb total PAH'er.

Langs den norske kyst er der de seneste ti år sket flere skibsforslis med betydelige oliespild til følge. De fire største er *Rocknes* i 2004, *Server* i 2007, *Full City* i 2009 og *Godafoss* i 2011. Erfaringerne fra miljøundersøgelserne ved disse forlis er opsamlet af Boitsov et al. (2012). *Server* oliespildet skete under stiv kuling hvorved olien spredte sig hurtigt. Der blev fundet svagt forhøjede niveauer af PAH'er i overfladevandet en uge efter forliset og det vurderedes derfor at oliespildet ikke havde langvarige negative effekter på livet i vandsøjlen. Få dage efter forliset af *Full City* blev der udelukkende observeret svagt forhøjede niveauer af naftalen og total kulbrinter i havvandet nær ved forliset, mens PAH koncentrationerne var forhøjet i blåmuslinger ved undersøgelser godt et år efter. Ved de to andre forlis er der ingen oplysninger om PAH koncentrationer i vandet.

2.2 Oliespild ved havbunden

Olie og gas udslip ved havbunden i stor dybde vil brydes op i mindre dråber og bobler, der pga. af oliens lavere massefylde end vand søger op til havoverfladen (se Figur 2.2). Dannelsen af oliedråber skyldes hovedsagelig den kraftige turbulens ved udledningspunktet. Oliedråberne vil have forskellige størrelser typisk fra 1 til 10 mm (Lindersen 2013). Hastigheden hvormed oliedrå-

berne bevæger sig op i vandsøjlen afhænger i begyndelsen ikke af oliedråbestørrelsen, idet der ved udslippet er betragtelige mængder vand blandet i olien som i begyndelsen vil rejse sig som en samlet fane (Figur 2.2). Ved en bestemt vanddybde (terminallaget, se Figur 2.2) har oliens opdrift ikke mere kraft i sig og oliedråbestørrelsesfordelingen bliver vigtig. Fra 1000 m's vanddybde vil små dråber (<0,5 mm diameter) nå overfladen efter ca. 24 timer, mens store dråber (> 5 mm diameter) kan nå overfladen indenfor et par timer. De mindste dråber (<100 µm) kan blive tilbageholdt i vandsøjlen i lange perioder (Lindersen 2013).



Figur 2.2. Oliespild fra havbunden ved *blow-out*, og fordeling af olie i vandsøjlen. Fra Lane og Labelle (2000).

Ved udslip af gas fra oliebrønde vil der kunne dannes gashydrater, hvis udslippet sker under højt tryk og ved lave temperaturer fx ved store vanddybder. Gashydrater er en blanding af vand og gas, med konsistens tilsvarende det første stadium i dannelsen af havis med små iskrystaller i vandet. Gashydraterne stiger mod overfladen pga. deres opdrift og adskilles fra olien. Gashydrater kan omdannes til gasform igen når trykket falder og temperaturen stiger under opstigning mod havoverfladen (Yapa et al. 2012).

En betydelig del af olien fra et udslip på havbunden vil ikke nå overfladen. Ved et kontrolleret olieudslipsexperiment ved Frigg-feltet i Nordsøen på 106 m's dybde blev kun 15-20 % af den udledte olie fundet ved overfladen. Resten forblev i vandet under overfladen formentlig fordi en stor udledningshastighed ved udslippet dannede en stor mængde af små dråber med en lille evne til at stige op i vandsøjlen (Rye et al. 1997). Oliens vertikale spredning kan også blive stoppet af gradienter i vandet forårsaget af forskellige temperaturer eller saltholdighed, såkaldte springlag. Ved Macondo-ulykken i den Mexicanske Golf, med udslip af fire millioner tønder olie fra havbunden i ca. 1500 m's dybde, blev der uventet fundet store olieskyer på ca. 1150 m's dybde 13 km sydvest for udslipsstedet (Camilli 2010, Wade et al. 2011, Ryan et al. 2011). Olieskyerne stammede formentlig fra dispergeret olie fra ulykken (Camilli 2010, Hazen et al. 2010). Koncentrationen af totalkulbrinter blev målt til 2-442 µg/L (Wade et al. 2011). Disse olieskyer lå i 1100 meters dybde med en højde på flere hundrede meter og strakte sig over 35 km og blev registreret i

flere måneder. Baseret på profiler af opløst ilt gennem vandsøjlen, som identifikation for bakteriel respiration og dermed nedbrydning af olie, konkluderede Camilli et al. (2010) at olieskyen eksisterede i flere måneder uden betydelig biologisk nedbrydning. Hazen et al. (2010) studerede imidlertid også ilt i vandsøjlen samt forekomsten af olienedbrydende bakterier i olieskyen og konkluderede, at der blandt de naturligt forekommende bakterier var et potentiale for en relativ hurtig nedbrydning af olien. Og da oliekoncentration var relativ lav, kunne nedbrydningen ske uden et betydeligt fald af opløst ilt.

2.3 Påvirkning af den vertikale fordeling af olie ved kemisk dispergering

Formålet med anvendelse af kemiske dispergeringsmidler ved et oliespild er at fjerne den spildte olie fra vandoverfladen og transportere den ned i vandsøjlen, så den kan fortyndes til koncentrationer der ikke er skadelige for det marine liv. Derudover betyder det øgede overfladeareal af den dispergerede olie en forøget biologisk nedbrydning. Som nævnt tidligere kan olie og vand blive opblandet ved hjælp af vind- og bølgeenergi, enten ved emulgering (vand-i-olie) eller dispergering (oliedråber i vand). Tilsætning af kemiske dispergeringsmidler fremmer den naturlige dispergering og hæmmer emulgeringen. Derved opløses oliespildet i havvandet hurtigere og oliespildet bliver reduceret eller forsvinder helt fra overfladen. Hvor effektiv dispergeringsmidlet virker afhænger af en række forhold som olietype, graden af oliens forvitring, typen af dispergeringsmiddel, hvorledes tilsætningen er foregået, saltholdighed samt af vind og vejr.

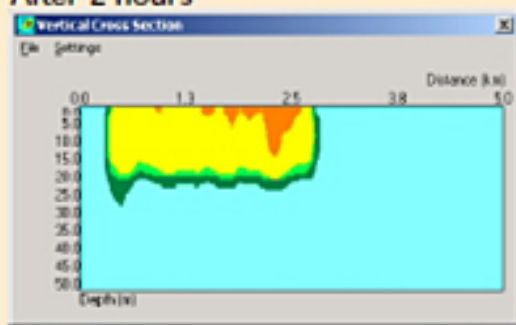
Kontrollerede forsøg med brug af dispergeringsmidler og erfaringer fra egentlig oliespild viser, at dispergeret olie hurtigt vil blive fortyndet i havvandet. Oliekoncentrationen i vandet ved brug af dispergeringsmiddel falder hurtigt fra et maksimum på 30-50 ppm lige efter tilsætningen af dispergeringsmiddel til koncentrationer på <1-10 ppm i de øverste 10-20 m af vandsøjlen efter få timer (Lewis & Daling 2001).

Ved et eksperimentelt oliespild ved Baffin Island, Canada udledtes 15 m³ olie på havoverfladen (Humphrey et al. 1987). Vanddybden på forsøgsstationerne var 10 til 15 m. Olien spredtes under de givne fysiske forhold ikke mere end 1 m ned i vandsøjlen og den højeste koncentration målt under olien var mindre end 2 mg/L. Ved et andet forsøg ligeledes med et udslip på 15 m³ i det samme område med tilsætning af dispergeringsmiddel og udledning af olie og dispergeringsmiddel i vanddybder på 3 til 10 m resulterede i koncentrationer > 50 mg/L og en spredning af olien ned i vandsøjlen til bunden på ca. 10-15 m's dybde (Humphrey et al. 1987).

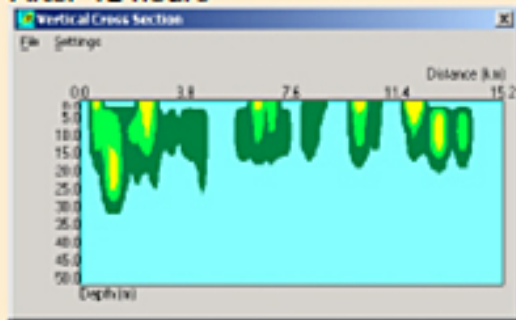
Figur 2.3 viser modelkørsler uden brug af dispergeringsmiddel (venstre spalte) og med dispergeringsmiddel (højre spalte). Modellen der er anvendt er OSCAR (Oil Spill Contingency and Response) udviklet af SINTEF. Modellen simulerer et overfladeoliespild på 100 m³ råolie fra en platform i Nordsøen med en vindhastighed på 10m/s. Simuleringen løber over 48 timer. Dispergeringsmidlet tilsættes 1 time efter oliespildet, og er således simuleret tilsat indenfor det tidsvindue, hvor en effektiv dispergering må forventes at kunne finde sted, og hvor olien endnu ikke bør være forvitret. Som det fremgår dispergeres olien ned i vandet hurtigere ved brug af dispergeringsmiddel (højre spalte) end uden brug af dispergeringsmiddel (venstre spalte) og dermed forsvinder olien fra overfladen hurtigere ved brug af dispergeringsmiddel.

THC No response 10 m/s .

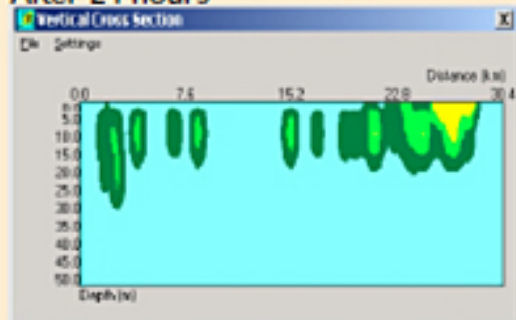
After 2 hours



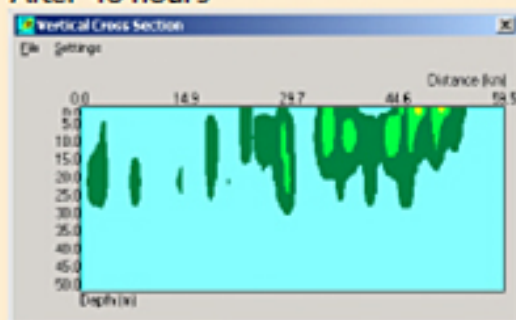
After 12 hours



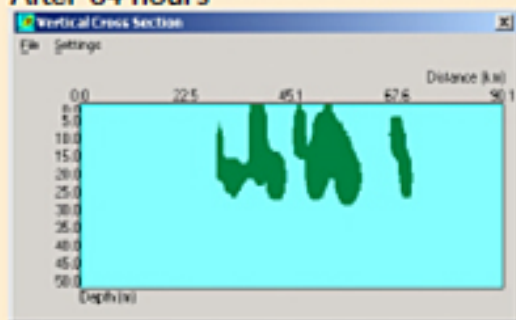
After 24 hours



After 48 hours

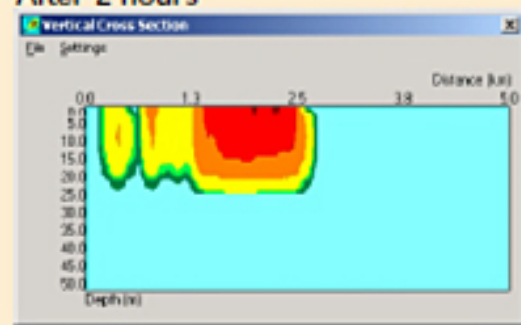


After 84 hours

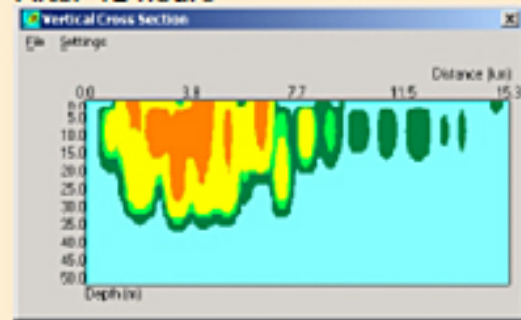


THC chemical dispersant 10 m/s

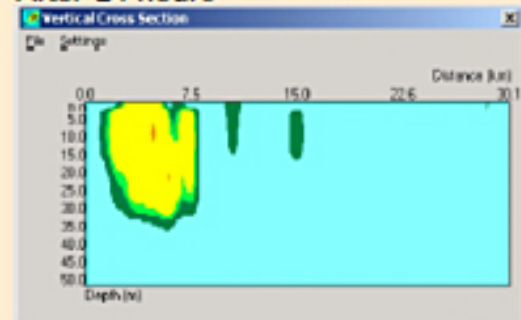
After 2 hours



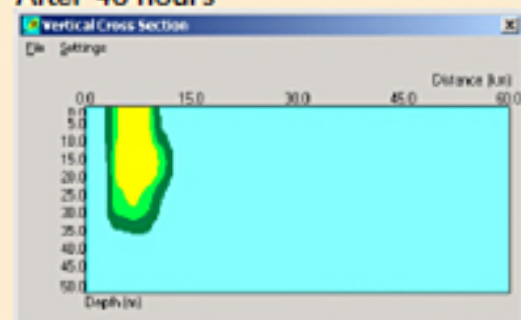
After 12 hours



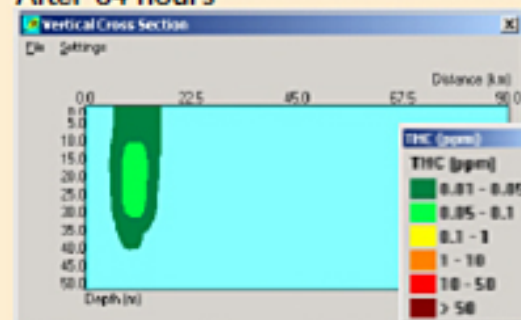
After 24 hours



After 48 hours



After 84 hours



Figur 2.3. Naturlig (venstre søjle) og kemisk (højre søjle) dispergeret olie over tid. Olien på overfladen er ikke vist. Fra Lewis & Daling (2001).

Som det også fremgår blandes olien i vandsøjlen ned til ca. 35 m's dybde ved brug af dispergeringsmiddel mod omkring 20-25 m ved naturlig dispergering. Oliekoncentrationen i vandet ved brug af dispergeringsmiddel bliver også betydeligt højere end ved naturlig dispergering. Både koncentrationsniveauer og eksponeringstiden har betydning for effekterne på dyrelivet i havvandet. Ser man på figurerne 2 timer efter spildet fremgår det, at den maximale olie koncentration er 1-10 ppm THC (total hydrocarbon) i et mindre område af vandsøjlen i tilfælde af naturlig dispergering mens den maximale koncentration er 10-50 ppm THC i et større område ved brug af dispergeringsmiddel.

McCay og Payne (2001) beskriver resultater med kørsel af deres tredimensionale oliespredningsmodel (SIMAP, Spill Impact Model Assessment Package) (Tabel 2.1). Det simulerede oliespild på havoverfladen er på 1500 Tonnes Louisiana light råolie, der behandles med dispergeringsmiddel. Deres simuleringer bekræfter de ovenfor beskrevne resultater. Dog er opblandingen af olie i vandsøjlen mere begrænset da vindhastighederne er sat til henholdsvis 5,1 m/s og 7,7 m/s. Ved naturlig dispergering er olien koncentreret i de øverste 4 m, mens den når ned til ca. 8 m ved brug af dispergeringsmidler. Ligeledes fremgår det, at jo kortere tid efter oliespildet dispergeringsmidlet tilsættes jo mere olie opløses i vandet og jo mindre af havoverfladen bliver dækket af olie.

Tabel 2.1. Index af påvirkninger som funktion af % olie dispergeret og antal timer efter spildet tilsætningen er foretaget. Fra French et al. (1999). n.a. = not applicable; control case with no dispersant applied.

Wind Speed (kts)	Percent of Oil Dispersed	Weathering Time Before Dispersant Application	Water Surface Area Swept (km ²)	Shoreline Oiled >1mm Thickness (m ²)	Loss of Fish and Invertebrates (MT)	Equivalent Water Volume Impacted (millions of m ³)
10	25	2-3	796	36,547	123	31.305
10	25	6-7	901	36,547	5	1.382
10	25	12-13	917	30,925	0	0.004
10	25	18-19	998	28,113	0	0.002
10	0	n.a.	1448	50,604	0	0.008
10	50	2-3	391	0	283	72.057
10	50	6-7	512	0	39	10.052
10	50	12-13	508	0	0	0.000
10	50	18-19	430	0	0	0.000
10	0	n.a.	1448	50,604	0	0.008
10	75	2-3	363	0	162	41.269
10	75	6-7	497	0	33	8.381
10	75	12-13	483	0	0	0.000
10	75	18-19	445	0	0	0.000
10	0	n.a.	1448	50,604	0	0.008
15	25	2-3	874	64,660	120	30.528
15	25	6-7	864	89,962	1	0.228
15	25	12-13	1164	84,340	1	0.369
15	25	18-19	952	50,604	0	0.114
15	0	n.a.	1286	112,453	1	0.242
15	50	2-3	576	8,434	159	40.590
15	50	6-7	686	16,868	1	0.321
15	50	12-13	911	19,679	2	0.537
15	50	18-19	1148	33,736	1	0.284
15	0	n.a.	1286	112,453	1	0.242
15	75	2-3	715	5,623	337	85.900
15	75	6-7	617	14,057	1	0.128
15	75	12-13	720	19,679	1	0.344
15	75	18-19	1044	28,113	1	0.251
15	0	n.a.	1286	112,453	1	0.242

I Tabel 2.2 er oliekoncentrationer i vandsøjlen efter oliespild samlet fra litteraturen, både fra aktuelle og modellerede oliespild. Alle koncentrationer er omregnet til ppm/ppb.

Tabel 2.2. Oversigt over oliekoncentrationer i vandsøjlen fra forskellige oliespild samt modelkørsler. I flere tilfælde aflæst på figurer. (1) Boehm & Flest (1982), (2) Neff & Stubbefield (1995), (3) Humphrey et al. (1987), (4) SINTEF (2001), (5) (Camilli et al. (2010). 1 ppm = 1000 ppb, mg/L = mg/kg = ppm, 1 µg/L = 0,001 mg/L.

Hændelse	Tid efter udslip	Koncentration	Vandsøjle	Forbindelse	Reference
<i>Ixtoc udslippet</i>	2 måneder	>5 µg/L (0,0005 ppm)	0-40m	>C ₁₀ THC	(1)
		>100 µg/L (0,1 ppm)	0-20m		
		>1000 µg/L (1 ppm)	0-6m		
<i>Exxon Valdez</i>	1-2 måneder	17,3% af prøverne >1ppb 1 prøve >10 ppb Middel = 1,2 ppb	vandsøjlen i oliedriftbanen udenfor oliedriftbanen	total PAH	(2)
<i>Eksp. Olieudslip +dispergering</i>	24 timer	<2 mg/L (0,002 ppm)	1-10m	petroleum	(3)
	12 timer	>50 mg/L (0,05 ppm)	0-10m	kulbrinter	
<i>Modelkørsel -dispergering</i>	2 timer	0,1-1 ppm	10-20m	THC	(4)
		1-10 ppm	0-10m		
	12 timer	0,1-1 ppm	0-10m i pletvise områder		
	48 timer	0,05-0,1 ppm	0-10m i pletvise områder		
	<i>+dispergering</i>	2 timer	10-50 ppm	0-15m	
			1-10 ppm	15-20m	
		12 timer	1-10 ppm	0-25m i pletvise områder	
	48 timer	0,1-1 ppm	0-30m i pletvise områder		
<i>Modelkørsel -dispergering</i>	3 timer	maks. 0,1-0,5 ppm	0-6/8m		(4)
	<i>+dispergering</i>	3 timer	maks 10-20 ppm	0-12m	
<i>Macondo</i>	flere måneder	>50 µg/L (0,05 ppm)	1100 m dybt liggende	Monoaromatiske PAH	(5)

2.4 Referencer

Boehm PD, Flest DL (1982) Subsurface Distribution of Petroleum from an Off-shore Well Blowout. The Ixtoc I Blowout, Bay of Campeche. *Environ Sci Technol* 16(2):67-74.

Boitsov S, Klungsoye J, Dolva H (2012) Erfaringer etter oljeutslipp langs Kysten av Norge. Havforskningsinstituttet rapport Nr. 23-2012.

Camilli R, Reddy C M, Yoerger, DR, Van Mooy BAS, Jakuba MV, Kinsey JC, McIntyre CP, Sylva SP, Maloney JV (2010) Tracking Hydrocarbon Plume Transport and Biodegradation at Deepwater Horizon. *Science* 330, 201-204.

French D, Schuttenberg H, Isaji T (1999) "Probabilities of oil exceeding thresholds of concern: examples from an evaluation for Florida Power and Light". In *Proceedings of the 22nd Arctic and Marine Oil Spill Program (AMOP) Technical Seminar*, June 2-4, 1999, Environment Canada, pp. 243-270.

Hazen TC, Dubincky EA, DeSantis TZ, Andersen GL et al. (2010) Deep-sea oil plume enriches indigenous oil-degrading bacteria. *Science* 330, 204-208.

Humphrey B, Green DR, Fowler BR, Hope D, Boehm PD (1987) The Fate of Oil in the water Column Following Experimental Oil Spills in the Arctic Marine Nearshore. *Arctic* 40(1): 124-132.

Lane J, Labelle R (2000) Meeting the Challenge of Potential Deepwater Spills: Cooperative Research Effort Between Industry and Government, SPE International Conference on Health, Safety, and the Environment on Oil and Gas Exploration and Production.

Lewis A, Daling P (2001) Oil Spill Dispersants. Rapport: Alun Lewis, Oil Spill Consultants / SINTEF. 28 pp.

Li Y, Zhu J, Wang H (2013) The Impact of Different Vertical Diffusion Schemes in a Three-Dimensional Oil Sill Model in the Bohai Sea. *Adv. Atmos. Sci.* 30(6): 1569-1586

Lindersen PJB (2013) Modelling of Subsurface Releases of Oil and Gas: Testing of a New Algorithm for Droplet Size Formation and Laboratory Verification. Master Thesis. Norwegian University of Science and Technology (NTNU).

McCay DPF, Payne JR (2001) Model of oil fate and water concentrations with and without application of dispersants. In: *Proceedings of the 24th Arctic and Marine Oil spill (AMOP) Technical Seminar*, June 12-14, 2001, Environment Canada, pp.611-645.

National Research Council (2014) Responding to Oil Spills in the Arctic. Washington, DC. NZ 1997. <http://www.business.govt.nz/worksafe/information-guidance/all-guidanceitems/temperature-guidelines-for-the-management-of-work-in-extremes-of/temperat.pdf>

Neff JM, Stubblefield WA (1995) Chemical and toxicological evaluation of water quality following the *Exxon Valdez* oil spill. In: Wells, P.G., Butler, J.N., and Hughes, J.S., (Eds.), *Exxon Valdez Oil Spill: Fates and Effects in Alaskan Waters*. STP 1219. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, pp. 141-177.

Oil Spill Intelligence Report (OSIR) (1980) "Special Report: *Ixtoc I*", Jan 4, 1980, Newsletter: Center for Short-Lived Phenomena: Cambridge, MA.

Ryan JP, Zhang Y, Thomas H, Rienecker EV, Nelson RK, Cummings SR (2011) A High-Resolution Survey of a Deep Hydrocarbon Plume in the Gulf of Mexico. During the 2010 Macondo Blow. In *Monitoring and Modeling Deepwater Horizon Oil Spill: A Record-Breaking Enterprise*, Geophys. Monogr. Ser. 63-75.

Rye H, Brandvik PJ, Strøm T (1997) Subsurface Blowouts: Results from Field Experiments. *Spill Science & Technology Bulletin* 4(4); 239-256.

Tkalich P, Chann ES (2002) Vertical mixing of oil droplets by breaking waves. *Mar. Pollut. Bull.* 44: 1219-1229.

Wade T L, Sweer ST, Sericano J L, Guinasso NL, Diercks A-R, Highsmith RC, Asper VL, Joung D-J, Shiller AM, Lohrenz SE, Joye SB (2011) Analyses of Water Samples From the Deepwater Horizon Oil Sill: Documentation of the Sub-surface Plume. A High-Resolution Survey of a Deep Hydrocarbon Plume in the Gulf of Mexico. During the 2010 Macondo Blow. In Monitoring and Modeling Deepwater Horizon Oil Spill: A Record-Breaking Enterprise, Geophys. Monogr. Ser. 77-82.

Yapa P, Wimalaratne M, Dissanayake A and DeGraff Jr J (2012) How does oil behave when released in deepwater?, Journal of Hydro-Environment Research 6: 275-285.

3 Modellering af oliekoncentrationer i vandsøjlen samt drivbaneestimer

Frank Rigét, Susse Wegeberg, Kim Gustavson, Anders Mosbech

Spredningen af opløste oliekomponenter i vandsøjlen er til denne rapport blevet simuleret for olieudslip i området ved Store Hellefiskebanke (ClimateLab 2014, Appendiks 1, 3). Spredningen af naturligt og kemisk dispergeret olie (oliedråber) kan forventes i meget høj grad at opføre sig ligesom opløste oliekomponenter og spredningen af oliedråber er således også repræsenteret af simuleringerne. Den tredimensionelle havstrømsmodel COHERENS (Luyten 2013) er anvendt til at opstille en række scenarier, hvor stedet for udslip (lokalitet, dybde), dato, nedbrydningshastighed og isforhold er varieret. Det skal pointeres at modellen simulerer en spredning og fordeling af olien i et spild, hvor alt olien opløses eller dispergeres og således ikke efterlader en oliepl på havoverfladen.

Modellens inputdata af vind og overfladestrøm er desuden anvendt i en simpel beregning til at sandsynliggøre en oliepløvs overfladedrift, hvor der ikke tages hensyn til naturlig eller kemisk dispergering.

De to angrebsvinkler kan betragtes som en slags "worse case" scenarier med henholdsvis fuldstændig naturlig eller kemisk dispergering og ingen dispergering. Den anvendte model og resultaterne af simuleringerne er nærmere beskrevet i en række rapporter (Appendiks 1).

3.1 Kort beskrivelse af COHERENS modellen

Til beskrivelse af olies vertikale opblanding anvendes en turbulent model, hvori indgår transport med vandet (advektion) og spredning i vandet (dispersion). Modelområdet omfatter Baffin Bugt fra 62.00° til 78.25° N og 80.50° til 50.00° W (Figur 3.1). Den geografiske opløsning er celler på ca. 5 × 5 km. Vandtransporten over modelområdets grænseflader er baseret på estimer ud fra måleresultater. Fx er transporten ved 62° N og ind i modelområdet angivet til 20 millioner m³ vand/s. Andre åbne grænser er vandtransporten til Baffin Bugten fra Lancaster, Jones og Smith Sound. Input fra Grønlandske elve til området indgår ligeledes i modellen. Storskala tidevandskræfter er også inkluderet. Over den sydlige åbne grænse ved 62° N bevæger tidevandsbølgerne sig op gennem Davis Stræde til Baffin Bugt. Denne tidevandskomponent har vist sig at være vigtig for opblandingen og cirkulationen tæt ved Store Hellefiskebanke.

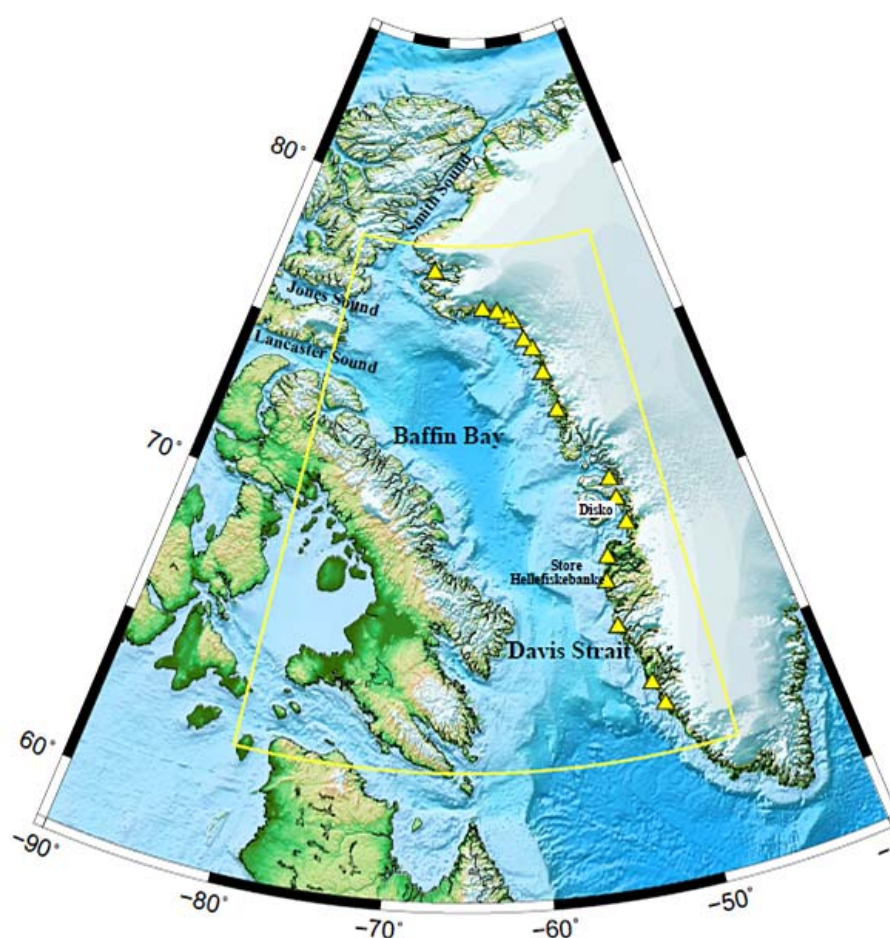
Modellen startes i januar 2013 med startbetingelser (klimatologiske data) hentet fra forskellige dataset. De meteorologiske kræfter på havvandet som lufttemperatur, vindforhold, skydække, luftfugtighed og nedbør indgår ligeledes. Disse værdier for 2013 stammer fra et dataset baseret på en analyse af meteorologiske data udført af National Centers for Environmental Prediction (NCEP), NOAA, USA. Det daglige isdække indgår på en måde hvorved energistrømme og vindpåvirkning er reduceret, når der er is tilstede.

De opløste oliekomponenter/dispergeret olie er repræsenteret ved såkaldte "tracers". Traceren følger det omgivende vands bevægelse og spredning. Der

opereres med tre typer tracers. "Passive" tracers påvirkes kun af fysiske transportprocesser og vil således aldrig forsvinde - kun fortyndes. Den anden type tracer undergår en eksponentiel nedbrydning svarende til en given halveringstid. Denne tracer vil forsvinde med tiden. Den tredje type er "alderskoncentration" -traceren og angiver alderen af en passiv tracer på en given lokalitet. I det simpleste tilfælde med simulering af et momentant oliespild angiver alderskoncentration-traceren den tid, der er gået efter udslippet. Ved et kontinuert olieudslip, fx over flere dage, angiver alderskoncentration-traceren på en given lokalitet den gennemsnitlige tid der er gået siden den passive tracer blev udledt. Denne tracer vil ikke blive omtalt nærmere i det følgende, men kan være brugbar såfremt man kombinerer oliens alder med oliekomponenters forskellige nedbrydelighed.

Rapporterne anført i Appendiks 1 giver en mere teknisk og fyldestgørende beskrivelse af COHERENS modellen.

Figur 3.1. Modelområdet markeret ved den gule linje. Gule stjerner viser udløb fra elve.



3.2 Simuleringsscenarier

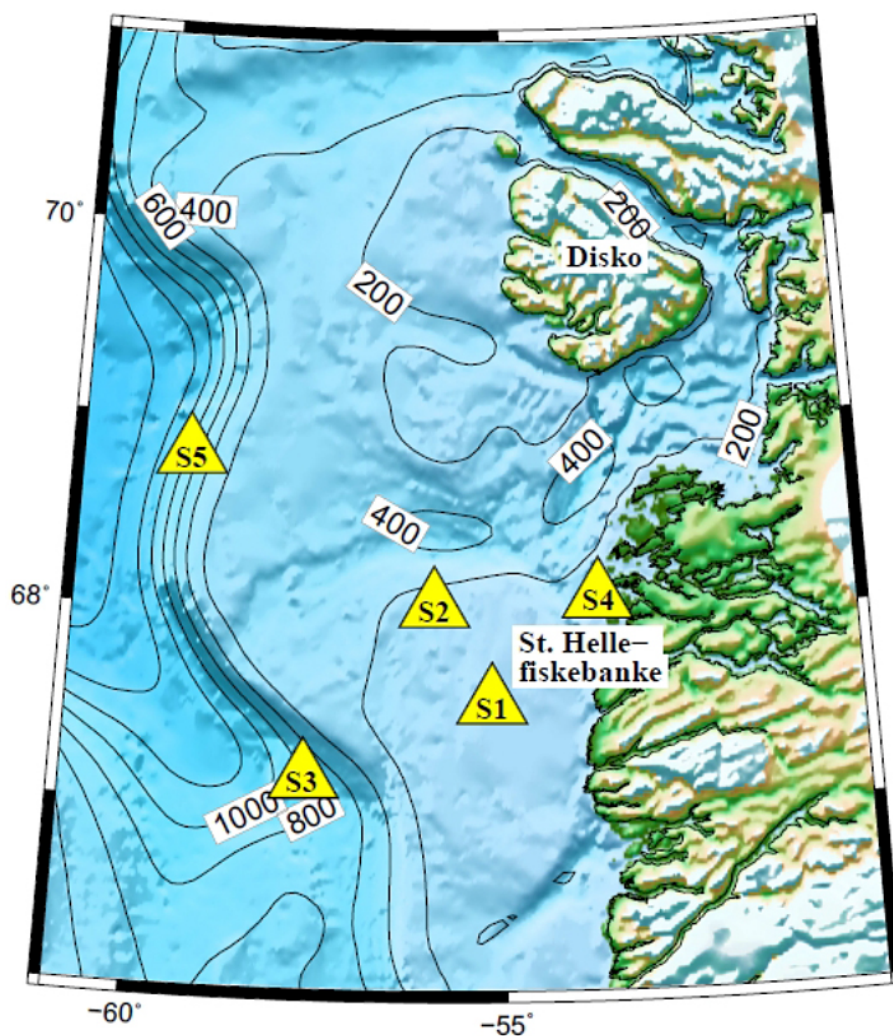
Med anvendelse af COHERENS modellen er der gennemført fem oliespilds-scenarier. Definition af et senarie er givet ved 1) stedet og tidspunkt hvor olien udledes, 2) vanddybden hvor olien udledes (overfladen eller bunden), 3) varigheden af oliespildet og 4) hastigheden af olieudledningen. Scenarierne adskiller sig fra hinanden ved at variere på disse fire forhold. Alle scenarierne er eksemplificeret ved oliespild i sommerperioden (juli) samt i maj, hvor der er simuleret isdække.

Fem oliespildslokaliteter på og omkring St. Hellefiskebanke er udvalgt (Figur 3.2). Lokalitet S1 er placeret på banken på 53 m's vanddybde. Lokalitet S2 er på den nordlige kant af banken med vanddybden 130 m, lokalitet S3 er på kontinentalskrænten vest for banken på 817 m's dybde, lokalitet S4 er kystnær på den nordlige del af banken med 109 m's vanddybde og lokalitet S5 ligger på kontinentalskrænten lidt nord for banken med en vanddybde på 752 m.

Alle scenarierne er simuleret med oliespildsstørrelse svarende til ca. 1000 t pr. dag fastsat på grundlag af oliespildsmodelleringer udført i forbindelse med faktiske olieeftersøkningsboringer i Grønland 2010 og 2011.

I det følgende vil de væsentligste konklusioner af simuleringerne blive gennemgået. Flere detaljer kan findes i rapportererne anført i Appendiks 1.

Figur 3.2. Kort over Store Hellefiskebanke og omegn med stationer (S1-S5) for oliespildssimuleringer.



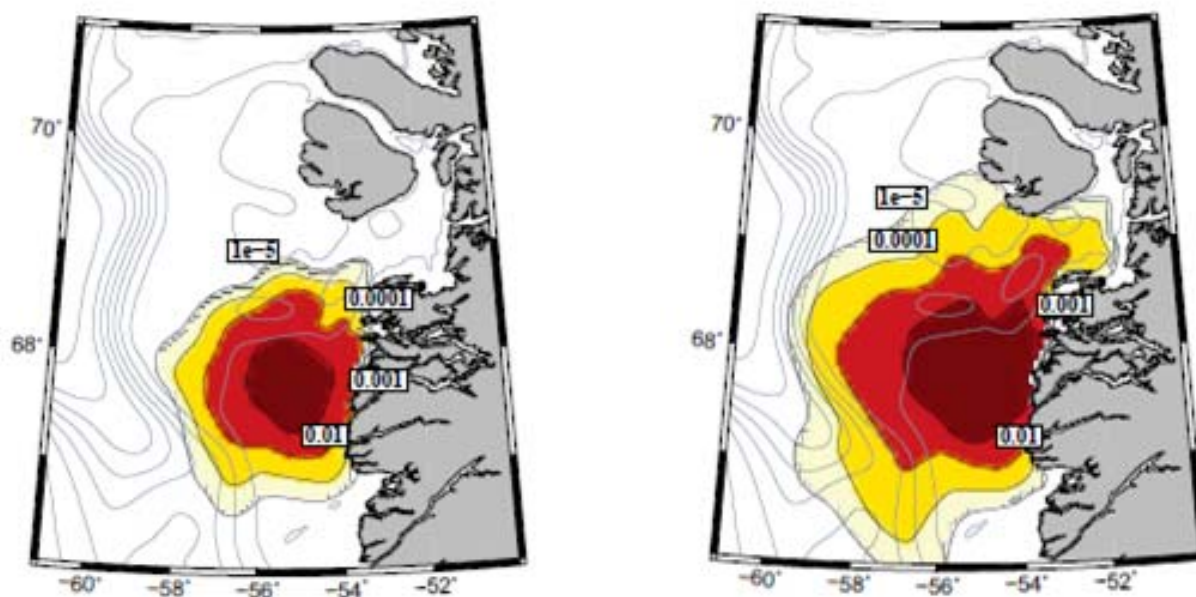
3.3 Den opløste olies horisontale og vertikale spredning afhængig af lokalitet

Modelleringen er kun repræsentativ for opløste olieforbindelser og naturlig eller kemisk dispergeret olie som følge af bølgeenergi og/eller dispergeringskemikalier.

3.3.1 Oliespild på St. Hellefiskebanke (S1)

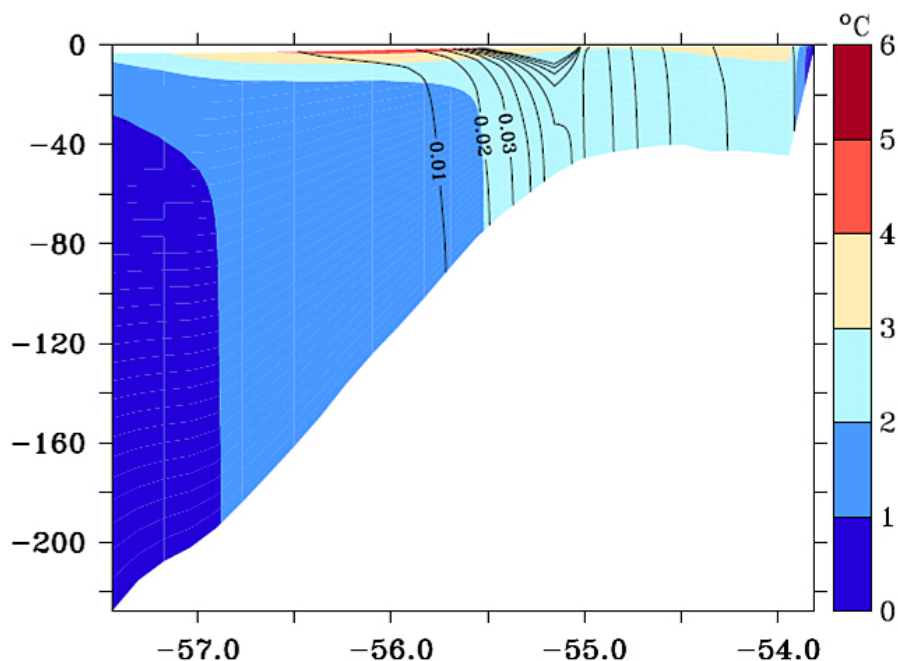
Sker oliespildet på overfladen ved S1, vil olien spredes mere eller mindre symmetrisk ud over Store Hellefiskebanke og efter en uge vil olien nå ind til kysten. Ved et oliespild på 1000 t/dag i 28 dage, totalt 28.000 t, vil den opløste olie have spredt sig ud over hele St. Hellefiskebanke 21 dage efter oliespildets start (Figur 3.3 venstre del). Området med koncentrationer over 0,01 ppm er relativt stort og dækker den største del af den lavvandede del af banken. Efter 28 dage er dette område yderligere forøget (Figur 3.3 højre del).

Figur 3.4 viser, at den vertikale opblanding af vandet er relativ effektiv på trods af en temperaturbetinget lagdeling af vandmassen om sommeren, som reducerer opblandingen. Dette skyldes de stærke tidevandskræfter over banken som forøger opblanding. Oliekoncentrationen i hele vandsøjlen er således større end 0,02 ppm over størstedelen af Store Hellefiskebanke. Koncentrationer større end 0,1 og 1 ppm er begrænset til de øverste ca. 10 og 7 m.



Figur 3.3. Oliekoncentrationen (ppm) under overfladen henholdsvis en uge (venstre) og tre uger (højre) efter et oliespild i maj på Store Hellefiskebanke af 10 000 t i løbet af 24 timer.

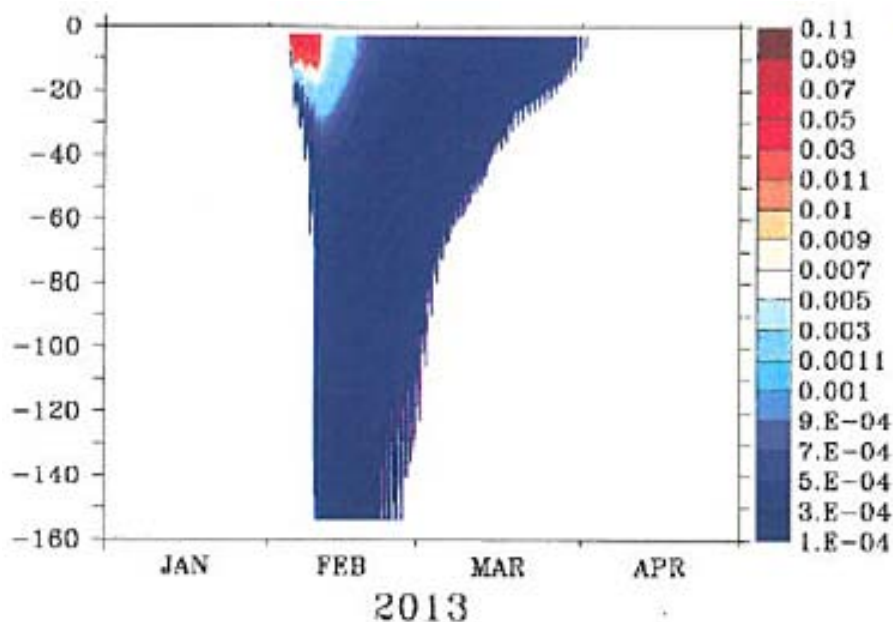
Figur 3.4. Vertikal fordeling af den opløste olie efter 28 dage og den månedlige gennemsnitstemperatur langs et øst-vest transekt over Store Hellefiskebanke. Simuleret olieudslip på 1000 t/dag i 28 dage med start 2. juli, i alt 28.000 t på Store hellefiskebanke.



3.3.2 Oliespild på nordkanten af Store Hellefiskebanke (S2)

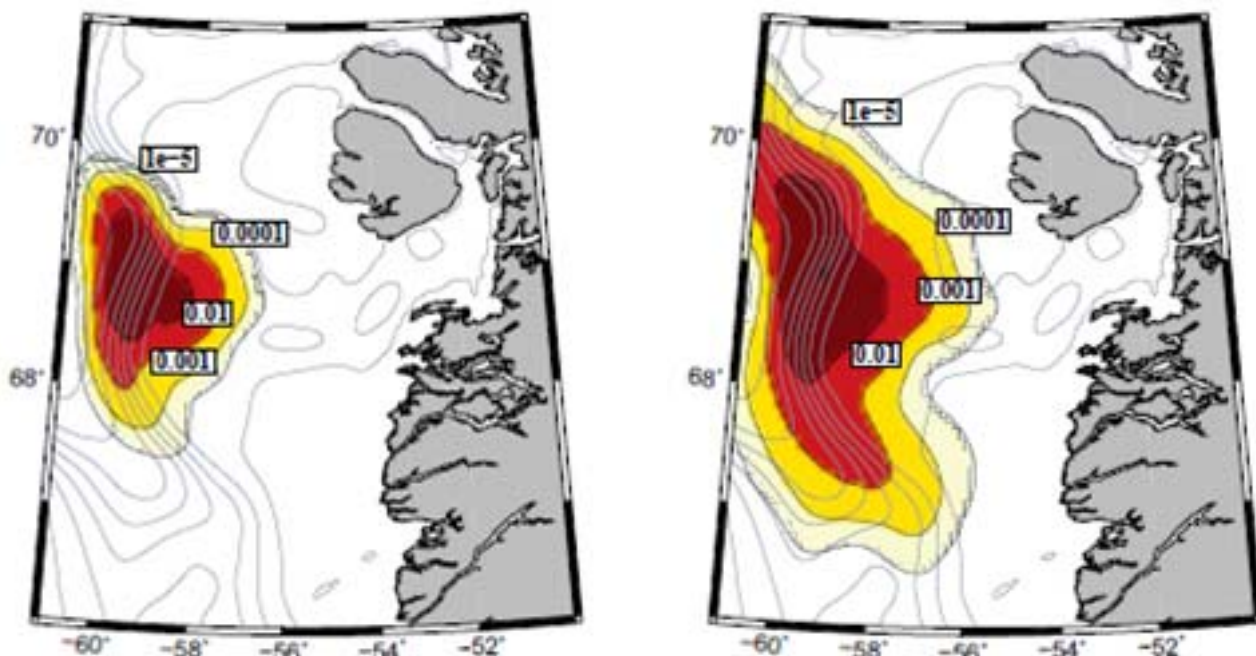
På lokalitet S2 er simuleret et overfladeoliespild på 1000 t/dag i seks dage, totalt 6000 t i begyndelsen af februar. Den opløste olie spredes mere eller mindre symmetrisk i de øverste vandlag og vil efter 21 dage ligge i et stort område sydvest for Disko, lige vest for Disko Bugt og ikke ind over Store Hellefiskebanke. Oliekoncentrationer over 0,01 ppm vil kun forekomme i den første uge mens oliespildet står på og kun i de øverste ca. 15 m (Figur 3.5).

Figur 3.5. Den tidsmæssige og vertikale fordeling af oliekoncentrationen for et oliespild på 6000 t over 6 dage, integreret over en fire måneders periode.



3.3.3 Oliespild på kontinentalskrænt nordvest for Store Hellefiskebanke (S5)

Simuleringerne af overfladeoliespild på kontinentalskræningen viser en tendens til at følge dybdekurverne (strømmen) og spredes i en nordlig og sydlig retning.



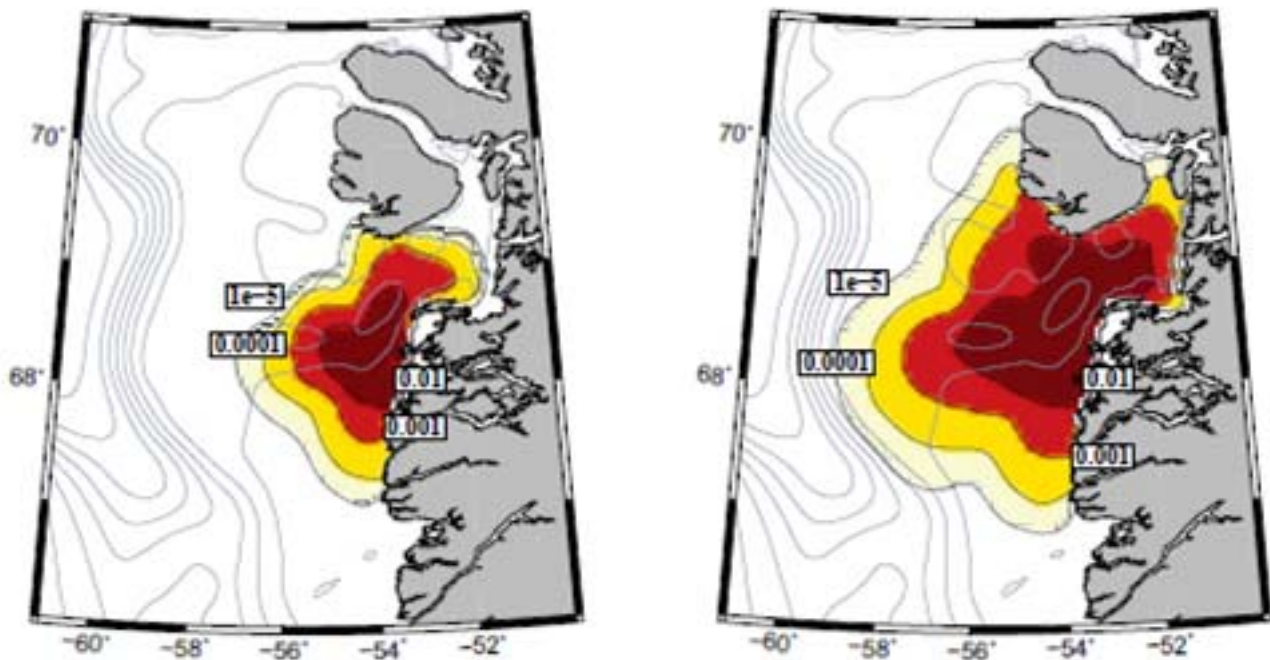
Figur 3.6. Oliekoncentrationen under overfladen henholdsvis en uge (venstre) og 4 uger (højre) efter starten af et oliespild på kontinentalskrænten af 1000 t/dag i 28 dage med start 2. juli.

På denne station er simuleret et oliespild ved bunden (752 m). Simuleringen viser en næsten symmetrisk spredning af olien, hvilket skyldes at S5 er placeret lige ud for en dyb kanal mellem skræningen og de dybeste dele af Disko Bugten, hvor havstrømmen ved bunden har næsten samme styrke i nord-sydlig retning som i øst-vestlig retning. Det er vigtigt at notere her, at den opløste og dispergerede olie ikke vil spredes ind over Store Hellefiskebanke. Den kraftigste røde farve illustrerer oliekoncentrationer over 0,01 ppm.

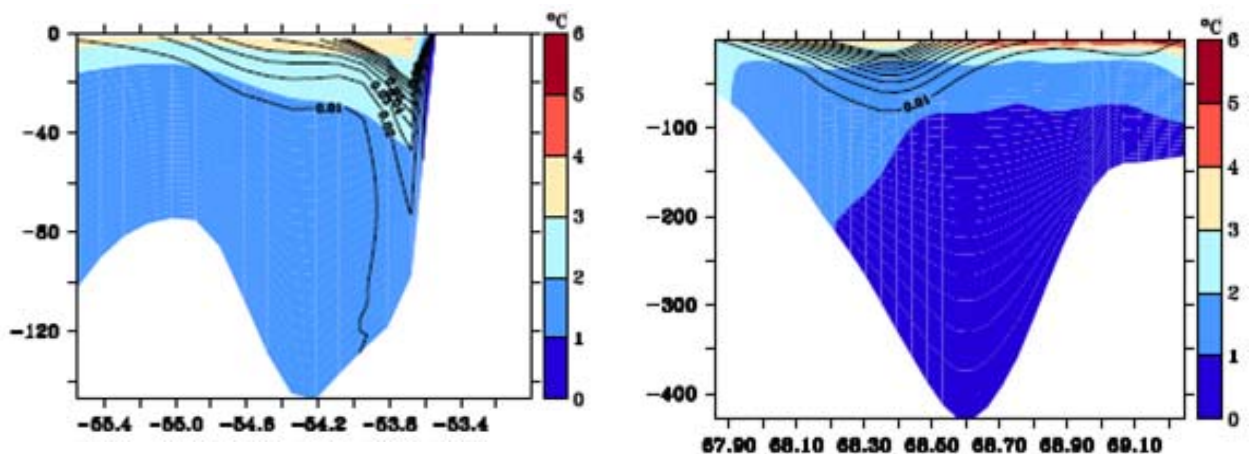
Oliespild kystnært på den nordlige del af Store Hellefiskebanke (S4)

Et kystnært oliespild (S4) vil resultere i at den opløste olie spredes i en nordlig retning og mod Diskøen og ind i Disko Bugten. Oliens vil også spredes ind til kystlinjen (Figur 3.7). Både store dele af Disko Bugten og Store Hellefiskebanke vil have koncentrationer i under overfladen højere end 0,1 ppm.

Vertikalfordelingen af oliekoncentrationen er vist langs et øst-vest transekt (Figur 3.8 venstre del) og et nord-syd transekt (Figur 3.9 højre del). Som det fremgår, vil oliekoncentrationer over 0,1 ppm kun forekomme i de øverste ca. 20 m. Vertikalfordelingen er relativt begrænset i sommerperioden på grund af temperaturbetinget lagdeling af vandmassen. Ved kysten går opblandingen relativt dybere, dels på grund af tætheden til punktkilden, men også fordi springlaget bøjer ned i dybden ved kysten.



Figur 3.7. Oliekoncentrationen i under overfladen henholdsvis en uge (venstre) og fire uger (højre) efter starten af et oliespild kystnært den 2 juli på den nordlige del af Store Hellefiskebanke af 1000 t per dag i 28 dage.

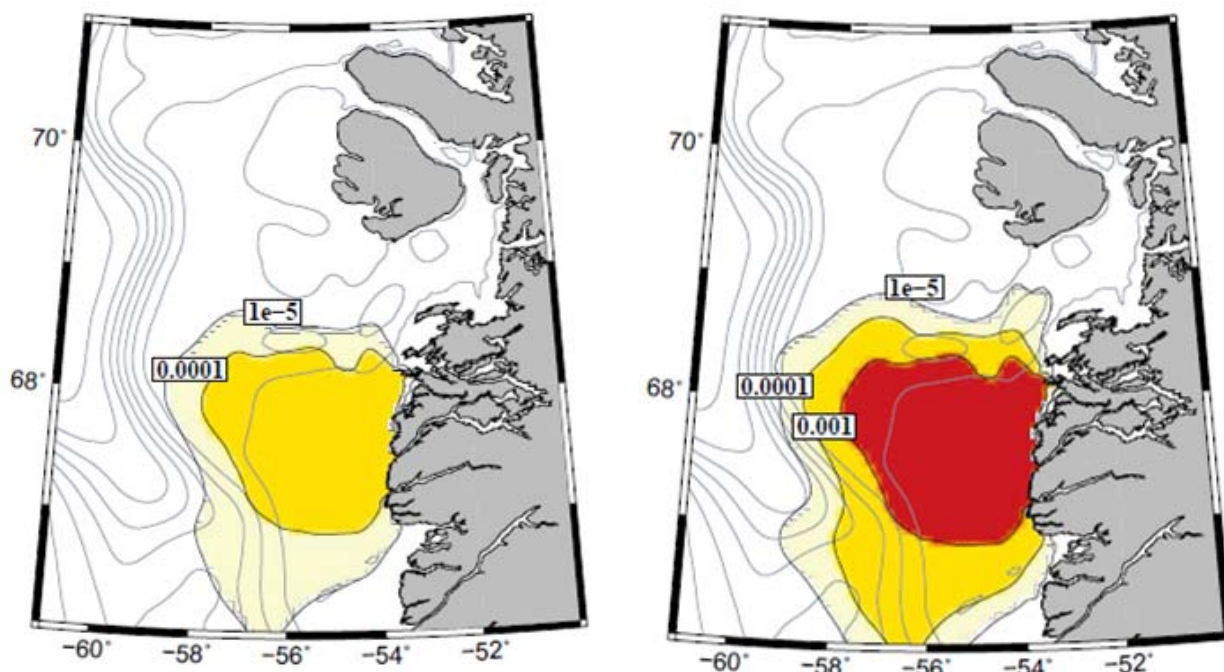


Figur 3.8. Vertikalfordeling af den opløste olie 25 dage efter oliespildets start og den månedlige gennemsnitstemperatur langs et øst-vest transekt over S4 (venstre del) og et nord-syd transekt tæt ved S4 (højre del).

3.4 Den opløste olies horisontale og vertikale spredning afhængig af oliespildsstørrelse

Sammenholdes to simuleringer med henholdsvis oliespild på 1000 t og 10 000 t i løbet af et døgn (overfladespild, lokalitet S1) fremgår det at koncentrationen af den opløste olie i vandkolonnen er lineært relateret til oliespildets størrelse (Figur 3.9).

Såfremt et oliespild er i størrelsesordenen med de to historisk største marine olieudslip (Macondo og Ixtoc, se i øvrigt Kapitel 2), svarende til ca. 5000 m³ pr dag, dvs. ca. 5 gange større end i nærværende simuleringer (S1-S5), vil koncentrationen i vandet også være ca. 5 gange større. Det bør bemærkes, at dette kun gælder hvis al olien dispergeres.

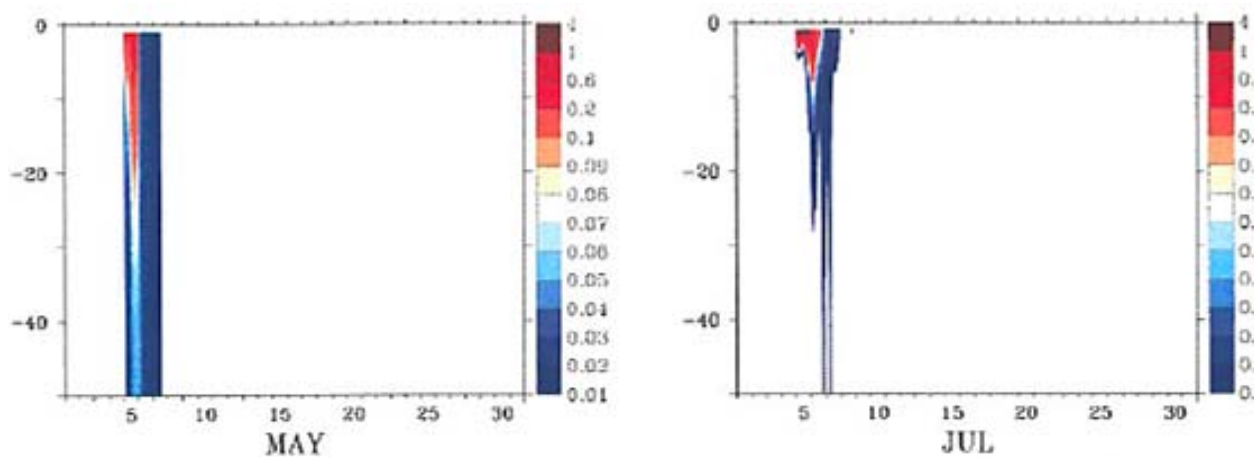


Figur 3.9. Oliekoncentrationen under overfladen 3 uger efter et oliespild på Store Hellefiskebanke af henholdsvis 1000 t (venstre) og 10 000 t (højre) i løbet af 24 timer.

3.5 Betydning af isdække for den opløste olies horisontale og vertikale spredning

Især opblandingen af opløst olie i vandsøjlen er forskellig under henholdsvis isdækkede og isfrie forhold. Under isdække vil den opløste olie spredes relativt dybere ned i vandsøjlen end under isfrie forhold (Figur 3.10). Dette skyldes, at under isfrie forhold og med forekomsten af et temperatur-springlag reduceres den vertikale opblandning og olien vil hovedsagelig kun fordeles i de øverste 10 m, såfremt der ikke forekommer kraftige bølger. Det betyder samtidig, at oliekoncentrationen i overfladelaget bliver relativt højere under isfrie perioder.

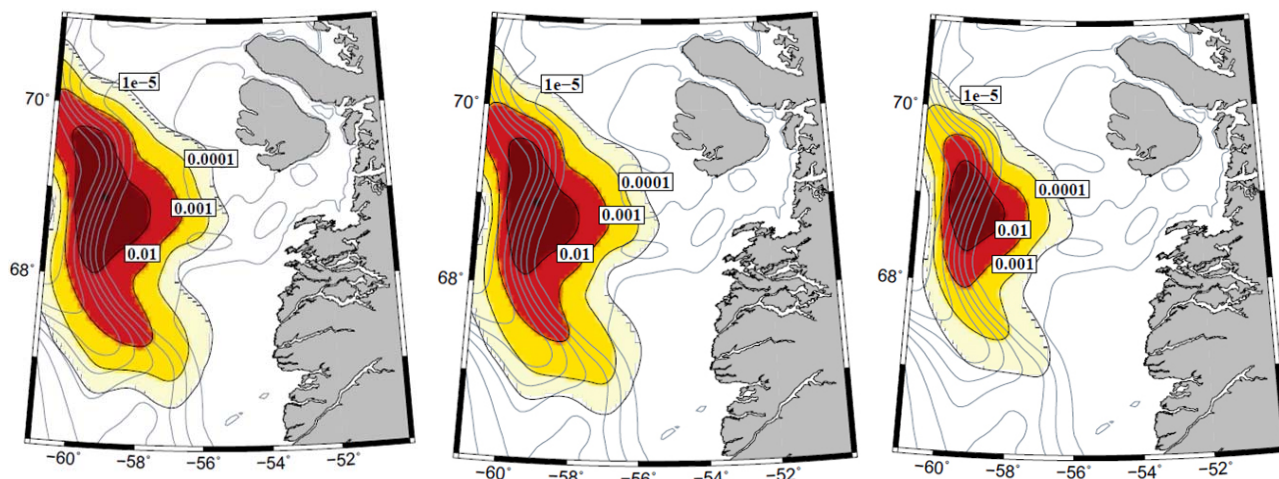
Det kan bemærkes, at modellen ikke simulerer perioden, hvor isen begynder at smelte, og der dannes et lag af ferskvand øverst i vandsøjlen. I denne situation må oliens opblandning i vandsøjlen forventes at mindskes i lighed med eller mere end i sommersituationen.



Figur 3.10. Den tidsmæssige og vertikale fordeling af oliekoncentrationen på Store Hellefiskebanke (S1) i en isdækket (venstre del) og isfri (højre del) situation. Oliespildet er 1000 t i løbet af 24 timer.

3.6 Betydning af olienedbrydning for den opløste olies horisontale og vertikale spredning

Flere af oliespildssimuleringerne er gennemført for opløst olie som ikke nedbrydes, olie som nedbrydes med en halveringstid på 5 dage og olie med en halveringstid på 25 dage. Som det må forventes mindskes udbredelsen af den opløste olie i forhold til nedbrydningens størrelse, hvilket er illustreret i Figur 3.11. Mens der ikke ses stor forskel på oliens udbredelse mellem ingen nedbrydning og en halveringstid på 25 dage i det valgte eksempel, er der betydelig mindre olieudbredelsesområde ved en halveringstid på 5 dage.



Figur 3.11. Fordelingen af oliekoncentrationer under overfladelaget efter et oliespild på S5. Spildets størrelse er 1000 t per dag i 28 dage. Figureerne er 25 dage efter oliespildets start med henholdsvis ingen nedbrydning, en halveringstid på 25 dage og en halveringstid på 5 dage.

3.7 Modellering af oliedrivbaner på havoverfladen

I forbindelse med denne rapport er der ikke udført egentlige simuleringer af en oliepløvs drivbane på havoverfladen (simuleringerne i de forrige afsnit beskriver spredning i vandsøjlen). Men i forbindelse med den strategiske miljøvurdering af kulbrinteaktiviteter i farvandet vest for Disko bugten (Mosbech et al. 2007) blev spredning og drift modelleret af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI) ud fra forskellige oliespildslokaliteter - hovedsageligt beliggende vest for Disko og dermed nord for Store Hellefiskebanke (Nielsen et al. 2006). Den anvendte model vil ikke blive nærmere behandlet her, men der henvises til de før nævnte rapporter. (Nielsen et al. 2006) fremstiller vindstatistikken fra en målestation på sydspidsen af Disko for perioden juli 2004 til juni 2005. Heraf fremgår det, at vinde fra nord i perioder kan være dominerende og modelforudsigelser fra en oliespildslokalitet nordvest for Store Hellefiskebanke (68.9972 N, 56.8115 V) viser, at olien kan spredes ned over den nordlige del af banken og ind til kysten i sådanne perioder. Dette gælder til dels også for en oliespildslokalitet lige vest for Disko. Hovedparten af oliespildsmodelleringer på lokaliteter vest for Disko viser en drift i både nordlig og sydlig retning.

DMIs modelleringer viser en opblanding i vandsøjlen ned til typisk nogle få meter og med et maksimum på 12 m (Nielsen et al. 2006). Dette syntes at være en mindre opblandingszone end angivet af foregående afsnits simuleringer (ClimateLab 2014, Appendiks 1, 3). Det er ikke muligt præcist at forklare hvorfor denne forskel stammer, men der anvendt både forskelligt datagrundlag og forskellige modeltyper.

3.8 Estimering af drivbane

Til estimering af drivbaner på havoverfladen for S1-S5, er der benyttet en enkel beregning:

$$V_{oil} = V_{current} + (V_{wind} * Q), \text{ hvor}$$

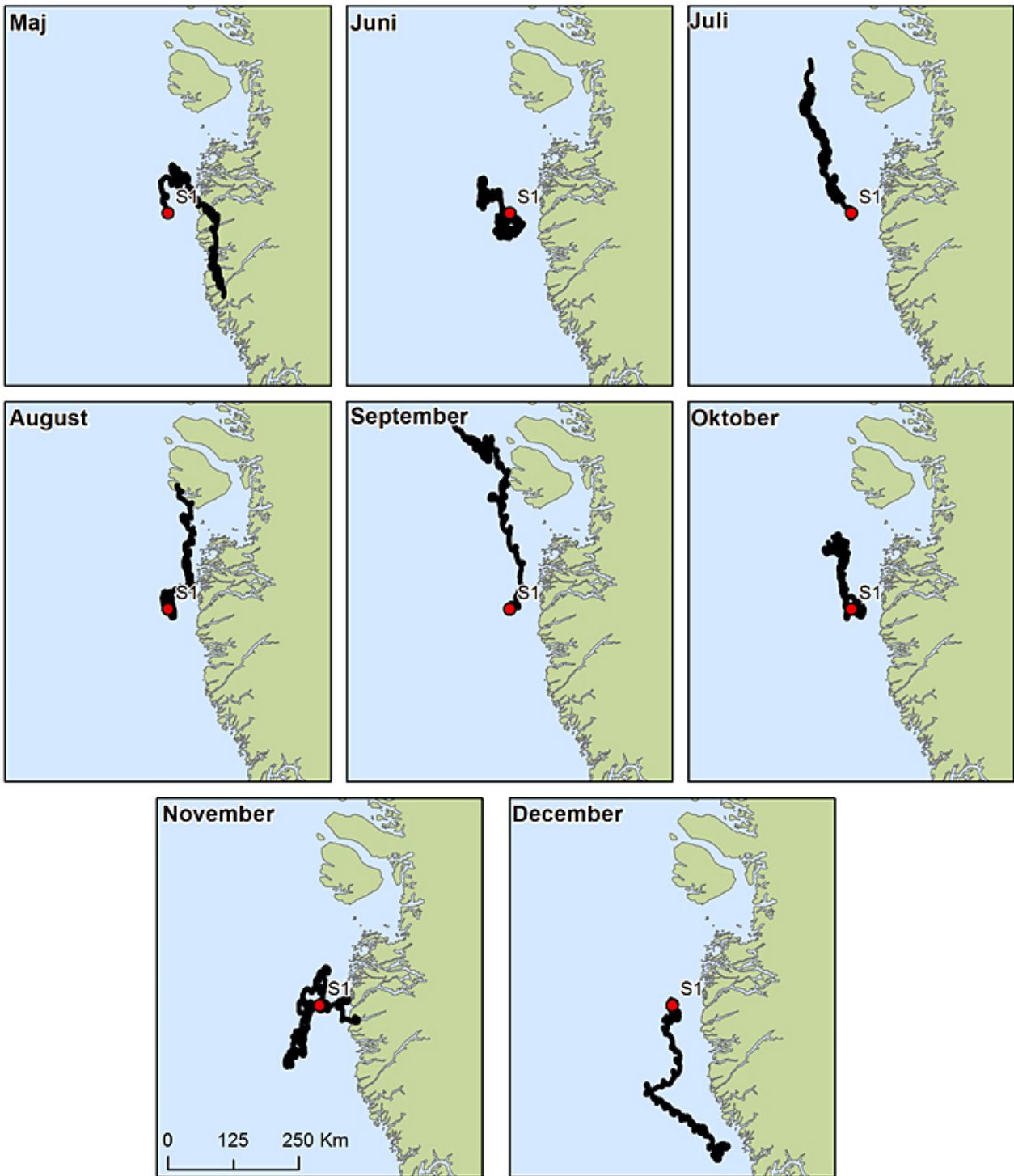
V angiver hastigheden og Q er en konstant for den del af vinden, der influerer på driften på havoverfladen. Vinddriftfaktoren (Q) kan variere mellem 1 % og 6 % men i flere forudsigelser af drivbanen er den sat til 3 % (Kim et al. 2014.). Drivbanerne er estimeret fra lokaliteterne S1, S2, S3, S4 og S5 og for hver af månederne fra maj til december i 2013 (Figur 3.12). "Oliespildet" sker således den første i hver måned og drivbanen for en måned er estimeret. Som input til beregningerne er anvendt de modellerede vind- og strømhastigheder i havoverfladen på de omtalte lokaliteter fra ClimateLab (2014, Appendiks 1, 3) og det er forudsat at vind- og strømhastighederne i drivbanerne er de samme som på de enkelte lokaliteter. Dette gør at drivbanernes usikkerhed øges med afstanden fra startlokaliteterne. Der er således ikke tale om en egentlig modellering af drivbanerne og der er heller ikke taget højde for den naturlige dispergering og andre forvittringsprocesser som finder sted, især ved øgede vindforhold. Estimerede drivbaner beregnet for S1 og S3 er vist i Figur 3.12 og 3.13. For de øvrige lokaliteter, se Appendiks 2. Drivbanesimuleringerne viser den mest sandsynlige drivbane, men afhængig af aktuel vind, is og strøm kan de faktiske drivbaner ved et spild være væsentlig anderledes.

Drivbanen for et oliespild på Store Hellefiskebanke (S1) (Figur 3.12) er estimeret i maj til først at bevæge sig mod nord for herefter at drive ind til kysten. I månederne juni til oktober går drivbanen mod nord med en risiko for at drive ind på kysten af Disko øen. I november og december går drivbanen i en sydlig retning.

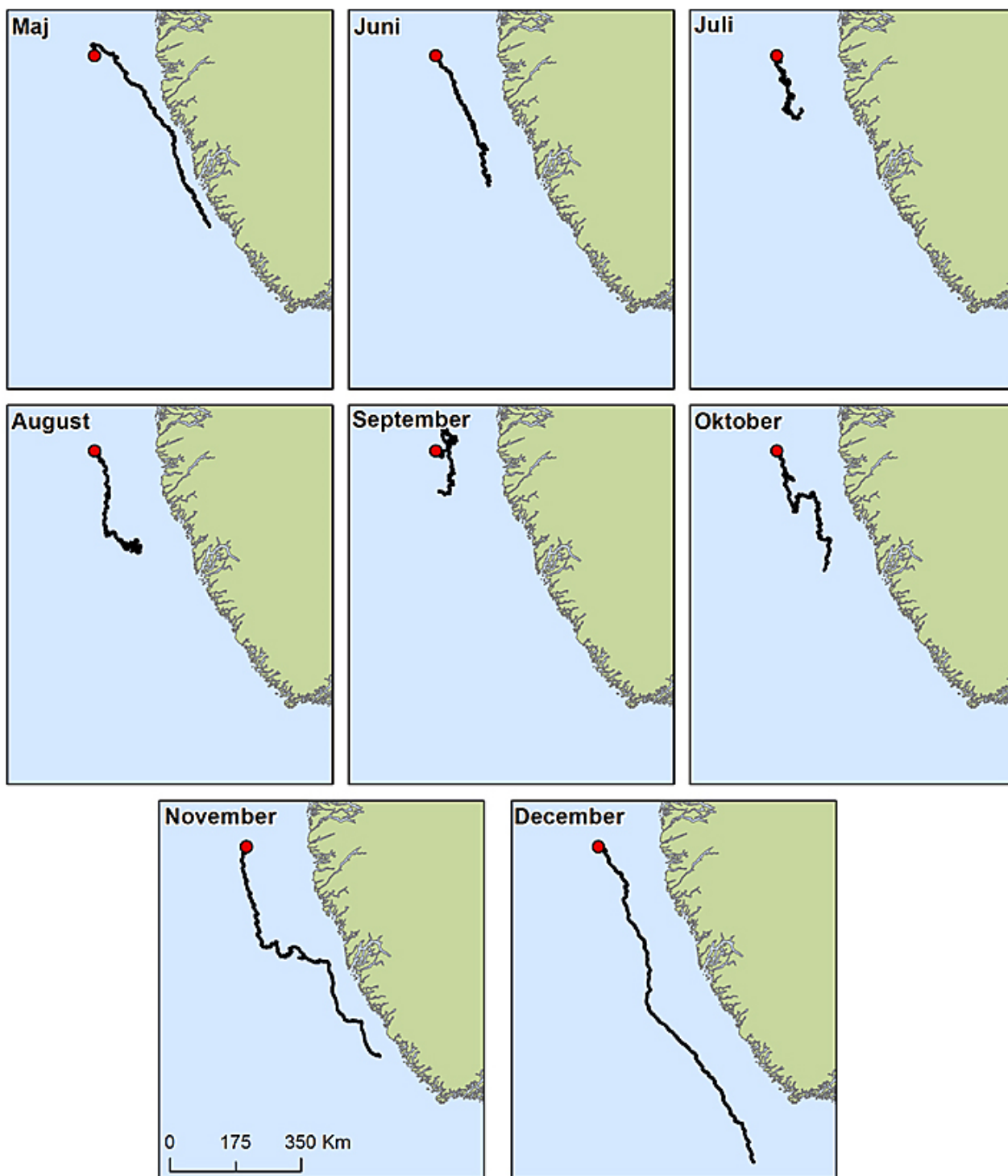
Drivbanen for et oliespild på nordkanten af Store Hellefiskebanke (S2) viser en nordlig retning i månederne juli, august og september med en vis risiko for at nå kysten af Disko øen. I maj og december går drivbanen i sydlig retning. I oktober og november drejer drivbanen efter noget tid i retning mod kysten og vil formentlig nå denne.

Drivbanerne for oliespild på kontinentalskråninger vest og nordvest for Store Hellefiskebanke, S3 (Figur 3.13) og S5 (Appendiks 2)) viser hovedsagelig en sydlig retning og uden at nå ind til kysten.

Drivbanerne for et oliespild kystnært på den nordlige del af Store hellefiskebanke (S4, Appendiks 2) har stor sandsynlighed for at nå kysten enten på kyststrækningen tæt ved punktkilden eller for at drive mod nord og ind på Disko øens kyst.



Figur 3.12. Estimerede drivbaner for S1 for spild i månederne fra maj til december 2013.



Figur 3.13. Estimerede drivbaner for S3 for spild i månederne fra maj til december 2013.

3.9 Referencer

Kim T-H, Yang C-S, Oh J-H, Ouchi K (2014) Analysis of the Contribution of Wind Drift Factor to Oil Slick Movement under Strong Tidal Condition: *Hebei Spirit* Oil Spill Case. PLoS ONE 9(1): e87393. doi:10.1371/journal.pone.0087393

Luyten Ed (2013) COHERENS - A coupled hydrodynamical- ecological model for regional and shelf seas: User documentation. Version 2.5.1, RBINS-MUMM Report, Royal Belgian Institute of Natural Sciences.

Mosbech A, Boertmann D, Jespersen M (2007) Strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the Disko West area. National Environmental Research Institute, Roskilde, NERI Technical Report. No 618. 187 pp.

Nielsen JW, Kliem N, Jespersen M, Christiansen BM (2006) Oil drift and fate modelling at Disko Bay. – Technical Report 06-06, Danish Meteorological Institute, Denmark.

4 Miljøeffekter af afbrænding og kemisk dispergering af oliespild i arktiske havområder

Kim Gustavson og Janne Fritt-Rasmussen

Bekæmpelse af oliespild i grønlandske farvande kan vanskeliggøres af vejrforhold, forekomst af is og mørke i vintermånederne. Endvidere vil de store afstande og begrænsede logistiske forhold i Grønland ofte øge responstiden for bekæmpelsen af et oliespild. En kort responstid er afgørende for en effektiv oliespildsbekæmpelse.

I Grønland er mekanisk oprensning med inddæmning og efterfølgende opsamling den foretrukne oliespildsbekæmpelsesstrategi. Mekanisk oprensning stiller imidlertid store krav til udstyr og tilgængelig arbejdskraft, og har oftest, selv i ideelle bekæmpelsessituationer, begrænset effektivitet ved store spild. De afledte miljøpåvirkninger ved brug af metoden er primært relateret til fysiske forstyrrelser.

Alternative bekæmpelsesmetoder omfatter afbrænding af olie på havoverfladen ved spildstedet (*in-situ* burning) og brug af kemiske dispergeringsmidler. Bekæmpelse af oliespild ved afbrænding forventes af nogle at blive den "primære metode for Arktis", hvilket skyldes at flere af de forhold, der karakteriserer Arktis, herunder is og kulde, ofte vil forbedre mulighederne for afbrændingen og øge metodens effektivitet og operationelle tidsvindue (Fritt-Rasmussen 2010). I modsætning til mekanisk oprensning stiller afbrænding færre krav til udstyr og arbejdskraft. Ulemperne ved afbrænding er dannelsen af røg og sod. I og med at afbrændingen ikke er 100 % vil der ses et afbrændingsprodukt, som ligger tilbage på havoverfladen. Dette kan skade havfuglenes fjerdragt og/eller synke ned i vandsøjlen, hvor især pelagiske organismer kan blive eksponeret for afbrændingsrester, hvis ikke det også når kysten, eller bunden og de benthiske organismer (Fritt-Rasmussen et al. 2015).

Kemiske dispergeringsmidler øger den naturlige opblanding af olie i vand og vil resultere i at olien fjernes fra havoverfladen og nedblandes i vandsøjlen, hvor olien vil blive fortyndet og med tiden nedbrudt. Metoden kræver at olien og dispergeringsmidlet blandes ved vind- og bølgeenergi og denne proces kan begrænses af tilstedeværelsen af is. Ulemperne ved kemisk dispergering er de mulige effekter på især de pelagiske organismer af både den dispergerede olie, af nedbrydningsprodukter og af det kemiske dispergeringsmiddel. Her til kommer at dispergeringsmidler på havoverfladen kan skade havfuglenes fjerdragt (Jenssen og Ekker 1991).

Miljøet og biologien i arktiske havområder er bl.a. kendetegnet ved lave temperaturer i overfladevandet året rundt, store sæsonmæssige variationer i solindstrålingen, stor udbredelse af havis, et dyre- og planteliv tilpasset det kolde klima og havis, langsomme biologiske processer, korte fødekæder, samt generelt et højt indhold af fedtstoffer i de arktiske organismer. Det meget høje indhold af fedtstoffer i arktiske organismer, den langsomme vækst og livcykler m.m. gør at bioakkumulering og den interne belastning og derved toksicitet er tæt forbundet hos arktiske organismer.

Kapitlet præsenterer således studier af miljøeffekter ved kemisk dispergering og *in situ* burning, herunder dels effekter på den højarktiske vandloppe *Calanus hyperboreus*, og dels skader på fuglefjer (Fritt-Rasmussen et al. 2015; Nørregaard et al 2014, 2015).

4.1 Miljøeffekter ved afbrænding af oliespild på havoverfladen (*in situ* burning)

Det er veldokumenteret at olie i forbindelse med oliespild på havoverfladen kan medføre store skader på havfuglenes fjerdragt med døden til følge (fx Piatt & Ford 1996). Olie ødelægger mikrostrukturen i fjerene, hvorved vand kan trænge ind i fjerstrukturen. Havfugle er afhængige af en tæt luftfyldt fjerdragt, som skal sikre isolering mod det kolde omgivende miljø. I arktiske områder forværres disse effekter pga. de lavere havtemperaturer som hurtigere medfører underafkøling (hypotermi) og død. Endvidere skal fjerdragten også sikre fuglens flydeevne.

I forbindelse med større oliespild er afbrænding af olie på havoverfladen (*in situ* burning, ISB) en mulig bekæmpelsesmetode til hurtigt at fjerne olien fra havoverfladen for bl.a. at mindske risikoen for eksponering af havfugle for olie. Ved afbrændingsprocessen omdannes størstedelen af olien til røg og sodpartikler, og kun en mindre del af olie og afbrændingsrester forbliver tilbage på havoverfladen.

Afbrændingsrester er således typisk mere viskøse, har en højere densitet samt en anden kemisk sammensætning end den oprindelige olie. I nogle tilfælde er densiteten øget så meget at afbrændingsresterne vil synke mod havbunden. Senest blev der i forbindelse med *Macondo*-ulykken i Den Mexicanske Golf afbrændt mellem 220.000-310.000 bbl olie (1 bbl svarer til ca 159 liter) og det blev observeret at et stykke tid efter endt afbrænding begyndte afbrændingsresterne langsomt at synke (Shigenaka et al 2015). Dette er i overensstemmelse med hvad der tidligere er publiceret omkring afbrændingsrester (Buist et al. 2013), og også afbrændingsforsøg med råolie udført i laboratoriet har vist at olien i nogle tilfælde kan synke (Figur 4.1) I en nyligt publiceret artikel som gennemgår den tilgængelige litteratur omkring afbrændingsrester er det endvidere konkluderet at afbrændingsresternes egenskaber er relateret til brænde-effektiviteten, bl.a. bestemt af olietypen (Fritt-Rasmussen et al. 2015).



Figur 4.1. Nedsynkning af afbrændingsrester efter afbrændingseksperimenter foretaget i laboratoriet (fra Fritt-Rasmussen et al. 2016)

I forhold til miljøeffekter af afbrændingsrester er den tilgængelige viden meget sparsom. Det forventes at indhold af PAH'er med et stort antal benzenringe er relativt højt i afbrændingsresterne. PAH'er er indeholdt i gruppen POP'er (Persistent Organic Pollutants), som der er stor fokus på i relation til arktiske områder grundet stoffernes lave bionedbrydelighed og høje bioakkumulering. Afbrændingen reducerer indholdet af de mest flygtige, vandopløselige og biotilgængelige oliekomponenter, hvilket må betragtes som en positiv effekt ved at afbrænde olien (Fritt-Rasmussen et al. 2015).

I relation til afbrændingsresternes effekter på organismer i havet er der kun gennemført få studier, se Tabel 4.1, som er hentet fra Fritt-Rasmussen et al. (2015). Det fremgår at afbrændingsresterne ikke er mere toksiske end den oprindelige olie, men at den eksisterende viden er meget sparsom og ikke inkluderer undersøgelser af effekter på arktiske arter. I forbindelse med *Macondo*-ulykken og de gennemførte afbrændinger blev der i 2010 og 2011 trawlet tjærebolde i forbindelse med dybhavsfiskeri, og det blev vurderet at påvirkningen på fiskeriet var minimal, men at disse forhold er vigtige at have med i en Net Environmental Benefit Analysis (NEBA) før en eventuel storskalaafbrænding planlægges og gennemføres (Shigenaka et al. 2015). Endvidere mangler viden om afbrændingsresternes effekter på bundlevende og overfladelevende organismer (herunder havfugle).

Effekter af afbrændingsrester på havfugles fjerdragt er dårligt kendt, men er vigtig viden, da havfuglenes opholdssteder svarer til hvor også afbrændingsresterne vil findes. Både fugle og afbrændingsrester vil således findes dels på havoverfladen og dels i vandsøjlen, hvor fuglene dykker efter føde.

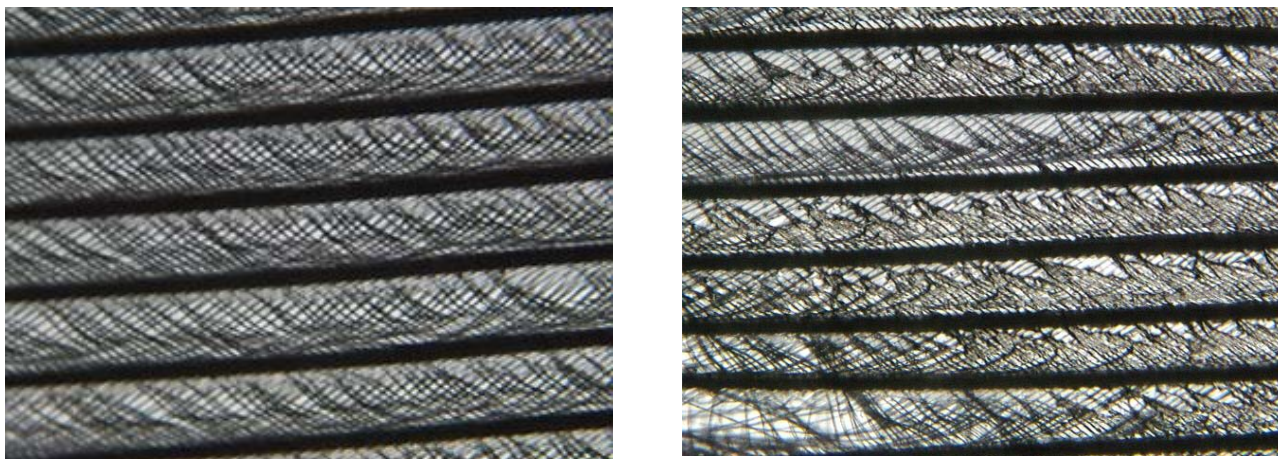
Der er senest udført en række forsøg for at belyse effekterne af afbrændingsresterne på havfugle. I det eksperimentelle arbejde er benyttet en råolie (Grane råolie fra norsk sokkel), en bunkersolie (IFO30) samt disse oliers afbrændingsrester. Afbrændingsforsøgene er gennemført som kontrollerede laboratorieafbrændingsforsøg i en opstilling som tidligere er verificeret i forhold til feltforsøg. Detaljerne omkring metoder og laboratorieopstillinger kan findes i (Fritt-Rasmussen et al. 2016).

Tabel 4.1. Overblik over toksisitetsstudier gennemført med afbrændingsrester. Tabellen er fra Fritt-Rasmussen et al. 2015.

Reference	Oil types	Experimental	Results/conclusions
Sheppard, et al. 1983	Prudhoe Bay crude oil	Mutagenic tests	Mutagenic effects are highest in smoke samples followed by residue, weathered and crude oil samples
Fingas et al. 1994; Blekinsopp et al. 1997; Daykin et al. 1994	Alberta Sweet Mixed Blend	NOBE - Weathered oil, burn residue and water samples	Burn residue is not more toxic than the weathered oil itself.
Gulec and Holdway, 1999	Bass Strait stabilised crude oil	Laboratory burns. Toxicity to <i>Allorchestes compressa</i> and <i>Polinices conicus</i> (amphipod and snail)	BWAF and BRM not toxic to the two species
Cohen and Nugegoda, 2000 (Cohen et al. 2001; 2005)	Bass Strait crude oil	Australian bass (fish), <i>Macquaria novemaculeata</i> ,	WAF of burnt crude oil less toxic than WAF from crude oil and dispersed oil
Georgiades et al. 2003	Bass Strait crude oil	Behaviour and biochemistry of the eleven-armed asteroid	No change in the prey-localisation behaviour of asteroids exposed to burnt oil
Faksness et al. 2012	Troll B crude oil	Laboratory burns. Toxicity tests of copepods	No higher toxicity in the water after <i>in situ</i> burning

For at undersøge og kvantificere effekterne af eksponeringen af fuglefjerene er to forskellige metoder benyttet:

- Ændringen i fjerenes vægt før og efter eksponering.
- Effekter på fjerenes mikrostruktur er undersøgt ved hjælp af mikroskopfotografier. Effekterne og ændringer i fjerenes mikrostruktur kvantificeres ved hjælp af en metode, hvor antallet af klumpede fjerbistråler tælles over et fastlagt antal bistråler. I Figur 4.2 ses foto af fuglefjer som er eksponeret for hhv. rent saltvand og afbrændingsrester fra IFO30 bunkersolie.



Figur 4.2. Mikroskopfoto af fuglefjer eksponeret til saltvand (venstre) og afbrændingsrest fra afbrænding af IFO30 (højre). Mikrostrukturer er tydeligt påvirkede og strålerne klistret sammen på fjer eksponeret for afbrændingsrest.

Fra analysen af resultaterne fra eksponeringsforsøgene fremgår det, at effekterne fra afbrændingsresterne er på samme niveau eller endda større sammenlignet med tilsvarende mængder af den friske olie (Fritt-Rasmussen et al. 2016). Dette tilskrives de mere klistrede egenskaber fra afbrændingsresterne. Effekterne fra afbrændingsresterne på fjerenes mikrostruktur blev dokumenteret for så tynde lag af afbrændingsrester, at de ikke var synlige for øjet.

4.2 Miljøeffekter af kemisk dispergering

Indledende undersøgelser med eksponering af fuglefjer har vist, at fjer eksponeret for dispergeringsmidler suger vand til sig og mister opdrift (upublicerede data). Dette er i overensstemmelse med hvad tidligere undersøgelser har vist, hvor bl.a. levende fugle blev eksponeret for dispergeringsmiddel på en vandoverflade og hvor det efterfølgende blev observeret, at fuglene sank til et lavere niveau på vandoverfladen end normalt (Lambert et al. 1982). Fuglene havde endvidere svært ved at få rystet vandet af fjerdragten (Lambert et al. 1982).

En del af et kemisk dispergeringsmiddel består af et overfladeaktivt stof (surfactant), og forsøg har påvist, at det netop er dette overfladeaktive stof, som er årsag til de skader, som ses på fjerene efter eksponering for en blanding af olie og dispergeringsmiddel (Jenssen & Ekker 1991). (Jenssen 1994) forklarer dette med at overfladeaktive stoffer lettere klæber til fjerstrukturen ved at binde til fjerdragstens voks.

Litteraturen på effekten af dispergeringsmidler i vandsøjlen indikerer, at dispergering af olie vil øge eksponering af olie på pelagiske organismer og at dråber af dispergeret olie kan forveksles med fødepartikler af bl.a. vandlopper (Lee 2013). Vandlopper spiller en hovedrolle i arktiske økosystemer og er

fødegrundlag for bl.a. fisk, hvaler og havfugle. Arktiske vandlopper har et meget højt indhold af fedt og en langsom vækst og udvikling fra larvestadier til voksen stadie. Den øgede eksponering kan føre til toksiske effekter og op-hobning af olieforbindelser i organismerne (Word 2013). Toksiske effekter er i litteraturen relateret til en øget eksponering for olie idet toksiciteten af de anvendte dispergeringsmidler generelt er lille (Word 2013). Dette er i overensstemmelse med studier på den højarktiske vandloppe *Calanus hyberboreus* (Nørregaard et al 2014, 2015). Her blev det fundet at optaget af olieforbindelser fra dispergeret olie var relativt stort i perioder med aktive fødesøgning, mens optaget i inaktive perioder var relativt lille. Hvorimod olieforbindelser opløst i vand blev optaget i vandlopperne både i aktive og inaktive perioder.

Den overordnede konklusion i forhold til anvendelse af dispergeringsmidler på oliespild er derfor, at risikoen er mindst på årstider, hvor de pelagiske organismer er inaktive og har lille eller ingen indtag af fødepartikler; typisk vinter og i dvaleperioder. Effekter og effektkoncentrationer relateres til modellede koncentrationer i Kapitel 6.

4.3 Referencer

Buist I A, Potter SG, Trudel BK, Shelnett SR, Walker AH, Scholz DK, Brandvik PJ, Fritt-Rasmussen J, Allen AA, Smith P (2013) In Situ Burning in Ice-Affected Waters: State of knowledge report. Final report 7.1.1. Report from Arctic Oil Spill Response Technology Joint Industry Programme (JIP). p. 1-294.

Fritt-Rasmussen J (2010) In Situ Burning of Arctic Marine Oil Spills - Ignitability of Various Oil Types Weathered at Different Ice Conditions. A Combined Laboratory and Field Study, Technical University of Denmark.

Fritt-Rasmussen J, Wegeberg S, Gustavson K (2015) Review on Burn Residues from In Situ Burning of Oil Spills in Relation to Arctic Waters. Water Air Soil Pollution, 226: 329. DOI 10.1007/s11270-015-2593-1.

Fritt-Rasmussen, J, Linnebjerg, JF, Sørensen, MX, Brogaard, NL, Rigét, FF, Kristensen, P, Jomaas, G, Boertmann, DM, Wegeberg, S & Gustavson, K (2016) Effects of oil and oil burn residues on seabird feathers Marine Pollution Bulletin 109: 446-452. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.05.029

Jenssen BM (1994) Review article: Effects of oil pollution, chemically treated oil, and cleaning on the thermal balance of birds. Environmental Pollution, 86, 207-215.

Jenssen BM, Ekker M (1991) Effects of Plumage Contamination with Crude Oil Dispersant Mixtures on thermoregulation in Common Eiders and Mallrads. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20, 398-403.

Lambert G, Peakall DB, Philogéne BJR, Engelhardt FR (1982) Effect of Oil and Oil Dispersant Mixtures on the Basal Metabolic Rate of Ducks. Bull. Environm. Contam, Toxicol. 29, 520-524.

Lee R (2013) Ingestion and Effects of Dispersed Oil on Marine Zooplankton. Report for Prince William Sound Regional Citizens' Advisory Council (PWS-RCAC) Anchorage, Alaska.

Nørregaard RD, Nielsen TG, Møller EF, Strand J, Espersen L, Møhl M (2014) Evaluation pyrene toxicity on arctic key copepod species *Calanus hyperboreus*. *Ecotoxicology*, DOI 10.1007/s10646-013-1160-z.

Nørregaard RD, Gustavson K, Møller EF, Strand J, Tairova Z, Mosbech A (2015) Ecotoxicological investigation of the effect of accumulation of PAH and possible impact of dispersant in resting high arctic copepod *Calanus hyperboreus*. *Aquatic Toxicology*, doi:10.1016/j.aquatox.2015.07.006.

Piatt JF, Ford RG (1996) How many seabirds were killed by the Exxon Valdez oil spill? Pages 712-719 in Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (eds). – Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium, Anchorage, Alaska, 2-5 February, 1993. American Fish Society, Bethesda, MD.

Shigenaka G, Overton E, Meyer B, Gao H, Miles S (2015) Physical and chemical characteristics of in-situ burn residue and other environmental oil samples collected during the deepwater horizon spill response. Interspill 2015 – Amsterdam 25th of March.

Word JQ (2013) Environmental Impacts of Arctic Oil Spills and Arctic Spill Response Technologies Literature Review and Recommendations. Arctic Oil Spill Response Technology Joint Industry Programme.

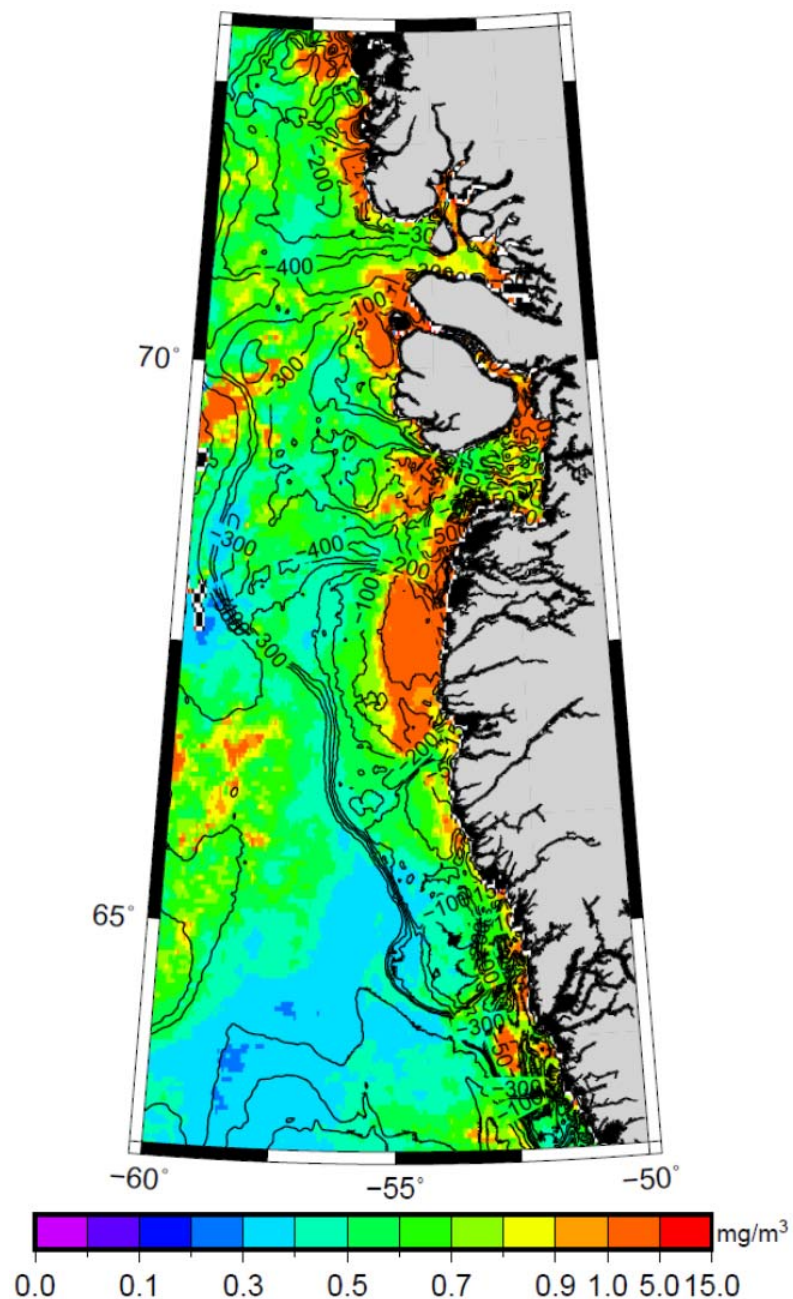
5 Fytoplankton og zooplankton

Susse Wegeberg

Da zooplankton danner fødegrundlag for en række organismer længere oppe i fødekæden, fisk, fugle og havpattedyr, kan effekter på plankton medføre kaskadeffekter, som er svære at forudsige.

Fytoplankton er det væsentligste fødegrundlag for zooplankton, og biomassen af zooplankton er således afhængig af primærproduktionens størrelse. Området ved Store Hellefiskebanke er et høj-produktivt område, hvor der er en stor produktion af fytoplankton og dermed zooplankton. Produktionen af fytoplankton foregår især i vandmassen over banken og i up-wellingsområderne beliggende vest og nordøst for banken, samt i området ud for munden af Disko Bugt (Figur 5.1; Dünweber 2013, Box 1, fig. 3; Frederiksen et al. 2008, fig. 3.14).

Figur 5.1. Klorofylværdier for juni (2003-2014) i forhold til dybde i Store Hellefiskebanke- området. De højeste koncentrationer findes på de laveste dybder ud til 50 m dybdekurven (ClimateLab 2014, Appendiks 1, 3)



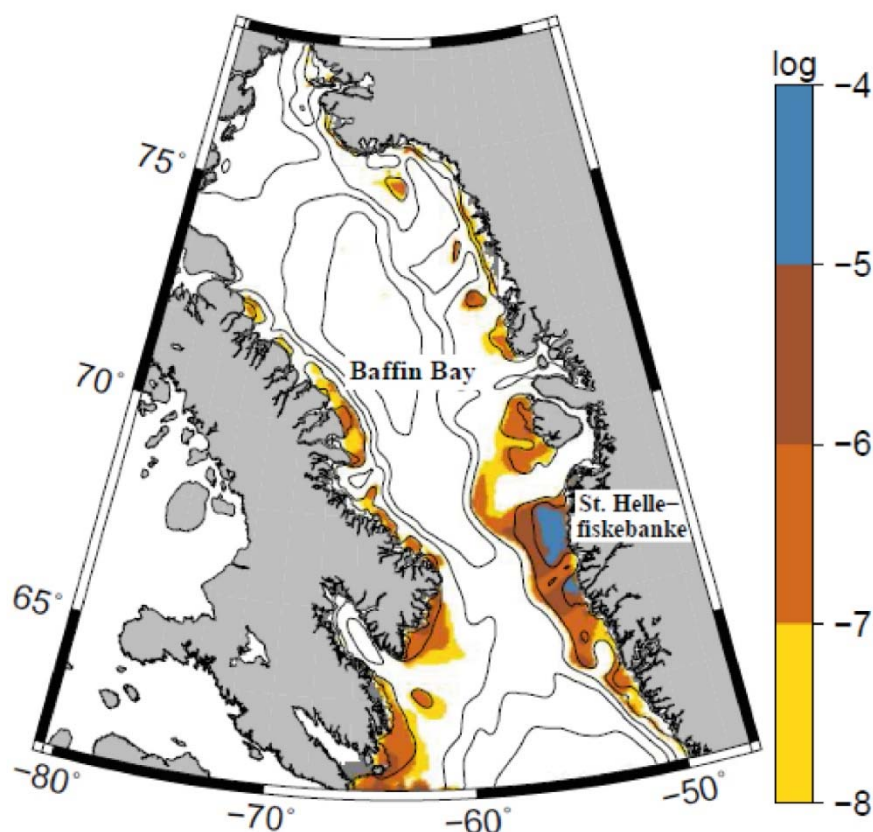
Modelleringen af tidevandsdynamik viser at der er en fuldstændig opblanding af vandsøjlen over banken (Figur 5.2). Når man sammenholder tidevandsdissipationen med klorofyllfordelingen i juni, dvs. efter forårsopblomstringen, så er der et sammenfald mellem de to felter (Figur 5.3). Så den store opblanding i området, ser ud til at kunne forklare noget af den store produktion.

Denne produktion forventes afspejlet i forekomst af zooplankton, herunder vandlopper, krill samt larver af fisk og fx rejer og rurer. Således viser rur-larver tilsvarende fordeling på og omkring banken som den samtidige måling af fytoplankton (Frederiksen et al. 2008, fig. 3.14 og 3.17). Undersøgelser tyder på at rur-larver græsser på fytoplankton, (Turner et al. 2001) ligesom de fleste vandlopper (*Calanus*-arter), der udgør den dominerende biomasse af mesozooplankton på og omkring Store Helle-fiskebanke og i Disko West-området i de øverste 0-50 m (Dünweber et al. 2013; Frederiksen et al. 2008).

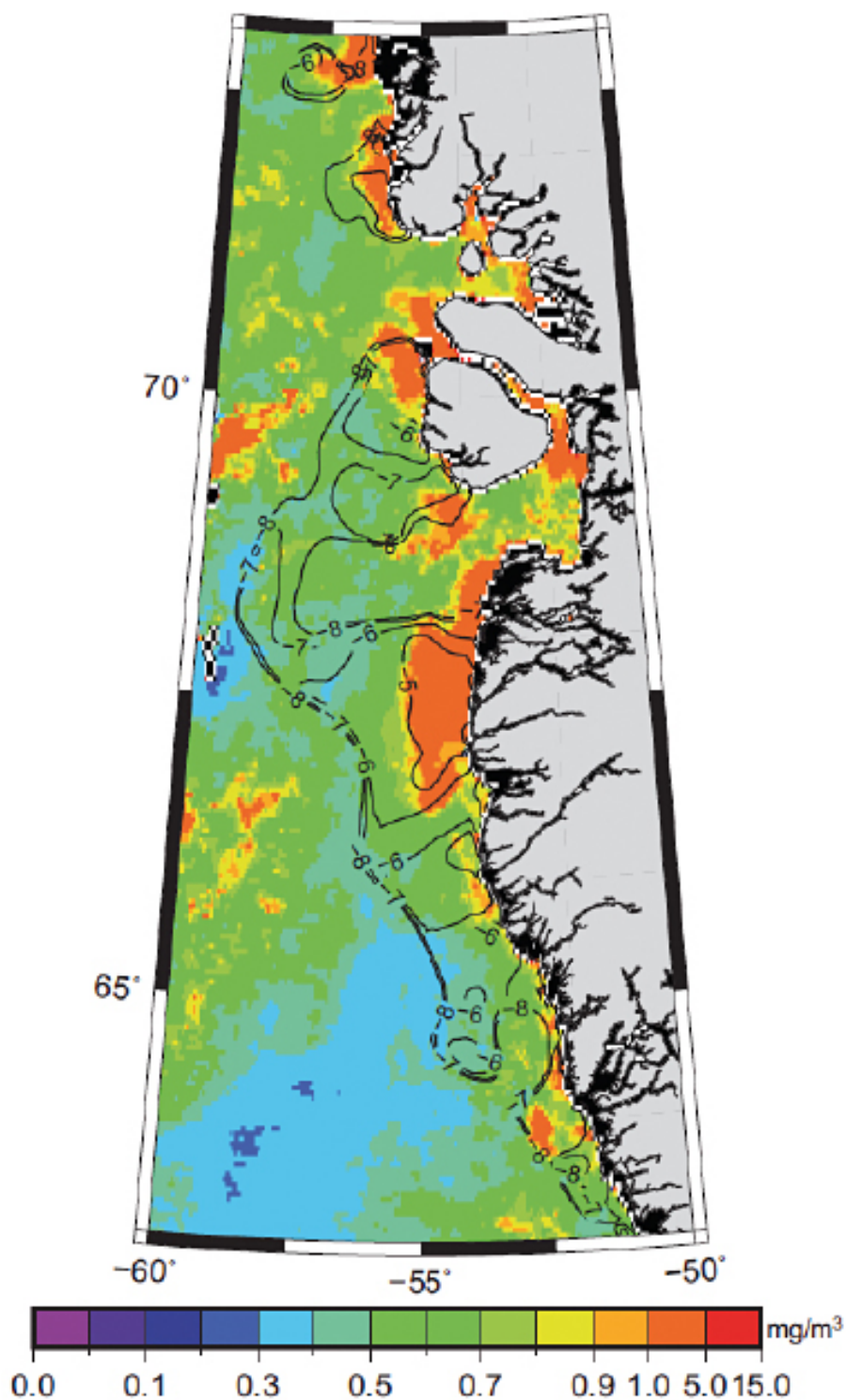
Den dominerende fiskelarve i mesozooplankton over Store Hellefiskebanke er larver af tobis (*Ammodytes* sp.). Munk et al. (2003) fandt således ved deres undersøgelse på 4 transekter, der var placeret tværs over Disko Banke, Store Hellefiskebanke, Lille Hellefiskebanke og Sukkertoppen Banke, at forekomsten af fiskelarver er særlig høj henover Store Hellefiskebanke (Munk et al. 2003, fig. 10). De højeste værdier er 2-3 gange højere end fundet på de øvrige banker, men udgøres stort set udelukkende af tobis-larver (Munk et al. 2003, fig. 9). Hansen & Hjort (2013) finder tilsvarende en stor biomasse af tobis på Store Hellefiskebanke.

De højeste forekomster af vandloppe-arterne og fiskelarver (tobis og torsk) findes generelt i de øvre vandlag, 0-15 m og 0-50 m (Dünweber et al. 2013; Hansen & Hjort 2013; Munk et al. 2003), hvilket også afspejles i forekomsten af voksen tobis på Store Hellefiskebanke med dominerende forekomst i 25- 75 m's dybde (Hansen & Hjort 2013).

Figur. 5.2. Logaritme (\log_{10}) af energidissipationen ($W\ kg^{-1}$), hvor den højeste værdi ses på de lavvandede banker på Grønlands vestkyst og især St. Hellefiskebanke har signifikante høje værdier. Dette indikerer at området er karakteriseret ved relativ høj grad af vertikal opblanding af vandsøjlen forårsaget af tidevandsdynamik (ClimateLab 2014, Appendiks 1).



Figur. 5.3. Modelleret opblanding (konturlinjer) sammenholdt med klorofyl (farvekode) målt fra MODIS-satellitten i juni (2003-2014).



Billedet bærer præg af stor rumlig, årstids- og døgnvariation. Frederiksen et al. (2008) fandt, i modsætning til Dünweber et al (2013), således at *Calanus* biomassen var usædvanlig lav på Store Hellefiskebanke, formodentligt fordi de dybvandsovervintrende voksne vandlopper endnu ikke var migreret op i det relativt lavvandede område. Antallet af rur-larver, derimod, var i denne undersøgelse meget højt og udgjorde størstedelen af biomassen.

Den biologiske produktion i vandfasen vil være tilbøjelig til at være mest følsom overfor oliespild, der dispergeres enten naturligt eller kemisk, fordi den vertikale spredning af olien finder sted i det øverste vandlag (ned til 20-30 m)

(se Kap. 2 og 3), hvor således også en stor del af plankton befinder sig (0-50 m). Der er derfor et overlap mellem mulige toksiske koncentrationer af olie fra overfladen og forekomst af plankton. Endvidere kan dispergeret olie nå en dråbestørrelse, som svarer til størrelsen på fx copepoders bytte, og dermed kan disse oliedråber blive optaget som føde og akkumuleret (Almeda et al. 2014, Nørregaard et al. 2013), og som også beskrevet i Kap. 4.

5.1 Referencer

Almeda R, Baca S, Hyatt C, Buskey EJ (2014) Ingestion and sublethal effects of physically and chemically dispersed crude oil on marine planktonic copepods. *Ecotoxicology* 23: 998-1003.

Dünweber M, Kjellerup S, Schiedek D, Mosbech A, Boertmann D, Johansen KL (2013) Coupling lower trophic level to seabird distribution. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (Eds.) (2013) *Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities*. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 62-68.

Frederiksen M, Boertmann D, Cuykens AB, Hansen J, Jespersen M, Johansen KL, Mosbech A, Nielsen TG, Söderkvist J (2008) Life in the marginal ice zone: oceanographic and biological surveys in Disko Bay and south-eastern Baffin Bay April-May 2006. National Environmental Research Institute. Roskilde, Denmark. 92 pp.

Hansen JLS, Hjort M (2013) Abundance of sandeel (*Ammodytes dubius*) in the Store Hellefiskebanke area. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M. (Eds.) 2013. *Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities*. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 94-95.

Munk P, Hansen BW, Nielsen TG, Thomsen HA (2003) Changes in plankton and fish larvae communities across hydrographic fronts off West Greenland. *Journal of Plankton Research* 25: 815-830.

Nørregaard RD, Nielsen TG, Møller EF, Strand J, Espersen L, Møhl M (2013) Evaluation pyrene toxicity on arctic key copepod species *Calanus hyperboreus*. *Ecotoxicology*, DOI 10.1007/s10646-013-1160-z.

Turner JT, Levinsen H, Nielsen TG, Hansen BW (2001) Zooplankton feeding ecology: grazing on phytoplankton and predation on protozoans by copepod and barnacle nauplii in Disko Bay, West Greenland. *Marine Ecology Progress Series* 221: 209-219.

6 Udbredelse i volumen og overfladeareal af modellerede toksiske oliekoncentrationer

Frank Rigét, Kim Gustavson og Susse Wegeberg

Ved at kombinere værdierne for de modellerede oliekoncentrationer (Kap. 3) med viden om oliekoncentrationers grænseværdier for toksiske effekter, kan størrelsen af vandvolumener og havoverfladeareal, hvor der vil være negativ effekt af oliespild, estimeres. Værdier for akut og kronisk effektkoncentrationer for olie og oliens komponenter er hentet fra litteraturen og beskrevet i det følgende.

I litteraturen findes således en lang række data med værdier for olietoksicitet for zooplankton og fiskelarver (se fx oversigtsartiklen Olsen et al. (2013)). I nærværende rapport er der taget udgangspunkt i værdier fra forsøg med *Calanus finmarchicus* og *Calanus glacialis* (Hansen et al. 2011, 2012); LC₅₀ (den koncentration hvor mortaliteten er 50 %) blev fastlagt til en total kulbrintekoncentration (THC) omkring 1 mg/L i forsøg af 96 timers varighed. Gardiner et al. (2013) undersøgte den akutte dødelighed hos *Calanus glacialis* samt fiskelarver fra ulk og torsk, og fandt at LC₅₀ koncentrationer var overraskende ens for disse tre arktiske arter; omkring 1,6 to 4,0 mg/L. På denne baggrund er 1 mg/L valgt som akut effekt og 0,1 mg/L for kronisk effekt for zooplankton og fiskelarver i det efterfølgende.

Resultaterne fra simuleringer af oliespild med COHERENS modellen som beskrevet i kapitel 3, er blevet anvendt til beregninger af vandmængder med opløst/dispergeret oliekoncentrationer over 1 g/m³, 0,1 g/m³, 0,01 g/m³ (g/m³ = mg/L=ppm). De valgte scenarier er oliespild på 1000 t per dag i 28 dage startende den 1. juli 2013 for to lokaliteter: Midt på Store Hellefiskebanke (S1) og kystnært på den nordlige del af Store Hellefiskebanke (S4) (se Figur 3.2). Beregningerne er foretaget for en "passiv" tracer, som kun påvirkes af fysiske transportprocesser og således aldrig vil forsvinde, men kun fortyndes, samt tracer med halveringstider på henholdsvis 5 og 25 dage. For yderligere forklaringer omkring COHERENS modellen og simuleringsresultaterne se rapporter anført i Appendiks 1 samt kapitel 3.

Figur 6.1 viser et eksempel på vandvolumens tidsmæssige forløb fra 1. juli til 1. oktober 2013. I rapporter anført i appendiks 1 kan figurer af de øvrige scenarier findes.

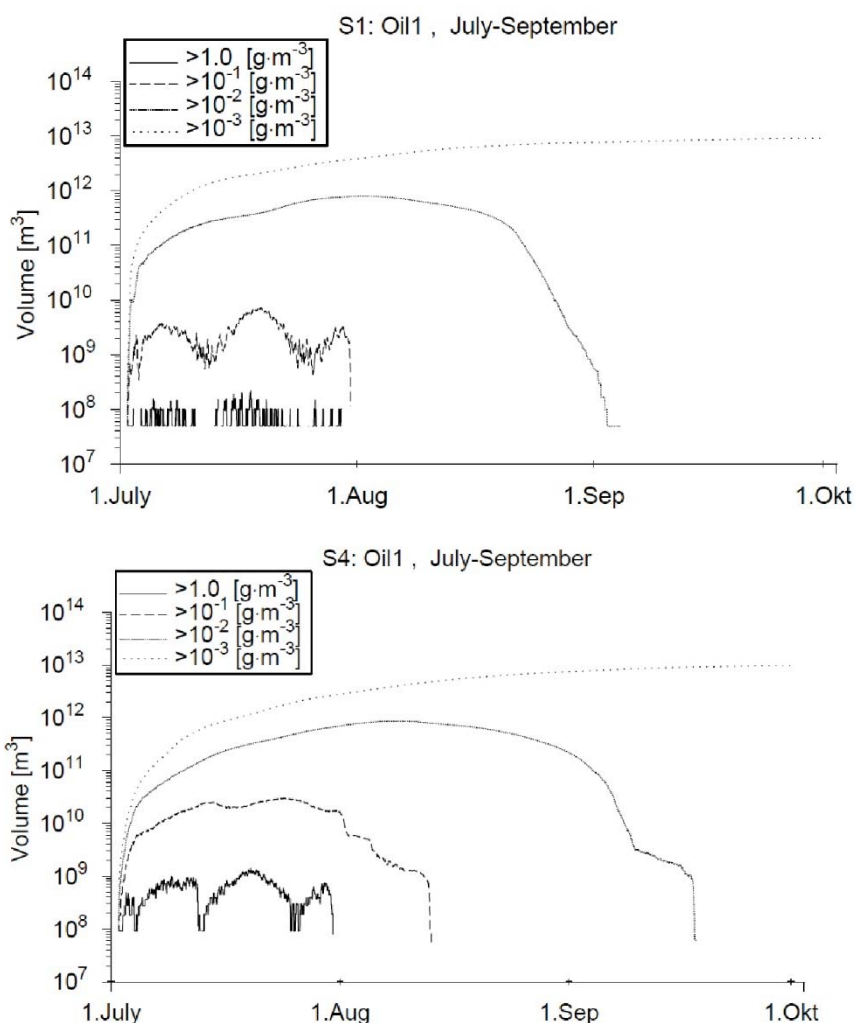
Det bølgende forløb der kan ses fx for 0,1 g/m³ kurven skyldes forskelle i tidevand. Således er koncentrationer højere i dagene omkring nipflod, hvor tidevandsblandingen er mindst og tilsvarende lavest omkring springflod, hvor tidevandsblandingen er størst. De øvrige konklusioner der kan udledes af disse vandmængdeberegninger er:

- Vandmængden med koncentrationer højere end 0,1 g/m³ falder hurtigt efter udledningens ophør efter 28 dage (d. 28. juli).
- Vandmængden med koncentrationer større end 0,01 og 0,001 g/m³ fortsætter med at øges efter udledningens ophør, idet der i takt med at olien efterhånden bliver fortyndet bliver et større og større volumen med de lave koncentrationer. I eksemplet vist på Figur 6.1 (øverst) begynder vandmængden med oliekoncentrationer større end 0,01 g/m³ først at falde i

slutningen af august mens vandmængden med oliekoncentrationer større end $0,001 \text{ g/m}^3$ ikke falder i den modellerede periode.

- Vandmængden med koncentrationer større end 1 g/m^3 og $0,1 \text{ g/m}^3$ er betydeligt større ved et kystnært udslip (S4) end ved et spild midt på banken (S1) pga. den mere begrænsede vandblanding ved kysten (Figur 6.1).
- Sammenholdes vandmængderne med koncentrationer større end $0,01$ og $0,001 \text{ g/m}^3$ for den passive tracer med tracere med halveringstid på 5 og 25 dage er forskellene små i perioden for udslippet, men falder til gengæld hurtigere efter ophøret af udslippet.

Figur 6.1. Det tidsmæssige forløb af vandmængder med koncentrationer for 4 forskellige grænseværdier. Scenariet er et oliespild midt på Store Hellefiskebanke (S1, øverst) og kystnært på den nordlige del af banken (S4, nederst) på 1000 t per dag i 28 dage startende 1. juli og med stop 28. juli. Traceren er passiv. Modelleringen kører frem til 1. oktober. Se Appendiks 3 for alle scenarier.



For at visualisere størrelsen af de påvirkede vandvolumener i forhold til vandvolumen over Store Hellefiskebanke, er der foretaget nogle simple beregninger (Tabel 6.1 og 6.2). Som udgangspunkt er de maksimale vandvolumener med oliekoncentrationer over $0,01$ og $0,1 \text{ ppm}$ i udvalgte scenarier bestemt ud fra COHERENS modellens simuleringsdata. Derudover er et "worst-case scenario" medtaget, hvor olieudslippet er 5000 t/dag i 28 dage, baseret på de to største oliespildsulykker. Ved *Ixtoc* ulykken var udslippet mellem 10.000 og $30.000 \text{ barrels/dag}$ i fire måneder svarende til ca. $1600-4800 \text{ t/dag}$ og ved *Macondo* ulykken blev udslippet beregnet til $4,9$ millioner barrels og i løbet af 87 dage, hvilket svarer til ca. 9000 t/dag . Ved beregningerne af "worst-case scenario" er det antaget, at der er en lineær relation mellem oliespildets størrelse og den opløste oliekoncentration i vandet, som det er vist i COHERENS simuleringerne (se Kap. 3), hvilket selvfølgelig er en tilnærmelse.

Vandvolumen over Store Hellefiskebanke udgør 177 km³. Dette er beregnet ved at multiplicere gennemsnitsdybden med arealet fundet indenfor området afgrænset af 50 m dybdekurven. 50 m's dybdekurven er valgt fordi den stort set afgrænser det mest produktive område af Store Hellefiskebanke (se figur 6.3 som viser klorofylfordelingen i juni). Arealet udgør 5063 km² og vanddybden svarer til 35 m i gennemsnit taget ud fra jævnt fordelte dybdeangivelser på søkort (141 angivelser).

Beskrivelse af beregning af de påvirkede vandvolumener er givet i det følgende. Ved volumenberegningerne for lokalitet S1 er radius beregnet for en omvendt kegle under antagelse af den vanddybde (keglens højde), hvori oliekoncentrationen er højere end angivet. Kegleformen syntes rimelig jf. Figur 3.4, som antyder en omvendt kegle med spids i punktudledningen. Kegleformens højde er for S1 sat til 10 m for oliekoncentrationen 0,1 ppm og 7 m for 1 ppm. For S4 er højden sat til 15 m fordi simuleringerne har vist at olien går dybere ned ved kysten (se Kapitel 3) for oliekoncentrationen 0,1 ppm og 7 m for 1 ppm. Til sidst er volumen af kegleformen sat i forhold til volumen af vandmængden over Store Hellefiskebanke. For beregningerne for lokalitet S4 gælder tilsvarende, at der er anvendt en halv kegleform, da lokaliteten er kystnær, jævnfør Figur 3.8 venstre del (Tabel 6.1).

Tabel 6.1. Påvirkede vandvolumener afhængig af oliekoncentrationen i vandet sat i forhold til Store Hellefiskebankes vandvolumen.

Oliespilds- lokalitet	Tracer	Koncentration (g/m ³)	Påvirket Volume (km ³)	St. Hellefisk. Vandvolumen (km ³)	% Påvirket Volume	% Påvirket Volume "worst-case"
S1	Passiv	0,1	7,2	177	6	30
S1	Passiv	1	0,2	177	0,1	0,5
S4	Passiv	0,1	30	177	17	85
S4	Passiv	1	1,4	177	0,8	4

Tabel 6.2. Scenariernes (S1 og S4) påvirkede arealer afhængig af oliekoncentrationen i vandet sat i forhold til Store Hellefiskebankes areal.

Oliespilds lokalitet	Tracer	Koncentration (g/m ³)	Max Volume (km ³)	Radius (km)	Dybde (m)	Areal (km ²)	St. Hellefisk. Areal (km ²)	% areal
S1	Passiv	0,1		10,7	10	2182	5063	43
S1	Passiv	1		2,5	7	87	5063	1,7
S4	Passiv	0,1		32	15	6061	5063	120
S4	Passiv	1		9,4	7	606	5063	12
S1 "worst case"	Passiv	0,1	36	58,9	10	10909	5063	215
S1 "worst case"	Passiv	1	1	11,7	7	433	5063	9

Som det fremgår, udgør andelen af vandvolumen på Store Hellefiskebanke, der i disse scenarier har koncentrationer større end 1 g/m³, henholdsvis 0,1 og 0,8 % for S1 og S4. Disse andele stiger til 6 og 17 % når grænsekonzentrationen er 0,1 g/m³. I "worst-case" scenarierne er vandvolumenerne en faktor 5 større. Areal beregningerne (Tabel 6.2) viser at det er betydelige områder af overfladevandet, der har koncentrationer større end 0,1 ppm, 43 og 120 % for hhv. S1 og S4.

6.1 Referencer

Gardiner WW, Word JQ, Word JD, Perkins RA, McFarlin KM, Hester BW, Word LS, Ray CM (2013) The acute toxicity of chemically and physiologically dispersed crude oil to key Arctic species under Arctic conditions during the open water season. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32: 2284-2300.

Hansen BH, Altin D, Rørvik SF, Øverjordet IB, Olsen AJ, Nordtug T (2011) Comparative study on acute effects of water accommodated fractions of an artificially weathered crudeoil on *Calanus finmarchicus* and *Calanus glacialis*(Crustacea: Copepoda). *Sci. Total Environm.* 409: 704-709.

Hansen BH, Altin D, Olsen AJ, 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.

Olsen GH, Klok C, Hendriks AJ, Geraudie P, De Hoop L, De Laender F, Farmen E, Grøsvik BE, Hansen BH, Hjorth M, Jansen CR, Nordtug T, Ravagen E, Viane K, Carroll J (2013) Toxicity data for modeling impacts of oil components in an Arctic ecosystem. *Marine Environmental Research* 90: 9-17.

7 Fisk

Susse Wegeberg & Kim Gustavson

Fisk udgør en vigtig marin ressource og er et afgørende led i fødekæden. Effekten af dispergeret olie på fiskelarver (se Kapitel 5) og voksne fisk kan således få direkte økonomiske konsekvenser, ligesom det kan give effekter på de højere trofiske niveauer, fx for narhvaler, hvor hellefisk er en vigtig fødekilde.

Beskrivelsen af fiskeforekomst på og omkring Store Hellefiskebanke er baseret på Burmeister et al. (2013) og referencer heri.

En stor del af de fiskearter, der forekommer i Disko West-områder, herunder Store Hellefiskebanke, er bundlevende. Hellefisk er den eneste art med egentlig kommerciel værdi, mens andre arter, såsom tobis, har en central rolle i fødekæden. Antallet af juvenile torsk er stigende på banken, hvilket indikerer at banken er et vigtigt opvækstområde for torsk i Vestgrønland.

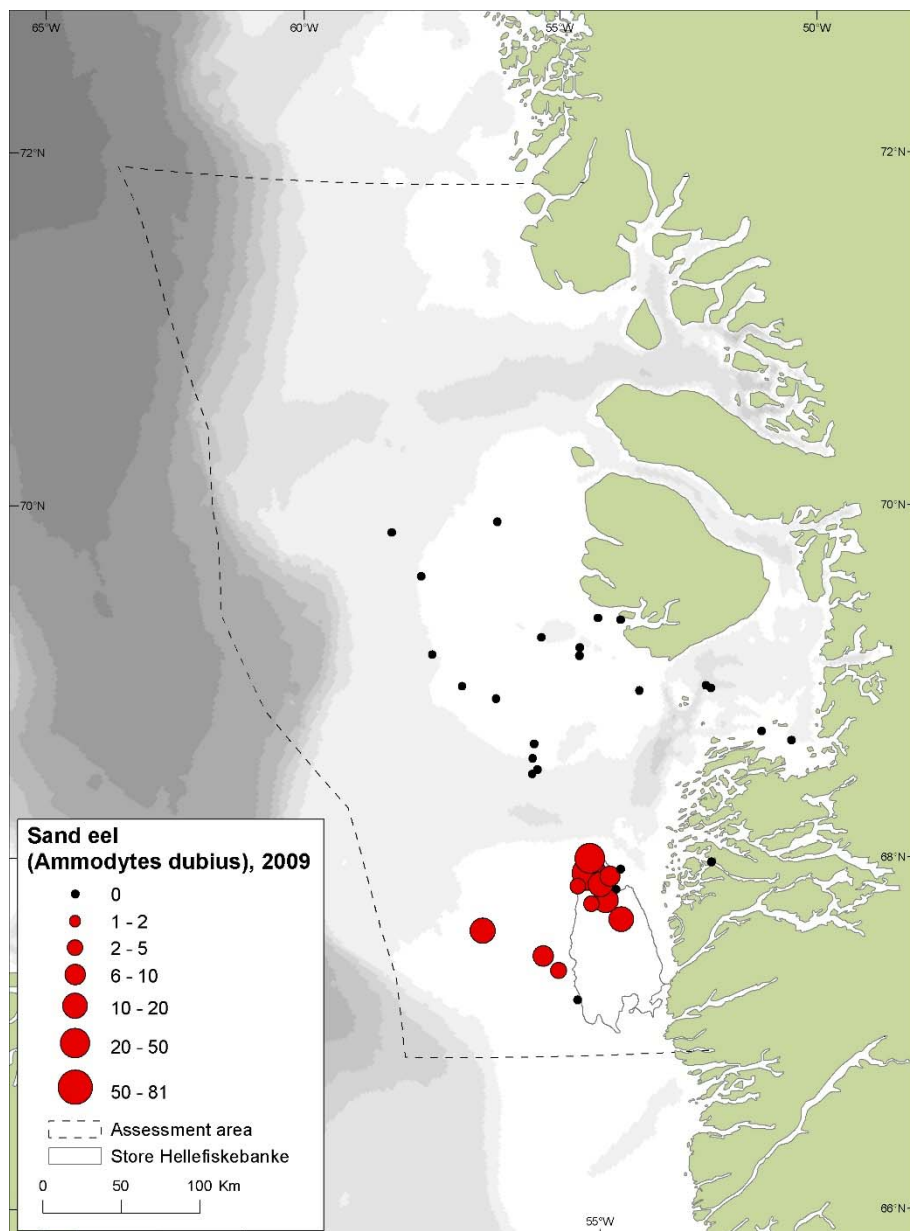
Store Hellefiskebanke er et kendt opvækstområde for hellefisk, mens gydningen sker længere sydpå i Davisstrædet og larverne føres nordpå med den Vestgrønlandske strøm. De voksne fisk befinder sig oftest på dybt vand og gydningen finder sted på dybder større end 1500 m.

Tobis forekommer derimod på det lave vand på Store Hellefiskebanke og gyder i området i løbet af sommeren. De lever i høj grad af *Calanus* spp. og mindre fisk oppe i vandsøjlen, men gemmer sig en del af tiden i sedimentet for selv at undgå prædatorer.

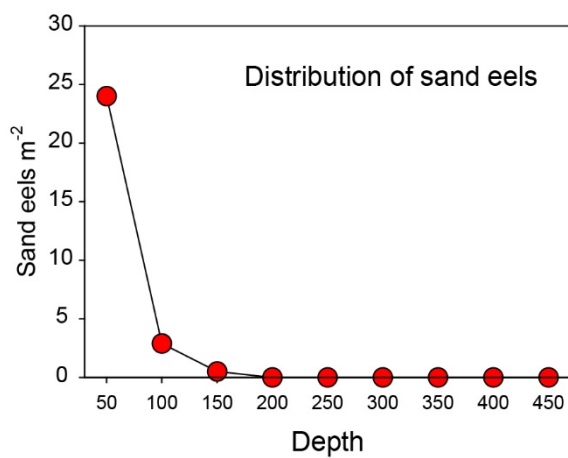
I en undersøgelse i Disko West-området i 2009 blev forekomsten af bundtilknyttet tobis kortlagt (Hansen & Hjort 2013). Undersøgelsen viste at tobis særligt forekommer på Store Hellefiskebanke (Figur 7.1), og i 25-75 m's dybde (Fig. 7.2.) og at forekomsten er korreleret med havbund bestående af sand.

Data for toksicitet af olie og kemisk dispergeret olie på fisk er opsamlet i Word (2013) og Gardiner et al. (2013). Litteraturværdier for akut toksicitet af olie på arktiske fisk, hvor 50 % af den testede population dør (LC₅₀) er angivet til 1,6-4,0 mg/L (Gardiner et al. 2013) og 0,7-4 mg/L (Word 2013). Det vurderes at kronisk toksicitet af olie for arktiske fisk forventelig er mindre end 0,1 mg/L, idet kronisk toksicitet som standard estimeres til at være 10 til 100 gange lavere end akut (EU 2003). De modellerede koncentrationer af olie i vandsøjlen (se Kapitel 6) indikerer således, at et oliespild ved Store Hellefiskebanke kan udgøre en risiko for bl.a. tobis når de fouragerer. Det skal bemærkes, at en lang række olieforbindelser har egenskaber, der medfører, at de kan blive opbobet i fisk, samt at fiskeyngel kan have større følsomhed end voksne fisk (fx Milinkovitch et al. 2011).

Figur 7.1. Udbredelse af tobis i maj 2009 i Disko West-området. Fra Hansen & Hjort (2013).



Figur 7.2. Dybdeudbredelse af tobis (sand eels) i Disko West-området i 2009. Fra Hansen & Hjort (2013).



7.1 Referencer

Burmeister A, Siegstad H, Retzel A (2013) 4.6 Fish and shellfish. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (2013) Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 88-93, 96-97.

EU (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment (TGD). In support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. EUR 20418 EN/2. 337 pp.

Gardiner W W, Word J Q, Word J D, Perkins R A, McFarlin KM, Hester BW, Word LS and Ray CM (2013) The acute toxicity of chemically and physically dispersed crude oil to key arctic species under arctic conditions during the open water season. *Environ Toxicol Chem*, 32: 2284–2300. doi:10.1002/etc.2307.

Hansen JLS, Hjort M (2013) Abundance of sandeel (*Ammodytes dubius*) in the Store Hellefiskebanke area. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (Eds). 2013. Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 94-95.

Milinkovitch T, Kanan R, Thomas-Guyon H, Le Floch, S (2011) Effects of dispersed oil exposure on the bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons and the mortality of juvenile *Liza ramada*. [Science of the Total Environment](#) 409: 1643–1650.

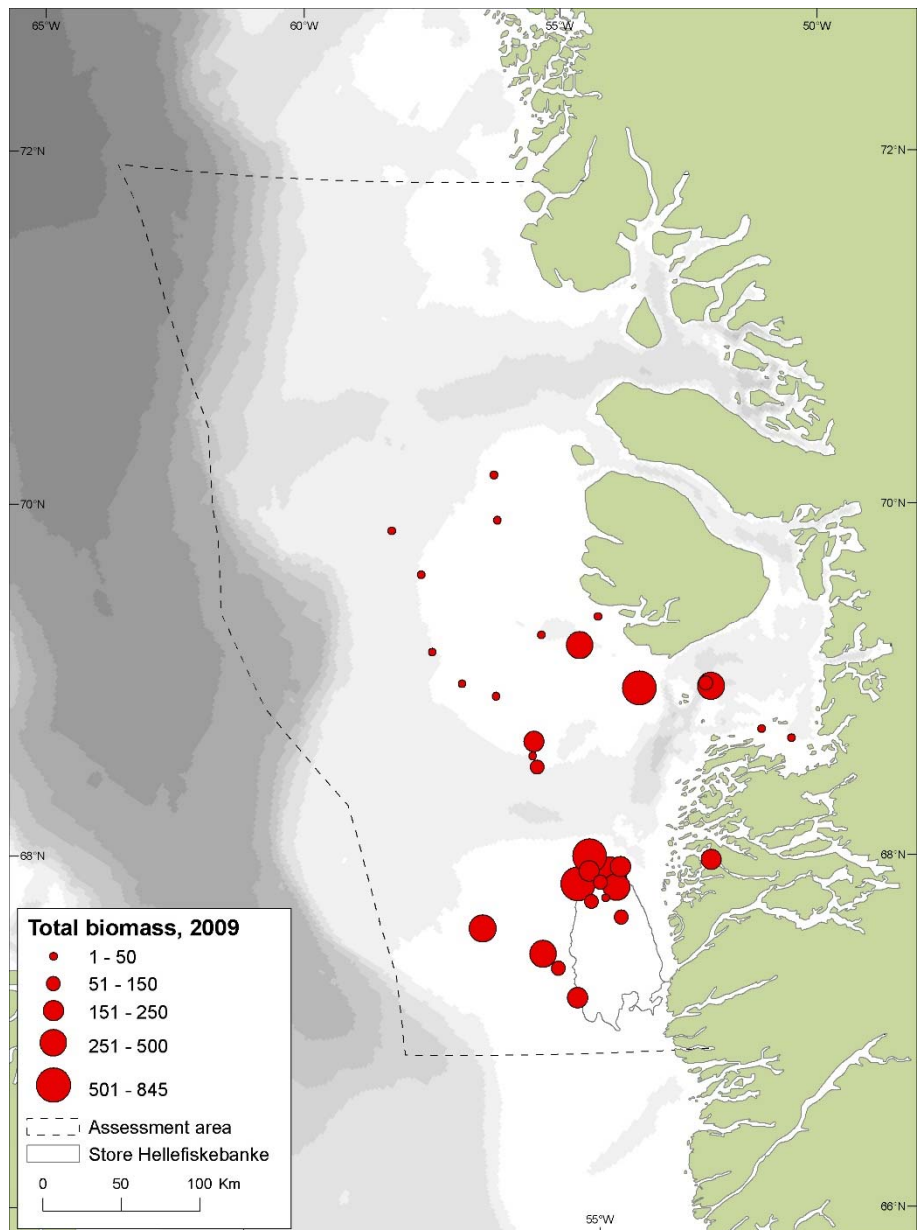
Word JQ (2013) Environmental Impacts of Arctic Oil Spills and Arctic Spill Response Technologies Literature Review and Recommendations. Arctic Oil Spill Response Technology Joint Industry Programme.

8 Bunddyr

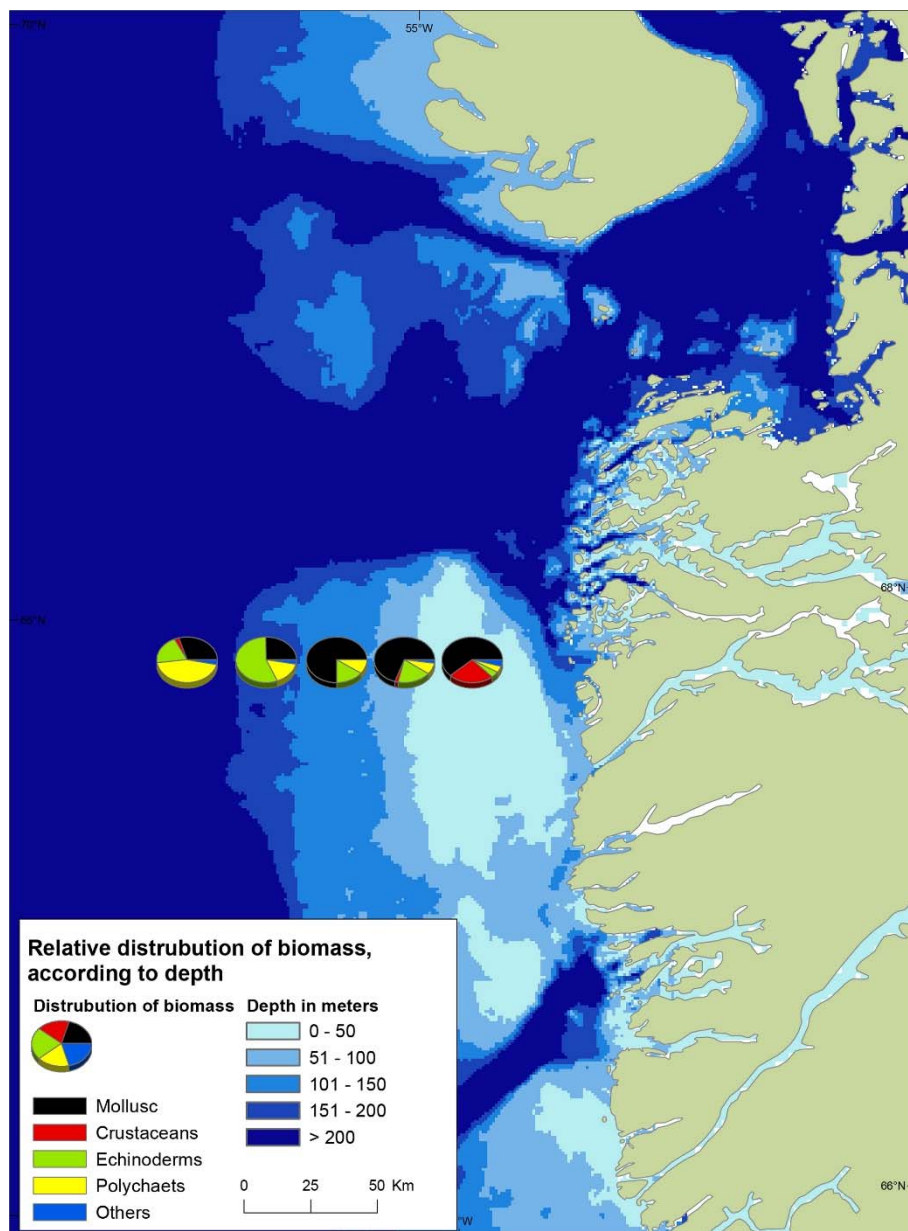
Susse Wegeberg

Der foreligger en undersøgelse af bunddyrssamfundet i Disko West området inklusiv Store Hellefiskebanke fra 2009. Denne undersøgelse viser at bunddyrssamfundets biomasse er særdeles høj på banken (Figur 8.1), selv i sammenligning med tempererede områder (Hansen et al. 2013). Muslingerne (Mollusc) dominerede biomassen ud på 150 m's dybde med 50-80 %, og krebsdyr (Crustaceans) var mest almindelige på dybder <50 m (30 % af biomassen) (Figur 8.2). Undersøgelsen viste også, at bunddyrssamfundet på Store Hellefiske er meget divers og således at betragte som et *hot spot* for benthos-biodiversitet.

Figur 8.1. Biomasse af bunddyr i Disko West området. Fra Hansen et al. (2013).



Figur 8.2. Fordeling af biomassen på dyregrupper på de forskellige dybdeintervaller, <50 m, 50-100 m, 100-150 m, 150-200 m og dybder >200 m. Fra Hansen et al. (2013).



Dybden på St. Hellefiskebanke er næsten overalt større end 30 m og bunddyrssamfundet påvirkes formodentligt ikke umiddelbart af toksiske koncentrationer af dispergeret olie, der ifølge simuleringerne når ned til 20-30 m's dybde. Men det kan ikke udelukkes, at der kan være områder på lavere vand (<10-15 (20) m), hvor højere koncentrationer af olie kan nå havbunden og påvirke de bundlevende dyr.

Der er dog også risiko for en indirekte effekt af de toksiske oliekoncentrationer fra dispergeret olie på de højere trofiske niveauer. Hvis primær- og sekundærproduktionen i vandsøjlen over havbunden falder (se Kapitel 5), vil mindre mængder føde også falde til bunden. Produktionen i de øvre vandlag og den relative lave dybde henover Store Hellefiskebanke sikrer fødegrundlaget for bunddyrene på banken, da denne føde ikke når at omsættes i vandsøjlen, og især filtrerende organismer som muslinger dominerer benthos-samfundet fra 0 ud til 150 m's dybde (Hansen et al. 2013). Muslingerne er selv fødegrundlag for kongeederfugl og hvalros, og netop kongeederfugl forekommer i relativt store tætheder på banken (Mosbech et al. 2013; Frederiksen et al. 2008), mens hvalros har vinterudbredelse på og ved banken (Born 2013).

Det vurderes, at der også kan være risiko for en mere direkte effekt på havbundens organismer i forbindelse med *in situ* burning, idet afbrændingsrester fra afbrænding af olien på havoverfladen efterfølgende kan synke ned til havbunden (se Figur 12.1. samt Kapitel 4). Flager eller klumper af delvist afbrændt olie kan således lægge sig på bunden. Den miljømæssige effekt af de udsynkende afbrændingsrester på benthos og fisk er kun sporadisk kortlagt (Fritt-Rasmussen et al. 2015).

Simulering af rejelarvers udbredelse og transport med havstrømmene på den vestgrønlandske sokkel viser, at rejerne rekrutteres sydfra, og at der er en øget opholdstid på bankerne som følge af lokale hydrografiforhold, som forstærkes på de lidt mindre dybder fra 30-80 m (Storm & Pedersen 2003; Ribergaard et al. 2004).

Da rejelarver udviser daglig vertikal migration og har en tendens til at befinde sig på lavere vand end ældre stadier (Storm & Pedersen 2003, referencer heri) er der således en risiko for, at de kan befinde sig i det vandlag, hvor der er toksiske effekter af dispergeret olie. Da rejelarver samtidig har en øget opholdstid på banken er der således risiko for en negativ indvirkning på rejebestandens rekruttering.

8.1 Referencer

Born EW (2013) 4.8.2 Walrus (*Odobenus rosmarus*). In: In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (Eds.) (2013) Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 119-123.

Frederiksen M, Boertmann D, Cuykens AB, Hansen J, Jespersen M, Johansen KL, Mosbech A, Nielsen TG, Söderkvist J (2008) Life in the marginal ice zone: oceanographic and biological surveys in Disko Bay and south-eastern Baffin Bay April-May 2006. National Environmental Research Institute. Roskilde, Denmark. 92 pp.

Fritt-Rasmussen J, Wegeberg S, Gustavson K (2015) Review on Burn Residues from In Situ Burning of Oil Spills in Relation to Arctic Waters. Water Air Soil Pollution, 226: 329. DOI 10.1007/s11270-015-2593-1.

Hansen JLS, Sejr M, Josefson AB, Batty P, Hjorth M, Rysgaard S. 2013. Benthic invertebrate fauna in the Disko West area with focus on Store Hellefiskebanke. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (Eds.) (2013) Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 82-86.

Mosbech A, Merkel F, Sonne C (2013) King Eider satellite tracking. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D & Dünweber M (Eds.) 2013. Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy: 111-113.

Ribergaard MH, Pedersen SA, Ådlandsvik B, Kliem N (2004) Modelling the ocean circulation on the West Greenland shelf with special emphasis on northern shrimp recruitment. *Continental Shelf Research* 24: 1505-1519.

Storm L, Pedersen SA (2003) Development and drift of northern shrimp larvae (*Pandalus borealis*) at West Greenland. *Marine Biology* 143: 1083-1093.

9 Risikovurdering for kongeederfugle på Store Hellefiskebanke

Morten Frederiksen og Anders Mosbech

Havfugle er først og fremmest sårbare overfor olieudslip fordi tilsmudsning af fjerene med selv ganske små mængder olie ødelægger fjerdragstens vandtæthed med det resultat at fuglene omkommer af kulde eller sult (se også kapitel 4). Dykænder, herunder kongeederfugle, hører til de mest sårbare arter da de tilbringer meget tid liggende på havoverfladen. Derudover er der også en risiko for kroniske effekter hvis fødegrundlaget (her muslinger) forurennes af olieforbindelser i toksiske koncentrationer. Eksempelvis er kronisk forhøjet dødelighed fundet hos strømand efter Exxon Valdez-udslippet i Alaska (Iverson & Esler 2010).

Kongeederfuglen er en dykand som yngler spredt på den arktiske tundra og overvintrer i store flokke i relativt lavvandede havområder, hvor den lever af muslinger og andre bunddyr (Powell & Suydam 2012). Den grønlandske ynglebestand af kongeederfugl er relativt lille, mens langt flere fugle yngler i den østlige del af Canadas arktiske region. En meget stor del af den øst-canadiske ynglebestand af kongeederfugle optræder på Store Hellefiskebanke i vinter- og forårsperioden (Boertmann et al. 2004); en del fugle overvintrer dog også ud for Newfoundland (Powell & Suydam 2012). Optællinger fra fly i april 2006 viste, at ca. 400.000 kongeederfugle opholdt sig på banken (Frederiksen et al. 2008), mens skibsbaserede tællinger i november 2003 resulterede i et estimat på 500.000 fugle (Mosbech et al. 2007). Satellitsporing af kongeederfugle mærket i yngleområderne eller i fældeområderne har vist, at de fleste individer opholder sig på Store Hellefiskebanke i adskillige måneder, og at individer vender tilbage til det samme overvintringsområde år efter år (Mosbech et al. 2006, Mosbech et al. 2009). Store Hellefiskebanke er således en internationalt særdeles vigtig lokalitet for kongeederfugle, og det er derfor yderst relevant at vurdere den potentielle effekt af et olieudslip på Store Hellefiskebanke på bestanden af kongeederfugle.

En vurdering af bestandseffekten af øget dødelighed er her foretaget ved hjælp af en matematisk bestandsmodel, en såkaldt matrixmodel (Caswell 2001). Modellen bruger den tilgængelige information om artens demografi (reproduktion og overlevelse) til at estimere bestandens vækstrate under forskellige forudsætninger. For den øst-canadiske bestand af kongeederfugl foreligger der ingen information om demografi eller om bestanden er i fremgang, i tilbagegang eller stabil. Modelinput er derfor baseret på demografisk information fra Alaska-bestanden, som er langt bedre studeret (fx Bentzen et al. 2008; Phillips & Powell 2009; Oppel & Powell 2010). Der er også for nylig udarbejdet en tilsvarende model for Alaska-bestanden (Bentzen & Powell 2012), og nærværende model baserer sig på denne (se Tabel 9.1). Da den canadiske bestands vækstrate ikke kendes, er der i det følgende gået ud fra at den er stabil; dette har nødvendiggjort mindre justeringer i værdien af enkelte parametre.

Et vigtigt element i en vurdering af langtidseffekten på bestanden er om, og i givet fald hvor hurtigt, bestanden kan forventes at 'komme sig', dvs. vende tilbage til sin tidligere størrelse. En dyrebestand vil kun kunne komme sig efter en omfattende dødelighed, som fx forårsaget af et olieudslip, hvis den er

underlagt tæthedafhængig regulering, dvs. at reproduktion og/eller overlevelse forbedres når bestanden bliver mindre. De samme principper gælder når man "høster" en bestand bæredygtigt ved jagt eller fiskeri, hvor den tæthedafhængige regulering sørger for at bestandsstørrelsen stabiliseres. Med mindre bestanden i forvejen er i tilbagegang af andre årsager, må det generelt forventes, at der er en tæthedafhængig regulering der vil medføre, at bestanden vokser. Der er dog ingen konkret viden om tæthedafhængig regulering hos den øst-canadiske bestand, om den i givet fald virker på overlevelse eller reproduktion, og hvor stærk den i givet fald er. Vi har derfor udarbejdet scenarier for bestandsmodellen med og uden tæthedafhængighed; i scenarierne med tæthedafhængighed har vi antaget, at den virker på vinteroverlevelsen for alle aldersgrupper (Tabel 9.1).

Antagelser for modellen:

- Bestanden er i udgangspunktet stabil over tid, enten på grund af tæthedafhængig regulering eller fordi reproduktion og dødelighed balancerer.
- Eventuel tæthedafhængighed påvirker overlevelsen for alle aldersgrupper og begge køn ligeligt.
- Kongeederfugle begynder at yngle når de er tre år gamle.
- Et olieudslip påvirker alle aldersgrupper og begge køn ligeligt.

Tabel 9.1. Variable og deres inputværdier til matrixmodellen, henholdsvis med og uden tæthedafhængighed. Både modellens struktur og variabelværdier (for modellen uden tæthedafhængighed) er baseret på Bentzen & Powell (2012), med mindre modifikationer for at opnå en stabil bestand. Tæthedafhængigheden indtræder i modellen når bestanden overstiger 250.000 individer, hvorefter overlevelsen gradvist falder til de angivne værdier. Den maksimale årlige vækstrate i den tæthedafhængige model er 7 %.

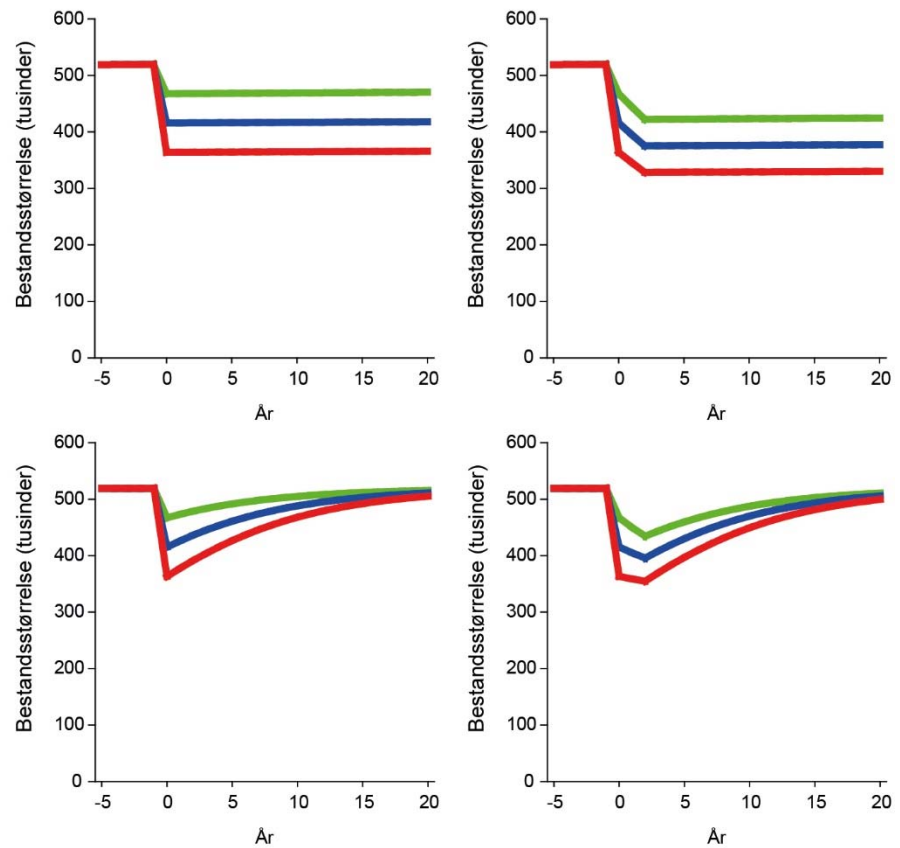
Variabel	Uden tæthedafhængighed (reproduktion og dødelighed balancerer)	Med tæthedafhængighed
Overlevelse 1. år	65 %	65 %, faldende til 61 %
Overlevelse efter første år	94 %	94 %, faldende til 88 %
Andel af voksne som yngler	78 %	78 %
Kuld størrelse (antal æg)	4,41	4,41
Redeoverlevelse	36 %	50 %
Ællingoverlevelse	17 %	30 %

Følgende scenarier er kørt (i alt 12 scenarier, se Figur 9.1):

- med og uden tæthedafhængighed,
- akut dødelighed på 10, 20 eller 30 %,
- med eller uden kronisk dødelighed (5 % per år i 2 år).

Tilsammen illustrerer resultaterne fra de 12 scenarier de mulige udfald efter en akut dødelighed (forårsaget af et olieudslip) over en tyveårig periode. Den faktiske udvikling vil formodentlig ligge et sted indenfor dette udfaldsrum. Det er således næppe sandsynligt at der slet ikke er tæthedafhængighed i bestanden, medmindre den i forvejen er i tilbagegang af andre årsager. For eksempel kan man forestille sig at jagten på kongeederfugl vil blive reduceret eller helt stoppet efter et eventuelt olieudslip, og dette vil i sig selv virke som en tæthedafhængig mekanisme. På den anden side er vækstraten i den tæthedafhængige model nok relativt optimistisk for en så ekstremt længelevende art. Med den foreliggende viden er det altså ikke muligt at konkludere, hvor hurtigt bestanden vil komme sig efter et olieudslip – dog vil det nok tage mindst tyve år før bestanden når op på sin tidligere størrelse, hvis dødeligheden er meget omfattende. Det kan endvidere ikke afvises, at der er en risiko for, at bestanden ikke vil kunne komme sig.

Figur 9.1. Simuleret udvikling i bestandstørrelse af kongeeder-fugl efter en akut dødelighed i år 0 på 10 % (grøn), 20 % (blå) eller 30 % (rød). De to øverste paneler viser scenarier uden tæthedsafhængighed, mens de to nederste indeholder tæthedsafhængighed. I de to paneler til venstre er der kun akut dødelighed, mens de to paneler til højre desuden indeholder en kronisk ekstra dødelighed på 5 % per år i yderligere 2 år.



9.1 Referencer

Bentzen RL, Powell AN (2012) Population dynamics of King Eiders breeding in northern Alaska. *Journal of Wildlife Management* 76: 1011-1020.

Bentzen RL, Powell AN, Suydam RS (2008) Factors influencing nesting success of King Eiders on northern Alaska's coastal plain. *Journal of Wildlife Management* 72: 1781-1789.

Boertmann D, Lyngs P, Merkel FR, Mosbech A (2004) The significance of Southwest Greenland as winter quarters for seabirds. *Bird Conservation International* 14: 87-112.

Caswell H (2001) *Matrix population models. Construction, analysis, and interpretation.* Sinauer, Sunderland, MA.

Frederiksen M, Boertmann D, Cuykens AB, Hansen J, Jespersen M, Johansen KL, Mosbech A, Nielsen TG, Söderkvist J (2008) *Life in the marginal ice zone: oceanographic and biological surveys in Disko Bay and south-eastern Baffin Bay April-May 2006.* National Environmental Research Institute. Roskilde, Denmark. 92 pp.

Iverson SA, Esler D (2010) Harlequin Duck population injury and recovery dynamics following the 1989 Exxon Valdez oil spill. *Ecological Applications* 20: 1993-2006.

Mosbech A, Boertmann D, Jespersen M (2007) Strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the Disko West area. National Environmental Research Institute, Aarhus University. Roskilde. NERI Technical Report no. 618, 192 pp.

Mosbech A, Danø RS, Merkel F, Sonne C, Gilchrist G, Flagstad A (2006) Use of satellite telemetry to locate key habitats for king eiders *Somateria spectabilis* in West Greenland. In: Boere GC, Galbraith CA, Stroud DA (eds) Waterbirds around the world: a global overview of the conservation, management and research of the world's waterbird flyways International conference on waterbirds held in Edinburgh in April 2004. The Stationery Office, Edinburgh, UK, pp. 769-776.

Mosbech A, Merkel F, Sonne C (2009) Ny viden om Kongeederfugle i Vestgrønland. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 103: 6-8.

Oppel S, Powell AN (2010) Age-specific survival estimates of King Eiders derived from satellite telemetry. Condor 112: 323-330.

Phillips LM, Powell AN (2009) Brood rearing ecology of King Eiders on the North Slope of Alaska. Wilson Journal of Ornithology 121: 430-434.

Powell AN, Suydam RS (2012) King Eider (*Somateria spectabilis*). Birds of North America Online, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca.

10 Kystzonens økosystemer og effekter af olie

Susse Wegeberg og Frank Rigét

Hvis et oliespild ikke bekæmpes til havs er der risiko for at vind og strøm vil få olien til at drive ind til og på kysten. På grund af tidevandets bevægelser, kan olien aflejres i tidevandszonen, imellem klipper og sten og arbejdes ned i mere finkornet sediment såsom småsten/grus (Figur 10.1). Tæt på kysten kan olien også blandes ned i vandsøjlen, på grund af den lavere dybde samt bølgeenergien, og dermed påvirke det økosystem, der udgøres af tangskov ved kysten.

10.1 Tidevandszonen samfund

Tidevandszonen har et karakteristisk samfund. I Grønland udgøres det af de fastsiddende arter af klørtang (*Fucus evanescens*, *F. vesiculosus*) og buletang (*Ascophyllum nodosum*), rurer (*Semibalanus balanoides*) og blåmuslinger (*Mytilus edulis*). Tangen forhindrer udtørring og giver ly til en række andre organismer, bl.a. tanglopper (fx *Gammarus oceanicus*) og snegle (*Littorina obtusata*, *L. saxatilis*) (Høgslund et al. 2014, upublicerede data).

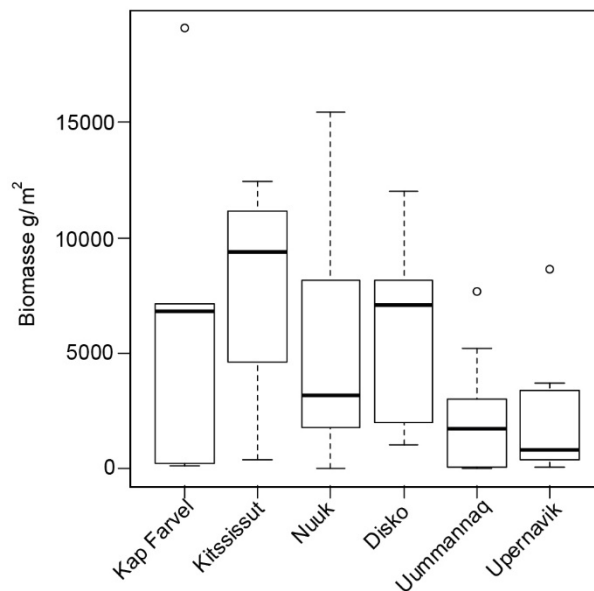
For at kunne vurdere effekten af et strandet oliespild i Grønland er det derfor nødvendigt at kende de oprindelige forhold og den naturlige variation i tilfælde af en oliespildsulykke. Der er således foretaget en række ensartede undersøgelser langs den grønlandske vestkyst fra Kap Farvel til Upernavik for at kortlægge tidevandszonen samfund i forhold til både lokale og regionale fysiske parametre og i forhold til en klimatisk skala (subarktisk til højarktisk).

Der er fundet relativt høje biomasser i tidevandszonen helt op i det højarktiske (Figur 10.2). Biomassen udgøres i dominerende grad af arter, der også er nøglearter i mere tempererede egne (*A. nodosum*, *Fucus* spp., *Littorina* spp. og *M. edulis*). Efter Disko sker der dog et markant fald i den totale biomasse. Faldet kan hænge sammen med generel større forekomst af hav- og gletcheris, som med tidevandet og bølgeenergi skurer organismerne af klipperne (Figur 10.1, th). Variationen indenfor de enkelte områder (Figur 10.2) skyldes i høj grad også is, men med lokale effekter i forhold til vindeksponering sammenholdt med kystens morfologi og ruhed, om der er sprækker og fordybninger, hvor organismerne kan sidde fast og udvikle sig uden at skurres af isskoser.



Figur 10.1. Eksempler på tidevandszone (lavsåne) ved Disko (tv) og Uummannaq (th).

Figur 10.2. Den totale gennemsnitlige algebiomasse i den midterste del af tidevandszonen i de undersøgte områder fra Sydgrønland på 60°N (Kap Farvel og Kitsissut), Nuuk 64°N, Disko 69°N, Uummannaq 71°N til Upernavik på 73°N.



10.2 Tangskov

Ved kysten, under tidevandszonen, er organismerne altid vanddækkede og her ser samfundet ganske anderledes ud end i tidevandszonen, om end også karakteristisk med klippebund dækket og domineret af bladtangarterne *Alaria esculenta*, *Saccharina latissima/longicuris*, *Laminaria nigripes* samt *Agarum clathratum* (Figur 10.3) forudsat passende substrat (Hansen et al. 2013).

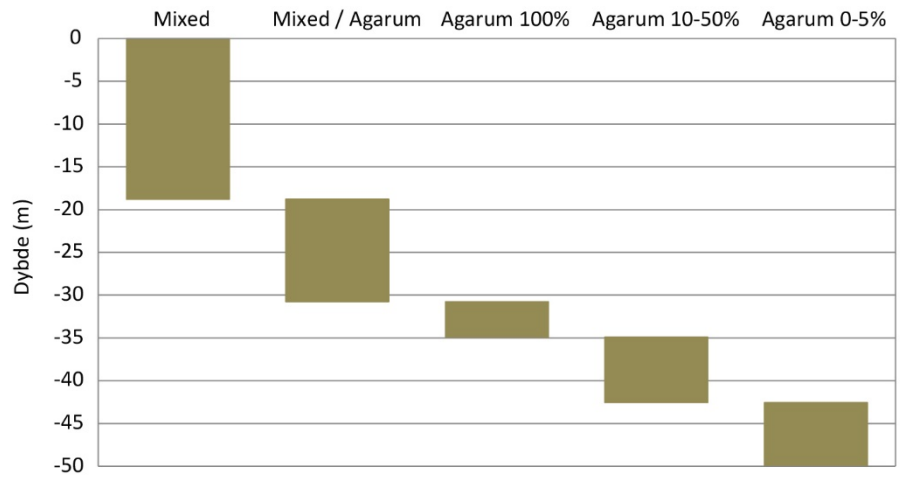
Det eneste sted i Grønland, hvor biomassen af tangskovsarter er fastlagt er i Kap Farvel og Qaqortoq-området (Wegeberg 2007), men da dybdegrænserne for tangskovsdækket svarer til den ved Disko Bugt (ca. 40 m) kan disse undersøgelser supplere med information om mulig forventet sammenhæng mellem fysiske og flora/fauna parametre i tangskoven.

Fordelingen af arter med dybden, hvor *A. clathratum* dominerer på de lidt større dybder, er generel, men dybdeudbredelsen og artssammensætningen i den øverste del af tangskoven afgøres dog dels af breddegrad og dels af graden af vindeksponering. Ved Ydre Kitsissut, der er stærkt vind- og dønningeksponeret, ses *A. clathratum* først ved 20 m (Figur 10.3), mens den i andre undersøgelser findes i op til 5 m's dybde og generelt dominerer tangskoven mere i fjordene. For begge områder, Disko West og Sydgrønland, gælder dog, at der findes et tangdække på mere end 10 % på større dybder end 30 m (Hansen et al. 2013, fig. 4, Figur 10.3).

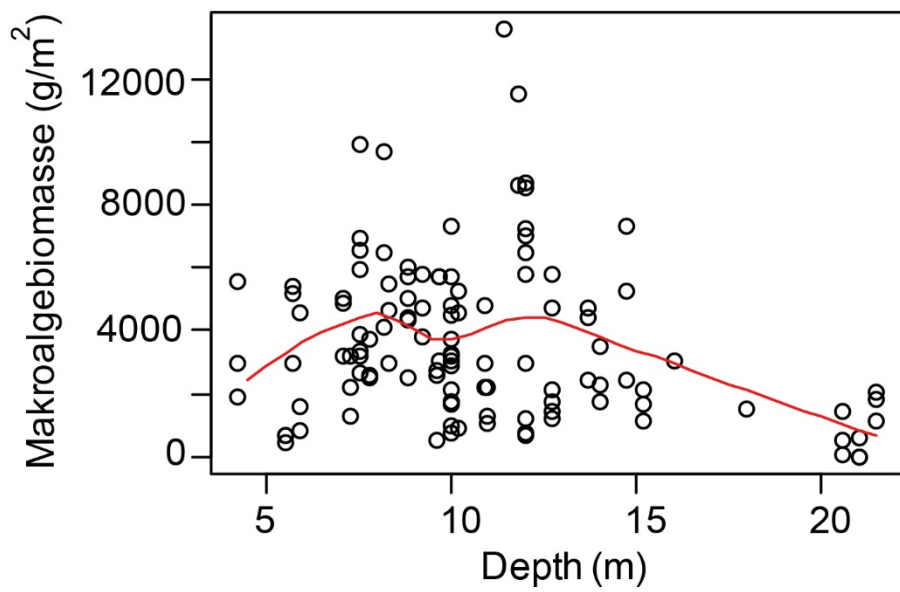
I tangskoven findes desuden et dyreliv bestående af meget forskellige arter fra fisk, såsom tangspræl og stedbider til de større arter af invertebrater, søpindsvin og søstjerner, til de små krebsdyr fx *Caprella* og *Gammarellus* m.fl. I forbindelse med tangskovsundersøgelser i Kap Farvel området blev der fundet 91 faunaarter tilknyttet tangskoven.

Den totale gennemsnitlige biomasse af bladtangarter og forekomst af fauna i forhold til dybde i en undersøgelse foretaget dels i Kap Farvel-området og dels i Qaqortoq-området viser ikke ændringer i de øverste 15 m, først ved 20 m ses et fald i tangbiomasse (Figur 10.4).

Figur 10.3. Fordeling af blad-tangarter ved Ydre Kitsissut, Sydgrønland i forhold til dybde. De øverste knap 20 m består tangskoven primært af *A. esculenta*, *S. latissima* og *L. nigripes* (Mixed). Herefter findes *A. clathratum* også (Mixed/Agarum) og fra ca. 30 m er der udelukkende *A. clathratum* (Agarum).

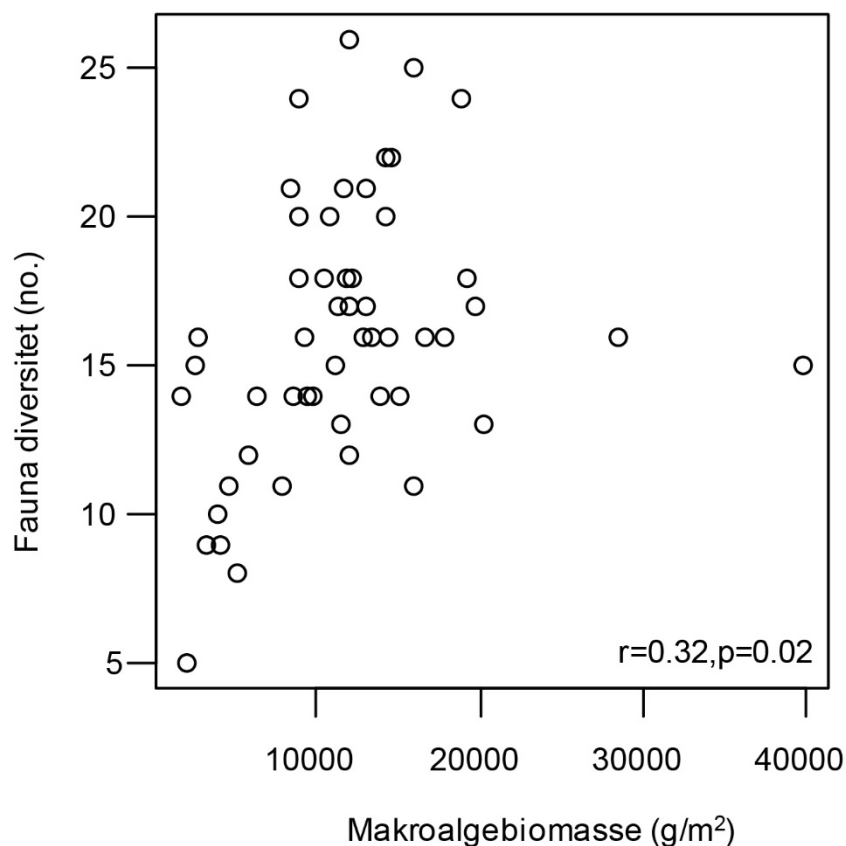


Figur 10.4. Tangbiomasse og dens fordeling i forhold til dybde i tangskov i Sydgrønland. Den røde linje repræsenterer LOESS smoother.



Test af sammenhæng mellem tang og fauna viser en signifikant positiv korrelation mellem biomasse af tang og alle faunaparametrene herunder antal, biomasse og diversitet (Figur 10.5).

Figur 10.5. Artsdiversitet af dyr (antal arter) i forhold til biomasse tangskov i Sydgrønland.



10.3 Effekt af oliespild på kystens økosystemer

Ved oliespildene i Alaska (*Exxon Valdez* 1989), i Norge (*Rockness* 2004, *Server* 2007, *Full City* 2009 og *Godafoss* 2011) samt i UK (*Torrey Canyon* 1967, *Sea Empress* 1996) er der gennemført monitoring med henblik på at vurdere effekterne af oliespildet og hvornår littoralzonens samfund er restitueret (Southward & Southward 1978, Moore 2006, Gitmark & Brkljajac 2011, Shigenaka 2014). Restitueringsstid afhænger af olietype og -mængde samt også i høj grad af oprensningmetoder og -effektivitet.

Brunalgen, *Fucus gardneri*, i *Exxon Valdez* undersøgelserne (Driskell et al. 2001), viste en lack periode på flere år, således at der i perioden efter et oliespild ikke sås de store skader og hurtig recover i forhold til dækningsgrad, for derefter at se en nedgang efter flere år. Nedgangen antages at skyldes skader på reproduktion og juvenile stadier. Det viser sig nu efter 25 års monitoring, at der er en positiv korrelation mellem dækningsgrad af *F. gardneri* og den kolde periode af den pacifiske decadale oscillation (POD). POD forårsager en klimatisk svingning mellem en kold og en varm periode over ca. 10 år. Faldet i *Fucus*-dækningsgrad ses således ikke længere nødvendigvis som eftervirkninger af oliespildet i 1989 (Shigenaka 2014). Et tilsvarende markant fald i dækningsgraden af brunalgen *Fucus vesiculosus* blev dog også beskrevet i forbindelse med littoralzone-monitoringen efter *Sea Empress* ulykken i UK, hvor fænomenet også opstod efter ca. 3 år og efter en umiddelbar hurtig restitution med større dækningsgrad end tidligere (Moore 2006). Den større dækningsgrad skyldtes formentlig usynkroniseret restitution af habitatens andre organismer, fx langsommere restitution af arter af albueskæl (snegl), der græsser på *Fucus*. Den udeblivende græsning har formentligt også været årsag til at man i løbet af rekoloniseringsprocessen

konstaterede, at grænsen for de store brunalger rykkede 2 m længere op på kysten. Dette underbygger, at forsinkede effekter kan medføre kaskadeeffekter på økosystemet og forlænge recovery, som det også blev observeret i forbindelse med *Exxon Valdez* i Alaska (Peterson et al. 2003).

I Norge er der blevet lavet en opsamling på miljøvirkninger i tidevandszonen af fire oilespildsulykker i nyere tid (Gitmark & Brkljajac 2011). I Norge er restitutionstiden efter mindre oilespild (fx *Full City* 2009) således blevet vurderet til relativt få år. Dette er baseret på undersøgelser foretaget lige efter samt året efter ulykken. Ved vurderingen af restitutionstiden er der taget det forbehold, at det er vanskeligt at adskille effekten af olien fra den naturlige variation (Gitmark & Brkljajac 2011; Bakke et al. 2012).

Generelt er der en tendens til at littoralzonens samfund under tempererede til sub-arktiske forhold er restitueret indenfor 5 år, men at der kan være længere eftervirkninger afhængig af olietype, kystens beskaffenhed og hvor hårdhændet oprensningen er foregået (Southward & Southward 1978; Moore 2006; Gitmark & Brkljajac 2011; Shigenaka 2014).

Effektstudier af råolie og dispergeringsmidler på den sublittorale tangskov blev gennemført i en bugt i det Nordlige Baffin Island i forbindelse med Baffin Island Oil Spill (BIOS) projektet (1980-1982). Der blev iagttaget få effekter, forklaret ud fra den antagelse, at eksponeringen var forsvundet efter 6 timer, men efter det andet år (studiets sidste år) sås en nedgang på *Pontoporeia* (amphipod med nedgravningsadfærd) (Cross et al. 1987).

Effekter på tangskov blev også undersøgt i forbindelse med *Exxon Valdez*-ulykken og en opsummering af rater for restitution blev opgjort til under to år for makroalgen, *Saccharina latissima*, mens det for dyrene varierede mellem under to år til mere end to år (polychaeter, søstjerne) og for den store søsol (*seaflower seastar*) mere end 4 år (Dean & Jewett 2001, table 8). Ålegræssamfund udviste længere restitutionstid pga. større forekomst af mere oliefølsomme arter (krebsdyr) og højere total PAH niveauer, formodentligt pga. blød sedimenttype i forhold til hårdbund for tangskov, hvor olien vaskes væk hurtigere. Der findes forekomster af ålegræsenge i Sydgrønland, men ikke særligt udbredt.

Der blev ikke påvist negativ effekt på antallet af de fiskearter, der er knyttet til tangskoven, som følge af olieforureningen (Dean & Jewett 2001). Ved kysten i Grønland kan der dog være en risiko for påvirkning af gydeområder for lodde og stenbider, som er udbredte og kommercielt vigtige arter, der forekommer langs vestkysten op til henholdsvis Upernavik og Uummannaq (Olsvig & Mosbech 2003). Lodden gyder i forårs- og sommermånederne på lavt vand i fjorde og på yderkysten. Efter gydeperioden trækker lodderne vestpå og findes også ude på bankerne om efteråret, i den tidlige vinter og om foråret tilsvarende stenbiderne, der gyder på helt lavt vand i maj-juni (Olsvig & Mosbech 2003). Der er således et tidsvindue fra tidligt forår og henover sommeren, hvor disse fiskearter antages at være særligt sårbare overfor oilespild, der strander på kysten og dermed påvirker deres gydeområder.

Mere artsspecifikke studier af oliekomponenters toksiske effekt har vist, at eksponeringstid er afgørende, selv små doser (0,2 ppm) kan blive lethale efter fx 10 uger, og at juvenile stadier af fx *Gammarus oceanicus* fra Østersøen blev fundet til at være adskillige hundrede gange mere følsomme (Lindén 1976, Nelson 1982). Undersøgelser på arktisk *Gammarus oceanicus* af olie +

dispergeringsmidler viste sublethale effekter såsom påvirkning af den osmotiske regulering (Aunaas et al. 1991).

Olsen et al. (2007) konstaterede et højere energiforbrug hos amphipod-arter ved WAF-eksponering (water accommodated fraction af olie), men ikke hos en muslingeart, der også var inkluderet i forsøget. De forskellige resultater for dyregrupperne tilskrives forskellig fouragerings- og nedgravningsadfærd samt artspecifik følsomhed overfor WAF. Artsspecifik følsomhed, selv indenfor dyrerækker, er også påvist overfor dispergeret olie (Wu 1981, French-McCay 2002) og bl.a. for *Pontoporeia*, som er en amphipod med nedgravningsadfærd, blev der først observeret en nedgang i populationen efter 2 år i BIOS-projektet (Cross et al. 1987).

I nogle tilfælde kan effekter af eksponering til oliekomponenter formodentligt være reversible, således at når eksponeringen ophører vil det forhøjede energiforbrug stabiliseres på normalt leje medmindre eksponeringen har været for lang eller for høj. Fx *Littorina littorea* fra Norge, der blev eksponeret til en PAH-forbindelse i 5 dage efterfulgt af 8 dages restitution i rent havvand, udviste reversibel effekt af lysosomal stabilitet (Lowe et al. 2006).

10.4 Referencer

Aunaas T, Olsen A, Zachariassen KE (1991). The effects of oil and oil dispersants on the amphipod *Gammarus oceanicus* from Arctic waters. In: Sakshaug E, Hopkins CCE, Britsland NA (eds.): Proceedings of the Pro Mare Symposium on Polar Marine Ecology, Trondheim, 12-16 May 1990. Polar Research 10: 619-630.

Bakke T, Klungsøyr J, Sanni S (2012) Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten Resultater fra ti års forskning. Norges Forskningsråd. 42 pp.

Cross WE, Wilce RT, Fabijan MF (1987) Effects of releases of oil and dispersed oil on Arctic nearshore macrobenthos. III. macroalgae. Arctic 40: 211-219.

Dean TA, Jewett SC (2001) Habitat-specific recovery of shallow subtidal communities following the Exxon Valdez oil spill. Ecological Applications 11: 1456-147.

Driskell WB, Ruesink JL, Lees DC, Houghton JP, Lindstrom SC (2001) Long-term signal of disturbance: *Fucus gardneri* after the Exxon Valdez oil spill. Ecological Applications 11: 815-827.

French-McCay DP (2002) Development and application of an oil toxicity and exposure model, OilToxEx. Environmental Toxicology and Chemistry 21: 2080-2094.

Gitmark J, Brkljajic M (2011) Marinbiologiske undersøkelser i forbindelse med oljeutslipp fra M/S Full City. Undersøkelser av flora og fauna i littoral- og sublittoralzonen (Sluttrapport). NIVA rapport. 82 pp.

Hansen JLS, Hjorth M, Rasmussen MB, Bruhn A, Christensen PB, Pedersen (2013) Box 2. Mapping of macroalgae in the Disko West coastal zone. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (Eds.) (2013) Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus

University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 71-74.

Høgslund S, Sejr MK, Wiktor J, Blicher ME, Wegeberg S (2014) Intertidal community composition along rocky shores in Southwest Greenland: a quantitative approach. *Polar Biology* 37:1549–1561.

Lindén O (1976). Effects of oil on the amphipod *Gammarus oceanicus*. *Environmental Pollution* 10: 239-250.

Lowe DM, Moore MN, Readman JW. 2006. Pathological reactions and recovery of hepatopancreatic digestive cells from the marine snail *Littorina littorea* following exposure to a polycyclic aromatic. *Marine Environmental Research* 61: 457-470.

Moore J (2006) Long term ecological impacts of marine oil spills. Environmental Consultant, Coastal Assessment, Liaison & Monitoring, Pembrokeshire, UK. 14 pp. http://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/41688442/Long_term_ecological_impacts_of_marine_o20160128-6556-1v22hyr.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAJ56TQJRTWSMTNPEA&Expires=1483437421&Signature=GGOFzHaeSZaQ-ckEbo0yOwjECWA%3D&response-content-disposition=inline%3B%20file-name%3DLong_term_ecological_impacts_of_marine_o.pdf.

Nelson WG (1982) Experimental studies of oil pollution on the rocky intertidal community of a Norwegian fjord. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 65: 121-138.

Shigenaka G (2014) Twenty-Five Years After the Exxon Valdez Oil Spill: NOAA's Scientific Support, Monitoring, and Research. Seattle: NOAA Office of Response and Restoration. 78 pp.

Olsen GH, Sva E, Caroll JL, Camus L, De Coens W, Smolders R, Øveraas H, Hylland K (2007) Alterations in the energy budget of arctic benthic species exposed to oil-related compounds. *Aquatic Toxicology* 83: 85-92.

Olsvig S, Mosbech A (2003) Fiskeriressourcer på det lave vand i det nordlige Vestgrønland. En interviewundersøgelse om forekomsten og udnyttelsen af lodde, stenbider og ørred. Danmarks Miljøundersøgelser. 74 s. -Arbejdsrapport fra DMU nr. 180. <http://arbejdsrapporter.dmu.dk>Peterson CH, Rice SD, Short JW, Esler D, Bodkin JL, Ballachey BE, Irons DB (2003) Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science* 302: 2082-2086.

Southward AJ, Southward EC (1978) [Recolonization of Rocky Shores in Cornwall After Use of Toxic Dispersants to Clean Up the Torrey Canyon Spill](#). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 35: 682-706. doi: 10.1139/f78-120.

Wegeberg S (2007) Er tang en ny marin ressource i Grønland? *Vand & Jord* 3: 117-120.

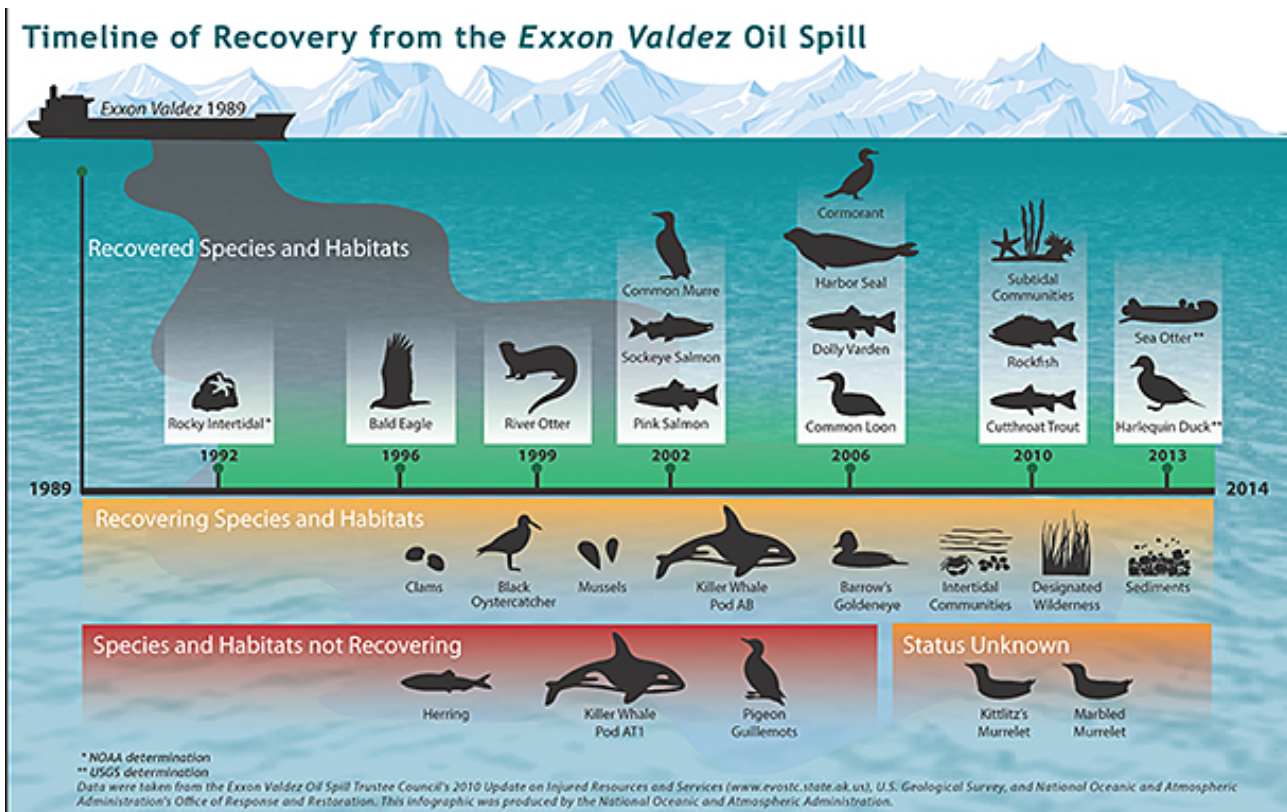
Wu RSS (1981) Differences in the toxicities of an oil dispersant and a surface active agent to some marine animals, and their implications in the choice of species in toxicity testing. [Marine Environmental Research](#) 5: 157-163.

11 Restitution

Susse Wegeberg

Ved ulykken i Alaska med olietankeren *Exxon Valdez* i 1989 er det officielle estimat at 40.000 m³ råolie blev spildt i Prince William Sound og med omfattende miljøeffekter til følge, der løbende og over lang tid er blevet meget grundigt undersøgt. De fleste påvirkede bestande vurderes i dag til at være restitueret eller i bedring, selvom der er bestande af arter, der ikke ser ud til at genetableres (Figur 11.1).

Til trods for bekæmpelse og oprydning efter *Exxon Valdez*-ulykken blev en del olie begravet især i sedimenter. Der kan således fortsat findes mindre mængder af ikke-nedbrudt olie indlejret på nogle af de oliepåvirkede kyster. Langsom udsivning af den indlejrede olie vurderes til at være en kilde til fortsat (kronisk) olieforurening i visse områder (NOAA 2010, Shigenaka2014). Hvor økosystemet således vurderes generelt til at være restitueret efter den kraftige oliepåvirkning, og hvor bl.a. littoralzonen vurderedes til at være restitueret efter godt 3 år, må der forventes at være lokale langvarige påvirkninger. Fx forhøjet aktivitet af leverenzymssystemer, der afgifter oliepåvirkningen hos de fugle der bliver påvirkede.



Figur 11.1. Tidslinjen for miljøets restitution efter olieforureningen som følge af Exxon Valdez-ulykken i 1989. Figuren viser hvilket år et økosystem er vurderet restitueret og hvilke arter, der er vurderet til ikke at restituere, herunder sild, spækhugger og beringstejst.

Kystmorfologien i Grønland er kortlagt i forbindelse med DCEs udarbejdelse af oliespildssensitivitetsatlas (<http://dce.au.dk/environmental-atlas>) med henblik på identifikation af kyststrækninger, hvor beskyttelse bør prioriteres i tilfælde af oliespild (fx Mosbech et al. 2004, Clausen et al. 2012). På den del af kysten, hvor oliespildsscenerierne viser at olien kan nå kysten (ClimateLab 2014, Appendiks 2) er der identificeret en del kyststrækninger, der svarer til kysten i Prince William Sound, hvor olien fra *Exxon Valdez* blev fanget. Dette indikerer at lignende langvarige indvirkninger på kystøkosystemerne i Grønland kan forventes, hvis et større oliespild af samme type strander på sådanne kyststrækninger.

Deepwater Horizon-ulykken i den Mexicanske Golf i 2010 var en af de største offshore oliespildsulykker nogensinde, hvor ca. 780.000 m³ let råolie undslap til havmiljøet fra borerøret ved havbunden ved et *blow-out* fra en produktionsboring. Der arbejdes fortsat på at få klarlagt de miljømæssige konsekvenser af oliespildet, og de relativt få publicerede artikler dækker studier af den naturlige nedbrydning af olien, effekter på bl.a. dybtvandskoraller samt undersøgelser af effekterne af den kemiske dispergering. Det er her også af særlig interesse for arktiske forhold, at en stor del af olien, der blev opblandet og spredt i vandsøjlen og særligt samlede sig på ca. 1000 m dybde, hvor havtemperaturen ikke adskiller sig væsentligt fra store dele af de grønlandske farvande (4 °C), er under nedbrydning af naturligt forekommende mikroorganismer. Der er påbegyndt undersøgelser, der skal belyse potentialet for naturlig nedbrydning af olie i grønlandske farvande.

I forhold til nøglearter på Store Hellefiskebanke, såsom arter af *Calanus* og muslinger, er deres alder opgjort i Tabel 11.1. Disse nøglearter udgør en stor del af henholdsvis mesoplankton (Dünweber et al. 2013) og op til 50% af benthosbiomassen på Store Hellefiskebanke (Hansen et al. 2013). Dominerende aldersklasser samt alderen for kønsmodning giver et fingerpeg om hvor hurtigt populationen kan restituere og baseline-biomassen forventes at være genetableret i forhold til en *bottleneck event*, såsom et større oliespild.

En undersøgelse af muslingearters biologi foretaget i Disko Bugt området, viser en fordeling i alder på omkring 5 (3-8) år, med en max. alder målt til 23, herunder af den dominerende art på Store Hellefiskebanke, *Mya arctica* (Petersen 1978, som *H. byssifera*). Kønsmodningen for *Mya truncata* er 3-6 år. En tidshorisont på mere end 10 år før populationen er restitueret, kan derfor forventes, hvis en del af populationen bliver påvirkede.

Effekten af oliespild på *Calanus*-arterne kan være flere og er beskrevet i Kapitel 4. Lethal-effekter kan opstå ved høje koncentrationer af olie i vandsøjlen (> 1 ppm, Gardiner et al. 2013, Hansen et al. 2011, 2012), mens sublethale effekter kan opstå ved lavere koncentrationer og/eller ved optagelse af oliedråber dels på fødeemner eller som fødeemne (Kap. 4, Almeda et al. 2014, Nørregaard et al. 2013). Sublethale effekter kan være nedsat græsningsrate, og dermed en reduktion i vækstraten for populationen, en reduktion i størrelsesordenen eller i succesraten for afkom (Almeda et al. 2014; Nørregaard et al. 2013).

Generationstiden for *Calanus*-arterne er fra 1 til 4 år, hvor den højarktiske art udviser længst generationstid (Tabel 11.1). Implikationerne for et større oliespild, hvor der opnås lethale koncentrationer eller sublethale effekter af olie i vandsøjlen, er at den nuværende population og dermed også reproduktionsstørrelsen eller/og -succes for næste års og op til fire års copepod-population kan være påvirket.

Tabel 11.1. Dominerende aldersklasse for muslinger fra lokaliteter langs Diskos vestkyst, generationstid for de grønlandske *Calanus*-arter samt alder for kønsmodning for *C. hyperboreus* og *Mya truncata*.

Species	Dominerende aldersklasse (år)	Generationstid/ alder for kønsmodning (år)	Referencer
<i>Calanus finmarchicus</i>		1	Broms et al. 2009
<i>C. glacialis</i>		2	Broms et al. 2009 Slagstad & Tande 1990
<i>C. hyperboreus</i>		(2) 3-4	Broms et al. 2009 Hirche 1997
<i>Mya truncata</i>	5-12; 2-5 *	3-6	Petersen 1978
<i>Hiatella arctica</i>	6-11		Petersen 1978
<i>Macoma calcarea</i>	4-5 r		Petersen 1978

*Fra to forskellige steder ved Disko.

Der vil ske en tilførsel af nye individer/larver fra de omkringliggende vandmasser til banken, som vil bidrage til gendannelse af fx *Calanus*-populationerne. Men pga. af vandets lange opholdstid på Store Hellefiskebanke vil tilførslen måske ikke ske så hurtigt som strømhastighederne kunne indikere.

Generelt er strømmen ved Vestgrønland nordgående. Flere steder langs Vestgrønland dannes imidlertid strømhvirvler som følge af samspillet mellem den komplekse topografi ved bankerne og de store tidevandsbevægelser i området mellem 64 og 68° N. Når den nordgående strøm møder bankerne dannes der store strømhvirvler, hvor vandet cirkulerer rundt i retning med uret. Lige syd for og lige nord for Store Hellefiskebanke forekommer sådanne vedvarende strømhvirvler, som resulterer i en vandstrøm rundt om hele banken. Det betyder samtidig, at partikler såsom plankton på fx Store Hellefiskebanke i høj grad forbliver på banken i lang tid (lang residenstid).

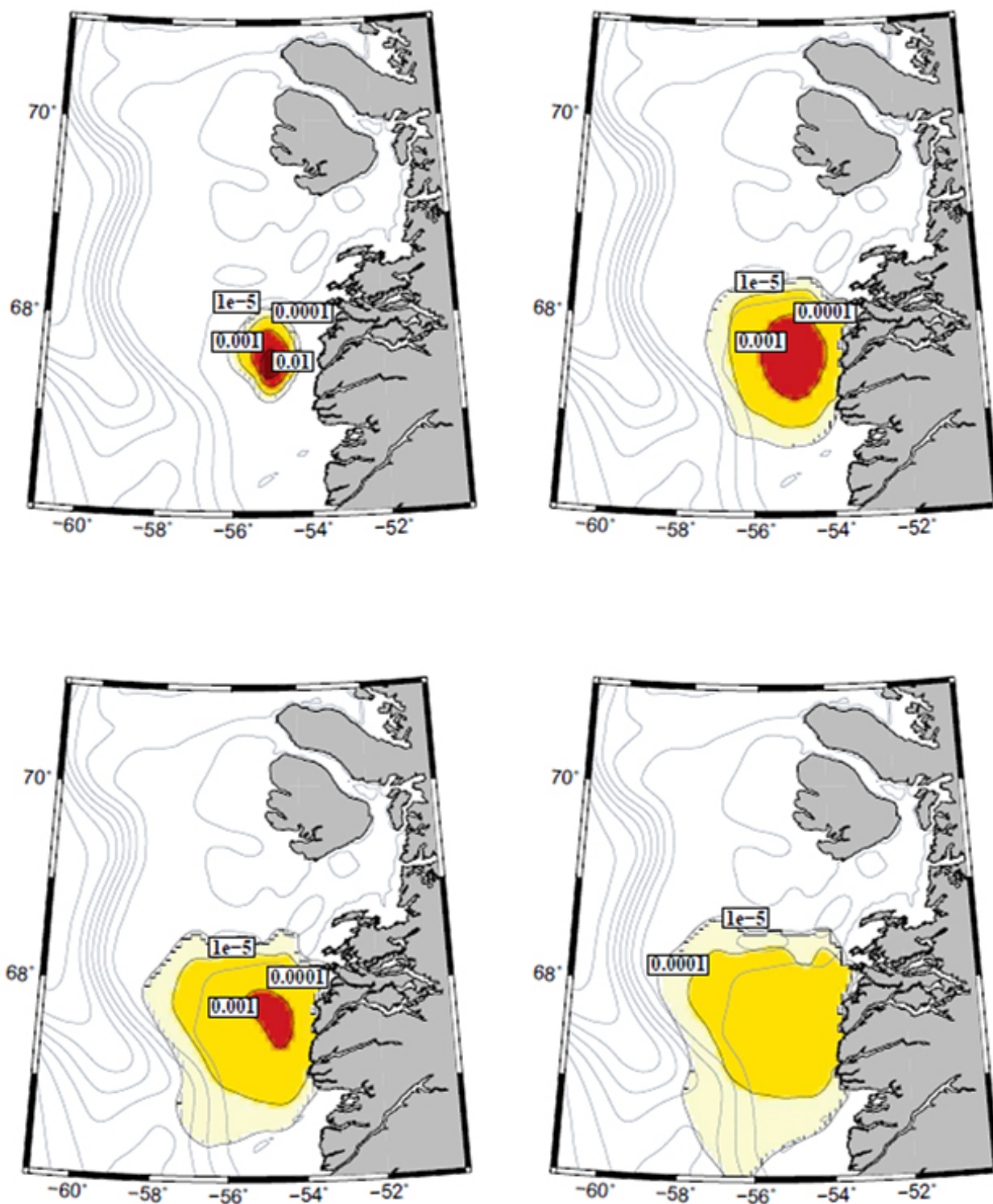
En modellering af vandcirkulationen på den Vestgrønlandske kontinental-skråning mht. at undersøge rejelarvers drift, fandt en gennemsnitlig nordgående overfladehastighed på 20 cm/s i 1999 og 2000 (Ribergaard et al. 2004). Modellens simuleringer viste ligeledes disse strømhvirvler, som genereres rundt om bankerne. Modellens "rejelarver" havde tendens til at blive på Store Hellefiskebanke i op til 100 dage, hvor larverne skulle overgå fra et pelagisk liv til et liv ved havbunden, og viste derved en lang residenstid for partikler på banken.

Den relativt lange residenstid på St. Hellefiskebanke fremgår ligeledes af simuleringer fra ocean-cirkulationsmodel (COHERENS) beskrevet i Kapitel 3. Figur 11.2 viser fortyndingen af olien i en 4 ugers periode efter et simuleret olieudslip på 1000 t i løbet af et døgn. Olien spredes relativt symmetrisk om udledningspunktet og centrum flytter sig stort set ikke.

Risikoanalysen for kongeederfugl (Kap. 9) viser, at det kan tage mindst tyve år før bestanden når op på sin tidligere størrelse, hvis dødeligheden er meget omfattende efter et oliespild. Og det afvises ikke, at der er en risiko for, at bestanden ikke vil kunne komme sig fuldt ud.

Den foreliggende viden og tidligere erfaringer fra større oliespildsulykker, fx *Exxon Valdez* og *Deepwater Horizon* viser, at der er adskillige faktorer, herunder olietype (let/tung), tid, sted, mængde m.m., der vil spille ind i forhold til omfanget af de miljømæssige konsekvenser ved en stor oliespildsulykke og en vur-

dering af tidshorisonten for gendannelse/restitution af et oliepåvirket økosystem i Grønland. I tilfældet med *Exxon Valdez* vurderes økosystemet i Prince Williams Sound, som har subarktiske forhold, til at være væsentligt, men dog ikke fuldt ud restitueret, efter en tidshorisont på 25 år (Shigenaka 2014).



Figur 11.2. Spredning af opløst olie i de øvre vandlag efter et simuleret udslip på 1000 tons i løbet af 24 timer. Figureerne viser henholdsvis efter 1, 2, 3 og 4 uger efter udslippet.

11.1 Referencer

Almeda R, Baca S, Hyatt C, Buskey EJ (2014) Ingestion and sublethal effects of physically and chemically dispersed crude oil on marine planktonic copepods. *Ecotoxicology* 23: 998-1003.

Broms C, Melle W, Kaartvedt S (2009) Oceanic distribution and life cycle of *Calanus* species in the Norwegian Sea and adjacent waters. *Deep-Sea Research II* 56: 1910-1921.

Clausen D, Johansen KL, Mosbech A, Boertmann D, Wegeberg S (2012) Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the West Greenland (68°-72° N) Coastal Zone, 2nd revised edition. DCE – Danish Centre for Environment and Energy Scientific Report No. 44. <http://www2.dmu.dk/Pub/SR44.pdf>.

Dünweber M, Kjellerup S, Schiedek D, Mosbech A, Boertmann D, Johansen KL (2013) Coupling lower trophic level to seabird distribution. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (Eds.) (2013) *Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities*. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 62-68.

Gardiner WW, Word JQ, Word JD, Perkins RA, McFarlin KM, Hester BW, Word LS, Ray CM (2013) The acute toxicity of chemically and physiologically dispersed crude oil to key Arctic species under Arctic conditions during the open water season. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32: 2284-2300.

Hansen BH, Altin D, Rørvik SF, Øverjordet IB, Olsen AJ, 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). *Sci. Total Environm.* 409: 704-709.

Hansen BH, Altin D, Olsen AJ, Nordtug. 2012. Acute toxicity of naturally and chemically dispersed oil on the filter-feeding copepod *Calanus finmarchicus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 86: 38-46.

Hansen JLS, Sejr M, Josefson AB, Batty P, Hjorth M, Rysgaard S (2013) Benthic invertebrate fauna in the Disko West area with focus on Store Hellefiskebanke. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (Eds.) (2013) *Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities*. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 82-86.

Hirche H-J (1997) Life cycle of the copepod *Calanus hyperboreus* in the Greenland Sea. *Marine Biology* 128: 607-618.

Mosbech A, Boertmann D, Olsen BØ, Olsvig S, Platen F von, Buch E, Hansen KQ, Rasch M, Nielsen N, Møller HS, Potter S, Andreasen C, Berglund J, Myrup M (2004) Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the West Greenland (68°-72°N) Coastal Zone. National Environmental Research Institute. NERI Technical Report No. 494. 442 pp.

NOAA (2010) A draft supplemental environmental impact statement for the Exxon Valdez oil spill restoration plan. – US National Oceanic and Atmospheric Administration, 66 pp.

Shigenaka G (2014) Twenty-Five Years After the Exxon Valdez Oil Spill: NOAA's Scientific Support, Monitoring, and Research. Seattle: NOAA Office of Response and Restoration. 78 pp.

Nørregaard RD, Nielsen TG, Møller EF, Strand J, Espersen L, Møhl M (2013) Evaluation pyrene toxicity on arctic key copepod species *Calanus hyperboreus*. *Ecotoxicology*, DOI 10.1007/s10646-013-1160-z.

Petersen GH (1978) Life cycles and population dynamics of marine benthic bivalves from the Disko Bugt area of West Greenland. *Ophelia* 17: 95-120.

Ribergaard MH, Pedersen SA, Ådlandsvik B, Kliem N (2004) Modelling the ocean circulation on the West Greenland shelf with special emphasis on northern shrimp recruitment. *Continental Shelf Research* 24: 1505-1519.

Slagstad D, Tande KS (1990) Growth and production dynamics of *Calanus glacialis* in an arctic pelagic food web. *Marine Ecology Progress Series* 63: 189-199.

12 Syntese og strategisk NEBA (oliespildsbekæmpelsespotentiale)

Susse Wegeberg, Frank Rigét, Kim Gustavson, Anders Mosbech

Ovenstående gennemgang af økosystemer og biologiske ressourcer samt det potentielle omfang af de toksiske effekter fra et oliespild, er samlet i denne syntese for de forskellige rumlige komponenter (havoverflade, vandsøjle, havbund, kyst) med henblik på en strategisk Net Environmental Benefit Analysis (NEBA) i forhold til oliespildsbekæmpelsesteknikker. Den strategiske NEBA (sNEBA) munder ud i en vurdering af potentialet for oliespildsbekæmpelse på og omkring Store Hellefiskebanke.

12.1 Koncept for strategisk NEBA (sNEBA)

I den akutte operationelle fase ved oliespild afgøres det hvilke af de metoder, som indgår i den gældende beredskabsplan, der skal anvendes til bekæmpelse af olien. For at få fjernet olien fra havoverfladen kan olien opsamles mekanisk. Oliens holdes samlet på havoverfladen med flydespærre og suges eller skimmes op afhængig af hvor tyk olien er. Udover denne metode findes der også kemisk dispergering af olien ned i vandfasen og afbrænding af olien på havoverfladen (*in situ* burning, ISB). Almindelig praksis er således mekanisk oprensning, mens de øvrige metoder tillades *case-by-case*.

Valget af bekæmpelsesmetode afvejes nøje i forhold til forekomst af de marine organismer i havet (fx fiskelarver og vandlopper) og på havoverfladen (havfugle) i den såkaldte Net Environmental Benefit Analysis (NEBA). Ved denne analyse afvejes de miljømæssige fordele og ulemper ved at afbrænde olien på havoverfladen eller/og blande olien ned i vandsøjlen med kemiske dispergeringsmidler som supplement til at opsamle olien mekanisk eller som erstatning hvis mekanisk oprensning ikke er muligt pga. vejr-, is- og/eller logistiske forhold. I Tabel 12.1 er anført fordele og ulemper ved mekanisk oprensning samt, ISB og dispergering, og estimat for metodernes effektivitet. Se også Wegeberg et al. (2017) for en detaljeret gennemgang af teknikker og deres miljømæssige konsekvenser.

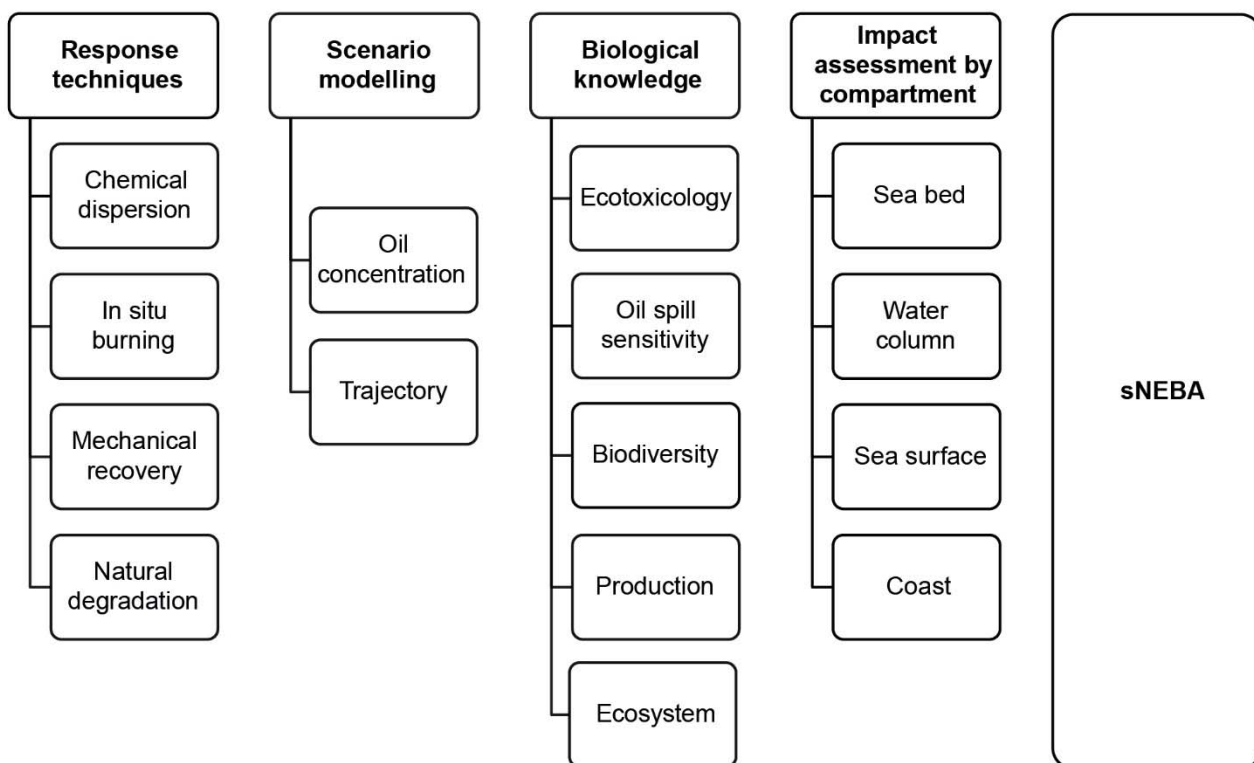
Men hvad er således muligheden for at bekæmpe et oliespild, og hvilke effektive bekæmpelsesmetoder vil kunne anvendes på og omkring Store Hellefiskebanke?

For at belyse dette er der udviklet et koncept, en strategisk NEBA (sNEBA) for på forhånd at være i stand til at vurdere oliespildsbekæmpelsespotentialet og have udviklet en beredskabsstrategi, og derved være hurtigere til at igangsætte en egentlig oliespildsbekæmpelsesoperation i en akut situation. En sNEBA afvejer oliespildsbekæmpelsesmetodernes fordele og ulemper i forhold til biologisk viden, herunder biodiversitet og økotoxikologi, baseret på modelleringen af oliedispersion og drivbane forudsigelser for udvalgte scenarier i et område eller region. sNEBA-konceptet er illustreret i Figur 12.1. I dette tilfælde er formålet således at vurdere den mulige effekt på organismer og økosystem ved bekæmpelse af et evt. oliespild på Store Hellefiskebanke med de alternative bekæmpelsesmetoder i forhold til om olien, hvis den ikke kan opsamles mekanisk, efterlades drivende til risiko for dyreliv med tilknytning til havoverfladen og med risiko for at strande på kysten. En sNEBA kan ikke erstatte en NEBA, som gennemføres på baggrund af en ansøgning, hvor oliespildet er sket og hvor de operative forudsætninger kendes.

I det følgende er en sNEBA for Store Hellefiskebanke gennemført

Tabel 12.1. Fordele og ulemper ved de alternative oliespildsbekæmpelsesmetoder, kemisk dispergering og *in situ* burning, som indgår i en Net Environmental Benefit Analysis (NEBA) sammen med viden om forekomst af særligt følsomme organismer og vigtige naturressourcer samt oliens effekt og skæbne i miljøet. Baseret på Fritt-Rasmussen et al. (2015), Wegeberg et al. (2011a, b), og referencer heri.

	Mekanisk oprensning	<i>In situ</i> burning	Kemisk dispergering
Fordele	<ul style="list-style-type: none"> Olien fjernes fra miljøet 	<ul style="list-style-type: none"> Relativt hurtig og effektiv bortskaffelse af olien fra havoverfladen hvilket minimerer miljøeffekterne på åbent hav og kyster Ingen kapacitetskrav til olieoprensning, opbevaring og deponering af affaldsolien Afbrænding af de flygtige toksiske stoffer fra oliespildet En metode, der kan anvendes i både åbent og isdækket farvand 	<ul style="list-style-type: none"> Olie fjernes fra havoverfladen, hvor den kan true fugle og sårbare kystområder Olien kan fortyndes hurtigt til mindre giftige koncentrationer Olien får en større overflade og dermed opløses og nedbrydes den hurtigere En metode, der kan anvendes under mindre rolige vejrforhold
Ulemper	<ul style="list-style-type: none"> Store kapacitetskrav til den opsamlede olie/vand-emulsion Destruktion af indsamlet olie Relativt lav effektivitet Kræver meget udstyr og personale 	<ul style="list-style-type: none"> Dannelse af røg og sod Afbrændingsrester i havmiljøet, hvor langtidseffekten ikke er kendt Dannelse af miljøfarlige stoffer, fx dioxin Risiko for utilsigtede antændelser 	<ul style="list-style-type: none"> Olien fordeles i vandsøjlen under oliespildet, og vil her kunne forgifte forekomster af fiskeyngel og plankton, og i lavvandede områder livet på havbunden. Man flytter altså de negative påvirkninger fra vandoverfladen til vandsøjlen Miljøet tilføres kemikalier, så man skal være opmærksom på de mulige økotoksikologiske effekter af olie og dispergeringsmidler hver for sig samt effekten af dispergeret olie + dispergeringsmidler
Operative forudsætninger	<ul style="list-style-type: none"> Vejr-, vind-, lys- og isforhold er afgørende for om olien kan lokaliseres og om bomme kan sættes og holde olien samlet samt om det er muligt at skimme/pumpe olien til opbevarings-tanke 	<ul style="list-style-type: none"> At afbrændingen skal foregå relativt hurtigt efter oliespildet (timer/dage), idet en række forudsætninger for olielagets tykkelse og forvitring skal være opfyldt for effektiv afbrænding Operative krav til vind- og isforhold for at antændelse og afbrænding af oliespild kan gennemføres og er effektivt på åbent hav 	<ul style="list-style-type: none"> En række forudsætninger omkring olietype, vejrforhold og is skal være opfyldt for at dispergeringsmidlerne kan anvendes effektivt på åbent hav. Dispergeringsmidler er mest effektive på forholdsvis friske oliespild, dvs. at applikationen helst skal ske relativt hurtigt (timer/dage)



Figur 12.1. Flow chart for strategisk NEBA, sNEBA.

12.2 Syntese og strategisk NEBA for Store Hellefiskebanke

Til grund for den strategiske NEBA (Tabel 12.2.) for Store Hellefiskebanke ligger en syntese af den viden, der er præsenteret i de foregående kapitler, herunder modellering af oliekoncentrationer fra et oliespild, der skal simulere oliespild, der er dispergeret. Der udføres en syntese for hver af de rumlige enheder, vandsøjle, havoverflade, havbund og kyst, med fokus på de organismer og økosystemer der kendetegner disse, og for de mulige indvirkninger af hhv. dispergeret olie og olie afbrændt på havoverfladen.

12.2.1 Havoverflade

Af hensyn til de organismer, der er knyttet til havoverfladen, vil det til enhver tid være en fordel at få olien væk fra havoverfladen for at forhindre indsmøring af fjer og pels.

Det er således vurderet, at det kan tage mere end 20 år før bestanden af kongederfugl, som er knyttet til Store Hellefiskebanke, vil kunne komme op på sin tidligere størrelse efter et olieudslip, om overhovedet, hvis dødeligheden pga. oliespild er meget omfattende. Også polarlomvie og søkonge forekommer på banken, især om foråret (Mosbech et al. 2013, Box 7, figs 6 og 7; Boertmann 2013, fig. 16).

Derfor anses de alternative responsteknikker, kemisk dispergering og ISB, som effektive til beskyttelse af fx havfugle, der samles på havoverfladen for at søge føde eller fælde. Det er dog nu påvist (Kapitel 4), at afbrændingsrester

fra en ISB og kemiske dispergeringsmidler også kan udgøre en risiko for ødelæggelse af fuglenes fjerstruktur.

12.2.2 Vandsøjle

Simulering af tidevandsdynamikkens energi indikerer fuld opblanding af vandsøjlen over hele banken, og kan formodentligt forklare den store primærproduktion over hele bankens areal (se Kapitel 3). Produktion er således ikke begrænset til særlige up-wellingsområder.

Simuleringer af horisontal spredning af oliekoncentrationer fra oliespildspunkter placeret på Store Hellefiskebanke (scenarierne S1, S2) og inde ved kysten (S4) viser at olien henholdsvis bliver liggende på banken, rammer kysten eller spredes op i Disko Bugten (Kapitel 3).

Beregning af volumen med toksiske koncentrationer af olie (Kapitel 3), baseret på simuleringerne, viser stor risiko for effekt af oliespild på vandsøjleens organismer, da den vertikale spredning af olien i toksiske koncentrationer finder sted i netop det vandlag (omkring 10 m), hvor også en stor del af plankton befinder sig (0-50 m). Der er således et overlap mellem toksiske koncentrationer, akut lethale og sublethale, og forekomst af plankton, og dette overlap kan potentielt finde sted i henholdsvis 0,4-3 % (akut lethalt) og 7-30 % (sublethalt) af Store Hellefiskebankens overfladeareal.

Derimod medfører dispergeret olie i vinterperioder ikke en øget risiko for opbobling og giftighed på vandlopper på grund af deres faste. Det modsatte kan dog gøre sig gældende fra foråret og ind i efteråret, hvor vandlopper indtager fødepartikler og hvor dispergerede partikler kan indtages som/med føden, hvorefter oliekomponenter ophobes i vandlopperne.

Calanus-arterne og større krebsdyr (fx *Themisto libellula*) i vandsøjlen udgør et vigtigt fødeemne både for hvaler og fugle (fx søkonge og polarlomvie (især forår)) (Dünweber et al. 2013, og referencer heri; Karnovsky et al. 2008), men ikke mindst for fiskelarver (hellefisk og tobis). Hansen & Hjort (2013) vurderer tobis til at være en nøgleart i fødekæden på banken som fødegrundlag for bl.a. torsk, fugle, sæler. De vurderede samtidigt, at arten er følsom overfor oliespild, da tobis tilbringer mindre tid i sin foretrukne habitat, løst sand og grus sedimenter, hvis denne habitat forurenes med olie.

Disko West-området, herunder hele Store Hellefiskebanke, er endvidere et føde- og parringsområde for grønlandshval (Ugarte et al. 2013).

Fødekæden hen over banken forekommer således at være tæt koblet og kompleks (Pedersen et al. 2005, fig. 10), og dermed have så stor omsætning, at der findes overraskende lave værdier for nogle økologiske nøglearter i de enkelte undersøgelser (Frederiksen et al. 2008).

Oliespild i området kan derfor give både direkte og indirekte effekter på økosystemet, idet organismer på alle trofiske niveauer kan blive direkte påvirket af

oliens toksiske effekt eller indirekte via effekt af den toksiske påvirkning på fødegrundlaget, der forplanter sig op igennem fødekæden, de såkaldte kaskade-effekter.

Det vurderes derfor at kemisk dispergering af et oliespild, med risiko for relativt store vandvolumener og områder med toksiske koncentrationer for nøglearter (*Calanus* spp.), som udgangspunkt ikke kan anbefales rent strategisk, bortset fra i vintermånederne, hvor der ikke ses effekt af dispergeret olie på fx vandlopper. En NEBA for et akut oliespild (fra fx et skib) kan dog falde ud til fordel for kemisk dispergering, hvis det vurderes at visse populationer under trussel af olieforureningen bør prioriteres, fx kongeederfugl.

Det forventes dog også, at mindre mængder af olie kan dispergeres kemisk uden betydelig effekt på miljøet idet simuleringerne viser at koncentrationen af dispergeret olie i vandfasen aftager proportionelt med størrelsen af oliespildet.

Det bemærkes endvidere, at i simuleringerne beregnet på oliespild svarende til 1000 t pr. døgn i 28 dage, hvilket er i overensstemmelse med oliespildsmo-dellerings-scenarier foretaget i forbindelse med faktiske boringer i Grønland. Det bør dog bemærkes, at de største oliespild i historien har udslip der svarede til ca. 5 gange dette niveau. Dvs. at i tilfælde af ulykker i tilsvarende omfang som *Macondo* og *Ixtoc* vil vandvolumener med de toksiske niveauer være op til 5 gange større og udbredelsen i forhold til havoverflade være tilsvarende større.

12.2.3 Havbund

Gennemsnitsdybden på Store Hellefiskebanke er 56 m og havbundens organismer (benthos), fx muslinger, koraller, slangestjerner, søanemoner, børste-orme m.m., påvirkes formodentligt ikke umiddelbart af toksiske koncentrationer af dispergeret olie, der ifølge simuleringerne når ned til ca. 7 m's dybde og ved kysten ned til ca. 15 m's dybde. Der er dog områder på banken, som har lavere dybder, og en effekt på bundlevende dyr, herunder også fisk, i disse områder kan derfor ikke udelukkes.

Der forventes ikke større effekt såfremt et oliespild skulle ske ved bunden, idet simuleringer af oliespild ved bunden viser, at olien, pga. oliens opdrift og den lave dybde, hurtigt vil transporteres til havoverfladen (Nielsen et al. 2006; ClimateLab 2014, Appendiks 1, 3).

Risikoen for en indirekte effekt af toksiske oliekoncentrationer fra kemisk dispergeret olie igennem en påvirkning af fødegrundlaget anses for at være mere sandsynligt. Hvis primær- og sekundærproduktionen i vandsøjlen over havbunden falder, vil mindre mængder føde således også falde til bunden. Produktionen i de øvre vandlag og den relative lave dybde henover Store Hellefiskebanke sikrer fødegrundlag for bunddyr, da denne føde ikke når at omsættes i vandsøjlen, og især filtrerende organismer som muslinger dominerer benthos-samfundet fra 0 m og ud til 150 m's dybde (Hansen et al. 2013). Muslinger er fødegrundlag for kongeederfugl og hvalros. Netop kongeederfugl forekommer i relativt store tætheder på banken i vinterhalvåret (Mosbech et

al. 2013; Frederiksen et al. 2008), mens hvalros har vinterudbredelse på og ved banken (Born 2013).

Det vurderes, at der kan være risiko for en mere direkte effekt på havbundens organismer i forbindelse med *in situ* burning, idet afbrændingsrester fra afbrænding af olien på havoverfladen efterfølgende kan synke ned til havbunden. Flager eller klumper af delvist afbrændt olie kan således lægge sig på bunden. Den miljømæssige effekt af de nedsynkende afbrændingsrester på benthos og fisk er kun sporadisk kortlagt (Fritt-Rasmussen et al. 2015)

12.2.4 Kyst

De vertikale simuleringer af oliekoncentrationer viser, at der er risiko for, at dispergeret olie når ned til ca. 20 m's dybde i relativt høje koncentrationer. Den rigeste del af tangskov går ned til ca. 20 m's dybde på eksponerede kyster, som altså overlapper med udbredelsen af olie dispergeret af bølgeenergien på kysten.

Bekæmpes olien ikke til havs og har kurs mod kystlokaliteter beskyttet for vind og bølger, og hvor olien ikke dispergeres naturligt af vandbevægelser ved/på kysten, er det samtidig her, at det rigeste samfund i tidevandszonen findes og påvirkes af den strandende olie.

Det er også disse lokaliteter, der har mindst selvrensende effekt, og hvor der er risiko for at olien kan blive begravet i sedimenter, imellem sten og klippesprækker og være en kilde til forsat olieforurening. I forbindelse med *Exxon Valdez*-ulykken i 1989 findes der fortsat mindre mængder af ikke-nedbrudt olie indlejret på nogle af de oliepåvirkede kyster, og også overraskende langt fra ulykkesstedet (Shigenaka 2014).

12.3 Konklusion

Det vurderes, at mulighederne for at bekæmpe et oliespild begrænses af et potentielt negativt udfald af en akut NEBA, idet den strategiske NEBA ikke i overvejende grad falder ud til fordel for anvendelse af kemiske dispergeringsmidler. Kemisk dispergering kan med mindst risiko anvendes i måneder med lav produktivitet og lille forekomst af vandlevende organismer (fx vandlopper og fiskelarver). Det vurderes at mindre mængder af olie kan dispergeres uden signifikant effekt på miljøet idet simuleringerne viser at koncentrationen af dispergeret olie i vandfasen aftager proportionelt med størrelsen af oliespild.

In situ burning vurderes som en mulighed alle årets måneder, dog med forbehold for nogen usikkerhed på især effekterne af afbrændingsrester på fuglenes fjerdragt og på benthos som følge af nedsynkning af afbrændingsrester.

Tabel 12.2. Strategisk NEBA. Den mulige positive (+) eller negative (-) effekt af den pågældende oliespildsbekæmpelsesstrategi for nøgleorganismer i de rumlige komponenter er angivet samt den samlede vurdering

Bekæmpelsesmetode	Årstid	Effekt				Samlet vurdering		
		Havoverflade	Vandsøjle (0-50m)	Havbund (0-50m)	Kyst			
Dispergering	Forår	Havfugle Hvalros	+	Forårsopblomstring af plankton, herunder fiskelarver Grønlandshval, andre hvaler	÷	Benthos, især muslin- ger	Tidevandszone Tangskov Lodde, stenbider	± Til trods for en forventet fordel for organismer tilknyttet havoverflade samt kystøkosystemer vurderes det, at effekten i vandsøjlen giver risiko for kaskadeeffekter på fødekæden der, især forår-efterår, kan overstige den mulige positive miljøeffekt
	Sommer	Havfugle	+	Plankton Fisk, tobis	÷			
	Efterår	Havfugle	+	Plankton Fisk, tobis	÷			
	Vinter	Havfugle Hvalros	+	Plankton Fisk, tobis	+			
ISB	Forår	Havfugle Hvalros	±	Forårsopblomstring af plankton, herunder fiskelarver Grønlandshval, andre hvaler	±	Benthos, især muslin- ger	Tidevandszone Tangskov Lodde, stenbider	± Overvejende vurderes metoden til at kunne give en samlet positiv miljøeffekt, dog med forbehold for fortsat ukendte bivirkninger af afbrændingsrester og sodafsætning
	Sommer	Havfugle	±	Plankton Fisk, tobis	±			
	Efterår	Havfugle	±	Plankton Fisk, tobis	±			
	Vinter	Havfugle Hvalros	±	Fisk, tobis	±			
Naturlig nedbrydning	Forår	Havfugle Hvalros	÷	Forårsopblomstring af plankton, herunder fiskelarver Grønlandshval og andre hvaler	±	Benthos, især muslin- ger	Tidevandszone Tangskov Lodde, stenbider	÷ Da olien kan findes på overfladen og naturligt dispergeret, og dermed kan have effekter på organismer på havoverfladen og i vandsøjlen, samt risiko for at olien når kystøkosystemer, vurderes det, at manglende mulighed for at bekæmpe olien potentielt vil give store negative miljøeffekter.
	Sommer	Havfugle	÷	Plankton Fisk, tobis	±			
	Efterår	Havfugle	÷	Plankton Fisk, tobis	±			
	Vinter	Havfugle Hvalros	÷	Fisk, tobis	±			

12.4 Referencer

Boertmann D (2013) 4.7. Seabirds. In: In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (Eds.) (2013) Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 97-104.

Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (2013) Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71.

Born EW (2013) 4.8.2 Walrus (*Odobenus rosmarus*). In: Boertmann, D., Mosbech, A., Schiedek, D. & Dünweber, M (Eds.) (2013) Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 119-123.

Dünweber M, Kjellerup S, Schiedek D, Mosbech A, Boertmann D, Johansen KL (2013) Coupling lower trophic level to seabird distribution. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (Eds.) (2013) Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 62-68.

Frederiksen M, Boertmann D, Cuykens AB, Hansen J, Jespersen M, Johansen KL, Mosbech A, Nielsen TG, Søderkvist J (2008) Life in the marginal ice zone: oceanographic and biological surveys in Disko Bay and south-eastern Baffin Bay April-May 2006. National Environmental Research Institute. Roskilde, Denmark. 92 pp.

Fritt-Rasmussen J, Wegeberg S, Gustavson K (2015) Review on Burn Residues from In Situ Burning of Oil Spills in Relation to Arctic Waters. Water Air Soil Pollution, 226: 329. DOI 10.1007/s11270-015-2593-1.

Fritt-Rasmussen J, Linnebjerg JF, Sørensen MX, Brogaard NL, Rigét FF, Kristensen P, Jomaas G, Boertmann DM, Wegeberg S, Gustavson K (2016) 'Effects of oil and oil burn residues on seabird feathers' Marine Pollution Bulletin, vol 109, nr. 1, s. 446-452. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.05.029

Hansen JLS, Hjort M (2013) Abundance of sandeel (*Ammodytes dubius*) in the Store Hellefiskebanke area. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (Eds.) (2013) Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 94-95.

Hansen JLS, Sejr M, Josefson AB, Batty P, Hjorth M, Rysgaard S. 2013. Benthic invertebrate fauna in the Disko West area with focus on Store Hellefiskebanke. In: Boertmann, D., Mosbech, A., Schiedek, D. & Dünweber, M (Eds.)

(2013) Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71: 82-86.

Karnovsky NJ, Hobson KA, Iverson S, Hunt GL (2008) Seasonal changes in diets of seabirds in the North Water Polynya: a multiple-indicator approach. *Marine Ecology Progress Series* 357: 291–299. doi: 10.3354/meps07295.

Mosbech A, Merkel F, Sonne C (2013) King Eider satellite tracking. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M. (Eds.) 2013. Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy: 111-113.

Nielsen JW, Kliem N, Jespersen M, Christiansen BM (2006) Oil drift and fate modelling at Disko Bay. Danish Meteorological Institute, Denmark. Technical Report No. 06-06.

Shigenaka G (2014) Twenty-Five Years After the Exxon Valdez Oil Spill: NOAA's Scientific Support, Monitoring, and Research. Seattle: NOAA Office of Response and Restoration. 78 pp.

Pedersen SA, Ribergaard MH, Simonsen CS (2005) Micro- and mesozooplankton in Southwest Greenland waters in relation to environmental factors. *Journal of Marine Systems* 56: 85–112.

Ugarte F, Rasmussen LM, Heide-Jørgesen MP (2013) 4.8.5 Toothed whales. In: Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M. (Eds.) 2013. Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy: 145-159.

Wegeberg S, Boertmann D, Mosbech A, Stjernholm M (2011a) Anvendelse af dispergeringsmidler i forbindelse med et akut oliespild ved Capricorn's olieboringer i Vestgrønland 2010. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 14 pp.

Wegeberg S, Boertmann D, Mosbech A, Stjernholm M (2011b) Anvendelse af afbrænding af olie på åbent hav til bekæmpelse af akut oliespild (In-situ burning, ISB). DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet 6 pp.

Wegeberg S, Frit-Rasmussen J, Boermann D (2017) Oil spill response in Greenland: Net Environmental Benefit Analysis, NEBA, and environmental monitoring. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, xx pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. xxx <http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf>.

13 Usikkerheder og manglende viden i sNEBA for Store Hellefiskebanke

Susse Wegeberg, Frank Rigét, Kim Gustavson, Anders Mosbech

Den strategiske NEBA for Store Hellefiskebanke er i høj grad baseret på modellering og estimater. Analysen besidder derfor en vis grad af usikkerhed, og der er identificeret områder, hvor der mangler uddybende viden. Det drejer sig især om:

13.1 Toksikologiske effekter

Vidensgrundlaget om effekten af oliespild, på arktiske fisk, herunder effekter af dispergeret olie er utilstrækkeligt. I forhold til vurdering af effekter af et oliespild ved Store Hellefiskebanke mangler der især viden om langtidseffekter på fx torsk, tobis og lodde.

Den viden der foreligger om fx afbrændingsrester på benthiske organismer er meget sporadisk. I forbindelse med Store Hellefiskebanke, der har stor forekomst af muslinger, men også for andre områder, vil det være nødvendig viden dels at kende forekomst og biomasse af disse organismer og dels deres følsomhed overfor både dispergeret olie, men især også afbrændingsrester

Generelt mangler der studier af langtidseffekter på kystens organismer af oliespild, herunder økotoksikologiske studier fx eksponering med lave koncentrationer men over længere tid, og oliespildseffekten på dækningsgraden af *Fucus* spp. monitoreret over en længere tidshorizont. Sådanne studier vil dels kortlægge de mere subtile effekter af olie på kystens økosystemer, dels økosystemernes resiliens og restitutionspotentiale og dermed sammenhængen med mulige naturlige variationer og mulige kaskadeffekter

13.2 Forståelse af økosystemets dynamik

Det var overraskende svært at få dannet et billede af den rumlige fordeling af fyto- og zooplankton i forhold til dybdeudbredelse og den sæsonbetingede forekomst. Det vurderes derfor, at der er behov for studier, der kan være med til at kortlægge de produktive *hot spots* i tid og rum, og som således kan støtte vurderingen af de miljømæssige indvirkninger af dispergeret oliespild på primær- og sekundærproducent-niveauet.

For at kunne forudsige restitutionstider for dyrebestande efter en ekstraordinær dødelighed, som et oliespild, er det nødvendigt med viden om populationsstatus og bestandsdynamik. Dette kan i særlig grad gælde for fuglebestande, hvor en bestand, der i forvejen går tilbage og er udsat for et højt jagttryk, vil have vanskeligt ved at komme sig, medmindre jagttrykket sænkes. Der er derfor behov for viden om udsatte bestandes status og bestandsdynamik.

Der er behov for en bedre viden om potentialet for naturlig nedbrydning af olie i miljøet for at kunne vurdere de forskellige muligheder langtidsskader

og for bekæmpelse i forhold til hinanden. Det gælder både nedbrydning i åbent hav og nedbrydning på kysten.

Generelt kan en bedre forståelse af økosystemets dynamik, herunder fødenet og naturlig variation, give mulighed for en mere præcis forståelse af de mulige effekter af et oliespild og dermed en mere præcis begrænsning af skadeeffekter og iværksættelse af afbødende foranstaltninger bl.a. ved at regulere andre påvirkninger som jagt og fiskeri.

Appendiks 1: Dispergeringsanalyse, Store Hellefiskebanke

ClimateLab

En række rapporter, der beskriver COHERENS modellen og de forskellige scenarier, der er simulerede for oiledispergering ved brug af denne model, ved forskellige lokaliteter på og ved Store Hellefiskebanke:

Rapport: Scenarios at St. Hellefiske Bank- Model description



climatelab_model_report.pdf

Rapport 1: Dispersion analysis - St. Hellefiskebanke



climatelab_dispersion_report1.pdf

Rapport 2: Dispersion analysis II - Coastal oil spill scenario at St. Hellefiske bank



climatelab_dispersion_coastalspill_report2.

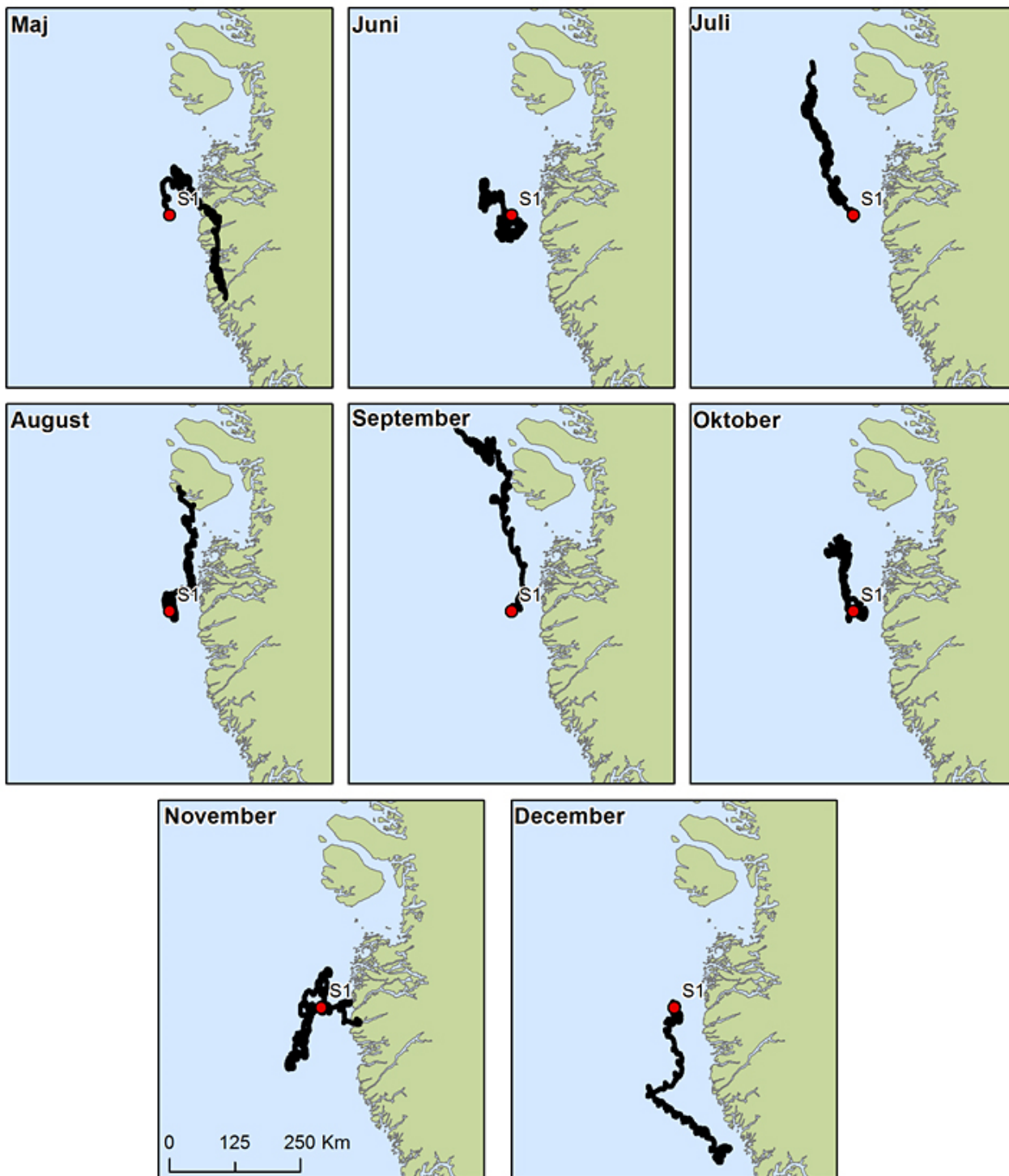
Rapport 3: Dispersion analysis III - Open Sea oil spill scenario at St. Hellefiske bank



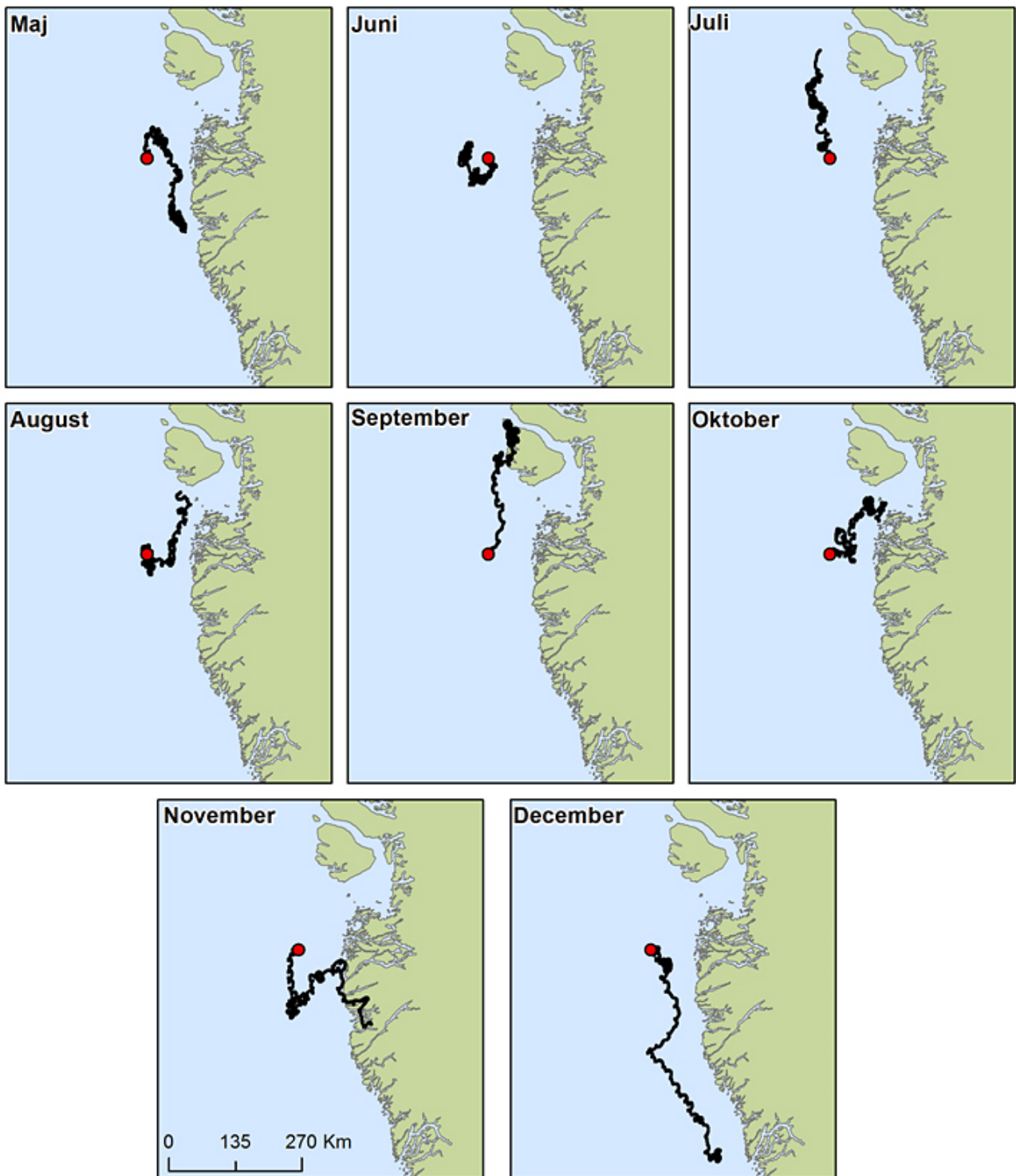
climatelab_dispersion_openseaspill_report:

Appendiks 2: Drivbaneestimerater for lokaliteterne for S1, S2, S3, S4 og S5

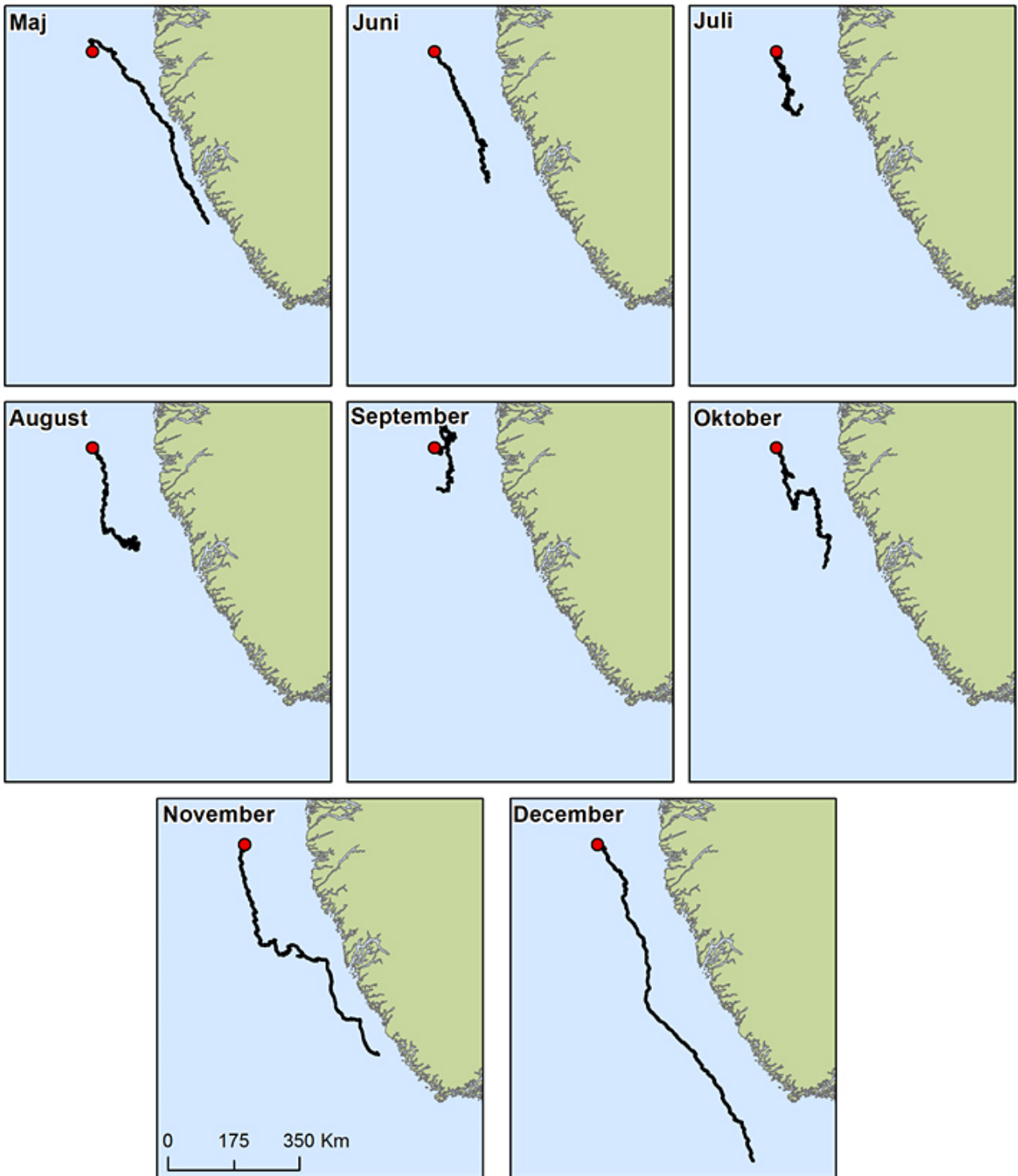
Frank Rigét, Daniel Spelling Clausen, Kim Gustavson, Susse Wegeberg



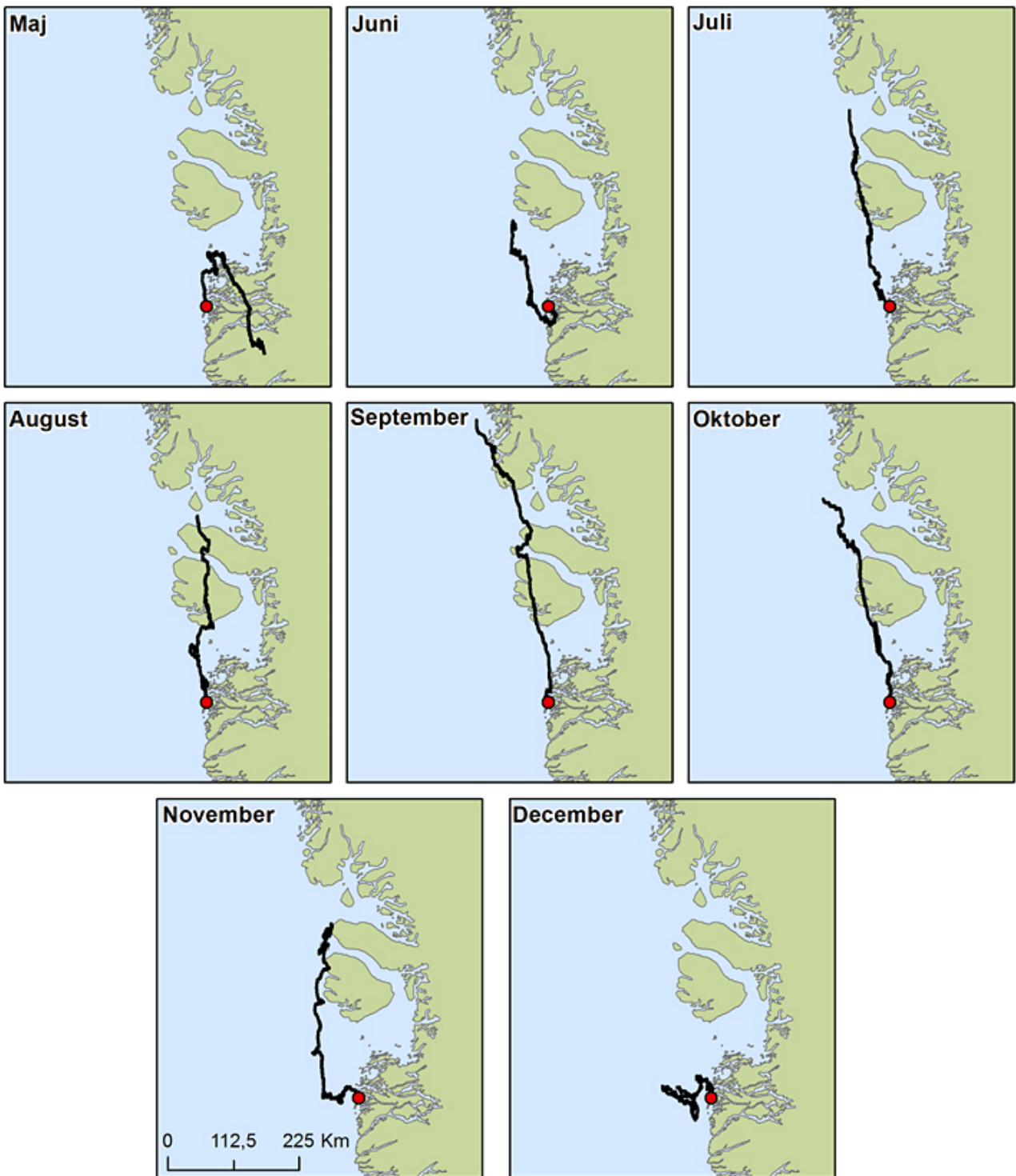
Figur A1. Estimeret drivbane for et oliespild ved S1 for hver af månederne fra maj til december i 2013 med start d. 1. i hver måned og beregnet for en måned.



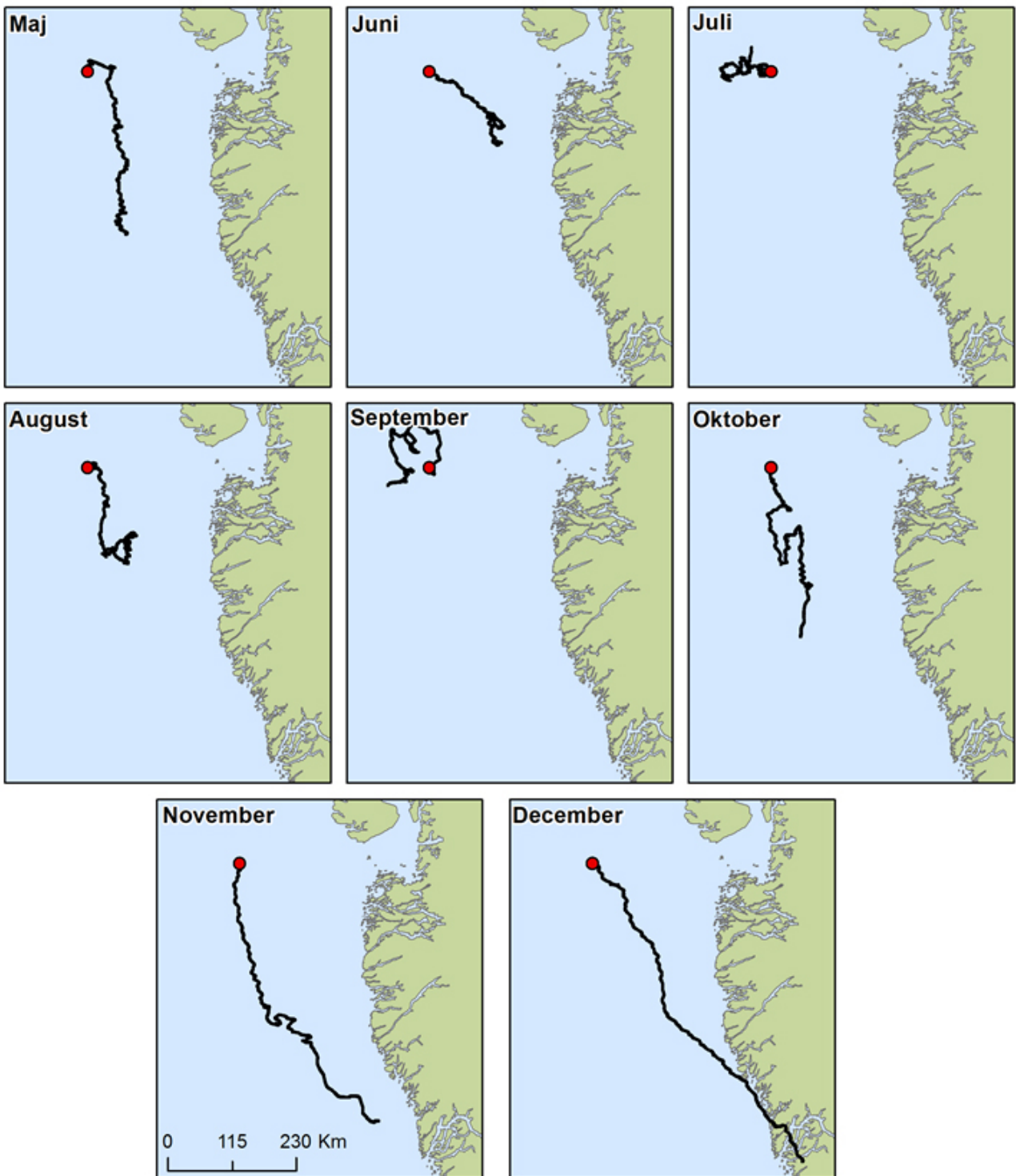
Figur A2. Estimeret drivbane for et oliespild ved S2 for hver af månederne fra maj til december i 2013 med start d. 1. i hver måned og beregnet for en måned.



Figur A3. Estimeret drivbane for et oliespild ved S3 for hver af månederne fra maj til december i 2013 med start d. 1. i hver måned og beregnet for en måned.



Figur A4. Estimeret drivbane for et oliespild ved S4 for hver af månederne fra maj til december i 2013 med start d. 1. i hver måned og beregnet for en måned.



Figur A5. Estimeret drivbane for et oliespild ved S5 for hver af månederne fra maj til december i 2013 med start d. 1. i hver måned og beregnet for en måned.

Appendiks 3. *ClimateLab*



S1_S4_oil1-3_vol.pdf

Volumenmængderne fra juli og til oktober med tidsserier for en udledning i både S1 og S4 scenariet, jvf. beskrivelsen i rapportererne (Appendiks 1). Data for alle tre olietyper.

Det ses, at det passive oliesporstof ved S1 med koncentrationer over 1 g/m³ fylder et volumen omkring $2 \cdot 10^9$ m³ i juli måned. Man kan også se betydningen af tidevand, idet volumen af vand med koncentrationer over 0,1 øges omkring d. 17/7 hvor der er nipflod, dvs. mindst tidevandsblanding, og det mønster gentages efter 14 dage.

Efter d. 28/7 stopper udledningen og volumenmængderne over 1,0 og 0,1 g m³ falder umiddelbart derefter. Volumenfraktioner med de små koncentrationer over 0,01 og 0,001 fortsætter med at stige svagt pga. at der bliver større og større områder, som har de små koncentrationer efterhånden som oliefeltet bliver fortyndet. De højeste koncentrationer over 1,0 g m³ er meget lokaliseret omkring kilden ved S1 og de ses at forsvinde helt i nogle dage omkring d. 10/7 pga. den store blanding ved springflod.

De tilsvarende volumenfraktioner over 1,0 og 0,1 ses at være betydeligt større i det kystnære scenarie ved S4 pga. den mere begrænsede blanding der.

Denne udvikling dækker også de to transiente olietyper. For olietypen nr. 2, med en henfaldstid på 5 dage, ses at volumenmængderne hurtigt formindskes efter at udledningen er stoppet efter d. 28/7. For den transiente olietype nr. 3 ses en begrænset ændring i starten af august, men det vil falde gradvist de efterfølgende måneder.

[Tom side]

STORE HELLEFISKEBANKE, GRØNLAND

Miljøvurdering af oliespild samt potentialet for oliespildsbekæmpelse

Potentialet for bekæmpelse af mulige oliespild på Store Hellefiskebanke er blevet evalueret med fokus på at minimere de samlede miljømæssige konsekvenser af oliespild og oliespildsbekæmpelsesmetoderne, dispergering og *in situ* burning (ISB) (afbrænding af olie på havoverfladen). Derfor er der udviklet og udført en strategisk miljøvurdering i forhold til fordele og ulemper ved at bruge forskellige oliespildsbekæmpelsesmetoder, en såkaldt *strategic Net Environmental Benefit Analysis*, sNEBA. Det vurderes, at mulighederne for at bekæmpe et oliespild på Store Hellefiskebanke er begrænset. Den strategiske NEBA falder ikke i overvejende grad ud til fordel for anvendelse af kemiske dispergeringsmidler, og kemisk dispergering kan med mindst risiko anvendes i måneder med lav produktivitet og lille forekomst af vandlevende organismer (fx vandlopper og fiskelarver). Det vurderes at mindre mængder af olie kan dispergeres uden signifikant effekt på miljøet, idet oliedispersions-simuleringer viser at koncentrationen af dispergeret olie i vandfasen aftager proportionelt med størrelsen af oliespild. *In situ* burning vurderes som en mulighed i alle årets måneder, dog med forbehold for nogen usikkerhed på især effekterne af afbrændingsrester på fuglenes fjerdragt og på bunddyr som følge af nedsynkning af afbrændingsrester.