SYDGRØNLAND

En strategisk miljøvurdering af kulbrinteaktiviteter i den grønlandske sektor af Labradorhavet og den sydøstlige del af Davis Strædet

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi No. 29 2012

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

SYDGRØNLAND

En strategisk miljøvurdering af kulbrinteaktiviteter i den grønlandske sektor af Labradorhavet og den sydøstlige del af Davis Strædet

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi No. 29 2012

Redaktører:
Morten Frederiksen[1]
David Boertmann[1]
Fernando Ugarte[2]
Anders Mosbech[1]

[1]Aarhus Universitet, Institut for Bioscience (AU)
[2]Grønlands Naturinstitut (GN)

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 29
Titel:	Sydgrønland
Undertitel:	En strategisk miljøvurdering af kulbrinteaktiviteter i den grønlandske sektor af Labradorhavet og den sydøstlige del af Davis Strædet

Redaktører:	Morten Frederiksen[1], David Boertmann[1], Fernando Ugarte[2] & Anders Mosbech[1]
Forfattere:	Signe M. Andersen[1], Nanette H. Arboe[2], Martin Blicher[2], David Boertmann[1], Erik W. Born[2], Tenna K. Boye[2], AnnDorte Burmeister[2], Daniel S. Clausen[1], Rune Dietz[1], Michael Dünweber[1], Morten Frederiksen[1], Rasmus Hedeholm[2], Morten Hjorth[1], Kasper L. Johansen[1], Ole Jørgensen[2], Jannie F. Linnebjerg[1], Flemming Merkel[1], Anders Mosbech[1], Rasmus Nygaard[2], Morten T. Olsen[1], Lars M. Rasmussen[2], Anna Reuleaux[1], Anja Retzel[2], Aqqalu Rosing-Asvid[2], Doris Schiedek[1], Mikael Sejr[1], Helle Siegstad[2], Malene Simon[2], Jonas Teilmann[1], Fernando Ugarte[2], Susse Wegeberg[1] & Nikoline Ziemer[2]
Institutioner:	[1]Aarhus Universitet, Institut for Bioscience (AU), [2]Grønlands Naturinstitut (GN)

Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Oktober 2012
Redaktion afsluttet:	September 2012
Faglig kommentering:	Hanne Bach
Finansiel støtte:	Råstofdirektoratet
Bedes citeret:	Frederiksen, M., Boertmann, D., Ugarte, F. & Mosbech A. 2012. Sydgrønland. En strategisk miljøvurdering af kulbrinteaktiviteter i den grønlandske sektor af Labradorhavet og den sydøstlige del af Davis Strædet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 220 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 29 http://www.dmu.dk/Pub/SR29.pdf

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Råstofdirektoratet planlægger at udbyde flere licensområder med henblik på efterforskning og udvinding af olie og gas i den grønlandske del af Labradorhavet og Davis Strædet. Som en del af beslutningsgrundlaget har Råstofdirektoratet bedt DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og Grønlands Naturinstitut om at udarbejde denne strategiske miljøvurdering for området syd for 62° og vest for 42°30' V. Med baggrund i publicerede såvel som ikke-publicerede kilder beskriver denne miljøvurdering det fysiske og biologiske miljø, inklusiv beskyttede områder, truede arter, kontaminantniveauer og naturlige ressourcer. Beskrivelsen af de eksisterende forhold danner efterfølgende basis for en konsekvensvurdering af de potentielle påvirkninger af olieaktiviteterne. Såfremt der tillades aktiviteter i nye licensområder i vurderingsområdet, skal et undersøgelsesprogram efterfølgende udfylde de identificerede videnshuller. Den nye viden vil indgå i en opdateret strategisk miljøvurdering, som vil erstatte denne version og udgøre et nyt referencedokument til brug for den miljømæssige planlægning og regulering af olieaktiviteterne

Emneord:	Strategisk miljøvurdering, SMV, olieefterforskning, olieudvinding, olieudslip, Labradorhavet, Davis Strædet, Sydgrønland
Oversættelse fra engelsk:	Ad Hoc Translatørservice A/S og Morten Frederiksen
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Ydre Kitsissut, sommer 2009. Foto: Morten Frederiksen
ISBN:	978-87-92825-57-5
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	220
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://www.dmu.dk/Pub/SR29.pdf

Indhold

Forord **5**

Resumé **6**

Miljøet 6
Vurdering af konsekvenser af olieaktiviteter 9
Videnshuller og nye undersøgelser 16

1 Indledning **17**

1.1 Dækningsområde for den strategiske miljøvurdering 19
1.2 Forkortelser 19

2 Metoder **21**

2.1 Afgrænsninger og omfang 21
2.2 Procedurer for konsekvensvurderinger 21

3 Fysisk miljø **24**

3.1 Vejr og klimatiske forhold 24
3.2 Oceanografi 25
3.3 Isforhold 27
3.4 Isbjergenes drivmønster og fordeling 30

4 Biologisk miljø **34**

4.1 Fytoplankton 34
4.2 Zooplankton 36
4.3 Makroalger 41
4.4 Bundfauna og -flora 45
4.5 Fisk og skaldyr 48
4.6 Havfugle 57
4.7 Havpattedyr 71
4.8 Prioriterede økosystemkomponenter (VEC'er) i vurderingsområdet 91

5 Udnyttelse af naturlige ressourcer **93**

5.1 Erhvervsfiskeri 93
5.2 Erhvervs- og fritidsfangst 97

6 Beskyttede områder og truede arter **104**

6.1 Internationale naturbeskyttelseskonventioner 104
6.2 Naturbeskyttelseslovgivning 104
6.3 Truede arter 105
6.4 NGO-udpegede områder 106

7 Baggrundsindhold af forurenende stoffer **107**

7.1 Eksisterende viden om indholdet af forurenende stoffer 107
7.2 Biologisk effekt 110

8 Konsekvenser af klimaforandringer 114
8.1 Generel kontekst 114
8.2 Primærproduktion og zooplankton 115
8.3 Bunddyr 116
8.4 Fisk og skaldyr 117
8.5 Havpattedyr og havfugle 118
8.6 Konklusioner 119

9 Konsekvenser af eventuelle rutine-aktiviteter 121
9.1 Oversigt over olieaktiviteter 121
9.2 Konsekvenser af efterforskningsaktiviteter 124
9.3 Konsekvenser af vurderingsaktiviteter 135
9.4 Konsekvenser af udviklings- og produktionsaktiviteter 135
9.5 Konsekvenser af afvikling 143

10 Konsekvenser af olieudslip 144
10.1 Olieudslip 144
10.2 DMIs olieudslipsimuleringer 147
10.3 Konsekvenser af olieudslip for miljøet 150
10.4 Afværgeforanstaltninger 160
10.5 Case study: *Deepwater Horizon*-ulykken 163

11 Foreløbig identifikation af informations-behov og videnshuller til brug for miljø-forvaltning og regulering af olieaktiviteter i Sydgrønland 169
11.1 Videnshuller 169
11.2 Forslag til et nyt miljøundersøgelsesprogram 172

12 Referencer 173

Forord

Råstofdirektoratet planlægger at udbyde flere eksklusive licenser til efterforskning og udvinding af olie og gas i de grønlandske offshore-områder i Davis Strædet og Labradorhavet. For at understøtte beslutningsprocessen har Råstofdirektoratet bedt DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ved Aarhus Universitet og Grønlands Naturinstitut om at udarbejde denne strategiske miljøvurdering for den grønlandske del af Labradorhavet og den sydøstlige del af Davis Strædet (syd for 62° N og vest for 42° 30′ V).

Såfremt der tildeles flere licensblokke, er det planlagt at initiere et undersøgelsesprogram som skal udfylde identificerede videnshuller og understøtte den miljømæssige planlægning og regulering af olieaktiviteter. Den ny viden vil blive inkluderet i en opdateret strategisk miljøvurdering, som skal udgøre et nyt referencedokument for miljøarbejdet og vil erstatte denne miljøvurdering.

Tak

Jørgen Bojesen-Koefoed fra GEUS var behjælpelig med nyttige informationer om egenskaber ved den olie, der måtte findes i vurderingsområdet.

Resumé

Dette dokument er en Strategisk Miljøvurdering (SMV) af aktiviteter forbundet med efterforskning, udvikling og produktion af olie og gas i den grønlandske sektor af Labradorhavet og den sydøstlige del af Davis Strædet (syd for 62° N og vest for 42° 30′ V).

Miljøvurderingen er udarbejdet af DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ved Aarhus Universitet og Grønlands Naturinstitut for Råstofdirektoratet, med henblik på at understøtte beslutningsprocessen for udbud af yderligere licensområder for kulbrinteefterforskning i den grønlandske del af Labradorhavet og Davis Strædet. Miljøvurderingen bruger eksisterende publicerede og upublicerede kilder, samt resultaterne af nye feltstudier af sæler og havfugle, til at beskrive det fysiske og biologiske miljø, inklusive beskyttede områder og truede arter, baggrundsniveauer af kontaminanter samt menneskelig udnyttelse af naturlige ressourcer. På baggrund af denne beskrivelse af områdets tilstand vurderes de potentielle påvirkninger af olieaktiviteter.

Hvis der gives flere licenser i området, er det planlagt at påbegynde et program for baggrundsstudier som skal udfylde identificerede videnshuller og dermed understøtte miljøplanlægning regulering af olieaktiviteter. Den nye viden fra dette program vil blive inkluderet i en opdateret SMV, som vil være et referencedokument for fremtidige forvaltningsbeslutninger og erstatte denne version.

Vurderingsområdet er vist i Figur 1.1. Dette område kan potentielt blive påvirket af et stort olieudslip forårsaget af aktiviteter i de eksisterende eller forventede licensområder. Afhængigt af vind og strøm kan olien dog også drive udenfor det viste område, mest sandsynligt nordpå langs den vestgrønlandske kyst.

Miljøet

Det fysiske miljø

Vurderingsområdet ligger i den subarktiske del af Nordvestatlanten, og udgør den nordøstlige del af Labradorhavet og den sydøstlige del af Davis Strædet, inklusive kysten af Sydgrønland fra lige øst for Kap Farvel til Paamiut. Kontinentalsoklen (hvor dybden er under 200 m) er relativt smal (60-80 km), med en veldefineret kontinentalskrænt. Størstedelen af vurderingsområdet er dækket af dybt vand (over 2.000 m), med en maksimumdybde på ca. 3.700 m. Kystens topografi er kompleks, med mange øgrupper og fjorde, og de fleste strækninger er klippekyst med en stor tidevandsforskel.

De vigtigste havstrømme i området er den kolde Østgrønlandske Strøm og den varme Irmingerstrøm, som mødes omkring Kap Farvel og flyder mod nordvest langs den grønlandske kyst. Den relative styrke af disse to strømme bestemmer år-til-år variationen i vejr- og isforhold i særligt den kystnære del af vurderingsområdet. I sammenligning med resten af Grønland er der relativt lidt havis i vurderingsområdet, men den Østgrønlandske Strøm bærer store (men variable) mængder af drivis og isbjerge rundt om Kap Farvel,

og denne is er ofte en forhindring for skibstrafik i senvinter, forår og forsommer.

Det pelagiske økosystem

Der er udført meget få oceanografiske studier i vurderingsområdet, og derfor vides der ikke meget om beliggenheden af særligt vigtige områder med høj biologisk produktion. Ligesom i andre nordlige havområder uden isdække, topper primærproduktionen om foråret når vandsøjlen stabiliserer sig, og falder i løbet af sommeren efterhånden som næringsstofferne bliver opbrugt. Den højeste produktion forekommer sandsynligvis i områder hvor 'upwelling' eller hydrografiske fronter bringer næringsrigt bundvand op til overfladen, f.eks. langs kontinentalsoklen eller hvor havstrømme mødes. Forårsopblomstringen af fytoplankton domineres af diatoméer (kiselalger), som i høj grad græsses af zooplanktonorganismer, især vandlopper. Den vigtigste vandloppeart er *Calanus finmarchicus*, som er et ekstremt vigtigt fødeemne for små pelagiske fisk (f.eks. lodde og tobis) og larver af større bundfisk (f.eks. torsk). De dybe dele af Labradorhavet er et af de vigtigste overvintringsområder for *C. finmarchicus* i Nordatlanten, og vandlopper fra dette overvintringsområde understøtter sandsynligvis vigtige kommercielle fiskerier i Grønland og Canada.

Bundflora og -fauna

Større bunddyr (muslinger, snegle, krebsdyr, pighuder og børsteorme) forbruger en stor del af den primærproduktion som ikke bliver spist af zooplankton. Disse dyr udgør også en vigtig fødekilde for bundfisk, mange havpattedyr og dykænder. Der er få studier af bunddyr fra vurderingsområdet, og den geografiske variation i artssammensætningen er stort set ukendt.

Tidevandszonen og lavvandede områder er ofte dækket af en tæt vegetation af makroalger, som giver føde, vækstunderlag og ly for mange smådyr og fisk. Tidevandszonen er domineret af blæretang og beslægtede arter. Den karakteristiske bevoksning af makroalger kan ikke etablere sig ved meget eksponerede kyster, på grund af bølgeslag og isskuring. Nye studier viser at tangskovene i vurderingsområderne er udbredt ned til en dybde af 50 m.

I Ikkafjorden findes ikkasøjlerne, som består af ikait, en sjælden form af kalciumkarbonat. Søjlerne er unikke geologiske strukturer på verdensplan, og huser derudover en meget varieret flora og fauna, inklusive flere arter af mikroorganismer som ikke kendes fra andre steder. Ikkafjorden har således en ekstremt høj bevaringsværdi.

Fisk og skaldyr

De fleste kommercielt vigtige fiske- og skaldyrarter i vurderingsområdet er bundlevende. Dybvandsreje og stor grønlandsk krabbe er vidt udbredte og almindelige. Hellefisk er mindre talrig end længere nordpå i Grønland, mens de største bestande af torsk i Vestgrønland forekommer i vurderingsområdet. Rødfisk forekommer på dybt vand. Kystzonen er særligt vigtig for gydende lodde og stenbider. De økologisk vigtigste arter er pelagiske stimefisk (især lodde og tobis), som er vigtige byttedyr for mange rovdyr, inklusive større fisk, havpattedyr og havfugle.

Havfugle

Bestandene af ynglende havfugle i vurderingsområdet er relativt små, men meget artsrige. Den vigtigste koloni er Ydre Kitsissut, som har den største bestand i Grønland af almindelig lomvie (rødlistet som Moderat truet i Grønland), og den største bestand i vurderingsområdet af polarlomvie og alk. Som et led i denne SMV er der udført et detaljeret studie af fødebiologi og træk hos disse tre arter på Ydre Kitsissut (se boks 1).

Store bestande af ikke-ynglende havfugle optræder i vurderingsområdet. Området er specielt vigtigt for fældende strømænder og overvintrende almindelige ederfugle (begge optræder kystnært), og for trækkende og overvintrende polarlomvier, rider, lunder og ismåger (som primært findes længere til havs). Desuden optræder store antal af ikke-ynglende storskråper fra kolonier i Sydatlanten langt til havs om sommeren. Der er meget få data om udbredelse og antal af havfugle i de dybe dele af vurderingsområdet.

Havpattedyr

Blandt sælerne er vurderingsområdet særligt vigtigt for spættet sæl (rødlistet som Kritisk truet i Grønland). Under feltarbejde i forbindelse med denne SMV blev en vigtig landgangsplads opdaget nær Kap Farvel, og adfærd og bevægelsesmønstre for spættet sæl og andre sælarter blev studeret i detaljer (se boks 2). Desuden findes et nyopdaget yngleområde for grønlandssæl i drivisen udfor den sydgrønlandske kyst, og store antal af klapmydser trækker gennem vurderingsområdet på vej mellem yngle- og fældeområder.

Kontinentalsoklen og -skrænten i vurderingsområdet udgør et meget vigtigt fødesøgningsområde om sommeren for bardehvaler, især pukkelhval, vågehval og finhval. Kaskelot og andre tandhvaler optræder også almindeligt, men datagrundlaget er meget begrænset. Derudover er det muligt at individer af den meget lille bestand af nordkaper (rødlistet som Kritisk truet på verdensplan) trækker gennem området.

Fiskeri og fangst

Det kommercielle fiskeri i vurderingsområdet er relativt lille, især i de senere år. De vigtigste arter er dybvandsreje, stor grønlandsk krabbe, stenbider og torsk. De vigtigste områder for fiskeriet er Julianehåb Bugt og kontinentalskrænten. Det forventes at torskefiskeriet vil vokse i de kommende år, hvis en lokal gydebestand genetableres.

Erhvervsfangst samt fritidsfangst og -fiskeri foregår i alle byer og bygder, men især antallet af skudte fugle er faldet siden 2000. De vigtigste fuglearter for fangsten er polarlomvie og almindelig ederfugl, mens grønlandssæl og ringsæl er vigtige for sæljægerne. Omkring en fjerdedel af den grønlandske fangst af vågehval tages i vurderingsområdet (f.eks. 48 hvaler i 2010), og marsvin er også vigtig for lokale fangere.

Kontaminanter

Forekomsten af kontaminanter er relativt godt kendt, takket være AMAP-overvågningsprogrammet. Resultaterne viser at niveauerne af organoklorider (især PCB og DDT) er højest i marine organismer på højt trofisk niveau (f.eks. hvaler). AMAP-studierne har også vist at niveauerne af nogle af de 'gamle' kontaminanter (f.eks. PCB og DDT) er faldet, som et resultat af for-

bud og begrænsninger af anvendelsen i andre dele af Verden. Samtidig er koncentrationerne af nye langsomt nedbrydelige kontaminanter (såsom bromerede flammehæmmere) dog i stigning, også i grønlandske dyr. Koncentrationerne af olieforbindelser, inklusive PAH'er, er relativt lave i Grønland, og kan betragtes som baggrundsniveau. Tidligere mineaktiviteter har resulteret i lokal forurening; vigtigst er det at koncentrationerne af bly i muslinger nær den tidligere kryolitmine i Ivittuut stadig er for høje til at de kan anvendes som menneskeføde, selvom der har været et betydeligt fald siden minen lukkede.

Klimaændringer

Forandringer i klimaet vil potentielt forårsage store ændringer i marine økosystemer, især på høje breddegrader. Forskydninger i udbredelse og hyppighed af nøglearter på de forskellige trofiske niveauer kan få omfattende og hurtige konsekvenser for de økosystemer arterne forekommer i. Det er sandsynligt at fangst og fiskeri bliver påvirket. For visse bestande kan klimaændringer fungere som en yderligere stressfaktor oveni f.eks. fangst, hvilket kan gøre dem mere følsomme overfor olieudslip. Andre bestande kan tænkes at blive mere talrige og modstandsdygtige som følge af klimaændringer. Det er også sandsynligt at selve artssammensætningen vil forandre sig, idet nogle nordlige arter vil forsvinde og nye sydlige arter vil dukke op.

Vurdering af konsekvenser af olieaktiviteter

De vurderinger som præsenteres herunder er baseret på den nuværende viden om arternes udbredelse og deres tolerance overfor menneskelige aktiviteter i forbindelse med olieefterforskning. Men da Arktis er under hurtig forandring på grund af klimaændringer, og disse ændringer forventes at accelerere, er det muligt at konklusioner og vurderinger ikke er fuldtud gyldige under fremtidige klimaforhold. Endvidere er store dele af vurderingsområdet dårligt undersøgt, og forbedret viden kan også føre til justeringer i vurderinger og konklusioner.

Efterforskning

De væsentligste miljøpåvirkninger fra efterforskningsaktiviteter stammer fra støj fra seismiske undersøgelser og boreplatforme, samt fra boreprocessen hvis spåner og boremudder udledes til havet.

De arter som er mest følsomme overfor støj fra seismiske undersøgelser i vurderingsområdet er bardehvalerne (vågehval, finhval, sejhval og pukkelhval) og tandhvaler såsom kaskelot og døgling. Disse arter kan risikere at blive bortskræmt fra dele af deres vigtige sommerkvarterer. En sådan forskydning i udbredelsen vil også påvirke tilgængeligheden af hvaler for fangerne, hvis de påvirkede områder omfatter traditionelle fangstområder.

Da seismiske undersøgelser er kortvarige, er risikoen for langtidseffekter på bestandene fra enkelte undersøgelser lille. Langtidseffekter bør imidlertid vurderes hvis flere undersøgelser finder sted samtidig, eller i de samme potentielt vigtige områder i flere på hinanden følgende år (kumulative effekter). 3D seismiske undersøgelser, som typisk udføres i mindre områder, kan have mere omfattende midlertidige effekter.

Kommercielt fiskeri i vurderingsområdet (primært efter rejer og krabber) vil næppe blive påvirket.

Støj fra boreplatforme vi også være midlertidig, men lokalt mere langvarig end seismiske undersøgelser. De mest sårbare arter i vurderingsområdet er hvaler, inklusive marsvin. Hvis hvalerne har adgang til alternative områder forventes ingen effekter, men hvis flere platforme opererer samtidigt i det samme område er der en risiko for kumulative effekter og bortskræmning også fra alternative områder.

Boremudder og spåner som udledes ved havbunden vil have lokale effekter på bunddyrene. I vurderingsområdet forventes kun meget lokale effekter på bunddyrene fra udledninger af vandbaseret mudder med ikke-toksiske tilsætningsstoffer fra prøveboringer. Boringer i de mest følsomme områder bør undgås. Der skal foretages basisundersøgelser ved alle boresteder før boringen påbegyndes, med henblik på at dokumentere om unikke og særligt sårbare arter og artssamfund (såsom koldtvandskoraller eller svampehaver) risikerer at blive negativt påvirket af øget sedimentation. Efter boringens afslutning skal undersøgelser dokumentere at der ikke er specifikke effekter.

Efterforskningsboring er en energikrævende proces som fører til udledning af store mængder drivhusgasser, så selv en enkelt boring vil føre til en markant forøgelse af Grønlands CO_2-udledning.

Endelig vil der være en risiko for olieudslip under efterforskningsboringer (se nedenfor).

Uacceptable miljøpåvirkninger fra efterforskningsaktiviteter modvirkes bedst ved grundig planlægning baseret på detaljerede baggrundsstudier af miljøet, brug af "Best Available Technique" (BAT) og "Best Environmental Practice" (BEP) og ved at følge forsigtighedsprincippet og internationale standarder (OSPAR), f.eks. ved at undgå aktiviteter i de mest følsomme områder og perioder.

Udvikling og produktion

Det er vanskeligt at vurdere påvirkningerne fra udviklings- og produktionsaktiviteter, idet deres placering og omfanget af aktiviteter er ukendt. Generelt vil påvirkningerne afhænge af antallet af aktiviteter, hvordan de er fordelt indenfor vurderingsområdet, og af deres varighed. I denne sammenhæng er det vigtigt tage kumulative effekter i betragtning. Boreaktiviteter i vurderingsområdet vil muligvis foregå på meget dybt vand, og dette vil give anledning til særlige problemstillinger (se nedenfor).

Aktiviteterne under udvikling, produktion og transport er langvarige, og flere af dem kan potentielt forårsage alvorlige miljøpåvirkninger.

Udledninger

Under udviklings- og produktionsfaserne vil boringerne fortsætte, og boremudder og spåner vil blive produceret i langt større mængder end i efterforskningsfasen. Udledninger bør begrænses så meget som muligt ved genbrug og tilbageførsel af materialer, og kun udledning af miljømæssigt sikre kemikalier, testet for toksicitet og nedbrydelighed under arktiske forhold, bør tillades. Dette omfatter kemikalier klassificeret som "grønne" eller "gule" af OSPAR. I Grønland er brugen af "sorte" kemikalier ikke tilladt, og

"røde" kemikalier kræver særlig dispensation. Også ikke-toksiske udledninger vil ændre sedimentets tilstand, og hvis disse materialer udledes til havbunden må man forvente påvirkninger af bundfaunaen nær udledningsstedet.

Den type udledning som giver mest anledning til bekymring for miljøpåvirkninger er dog rester af olie i produktionsvand. Nye studier har vist at de små mængder olie kan påvirke fugle, fisk og primærproduktion, og der er også risiko for langtidseffekter hvis radioaktive stoffer og hormonforstyrrende stoffer udledes.

Udledning af ballastvand er også et potentielt problem, idet der er risiko for at introducere ikke-hjemmehørende og invasive arter. Ballastvand bør derfor behandles og udledes i henhold til specifikke regler. For øjeblikket er dette ikke et stort problem i Arktis, men risikoen vil stige i takt med klimaændringer og den stærkt forøgede skibstrafik i forbindelse med et producerende oliefelt.

Udviklingen af et oliefelt og produktion af olie er energikrævende aktiviteter, som vil bidrage væsentligt til Grønlands udledning af drivhusgasser. Et enkelt stort produktionsfelt i Norge udleder således CO_2 svarende til mere end to gange Grønlands nuværende udledning.

Støj

Støj fra boringer og positionering af maskinel, som vil fortsætte under udviklings- og produktionsfaserne, kan potentielt lede til permanent tab af eller bortskræmning fra vigtige sommerområder for hvaler, især hvis flere produktionsfelter er aktive på samme tid. Støj fra skibe og helikoptere, som nu vil være hyppigere end under efterforskningsfasen, kan påvirke både havpattedyr og havfugle. De mest følsomme arter i vurderingsområdet er kolonirugende havfugle, vågehval, finhval og marsvin – arter som forbinder støj med fare pga. erfaringer med jagt. Traditionelle fangstområder kan også blive påvirket. Introduktion af faste flyvekorridorer og -højder vil mindske påvirkningen fra helikopterstøj.

Placering af installationer

Placeringen af offshoreinstallationer og anden infrastruktur kan påvirke havbundens fauna lokalt, og der er en risiko for skader på vigtige fødeområder. Installationer på land kan lokalt påvirke ynglefugle, blokere elve med effekter på vandrende fjeldørred, beskadige flora og fauna langs kysten, samt påvirke det uberørte landskab æstetisk, hvilket igen kan have en effekt på lokal turisme.

De sikkerhedszoner på typisk 500 m, som vil blive etableret omkring både midlertidige og permanente offshoreinstallationer vil påvirke fiskeriet specifikt. Disse zoner kan tænkes at påvirke vigtige fiskeområder for dybvandsrejer.

Oplyste installationer og gasflammer kan tænkes at tiltrække havfugle om natten, og der er en risiko for omfattende dødelighed af specielt ederfugle og eventuelt søkonger.

Kumulative påvirkninger

De kumulative effekter af flere oliefelter (kombineret med andre menneskelige påvirkninger og klimaændringer) er vanskelige at vurdere da aktivitets-

niveauet er ukendt, og effekterne vil afhænge af størrelsesordenen af aktiviteter, antal og tæthed af operationer, samt aktiviteternes varighed. En fuldstændig vurdering må afvente at denne information bliver tilgængelig.

Den bedste måde at modvirke påvirkninger fra udviklings- og produktionsaktiviteter er at kombinere detaljerede baggrundsstudier af miljøet (for at lokalisere følsomme økosystemkomponenter) med omhyggelig planlægning af placeringen af installationer og transportkorridorer. BEP, BAT og brugen af internationale standarder såsom OSPAR og HOCNF kan også gøre meget for at reducere udledninger til luft og hav.

Olieudslip

Det miljømæssigt mest alvorlige potentielle uheld i forbindelse med olieaktiviteter er et stort olieudslip. Olieudslip kan ske enten under boring (såkaldt blowout), eller ved uheld under opbevaring eller transport af olie. Store olieudslip sker relativt sjældent i dag, på grund af stadigt bedre tekniske løsninger og sikkerhedsforanstaltninger. Risikoen for et uheld kan imidlertid ikke elimineres. De potentielle følger af udslip på dybt vand omtales nedenfor.

Modellering af olieudslip viser at olie fra et udslip ved overfladen i vurderingsområdet mest sandsynligt vil sprede sig mod nordvest langs den grønlandske kyst. Det meste af olien vil drive i land på kysten, både i vurderingsområdet og længere nordpå. På grund af vedvarende havstrømme vil områder øst for Kap Farvel ikke blive påvirket.

Store olieudslip kan potentielt påvirke alle niveauer i det marine økosystem, fra primærproducenter til toprovdyr. Et stort olieudslip udgør en trussel på bestands- eller endda artsniveau, og påvirkningerne kan strække sig over årtier, som påvist efter *Exxon Valdez* udslippet i Prince William Sound i Alaska i 1989. For nogle bestande kan dødeligheden i forbindelse med olieudslip tænkes at blive delvist kompenseret ved lavere naturlig dødelighed på grund af mindre konkurrence om f.eks. føde, mens den for andre vil være hovedsageligt additiv til naturlig dødelighed. Nogle bestande vil komme sig hurtigt, mens andre kun langsomt vil nå tilbage til tilstanden før udslippet, afhængigt af deres livshistorie og bestandsstatus. For arter som er specielt sårbare overfor olieudslip og som også er udsat for fangst, kan påvirkningen fra olieudslip tænkes modvirket ved klog og bæredygtig forvaltning af fangsten. Manglen på effektive metoder til respons i delvist isfyldte farvande og den afsides beliggenhed vil gøre et olieudslip alvorligere og sværere at bekæmpe, og af samme grund tillades efterforskningsboringer ikke i Grønland når der er is til stede.

I forbindelse med denne miljøvurdering er offshore-delen af vurderingsområdet blevet inddelt i seks underområder, som er blevet klassificeret ud fra deres følsomhed overfor olieudslip, under hensyntagen til den relative hyppighed af arter og artsgrupper, arts- og bestandsspecifik følsomhed overfor olie, oliens opholdstid samt menneskelig udnyttelse. På alle årstider er underområderne på kontinentalsoklen mest følsomme. Disse områder er særligt vigtige for trækkende og overvintrende havfugle, for fiskeriet af rejer og krabber, samt for fødesøgende bardehvaler. Områder længere til havs er mindre følsomme, først og fremmest fordi havfugle og havpattedyr optræder i lavere tætheder.

Når årstiderne sammenlignes, baseret på absolutte følsomhedsværdier og som et gennemsnit over alle underområder, viser det sig at følsomheden overfor oliespild er højest efterår og sommer, og lavest vinter og forår. Den vigtigste grund til denne forskel er tilstedeværelsen af store mængder af fældende og trækkende havfugle (som er yderst følsomme overfor olie) om sommeren og efteråret.

Kystzonen i vurderingsområdet er endnu mere følsom overfor olieudslip (Figur 10.2), på grund af den højere biodiversitet og fordi olien kan blive fanget i bugter og fjorde hvor høje, toksiske koncentrationer kan bygges op i vandet. Der vil være en risiko for en negativ påvirkning på koncentrationer af gydende fisk så som lodde og stenbider om foråret, på fjeldørred som samles udenfor udfor deres gydeelve, og på mange havfuglebestande både i yngletiden, i trækperioderne og om vinteren. Langtidseffekter kan forekomme i kystzonen hvis olie begraves i sedimentet, under sten, i muslingebanker eller i revner i klipper, hvor den kan forblive i årtier. I Prince William Sound i Alaska har olie bevaret på denne måde forårsaget negative langtidseffekter på f.eks. fugle langs forurenede kyststrækninger, og visse bestande er stadig ikke kommet sig efter mere end tyve år. Kystzonen er også af afgørende betydning for lokale fiskere og fangere, og i tilfælde af et olieudslip kan deres aktiviteter blive påvirket af forbudszoner og ændrede udbredelsesmønstre hos fangstdyrene. Turistindustrien i vurderingsområdet vil formodentlig også blive negativt påvirket hvis kysten rammes af olie.

Generelt forebygges oliespild bedst ved nøje planlægning og brug af standardiserede sikkerhedsprocedurer, forsigtighedsprincippet i forbindelse med BEP og BAT, samt internationale standarder (OSPAR).

Fyto- og zooplankton

Påvirkningen af et olieudslip ved overfladen i vurderingsområdet på fyto- og zooplankton i det åbne hav forventes at være lav, da disse organismer forekommer spredt over store havområder. Der er dog en risiko for nedsat primærproduktion i lokaliserede vigtige områder, og forårsopblomstringen vil være den mest følsomme periode. Vandlopper som overvintrer på stor dybde kan tænkes at blive eksponeret for olie i tilfælde af et udslip ved havbunden, men deres følsomhed overfor en sådan eksponering er ukendt.

Fiske- og krebsdyrlarver

I almindelighed er æg og larver af fisk og krebsdyr mere følsomme overfor olie end voksne dyr, og teoretisk kan man forestille sig en påvirkning via nedsat rekruttering på bestande og dermed fiskeri over flere år. Torsk er specielt følsom, fordi dens æg og larver er koncentreret i de øverste 10 m af vandsøjlen, mens larver af f.eks. rejer og hellefisk findes dybere og derfor vil være mindre udsat for skadelige stoffer fra et overfladeudslip. Et stort udslip ved havbunden kan imidlertid eksponere æg og larver over et meget større område og dybdeinterval, og kan potentielt også påvirke rekruttering og bestandsstørrelse af andre arter så som reje, krabbe og tobis.

Bundfauna og -flora

Bundlevende organismer så som muslinger og krebsdyr er sårbare overfor olieudslip; imidlertid forventes ingen effekter på åbent vand med mindre olien synker til bunds. På lavt vand (under 10-15 m) kan stærkt giftige koncentrationer af kulbrinter tænkes at nå bunden, med potentielt alvorlige effekter på lokale bunddyr og dermed også for arter som lever af bunddyr,

specielt almindelig ederfugl, strømand, havlit og remmesæl. Et stort udslip ved havbunden kan også tænkes at påvirke bunddyr på dybt vand.

Makroalger i tidevandszonen og på lavt vand, og den tilknyttede fauna af smådyr, er følsomme overfor indsmøring i og toksiske effekter af olie som når kysten. De unikke ikkasøjler og den tilknyttede flora og fauna er sandsynligvis yderst følsomme overfor de toksiske effekter af olie, men det er formodentlig ret usandsynligt at de vil blive ramt selv i tilfælde af et stort olieudslip.

Voksne fisk

Der forventes ingen påvirkning på bestande af voksne fisk på åbent hav i tilfælde af et overfladeudslip. I kystområder er situationen anderledes, fordi høje toksiske koncentrationer kan opbygges i beskyttede bugter og fjorde og potentielt resultere i høj fiskedødelighed. Gydende lodde og stenbider er specielt sårbare i kystzonen.

Fiskeri

Et olieudslip på åbent hav vil først og fremmest påvirke fiskeriet hvis der gennemføres midlertidige forbudszoner for at undgå kontaminering af fangsten. Varigheden af et sådant forbud vil afhænge af udslippets varighed, vejr og andre faktorer. Vurderingsområdet er vigtigt for fiskeriet af rejer og krabber, og forbudszoner kan have alvorlige økonomiske konsekvenser for denne gren af erhvervsfiskeriet.

Eventuelt olieforurenede kystområder vil også blive lukket for fiskeriet i en periode; varigheden vil afhænge af oliens opførsel. Der findes eksempler på fiskeriforbudszoner som har været i kraft i mange måneder efter olieudslip, specielt hvis olien bliver begravet i sedimentet eller på stenstrande. Det kystnære erhvervsfiskeri går især efter stenbider og lokale torskestammer, mens lodde primært fanges til privat forbrug.

Havfugle

Havfugle er ekstremt sårbare overfor olieudslip til havs, da de oftest tilbringer meget tid på havoverfladen hvor de fleste udslip finder sted. Deres fjerdragt er yderst følsom overfor olie, da selv ganske små mængder olie ødelægger dens vandtæthed og dermed både isoleringsevne og opdrift. Fugle udsat for olie dør som regel af kulde, sult, drukning eller forgiftning. I vurderingsområdet er de kystnære områder specielt følsomme, da store mængder af havfugle opholder sig her hele året. En stor del af disse fugle, både ynglefugle, fældende og trækkende fugle, er knyttet til levesteder langs den meget eksponerede ydre kystlinje. I sådanne områder er responsen på olieudslip besværliggjort af den fjerne beliggenhed, den meget lange kystlinje og det ofte hårde vejr. De havfuglearter som er mest sårbare overfor olieudslip er langtlevende arter med lav ungeproduktion, en egenskab som især er typisk for alkefugle, mallemukker og visse dykænder (ederfugle).

Om efteråret og vinteren er et antal arter også i risikozonen længere til havs i vurderingsområdet, inklusive på kontinentalsoklen, selvom fuglene som regel optræder mere spredt på åbent hav sammenlignet med nær kysten. De vigtigste arter i denne sammenhæng omfatter mallemuk, ride, lunde, søkonge og polarlomvie.

Havpattedyr

Hvaler og sæler er sårbare overfor olieudslip ved havoverfladen. Bardehvaler kan få deres barder indsmurt i olie og derved komme til at indtage olien. Dette kan påvirke hvor effektivt de filtrerer vandet, eller kan lede til forgiftning og sår i tarmkanalen hvis olien indtages. Der er også en risiko for indånding af oliedampe og direkte kontakt med øjnene. Det er usikkert i hvor høj grad havpattedyr aktivt vil søge bort fra olieudslip, og også hvor skadelig olien er for forurenede individer. Observationer tyder imidlertid på at i det mindste nogle arter ikke opfatter olie som en fare, og disse arter er gentagne gange set svømme direkte ind i oliepøle.

Sælunger er yderst følsomme overfor at blive indsmurt i olie, og selv en kortvarig kontakt kan være dødelig, da olien ødelægger pelsens isoleringsevne. Grønlandssælen føder unger indenfor vurderingsområdet.

Havpattedyr som kunne blive påvirket af et olieudslip om vinteren i vurderingsområdet omfatter remmesæl, klapmyds, ringsæl, spættet sæl, marsvin, døgling og kaskelot. Spættet sæl er specielt sårbar da arten er sjælden og truet i Grønland, og de vigtigste koncentrationer findes i vurderingsområdet. Havpattedyr som fouragerer i området om sommeren omfatter grønlandssæl, klapmyds, ringsæl, spættet sæl, finhval, pukkelhval, vågehval, sejhval, marsvin, hvidnæse, døgling, kaskelot og grindehval. Blåhval forekommer kun sjældent i vurderingsområdet, men er sårbar fordi bestanden er meget lille. Den globalt stærkt truede nordkaper forekommer muligvis også i området.

Afværgeforanstaltninger

Risikoen for uheld og de dermed følgende miljøpåvirkninger kan minimeres ved brug af ekstremt høje sikkerhedsniveauer, planlægning så de mest sårbare områder og perioder friholdes, og effektive beredskabsplaner med adgang til passende udstyr. Kystzonekortlægning (Figur 2), hvor de områder som er mest følsomme overfor olieudslip er udpeget, kan med fordel bruges i planlægningsfasen.

Risiko for og konsekvenser af et stort olieudslip på dybt vand

En stor del af vurderingsområdet er dækket af meget dybt vand, og da der kun er lidt erfaring med boring (og endnu mindre med bekæmpelse af olieudslip) på sådanne dybder er det vigtigt med en grundig risikovurdering. I almindelighed er risikoen for 'blowouts' lav (ca. 1 blowout for hver 13.000 boringer), men den vurderes som højere når der bores på dybt vand, som det måske vil være tilfældet i vurderingsområdet. Boring i oliefelter med høj temperatur og tryk regnes for mere risikabelt, og sådanne forhold er mere almindelig på stor dybde. Den bedste måde at minimere risikoen er høje sikkerhedsstandarder og omhyggelig planlægning.

I tilfælde af et olieudslip ved havbunden på dybt vand i vurderingsområdet, vil det generelle mønster for oliens udbredelse være det samme som for et overfladeudslip, det vil sige at olien forventes at brede sig mod nordvest, og en stor del af den vil nå kysten. Udbredelseshastigheden kan dog forventes at være lavere på grund af lavere strømhastigheder i stor dybde. For øjeblikket er det meget vanskeligt at vurdere om en del af olien kan forventes at forblive spredt i dybden, i stedet for at stige op til overfladen. Det er dels fordi olietypen i vurderingsområdet ikke kendes, og dels fordi de processer som styrer oliens adfærd ved lav temperatur og højt tryk ikke er særlig godt kendt.

Erfaringen fra udslippet fra *Deepwater Horizon* i den Mexicanske Golf i 2010 – det største udslip i fredstid i verdenshistorien – viser at under visse forhold kan store mængder olie forblive spredt i stor dybde og danne udstrakte undersøiske faner. Det er uklart i hvor høj grad dette skyldtes den meget omfattende (uden fortilfælde) brug af dispergeringsmidler direkte ved udslippet, og hvad rolle dannelse og opløsning af gashydrater spillede.

I skrivende stund er der stadig et ukomplet billede af de økologiske konsekvenser af udslippet fra *Deepwater Horizon*. Det synes dog som om en stor del af olien som var spredt på stor dybde blev nedbrudt af mikroorganismer indenfor få uger efter udslippet. Dette har sandsynligvis mindsket de toksiske effekter på andre organismer, men kan til gengæld have ført til iltsvind. Så vidt vides har effekterne på fisk og andre hvirveldyr været begrænsede, selvom der er observeret en vis dødelighed af havfugle, havpattedyr og havskildpadder. Potentielle langtidseffekter er endnu ikke vurderet.

Videnshuller og nye undersøgelser

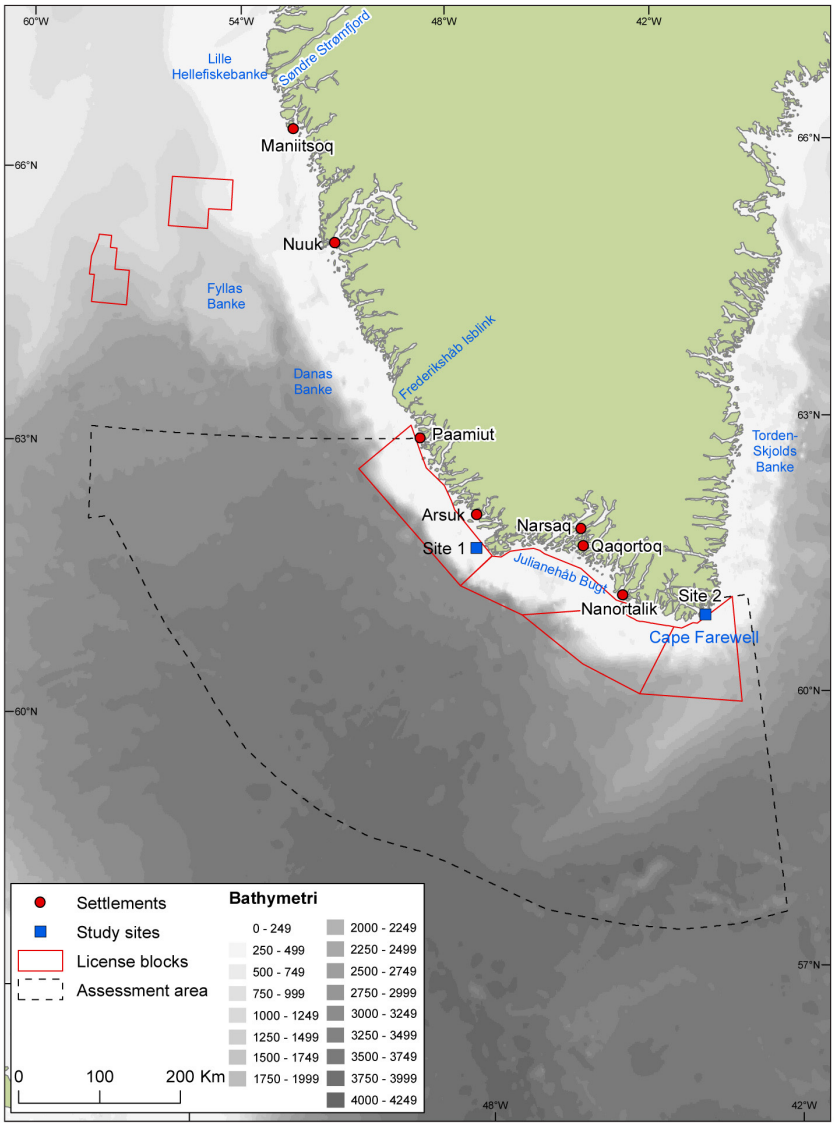
Der er en generel mangel på viden om mange komponenter og processer i det marine økosystem udfor Sydgrønland, og også om hvad der sker med olie som slipper ud i miljøet. I kapitel 11 findes en foreløbig liste over identificerede videnshuller i forbindelse med miljømæssig forvaltning og regulering af fremtidige olieaktiviteter i Sydgrønland. For at forvalte fremtidige aktiviteter kræves mere viden for at a) vurdere, planlægge og regulere aktiviteter så risikoen for påvirkninger på miljøet mindskes, b) identificere de mest sårbare områder og opdatere kortlægningen af både kystzoner og åbne havområder, og c) etablere en basisviden for 'før og efter'-studier af påvirkninger i tilfælde af større olieudslip.

Blandt andet foreslås følgende studier i vurderingsområdet:

- Identificering af vigtige områder ('hot spots') i offshore-området, og undersøgelser af deres økologi
- Er det sandsynligt at overvintrende vandlopper på dybt vand vil blive påvirket af et eventuelt olieudslip?
- Mere detaljeret viden om hvordan oliens bestanddele opfører sig, især under højt tryk og ved lave temperaturer
- Biodiversitetsstudier af bunddyr på stor dybde, for eksempel koraller og svampe
- Detaljeret modellering af sandsynligheden for at et olieudslip vil nå ind i dybe, smalle fjordsystemer
- Hvordan påvirkes hvaler af seismiske undersøgelser ved Sydvestgrønland?

1 Indledning

Dette dokument indeholder en strategisk miljøvurdering (SMV) af forventede kulbrinteaktiviteter i den grønlandske del af Labradorhavet og det sydøstlige Davis Strædet (syd for 62° N og vest for 42° 30' W, Figur 1.1). Dokumentet er udarbejdet af DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ved Aarhus Universitet (AU) i samarbejde med Råstofdirektoratet (RD) og Grønlands Naturinstitut (GN).



Figur 1.1. Kort over vurderingsområdet i Sydgrønland, der viser de eksisterende licensområder, byer og andre vigtige træk. Desuden vises undersøgelsesområderne for de to dedikerede feltundersøgelser: Område 1 (Site 1) er Ydre Kitsissut, hvor der blev udført en detaljeret undersøgelse af ynglende havfugle (se Boks 1). Område 2 (Site 2) er Qeqertat, hvor adskillige sælarters bevægelsesmønstre blev undersøgt (se Boks 2).

Denne SMV er baseret på eksisterende udgivne og ikke-udgivne kilder. Disse kilder omfatter tidligere miljøvurderingsnoter for farvandene ud for Sydgrønland (Boertmann 2007a, Boertmann & Mosbech 2010), eksisterende miljøsensitivitetskortlægning af olieudslip (Mosbech et al. 2004a), og lignende vurderinger af olieaktiviteter i Disko Vest og Baffin Bugten (Mosbech et al. 2007, Boertmann et al. 2009). Den seneste vurdering fra området ved Lofoten-Barentshavet i Norge (Anon 2003) er ligeledes konsulteret for at sammenligne mulige påvirkninger, da miljøet i dette område på mange måder er

sammenligneligt med de vestgrønlandske farvande. En anden vigtig informationskilde er AMAP Oil and Gas Assessment fra 2007/8 udarbejdet af en arbejdsgruppe under Arktisk Råd (Skjoldal et al. 2010). Den omfattende litteratur fra *Exxon Valdez*-ulykken i 1989 har ligeledes været en værdifuld kilde. Der er også trukket på informationer fra den omfattende undersøiske *Deepwater Horizon*-ulykke i den Mexicanske Golf i 2010, selv om de videnskabelige oplysninger om efterdønningerne er begrænsede på nuværende tidspunkt.

Desuden er der udført adskillige dedikerede undersøgelser som del af SMV-processen for det sydgrønlandske område, og de væsentligste resultater af disse undersøgelser er opsummeret i denne rapport og inddraget i vurderingen. Undersøgelserne omfatter:

- En feltundersøgelse udført af AU af de ynglende havfugles bevægelsesmønstre og fourageringsadfærd på øgruppen Ydre Kitsissut, som er den vigtigste havfuglekoloni i vurderingsområdet. Resultaterne er opsummeret i Boks 1.
- En feltundersøgelse udført af GN og AU af vigtige habitater for sæler i området ved Kap Farvel med særligt fokus på den spættede sæl (opført på den grønlandske rødliste som kritisk truet). Resultaterne er opsummeret i Boks 2 og Bilag 1.
- En evaluering af risikoen for og den potentielle størrelse af en udblæsning i forbindelse med kulbrinteefterforskning og -produktion i den grønlandske del af Labradorhavet. Denne evaluering blev udarbejdet af Acona for RD, og resultaterne heraf fremlægges i Bilag 2 og opsummeres i afsnit 10.1.1.
- To modelundersøgelser af den sandsynlige udbredelse og skæbne af olie fra potentielt olieudslip i vurderingsområdet, herunder udslip på overfladen samt undersøisk udblæsning. Disse undersøgelser blev udarbejdet af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI). Resultaterne fremlægges i Bilag 3 og 4 og opsummeres i afsnit 10.2.

Det er vigtigt at pointere, at en SMV ikke erstatter behovet for områdespecifikke vurderinger af virkning på miljøet. En SMV giver et overblik over miljøet i licensområdet og tilstødende områder, som potentielt kan blive påvirket af aktiviteterne. Den identificerer væsentlige, potentielle miljøpåvirkninger forbundet med forventede offshore olie- og gasaktiviteter. En SMV identificerer også manglende viden og data, fremhæver problemområder, og giver anbefalinger til afværgeforanstaltninger og planlægning. En SMV indgår i grundlaget for de relevante myndigheders beslutninger og kan identificere generelle restriktive eller afbødende tiltag samt overvågningskrav, som skal håndteres af de selskaber, der ansøger om kulbrintelicenser.

Endelig er klimaændringer et væsentligt spørgsmål i denne sammenhæng. Klimaændringer påvirker både det fysiske og det biologiske miljø; eksempelvis forventes havisdækket at blive mindre, hvilket vil påvirke miljøet og især dyrelivet, der er afhængigt af isen, som f.eks. isbjørne. De fleste af de data, der er brugt til denne SMV er indsamlet over flere årtier, og da olieaktiviteter, herunder især udvikling og produktion, kan ligge mere end 10 år ud i fremtiden, kan de miljømæssige og økologiske forhold være betydeligt anderledes end i dag.

1.1 Dækningsområde for den strategiske miljøvurdering

Denne strategiske miljøvurdering dækker den grønlandske EØZ syd for 62° N og vest for 42° 30' W i Labradorhavet og det sydvestlige Davis Strædet (ca. fra Paamiut til Kap Farvel, Figur 1.1), som i denne rapport omtales som vurderingsområdet. En foreløbig SMV for området nord for 62° N er netop udgivet (Merkel et al. 2012).

Det aktuelle vurderingsområde dækker farvandet for to kommuner: Sermersooq og Kujalleq. Der ligger fire byer inden for området: Nanortalik, Qaqortoq, Narsaq og Paamiut, med hhv. omtrent 1.500, 3.200, 1.600 og 1.600 indbyggere. Området huser desuden 12 bygder (Aappilattoq, Narsaq Kujalleq, Tasiusaq, Ammasivik, Alluitsup Paa, Saarloq, Eqalugaarsuit, Qassimiut, Igaliku, Narsarsuaq, Ivittuut, Arsuk) med tilsammen ca. 1.200 indbyggere (Grønlands Statistik 2011, www.stat.gl).

1.2 Forkortelser

AMAP: Det arktiske overvågnings- og vurderingsprogram
AMSR: Advanced Microwave Scanning Radiometer
AU: Aarhus Universitet
BAT: Bedste tilgængelig teknologi
BEP: Bedste miljøpraksis
BIOS: Baffin Island Oil Spill
DCE: Nationalt Center for Miljø og Energi
DDT: Dichlordiphenyltrichlorethan
DKK: Danske kroner
DMI: Danmarks Meteorologisk Institut
DMU: Danmarks Miljøundersøgelser
DTU: Danmarks Tekniske Universitet
EØZ: Eksklusive Økonomiske Zone
GEUS: Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse
GN: Grønlands Naturinstitut
HBCD: Hexabromocyclododecan
HOCNF: Harmoniseret kemisk notifikationsformat for offshore branchen
HSE: Sundhed, sikkerhed og miljø
IBA: Vigtigt fugleområde
ICES: Det Internationale Havundersøgelsesråd
IMO: Den Internationale Søfartsorganisation
IUCN: Den Internationale Union for Natur- og Ressourcebevarelse
IWC: Den Internationale Hvalfangstkommission
KI: Konfidensinterval
MARPOL: International konvention om forebyggelse af forurening fra skibe
MODIS: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
NAFO: Organisationen for fiskeriet i det nordvestlige Atlanterhav
NAO: Nordatlantisk oscillation
NASA: USA's nationale luft- og rumfartsorganisation
NGO: Ikke-statslig organisation
NMFS: National Marine Fisheries Service
OBM: Oliebaseret boremudder
OSPAR: Oslo- og Paris-konventionerne til forhindring af havforurening i det nordøstatlantiske område
PAH: Polycyklisk aromatisk kulbrinte
PBDE: Polybromeret diphenylæter
PCB: Polychloreret biphenyl
PFC: Perfluoreret kulbrinte

PLONOR: Udgør ingen eller kun meget begrænset miljøskadelige egenskaber (Pose Little Or No Risk to the Environment)
PNEC: Forventet nuleffektkoncentration
POP: Svært nedbrydelig organisk miljøgift
RD: Råstofdirektoratet
SBM: Syntetisk boremudder
SMMR: Scanning Multichannel Microwave Radiometer
SMV: Strategisk miljøvurdering
TBBPA: Tetrabromobisfenol A
TBT: Tributyltin
UV: Ultraviolet
VEC: Prioriteret økosystemkomponent (Valued Ecosystem Component)
VOC: Flygtige organiske forbindelser
WBM: Vandbaseret boremudder
WSF: Vandopløselig fraktion

2 Metoder

Morten Frederiksen, Flemming Merkel, David Boertmann, Anders Mosbech, Susse Wegeberg & Doris Schiedek (AU)

Nedenstående vurdering er baseret på tilgængelige oplysninger, der er samlet fra undersøgelser publiceret i videnskabelige tidsskrifter og rapporter, fra tidligere tekniske rapporter fra DMU (f.eks. Mosbech et al. 1996, Boertmann et al. 1998, Mosbech et al. 1998, Mosbech 2002, Mosbech et al. 2007), og fra data i sensitivitetsatlasset for olieudslip, der er udarbejdet for det meste af Vestgrønland, herunder vurderingsområdet (Mosbech et al. 2000, Mosbech et al. 2004b, a). På baggrund af det informationsbehov og de videnshuller, der identificeres i kapitel 11, kan der udføres supplerende undersøgelser i forlængelse af denne SMV. Resultaterne af sådanne undersøgelser vil bidrage til konsekvensvurderingen i en opdateret version af denne SMV.

2.1 Afgrænsninger og omfang

Vurderingsområdet omfatter området beskrevet i indledningen (Figur 1.1). Denne del af den grønlandske EØZ kan potentielt blive påvirket af olierelaterede aktiviteter, og især af større og længerevarende olieudslip fra aktiviteter i de forventede licensområder ud for Sydgrønland. Det kan dog ikke udelukkes, at det berørte område kan være større og især omfatte kyststrækninger og fiskebanker nord for vurderingsområdet samt områder på den canadiske side af Davis Strædet og Labradorhavet.

Vurderingen dækker i videst muligt omfang alle aktiviteter, der er forbundet med et oliefelt, fra efterforskning til afvikling. Efterforskningsaktiviteter forventes at finde sted hele året.

Produktionsaktiviteter vil, såfremt de besluttes og iværksættes, finde sted hele året. Det vides endnu ikke, hvordan potentielle produktionsanlæg vil blive bygget, men installationen vil sandsynligvis svare til den, som er beskrevet for Disko Vest i APA-undersøgelsen (APA 2003).

2.2 Procedurer for konsekvensvurderinger

Det første skridt, når man foretager en vurdering, er at identificere potentielle interaktioner (overlap/kontakt) mellem potentielle råolieaktiviteter og vigtige økologiske komponenter i vurderingsområdet i både tid og rum. Interaktionerne evalueres herefter i forhold til deres potentiale for at lede til konsekvenser.

Vurderingen af potentielle miljøbelastninger er baseret på konceptet om 'Valued Ecosystem Components' (VEC) eller prioriterede økosystemkomponenter, som er defineret af Hansson et al. (1990): 'En VEC defineres som en ressource eller miljømæssigt træk, der:

a. er vigtigt (ikke kun økonomisk) for den lokale befolkning eller
b. har en national eller international profil eller
c. hvis dens nuværende status ændres, vil være vigtigt for vurderingen af miljøbelastningen som følge af industriel udvikling samt fokusering af det administrative arbejde'.

VEC'er kan være arter, bestande, biologiske begivenheder eller andre miljømæssige træk, der opfylder et eller flere af disse kriterier. De kan omfatte vigtig flora og fauna, habitater eller specifikke områder samt processer som f.eks. forårsopblomstring af fytoplankton. De VEC'er, der er valgt her, er arter, habitater og begivenheder, der potentielt kan blive påvirket af olieaktiviteter i vurderingsområdet, og hvor ændringerne kan overvåges og opdages. Disse VEC'er er angivet i afsnit 4.8.

Den potentielle påvirkning af VEC'er fra aktiviteter i de forskellige faser i livscyklussen i et kulbrintelicensområde er opsummeret i en række tabeller i kapitel 9 og 10. Tabellerne er baseret på værst tænkelige konsekvenser og forudsætter, at aktuelle (2011) vejledninger for de forskellige aktiviteter, som beskrevet i teksten, følges. For hver VEC gives eksempler på typiske sårbare organismer (arter eller større grupper) i forhold til specifikke aktiviteter. Disse eksempler er ikke udtømmende.

De potentielle konsekvenser vurderes under tre overskrifter: forflytning, livstruende effekter og direkte dødelighed. Forflytning indikerer geografisk bevægelse af dyr væk fra en påvirkning og klassificeres som ingen, kortvarig, langvarig eller permanent. For fastsiddende organismer eller planktonorganismer er forflytning ikke relevant og angives derfor med en streg (-). Livstruende effekter omfatter betydelige sundhedsrelaterede virkninger, med undtagelse af dem, der medfører øjeblikkelig dødelighed for voksne individer. Denne kategori omfatter påvirkninger som nedsætter fertiliteten eller medfører dødelighed i de tidlige livsstadier. Livstruende effekter og direkte dødelighed klassificeres som ingen, ubetydelig, mindre, moderat eller stor. Hvis ingen medlemmer af en VEC er sårbare over for en given aktivitet, angives det med en streg (-) for hver påvirkning.

Omfanget af den potentielle påvirkning vurderes som lokal, regional eller global. Påvirkningen kan ligge på en højere skala end lokal, hvis aktiviteten er udbredt, hvis den påvirker bestande, der stammer fra et større område (f.eks. trækfugle), eller hvis den påvirker en stor del af en regional bestand (f.eks. en stor havfuglekoloni). Globale påvirkninger kan potentielt ramme en stor del af (eller hele) verdens bestand af en eller flere arter.

Kvantificering af den potentielle påvirkning på økosystemkomponenter er imidlertid meget vanskelig og i de fleste tilfælde umulig. Den geografiske overlap mellem forventede aktiviteter og tilstedeværelsen af en eller flere VEC'er kan kun vurderes i begrænset omfang, da kun placeringen af de første licensområder kendes på nuværende tidspunkt. Desuden kendes de fysiske egenskaber af et potentielt olieudslip ikke på nuværende tidspunkt. Der er samtidig mangel på viden om vigtige økosystemkomponenter og deres interaktion. Endelig kan økosystemets funktion blive ændret i den nærmeste fremtid på grund af klimaændringer.

Relevant forskning i toksikologi, økotoksikologi og følsomhed over for forstyrrelser er blevet anvendt, og konklusioner fra forskellige relevante kilder er blevet inddraget. Blandt de vigtigste kilder er: Arktisk Råds olie- og gasvurdering (Skjoldal et al. 2010), den omfattende litteratur vedrørende *Exxon Valdez*-olieulykken i Alaska i 1989, den hidtil begrænsede litteratur vedrørende *Deepwater Horizon*-ulykken i den Mexicanske Golf i 2010 og den norske miljøvurdering af kulbrinteaktiviteter i Lofoten-Barentshavet (Anon 2003)

Der er stadig stor usikkerhed, og ekspertvurderinger eller generelle konklusioner fra forskning og miljøvurderinger, der er udført i andre subarktiske eller arktiske områder, er blevet anvendt for at kunne evaluere risiciene og vurdere påvirkningen. Meget af usikkerheden i vurderingen er uundgåelig og formidles med fraser som 'sandsynligvis' eller 'højst sandsynlig'.

3 Fysisk miljø

Michael Dünweber & Morten Frederiksen (AU)

Vurderingsområdet er en del af det nordlige Atlanterhav, som ligger inden for den subarktiske klimazone, hvilket betyder, at lufttemperaturen i juli i gennemsnit ligger over 10° C. De nordlige dele af Atlanterhavet udgøres af Labradorbassinet, Irmingerbassinet og det Islandske Bassin, som alle er delvist lukkede havområder. Offshore-delen af den undersøgte region (56º 30′ - 62º N og vest for 42º 30′ W) omfatter den sydvestlige del af Davis Strædet og det nordøstlige Labradorhav. Kontinentalsoklen, hvor havdybden er under 200 m, er temmelig smal (< 80 km) sammenlignet med længere mod nord i Vestgrønland. Der ligger flere fiskebanker på soklen med vanddybder på under 100 m. Ud for kontinentalsoklen syd og vest for Grønland omfatter vurderingsområdet store dybvandsområder på op til 3.700 m (Figur 1.1) (Mosbech et al. 2004a).

I hydrografisk forstand er området karakteriseret af subarktiske farvande i Nordatlanten med en gennemsnitlig julitemperatur på over 5° C. Generelt er de meteorologiske og oceanografiske forhold i det nordlige Atlanterhav (dvs. Kap Farvel-området) ret velkendte. Nyere beskrivelser, der bl.a. omfatter Sydgrønland, kan findes i Buch et al. (2004) og Myers et al. (2009). Mere detaljerede beskrivelser af hydrografien i offshore-områder kan ses i publikationer udgivet af DMI og RD (Nazareth & Steensboe 1998, Buch 2000a, 2002, Hansen et al. 2004, Ribergaard 2010). Mosbech et al. (2004a) har desuden udarbejdet et oliesensitivitetsatlas for kystzonerne i Sydgrønland.

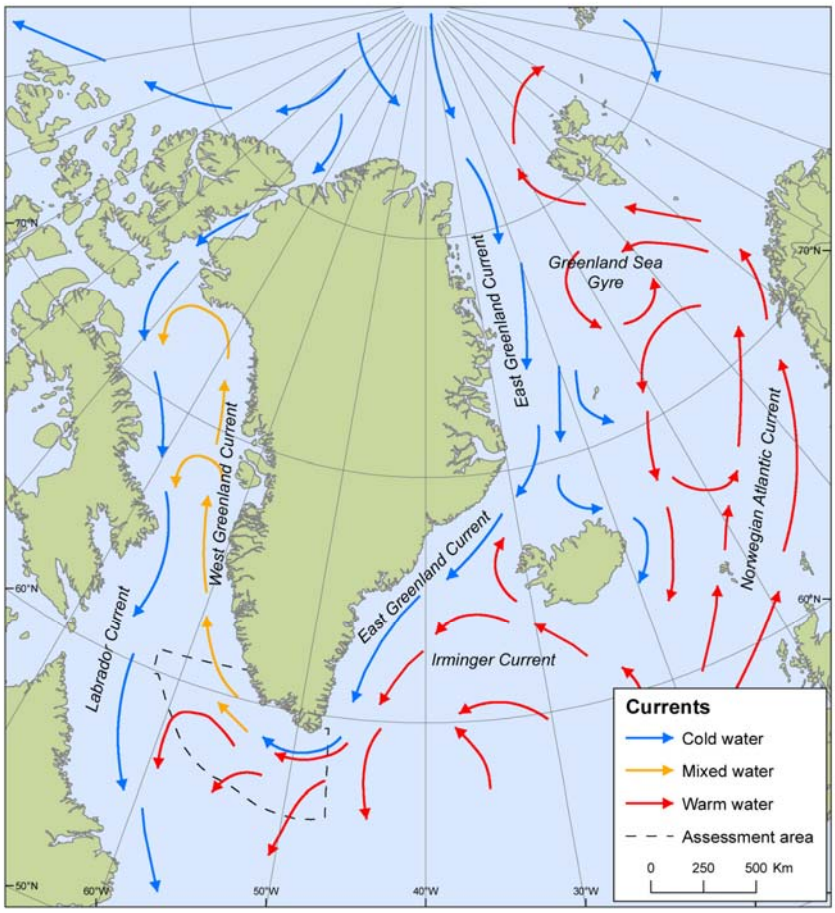
3.1 Vejr og klimatiske forhold

Vejret i regionen bestemmes i høj grad af det dominerende atmosfæriske kredsløbsmønster over Nordatlanten, dvs. den nordatlantiske oscillation (NAO) (Hurrell et al. 2001). NAO har en dominerende indflydelse på overfladeluftens og havets vintertemperatur i Arktis. Når NAO er positiv, løber stærke vestenvinde på tværs af Atlanterhavet og forstærker den Nordatlantiske Strøm, som afbøjes til det østlige Grønland, hvilket medfører lav intensitet i den kolde, sydgående Østgrønlandske Strøm og den varme, nordgående Irmingerstrøm (afledt af den Nordatlantiske Strøm), hvilket igen giver kolde forhold i det arktiske område. Når NAO er negativ, er forholdene nærmest modsatte med ringe tilstrømning af vand fra det nordlige Atlanterhav samtidig med at den Østgrønlandske Strøm og Irmingerstrømmen styrkes, hvilket giver høje arktiske temperaturer (Buch 2002, Ribergaard 2010). Den grønlandske indlandsis og Grønlands stejle kyster har også en afgørende indflydelse på det lokale vejr. Der opstår mange atlantiske lavtryk, som passerer tæt på Grønlands sydlige spids og ofte skaber stærke vinde ud for Vestgrønland. Mere lokale fænomener som tåge eller polarlavtryk er også almindelige nær Vestgrønlands kyster. Sandsynligheden for kraftige vinde øges tæt på Grønlands kyst og mod Atlanterhavet. Detaljerede beskrivelser af de lokale vindforhold kan ses i sensitivitetsatlasset over Sydgrønland (Mosbech et al. 2004a).

3.2 Oceanografi

3.2.1 Strømforhold

Overfladevandet ud for Sydgrønland består hovedsageligt af to større strømme. Tættest på kysten er overfladelaget (0-150 m) den Østgrønlandske Strøm (koldt, saltfattigt vand fra Polarhavet), som flyder fra Grønlands østkyst, rundt om Kap Farvel til vestkysten. Irmingerstrømmen løber under og vest for Polarvandet og stammer fra den Nordatlantiske Strøm. Irmingerstrømmen er relativ varm og saltholdig og løber på offshore-kanten af og parallelt med den Østgrønlandske Strøm og runder Kap Farvel (Buch 2000a) (Figur 3.1). Det er styrken af disse to strømme, som bestemmer de hydrografiske forhold ved Sydøst- og Vestgrønland. Hvor strømmene runder Kap Farvel, dykker Irmingerstrømmen under Polarvandet og danner dermed den Vestgrønlandske Strøm. Irmingerstrømmen kan spores op til den nordlige del af Baffinbugten (Buch 2000a). En tredje vandmasse defineret af Buch (1998), som stammende fra den Nordatlantiske Strøm og karakteriseret ved relativt varmt og meget saltholdigt vandt kaldet Subatlantisk Vand, rammer Sydøstgrønland, runder Kap Farvel og kommer ind i Davis Strædet. I de dybere lag findes to andre markante vandmasser, nemlig den Vestgående Understrøm og det Nordøstatlantiske Dybvand.



Figur 3.1. Kraftige havstrømme ved overfladen i det nordlige Atlanterhav. De røde pile indikerer relativt varmt vand fra Atlanterhavet, som bliver blandet med relativt koldt vand (blå pile) fra den Østgrønlandske Strøm. Det kolde vand, der bevæger sig mod syd i Baffinbugten, er Baffinstrømmen (eller Baffin Islandstrømmen), som længere mod syd bliver til Labradorstrømmen. Langs Vestgrønlands kyst danner blandet vand (orange pile) den Vestgrønlandske Strøm.

Strømmønstret langs den grønlandske vestkyst følger som regel dybdeforholdene langs kysten (Nazareth & Steensboe 1998). Nord for vurderingsområdet (syd for Fyllas Banke-området) påvirkes strømmønstrene af den stejle kontinentalskrænt og den komplekse topografi af en række lavvandede banker, som afleder kyststrømmene og skaber ustabilitet i strømforholdene.

Den Vestgrønlandske Strøm mister momentum på vej nordpå, og ved breddegraden for Fyllas Banke (64° N) er den ikke længere en stærk og kraftig strøm. En stor del af massen afledes mod Canada i vest, hvor den flyder sammen med den sydgående Baffin Island-strøm. Strømmen følger den canadiske kyst og fortsætter ind i Labradorstrømmen. Længere mod nord langs Vestgrønlands kyst fortsætter afledningen mod vest, hvilket resulterer i en yderligere svækkelse af strømmen (Nazareth & Steensboe 1998). Længere mod syd blandes Labradorstrømmen med den Nordatlantiske Strøm og senere med Irmingerstrømmen i Irmingerhavet og vender tilbage til området ved Kap Farvel. Strømsystemet i det sydlige område af Nordatlanten betragtes som en stor cyklonagtig hvirvel med relativt lave strømhastigheder (Buch 2000a, 2002). Ud for Sydvestgrønland (61,5° N) ses store uregelmæssigheder i strømmen sammen med hvirvler, der får vandstrømmen fra Irmingerhavet og Polarhavet til at søge endnu længere offshore over det dybe vand ud for Vestgrønland (Ribergaard 2004, og henvisninger deri).

Tilstrømningen af polarvand er kraftigst om foråret og i den tidlige sommerperiode (maj-juli). Tilstrømningen af relativt varme vandmasser fra Atlanterhavet via den Vestgrønlandske Strøm er kraftigst om efteråret og om vinteren, hvilket forklarer hvorfor vandet mellem 58° N og 67° N normalt er isfrit om vinteren. Blanding og varmediffusion af de to lag (Polar- og Irmingerstrømmene) er afgørende for temperaturforholdene i vurderingsområdet. År med stærk Østgrønlandsk Strøm og Irmingerstrøm vil ofte være varme år (Nazareth & Steensboe 1998, Buch 2000a, 2002, Hansen et al. 2004).

En 50-års tidsserie (1950-2000) over temperatur- og saltholdighedsmålinger fra oceanografiske observationspunkter ved Fyllas Banke i Vestgrønland har afsløret stor variation i de oceanografiske forhold ud for Vestgrønland fra år til år. Denne klimatiske variation kan relateres til et skift i NAO-indekset fra negative til positive værdier i perioden 1970-2000, hvilket resulterede i et koldere klima (Buch et al. 2004). I løbet af de seneste to årtier har der dog været en tendens til forhøjede vandtemperaturer og nedsat isdække under den arktiske vinter (Rothrock et al. 1999, Parkinson 2000, Hansen et al. 2006, Comiso et al. 2008). Det varmere klima i det sidste årti i Arktis kan til dels være resultatet af ændringen i NAO-indekset fra positiv til negativ, men der er også klare beviser for en stigning på 0,4° C pr. årti i overfladelufttemperaturen i Arktis i perioden 1966-2003, hvilket overstiger den naturlige, forventede variation (McBean et al. 2005).

3.2.2 Fronter

Fronter er skråtliggende grænser mellem vandmasser med forskellige karakteristika. Fronter adskiller således vand med forskellig tæthed langs de skråtliggende grænser. Langs Grønlands vestkyst dannes en front mellem polarvand med lavt saltindhold og det saltholdige vand fra Atlanterhavet. Temperatur- og saltholdighedsmålinger på Grønlands vestkyst viser, at fronten mellem de to vandmasser er svag i vinter- og forårsmånederne fra januar til maj. Den svage stratificering er en kombineret effekt af, at det øvre lag blandes op af vertikal cirkulation som følge af atmosfærisk nedkøling og

relativt lav tilstrømning af polarvand på dette tidspunkt af året. Fronten er relativt stærk resten af året, med maksimal styrke i efterårsmånederne september og oktober. Ved Kap Farvel er fronten mellem polarvand og atlanterhavsvand tydelig og skarpt afgrænset, mens den er mere diffus højere mod nord (Buch 2002).

Ved den canadiske østkyst har Labradorstrømmen meget lav saltholdighed og er adskilt fra det varmere og mere saltholdige Labradorhav af en stejl kontinentalskrænt. Øst for denne front findes en cyklonagtig cirkulation, der er afgrænset af den Nordatlantiske Strøm mod syd. Den Nordatlantiske Strøm når Labradorhavet i form af den relativt varme Irmingerstrøm. Der er således en front, som adskiller den varme Irmingerstrøm og den kolde Vestgrønlandske Strøm, omtrent 100 km ud for Vestgrønland.

Set i forhold til biologisk produktivitet kan de vertikale strømhastigheder på tværs af fronten transportere næringsrigt vand fra stor dybde op til overfladelaget, hvilket kan fremme planktonproduktionen (Frajka-Williams et al. 2009, Yebra et al. 2009).

3.2.3 Kysterne

Mosbech et al. (2004a) gav et overblik over kysttopografien i vurderingsområdet. Kystzonen mellem 60° og 62° N domineres af klippekyster, øgrupper og gletsjere som når kysten i tidevandszonen. I forhold til kystlinjelængde er klippekyst den dominerende kysttype (64,8 %). 'Klippe' er det dominerende underlag (87,6 %). Den dominerende skråning (50,5 %) betegnes 'skråtliggende', og den dominerende eksponeringstype (50,4 %) betegnes som 'delvist beskyttet'. Størstedelen af kysterne inden for 'øgruppe'-kysttypen er klippekyster. Tilsammen udgør 'øgruppe'- og 'klippekyst'-typerne i længde 88,9 % af den samlede undersøgte kyststrækning. Der findes klippekyster nær Kap Farvel, på Nunarsuit og nær Aappilattoq. Områder med øgrupper kan findes i Kobberminebugten og gletsjerkyster i bunden af Bredefjord (Mosbech et al. 2004a).

3.3 Isforhold

Havis forekommer primært i området ved Kap Farvel som flerårig drivis (omtalt lokalt som 'Storis'), der hovedsageligt er af polar oprindelse og føres til Sydvestgrønland af den Østgrønlandske Strøm. En anden istype, som sjældent ses i vurderingsområdet, er 'Vestis', som hovedsageligt er førsteårsdrivis dannet i Baffinbugten og Davis Strædet. Farvandene syd for Nuuk er dog normalt fri for havis, men kan lejlighedsvis være dækket i en kortere periode sidst på vinteren. Variationen i udbredelsen af førsteårshavis bestemmes primært af det årlige nordatlantiske oscillationsindeks (NAO-indeks) som forklaret ovenfor. Den årlige variation i NAO er bestemmende for strømmønstret i Davis Strædet, hvilket indvirker på nord-syd-udbredelsen af havisen og iskantens position. Flerårig is ses normalt det meste af året ud for hele Grønlands østkyst (Buch 2000a, 2002, Heide-Jørgensen et al. 2007) (Figur 3.2).

Figur 3.2. MODIS Aqua-billede fra 9. maj 2011, 20:00 UTC af Nanortalik-området viser udbredelsen af havisdækket ved Østgrønlands kyst og ud for Kap Farvel. Kilde: Satellitbilledet er bearbejdet af DMI med støtte fra Grønlands Klimaforskningscenter og Den Europæiske Rumfartsorganisations PolarView-projekt.

Havisdækket er mindsket i Arktis de seneste 20 år (Parkinson 2000), både med hensyn til tykkelse og omfang (Rothrock et al. 1999). Dette er sket langt hurtigere, end man ville forvente af naturlige variationer i klimaet (Vinnikov et al. 1999). Observationer baseret på satellitdata fra 1979-2007 viste en reduktion i havisdækket på 11,4 % pr. tiår. Denne procentsats forventes at stige på grund af faldet i albedo-effekten i takt med, at den flerårige is forsvinder (Comiso et al. 2008).

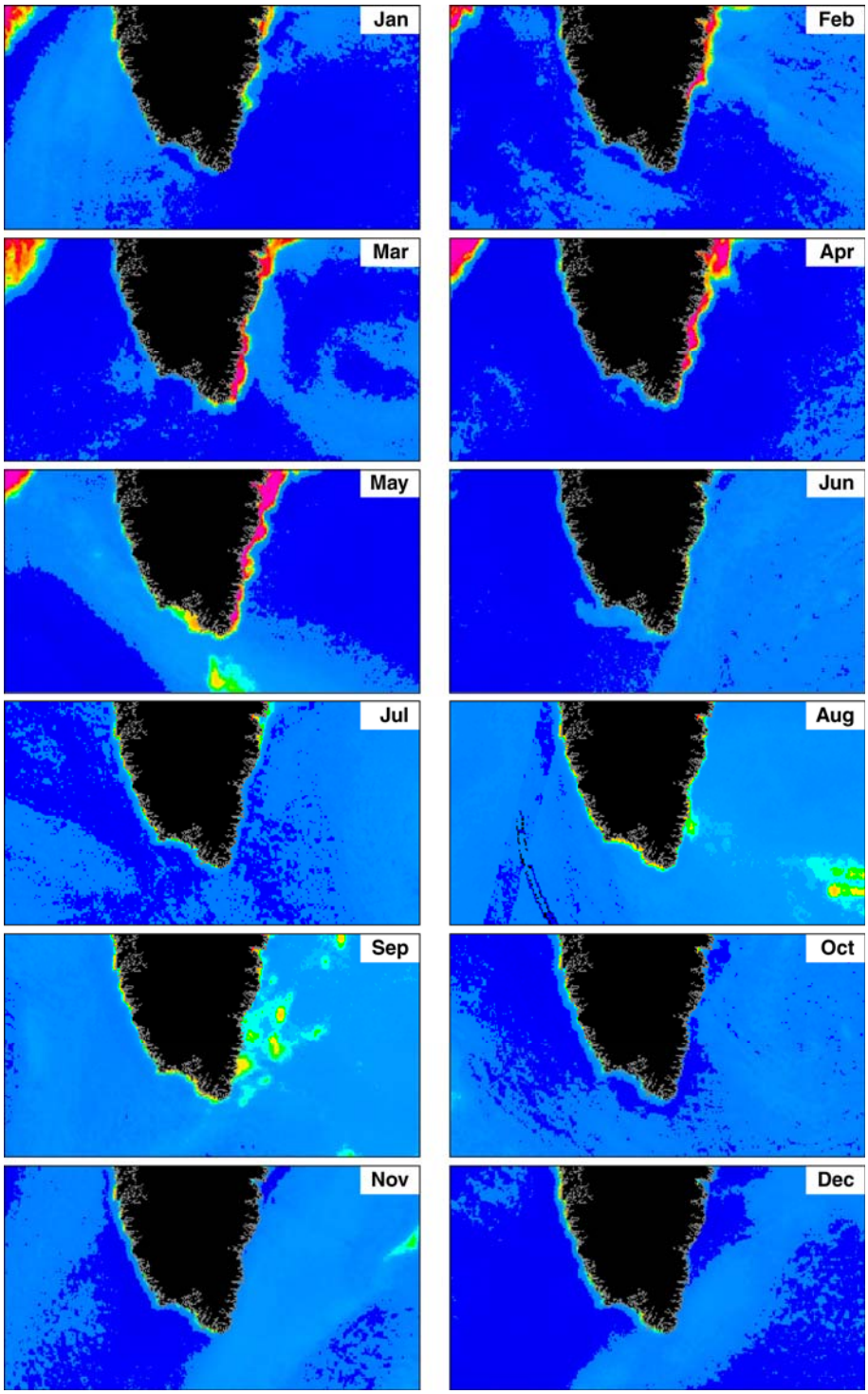
På det seneste er to østgrønlandske gletsjertunger (Kangerdlugssuaq og Helheim) begyndt at blive tyndere, og den kælvende front har trukket sig tilbage (Luckman et al. 2006). En tidsserie på seks år (2000-2006) er registreret for 32 gletsjere i Østgrønland, hvor næsten alle de observerede gletsjere viste samtidig nettotilbagetrækning, udtynding og acceleration. Tilbagetrækningen og udtyndingen blev forklaret af høje lufttemperaturer ved kysten og havoverfladetemperaturer i primært 2003 (Howat et al. 2008). Der er desuden konstateret øgede mængder af smeltevand i fjordsystemerne fra den grønlandske indlandsis i takt med, at den mister sin masse (Velicogna & Wahr 2006, Velicogna 2009), herunder øget smeltevand fra de indre dele af Godthåbsfjorden (Rignot & Kanagaratnam 2006). Aktuelt ved man ikke, i hvilket omfang den øgede mængde ferskvand fra fjordsystemerne påvirker den Vestgrønlandske Strøm.

3.3.1 Flerårig is og drivmønstre

Forholdene for førsteårshavis (Vestis) mellem 60° og 71° N er primært afhængig af den nord- eller nordvestgående Vestgrønlandske Strøm, som kommer med relativt varmt vand, og den kolde sydgående Baffin Island-

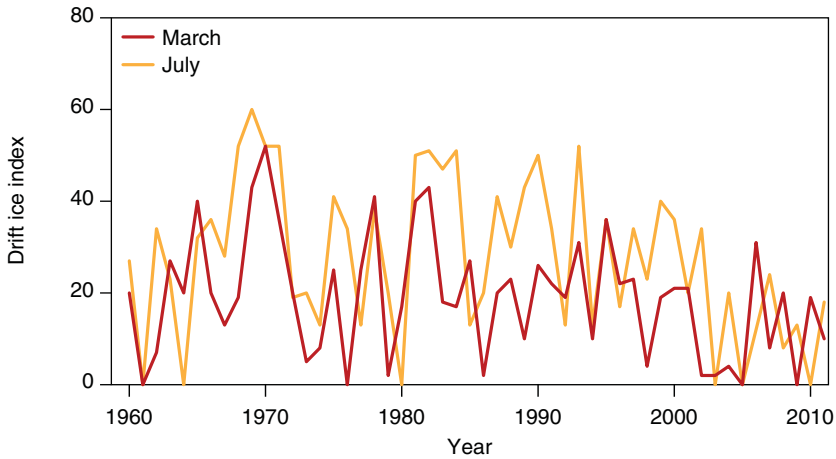
strøm. Syd for 65° N dominerer havisfrie områder, og iskanten er normalt lokaliseret mod Hudson Strædet eller Labradorkysten.

Storisen når området ved Kap Farvel i december-januar, afhængig af intensiteten af den Østgrønlandske Strøm og mængden af is i strømmen. De nordatlantiske lavtrykssystemers bane og intensitet påvirker også udbredelsen af havis nær Kap Farvel. Mængden af flerårig is i de sydgrønlandske farvande topper tidligt på sommeren. Lavtrykkenes intensitet falder normalt i løbet af foråret og sommeren og kan få den flerårige is til at drive mod nordvest langs den sydvestgrønlandske kyst med den Vestgrønlandske Strøm. Den flerårige is dominerer i den sydlige del af Vestgrønland og kan findes 4-5 måneder om året i Julianehåb Bugt fra Kap Farvel til ca. 61-62° N (Figur 3.3).



Figur 3.3. Månedligt havisdække i 2010. Rød og magenta indikerer meget tæt is (8-10/10), mens gul indikerer mindre tæt is. Den løseste is (1-3/10) er ikke registreret. Der forekommer nogle misvisende angivelser af is i offshore-områderne syd og øst for Kap Farvel i sommermånederne. Billederne er baseret på Multichannel Microwave Radiometer (AMSR og SMMR). Baseret på data fra DTU, DMI og Canadian Ice Service – Environment Canada.

Bredden, koncentrationen og placeringen af dette isbælte varierer fra år til år. I nogle år passerer isen aldrig Nunarsuit, mens den i andre når til Nuuk og Fyllas Banke-området. I gennemsnit ligger den nordligste position af den flerårige is på vestkysten omkring Paamiut ved 62° N, selv om isen sjældent har nået så højt siden 2000 (Figur 3.4). Vurderingsområdet er normalt isfrit fra primo august. Diameteren af de flerårige isflager er altid mindre end 100 m og generelt ca. 5-20 m. Når der ses flerårig is ud for Sydvestgrønland er den sædvanligvis karakteriseret ved lave eller mellemstore koncentrationer set som et gennemsnit over større områder; smalle bælter med høje koncentrationer er dog også almindelige. Variationen i udbredelsen af havis i sydgrønlandske farvande skyldes de stærke havstrømme og det voldsomme vejrlig som karakteriserer området.



Figur 3.4. Årlig variation (1960-2011) i udbredelsen mod nord af drivis langs Vestgrønlands kyst i marts og juli. Indekset stiger mod nordvest fra Kap Farvel (0) til grænsen af vurderingsområdet ved Paamiut (34). Kilder: Fabricius et al. (1995), Rosing-Asvid (2006, opdateret).

Havisens drivmønster ud for Sydvestgrønland er stadig relativt ukendt. I gennemsnit driver flerårig is ind i Kap Farvel-området i december/januar afhængig af lavtrykssystemerne over Nordatlanten. I denne periode passerer havisen kun Kap Farvel i korte perioder. Om foråret og sommeren driver bælter af flerårig is ind i Kap Farvel-området og driver normalt nordover ind i det nordøstlige Labradorhav eller langs den vestgrønlandske kyst. År-til-år-variationen i forekomsten og omfanget af flerårig is mod nord fra Kap Farvel drives primært af vind- og strømmønstre samt lave vintertemperaturer (Nazareth & Steensboe 1998, Buch 2000a, 2002, Hansen et al. 2004). Med undtagelse af i 1982 er den flerårige is aldrig blevet observeret nord for 63° N tidligere end sidst i februar i perioden 1958-2003 (Hansen et al. 2004).

Mængden af flerårig is, der når Sydvestgrønland, udviser stor år-til-år-variation målt over flere tiår. År-til-år-variationen styres af flere faktorer som f.eks. den udgående strøm af havis fra Polarhavet, dannelsen af havis langs Grønlands østkyst og i Grønlandshavet samt de herskende vindforhold. Otte årlige begivenheder med ekstreme mængder flerårig is i de vestgrønlandske farvande blev observeret i perioden 1968-1993 (Ribergaard 2004, og henvisninger deri).

3.4 Isbjergenes drivmønster og fordeling

Isbjerge adskiller sig fra havis på flere måder:

- De stammer fra Indlandsisen eller gletsjere på land
- De producerer ferskvand, når de smelter

- De er dybtgående og rager højt op over havoverfladen
- De betragtes altid som en alvorlig lokal fare for navigation og offshore-aktiviteter.

Kælvingsprocessen forrest på gletsjeren skaber en uendelig variation af isbjerge, stumper af isbjerge og isskosser. Isbjerge beskrives efter deres størrelse og følgende klassifikation:

Type	Højde (m, over havoverfladen)	Længde (m)
Isskosse	mindre end 1	op til 5
Stumper af isbjerge	1 til 5	5 til 15
Små isbjerge	5 til 15	15 til 60
Mellemstore isbjerge	16 til 45	61 til 120
Store isbjerge	46 til 75	121 til 200
Meget store isbjerge	Over 75	Over 200

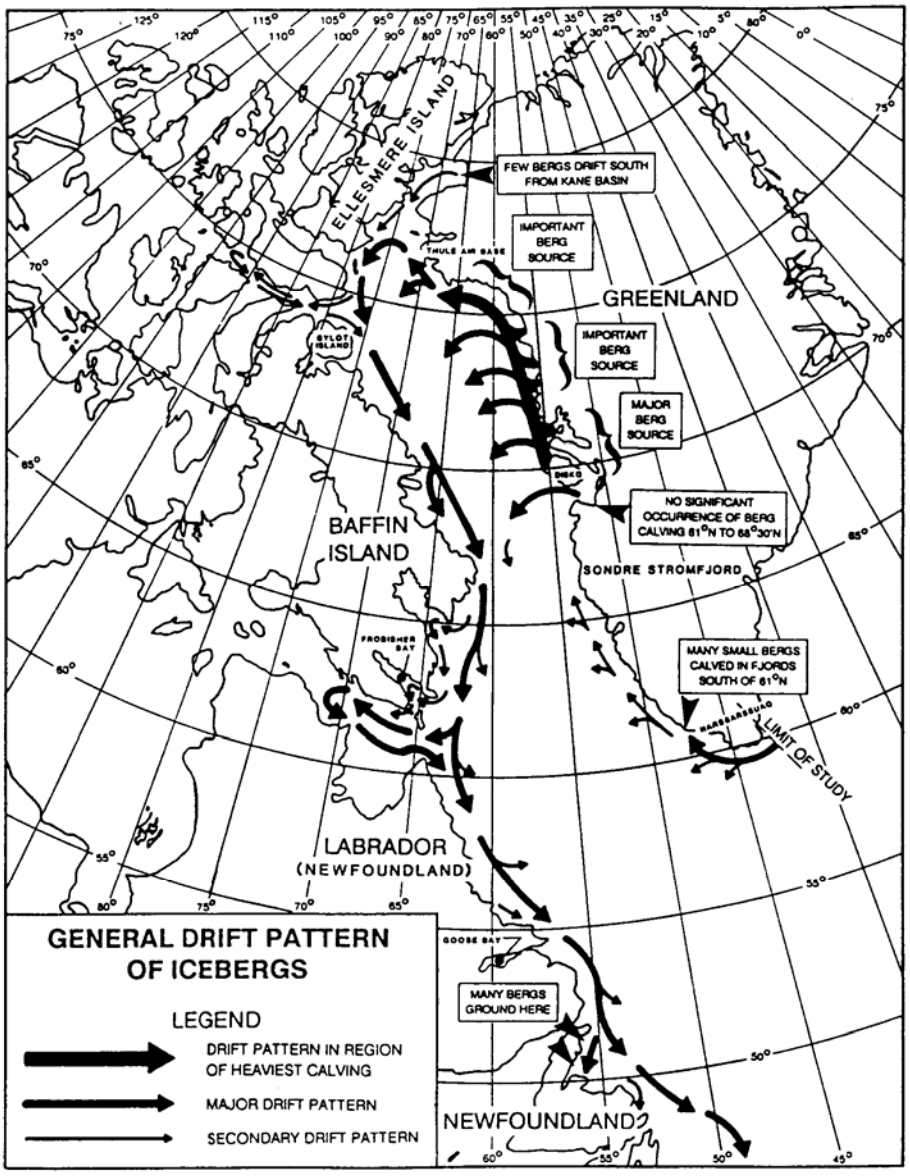
Mængdemæssigt varierer produktionen af isbjerge kun ganske lidt fra år til år. Når kælvningen er sket, begynder de meteorologiske og oceanografiske faktorer at påvirke isbjergene. Isbjergene føres af havstrømmene som følge af det integrerede gennemsnit af vandets bevægelse over isbjergets samlede dybgang. Vinden spiller imidlertid også en væsentlig direkte eller indirekte rolle.

Kilder

Der findes mange gletsjere i Vestgrønland, men de fleste ligger et stykke nord for vurderingsområdet. Vurderingsområdet påvirkes hovedsageligt af drivende isbjerge fra gletsjere i Østgrønland. Udbredelsen og tætheden af isbjerge styres desuden af tilstedeværelsen af flerårig is samt variationen i strømmønstret langs Østgrønlands kyst (se ovenfor). Isbjerge, der driver inde i den flerårige is, har lavere smeltehastighed og nedbrydes mindre af slid og dønninger (Karlsen et al. 2001, Hansen et al. 2004). I løbet af sommeren, ved udgangen af perioden hvor den flerårige is er på sit højeste i vurderingsområdet, forventes tætheden af isbjerge ud for Sydvestgrønland at toppe. Under påvirkning af vinden og ved svag Irmingerstrøm kan isbjergene lejlighedsvis fortsætte sydvestover i stedet for nordover langs Vestgrønlands kyst og nå så langt som 150-300 km offshore. Nogle af disse isbjerge driver på tværs af den sydlige del af Davis Strædet og når kysterne ved Labrador og Baffin Island, hvor de rammer den sydgående Baffin Island-strøm og Labradorstrøm (Nazareth & Steensboe 1998, Karlsen et al. 2001) (Figur 3.5).

Der er stor årlig variation i antallet og størrelsen af isbjerge, der runder Kap Farvel og føres mod nord med den Vestgrønlandske Strøm (Nazareth & Steensboe 1998, Buch 2000a, Karlsen et al. 2001). Desuden kælves der mange små isbjerge og stumper af isbjerge i de sydvestlige grønlandske fjorde, men disse er kortlivede pga. smeltning og påvirker sjældent offshore-områder (Nazareth & Steensboe 1998).

Figur 3.5. Væsentlige isbjergkilder og generelle drivmønstre i de vestgrønlandske farvande. Kilde: US National Ice Center.



Isbjergenes dimensioner

Isbjergmassernes karakteristika og dimensioner ud for Grønlands vestkyst er utilstrækkelig undersøgt. Det følgende er derfor hovedsageligt baseret på en dansk undersøgelse foretaget sidst i 1970'erne (Nazareth & Steensboe 1998, og henvisninger deri).

I den østlige del af Davis Strædet sås de største isbjerge oftest syd for 64° N og nord for 66° N. Syd for 64° N varierede den gennemsnitlige isbjergmasse nær 200 m dybdekurven mellem 1,4 og 4,1 millioner tons, med en maksimal masse på 8,0 millioner tons. Den gennemsnitlige dybgang var 60-80 m, og den maksimale dybgang var 138 m. Det er værd at bemærke, at mange isbjerge stikker dybt, og at store isbjerge pga. dybdeforholdene ikke vil drive ind i lavvandsområder (Nazareth & Steensboe 1998, Karlsen et al. 2001).

Den maksimale dybgang kan vurderes ved at studere de faktorer, som begrænser dimensionen: gletsjertykkelse, topografiske faktorer, som betyder, at isbjerge kælves i 'små' stykker, og tærskler i mundingen af gletsjerfjordene. Målingerne af isbjergenes dybgang nord for 62°N tyder på, at en øvre grænse for dybgang på 230 m kun sjældent vil blive overskredet. Der findes

dog ikke systematiske målinger af maksimal dybgang, og ekstremerne er derfor stadig ukendt. Adskillige undersøiske kabler er blevet knust eller knækket på vanddybder på ca. 150-200 m. Den maksimale registrerede dybde var 208 m sydvest for Kap Farvel (Nazareth & Steensboe 1998, Karlsen et al. 2001).

4 Biologisk miljø

4.1 Fytoplankton

Michael Dünweber & Morten Frederiksen (AU)

4.1.1 Generel kontekst

Farvandene ud for Vestgrønland er karakteriseret ved lav artsdiversitet samtidig med, at primærproduktionen er relativt høj. På grund af tilstedeværelsen af vinteris i mange områder og den markante variation i solstråling, er primærproduktionen dog ofte meget sæsonbetonet med en intens opblomstring af fytoplankton om foråret.

Polarhavene har generelt en kort og intens opblomstring af fytoplankton (mikroskopiske alger) efter havisen er brudt op, hvilket er karakteriseret af en stor (forbigående) biomasse og en græsningsfødekæde, som er domineret af store vandlopper (dvs. *Calanus* spp.), men relativt lav samlet primærproduktion integreret over dybde og sæson. Det generelle billede ændres dog af tilstedeværelsen af store polynier, hvor tidligt opbrud i havisen og tilgængeligheden af næringsstoffer via upwelling lokalt medfører en meget høj produktion.

Udviklingen af fytoplanktonopblomstringen om foråret fører til et maksimum i primærproduktionen i vandsøjlen, og er den absolut mest markante begivenhed, som er bestemmende for produktionskapaciteten i de marine fødenet i Arktis. Tidspunktet for forårsopblomstringen af fytoplankton varierer fra år til år afhængig af varigheden af vinterens havisdække, oceanografien og meteorologiske forhold. Forårsopblomstringen sker, når vandsøjlen er stabil som følge af afsmeltning af havisdækket og øget solgennemtrængning af de øvre dele af vandsøjlen. Forårsopblomstringen tømmer hurtigt overfladelagene (den eufotiske zone) for næringsstoffer, hvilket bremser primærproduktionen, indtil næringsstofferne er fornyet.

4.1.2 Produktivitet ved iskanten og i israndzonen

Forårsopblomstringen sker ofte tidligere ved iskanterne end i isfri farvande på grund af isens stabiliserende virkning på vandsøjlen. Her kan opblomstringen være meget intens og tiltrække arter af havfugle og havpattedyr, som ofte samles langs iskanten og i israndzonerne (Frederiksen et al. 2008). Iskanterne er ikke stabile over tid, og deres udbredelse varierer afhængig af oceanografiske og klimatiske forhold. I områder, hvor næringsstofferne kontinuerligt bringes op til de øverste vandlag, dvs. ved hydrodynamiske diskontinuiteter som f.eks. upwelling eller fronter, kan der dog forekomme betydelig primærproduktion hele sommeren. Undersiden af havisen har sit helt eget særlige biologiske samfund bestående af alger, hvirvelløse dyr og fisk. Om foråret, når lyset tager til, kan dette samfund være meget produktivt. På grund af begrænset havisdække er dette samfund mindre væsentligt i vurderingsområdet end længere mod nord.

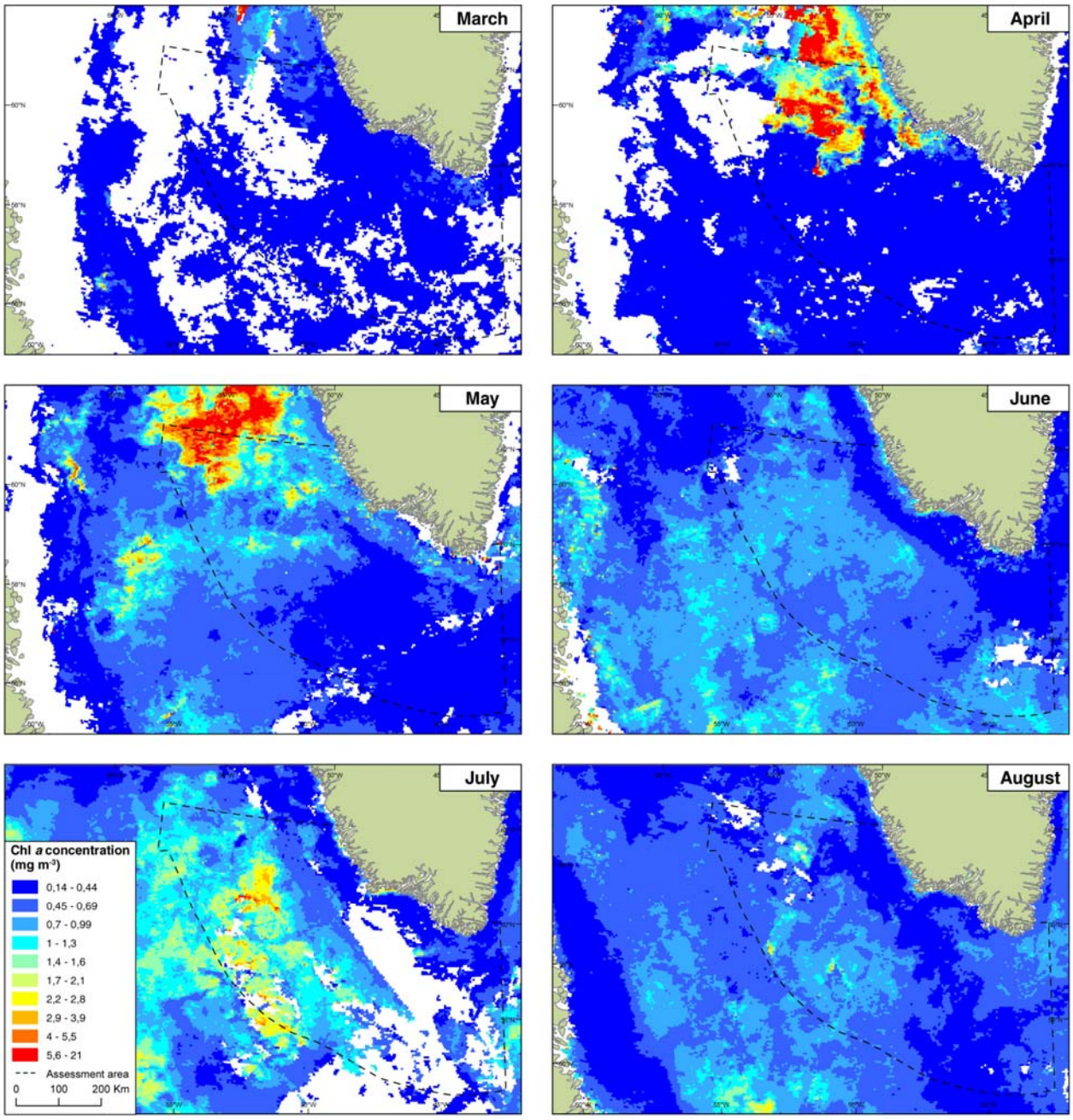
4.1.3 Forårsopblomstring af fytoplankton i vurderingsområdet

Forårsopblomstringen af fytoplankton starter normalt i Sydvestgrønland primo april. I isdækkede områder bestemmes opstarten af afsmeltningen af isen. Når de herskende vinde er fra nordvest, og relativt ferskt vand føres mod Sydvestgrønland, skabes der en tæthedsbestemt stratificering (lagdeling), hvilket fremmer forårsopblomstringen (Head et al. 2000). Kysten i den sydøstlige del af vurderingsområdet er dog dækket af flerårig is fra marts til juli i de fleste år. Når haviskoncentrationen har toppet i april-maj, driver isen normalt mod nordvest. Variationen i flerårig is kan derfor anses som en begrænsende faktor for opstarten af forårsopblomstringen i Julianehåb Bugt i år, hvor isdækket er stort. På baggrund af satellitmålinger af koncentrationer af fytoplankton i overfladen i 2010 er der fundet øgede niveauer i april og maj i den nordlige del af vurderingsområdet (Figur 4.1). Biomassen af fytoplankton er lavere i løbet af sommeren, selv om der blev observeret en opblomstring i juli offshore i Labradorhavet (Figur 4.1).

4.1.4 Produktivitet i åbent vand

En stor del af vurderingsområdet ligger i åbent hav med stærke gradienter i isdække og vandtemperaturer. De fleste undersøgelser af primærproduktion i Labradorhavet har fokuseret på den canadiske sektor, hvor isdækket er højere grundet den kolde Labradorstrøm. Når havisen er brudt op, stratificerer de høje input af smeltevand vandsøjlen, og forårsopblomstringen af fytoplankton på Grand Banks begynder normalt på kontinentalsoklen ved Labrador. Opblomstringsområdet spreder sig henover sæsonen, og i slutningen af april dækker området hele den nordøstlige newfoundlandske kontinentalsokkel og Grand Banks (Wu et al. 2007). Progressionen i forårsopblomstringen af fytoplankton over sæsonen er undersøgt af Wu et al. (2008) i Labradorhavet over en femårig periode, hvor man ser en syd-til-nord-progression af opblomstringen. Opstarten af forårsopblomstringen i det nordlige Labradorhav skete imidlertid tidligt - omtrent på samme tidspunkt som i det sydlige Labradorhav. Dette blev relateret til et tyndt blandingslag i det nordlige Labradorhav grundet input af vand med lav saltholdighed gennem tilstrømning og opblanding af vand fra den grønlandske kyst til det nordlige Labradorhav. Dette tynde blandingslag kombineret med solstråling driver væksten af fytoplankton i den nordlige del af Labradorhavet modsat den sydlige del af havet, hvor stabiliseringen af en sæsonbetonet temperaturgradient bestemmer opstarten af forårsopblomstringen. Afanasyev et al. (2001) undersøgte det sæsonmæssige mønster af fytoplanktonklorofyl i forskellige strømregimer i Labradorhavet. I den kolde Labradorstrømzone fulgte en typisk opblomstring et arktisk mønster med et fytoplanktonmaksimum om sommeren. Længere mod syd i den varme Golfstrømzone fulgte en typisk opblomstring et subtropisk mønster (jævnt maksimum i løbet af vinteren). Mellem disse to zoner forekom der en typisk opblomstring for tempererede breddegrader (to maksima forår og efterår).

Head et al. (2000) fandt, at den mest intense fluorescens (repræsenterer primærproduktivitet) blev målt i den centrale og nordcentrale del af Labradorhavet ved de østlige og vestlige grænser af det centrale bassin og på den centrale grønlandske kontinentalsokkel. De mente, at havisdækket af hele Labradorsoklen forhindrede opblomstring, og at afsmeltning i april medfører horisontal strømning af ferskvand mod sydøst, hvilket skaber stratificering og starter opblomstringen.



Figur 4.1. Månedlige klorofyl *a* (chl *a*)-koncentrationer (mg m^{-3}) i havoverfladen fra marts til august 2010. Data præsenteres som et månedsgennemsnit fra MODIS niveau 3 Aqua. Chl *a*-koncentrationer vises ud fra en farveskala, hvor blå indikerer områder med meget lave koncentrationer og rød meget høje koncentrationer. Hvid indikerer is- eller skydække. Forårsopblomstringen i 2010 fandt sted i april og maj, hvor der blev observeret høje overfladekoncentrationer af chl *a* i navnlig den nordlige del af vurderingsområdet. Overfladekoncentrationen af chl *a* var lavere henover sommeren. Data er indhentet fra NASA's Oceancolor-website.

4.2 Zooplankton

Michael Dünweber (AU)

4.2.1 Generel kontekst

Zooplankton spiller en væsentlig rolle i havets fødenet i Arktis, da den udgør den vigtigste rute til overførsel af energi fra primærproducenter (fytoplankton) til konsumenter på højere trofiske niveauer, som f.eks. fisk og

deres larver, hvaler, primært grønlandshval (Laidre et al. 2007, Laidre et al. 2010), og havfugle, f.eks. søkonge, som har specialiseret sig i at æde zooplankton i form af store *Calanus*-vandlopper (Karnovsky et al. 2003). De fleste af de høje trofiske niveauer i det arktiske marine økosystem er afhængige af de fedtstoffer, der ophobes i *Calanus* (Lee et al. 2006, Falk-Petersen et al. 2009). En stor del af den biologiske aktivitet som f.eks. gydning og vækst af fisk er derfor synkroniseret med *Calanus'* livscyklus. Zooplankton understøtter ikke kun de store, meget synlige komponenter i havets fødenet, men også det mikrobielle samfund. Regenerering af kvælstof og kulstof gennem ekskreter fra zooplankton er vitalt for bakterie- og fytoplanktonproduktionen (Daly et al. 1999, Møller et al. 2003). Zooplankton, primært *Calanus*-vandlopper, spiller en vigtig økologisk rolle, idet de leverer føde af høj kvalitet til de bentiske samfund i form af deres store og hurtigt synkende ekskrementer (Juul-Pedersen et al. 2006). Den vertikale strøm af ekskrementer, som synker ned på havbunden, opretholder derved artsrige bentiske samfund bestående af f.eks. muslinger, havsvampe, pighude, søanemoner, krabber og fisk (Turner 2002, og henvisninger deri, Sejr et al. 2007).

4.2.2 *Calanus*-vandloppernes betydning

Tidligere undersøgelser vedrørende zooplanktons udbredelse og funktion i det pelagiske fødenet ud for Grønland, primært i forhold til fiskeriundersøgelser, har vist, at *Calanus* spiller en væsentlig rolle. Arterne i denne slægt æder alger og protozoer i overfladelagene og ophober overskudsenergi i form af lipider (fedtstoffer), som bruges til overvintring i dybet og til at give næring til reproduktionen det efterfølgende forår (Lee et al. 2006, Falk-Petersen et al. 2009, Swalethorp et al. 2011). De fleste af de højere trofiske niveauer er afhængige af de lipider, der akkumuleres som voks-estere i *Calanus,* og som overføres gennem fødenettet og inkorporeres direkte i konsumenternes lipider gennem adskillige trofiske niveauer. Lipider, der stammer fra *Calanus,* kan eksempelvis findes i spækket hos hvidhval og kaskelot, som æder fisk, rejer og blæksprutter (Smith & Schnack-Schiel 1990, Dahl et al. 2000), samt i grønlandshval og nordkaper, som primært lever af *Calanus* (Hoekstra et al. 2002, Swaim et al. 2009). For larver af hellefisk og tobis fra de vestgrønlandske kontinentalsokler var forskellige vandloppearter, herunder *Calanus,* det primære bytte i den primære produktivitetssæson (maj, juni og juli). De udgjorde mellem 88 og 99 % af biomassen af indtaget bytte (Simonsen et al. 2006).

Den vertikale udbredelse af *Calanus*-arterne påvirkes i høj grad af vertikale vandringer, som finder sted mellem den mørke vintersæson og den lyse sommersæson, hvor de bevæger sig op til overfladevandet. I løbet af sommeren og efteråret begynder *Calanus* at synke til dybere lag for at gå i vinterhi, hvilket ændrer planktonstrukturen fra *Calanus*-dominans til en dominans af mindre vandlopper og protozoer. Påvirkningen af andre og mindre vandloppers græsning af fytoplankton, når *Calanus* har forladt det øvre lag, kan være betydeligt højere end om foråret. Det skyldes kortere generationstid og en mere vedvarende reproduktion samt mindre fødekonkurrence og trussel fra *Calanus* (Hansen et al. 1999). Betydningen af populationen af de andre små vandloppearter for økosystemets produktivitet kan være større end antydet af deres biomasse alene (Hopcroft et al. 2005, Madsen et al. 2008).

4.2.3 Zooplankton i vurderingsområdet

Der er sparsom viden om zooplankton i vurderingsområdet, og den aktuelle viden er baseret på undersøgelser fra Labradorhavet og Nordatlanten (Head et al. 2000, Head et al. 2003, Heath et al. 2004, Yebra et al. 2009, Head & Pepin 2010) og den sydvestgrønlandske kystzone (Pedersen & Rice 2002, Munk et al. 2003, Pedersen et al. 2005, Bergstrøm & Vilhjalmarsson 2007, Arendt et al. 2010). Kystundersøgelserne i Sydvestgrønland dokumenterer, at det meste af den biologiske aktivitet i overfladelaget sker om foråret og tidligt på sommeren i forbindelse med forårsopblomstringen og tilstedeværelsen af store mængder af de store *Calanus*-vandlopper. *Calanus* er udbredt i de vestgrønlandske farvande, hvor betydelige biomasser er registreret i hele Labradorhavet i Sydvestgrønland, næsten udelukkende domineret af *C. finmarchicus* om foråret (Head et al. 2003, Heath et al. 2004), samt nord for vurderingsområdet ved de vigtige fiskebanker (f.eks. Pedersen et al. 2005, Arendt et al. 2010). Labradorhavet vurderes at indeholde den største koncentration af den overvintrende bestand af *C. finmarchicus*, som synker til dybere vand sidst på sommeren og vinteren, for at vende tilbage til overfladevandet om foråret. *C. finmarchicus* er primært udbredt i Nordvestatlanten i det dybe Labradorbassin, hvorfra de spreder sig til de nærtliggende kontinentalsokler i Nordvestatlanten og til Sydgrønland (Head et al. 2000, Head et al. 2003, Heath et al. 2004, Speirs et al. 2006).

Generelt kan vandlopper i Nordatlanten opdeles i forskellige undergrupper, herunder tempererede, subarktiske og arktiske (Beaugrand et al. 2002a). Tætheden af den subarktiske vandloppe *C. finmarchicus* stiger mod syd langs Vestgrønlands kyst og er størst i Labrador- og Irmingerbassinet. *C. finmarchicus* er talrigest i overfladevandet sidst på foråret og tidligt på sommeren, når forårsopblomstringen af fytoplankton har toppet. Om sommeren begynder den at synke mod dybet for at gå i vinterdiapause, indtil den igen stiger op til overfladen sidst på vinteren (Head et al. 2000, Heath et al. 2004). Udbredelsen og den horisontale spreding af vandloppesamfundet bestemmes i vid udstrækning af de herskende vandtemperaturer i Nordatlanten. Horisontal spredning af vandloppearter er observeret over en 40-årig periode mellem 1960'erne og 1990'erne og er tæt forbundet med variationen i det nordatlantiske oscillationsindeks (NAO) (Beaugrand et al. 2002b). Variationen i strømregimerne i det nordatlantiske bassin og den horisontale spredning af *C. finmarchicus* ind i vurderingsområdet har stor betydning for deres udbredelse, livscyklus og produktion samt for den efterfølgende forbindelse til højere trofiske niveauer, f.eks. ungtorsk (*Gadus morhua*) (Sundby 2000, Pedersen & Rice 2002). Transporten af *C. finmarchicus* fra Nordatlanten til de syd- og vestgrønlandske farvande kan overstige mængden af de arktiske arter *C. glacialis* og *C. hyperboreus* med en faktor tre hen over et år afhængig af tilgængeligheden af føde (Pedersen et al. 2005, og henvisninger deri).

Head et al. (2003) fandt høje forekomster af andre zooplanktonarter end *C. finmarchicus* i Nordatlanten som f.eks. *Paraeuchaeta norvegica*, *Scolecithrocella minor* og krill-arter, mens *C. glacialis*, *C. hyperboreus* og *Pseudocalanus* spp. spillede mindre roller i Sydvestgrønland og i højere grad var forbundet med koldt polarvand ved den canadiske kontinentalsokkel.

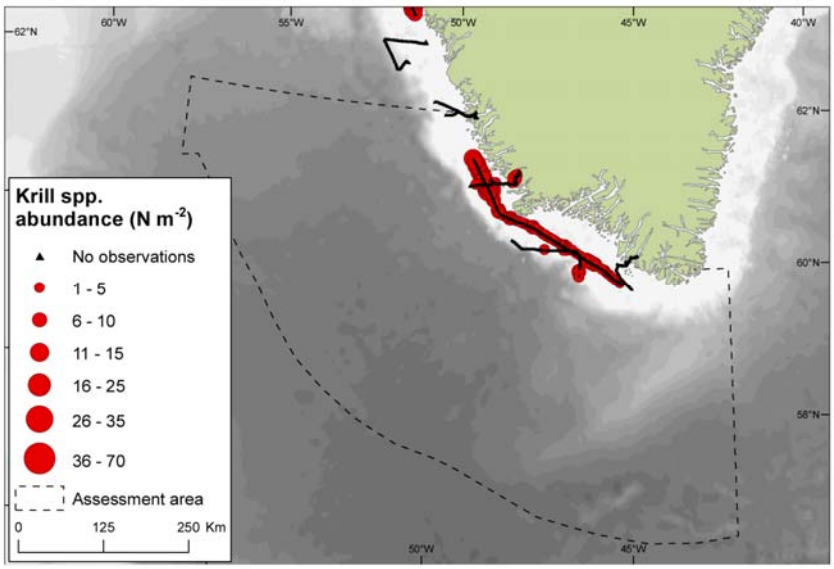
4.2.4 Større zooplankton og fiskelarver

Større zooplankton (> 1 cm) omfatter både planteædende dyr som krill (Euphausidae) og prædatorer af vandlopper som f.eks. hyperiide amfipoder, men få af disse arter er undersøgt i detaljer i vurderingsområdet. Udbredel-

sen af den mest almindelige krill-art (*Meganyctiphanes norvegica*) blev undersøgt i september 2005 af Bergstrøm & Vilhjalmarsson (2007). Krill blev fundet i spredte ansamlinger i det meste af området (mellem 60-70° N), med en markant øget udbredelse nord for vurderingsområdet (62° til 65° N). Der blev dog fundet relativt store ansamlinger i vurderingsområdet (Figur 4.2).

Fiske- og rejelarver er vigtige planktonbestanddele, og deres bevægelser og adfærd er blevet undersøgt for en række af de kommercielt udnyttede arter (Pedersen & Smidt 2000, Pedersen et al. 2002). Ribergaard (2004) undersøgte variationen i torskebestanden i sydvestgrønlandske farvande i forhold til den herskende hydrografi og torskelarvetransport. Torskelarver æder primært *C. finmarchicus.* Den øgede temperatur har desuden en positiv virkning på torskevæksten i Barentshavet. Transporten af *C. finmarchicus* til Barentshavet øges med tilstrømningen af varmt vand fra Atlanterhavet (i en periode med højt NAO-indeks), og der er dermed mere føde tilgængeligt for torsken. Modsat torsken fra Barentshavet oplever den canadiske torsk i Labradorhavet kolde vandtemperaturer, når NAO-indekset er positivt, og lavere rekruttering i et sådan scenarie (Buch et al. 2004, Ribergaard 2004, og henvisninger deri). Udbredelsen og tætheden af *C. finmarchicus* har stor betydning for rekrutteringen af torsk og fødebetingelserne for ungtorsk.

Pedersen & Smidt (2000) analyserede data vedrørende fiskelarver, der er indsamlet langs tre transekter i løbet af sommeren i sydvestgrønlandske farvande over en 34-årig periode. Der blev observeret maksimal tæthed af fiskelarver tidligt på sommeren i forbindelse med maksimal tæthed af deres planktonbytte. Der blev fundet væsentlig år-til-år-variation i tætheden af polartorskelarver. Selv om planktonorganismer burde bevæge sig med strømmene, synes der at være områder over de vigtige fiskebanker i Sydvestgrønland, hvor plankton koncentreres og fastholdes over en periode (Pedersen et al. 2005).



Figur 4.2. Krill-tæthed (N m^{-2}) fra akustiske målinger fra september 2005 i 0-50 m-søjlen (Bergstrøm & Vilhjalmarsson 2007). Høj tæthed af krill, primært *Meganyctiphanes norvegica*, er tydelig tæt på kystområderne.

Adskillige kortlægninger har studeret den horisontale udbredelse af fiskelarver i relation til oceanografien og deres potentielle bytte langs Vestgrønland (Munk 2002, Munk et al. 2003, Simonsen et al. 2006). Kortlægningerne dokumenterer, at de vigtigste pladser for udviklingen af fiskelarver er ban-

kernes skråninger og kontinentalskrænterne, hvor den største biomasse af vandloppebyttet også befinder sig (Simonsen et al. 2006).

4.2.5 Videnshuller

Variationen i indstrømningen af saltvand fra Atlanterhavet og afstrømningen af ferskvand fra den grønlandske indlandsis er bestemmende for de fysiske gradienter og dermed den geografiske udbredelse af planktonsamfundene. Dynamikken mellem det fysiske miljø og fiskeressourcerne i de vestgrønlandske farvande bør undersøges yderligere. En bedre forståelse af vellykket rekruttering af fisk og skaldyr kræver sammenlignende undersøgelser af zooplankton, fiskelarver, hydrografi og klima fra kystnære områder og offshore-områder. De præcise mekanismer, der er bestemmende for udbredelsen af planktonsamfund og disse samfunds specifikke tilpasning til fysiske/kemiske gradienter, er endnu ukendte. Aktuelt er der ikke udført årlige kortlægninger af primær- og zooplanktonproduktion set i forhold til hydrografien i vurderingsområdet (med undtagelse af ved mundingen af Godthåbsfjorden, Arendt et al. 2010). Modelundersøgelser, der omfatter variationen i havtemperatur, den sæsonbetingede timing af føde og produktion, størrelsen af den gydende biomasse, drift af larver og artsinteraktion (kannibalisme), kunne øge forståelsen og forbedre forudsigelserne af udbredelsen og rekrutteringen af fisk og skaldyr.

4.2.6 Zooplanktons følsomhed over for olie

Konsekvensen af olieaktiviteter for zooplankton vil sandsynligvis variere alt efter sæson, sted og biologisk aktivitet. Høj biologisk aktivitet i overfladevandet kan forventes i forbindelse med hydrodynamiske diskontinuiteter, dvs. forårsopblomstring, fronter, upwelling-områder eller ved israndzonen. I arktiske marine habitater kan de værste miljømæssige konsekvenser af massive menneskeskabte påvirkninger (som olieudslip) forventes at ske i sæsoner med høj biologisk aktivitet i de øverste 50 m. Sidst på sommeren er den græssende biomasse i overfladevandet lav, når *Calanus* er vandret ned til deres overvintringsdybde nær havbunden (Dünweber et al. 2010). Den biologiske aktivitet er dermed lavere og koncentreret ved springlaget, og den miljømæssige skade fra et olieudslip på planktonsamfundene kan formodes at være mindre alvorlig (Söderkvist et al. 2006).

Eksponeringsforsøg udført på naturlige planktonsamfund (Hjorth et al. 2007, Hjorth et al. 2008) og vandlopper (Hjorth & Dahllöf 2008, Jensen et al. 2008, Hjorth & Nielsen 2011) med pyren i stedet for råolie har vist fald i primærproduktion, vandloppernes græsning og produktion samt en indirekte positiv effekt på bakterievækst som følge af frigivelse af substrat. Pyrens påvirkning er undersøgt for en lang række variabler og livsstadier af vandlopperne *Calanus finmarchicus and C. glacialis* ved tre forskellige temperaturer (0, 5 and 10° C) (Hjorth & Nielsen 2011, Grenvald et al. in prep).

Fuldt udviklede *C. finmarchicus* blev mest påvirket af pyreneksponeringen, og følsomheden steg ved højere temperaturer modsat *C. glacialis*, hvilket til dels kan skyldes stødpudeeffekten fra lipidlagrene. Pyren havde ingen effekt på udviklingstiden af de to første ikke-fouragerende nauplie-stadier, men forlængede tydeligt udviklingstiden fra nauplie-stadie 3, hvor vandlopper begynder at græsse fytoplankton. Dette var mest udtalt ved den laveste temperatur (0° C). Det tyder på, at pyreneksponering under forårsopblomstringen af fytoplankton (~0° C i de øvre 50 m) vil have den største betyd-

ning, da nedsat græsning af fytoplankton potentielt vil medføre mindre optagelse af fytoplankton i lipiderne med mere tilbageværende biomasse som dermed bundfældes til det bentiske samfund. Forskellen i reaktion i forhold til to de arters fødeoptag, produktion og udviklingstid som følge af pyreneksponering og højere vandtemperatur vil ikke kun påvirke dem på artsniveau, men vil påvirke hele det arktiske fødenet gennem et skifte til en mere lipidfattig energistrøm til de højere trofiske niveauer. Temperaturen stimulerer *C. finmarchicus* mere end *C. glacialis*, men denne art er også mere følsom over for olie.

4.3 Makroalger

Susse Wegeberg (AU)

Kystlinjer med høj primærproduktion har stor økologisk betydning. Det littorale og sublittorale dække af makroalger er vigtigt for de højere trofiske niveauer i fødenettet, idet det fungerer som substrat for fastsiddende dyr, som ly mod prædatorer, beskyttelse mod bølger, strøm og udtørring eller direkte som fødekilde (Bertness et al. 1999, Lippert et al. 2001). På grund af kraftig biologisk interaktion i det samfund, der forekommer i den stenede kystbræmme og tangskove, kan kaskader af forsinkede, indirekte konsekvenser af olieforurening (f.eks. tab af biogene habitater og ændringer i rovdyr-byttedyr-balancen på grund af artsspecifik dødelighed) være langt mere alvorlige end de direkte konsekvenser (Peterson et al. 2003). Nogle kystlinjer påvirkes dog i højere grad af naturlige fænomener som f.eks. bølger og isskuring, og disse kystlinjer vil derfor naturligt have relativt lavere produktion eller fremstå golde. For at kunne identificere vigtige eller kritiske områder er det derfor essentielt at have en robust grundlæggende viden om de littorale og sublittorale samfund.

Udforskningen af den bentiske havflora i vurderingsområdet er begrænset og omfatter en floristisk undersøgelse i Kap Farvel-området i 1970 (Pedersen 1976). Undersøgelser, der fokuserer på tangskovenes biomasse og miljø, er dog udført og igangsat. I Qaqortoq-området blev udbredelsen og biomassen af tangarter undersøgt af Nordic Seaweed Project 2004-2006 (Wegeberg 2007), og i august 2011 blev dybdeudbredelsen af arter i tangskoven ved Ydre Kitsissut undersøgt. En mere omfattende undersøgelse af biomassen af makroalger samt littorale og sublittorale makroalgesamfundsstrukturer i Kap Farvel-området fandt sted i september 2011.

4.3.1 Generel kontekst

Marine makroalger findes langs kystlinjer med hårdt og stabilt underlag som f.eks. sten, kampesten og klippekyst. Vegetationen er klart opdelt i zoner, hvilket tydeligst ses i områder med store tidevandsudsving. Nogle arter vokser over højvandslinjen, den supralittorale zone, hvor havvandet når frem som støv, skumsprøjt eller bølger. I den littorale zone er vegetationen skiftevis under og over vandet og karakteriseret ved klørtangsarter. Størstedelen af makroalgerne vokser dog under lavvandslinjen på vanddybder med tilstrækkeligt lys. I Arktis er den isfri periodes længde en vigtig bestemmende faktor for, om lys rammer havbunden, og dybden af tangbæltet øges fra nord til syd langs den grønlandske kyst parallelt med den isfri periodes øgede længde (Krause-Jensen et al. 2011). I Nordgrønland kan der findes relativt tæt makroalgeflora ned til omkring 20 m (Krause-Jensen et al.

2011), mens floraen kan findes ved 50 m dybde i Sydgrønland og omkring Disko (Wegeberg et al. 2005, Hansen et al. 2011).

Vurderingsområdet har åbent vand hele året, men især de ydre kyster ved Kap Farvel-området er kraftigt påvirket af drivis. Denne is samt de markante sæsonbetingende ændringer i lys og lave vandtemperaturer kræver effektive tilpasningsstrategier. Evnen til at understøtte en fotosyntese, der kan sammenlignes med den, der ses i makroalger i tempererede områder, kan forklares ved lave lyskompensationspunkter og relativt lave respirationsrater i perioder med dårlige lysforhold, og indikerer en tilpasning til konstant lave temperaturer og længere perioder med lav lysintensitet (Borum et al. 2002). Hurtig respons i fotosyntese til ændrede lysforhold anses desuden for at være en del af en fysiologisk beskyttelsesstrategi i et meget varieret miljø, f.eks. den littorale zone, og en sikring af optimal lysudnyttelse, når det er muligt (Krause-Jensen et al. 2007, Becker et al. 2009). Der er imidlertid ikke udført undersøgelser, som belyser makroalgeproduktion eller fotosyntesestrategier i vurderingsområdet.

Havisen har samtidig en betydelig fysisk påvirkning af makroalgevegetationen som følge af isskuring. Den mekaniske skurren forårsaget af flydende isflager forhindrer især flerårige brunalgearter i at etablere sig i den littorale zone, som er den zone, der påvirkes mest af isdynamikken. Selv om vurderingsområdet er et åbentvandsområde, kan drivis fra Østgrønland påvirke de udsatte kystlinjer, hvilket kan medføre udvikling af opportunistiske grønalger. Da *Fucus* spp. ikke kan få fæste på grund af isskuring, dominerer især grønne trådalgearter, hvilket skaber et grønt bælte i den littorale zone. Dette fænomen er velkendt fra flere steder i Grønland, herunder i vurderingsområdet.

Flerårige arter fra den littorale zone tåler temperaturer på eller tæt på frysepunktet og kan overleve i en isfod, når dette fænomen lejlighedsvis opstår i fjordene i vurderingsområdet, og isfoden smelter uden at ødelægge vegetationen. Det blev påvist for *Fucus evanescens* fra Spitsbergen, at arten kunne stoppe fotosyntesen ved temperaturer under nul grader og næsten fuldstændigt genoptage fotosyntesen, når den var optøet (Becker et al. 2009).

Vand med lavt saltindhold eller ferskvand kan påvirke makroalgevegetationen, især i den littorale zone, når den udsættes for regn og sne ved lavvande, og når havvandet blandes med fersk- og smeltevand i perioder med stor afstrømning af vand fra land. Lav tolerance overfor hyposaline forhold kan medføre øget dødelighed eller blegning (stort tab af pigmenter), hvilket tyder på, at hyposaliniet kan påvirke det fotosyntetiske system som påvist for tangarter ved Spitsbergen (Karsten 2007).

Underlagets karakteristika har også betydning for udbredelsen og tætheden af makroalgevegetationen, og kun hårde og stabile underlag kan fungere som substrat for et rigt samfund af bentiske makroalger. Nogle makroalgearter etablerer sig hyppigt på skaller og småsten, eller findes løstliggende i områder med en blød, mudret bund. Naturligt forekommende, løstliggende makroalger har tendens til at udvikle forarmet thallus, hvilket sandsynligvis skyldes dårlige lys- og næringsforhold. Når det ikke er fastgjort til stabile underlag, driver algematerialet rundt og samler sig i klynger. Det resulterer i, at de skygger for sig selv og der opstår mangel på næringsstoffer i algeklyngen. Der dannes desuden blødbundsområder, primært i de indre dele af fjordene, som resultat af suspenderede partikler i smeltevand. Lysforholde-

ne påvirkes på grund af væsentligt nedsat vandgennemsigtighed samt sedimentation af suspenderede partikler på makroalgernes overflade, hvilket giver en skyggeeffekt. Pedersen (1976) beskrev dette fænomen fra de indre fjorde i Kap Farvel-området med løstliggende *Desmarestia* og *Chaetomorpha melagonium*.

Søpindsvin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) er de vigtigste græssere af tangskove. En stor tæthed af søpindsvin kan medføre en nedgræsning af tangskovene, hvilket giver golde områder med sten, kampesten og klipper, som kan være helt dækket af koralrøde alger. Hvis de golde områder skyldes søpindsvinenes græsning og ikke isskuring, vil dette område findes under littoralzonens vegetation, da søpindsvin ikke tåler udtørring (Christensen 1981).

Isotop ($\delta^{13}C$)-analyser for at spore tangafledt kulstof i Norge tyder på, at tang kan fungere som en kulstofkilde for havdyr på flere trofiske niveauer (f.eks. muslinger, snegle, krabber, fisk), og primært indgå i fødenettet som partikulært organisk materiale (Fredriksen 2003). Især i den mørke vinterperiode, når der ikke er fytoplankton, er der målt en øget afhængighed af kulstof fra tang (Dunton & Schell 1987). En undersøgelse af fisk-makrofauna-interaktioner i en norsk tangskov viste, at fauna forbundet med tang var vigtigt bytte for de 21 fiskearter, der blev fanget i tangskoven (Norderhaug et al. 2005). Et fald i tangskovens dække på grund af høst påvirkede således fisketætheden og reducerede fourageringseffektiviteten for havfugle, der opholder sig ved kysterne (Lorentsen et al. 2010).

Klimaændringer kan påvirke makroalgevegetationen i vurderingsområdet. En ændring i den nordlige udbredelse af arter er et forventet scenarie forbundet med opvarmning af havene (Müller et al. 2009), og mindre drivende is kan give mulighed for kolonisering af makroalger i habitater, der ellers er eroderet af isen. En undersøgelse af klimaets påvirkning af den bentiske vegetation i Grønland (Krause-Jensen et al. 2011) peger desuden på, at dybden, tætheden og væksten af det sublittorale vegetationsbælte vil øges i takt med højere temperaturer, men undersøgelsen konkluderede også, at arter, der primært er udbredt mod nord, reagerer negativt på opvarmning. Afsmeltningen af den grønlandske indlandsis medfører desuden øget afstrømning af ferskvand, hvilket kan sænke saltholdigheden og øge vandets uklarhed (Borum et al. 2002, Rysgaard & Glud 2007). Dette har en negativ indvirkning på den lokale makroalgevegetation.

Der foreligger forskellige rapporter om olieforurenings indvirkning på makroalgevegetation og -samfund. Fuld genetablering af det tabte makroalgedække i forbindelse med *Exxon Valdez*-olieulykken i 1989 som observeret for *Fucus gardneri* i Prince William Sound har taget adskillige år som følge af græsser-makroalge-dynamikken samt forskelle i plantevækst og -overlevelse (Driskell et al. 2001), og makroalgedækket anses stadig for at være under retablering (NOAA 2010). Modsat er der ikke observeret væsentlig påvirkning af sublittorale makroalger på lavt vand i en undersøgelse foretaget af Cross et al. (1987). Dette kan skyldes en tilsvarende manglende påvirkning af planteædere eller reproduktionsmåden hos de dominerende makroalgearter. Det er således påvist, at oliekulbrinter påvirker kønsferomoners virkning hos *Fucus vesiculosus* (Derenbach & Gereck 1980).

4.3.2 Makroalgevegetationen i vurderingsområdet

Der er angivet 183 makroalgearter (undtagen blågrønalger Cyanophyta) for Grønland i følge en tjekliste fra 1976 (Pedersen 1976). På grund af ændringer i taksonomi og nomenklatur svarer tallet i tjeklisten pt. til 137 arter; 37 røde, 66 brune og 37 grønne algearter. Der er på nuværende tidspunkt registreret 39 rødalger, 55 brunalger og 34 grønalger i vurderingsområdet, hvilket omfatter nye registreringer af rødalgearter fra Ikka Fjord (Wegeberg et al. submitted) og Qaqortoq-området (Wegeberg et al. 2005).

Brunalgerne *Laminaria solidungula*, *Punctaria glacialis*, *Platysiphon vertillatus* og rødalgerne *Haemescharia polygyna*, *Neodilsea integra*, *Devalerea ramentacea*, *Turnerella pennyi* og *Pantoneura fabriciana* anses som værende endemiske for Arktis (Wulff et al. 2009). Af disse arter findes *L. solidungula*, *D. ramentacea*, *T. pennyi* og *P. fabriciana* i vurderingsområdet.

Pedersen (1976) beskrev floraen i Kap Farvel-området. Beskyttede kyster var domineret af *Ascophyllum nodosum* og *Fucus vesiculosus*. I sundområderne i Kap Farvel er de primære kystområder i højere grad udsat for strøm end for bølger og kan også være udsat for en høj grad af isskuring. Den littorale zone kan derfor være domineret af grønne trådalger og småbladede algeslægter (*Urospora, Ulothrix, Pseudothrix*). Umiddelbart over tangskoven, der primært består af slægterne *Agarum*, *Alaria*, *Laminaria* og *Saccharina* i den sublittorale zone, blev der observeret mindre algearter, især brunalger (f.eks. *Chordaria flagelliformis, Delamarea attenuata, Dictyosiphon foeniculaceus, Pylaiella littoralis, Scytosiphon lomentaria*) (Pedersen 1976).

I undersøgelsen af makroalgebiomasse i de littorale og sublittorale zoner i Sydgrønland udgjorde biomassen af *Fucus vesiculosus* og *Ascophyllum nodosum* i gennemsnit 7-8 kg vådvægt m^{-2} af de dominerende arter i beskyttede områder nær Qaqortoq. For *F.vesiculosus* varierede biomassen mellem 4 og 7 kg vådvægt m^{-2} i to forskellige områder, men kunne nå op på 10 kg vådvægt m^{-2} (Wegeberg et al. 2005). I vurderingsområdet Disko Vest fandt Hansen (1999) noget lavere biomasser for *Fucus* spp., i gennemsnit mellem 2 og 4 kg vådvægt m^{-2} (beregnet fra Figur 4 i Hansen (1999) ved hjælp af en omregningsfaktor på 5 fra tør- til vådvægt) fra to områder tæt på Udkiggen, Qeqertarsuaq. De maksimale værdier nåede 6 og 8 kg vådvægt m^{-2}. De lavere biomasser ved Disko kan skyldes nærmere en højere grad af eksponering end den mere nordlige placering. I en undersøgelse af *Fucus* spp. langs en eksponeringsgradient (vind, is) i den littorale zone ved Ydre Kitsissut i vurderingsområdet fandt man et fald i biomasse på mere end 40 % fra den beskyttede til den delvist eksponerede station og ned til ca. 2 % ved den mest eksponerede station (Wegeberg, ikke-publ. data). I den øvre sublittorale zone (≤20 m) lå biomasserne af de store bladtangarter i Qaqortoq-området på gennemsnitligt 3-8 (13,5) kg m^{-2}, med de højeste værdier i områder med relativt høj grad af eksponering (Wegeberg 2007).

En undersøgelse, der skulle indhente sammenlignelige data fra Kap Farvel-området samt data for makroalge-associeret fauna, blev udført i september 2011.

Den eksisterende viden om makroalgediversiteten samt omfanget af deres økologiske betydning i vurderingsområdet bliver hele tiden forbedret. Da denne viden stadig er noget sporadisk, vil indhentning af solide, sammenlignelige data fra flere områder langs Sydgrønlands kyst kunne bidrage til den eksisterende viden og dermed forbedre grundlaget for kortlægning og

opstilling af modeller for de littorale og sublittorale samfund. På nuværende tidspunkt er det ikke muligt at identificere vigtige eller kritiske kystlinjehabitater ud fra de tilgængelige oplysninger, men resultaterne af den forestående undersøgelse i Kap Farvel-området kan give vigtige oplysninger til denne vurdering. Viden om trofiske kaskadeeffekter, dvs. makroalgefaunainteraktion på alle trofiske niveauer, herunder f.eks. søpindsvins græsning af makroalger og fugles fouragering i tangskoven, vil dog stadig være mangelfuld. Denne viden ville være meget relevant ved vurdering af den fulde miljømæssige påvirkning af olieudslip, der når ind til land. Det foreslås derfor at udføre undersøgelser, der især fokuserer på 1) makroalger som fødekilde, herunder trofiske relationer gennem stabile isotopanalyser og organismer, der er afhængige af læk af kulhydrater fra makroalger, 2) tangskove som yngleområder for fiskearter og deres betydning for højere trofiske niveauer som f.eks. havfugle. Sådanne undersøgelser ville bidrage med yderligere oplysninger, som kan forbedre rådgivningen om prioritering af kystlinjebeskyttelse og oprensning samt evaluering af efterfølgende genoprettelse af en kyst, der har været ramt af olieudslip.

4.4 Bundfauna og -flora

Martin Blicher (GN) & Mikael Sejr (AU)

Den bentiske habitat (havbunden) spiller en central rolle i det marine økosystem i Arktis, både i forhold til stofkredsløb, økosystemets funktion og biodiversitet. Mens den bentiske flora er begrænset til en relativt smal fotisk zone, der går fra kystbræmmezonen til ca. 40 m dybde, er den bentiske fauna mere udbredt og knyttet til alle dybder og alle bundtyper. Den bentiske fauna er ofte meget artsrig, og der findes typisk 100 arter pr. m^2 i det uforstyrrede bløde sediment (Sejr et al. 2010a, Sejr et al. 2010b). Tre af de bentiske arter fiskes kommercielt i de grønlandske farvande. Kammusling *Chlamys islandica* og stor grønlandsk krabbe *Chionoecetes opilio* lever direkte på havbunden, mens dybvandsreje *Pandalus borealis* lever tæt på bunden.

Det bentiske samfund påvirkes af et væld af forskellige biologiske og fysiske parametre, hvoraf temperatur, dybde, fødeinput, sedimentsammensætning, partikelbelastning, forstyrrelsesniveau (f.eks. isskuring) og hydrografiske forhold er blandt de vigtigste (Gray 2002, Włodarska-Kowalczuk et al. 2004, Piepenburg 2005). Det bentiske samfund er ofte ekstremt heterogent både lokalt og regionalt.

Sydvestgrønland er karakteriseret af mange fjorde, men adskiller sig fra resten af Vestgrønland ved at kontinentalskrænten er relativ stejl tæt på kystlinjen (<100 km). Kystzonen er stærkt påvirket af is, som bl.a. transporteres med havstrømmene fra Østgrønland, men også stammer fra de mange gletsjere i området, hvilket forårsager voldsom isskuring af de lavvandede bentiske habitater.

4.4.1 Fauna

Set i forhold til Grønlands meget lange kystlinje er kortlægningen af den bentiske fauna meget begrænset. Der er dog rapporteret om høje biomasser af makrofauna (større bunddyr) (> 1000 g våd vægt m^{-2}) i lavvandede bentiske habitater i Grønland (<100 m), og makrobentos anses for at være en væsentlig fødekilde for fisk, havfugle og pattedyr (Vibe 1939, Ambrose & Renaud 1995, Sejr et al. 2000, Sejr et al. 2002, Born et al. 2003, Sejr &

Christensen 2007, Blicher et al. 2009, Blicher et al. 2011). Sådanne rige samfund af makrobentos er ofte karakteriseret ved mange individer af høj alder (op til >25 år), hvilket kun kan opnås i relativt stabile miljøer. Naturlige forstyrrelseskilder er primært isskuring og sedimentation af partikler i områder nær gletsjere og floder. Produktiviteten af makrobentos i Arktis forbindes ofte med tilgængeligheden af føde (Grebmeier & McRoy 1989, Ambrose & Renaud 1995, Piepenburg et al. 1997, Blicher et al. 2009), og der kan således forventes en høj produktion i områder, hvor isdækket er minimalt og ikke kontrollerer primærproduktionen, samt på lavt vand, hvor den bentiske primærproduktion er betydelig og den pelagiske produktion mest effektivt overføres til havbunden. Det er desuden blevet foreslået, at lavt individuelt energibehov ved lave temperaturer bidrager til et positivt energibudget trods lav og/eller meget sæsonbetonet primærproduktion (Clarke 2003, Blicher et al. 2010).

Sydgrønland er kun i ringe omfang undersøgt i forhold til bentos, hvorfor vores viden er begrænset.

En specifik bentisk habitat i Sydgrønland er dog undersøgt i detaljer. Ikaitsøjlerne, som findes på lavt vand på en 2 km strækning i Ikka Fjord (61° 11′ N, 48° 02′ W), beskrives som unikke geologiske strukturer, som er dannet under meget specifikke fysiske og kemiske forhold i bunden af fjorden. Ikaitkrystallerne, der danner søjlerne af kalktuf, er kemiske udfældninger, der skabes af en blanding af alkalisk submarint kildevand og koldt havvand (Buchardt et al. 2001, Seaman & Buchardt 2006). Det diverse bakteriesamfund forbundet med ikaitsøjlerne anses for at være unikt og særligt tilpasset det kolde og alkaliske miljø, og en række nye bakterie-, alge- og faunaarter fra området er blevet beskrevet (Kristiansen & Kristiansen 1999, Stougaard et al. 2002, Schmidt et al. 2006, Schmidt et al. 2007). Ikaitsøjlerne er forbundet med et artsrigt makrofaunasamfund. I en kvalitativ undersøgelse blev i alt 165 hvirvelløse epifaunaarter registreret ved fem prøvetagningsområder ned til 20 m dybde (Thorbjørn & Petersen 2003). Arterne i fjorden kendes fra de nordlige og arktiske regioner. Tre af arterne blev rapporteret som nye for Grønland.

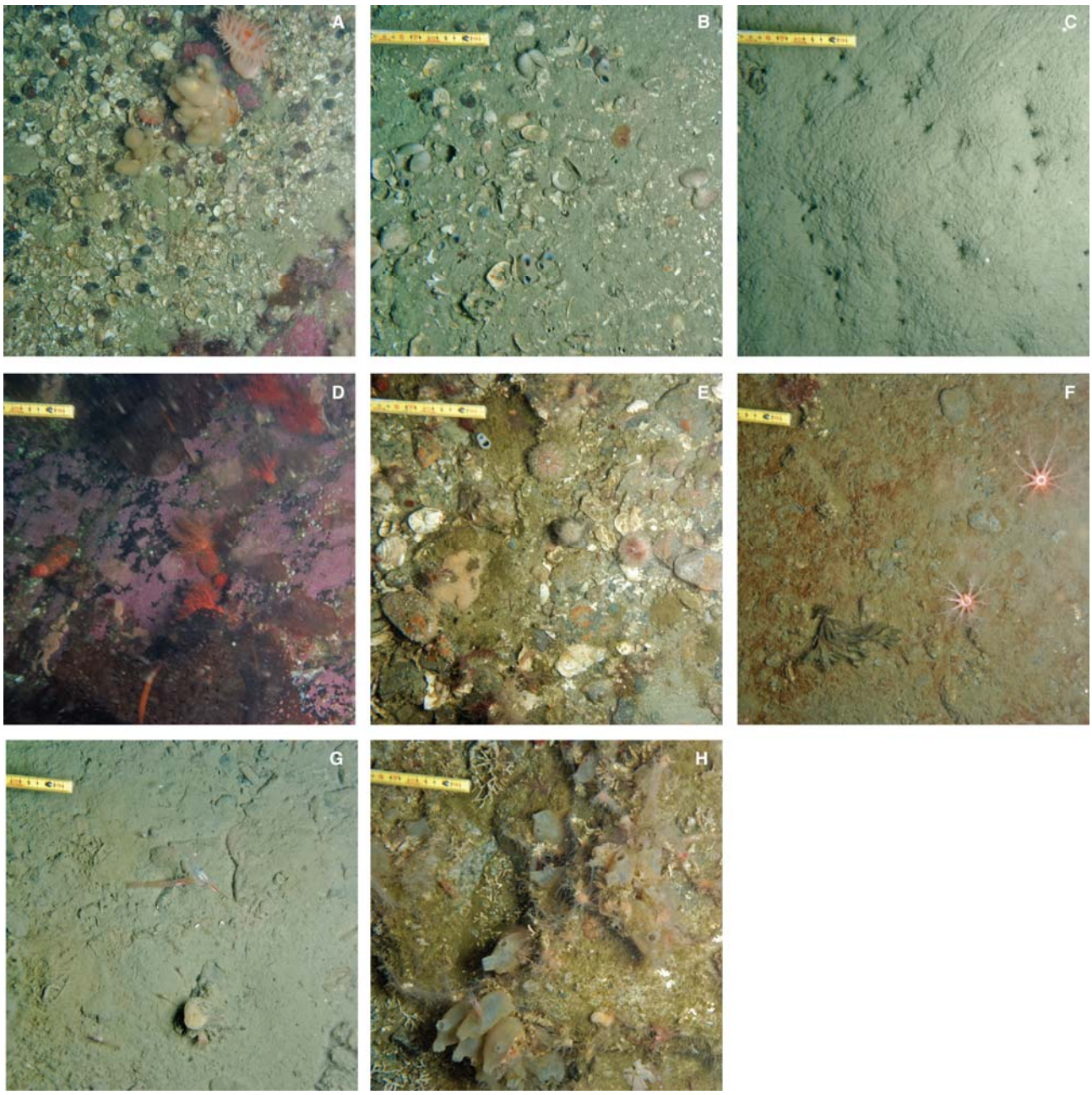
En enkelt bentisk kortlægning blev udført i Saqqaa og Uunartoq fjordene nær Nanortalik (*c.* 60ºN). Undersøgelsen havde til hensigt at teste miljøpåvirkningen af guldminedrift i Kirkespirdalen (Glahder et al. 2005). De bentiske prøver blev indsamlet på mellem 200 og 300 m dybde i sediment, der var domineret af fine partikler. Partikelfraktionen < 63 µm udgjorde over 90 % ved de fleste stationer. Typisk for de dybere områder af de grønlandske fjorde var den bentiske fauna domineret af havbørsteorme (80 % af alle individer). De fem mest typiske arter (alle havbørsteorme), der blev fundet i to fjorde tæt på Nanortalik, var også almindelige i Godthåbsfjordsystemet (Sejr et al. 2010a), ved flere stationer i Nordvestgrønland (Sejr et al. 2010b), og i Holsteinsborgdybet (MarinID 1978), hvilket tyder på, at adskillige arter af havbørsteorme er udbredt langs hele Grønlands vestkyst.

I maj 2010 blev der udført en prøvetagningskampagne for bentos langs kysten mellem 64 og 61° N (Batty et al. 2010). Detaljerede taksonomiske data er endnu ikke tilgængelige, men undersøgelsen forventes at levere data om bentisk biomasse, tæthed, diversitet og artssammensætning samt sedimentets fysisk-kemiske karakteristika. Visuelle undersøgelser af havbunden ved hjælp af et undervandskamera ned til 250 m dybde indikerede, at havbunden var meget heterogen. Der blev registreret forskellige bundtyper, fra

blødt mudder og ler over en blanding af sten og skaller til ren klippe. Epifaunaens artssammensætning var tydeligt influeret af disse forskellige fysiske forhold, og der blev fundet flere forskellige epifaunasamfund (Figur 4.3). I følge vores viden var dette togt det første af sin art i Sydgrønland, og vi kan derfor ikke præsentere en detaljeret beskrivelse af det makrozoobentiske samfund i området syd for 62° N på tidspunktet for denne rapports udarbejdelse. På grund af den rapporterede heterogenitet i området kan det dog forventes at huse adskillige typer af epi- og endobentiske samfund. I en nylig undersøgelse fra det indre Godthåbsfjord til Fylla Banke og kontinentalskrænten i Sydvestgrønland (64° N) blev der observeret mere end 80 forskellige arter pr. 0,1 m^2 prøvetagning i nogle områder (Sejr et al. 2010a). I en pan-arktisk opgørelse over makro- og megabentiske arter, herunder alle eksisterende data fra de arktiske kontinentalområder, ses en tydelig mangel på data fra grønlandske farvande. Der var dog tilstrækkelig med data fra Vestgrønland (63 til 68° N) til at foretage detaljerede regionale sammenligninger af artssammensætning. Denne analyse pegede på en meget høj artsdiversitet i Vestgrønland sammenlignet med andre økoregioner i Arktis (Piepenburg et al. 2011). Artsrigdommen stiger generelt ved dybder fra ca. 200 m til maksimale værdier ved 1.500-2.500 m (Etter & Grassle 1992, Gray 2002). Data fra de grønlandske farvande og især dybvandsområder (> 300 m) er for sparsomme til at kunne påvise sådanne mønstre.

Det er et generelt problem i forhold til kvantitative taksonomiske undersøgelser af bundfauna og -flora, at størstedelen af prøverne er indsamlet på steder med blødt sediment på grund af de tekniske vanskeligheder forbundet med kvantitativ prøvetagning på hårde eller blandede underlag. Vores viden om de bentiske samfund i sådanne heterogene habitater er derfor begrænset, trods det faktum at disse habitater er almindelige i de grønlandske kystområder.

En specifik taksonomisk gruppe, som får mere og mere opmærksomhed, er koldtvandskoraller. Disse koraller er udbredt i store dele af Nordatlanten, hvor de udgør en unik habitat og bebos af en specifik fauna (Mortensen & Buhl-Mortensen 2004, Bryan & Metaxas 2006). Koldtvandskoraller er fundet i de vestlige dele af Davis Strædet (Edinger et al. 2007b). I grønlandske farvande er udbredelsen og tætheden af koraller ikke undersøgt systematisk. I forbindelse med kortlægning udført med trawl af GN er der ofte fundet koraller i trawlnettene (K. Sünksen, *pers. komm.*), hvilket tyder på, at koraller er almindelige langs kontinentalsoklen i Sydvestgrønland.



Figur 4.3. Fotos fra havbunden ved forskellige kystområder i Sydgrønland, som viser variationen i den fysiske og biologiske struktur. A: 43 m dybde, B: 90 m, C: 100-170 m, D: 30 m, E: 64 m, F: 37 m, G: 150-180 m, H: 80-85 m. Kilde: Batty et al. (2010).

4.5 Fisk og skaldyr

AnnDorte Burmeister, Helle Siegstad, Nanette Hammeken Arboe, Ole Jørgensen, Anja Retzel, Rasmus Hedeholm, Rasmus Nygaard, Nikoline Ziemer (GN) & Morten Frederiksen (AU)

Mange forskellige skaldyr- og fiskearter forekommer almindeligt i vurderingsområdet. De fleste er demersale, dvs. de lever tæt på havbunden. Væsentlige arter af skaldyr omfatter dybvandsreje, stor grønlandsk krabbe, kammusling, blåmusling, og blandt fiskene hellefisk, laks, torsk, helleflynder, havkat, rødfisk, lodde, stenbider osv. Kontinentalsoklen er et vigtigt fiskeområde og er karakteriseret ved relativt få dominerende arter og stor interaktion (Pedersen & Kanneworff 1995). Tabel 4.1 giver et overblik over de vigtigste fiske- og skaldyrarter, deres foretrukne habitat og gydeperioder.

Tabel 4.1. Vigtige fiske- og skaldyrarter i vurderingsområdet.

Art	Foretrukken habitat	Gydeområde	Gydeperiode	Udnyttelse	Undersøgelsesområdets vigtighed for arten
Blåmusling	sublittoral, klippekyst	sublittoral, klippekyst		lokal	lav
Kammusling	kystnært og på banker med høj strømhastighed, ved 20-60 m dybde	samme som foretrukket habitat		kommerciel og lokal	middel
Dybvandsreje	primært offshore, ved 100-600 m dybde	larver frigivet ved relativ lav dybde (100-200 m)	marts-maj	kommerciel	middel
Stor grønlandsk krabbe	kystnært og fjorde, 180-400 m dybde	samme som foretrukket habitat	april-maj	kommerciel	middel
Torsk	banker syd for 65° N	pelagiske æg og larver i den øvre vandsøjle	marts-april	lokal og kommerciel	høj
Tobis	på banker ved dybder mellem 10 og 80 m	på banker, demersale æg, pelagiske larver	maj-august	vigtigt bytte	middel
Plettet havkat	kystnært og offshore	hård bund, demersale æg	topper i september	lokal	middel
Fjeldørred	kystnære vandområder, fjorde	Ferskvandsfloder	om efteråret	lokal	middel
Lodde	Kystnært	strand, demersale æg	april-juni	lokal, vigtigt bytte	middel
Helleflynder	offshore og kystnært, dybt vand	pelagiske æg og larver, dybt vand	forår	lokal	lav
Hellefisk	dybt vand, i fjorde og offshore	dybt vand, pelagiske æg og larver	vinter	lokal og kommerciel	middel
Rødfisk	offshore og i fjorde, 150-600 m dybde	gyder uden for området	-	lokal	middel
Stenbider	Pelagisk	kystnært, demersale æg	maj-juni	kommerciel og lokal	middel

4.5.1 Udvalgte arter

Dybvandsreje, ***Pandalus borealis***

Biologi: Nøglearten dybvandsreje dominerer i de vestgrønlandske farvande. Tigerreje (*Pandalus montagui*) findes også i området, men i langt mindre omfang (Kanneworff 2003). Begge rejearter er protandriske hermafroditter, hvilket betyder, at individer vokser op som hanner og herefter gennemgår en transformation til hunner. Umiddelbart før hunnerne gyder æggene, sætter hannerne en spermatofor på hunnen, og derefter lægges æggene, som hunnen bærer om benene i ca. 6-9 måneder.

Udbredelse: Dybvandsrejen er en udbredt art (Bergström 2000) og findes cirkumpolart. I Vestgrønland er rejer udbredt langs hele kystlinjen ved dybder fra 9 til 1.450 meter, men ses oftest ved 100-600 m. Tigerrejen er mere hyppig i lavvandsområder og kystnære vandområder (Simpson et al. 1970). I de seneste år har dybvandsrejen bevæget sig mod nord (Ziemer et al. 2010), og den primære biomasse er således nu koncentreret nord for 67° N.

Bevægelser: Rejer er meget mobile både horisontalt og vertikalt og vandrer dagligt, hvor de fouragerer på bunden i dagtimerne og i det pelagiske fødenet om natten (Horsted & Smidth 1956).

Formering: Rejerne vandrer horisontalt til kystnære lavvandede områder for at gyde (Hjort & Ruud 1938, Horsted & Smidth 1956, Haynes & Wigley 1969,

Bergstrøm 1991), og dybvandsrejen gyder i de grønlandske farvande i april (Horsted 1978).

Bestand: Bestanden af dybvandsrejer vurderes som værende en samlet bestand. Den samlede biomasse af dybvandsrejer i Vestgrønland er steget siden de tidlige 1990'er og nåede sit højeste niveau i 2005, hvorefter biomassen er faldet. Den samlede biomasse i 2010 synes dog at være over det niveau, hvor den kan producere sit maksimale bæredygtige udbytte, og ligger over gennemsnittet for hele tidsserien (Arboe & Kingsley 2010). Siden 2007 er bestanden i vurderingsområdet faldet, da udbredelsen af dybvandsrejer har forskudt sig nordpå (Ziemer et al. 2010). Rekrutteringen af dybvandsrejer har været lav siden 2006, men årsagen har været svær at fastslå (Ziemer et al. 2010). Pedersen & Storm (2002) og Koeller (2009) anfører, at rekrutteringen af rejer afhænger af tilgængeligheden af føde.

Buch et al. (2003) har påvist et tæt forhold mellem torskens tilstedeværelse og rejernes forsvinden. Dog har den anslåede biomasse af torsk været meget lav i de senere år, og der må derfor være andre forklaringer på faldet i biomassen af rejer. Det ville være naturligt at kigge på et muligt misforhold mellem udklækningen af rejeæg og det tidspunkt, hvor opblomstringen af fytoplankton topper, for at undersøge mulige sammenhænge (Wieland & Hovgaard 2009).

Sensitivitet og konsekvenser af olieudslip: Boertmann et al. (2009) antog, at fiske- og rejelarver er mere følsomme over for olie end fuldt udviklede individer, men konsekvenserne i forhold til overlevelse og påvirkningen af den årlige rekrutteringsevne, efterfølgende bestandsstørrelse og påvirkningen af fiskeriet er ukendt. Rejelarver har en pelagisk fase og vil være særligt følsomme over for olieudslip i denne periode.

Videnshuller: Rejernes tidlige livshistorie, herunder larvernes bevægelse mellem offshore og kystnære områder og langs vestkysten, ynglepladser, bundfældning og bentiske faser, er ukendt eller utilstrækkeligt forstået i vurderingsområdet. Der er desuden brug for en bedre forståelse af, om der er en forbindelse mellem rejernes rekruttering og klimaændringer på grund af misforholdet mellem tidspunktet for rejelarvernes udklækning og der, hvor opblomstringen af fytoplankton topper i Vestgrønland. Der er ringe viden om de underliggende mekanismer for forskydningen af bestanden af dybvandsrejer, først mod syd (omkring 1990) og derefter mod nord (perioden omkring 2005) i vestgrønlandske farvande. Hvorvidt denne forskydning skyldes øget prædation som følge af torskens tilbagevenden i det sydlige Grønland, øget bundtemperatur eller andre faktorer vides ikke. Viden om interaktion i fødenettet mellem dybvandsrejer og deres bytte og prædatorer er også begrænset.

Stor grønlandsk krabbe, *Chionoecetes opilio*

Biologi: Stor grønlandsk krabbe (*Chionoecetes opilio* O. Fabricius; Brachyura, Majidae) har en stor udbredelse og anses for at være af arktisk-boreal biogeografisk oprindelse, da den ikke normalt når nord for Polarcirklen til Højarktis (Squires 1990), selv om der findes to undtagelser (Paul & Paul 1997, Burmeister 2002). Stor grønlandsk krabbe opholder sig primært på mudderbund eller blandet sand og mudder på dybder mellem 30 og 1.400 m, hvor bundtemperaturen er -1,5 til 4° året rundt (f.eks. Squires 1990, Dawe & Colbourne 2002). Stor grønlandsk krabbe kan være fysiologisk bundet til dette temperaturspænd, da dens energibudget bliver negativt uden for disse

temperaturer på grund af nedsat fouragering og stigende metaboliske omkostninger (Foyle et al. 1989, Thompson & Hawryluk 1990).

Som med andre Brachyura-krabber indgår der i den store grønlandske krabbes livscyklus et planktonlarvestadie og et bentisk stadie med adskilte køn. Parringssystemet er komplekst med en tydelig dominans af hanner, hvilket skyldes den voldsomme parringskonkurrence, der favoriserer de store hanner (Donaldson & Adams 1989, Elner & Beninger 1995, Sainte-Marie et al. 1999, Sainte-Marie & Sainte-Marie 1999). Hunner kan forplante sig flere gange, kan være forholdsvis polygame og har to sædgemmer til længerevarende opbevaring af sæd (Elner & Beninger 1995, Sainte-Marie et al. 2000). Det er påvist, at hunnerne kan producere mere end et levedygtigt kuld fra spermatoforer, som de opbevarer i deres sædgemmer (Sainte-Marie 1993, Sainte-Marie & Carriere 1995). Æggene modnes under hunnens bug, og udklækningen og frigivelsen af larver sker sidst på foråret eller tidligt på sommeren umiddelbart før lægningen af et nyt kuld æg.

Larverne gennemgår tre planktonstadier (zoea I-II, megalops) og søger mod bunden i løbet af efteråret, på hvilket tidspunkt de har en rygskjoldsbredde på ca. 3 mm. Den store grønlandske krabbe tilbringer resten af sit liv på havbunden, hvor den lever af fisk, muslinger, børsteorme og andre orme, slangestjerner, rejer, andre krabber og artsfæller (Lefebvre & Brêthes 1991, Sainte-Marie et al. 1997). Krabber vokser gennem skalskifte, hvilket for større krabber sker sidst på vinteren eller om foråret, og både hanner og hunner har et endeligt skalskifte til voksenalderen (dvs. funktionel kønsmodenhed), hvilket sker over et bredt størrelsesinterval (Conan & Comeau 1986, Sainte-Marie & Hazel 1992, Sainte-Marie 1993, Sainte-Marie et al. 1999). Der er stor størrelses-/aldersdimorfi kønnene imellem når de er blevet voksne og har haft det sidste skalskifte. Hannerne er generelt betydeligt større end hunnerne. Hannerne lever ca. 15-16 år og hunnerne op til ca. 11-12 år (Sainte-Marie et al. 1995, Alunno-Bruscia & Sainte-Marie 1998, Comeau et al. 1998). Hannerne indgår i fiskeriet ca. 8-9 år efter de har nået det bentiske stadie.

Udbredelse: De nordligste forekomster af stor grønlandsk krabbe er registreret i Grønland, hvor arten findes langs vestkysten mellem 60° N og 74° N både offshore og kystnært (i fjorde) (Burmeister 2002). Bestandene i de grønlandske fjorde er muligvis isolerede på det bentiske stadie, hvilket også synes at være tilfældet i de canadiske fjorde (Conan & Comeau 1986, Bernard Sainte-Marie, MLI, Canada, pers. komm.). I Grønland findes stor grønlandsk krabbe normalt på mellem 100 og 800 m dybde og ved bundtemperaturer mellem -1,0° og ca. 4,5° C.

Bevægelser: Det grønlandske kystsystem består af fjorde og bassiner. Bestandene af stor grønlandsk krabbe i det bentiske stadie i fjordene er delvist eller fuldstændigt isoleret fra hinanden og fra offshore-bestande af tærskler (Burmeister upubl. data, Burmeister & Sainte-Marie 2010). Genetiske analyser har vist, at den store grønlandske krabbe i vestgrønlandske farvande adskiller sig betydeligt fra de krabber, der findes i den vestlige del af Davis Strædet (de canadiske atlanterhavsprovinser), mens der ikke blev fundet forskelle mellem kystnære og offshore delbestande inden for vurderingsområdet (Puebla et al. 2008).

Bestand: Bestanden i vurderingsområdet er på et lavt niveau på grund af mange års intensivt fiskeri.

Sensitivitet og konsekvenser af olieudslip: Boertmann et al. (2009) formodede, at fiske- og rejelarver er mere følsomme over for olie end fuldt udvoksede individer. Larver af stor grønlandsk krabbe kan også være følsomme over for olieudslip, og konsekvenserne i forhold til overlevelse og påvirkningen af den årlige rekrutteringsevne, efterfølgende bestandsstørrelse og fiskeriet er ukendt. Modsat pelagiske fisk og krebsdyr, vandrer de bentiske stadier af stor grønlandsk krabbe ikke over længere afstande i Grønland, men anses for at være stationære. Habitatændringer som følge af kemisk forurening er derfor problematiske i forhold til stor grønlandsk krabbe, da de ikke vil kunne undgå forurenet sediment. En laboratorieundersøgelse af habitatpræferencer hos unge kongekrabber (*Paralithodes camtschaticus*) og tannerkrabber (*Chionoecetes bairdi*), der blev udsat for olie, resulterede i den antagelse, at eksponeringen sandsynligvis vil være længere for arter med tæt tilknytning til sedimentet, og at forurening kan spille en væsentlig rolle for krabbebestanden (Moles & Stone 2002).

Videnshuller: De store grønlandske krabbers tidlige livshistorie, herunder larvernes bevægelse mellem offshore og kystnære områder og langs Grønlands vestkyst, ynglepladser, bundfældning og bentiske faser er ukendt eller utilstrækkeligt forstået i vurderingsområdet.

Hellefisk, *Reinhardtius hippoglossoides*

Biologi: Hellefisken er en langsomtvoksende dybhavsfladfisk med stor udbredelse i Nordatlanten, herunder kontinentalsoklen ved Davis Strædet og Labradorhavet samt kystnære områder langs hele Grønlands vestkyst. Hellefisken ses også ud for Østgrønland og ved Island. De to primære gydesteder formodes at ligge i den centrale del af Davis Strædet ved dybder på over 1.500 m, formentlig i nærheden af 62° 30' N - 63° 30' N, men den præcise position er aldrig blevet fundet, og i et ikke særligt veldefineret område ud for Sydvestisland. Der er kun observeret sporadisk gydning i de kystnære områder ud for Sydvestgrønland. Æg og larver føres generelt mod nord fra gydeområderne i Davis Strædet af den Vestgrønlandske Strøm (Smidt 1969, Stenberg 2007), og det vides ikke i hvilket omfang hellefisken rekrutteres til offshore og kystnære områder ved Sydvestgrønland fra gydeområderne i Davis Strædet. Sporingsforsøg (Smidt 1969, Boje 2002) har vist, at nogle hellefisk, der er blevet mærket i de sydvestgrønlandske fjorde, vandrer mod gydestedet sydvest for Island, hvilket kunne indikere en tilstrømning af larver til vurderingsområdet fra Island med Irmingerstrømmen og den Vestgrønlandske Strøm som observeret for torsk. Dette driftmønster er i høj grad understøttet af modeller, der simulerer driften af hellefiskeæg og -larver ved Østgrønland og Sydvestgrønland (Stenberg 2007). Upublicerede undersøgelser af larver i de sydvestgrønlandske fjorde har vist to grupper af larver med forskellig længde, hvilket indikerer, at larverne kan stamme fra forskellige områder (J Boje, DTU-Aqua, pers. komm.). Mærkningsforsøg (Boje 2002) og nyligt upublicerede data fra Grønlands Naturinstitut har vist, at hellefisken kan vandre over store afstande, og at fisk over larvestadiet kan have vandret til vurderingsområdet fra andre dele af det nordvestlige Atlanterhav. Dette er dog aldrig blevet dokumenteret gennem genfangst af fisk, der er blevet mærket uden for vurderingsområdet, hvilket måske skyldes det sparsomme fiskeri i området.

Sensitivitet og konsekvenser af olieudslip: Vurderingsområdet kan omfatte (nogle af) de primære gydesteder for hellefisken i det nordvestlige Atlanterhav, og rekrutteringen til vigtige fiskesteder i Davis Strædet, Baffin Bugten, Østcanada og de kystnære områder i Nordvestgrønland og Canada kan af-

hænge af rekrutteringen fra dette område. Æg og larver, der driver til vurderingsområdet fra gydestederne i enten Davis Strædet eller ved Island, driver langsomt gennem vurderingsområdet i 13-40 m dybde (Simonsen et al. 2006) og er meget sårbare over for olie, hvis de eksponeres for et stort olieudslip under overfladen. Hvis det sker, kan det forventes at påvirke rekrutteringen til fiskeriet. Kontaminering som følge af olierester i fiskekødet er et alvorligt problem i forbindelse med olieudslip. Fisk, der eksponeres for selv meget lave oliekoncentrationer i vandet, deres føde eller i det sediment, hvor de lever, kan blive kontamineret, hvilket gør dem ubrugelige som menneskeføde (GESAMP 1993). Ved olieudslip vil det være nødvendigt at suspendere fiskeriaktiviteterne i de berørte områder, primært for at undgå risikoen for at sælge forurenede fisk eller fisk, der er blevet kontamineret af olie (Rice et al. 1996). Dette kan gælde for fiskeri af hellefisk i vurderingsområdet. Større olieudslip kan medføre økonomiske tab som følge af de problemer, der opstår i forbindelse med salget af produkterne. Streng regulering og kontrol af fiskeriet i forurenede områder er nødvendig for at sikre kvaliteten af de fisk, der kommer på markedet.

Torsk, ***Gadus morhua***

Biologi: Torsken er en epibentisk-pelagisk art (Coad & Reist 2004) og er udbredt i forskellige habitater fra kystlinjen til kontinentalsoklen. Torsken er altædende, og spiser alt fra hvirvelløse dyr til fisk, herunder yngre medlemmer af sin egen art. Torsken gyder en gang om året i gydestimer (Murua & Saborido-Rey 2003). Ældre og store huntorsk producerer flere æg af bedre kvalitet pr. hun sammenlignet med yngre og små huntorsk. Æg fra ældre og store huntorsk har også større sandsynlighed for at overleve (Kjørsvik 1994). I Grønland gyder torsken om foråret (april-maj). Æg, og senere larver, driver med strømmen, og larverne søger mod bunden om efteråret, når de har en længde på 5-7 cm. Temperaturen er bestemmende for æggenes tæthed, udvikling og overlevelse (Buckley et al. 2000).

Udbredelse og gydebestand: Torsken, som findes i Grønland, kommer fra tre forskellige bestande, opdelt efter gydeområde: I) historiske offshore gydeområder ud for Øst- og Vestgrønland, II) gydeområder i de vestgrønlandske fjorde og III) islandske gydeområder, hvor larverne nogle gange transporteres i store mængder med Irmingerstrømmen til de grønlandske farvande. Larverne fra Island søger generelt mod bunden ud for Øst- og Sydgrønland, mens larver fra gydningen ud for den grønlandske kyst menes primært at søge mod bunden ud for den vestgrønlandske kyst (Wieland & Hovgaard 2002). Vurderingsområdet er derfor et potentielt yngleområde for ungtorsk fra både den islandske bestand og bestanden ud for Grønland. Sporingsforsøg har vist, at bestanden ud for Grønland kan vandre til kysten og blande sig med de kystnære bestande (Storr-Paulsen et al. 2004).

Stenbider, ***Cyclopterus lumpus***

Biologi: Voksne stenbidere (3-5 år) når frem til Grønlands kystlinje i hele vurderingsområdet tidligt på foråret (Mosbech et al. 2004b) og gyder de følgende måneder på lavt vand (Muus & Nielsen 1998). Hannerne beskytter og ventilerer de omtrent 100.000-350.000 æg i nogle måneder (Muus & Nielsen 1998, Sunnanå 2005). Norske data viser at det er sandsynligt, at afkommet tilbringer de første to år i tangen tæt på kysten. De voksne fisk opholder sig på dybere vand uden for gydesæsonen, men det vides ikke, om og hvortil de vandrer uden for gydesæsonen. De fanges dog lejlighedsvis i bundtrawl ved kystnære kontinalsokkelområder (GN, upubl. data). De grønlandske stenbideres føde er ukendt, men på grund af deres ringe svømmeevner er den

sandsynligvis begrænset til gopler og andre langsomme organismer (Muus & Nielsen 1998). Stenbidere kan udgøre en betydelig bytteressource for kaskelotter i området, som det ses i andre områder (Kapel 1979, Martin & Clarke 1986).

Udbredelse: Stenbideren er udbredt i hele vurderingsområdet og findes også ved højere og væsentlig lavere breddegrader (f.eks. i Nordsøen). Klimaændringerne vil derfor sandsynligvis ikke påvirke stenbideren negativt i vurderingsområdet gennem direkte temperaturpåvirkninger. Da kendskabet til stenbiderens vandring og afhængighed af andre komponenter i økosystemet er ringe, er det dog uklart, hvordan arten vil reagere på klimaændringer.

Sensitivitet og konsekvenser af olieudslip: På grund af dens afhængighed af de lavvandede områder nær kysten i forbindelse med gydning vil stenbideren være særlig følsom over for olieudslip på strande i gydeperioden. Andre potentielt vigtige områder, som f.eks. fourageringsområder, er ukendte. Stenbidernes generelle følsomhed vurderes som moderat i et sensitivitetsatlas for olieudslip for kystzonen i vurderingsområdet (Mosbech et al. 2004b), og lignende konklusioner kan anvendes i dette tilfælde.

Laks, ***Salmo salar***

Biologi og udbredelse: Atlanterhavslaksen vandrer til Grønland fra landene omkring Nordatlanten. I Grønland findes den eneste kendte gydende bestand af laks i Kapisillit-elven i det indre af Godthåbsfjorden i Vestgrønland (Nielsen 1961). Der findes andre elve, der potentielt kunne have en laksebestand, men elvene i Grønland er generelt korte, stejle og kolde (Jonas 1974). Selv om det er vedholdende, må bidraget fra den lille Kapisillit-bestand til laksefiskeriet omkring Grønland betragtes som ubetydeligt sammenlignet med landene omkring Nordatlanten. Laks kan findes i farvandene rundt om Grønland hele året, men den største tæthed synes at forekomme om efteråret fra august til oktober. I Vestgrønland varierer den nordlige udbredelse fra år til år, men laks kan findes så langt nord som Upernavik ved ca. 72° N.

Bestand: I de senere år har den overordnede status for bestanden af både nordamerikansk og europæisk oprindelse, som bidrager til fiskeriet i Vestgrønland, været blandt de laveste registrerede, hvilket betyder, at mængden af laks i grønlandske farvande anses for at være ekstremt lav sammenlignet med de historiske niveauer.

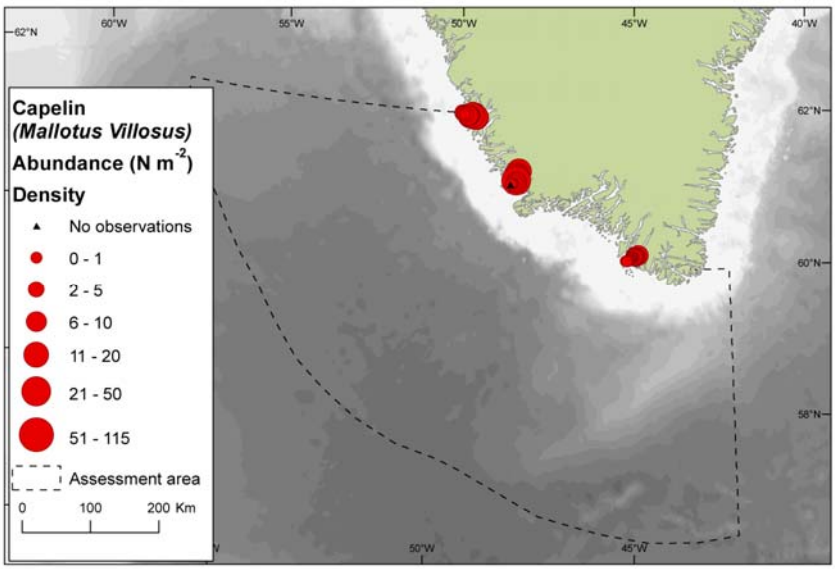
Lodde, ***Mallotus villosus***

Udbredelse: Lodde er udbredt cirkumpolart, og i Grønland ses den fra sydspidsen til 73° N og 70° N på hhv. vest- og østkysten. Selv om de ikke er grundigt dokumenteret, peger kendte forskelle i maksimal længde og gydningstidspunkt og velafgrænsede fjordsystemer på, at individuelle fjordsystemer huser separate loddebestande (Sørensen & Simonsen 1988, Hedeholm et al. 2010).

Udbredelsen af lodde i 2005 blev undersøgt af Bergstrøm og Vilhjalmarsson (2007). Lodde fandtes ikke offshore, men kunne findes i fjordene og i kystnære områder (mellem 60-70° N) (Figur 4.4). Biomassen af lodde i disse fjorde og kystnære områder blev vurderet til 170-200.000 t. I de vestgrønlandske farvande gyder og vokser lodden i de mange og varierede fjorde eller fjordkomplekser. Normalt opholder kun en lille del af bestanden sig på de dybe rejegrunde og længere mod nord. Bergstrøm og Vilhjalmarsson (2007) dækkede ikke dybvandsområderne vest for den vestgrønlandske kontinental-

skrænt. Det kan derfor hverken be- eller afkræftes, at den voksne bestand vandrer på tværs af soklen for at finde føde i de dybe farvande ud for det østlige Davis Stræde om sommeren/efteråret.

Biologi: På et tidspunkt mellem efteråret og foråret vandrer lodden til fjordene, hvor de danner tætte stimer forud for gydningen. Gydningen finder sted på lavt vand (<10 m) og ofte på stranden mellem april og juni. Gydning på dybt vand, som kendes fra andre loddebestande (f.eks. Vilhjálmsson 1994), er ikke dokumenteret i Grønland. Lodder gyder typisk, når de er 3-5 år gamle (Hedeholm et al. 2010). Selv om lodden ikke er decideret semelpar, dør en stor andel af gydebestanden, især hannerne, hvilket tyder på, at bestanden skal anses som havende kun en reproduktionshændelse (Huse 1998, Friis-Rødel & Kanneworff 2002). Uden for gydesæsonen befinder lodden sig primært i det øverste pelagiske lag (0-150 m), men ansamlinger findes nogle gange på dybder ned til 600 m (Huse 1998, Friis-Rødel & Kanneworff 2002). Som andre steder udgør lodde en vigtig energiomdannende kilde fra lavere til højere trofiske niveauer, hvilket gør den til en nøgleart i økosystemet (Hedeholm 2010). I Sydgrønland æder lodden (afhængig af størrelse) primært vandlopper, krill og hyperiide amfipoder (Hedeholm 2010). Typisk for de arktiske fødekæder betyder disse fede byttedyr, at lodden også har et højt energiindhold (Hedeholm 2010), hvilket gør dem til bytte af høj kvalitet for forskellige topprædatorer som f.eks. torsk (Hedeholm 2010), grønlandssæler (Kapel 1991), hvaler og forskellige havfugle (Friis-Rødel & Kanneworff 2002, Vilhjálmsson 2002).



Figur 4.4. Tæthed af lodde (*Mallotus villosus*) (N m^{-2}) fra akustiske målinger fra september 2005 i 0-50 m-søjlen (Bergstrøm & Vilhjalmarsson 2007). Der er fundet høj tæthed af lodde i fjordsystemerne.

Sensitivitet og konsekvenser af olieudslip: De primære områder for lodden inkluderer gydekyster. Disse findes i rigt mål i de fleste fjorde i vurderingsområdet fra bunden af fjordene til kystområdet. På grund af den høje grad af dødelighed af voksne fisk i forbindelse med gydning, vil år, hvor gydningen fejler i stort omfang, være skadelig for bestanden. Et olieudslip nær gydeområderne kan derfor være ekstremt ødelæggende for den lokale loddebestand (Mosbech et al. 2004b). Genoprettelsestiden efter en sådan begivenhed er ukendt, da det endnu ikke vides, om hver fjord huser en separat, genetisk isoleret bestand, eller om de er blandet. Inden for vurderingsområdet er det desuden kun de kystnære kontinentalsokkelområder, som er vigtige for lodden, og her er lodden ikke så udsat, da den er meget mobil. Da den fin-

der sin føde i det pelagiske lag, er den nemlig ikke så udsat for langsigtede virkninger som arter, der finder føde i det bentiske lag.

Tobis, *Ammodytes* spp.

Biologi: Tobis er små bento-pelagiske fisk, der indtager en central rolle i mange marine fødenet. Der findes to arter ved Grønland: havtobis (*Ammodytes marinus*) og nordlig tobis (*A. dubius*). De ligner hinanden meget og vanskelige at skelne, og de fleste kortlægninger registrerer ganske enkelt tobis som *Ammodytes* spp. De steder, hvor der er store forekomster af tobis, er de typisk det primære bytte for mange havfugle, havpattedyr og større fiskearter. Tobis lever af zooplankton i den pelagiske zone, primært vandlopper, og især *Calanus finmarchicus.* Tobis tilbringer en stor del af deres tid nedgravet i sandet sediment og er mest aktive om natten, hvor de fouragerer i vandsøjlen. Fourageringen sker primært om foråret og sommeren, og i en stor del af året forbliver de nedgravet. Tobis er således habitatspecialister, og den største forekomst findes på store sandbanker ved op til 100 m dybde. Mindre områder med passende sandet sediment, f.eks. omkring øer, hvor strømmen er stærk, er dog også mulige habitater for tobis. De få større banker i vurderingsområdet er sandsynligvis grunden til, at der ikke er foretaget kortlægninger af voksne tobis eller larver. Det er dog sandsynligt, at tobis spiller en vigtig økologisk rolle i kontinentalsoklens økosystem, især som byttedyr for ynglende havfugle og for bardehvaler om sommeren.

Sensitivitet og konsekvenser af olieudslip: Som habitatspecialister er tobis meget følsomme over for lokale olieudslip, især hvis olien når ned til havbunden. Viden om havbundens detaljerede topografi og sedimentkarakteristika i vurderingsområdet er begrænset, og det er derfor ikke muligt at identificere specifikke områder, der er særligt vigtige for tobis. Tidligere undersøgelser har peget på, at tobis ud for Vestgrønland gyder om sommeren (Andersen 1985), men mere nutidige kortlægninger har fundet stor forekomst af unge larver om sommeren (Munk et al. 2003, Simonsen et al. 2006), hvilket indikerer et gennemsnitligt udklækningstidspunkt omkring 1. maj.

Rødfisk, *Sebastes mentella* og *Sebastes marinus*

Biologi: Der findes fire arter rødfisk i Nordatlanten, men kun dybhavsrødfisk (*Sebastes mentella*) og stor rødfisk (*Sebastes marinus*) er almindelige i de vestgrønlandske farvande (Møller et al. 2010). Både dybhavsrødfisk og stor rødfisk er meget værdifulde kommercielle arter. Indeks for begge rødfiskearter tilsammen i den grønlandske kortlægning af rejer varierede mellem 1 og 2.6 milliarder individer mellem 1992 og 1996, men er siden faldet til omtrent 84 millioner individer i 2009 (Nygaard & Jørgensen 2010) svarende til en femogtyvendedel af den tidligere tæthed over 15 år.

Havkat, *Anarhichas minor*, *Anarhichas lupus* og *Anarhichas denticulatus*

Biologi: Der findes tre arter af havkat i de grønlandske farvande, plettet havkat (*Anarhichas minor*), stribet havkat (*Anarhichas lupus*) og blå havkat (*Anarhichas denticulatus*). Mens den stribede havkat er kommerciel meget værdifuld, har den plettede havkat mindre kommerciel interesse. Den blå havkat har ingen kommerciel interesse og spises kun i ganske få lande. Alle tre arter er udbredt på tværs af Nordatlanten fra USA til Spitsbergen og Barentshavet samt langs kysterne i Nordeuropa. Kortlægningsindeks viser, at biomassen af stribet havkat er meget lav sammenlignet med midten af 1980'erne, og at biomassen af den plettede havkat steg mellem 2002 og 2008.

Håising, ***Hippoglossoides platessoides***
Håising er udbredt i hele Nordatlanten fra kysten i Murmansk til det sydlige Labrador og USA. Kortlægningsindeks viser, at biomassen af håising i vestgrønlandske farvande er lav sammenlignet med 1980'erne (Nygaard & Jørgensen 2010).

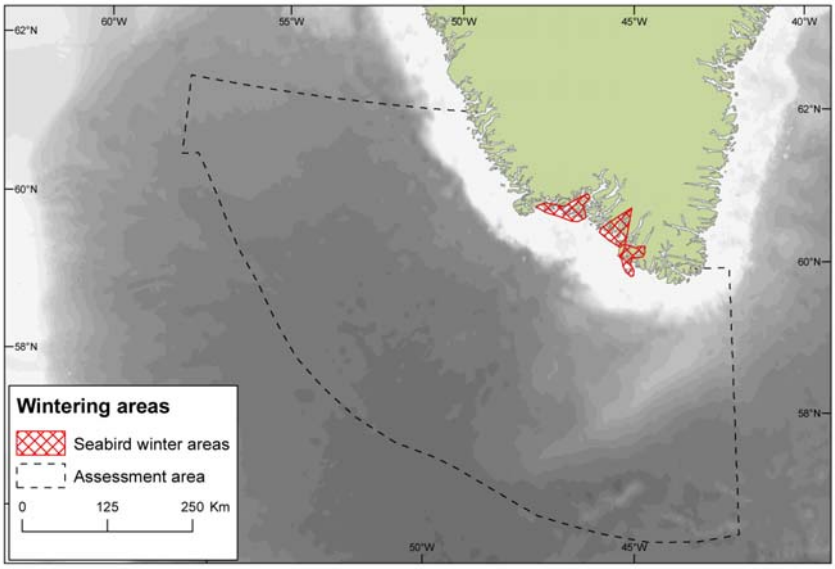
Tærbe, ***Amblyraja radiata***
Tærbe er udbredt i hele Nordatlanten fra Hudson Bay, langs kysten til USA, Grønland til Island, den Engelske Kanal, Østersøen, Svalbard og Barentshavet. Kortlægningsindeks viser, at biomassen af tærbe i vestgrønlandske farvande er faldet markant siden 1980'erne (Nygaard & Jørgensen 2010).

4.6 Havfugle

David Boertmann, Daniel S. Clausen & Morten Frederiksen (AU)

Ud fra et fredningssynspunkt er vurderingsområdet både nationalt og internationalt set meget vigtigt for havfugle, særligt om vinteren og i trækperioderne om foråret og efteråret. Overvintrende havfugle omfatter ikke kun fugle af grønlandsk oprindelse, men også fugle fra Canada, Svalbard, Island, Norge, Rusland og andre lande (Boertmann et al. 2004, Boertmann et al. 2006). Om foråret og efteråret trækker store antal af havfugle gennem vurderingsområdet, primært mellem ynglepladser i områderne ved Barentshavet og Grønlandshavet, Island og Nordvestgrønland samt overvintringsområder i farvandene ved Newfoundland, Labradorhavet og Davis Strædet. Havfugle, der yngler i det sydlige Atlanterhav, benytter desuden vurderingsområdet som vinterkvarter (dvs. om sommeren på den nordlige halvkugle)

De vigtigste arter, som overvintrer i vurderingsområdet, er almindelig ederfugl, strømand og polarlomvie. Særligt vigtige overvintringsområder omfatter kystnære vandområder i den nordlige Julianehåb Bugt, herunder Bredefjord, den centrale del af bugten, herunder fjordene Lichtenau og Uunartoq og øgrupperne ud for Nanortalik samt de ydre dele af Tasermiut Fjord (Figur 4.5).



Figur 4.5. Vigtige kystnære overvintringsområder for havfugle i vurderingsområdet (Boertmann et al. 2004).

De vigtigste bestande, der passerer gennem vurderingsområdet under træk, er polarlomvie fra Svalbard og Island, søkonge fra Svalbard og Østgrønland,

lunde fra Island, ride fra hele Nordatlanten og ismåge fra Nordgrønland, Svalbard og Rusland.

De følgende afsnit giver et overblik over de fugle, der udnytter havmiljøet og derfor potentielt kan blive udsat for olieudslip fra olieefterforskning og -udvinding i licensblokkene ud for Sydgrønlands kyst.

Udover de arter, der beskrevet i det følgende, ses en række havfuglearter i mindre antal i vurderingsområdet, f.eks. stor stormsvale (*Oceanodroma leucorhoa*), sodfarvet skråpe (*Puffinus griseus*), fire arter af kjove (*Catharacta/Stercorarius* spp.) og sølvmåge (*Larus argentatus*).

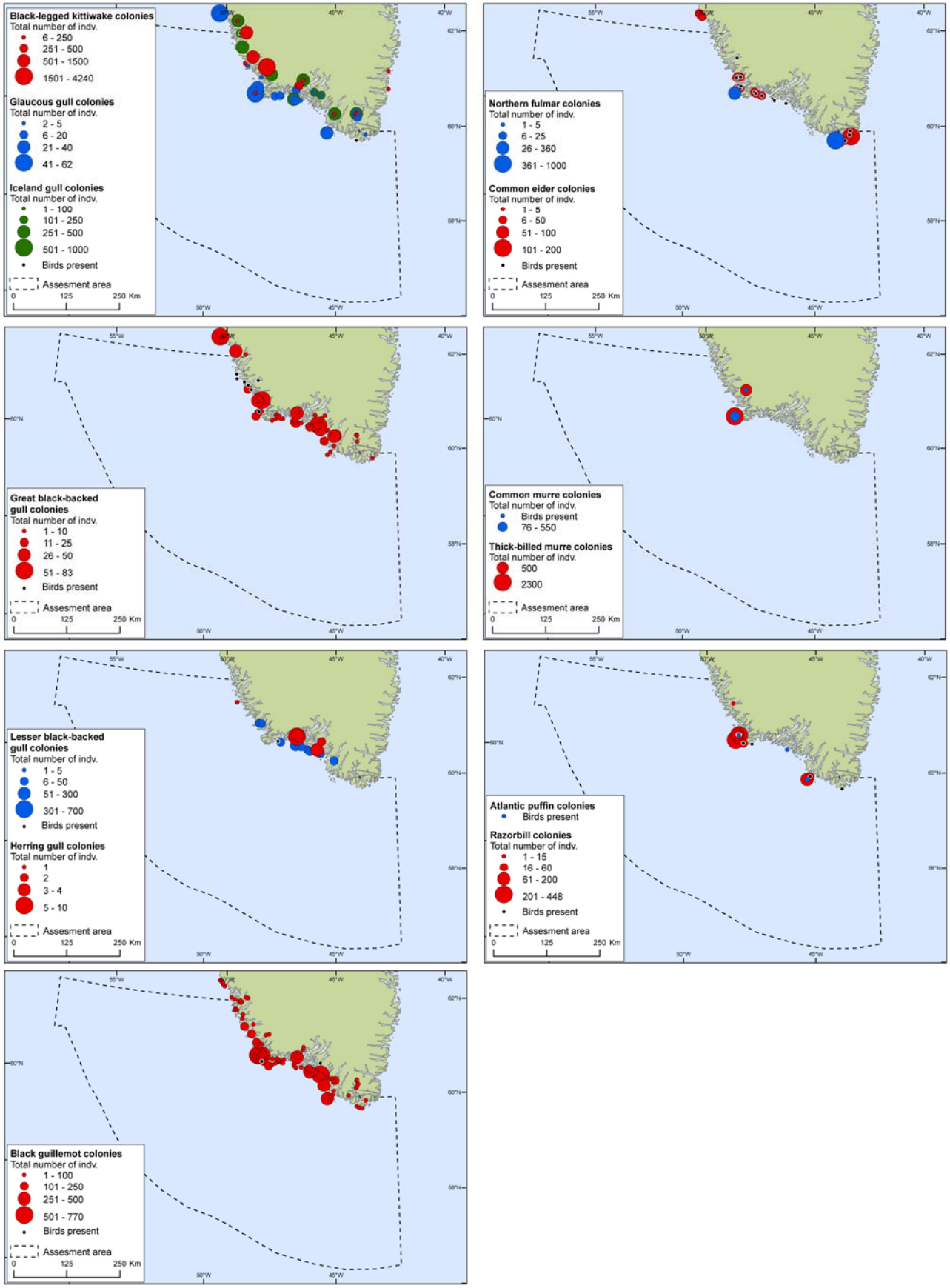
4.6.1 Ynglende fugle

I alt 20 havfuglearter yngler i området (Tabel 4.2). Disse arter yngler normalt i kolonier på stejle klipper eller lave holme, selv om nogle også kan yngle mere spredt - som f.eks. svartbag og almindelig kjove. Udbredelsen og antallet af fugle i kolonierne er ganske velkendt, og der kendes omtrent 130 ynglekolonier for havfugle i området (Figur 4.6). Mange af kolonierne er dog ikke blevet besøgt siden 2003, og især den sydligste del af regionen tæt ved Kap Farvel er ikke blevet grundigt undersøgt. Den kan derfor skjule sig kolonier med vigtige arter som f.eks. lomvie, alk og lunde.

Tabel 4.2. Udvalgte fuglearter, der udnytter havmiljøet ud for Sydgrønland.

Arter	Videnskabeligt navn	Forekomst*	Yngler i kolonier i regionen (antal kolonier)	Habitater
Islom	*Gavia immer*	so, tr		Kystnær
Rødstrubet lom	*Gavia stellata*	y, so, tr		Kystnær
Mallemuk	*Fulmarus glacialis*	y, tr, o	Ja (2)	Offshore
Storskråpe	*Puffinus gravis*	tr, f, su		Offshore
Skarv	*Phalacrocorax carbo*	so, o		Kystnær
Gråand	*Anas platyrhynchos*	y, f, o	Nej	Kystnær
Havlit	*Clangula hyemalis*	y, f, o	Nej	Kystnær
Strømand	*Histrionicus histrionicus*	f, o		Kystnær
Toppet skallesluger	*Mergus serrator*	y, f, o	Nej	Kystnær
Alm. ederfugl	*Somateria mollissima*	y, f, o	Ja (>35)	Kystnær
Kongeederfugl	*Somateria spectabilis*	o	Nej	Kystnær
Havørn	*Haliaeetus albicilla*	y, o	Nej	Kystnær
Almindelig kjove	*Stercorarius parasiticus*	y, tr, o	Ja/Nej	Kystnær/offshore
Sildemåge	*Larus fuscus*	y	Ja (>25)	Kystnær
Hvidvinget måge	*Larus glaucoides*	y, o	Ja (c. 35)	Kystnær/offshore
Grågåge	*Larus hyperboreus*	y, o	Ja (c. 35)	Kystnær/offshore
Svartbag	*Larus marinus*	y, o	Ja/Nej (c. 60)	Kystnær
Ride	*Rissa tridactyla*	y, tr, o	Ja (13)	Kystnær/offshore
Ismåge	*Pagophila eburnea*	tr, o		Kystnær/offshore
Havterne	*Sterna paradisaea*	y	Ja (16)	Kystnær/offshore
Alm. lomvie	*Uria aalge*	y, o	Ja (1)	Kystnær/offshore
Polarlomvie	*Uria lomvia*	y, tr, o	Ja (2)	Kystnær/offshore
Alk	*Alca torda*	y	Ja (15)	Kystnær/offshore
Tejst	*Cepphus grylle*	y, o	Ja (c. 95)	Kystnær/offshore
Søkonge	*Alle alle*	tr, o		Offshore
Lunde	*Fratercula arctica*	y, tr, o	Ja (5)	Kystnær/offshore

*y: ynglende, o: overvintrende, so: oversomrende, tr: trækkende om foråret eller efteråret, f: fældning af fjer sidst på sommeren/tidligt på efteråret.



Figur 4.6. Ynglekolonier af havfugle i vurderingsområdet (Boertmann et al. 1996, opdateret). Følgende arter er vist: ride (black-legged kittiwake), gråmåge (glaucous gull), hvidvinget måge (Iceland gull), mallemuk (northern fulmar), almindelig ederfugl (common eider), svartbag (great black-backed gull), almindelig lomvie (common murre), polarlomvie (thick-billed murre), sildemåge (lesser black-backed gull), sølvmåge (herring gull), lunde (Atlantic puffin), alk (razorbill) og tejst (black guillemot).

Kolonierne er generelt små, især sammenlignet med de store mallemuk-, lomvie- og søkongekolonier, der findes ved Disko Bugt og i Nordvestgrønland. De fleste har mindre end 200 ynglende par, men få kolonier har mere end 1.000 par, især de store kolonier på øgruppen Ydre Kitsissut (ca. 2.300 polarlomvier) og i Arsuk Fjord (ca. 500 polarlomvier og 2.000 rider). I fredningssammenhæng er disse to kolonier meget vigtige, på grund af tilstedeværelsen af polarlomvie og ride (begge opført på den grønlandske rødliste, se Tabel 6.1). På Ydre Kitsissut yngler desuden adskillige andre arter, herunder den største grønlandske koloni af almindelig lomvie, der er på den nationale rødliste som moderat truet (EN) (Kampp & Falk 1994). En anden øgruppe med mange arter af ynglende havfugle er Indre Kitsissut (Boertmann 2004). Øvrige kolonier med rødlistede arter, som almindelig ederfugl, lunde og ride, er også vigtige.

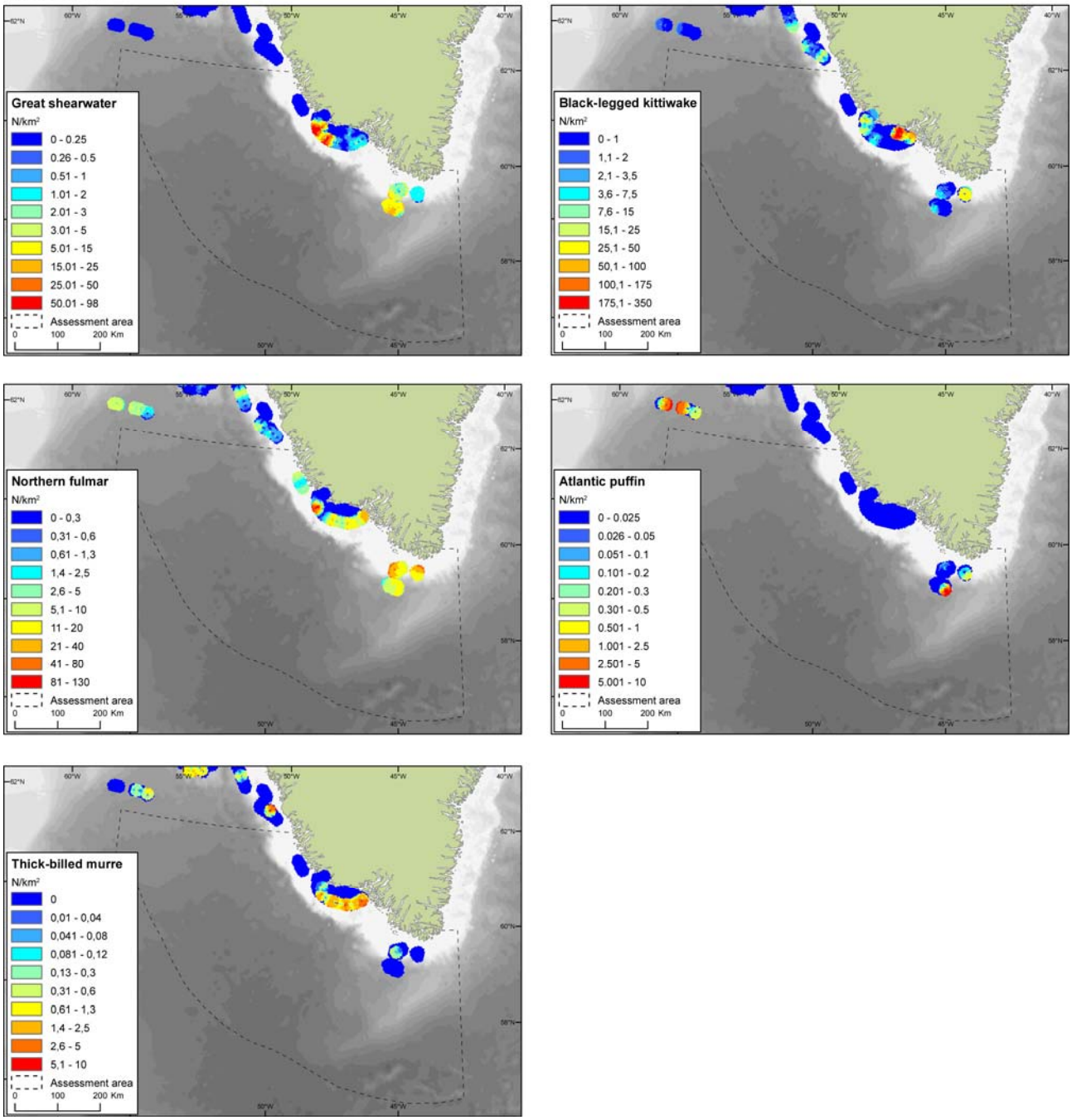
4.6.2 Havfugle til søs

Havfuglene til søs er blevet kortlagt inden for vurderingsområdet fra skibe og fly. Sommerdata er tilgængelige fra en enkelt optælling fra skib og en optælling fra fly i juli 1999 (Boertmann & Mosbech 2001a, 2002). Efterårsdata stammer fra adskillige optællinger foretaget fra skib, herunder Marine Mammal and Seabird Observers (MMSO) på seismiske undersøgelsesskibe (AU upubl. data, Boertmann & Mosbech 2001b, Boertmann 2011). Vinterdata findes kun fra en enkelt optælling fra skib (Durinck & Falk 1996) og fra en omfattende optælling fra fly i marts 1999 (Merkel et al. 2002). Udover de grønlandske kortlægninger findes der også sommerdata fra det østcanadiske Seabird-at-Sea-program, som overlapper farvandene i vurderingsområdet (Gjerdrum et al. 2008, Fifield et al. 2009). Der findes ingen data for forårssæsonen (april-maj). Generelt har alle de grønlandske kortlægninger dækket kystnære vandområder og kontinentalsoklen, og data fra dybhavsområderne i vurderingsområdet er derfor sparsomme: Udover de canadiske optællinger findes kun en enkelt optælling i september 2006 foretaget i offshore farvande.

Store koncentrationer af havfugle er observeret på havet over kontinentalsoklen i Julianehåb Bugt om sommeren og efteråret (Figur 4.7). Disse koncentrationer består primært af ride og mallemuk, og en stor del af dem er formentlig ikke-ynglende eller fugle der har afsluttet ynglesæsonen uden for vurderingsområdet, herunder hele den nordatlantiske region (Lyngs 2003, Frederiksen et al. 2012). Disse fugle kan ses i alle sommermånederne, ofte i selskab med storskråpe og sodfarvet skråpe, som yngler på den sydlige halvkugle. Især storskråpen er rapporteret i store fældningsflokke i Julianehåb Bugt i 1950'erne (Salomonsen 1967), men disse flokke er ikke set i de seneste tiår.

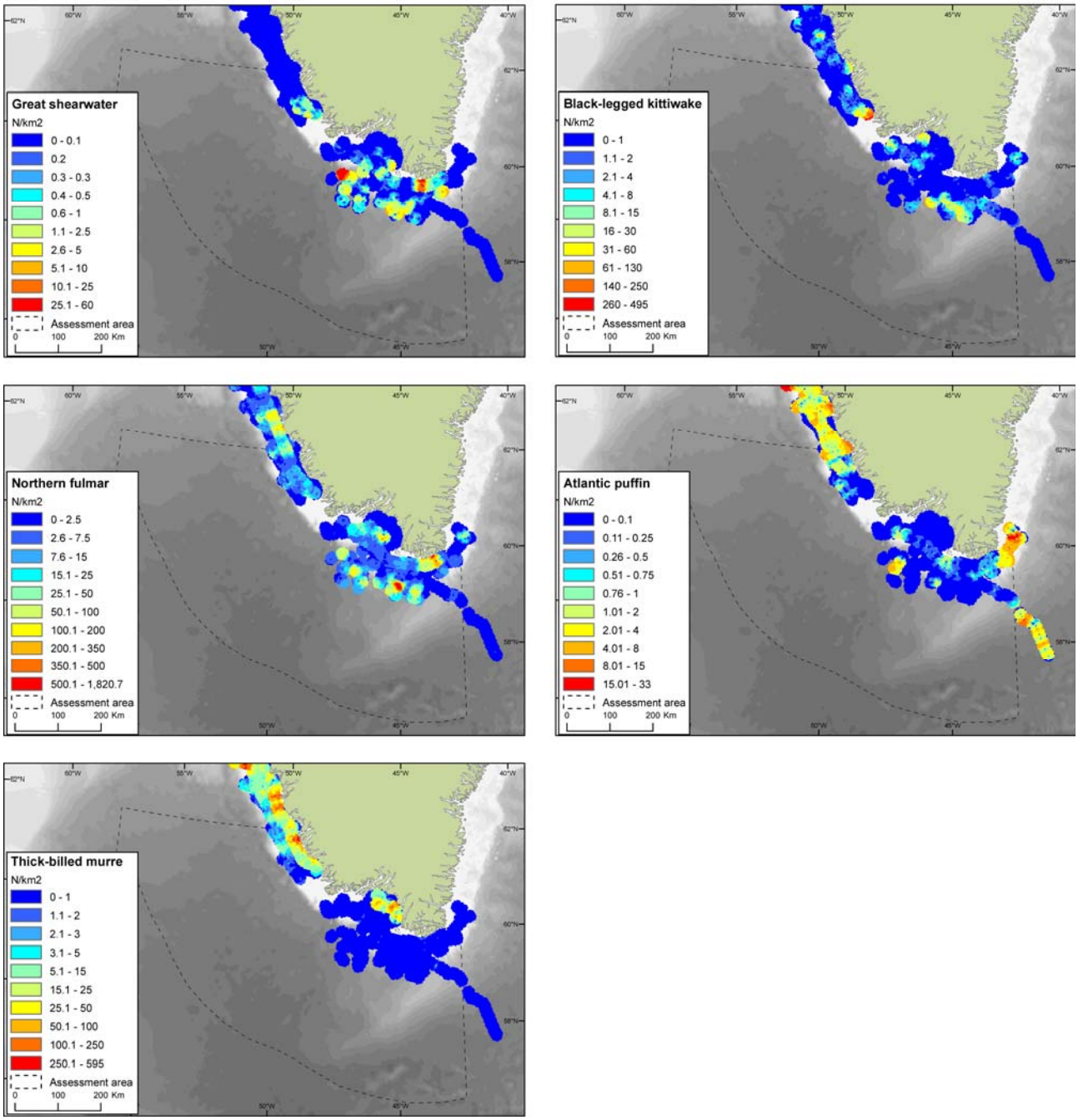
Flere arter af alkefugle ses også offshore. Den vigtigste er polarlomvie. De højeste tætheder af denne art er registreret i de kystnære vandområder om efteråret (Figur 4.7). Genmeldinger peger på, at et stort antal lomvier fra det østlige Atlanterhav (Svalbard, Rusland) og Island trækker til Sydvestgrønland (Kampp 1988, Lyngs 2003). Sidst i oktober 2011 blev der observeret en høj tæthed af polarlomvie ved kontinentalsoklen ud for Julianehåb Bugt (D. Boertmann, upubl. data). Tilsvarende høje tætheder kan også forekomme i vurderingsområdet om vinteren.

a) Summer



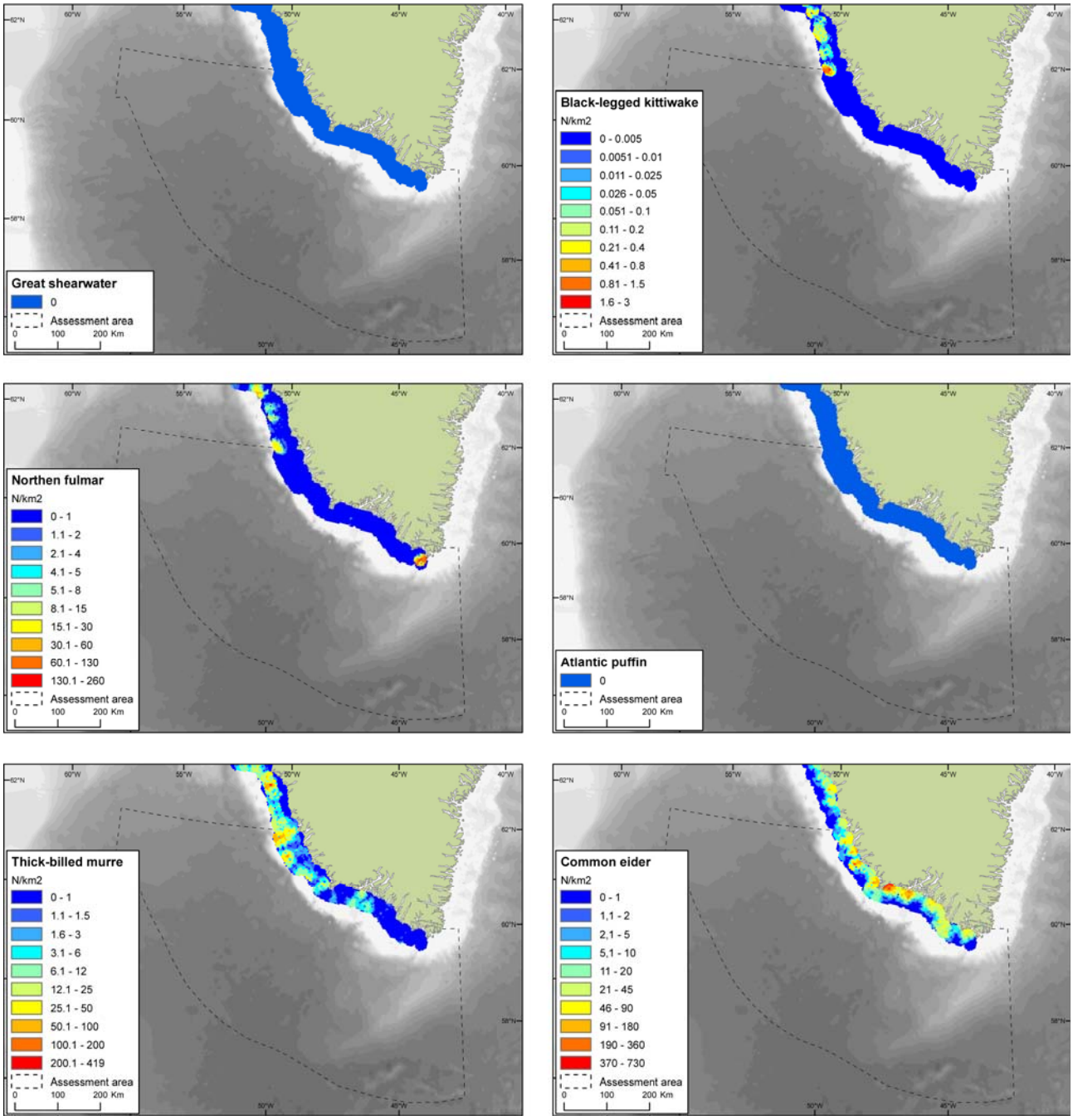
Figur 4.7a. Udbredelsen af havfugle til søs i vurderingsområdet om sommeren (jun-aug) baseret på data indsamlet i forbindelse med optællinger fra skib og fly i 1988-2010. Bemærk, at kortlægningens dækning og tæthedsskala varierer mellem sæsoner og arter. Følgende arter er vist: Storskråpe (great shearwater), ride (black-legged kittiwake), mallemuk (northern fulmar), lunde (Atlantic puffin), polarlomvie (thick-billed murre).

b) Autumn



Figur 4.7b. Udbredelsen af havfugle til søs i vurderingsområdet om efteråret (sep-dec) baseret på data indsamlet i forbindelse med optællinger fra skib og fly i 1988-2010. Bemærk, at kortlægningens dækning og tæthedsskala varierer mellem sæsoner og arter. Følgende arter er vist: Storskråpe (great shearwater), ride (black-legged kittiwake), mallemuk (northern fulmar), lunde (Atlantic puffin), polarlomvie (thick-billed murre).

c) Winter



Figur 4.7c. Udbredelsen af havfugle til søs i vurderingsområdet om vinteren (jan-mar) baseret på data indsamlet i forbindelse med optællinger fra skib og fly i 1988-2010. Bemærk, at kortlægningens dækning og tæthedsskala varierer mellem sæsoner og arter. Følgende arter er vist: Storskråpe (great shearwater), ride (black-legged kittiwake), mallemuk (northern fulmar), lunde (Atlantic puffin), polarlomvie (thick-billed murre), almindelig ederfugl (common eider).

Den del af vinterbestanden af polarlomvie i Vestgrønland som stammer fra Barentshavet og Island vurderes til omkring 1,45 millioner individer (Barrett et al. 2006). Alle disse fugle samt fugle fra samme yngleområder, der overvintrer i canadiske farvande, trækker gennem vurderingsområdet om foråret (februar og marts) og efteråret (sidst i oktober og november).

Søkonger fra de store kolonier på Svalbard (> 1 millioner par) (Anker-Nilssen et al. 2000) og i Østgrønland (3,5 millioner par (Kampp et al. 1987)) passerer gennem vurderingsområdet under trækket. Mange tilbringer formentlig også vinteren her i offshore-områderne, hvilket er påvist ved, at alle

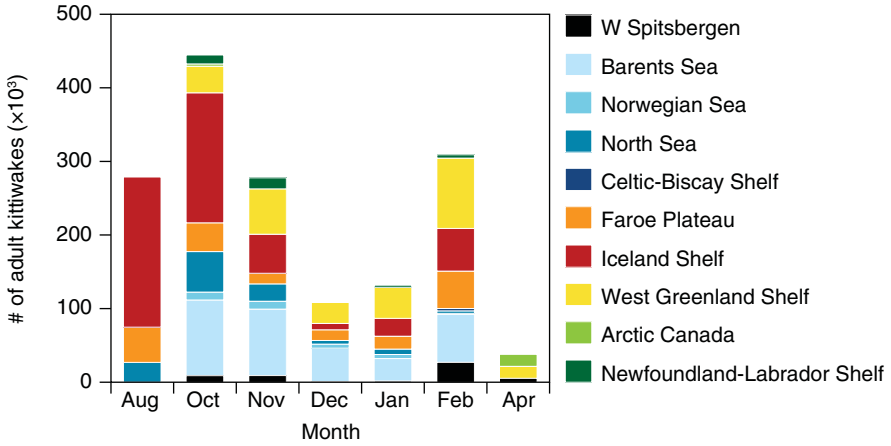
genmeldingerne om vinteren af fugle, der er ringmærket på Svalbard, er fra Vestgrønland (Bakken et al. 2003). De canadiske kortlægninger rapporterede relativ høje tætheder (1-21 fugle/km^2) af søkonge fra maj til august i vurderingsområdet (Fifield et al. 2009), men uden oplysninger om specifikke datoer eller tilstedeværelse af is. En nylig sporingsundersøgelse af fem søkonger fra ynglesteder i Østgrønland (Mosbech et al. 2011b) viste, at fire af fuglene overvintrede i farvandet ud for Newfoundland, selv om en af fuglene tilbragte november i farvande indenfor vurderingsområdet, før den trak til Newfoundland. Den femte fugl overvintrede syd for Island.

Lunde findes i relativt stort antal og lokalt i tætheder på op til 10 fugle/km^2 i offshore-dele af vurderingsområdet i september og oktober (Boertmann & Mosbech 2001b, Boertmann 2011). Disse fugle synes at være af islandsk oprindelse, selv om de også kan komme fra Færøerne, Skotland og Norge. Det vides ikke, om de er undervejs mod vinterophold længere mod vest eller om de opholder sig i længere perioder i vurderingsområdet, efter de har ynglet.

Ismåger, der yngler i den nordøstlige sektor af den arktiske del af Atlanterhavet (Nordøstgrønland, Svalbard og arktisk Rusland), bevæger sig mod syd om efteråret i drivisen ud for Østgrønland til deres vinterkvarter, primært i israndzonen i Labradorhavet og Davis Strædet, hvor de når frem i december (Orr & Parsons 1982, Gilg et al. 2010). Det betyder, at størstedelen af hele den nordøstatlantiske bestand af ismåger må trække gennem vurderingsområdet sidst i november og tidligt i december (Gilg et al. 2009, Gilg et al. 2010). I år, hvor drivisen om vinteren driver ind i vurderingsområdet fra vest, vil der være ismåger til stede, men denne andel af bestanden er ukendt. Om foråret bevæger de fleste af mågerne sig formentlig den samme vej tilbage gennem vurderingsområdet, selv om det er påvist, at de kan trække nordpå i Davis Strædet og tværs over den grønlandske indlandsis til Nordøstgrønland (O. Gilg pers. komm.). Observationer fra 2011 viser, at ismåger forekommer i Julianehåb Bugt så tidligt som sidst i oktober (D. Boertmann. upubl. data), hvilket ikke er observeret hos de fugle, der er sporet med satellitsendere.

Ismågen er særligt fredningsrelevant (Gilg et al. 2009, Gilg et al. 2010), da den er registreret som næsten truet (NT) på den internationale rødliste (IUCN 2011), som sårbar (VU) på rødlisterne for Grønland og Svalbard (Boertmann 2007b, Kålås et al. 2010) og som truet af Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.

Rider fra kolonier i hele Atlanterhavet ses i vurderingsområdet uden for ynglesæsonen, dvs. fra august til marts. Et stort antal genmeldinger af rider, der er ringmærket i Europa, peger på områdets vigtighed (f.eks. Coulson 2002, Bakken et al. 2003). En nylig undersøgelse, hvor rider fra flere kolonier i Nordatlanten er sporet med lysloggere (Frederiksen et al. 2012), har gjort det muligt at estimere antallet af voksne rider i vurderingsområdet på forskellige tidspunkter af året (Figur 4.8). Antallet topper i oktober (450.000 eller 10 % af bestanden i Atlanterhavet) og igen i februar (300.000), mens der er færre fugle til stede midt på vinteren. Et stort (formentlig tilsvarende) antal endnu ikke kønsmodne fugle kan også forekomme. De fleste af disse fugle forekommer offshore i den dybe del af Labradorhavet (Frederiksen et al. 2012). Selv om arten er almindelig, er bestanden af rider faldende og derfor opført på rødlisten i Grønland og mange andre lande omkring Atlanterhavet.



Figur 4.8. Estimerede antal og yngleoprindelse af rider i vurderingsområdet uden for ynglesæsonen, baseret på fugle sporet med lysloggere i 18 kolonier i Atlanterhavet (Frederiksen et al. 2012).

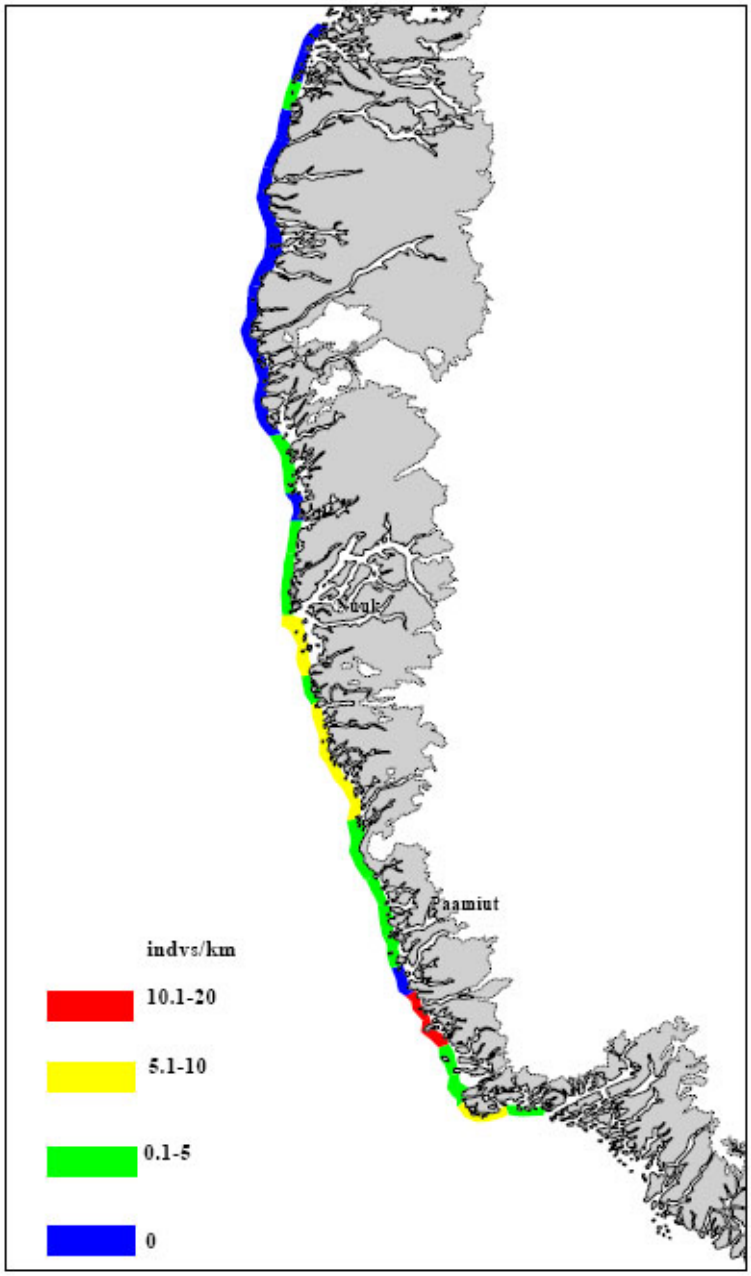
4.6.3 Kystnære habitater

De kystnære vandområder og tilstødende kyster udnyttes af en række fuglearter, herunder egentlige havfugle og arter, der på specifikke tidspunkter i deres årlige livscyklus optræder på land og ved ferskvand. Viden om kystfuglene stammer primært fra nogle af de kortlægninger, der henvises til i ovenstående afsnit om ynglefugle og fugle til havs.

Den vigtigste af disse kystfugle er almindelig ederfugl. Udover en relativt lille ynglende bestand i vurderingsområdet (se ovenfor), ses der fældende og overvintrende fugle. Fældende almindelige ederfugle ses generelt i små flokke fordelt langs klippekyster i Vestgrønland, herunder i vurderingsområdet. I forbindelse med en optælling fra fly i juli 1999 blev der fundet adskillige flokke af fældende ederfugle i de ydre områder af Julianehåb Bugt, de fleste langt fra kysten. Om vinteren er bestanden af ederfugle i vurderingsområdet meget stor. Optællingen i marts 1999 resulterede i et estimat på 96.000 overvintrende ederfugle i Julianehåb Bugt (Figur 4.7) (Merkel et al. 2002).

En anden vigtig art i denne habitat er strømand. Den ses her stort set hele året, selv om den yngler ved elve i indlandet. Fældende hanner, der har ynglet eller ikke yngler, samles dog langs de yderste klippekyster fra juli og får senere selskab af de hunner, der har ynglet, og årets kuld, og de overvintrer alle i de samme habitater. Der ses store koncentrationer af strømænder ved disse eksponerede klippekyster. Arten er rødlistet i Grønland (Tabel 6.1) på grund af den lille bestand. Der blev udført en optælling af fældende strømandeflokke i juli 1999, som dækkede hele kysten mellem Disko Bugt og den vestlige Julianehåb Bugt (Figur 4.9) (Boertmann & Mosbech 2002). Den største tæthed (10-20 fugle/km) blev optalt langs kysterne mellem Arsuk og Paamiut. Ved en efterfølgende optælling af havfuglekolonier fra båd i 2003 søgte man efter strømænder langs kysterne syd for Arsuk Fjord og hele vejen til Kap Farvel. Der blev kun observeret få strømænder langs disse kyster, som ikke var blevet kortlagt i 1999 (Boertmann 2004), hvilket tyder på, at fældende strømænder primært findes vest for Bredefjord. Satellitsporing har vist, at strømænder bevæger sig fra canadiske ynglesteder til de grønlandske kyster for at fælde (Chubbs et al. 2008), og en betydelig (men ukendt) del af de fugle, der blev registreret i juli 1999, stammede formentlig fra Canada (Boertmann & Mosbech 2002).

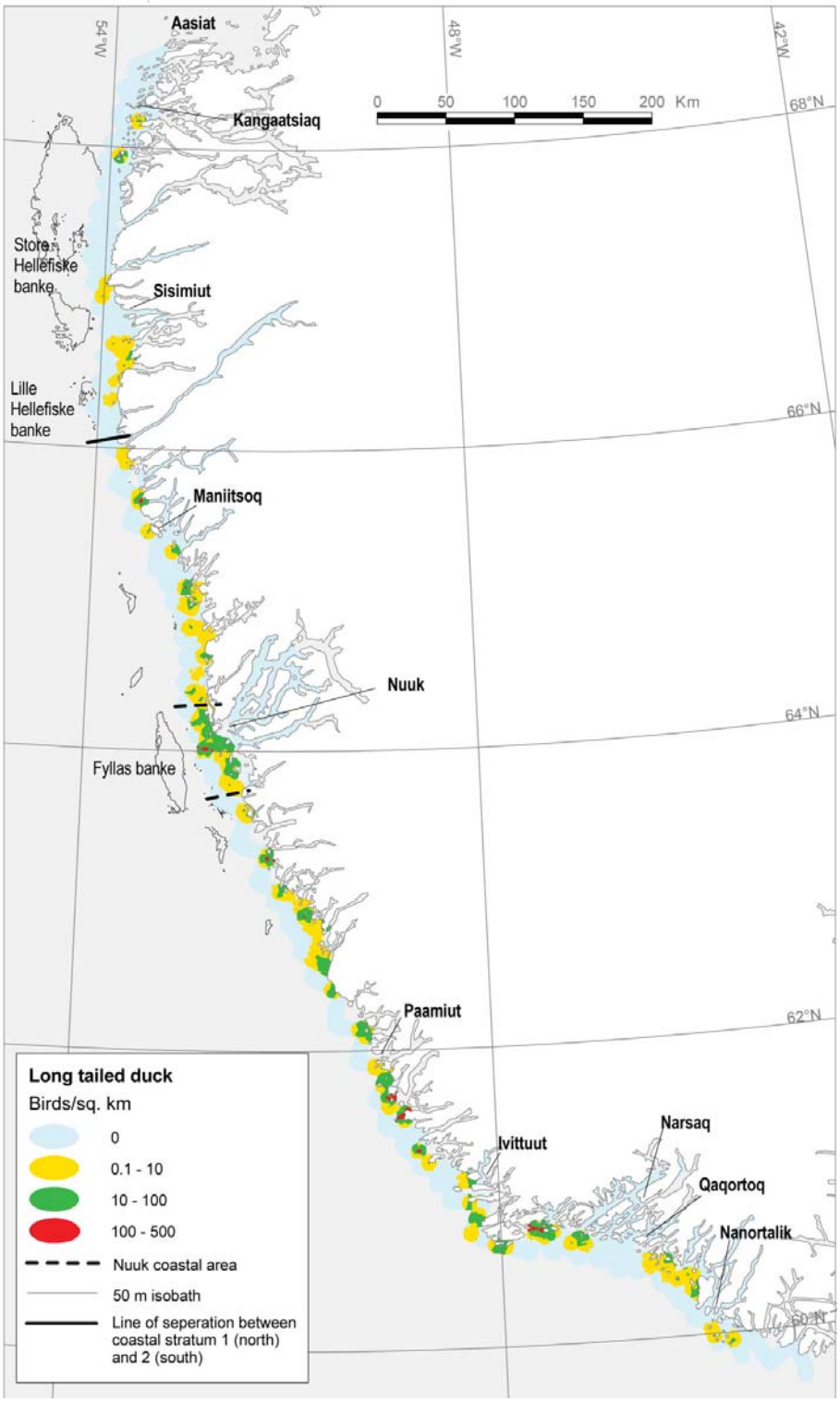
Figur 4.9. Tæthed af fældende strømænder i juli 1999 udtrykt som antallet af fugle pr. km optalt kystlinje (Boertmann & Mosbech 2002). Fældeperioden ligger fra juli til september.



Udbredelsen af strømænder om vinteren er ikke undersøgt, men formodes at omfatte den sydlige del af fældeområdet, og der er f.eks. rapporteret høje antal omkring Arsuk (Boertmann 2003, 2008).

Andre andearter, som forekommer i havmiljøet, omfatter gråand, havlit og toppet skallesluger. Havlitten yngler spredt langs beskyttede kyster, og de fældende fugle samles i lavvandede bugter og fjorde. Der kendes dog ingen større koncentrationer af fældende fugle i vurderingsområdet. En optælling foretaget i marts 1999 gav et estimat på 94.000 overvintrende havlitter i Sydvestgrønland, som primært er udbredt syd for Nuuk (Figur 4.10), men der blev også registreret høje tætheder i den vestlige del af Julianehåb Bugt (Merkel et al. 2002). Satellitsporing har vist, at ynglende fugle fra Nordøstgrønland bevæger sig til vurderingsområdet i løbet af vinteren (Mosbech et al. 2011a). Det vides desuden, at islandske ynglefugle overvintrer i dette område (Lyngs 2003).

Figur 4.10. Udbredelse og interpoleret tæthed (fugle/km^2) af havlit i Sydvestgrønland på baggrund af luftoptællinger i februar/marts 1999 (Merkel et al. 2002).



Tejsten i Sydvestgrønland er mere eller mindre standfugl. Enkelte lokale ynglefugle bevæger sig mod nord om vinteren, mens ganske få længere nordfra bevæger sig til vurderingsområdet (Lyngs 2003). I forbindelse med optællinger fra fly i 1999 blev der vurderet at være i alt 12.000 tejster i kystområdet mellem den sydlige spids af Grønland og Disko Bugt, med en relativ høj koncentration nær Nanortalik (Merkel et al. 2002).

Boks 1

Feltundersøgelse af havfugle ved Ydre Kitsissut 2009-11: foreløbige resultater
Jannie Fries Linnebjerg, Anna Reuleaux & Morten Frederiksen (AU)

Øgruppen Ydre Kitsissut (60°46' N, 48°28' W) vest for Nunarsuit har et enestående mangfoldigt og vigtigt samfund af ynglende havfugle, herunder sjældne arter som f.eks. almindelig lomvie og lunde. Her finder man også den største koloni af polarlomvier i vurderingsområdet. Desværre mangler der viden om hvilke havområder, der er vigtige for de fugle, der yngler her, både under og uden for ynglesæsonen. Der er desuden behov for opdaterede oplysninger om bestandens status, da tidligere besøg (senest i 1999) har vist et konstant fald i antallet af ynglende polarlomvie og almindelig lomvie (Falk et al. 2000). En dedikeret feltundersøgelse blev derfor udført i løbet af ynglesæsonerne 2009-11, hvorfra de foreløbige resultater præsenteres i det følgende.

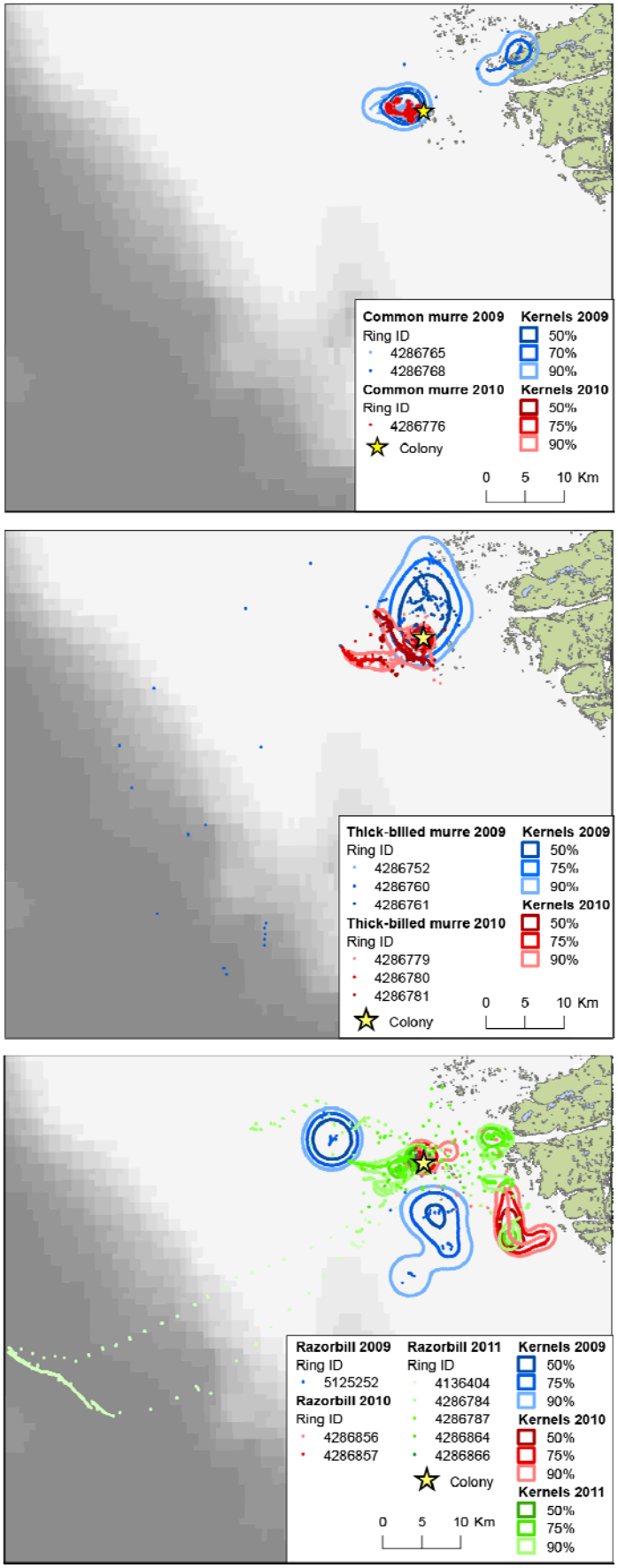
Status for bestanden
Tidligere optællinger fandt en kombineret bestand af polarlomvie og almindelig lomvie på 9.015 i 1985, 9.900 i 1992 og 5.943 i 1999. I 2009 viste optællinger på basis af fotografier, at der blot var 2.408 lomvier, hvilket svarer til et fald på næsten 60 % siden 1999 eller 8,7 % pr. år. I 2010 blev der optalt 3.449 lomvier, hvilket svarer til et fald på 42 % siden 1999 eller 4,8 % pr. år. Årsagen til dette fald er pt. uafklaret, men ulovlig indsamling af æg har fundet og finder stadig sted med jævne mellemrum i kolonien (P.N. Hansen, pers. komm.). Dette kan have bidraget til faldet. Andre havfuglearter med mindre tilgængelige reder (f.eks. alk, lunde og tejst) synes at have en mere stabil eller stigende bestand.

Fourageringsområder i ynglesæsonen
Vi benyttede GPS-dataloggere til at undersøge de områder, som tre arter af havfugle (almindelig lomvie, polarlomvie og alk) benytter i ynglesæsonen (Fig. 1). De fleste individer af alle tre arter fouragerede på relativt lavt vand tæt på kolonien og nær fastlandet mod øst, normalt inden for 20 km fra redestedet. Enkelte fugle (en polarlomvie i 2009 og en alk i 2011) fouragerede også på dybt vand ved eller ud for kontinentalskrænten, op til 60 km fra kolonien. De vigtigste områder syntes at være vest og øst/sydøst for kolonien, mens relativt få fugle fouragerede mod nord og syd. Der findes få oplysninger om valg af bytte (polarlomviens unger havde en diæt af primært lodde i 2010), men den væsentlige variation, der er observeret i retningen og længden af fourageringsture, indikerer at fuglene udnytter forskelligt bytte, formentlig omfattende både bentiske og pelagiske fisk. Et oliespild ud for Sydgrønland om sommeren ville sandsynligvis have alvorlige følger på lokalt ynglende havfugle, hvis olien når en 20 km-zone omkring Ydre Kitsissut.

Trækmønstre og overvintringsområder
Trækmønsteret for fire alkefuglearter blev fulgt ved hjælp af geolokatorer (lysloggere), små dataloggere som registrerer lysniveauer og giver omtrentlige, daglige positionsestimater (Fig. 2). De fire arter udviste meget forskellige mønstre. Almindelig lomvie tilbragte stort set vinteren ud for kysten af Sydvestgrønland, selv om et individ tilbragte den sene vinterperiode ud for Østgrønland og en anden befandt sig offshore i Labradorhavet. Tilsvarende befandt de fleste polarlomvier sig ud for Syd- og Sydvestgrønland, men en fugl tilbragte en del af vinteren i det sydlige Labradorhav øst for Newfoundland. Omvendt trak alle alke til den nordamerikanske kyst, hvor de tilbragte den tidlige del af vinteren ud for Newfoundland for senere at trække til Bay of Fundy nær Nova Scotia. Nogle fugle fortsatte mod syd langs den amerikanske østkyst så langt som North og South Carolina. Endelig blev en tejst sporet til et overvintringsområde langt nord for kolonien omkring Nuuk. Disse resultater tyder på, at et oliespild ud for Sydgrønland om vinteren kunne påvirke lokale, ynglende bestande af lomvie sammen med vintergæster fra andre dele af udbredelsesområdet.

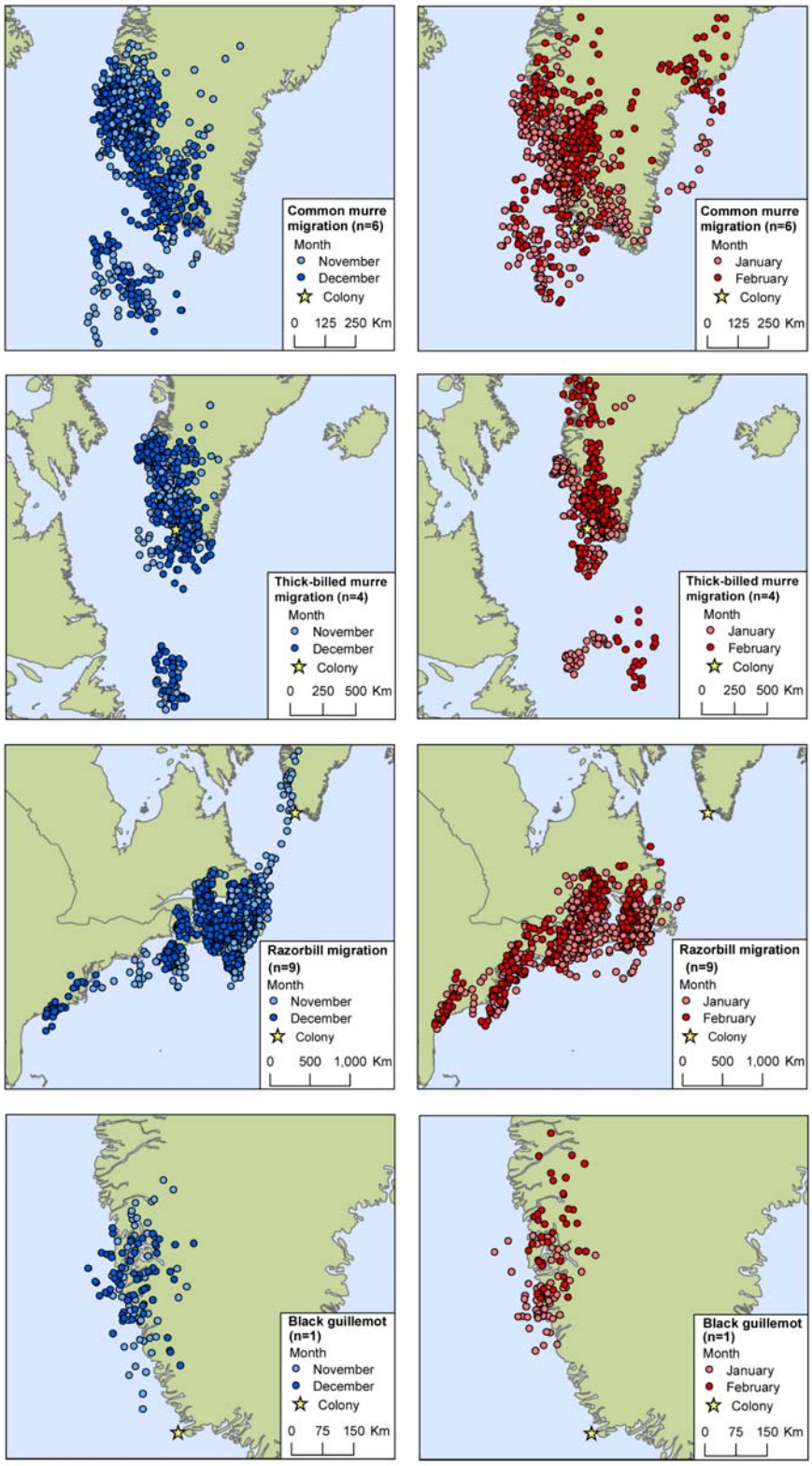
Falk K, Kampp K, Merkel FR (2000). Monitering af lomviekolonierne i Sydgrønland, 1999. Pinngortitaleriffik, Grønlands Naturinstitut. Nuuk, Greenland. 26 pp.

Boks 1 fortsat



Figur 1. Fourageringsture registreret for almindelig lomvie, polarlomvie og alk fra Ydre Kitsissut i ynglesæsonerne 2009, 2010 og 2011. Alle ture blev registreret med GPS-loggere og indsamlingsfrekvensen var 10 min i 2009 og 2 min i 2010 og 2011. Fuglene fourage-rede primært inden for 20 km fra kolonien, og kun to fugle drog til kontinentalskrænten (en polar-lomvie i 2009 og en alk i 2011). Kortene viser desuden 50 %, 75 % og 90 % kernekonturer, med angivelse af de områder hvor fuglene tilbringer mest tid. Der ses bort fra positioner inden for 300 m af kolonien.

Boks 1 fortsat



Figur 2. Trækmønstre for almindelig lomvie og polarlomvie, alk og tejst fra Ydre Kitsissut i vintrene 2009/10 og 2010/11. Lette geolokatorer (lysloggere) blev brugt til at spore trækmønstrene. Positioner registreret gennem geolokation har en fejlmargin på ca. 185 km, hvorfor nogle positioner er på land. Som vist på kortene, har lomvier, alke og tejster forskellig trækadfærd. Lomvier opholder sig i lokale farvande omkring Sydgrønland, tejster opholder sig i lokale farvande langs Vestgrønland, mens alke trækker til den canadiske/amerikanske østkyst. De individuelle positioner er ikke fuldt ud analyserede og bør ikke tages alt for bogstaveligt. Det overordnede billede er dog pålideligt.

Havørne yngler i lille antal spredt langs kysterne, med særligt høje tætheder i Paamiut-regionen. Ørnebestanden i Grønland er isoleret fra andre bestande og anses af mange for at være en endemisk underart. På grund af den lave bestand er ørnen rødlistet som sårbar (VU).

Skarven yngler nord for vurderingsområdet, og mange fugle overvintrer i Sydgrønland (Lyngs 2003), hvor de opholder sig tæt på kysten. I de seneste årtier er skarven blevet mere almindelig om sommeren i Sydgrønland, og der kan være spredte, uregistrerede ynglekolonier.

Kongeederfugl forekommer også i vurderingsområdet om vinteren. De ses primært i den ydre del af de kystnære områder og ofte i selskab med den langt talrigere almindelig ederfugl.

To forskellige lomarter udnytter også de kystnære vandområder. De forekommer oftest som ikke-ynglende fra forår til efterår, men især rødstrubet lom fouragerer i havet i yngletiden, selv om reden ligger ved en dam eller en sø.

4.6.4 Følsomhed over for olieudslip

Havfugle på vandet er særligt følsomme over for olieudslip. Som beskrevet i ovenstående forekommer koncentrationer af havfugle især ved ynglekolonier, ved offshore fourageringsområder og på fældepladser. De mest sårbare ynglekolonier vil være dem, der ligger ved eller tæt på de ydre kystområder (f.eks. Ydre Kitsissut), da et olieudslip formentlig ikke vil nå langt ind i fjordene. De mest sårbare fældningskoncentrationer er almindelig ederfugl og strømand, da de oftest ses ved de ydre kyster. Fourageringsområder med høje koncentrationer af fugle er vanskeligere at udpege, da sådanne områder oftest varierer meget i tidsmæssig og geografisk udbredelse - en variation, der ofte er uforudsigelig (se dog Boks 1 om fourageringsområder for alkefugle, der yngler ved Ydre Kitsissut).

Områder, hvor trækkende havfugle er koncentreret, kendes ikke fra vurderingsområdet, men sådanne områder opstår sandsynligvis langs iskanter og kyststrækninger, som fungerer som ledelinjer for trækkende havfugle.

4.7 Havpattedyr

4.7.1 Isbjørn

Erik W. Born (GN)

Isbjørn, ***Ursus maritimus***

Forekomst, udbredelse og bestandsidentitet: Isbjørne, der forekommer i Sydvestgrønland, når frem til området med drivisen, der driver syd om Kap Farvel fra Østgrønland (Born & Rosing-Asvid 1989, Rosing-Asvid 2002).

Den østgrønlandske drivis ses normalt i Sydvestgrønland i januar-juni (Buch 2000b), men er nogle år blevet registreret så tidligt som i november. Dens generelle geografiske udbredelse og nordgrænse langs Sydvestgrønland varierer årligt (Fabricius et al. 1995, Buch 2000b, Rosing-Asvid 2006). Normalt når drivisen omtrent til Paamiut, men sidst i 1900-tallet blev den i nogle tilfælde observeret så langt mod nord som Sisimiut (Fabricius et al. 1995, Buch 2000b).

Fangster, der er rapporteret i *Fangstlister* fra området Nanortalik-Paamiut (1950-1983) tyder på, at isbjørne kan ses i Sydvestgrønland hele året, og at antallet topper i januar/marts-juni (Born & Rosing-Asvid 1989, Siegstad et al. 2000). Dette mønster er også observeret i *Piniarneq*-fangstregistreringssystemet fra 1993 til 1998 (Rosing-Asvid 2002). I følge Rosing-Asvid (2002) relaterer fangster rapporteret i løbet af sommeren og efteråret 'i de senere år' til fangere fra Sydvestgrønland, der tager op langs den sydøstgrønlandske kyst i små både, og vedrører derfor isbjørne uden for vurderingsområdet.

I perioden 1950-1983 er der en positiv og statistisk signifikant sammenhæng ($r=0,68$, $p<0,01$, $df=31$) mellem det årlige antal bjørne, der fanges i Sydvestgrønland og i Tasiilaq-området på østkysten, hvilket indikerer, at forekomsten af isbjørne i begge områder i høj grad bestemmes af mængden af drivis (Born & Rosing-Asvid 1989).

Der er ikke udført undersøgelser (f.eks. genetiske, satellittelemetri), der specifikt omhandler identiteten af isbjørne i Sydvestgrønland. Tilstedeværelsen af isbjørne i Sydvestgrønland på den årstid hvor tilstrømningen af drivis fra Østgrønland topper, har ført til den uundgåelige konklusion, at langt den største del af isbjørnene i vurderingsområdet tilhører den østgrønlandske delpopulation (Born & Rosing-Asvid 1989, Born 1995, Obbard et al. 2010). Manglende vinter- og forårsisdække mellem delpopulationerne i det naboliggende Davis Strædet og Baffin Bugten og isbjørnene i Sydvestgrønland (Born 1995, Buch 2000b) betyder, at det er meget usandsynligt, at isbjørne fra Davis Strædet og Baffin Bugten forekommer i det sydvestgrønlandske vurderingsområde.

Isbjørne i den østgrønlandske delpopulation er genetisk forskellige fra isbjørne i delpopulationerne fra Davis Strædet og Baffin Bugten (Paetkau et al. 1999). Indtil videre er to isbjørne, der er blevet mærket øst for Grønland, blevet genfundet i Sydvestgrønland. Den ene blev mærket ud for Nordøstgrønland og den anden tæt på Franz Josef Land (Larsen 1986, Born & Rosing-Asvid 1989, Born 1995). Det sidste tilfælde viser, at isbjørne med formentlig meget ujævne mellemrum vil nå frem til vurderingsområdet fra andre delpopulationer.

Demografi og status for delpopulation: På baggrund af relativt få vævsprøver fra isbjørne, der er skudt i Sydvestgrønland, og rapporter fra fangere, kan begge køn og alle aldersgrupper, med undtagelse af hunner med årets afkom, forekomme i Sydvestgrønland (Rosing-Asvid 2002). Den sjældne observation i april 2010 i Sydvestgrønland af en hunisbjørn med to unger, som var kommet ud af deres hule mindre end en måned før, peger på, at der kan forekomme ynglehuler i vurderingsområdet.

På grund af manglende optællinger af populationen, er status for den østgrønlandske delpopulation, som isbjørne der ses i Sydvestgrønland tilhører, endnu ikke fastslået (Obbard et al. 2010). Den samlede fangst fra populationen i Sydvest-, Sydøst- og Nordøstgrønland faldt betydeligt i det tyvende århundrede (f.eks. Sandell et al. 2001, Born 2008). Hvorvidt dette afspejler et fald i den samlede bestand er fortsat uklart (Obbard et al. 2010). Udover at være jagtbytte formodes den østgrønlandske bestand også at være påvirket af ødelæggelse af habitaten (tab af optimal havishabitat) og relativt høje niveauer af menneskeskabte miljøbelastende stoffer, som kan true dens overlevelse (Obbard et al. 2010).

Antal i vurderingsområdet: Antallet af isbjørne, der forekommer i vurderingsområdet, kan udledes af de fangster, der er rapporteret forud for indførelsen af kvoter i 2006. Siden 1. januar 2006 har fangsten af isbjørne i Grønland været kvotebelagt (Lønstrup 2006). I forbindelse med fordelingen af kvoter formoder Departementet for Fiskeri, Fangst og Landbrug, at isbjørne fanget i Sydvestgrønland tilhører den østgrønlandske delpopulation. Siden 2007 har kvoten for Sydvestgrønland derfor svaret til 4 pr. år af den samlede kvote på 54-64 (2011) for Østgrønland (Born et al. 2010, Anon 2011a).

Da Sydvestgrønland har en relativt stor befolkning (f.eks. Born 2000), der fisker og går på jagt fra joller og både det meste af året, er det usandsynligt, at der vil forekomme mange uopdagede isbjørne i området. Det er således sandsynligt, at de fleste isbjørne som nåede til Sydvestgrønland blev skudt før 2006.

I perioden 1970-1983/84 blev der rapporteret en gennemsnitlig fangst på ca. 5 isbjørne om året fra Sydvestgrønland (svingende mellem 1 og 14 pr. år; Born & Rosing-Asvid 1989, Rosing-Asvid 2002). Siden indførelsen af det nye fangstrapporteringssystem (*Piniarneq*) og frem til indførelsen af kvoter var den gennemsnitlige årlige fangst på 7,0 (sd=5,0, range: 0-15, n=13 år) (Born et al. 2010).

Før midten af 1920'erne blev der nogle år dræbt flere bjørne i Sydvestgrønland. Der blev især dræbt mange i perioden 1876-1925, hvor handelsselskabet købte 73 skind i 1907/08 (Rosing-Asvid 2002). Efter intensiveringen af fangsten af isbjørne i det sydøstlige og centraløstlige Grønland i det 20. århundrede har de årlige fangster i Sydgrønland dog holdt sig på et lavt niveau (Rosing-Asvid 2002).

Hvis fangster, før kvoterne blev indført i 2006, anses som en rettesnor for antallet af isbjørne i området, kan der forekomme mellem 0 og 15 isbjørne i Sydvestgrønland på et år.

Fremtidig udvikling: I perioden 1979-2006 er havisen i det østgrønlandske område faldet med 9,8 % pr. årti, hvilket er blandt de højeste rater, der er observeret regionalt i Arktis (Perovich & Richter-Menge 2009). Dette påvirker også mængden af tilgængelig drivis i Sydøst- og Sydvestgrønland og således også antallet af isbjørne i disse områder.

Faldet i mængden af havis og optimal isbjørnehabitat i Øst- og Sydvestgrønland forventes at fortsætte. Ved hjælp af 10 af FN's Klimapanels scenarier for forventet fald i mængden af havis og viden om ressourceselektion baseret på data fra satellittelemetri i isbjørnenes foretrukne habitater, herunder data fra Østgrønland (1993-1998), har Durner et. al. (2009) forudsagt, at de optimale isbjørnehabitater i Østgrønland (og Sydvestgrønland) vil falde væsentligt de næste 50-100 år. Faldet vil være størst om foråret og sommeren. Faldet i havis i den sydlige del af isbjørnens udbredelse betyder, at områder med optimale havishabitater i Nordøst- og Nordgrønland vil blive vigtigere. Det må derfor forventes, at færre isbjørne vil blive set i Sydøst- og Sydvestgrønland i fremtiden.

Sensitivitet: Når den opholder sig på drivisen, går isbjørnen ofte i vandet for at svømme (Aars et al. 2007), hvilket øger risikoen for at blive indsmurt i tilfælde af et olieudslip. På Svalbard tilbragte fire isbjørne, som blev overvåget i mellem 12 og 24 måneder med en satellitforbundet datalogger, i gennem-

snit 0,9 til 13,1 % af deres tid pr. år i vandet. Den maksimale længde af svømmeepisoderne var mellem 4,3 og 10,7 timer, og dykkene nåede ned til 11,3 m dybde (Aars et al. 2007). Isbjørne er meget følsomme over for olieindsmøring, da de er afhængige af pelsens isolering, og fordi de kan indtage giftig olie som en del af deres naturlige pelsplejeadfærd (Øritsland et al. 1981, Geraci & St. Aubin 1990). Isbjørne, som har været i kontakt med olie, vil derfor sandsynligvis bukke under (Isaksen et al. 1998). Hunisbjørne i huler synes at være meget tolerante over for forstyrrelser, fordi sneen beskytter mod lyden. De kan finde på at flytte sig, hvis de bliver forstyrret, men det vil oftest ske tidligt i sæsonen. Der findes eksempler på, at aktiviteter kan finde sted meget tæt på (500 m) hunisbjørne i hi, uden at de forlader hulen (Linnell et al. 2000). Der synes dog at være stor variation i individuelle tærskler blandt hunisbjørne i forhold til, om de forlader en hule (Linnell et al. 2000). Hunner af brun bjørn (*Ursus arctos*) med unger, som bliver tvunget ud af deres hule, udviser forhøjet dødelighed blandt ungerne (Linnell et al. 2000).

Konklusioner: I de fleste år topper forekomsten af isbjørne i vurderingsområdet fra januar til juni med en geografisk 'koncentration' i Julianehåb Bugt mellem Kap Farvel og ca. 60º 45′ N.

Antallet af isbjørne, der når frem til Sydvestgrønland, varierer meget fra år til år, hvilket delvist er forbundet med mængden af østgrønlandsk drivis og isens forbliven i Sydøst- og Sydvestgrønland. Fangstdata viser, at op mod 15 isbjørne kan nå frem til vurderingsområdet årligt og således blive berørt af menneskeskabte aktiviteter. Forudsigelserne om et fremtidigt fald i mængden af havis i Sydvestgrønland kan tyde på et samtidigt fald i antallet af isbjørne, som besøger området.

4.7.2 Sæler

Aqqalu Rosing-Asvid (GN)

Forekomsten af sæler i vurderingsområdet er i vid udstrækning forbundet med den sæsonmæssige tilstedeværelse af drivis. Store mængder af drivis når normalt Kap Farvel omkring starten af januar, og når mængden af is er størst i juni-juli, dækker den ofte de kystnære vandområder i hele vurderingsområdet. Drivisen begrænser fangernes rækkevidde betydeligt, og i dele af året vil de fleste sæler i området ikke blive forstyrret af fangere. I de senere år er nogle grønlandssæler begyndt at få unger på drivisen i vurderingsområdet i starten af april, mens klapmyds altid har brugt drivisen som fouragerings platform i maj-juni på vandringen mod fældningsområdet ud for Sydøstgrønland. Drivisen har desuden forhindret jagt tæt på den sydligste koloni af spættet sæl i yngleperioden (juni). Drivisen transporterer også en jævn strøm af ringsæler og remmesæler, som er knyttet til isen, ind i vurderingsområdet.

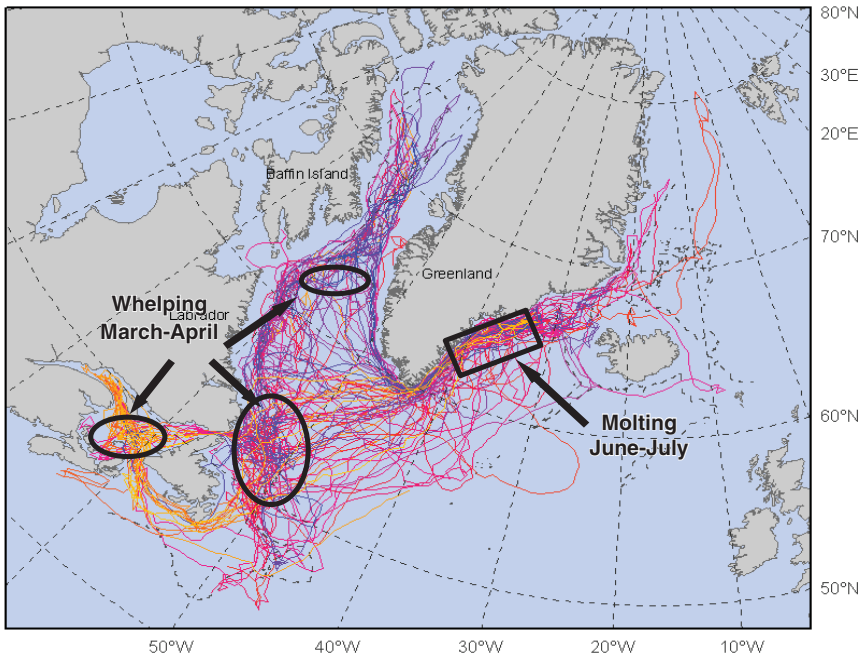
I 2009 og 2010 blev der udført en feltundersøgelse i forbindelse med denne SMV med det primære formål at undersøge udbredelsen og bevægelserne af den kritisk truede spættede sæl i Sydgrønland. Data om andre sælarter blev også indsamlet, herunder de første observationer af gråsæl i Grønland. Resultatet af denne feltundersøgelse præsenteres i Boks 2 og bilag 1.

Alle sæler er følsomme over for olieforurening, men på basis af resultaterne fra SMV-sælprojektet og tidligere undersøgelser i området er de mest kritiske og vigtige habitater i vurderingsområdet:

- Drivis (primært isfronten), som i det seneste tiår har været yngleplads for en lille, men voksende bestand af grønlandssæler (ca. 1.000 individer). Ungerne er meget følsomme over for olieudslip de første 3-4 uger efter de er født (en to-ugers periode omkring 1. april).
- Drivisen (primært de ydre dele) er også vigtig for en stor del (størstedelen) af klapmydsbestanden fra Vestatlanten. Mange af disse sæler tilbringer en del tid med at fouragere, hvor denne is fungerer som platform til at hvile i perioden maj-tidlig juni, før de fortsætter deres vandring til fældningsområdet ud for den grønlandske sydøstkyst.
- Den lille øgruppe Qeqertat (59.88° N, 43.45° W) er det vigtigste område for den tilbageværende bestand af spættede sæler i Sydgrønland, og det er det eneste sted i Grønland, hvor tilstedeværelsen af gråsæler er blevet dokumenteret.

Klapmyds, *Cystophora cristata*

Klapmydsen bevæger sig gennem vurderingsområdet når den vandrer fra sit yngleområde ud for Newfoundland og i Davis Strædet til fældningsområdet ud for Sydøstgrønland og tilbage igen (Figur 4.11). Klapmydsen får unger sidst i marts/tidligt i april. Ungerne dier kun i ca. fire dage og tager ca. 7 kg på om dagen. De får hurtigt et tykt lag isolerende spæk, og smider allerede deres lanugopels, som karakteriserer andre arktiske sælunger, under fosterstadiet. Vandringen mod Sydøstgrønland starter få uger efter fødslen, og både voksne sæler og unger forekommer i vurderingsområdet i stort tal i maj-juni. På dette tidspunkt af året ses de ofte hvilende på drivisen, og størstedelen af fangsten af klapmyds sker i denne periode. Efter fældning (juli-august) bevæger de voksne sæler sig hurtigt gennem vurderingsområdet igen mod Davis Strædet og Baffin Bugten, mens de fleste af de unge sæler bliver ud for den østgrønlandske kyst, indtil de er kønsmodne.



Figur 4.11. Sporinger fra voksne klapmydser, som viser det årlige vandringsmønster fra fældningsområdet ud for Sydøstgrønland til fourageringsområderne mellem Grønland og Canada, til yngleområderne i Davis Strædet og ud for Newfoundland og tilbage til fældningsområdet. Kilde: Andersen et al. (2009).

Klapmydsen kan dykke dybt, og finder ofte føde under 500 m (ned til ca. 1.500 m). Mange af de voksne klapmydser fouragerer langs kontinentalskrænten, hvor de primært fanger store fisk og blæksprutter.

Klapmydsen er opført på rødlisten for Grønland som ikke truet (LC). Bestanden af klapmyds forvaltes internationalt gennem en arbejdsgruppe under Det Internationale Havundersøgelsesråd og Den Nordatlantiske Fiskerikommission. Sælerne i Sydgrønland er en del af bestanden i Vestatlanten, som består af ca. 600.000 individer (ICES 2006).

Klapmydsen tilbringer mest tid i vurderingsområdet i maj-juni, hvor den også findes i størst koncentration i området. I denne periode er den primært udbredt langs den ydre kant af drivisen (der i omfang svinger fra år til år).

Grønlandssæl, ***Pagophilus groenlandicus***

De fleste grønlandssæler i vurderingsområdet er på vandring og ses normalt i størst tal i juni-juli, men enkelte individer (primært unge) bliver i området hele året. De vandrende sæler kommer fra bestanden i det vestlige Atlanterhav (Kapel 1995). I det seneste tiår er enkelte grønlandssæler begyndt af få unger ud for Sydgrønland på drivisen, der ligger ud for vestkysten om foråret og sommeren. Dette blev første gang dokumenteret i 2007, da en del (mere end 1.000) grønlandssæler fik unger i vurderingsområdet (Rosing-Asvid 2008). Fangere har rapporteret, at dette fænomen har gentaget sig hvert år siden, og fangerne har den opfattelse, at antallet af unger er stigende.

Grønlandssæler er sociale dyr, og de voksne sæler bevæger sig ofte i flokke af normalt 5-20 individer (nogle gange op til flere hundrede). Deres primære bytte er lodde i de kystnære dele af vurderingsområdet (Kapel 1991).

Grønlandssælen er opført på rødlisten for Grønland som ikke truet (LC). Sælerne i vurderingsområdet tilhører en bestand på ca. 8 millioner (ICES 2011).

Det nyetablerede yngleområde i Sydgrønland vil være meget sårbart over for olieudslip i perioden sidst i marts-sidst i april. Placeringen af yngleområdet har indtil nu været tæt på drivisens front, men frontens placering skifter betydeligt fra år til år. Figur 3.4 viser isens maksimale udbredelse i marts, som svarer nogenlunde til den placering, isfronten vil have tidligt i april, hvor grønlandssælen får sine unger. Isens front vil nogle år være på østkysten og andre år nord for vurderingsområdet, men de fleste år vil den ligge i vurderingsområdet.

Ringsæl, ***Pusa hispida***

Ringsælen er en lille sæl, der har tilpasset sig livet i isdækkede farvande, hvor den vedligeholder åndehuller og får sine unger i huler i snedriver, der dækker et åndehul. De primære ynglehabitater anses for at være kystnær fastis og fastliggende drivis. Ungerne fødes sidst i marts og april, og dieperioden er på ca. syv uger (Hammill et al. 1991). Ringsælerne kan være stationære i vurderingsområdet i meget kolde vinterperioder med kraftigt isdække. De fleste ringsæler, der findes i vurderingsområdet, er unger født samme år, som sandsynligvis er blevet født et sted langs østkysten. Antallet af disse ungsæler synes at stige i vurderingsområdet om efteråret og foråret (hvilket afspejles i fangsten, Figur 5.6). Stigningen om efteråret kan skyldes isdannelsen i de østgrønlandske fjorde. På dette tidspunkt vil de voksne sæler lave åndehuller og etablere territorier, og de unge sæler bevæger sig derfor mod

områder med mere åbent vand. I forår, hvor mængden af drivis er stor, ses de ringsæler der har tilknytning til isen også i vurderingsområdet.

Polartorsk (*Boreogadus saida*), istorsk (*Arctogadus glacialis*) og amfipoder synes at være ringsælens primære bytte i dens mere nordlige primære udbredelsesområde. En igangværende undersøgelse fra den sydligste del af vurderingsområdet har identificeret amfipoder og polartorsk, som vigtige, men lodde er også et vigtigt supplement i dette område (A. Rosing-Asvid, upubl. data).

Ringsælen er opført på rødlisten for Grønland som ikke truet (LC). Der findes intet skøn over bestandens størrelse, men fangsten formodes at være bæredygtig, da ringsælen findes i et stort område, hvoraf de grønlandske fangere kun afsøger en lille del.

Bestandens primære habitat anses for at være fjordene langs Grønlands østkyst, men ringsælens primære habitat ændrer sig alt efter, hvor streng vinteren er. I kolde vintre vil der være enkelte ynglende ringsæler i gletsjerfjordene i vurderingsområdet.

Remmesæl, ***Erignathus barbatus***

Remmesælen er udbredt i Arktis og forekommer ofte spredt. Sælen kan lave åndehuller, men foretrækker at opholde sig i den tynde is, og i den nordlige del af dens område overvintrer den enten i revner eller polynier, eller følger bevægelsen i isen i takt med, at den udvider sig og skrumper ind. Remmesælen får sine unger i april-maj på drivis eller tæt på iskanterne med adgang til åbent vand, og de dier i op til 24 dage (Gjertz et al. 2000).

Hanremmesælen er meget højlydt i parringstiden (marts-juni), og de enkelte sæler kan genkendes på deres sang. Studier, hvor sangen bruges til at genkende de enkelte sæler, har vist, at hanremmesælen ofte er meget stedfast (Van Parijs & Clark 2006).

Detaljerede fangststatistikker fra et igangværende prøvetagningsprogram i den sydligste bygd i Grønland (Aappilattoq) viser, at kun voksne hanner og unge sæler fanges i Sydgrønland i perioden, hvor der ikke er drivis i området (typisk august-januar). Voksne hunner indgår i fangsten, når drivisen kommer. Dette peger på et mønster med stationære hanner og vandrende hunner. Fangsten gør det kun muligt for remmesælen at etablere territorier i den østligste del af vurderingsområdet, hvor fangerne sjældent kommer.

I følge litteraturen spiser remmesælen fisk og bentiske hvirvelløse dyr på steder, hvor vandet helst er lavere end 100 m (Burns 1981, Gjertz et al. 2000).

Remmesælen er opført på rødlisten for Grønland som med utilstrækkelige data (DD). Bestanden, der ses i vurderingsområdet, menes at være del af en bestand, der rækker langs den grønlandske østkyst. Antallet af sæler i bestanden er ukendt, men deres ensartede og udbredte fordeling menes at være en god beskyttelse mod rovdrift.

Remmesælen er mere eller mindre jævnt fordelt i en stor del af Arktis, og der synes ikke at være vigtige yngle- eller fourageringsområder for et stort antal af sæler. De er relativt sjældne i den del af vurderingsområdet, hvor der foregår jagt, men ses ofte i den østligste del af vurderingsområdet (øst for Kap Farvel), hvor der kun kommer få fangere.

Boks 2

Feltundersøgelse af sæler i Sydgrønland 2009-10: foreløbige resultater

Aqqalu Rosing-Asvid (GN), Rune Dietz, Jonas Teilmann, Morten Tange Olsen & Signe May Andersen (AU)

Mængden af publicerede oplysninger om sælers udbredelse, forekomst, fordeling og fourageringsadfærd i vurderingsområdet er begrænset. Dette er særligt tilfældet for den spættede sæl, der er opført på den grønlandske rødliste som kritisk truet (CR). Der er kun kendskab til ganske få mindre bestande, hvoraf den største findes i vurderingsområdet. For at øge vores økologiske forståelse og levere data til den strategiske miljøvurdering blev der udført en detaljeret undersøgelse, som involverede satellitsporing af sæler i Kap Farvel-området i 2009 og 2010. En indledende kortlægning af området fandt en vigtig landgangsplads for den spættede sæl ved øgruppen Qeqertat (59,88 – 59,90° N, 43,45 – 43,48° W). Der blev udført feltarbejde omkring disse øer i perioden 27. aug. - 1. sep. 2009 og 1- 7. sep. 2010. I disse perioder blev i alt 22 sæler, omfattende fem arter (14 spættede sæler, tre remmesæler, to ringsæler, en grønlandssæl og en gråsæl), udstyret med satellitsendere, der både registrerede dykkeadfærd og position. I det følgende præsenteres foreløbige resultater af undersøgelsen (yderligere detaljer fremgår desuden af Bilag 1).

Spættet sæl

Der blev talt op mod 32 spættede sæler ved landgangspladsen, og fangst-genfangstundersøgelser viste, at bestanden der benytter Qeqertat-området sandsynligvis ikke overstiger 40 individer. Otte spættede sæler blev satellitsporet i 2009 og seks i 2010. De fleste individer forblev i Kap Farvel-området og primært i fjordene, selv om nogle individer også benyttede områder længere væk fra kysten (Fig. 1). Fire sæler bevægede sig nordpå langs den østgrønlandske kyst. Tre af disse var voksne, som tilbragte ynglesæsonen (juni-juli) på et specifikt sted 250 km fra Qeqertat (Fig. 1). Det er sandsynligt, at dette er et ellers ukendt ynglested for arten. Dykkedybde og -varighed steg i løbet af vinteren (Fig. 2), og denne undersøgelse registrerede de dybeste (5-600 m) og længste (20-25 min) dyk, der er dokumenteret for denne art. Disse lange og dybe dyk fandt sted i fjordene og sundene i Kap Farvel-området.

Remmesæl

Tre hanremmesæler blev fanget og satellitsporet (en i 2009 og to i 2010). Alle tre var primært stationære i fjordene i Kap Farvel-området, hvor de fleste positioner var under 30 km fra stedet, hvor de blev mærket, og inden for få km fra kysten (Fig. 3). En sæl foretog en rejse på to uger langs den østgrønlandske kyst i juni, hvor den tilbragte det meste af tiden i en fjord 370 km fra mærkningsstedet. Den gennemsnitlige dykkedybde og -varighed varierede i løbet af året (Fig. 2), og denne undersøgelse registrerede de dybeste (5-600 m) og længste (20-25 min) dyk, der er dokumenteret for denne art.

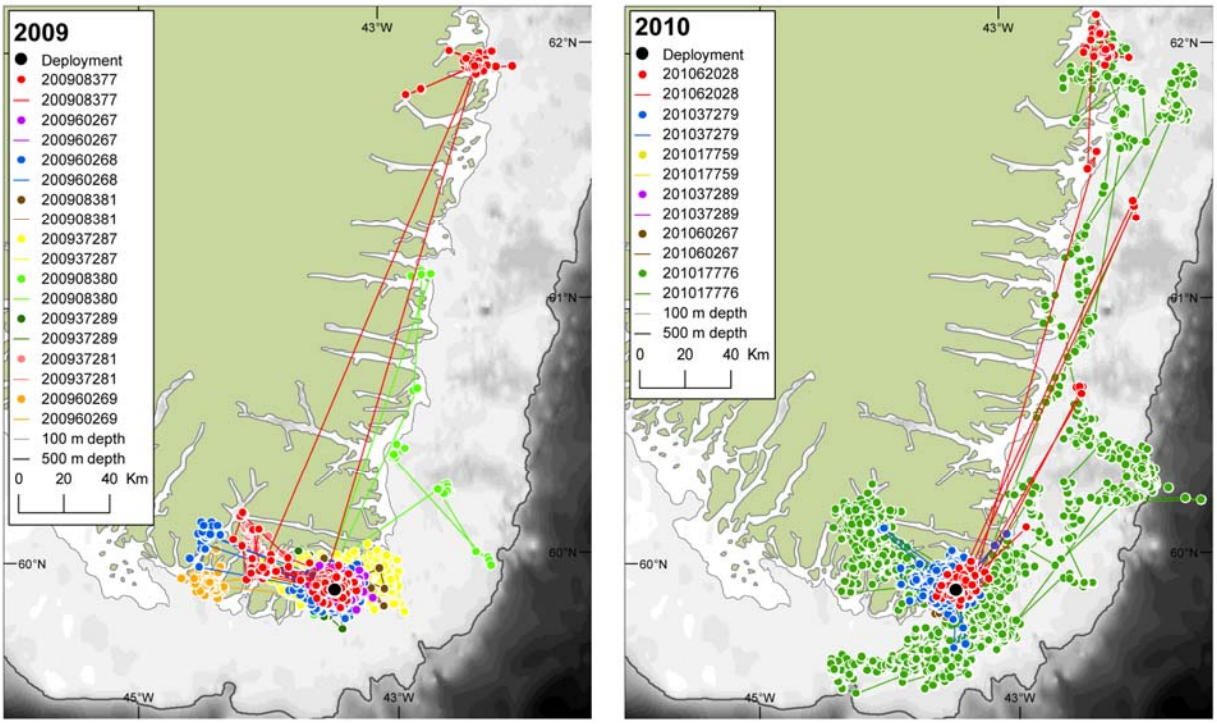
Gråsæl

Denne undersøgelse var den første, der dokumenterede forekomsten af gråsæler i Grønland. Et eller to individer blev observeret i 2009, og i 2010 blev der fanget en ung han (fra samme år). Dette individ blev satellitsporet, og begrænsede data viste at den benyttede den grønlandske sydøstkyst nord for stedet, hvor den blev mærket.

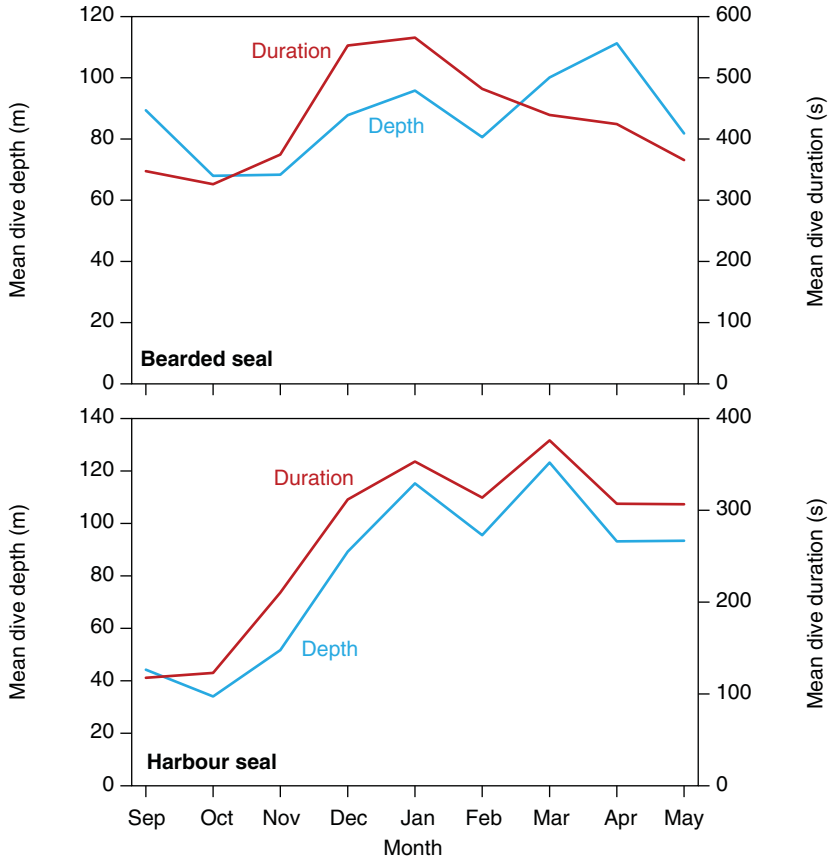
Område benyttet af sæler i Kap Farvel-området

Det blev påvist, at alle arter primært benyttede områder tæt på kysten, ofte i fjordene og sundene i Kap Farvel-området (Fig. 4). Der forekom få positioner uden for 500 m-dybdekurven eller mere end 40 km fra kysten. Dette område er således meget vigtigt for alle fem sælarter (grønlandssæl og gråsæl er ikke vist), især den kritisk truede spættede sæl og gråsælen.

Boks 2 fortsat

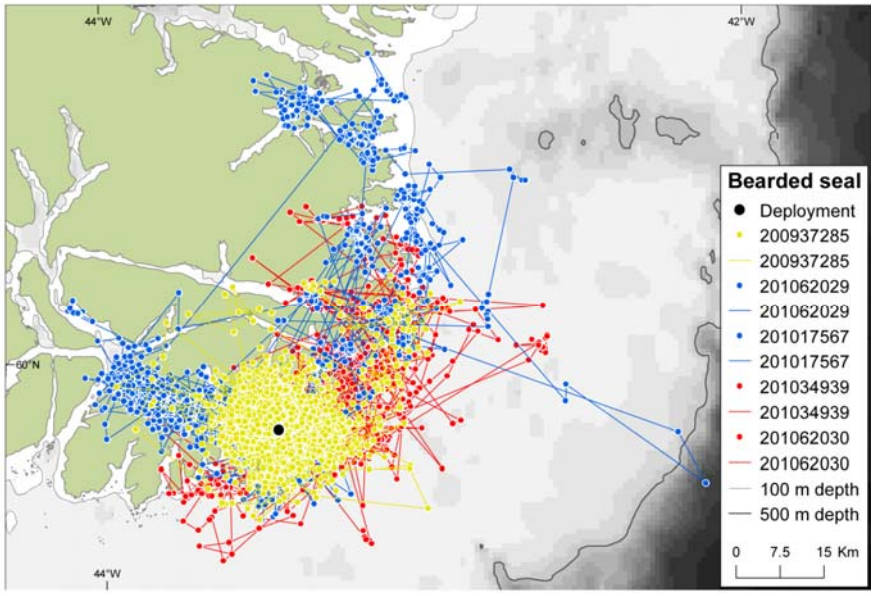


Figur 1. Positioner for 14 satellitsporede spættede sæler, hvoraf otte blev mærket i september 2009 (venstre; 200937281 og 200908377 dobbeltmærkning af det samme individ), og seks blev mærket i september 2010 (højre). Kontakten med senderne holdt i 10-363 dage

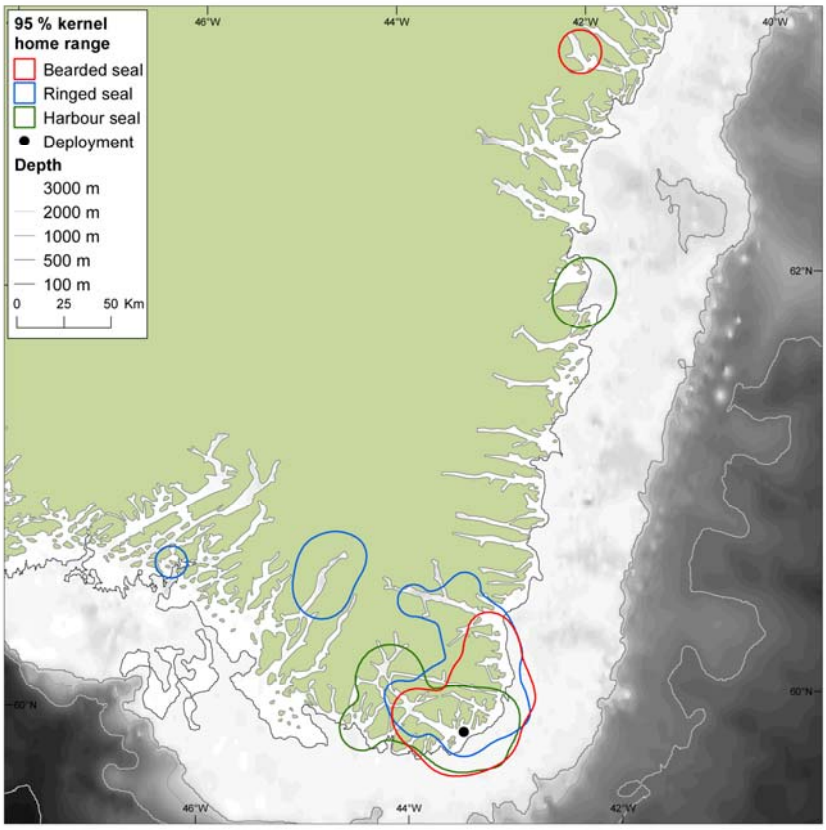


Figur 2. Årlig variation i dykkedybde og -varighed for remmesæl ($n = 1$) og spættet sæl ($n = 6$). Hanner og hunner af spættet sæl viste meget ens variationsmønster.

Boks 2 fortsat



Figur 3. Positioner af tre satellitsporede remmesæler, hvoraf en blev mærket i september 2009 og to i september 2010. Udover de viste sporinger, foretog en sæl en kort (to-ugers) tur 370 km op langs den grønlandske østkyst (se Fig. 4). Kontakten med senderne holdt 106-399 dage, og alle tre sæler blev dobbeltmærket, hvilket vises ved to ID'er med samme farve.



Figur 4. Områder benyttet af remmesæler, ringsæler og spættede sæler i Kap-Farvel-regionen vist som 95 % kerneområdekonturer. Kortet er baseret på data fra tre remmesæler, to ringsæler og 14 spættede sæler, der blev mærket i 2009 og 2010.

Spættet sæl, *Phoca vitulina*

Den spættede sæl er koncentreret tæt ved landbaserede landgangspladser og får sine unger på land. Denne art har kun været i Grønland i mellemistidsperioderne og er derfor en relativ ny art med blot få tusinde års tilpasning til det grønlandske miljø (Andersen et al. 2011). Dette kan forklare, hvorfor den historisk set aldrig har været nær så talrig som nogle af de andre sælarter, man forbinder med isen. Denne sæl er udbredt i det subarktiske åbenvandsområde. Den føder sin unge i løbet af juni og ungen har ikke den uldne lanugopels, som karakteriserer de arktiske sælunger (denne pels smider den i fosterstadiet). I stedet har ungen en fin og relativt langhåret pels, som sammen med den sjældne forekomst af spættede sæler, har gjort pelsen meget eksklusiv og efterspurgt af fangerne. Denne eksklusivitet kan være grunden til, at bukserne i de vestgrønlandske kvinders traditionelle dragt skal være lavet af skind fra unge spættede sæler. De spættede sæler i Grønland har derfor været udsat for rovdrift i hele det sidste århundrede, og størstedelen af fangsten i de sidste to årtier er sket i den østlige del af vurderingsområdet.

Den spættede sæl er opført på rødlisten for Grønland som kritisk truet (CR). Antallet af spættede sæler er faldet betydeligt i det sidste århundrede, og de fleste traditionelle landgangspladser er blevet forladt (Teilmann & Dietz 1993). Sydøstgrønland har været anset som et af de sidste tilflugtssteder for denne art, men her ses der også klare tegn på rovdrift (Rosing-Asvid 2010a). Den 1. december 2010 blev der indført et fuldstændigt forbud mod jagt på den spættede sæl.

På nuværende tidspunkt synes en lille øgruppe (Qeqertat, 59.88° - 59.90° N, 43.45° - 43.48° W) at være centrum for den resterende bestand af spættede sæler i Sydgrønland (se også Boks 2).

Gråsæl, *Halichoerus grypus*

Gråsæler er ikke tidligere dokumenteret i Grønland. Den første dokumentation fandt sted i 2009, da en eller muligvis to gråsæler blev set og fotograferet i forbindelse med feltarbejde ved Qeqertat (Rosing-Asvid et al. 2010). I september 2010 blev der observeret en gråsæl (denne gang en sælunge), som blev fanget og udstyret med en sender.

Da gråsælen er en ny art i Grønland, optræder den ikke på rødlisten. Den opfylder dog kriterierne for at blive omfattet af kategorien kritisk truet (CR) på grund af bestandens lave antal. Den 1. december 2010 blev der indført et fuldstændigt forbud mod jagt på gråsæler.

Alle observationer i Grønland er fra Qeqertat, som også huser den eneste kendte koloni af spættet sæl i denne del af Grønland. Hvorvidt disse øer er centrum for en ganske lille gruppe af gråsæler, eller om gråsælerne tilhører en ukendt koloni andetsteds på østkysten eller blot er strejfere fra et andet land (formentlig Island), vides ikke.

Følsomhed over for olieudslip

Effekten af olieudslip på sæler blev gennemgået af St. Aubin (1990). Sæler er sårbare overfor olieudslip, da olien kan beskadige deres pels, give irritation og påvirke deres øjne samt slimhinderne omkring øjnene og omkring mundhulen, de respiratoriske overflader og endetarms-, urinvejs- og kønsåbninger. Olien kan desuden medføre forgiftning ved indtagelse eller indånding. Olieudslip kan også forstyrre de normale adfærdsmønstre. Sælun-

ger påvirkes mest af olien (St Aubin 1990, og henvisninger deri), da de er meget stationære under fravænningsperioden og derfor ikke kan bevæge sig væk i tilfælde af olieudslip. Sælunger af de fleste arktiske arter er beskyttet mod kulden af et tykt lag ulden pels (lanugopels), og olien vil have en meget negativ effekt på pelsens isolerende egenskaber. Hunsælerne genkender deres unger ud fra lugten, og en ændring i lugt forårsaget af olien kan derfor påvirke hunnens evne til at genkende sin unge. Selv om sælernes sansesystem burde gøre det muligt for dem at opdage olieudslip visuelt og gennem lugt, har man set sæler, der svømmer midt i olieforekomster, hvilket tyder på, at de ikke er klar over den fare olien udgør (St Aubin 1990). Olieudslip kan desuden påvirke sælerne indirekte ved en påvirkning af habitat og fødekilder.

Sæler er også følsomme over for forstyrrelser ved deres yngle- og landgangspladser på drivis (grønlandssæl), fastis (ringsæl) eller på land (spættet sæl). Remmesælen er sandsynligvis også følsom over for forstyrrende lyde.

4.7.3 Hvaler, delfiner og marsvin (orden Cetacea)

Tenna Kragh Boye, Malene Simon & Fernando Ugarte (GN)

Ordenen Cetacea omfatter hvaler, delfiner og marsvin og er opdelt i to underordener: Mysticeti (bardehvaler) og Odontoceti (tandhvaler). Bardehvaler fanger deres bytte ved at filtrere store mængder byttefyldt vand gennem et gardin af barder, der hænger ned fra overmunden, mens tandhvaler fanger deres bytte enkeltvist med tænderne. Der er også generelle forskelle i deres opholdssteder og vandringsmønstre, hvor de fleste bardehvaler har veldefinerede sæsonbetonede vandringer mellem yngle- og fourageringspladser. Det er relevant for evalueringen af effekten af de menneskeskabte aktiviteter, at bardehvaler og tandhvaler er forskellige, når det kommer til frekvensområdet af de lyde, de bruger til at kommunikere, navigere og finde føde. Bardehvaler benytter lavfrekvente kald (10-10.000 Hz), der kan høres over meget lange afstande (Mellinger et al. 2007). Tandhvaler benytter derimod højere frekvenser (80 Hz-130 kHz) for at producere toner til kommunikation samt kliklyde til ekkolokation og kommunikation (Mellinger et al. 2007). Tabel 4.3 og Figur 4.12 giver et overblik over de frekvenser, der benyttes af hvaler i vurderingsområdet.

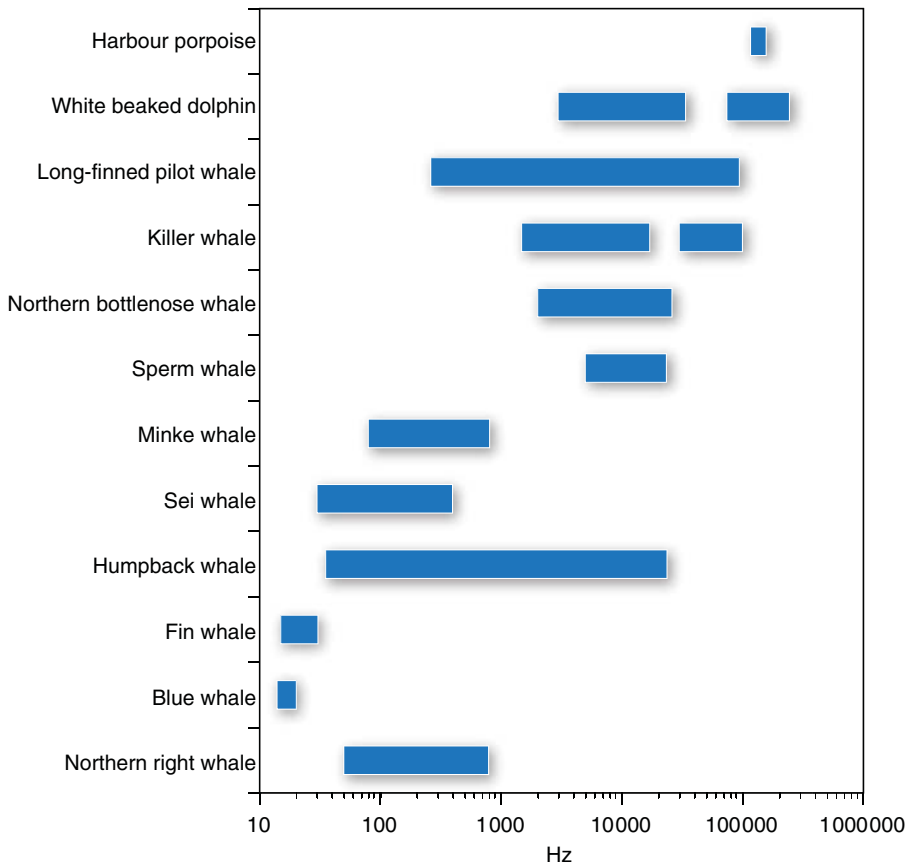
Hørelsen og lydproduktion er vigtige for hvaler og kan påvirkes af menneskeskabt støj, herunder de lyde, der skabes af kulbrinteefterforsknings- og produktionsaktiviteter. Den mulige effekt af menneskeskabt støj omfatter adfærdsændringer (f.eks. udeblivelse fra området eller forstyrrelse af fouragering/ynglen), fysiske skader (primært på høreorganerne) og maskering (sløring af lyde, som dyret bruger, grundet andre forstyrrende lyde).

Ny viden om hvalernes udbredelse og tæthed i vurderingsområdet stammer fra optællinger udført af GN fra fly i september 2005 og september 2007. Yderligere oplysninger om hvalernes sæsonmønstre, udbredelse og biologi stammer fra forskellige kilder, herunder passivt akustisk moniteringsudstyr placeret på tværs af Davis Strædet nord for vurderingsområdet, som løbende har lavet optagelser fra oktober 2006 til september 2008, samt videnskabelige undersøgelser og fangststatistikker.

Tabel 4.3. Frekvensområde for de mest almindelige lyde brugt af hvaler (Cetacea) i vurderingsområdet. Frekvensområdet angives som minimums- og maksimumsfrekvenser i Hz.

Arter	Latin	Lydtype	Min frek. (Hz)	Maks. frek. (Hz)	Referencer
Bardehvaler					
Pukkelhval	*Megaptera novaeangliae*	Kald / sang	35	24.000	(Payne & Payne 1985)
Finhval	*Balaenoptera physalus*	Kald / sang	15	30	(Watkins et al. 1987)
Vågehval	*Balaenoptera acutorostrata*	Kald / sang	80	800	(Mellinger et al. 2000)
Sejhval	*Balaenoptera borealis*	Kald / sang	30	400	(Rankin & Barlow 2007)
Blåhval	*Balaenoptera musculus*	Kald / sang	14	20	(Cummings & Thompson 1971)
Nordkaper	*Eubalaena glacialis*	Kald / sang	50	600	(Clark 1982, Vanderlaan et al. 2003)
Tandhvaler					
Kaskelot	*Physeter macrocephalus*	Klik	5.000	24.000	(Madsen et al. 2002)
Langluffet grindehval	*Globicephala melas*	Klik	4.100	95.000	(Eskesen et al. 2011)
		Fløjt	260	20.000	(Rendell & Gordon 1999)
Hvidnæse	*Lagenorhynchus albirostris*	Klik	75.000	250.000	(Rasmussen & Miller 2002)
		Fløjt	3.000	35.000	(Rasmussen & Miller 2002)
Spækhugger	*Orcinus orca*	Klik	30.000	100.000	(Simon et al. 2007)
		Fløjt/kald	1.500	18.000	(Ford 1989, Thomsen et al. 2001)
Marsvin	*Phocoena phocoena*	Klik	120.000	150.000	(Villadsgaard et al. 2007)
Nordlig døgling	*Hyperoodon ampullatus*	Klik	2.000	70.000	(Wahlberg et al. 2011)

Figur 4.12. Det primære frekvensområde for de mest almindelige lyde brugt af hvaler i vurderingsområdet. Se desuden yderligere detaljer i Tabel 4.3.



Med undtagelse af blåhval, sejhval og kaskelot, som er fredet i medfør af lovgivningen, og døgling, hvis spæk har en afførende virkning, er alle hvaler i Grønland udsat for jagt og anses for at være en vigtig ressource af både økonomiske og kulturelle årsager.

Bardehvaler (Mysteceti)

De seks bardehvalarter, der forekommer i vurderingsområdet, tilhører to familier: rørhvaler (*Balaenopteridae*, fem arter) og rethvaler (*Balaenidae*, en art). Blandt rørhvalerne er vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*), finhval (*Balaenoptera physalus*), pukkelhval (*Megaptera novaeangliae*) og sejhval (*Balaenoptera borealis*) sæsonbetonede og relativt talrige. Blåhval (*Balaenoptera musculus*) er sjælden, men ses dog på nogle tidspunkter af året. Der vides meget lidt om forekomsten af den kritisk truede rethval, nordkaperen (*Eubalaena glacialis*), men denne art kan benytte vurderingsområdet under vandring eller som fourageringsplads.

Vestgrønland er et vigtigt fourageringsområde, hvor bardehvaler går efter tætte grupperinger af byttedyr, og udbredelsen af hvalerne hænger sammen med store forekomster af specifikke byttedyr som f.eks. lodde (*Mallotus villosus*), krill (*Meganyctiphanes norvegica* og *Thysanoessa sp*.) og tobis (*Ammodytes sp*.) (Heide-Jørgensen & Laidre 2007, Laidre et al. 2010, Simon et al. 2010). I forbindelse med en optælling foretaget i september 2005, der fokuserede på udbredelsen af hvaler, krill og lodde, hang eksempelvis den samlede udbredelse af fin-, våge-, pukkel- og sejhvaler stærkt sammen med store mængder krill på dybder under 150 m, med den største densitet inden for og nord for vurderingsområdet (Laidre et al. 2010). Tidligere undersøgelser har vist, hvordan et pludseligt skift i udbredelsen af føderessourcerne kan medføre et tilsvarende skift i udbredelsen af hvaler (Weinrich et al. 1997). Ændringerne i byttets udbredelse på grund af klimaændringer vil påvirke udbredelsen og tætheden af bardehvaler i vurderingsområdet og de grønlandske farvande generelt.

De fleste hvalarters udbredelse påvirkes af havisen. Den primære kilde til havis i vurderingsområdet er den is, der driver fra Østgrønland, som kan være omfattende om sommeren og det tidlige efterår. Havis er en begrænsende faktor for den nordlige udbredelse af finhval, hvilket også kan være tilfældet for andre arter af rørhvaler. Ændringer i havisdækket længere mod nord vil formentlig også have en indvirkning på udbredelsen af bardehvaler i vurderingsområdet, men dette er endnu ikke blevet undersøgt. I det følgende beskriver vi kort biologien og forekomsten af de forskellige arter af bardehvaler i vurderingsområdet.

Pukkelhval, *Megaptera novaeangliae*

Pukkelhvalen er ca. 13 m lang og vejer 28 t. Pukkelhvalen vandrer mellem ynglepladser ved lave breddegrader i det Caribiske Hav og fourageringspladserne ved højere breddegrader i Grønland. De når frem til vurderingsområdet om foråret (maj) og bliver der til sidst på efteråret (oktober). Nogle af hvalerne springer dog vandringen over og overvintrer i de grønlandske farvande (Simon 2010).

Pukkelhvaler i Grønland lever primært af lodde, tobis og krill. De bevæger sig langs kysterne og ind i fjorde og bugter for at kunne udnytte stimerne af lodde i det lave vand (Heide-Jørgensen & Laidre 2007). Det ser imidlertid ud som om, de fleste pukkelhvaler holder sig væk fra kysten for at udnytte de store ansamlinger af bytte på bankerne inden for vurderingsområdet (Laidre

et al. 2010). Selv om enkelte pukkelhvaler udviser stedtrohed over for specifikke fourageringssteder og vender tilbage til det samme område inden for få kilometer år efter år (Boye et al. 2010), bliver de ikke i det samme område hele fourageringssæsonen, men bevæger sig mellem fourageringspladser (Heide-Jørgensen & Laidre 2007).

I 1966 blev pukkelhvalen fredet mod kommerciel hvalfangst, og i 1986 blev et moratorium indført. I 1981 vurderede Whitehead et al.(1983) bestanden af pukkelhvaler i Vestgrønland til at udgøre 85-200 dyr. De mange års fredning har betydet en stigning i antallet af pukkelhvaler. I dag finder ca. 3.000 pukkelhvaler føde langs den grønlandske vestkyst, og bestanden forventes at stige med 9,4 % pr. år (Heide-Jørgensen et al. 2008a, Heide-Jørgensen et al. in press). Pukkelhvaler anses derfor som ikke truet (LC) på både IUCNs rødliste (2008) og den grønlandske rødliste (Boertmann 2007b).

Finhval, ***Balaenoptera physalus***

Den nordatlantiske finhval når en gennemsnitlig længde på 19-20 m og en gennemsnitsvægt på 45-75 t, hvilket gør den til det næststørste dyr på jorden efter blåhvalen. Finhvaler findes i hele verden fra de tempererede have til Polarhavene, men ses sjældent i de tropiske egne. Omtrent 3.200 finhvaler besøger sæsonmæssigt de vestgrønlandske farvande (fra Kap Farvel til nord for Disko) og ses i stort tal både nord for og inden for vurderingsområdet mellem 60° og 61° N langs 200 m dybdekurven (Heide-Jørgensen et al. 2008a, Laidre et al. 2010). I Grønland går finhvalerne efter bytte som tobis, offshore-ansamlinger af krill og kystnære stimer af lodde (Kapel 1979). Den tætte forbindelse mellem offshore-krills tæthed og rørhvalernes tæthed, herunder finhvalens, tyder på, at dele af vurderingsområdet udgør vigtige fourageringspladser for finhvalen (Laidre et al. 2010).

Finhvaler menes om vinteren at vandre mod syd til ukendte ynglepladser, men passiv akustisk monitering viser, at finhvalerne forekommer i Davis Strædet indtil slutningen af december, og en stigning i finhvalernes sang tyder på, at parringen starter i oktober-november, mens hvalerne stadig befinder sig ud for Vestgrønland (Simon et al. 2010). Finhvalens sydgående vandring falder sammen med dannelsen af havis, hvilket tyder på, at isdækket er en væsentlig begrænsende faktor for den nordlige udbredelse af finhvaler om vinteren (Simon et al. 2010). Tilstedeværelsen af finhvaler i vurderingsområdet om vinteren er ikke undersøgt.

I Grønland er finhvalen placeret i kategorien ikke truet (LC) på den grønlandske rødliste på grund af den høje forekomst og tegn på et stigende antal i det Nordatlanten (Boertmann 2007b). Globalt anses arten dog for at være moderat truet (EN) på grund af et voldsomt fald i antallet af finhvaler som følge af hvalfangst på den sydlige halvkugle i det tyvende århundrede (IUCN 2008).

Vågehval, ***Balaenoptera acutorostrata***

Vågehvalen er den mindste af rørhvalarterne (ca. 7 m og 8 t) og den mest almindeligt forekommende bardehval i de grønlandske farvande. Vågehvalen vandrer mellem ynglepladser ved lave breddegrader og fourageringspladser ved højere breddegrader og når frem til Grønland i løbet af foråret. På baggrund af en optælling fra 2007 vurderes bestanden i Vestgrønland at være på mere end 16.609 dyr (Heide-Jørgensen et al. 2008b, Heide-Jørgensen et al. 2010). Stor variation i den relative vågehvalforekomst hen over årene tyder dog på, at fraktionen af vågehvaler, der benytter de vestgrønlandske

banker som fourageringspladser om sommeren, kan variere fra år til år (Heide-Jørgensen & Laidre 2008). Der foreligger genetisk dokumentation for, at vågehvaler i vurderingsområdet tilhører en særskilt bestand, der tilbringer sommeren i området, som den Internationale Hvalfangstkommission anerkender som det vestgrønlandske forvaltningsområde (Andersen et al. 2003, Born et al. 2007). Som for mange andre havpattedyr er det sandsynligt, at vågehvaler bevæger sig mellem Grønland og Østcanada (Horwood 1989). Fangstdata for vågehvaler viser en tydelig kønsadskillelse i den vestgrønlandske delpopulation, idet der findes flest hunner i Vestgrønland og inden for vurderingsområdet (Laidre et al. 2009).

Vågehvaler findes både offshore og kystnært i bugter og fjorde i hele vurderingsområdet. De er de mest fiskeædende af bardehvalerne og lever primært af tobis og lodde (Kapel 1979). Både IUCN (2008) og den grønlandske rødliste (Boertmann 2007b) placerer vågehvaler i kategorien ikke truet (LC).

Sejhval, ***Balaenoptera borealis***

Sejhvalen er gennemsnitligt 14 m lang og vejer 20-25 t. Den lever næsten udelukkende af krill (Kapel 1979), selv om små stimefisk og blæksprutter også udgør en vigtig del af deres føde i nogle områder. Arten menes at foretage sæsonmæssige vandringer mellem overvintringspladser ved lavere breddegrader og fourageringspladser ved højere breddegrader. Der er dog ringe kendskab til udbredelsen af sejhvaler. Forekomsten af sejhvaler i Vestgrønland kan tilskrives år med øget tilstrømning af varme strømme fra Østgrønland (Kapel 1985). Sejhvalens lydsignaler blev optaget i Davis Strædet i august-september 2006-07 (Simon 2010). Antallet af sejhvaler i Vestgrønland blev skønnet til 1.599 individer (95 % KI = 690-3.705) i forbindelse med en optælling fra skib. Som med fin-, pukkel- og vågehvaler var der områder med stor tæthed i vurderingsområdet. Den generelle udbredelse af disse rørhvalarter hænger sammen med tætheden af krill på dybder under 150 m (Laidre et al. 2010). Sejhvaler er registreret som moderat truet (EN) på IUCNs rødliste (2008) over truede dyrearter og som med utilstrækkelige data (DD) på den grønlandske rødliste (Boertmann 2007b). Nyere data fra satellitsporinger fra universitetet på Azorerne peger på, at der ligger en vigtig sommerfourageringplads for sejhvaler i den sydlige del af Grønland tæt på kontinentalskrænten (Prieto et al. 2010).

Blåhval, ***Balaenoptera musculus***

Blåhvalen er det største dyr, der nogensinde har levet på Jorden, og kan blive i gennemsnit 25 m lang og veje op til 120 t. Blåhvalen har global udbredelse fra de lavere breddegrader til Polarhavene, hvor den tætte drivis og iskanten begrænser dens nordlige og sydlige udbredelse (Norris 1977). Som med andre rørhvalarter formodes det, at blåhvaler vandrer mellem fourageringsområder ved de høje breddegrader om sommeren og yngleområder ved lavere breddegrader om vinteren. Deres primære bytte er krill, men lodde og tobis indgår også i deres føde (Kapel 1979).

Observationer af blåhvaler i Vestgrønland er sjældne, og der er ringe kendskab til deres tilstedeværelse i vurderingsområdet. Der er rapporteret flere visuelle observationer, men primært i området mellem 62°-66° N ved grænsen af og nord for vurderingsområdet (Sears & Larsen 2002). Der foreligger dokumentation for, at individer har vandret mellem fourageringsområder i St. Lawrence-bugten og Vestgrønland, hvilket tyder på en delt bestand af blåhvaler mellem Vestgrønland og Østcanada (Sears & Larsen 2002). Passiv

akustisk monitering i 2006-2007 afslørede kaldelyde fra blåhvaler i august-september i Davis Strædet (Simon 2010).

Globalt anses blåhvalen for at være moderat truet (EN) på IUCNs rødliste (2008), da de fleste bestande, herunder dem i Nordatlanten, blev reduceret kraftigt på grund af hvalfangst i det 20. århundrede. Antallet af blåhvaler ved Vestgrønland er ukendt, hvorfor arten er klassificeret som med utilstrækkelige data (DD) på den grønlandske rødliste (Boertmann 2007b). I det centrale Nordatlanten ses blåhvalen kun regelmæssigt omkring Island/Østgrønland, hvor visuelle optællinger foretaget mellem 1987 og 2001 tyder på, at der er ca. 1.000 blåhvaler, og at bestanden kan være voksende med ca. 4-5 % om året (Pike et al. 2010). Blåhvalen er meget sjælden i det østlige Nordatlanten og ses kun regelmæssigt i St. Lawrence-bugten i det vestlige Nordatlanten, hvor 400 individer er blevet identificeret ved fotografering (Ramp et al. 2006). Blåhvalens bestandsstruktur i Nordatlanten er ukendt, men de forskellige tidspunkter for bestandsreduktion som følge af kommerciel hvalfangst i Norge, Island og Vestatlanten tyder på, at der findes separate fourageringsansamlinger.

Nordkaper, *Eubalaena glacialis*

På grund af dens langsomme svømmehastighed og fordi den flyder, når den er død, har nordkaperen været et nemt bytte for hvalfangere i flere hundrede år, i en sådan udstrækning at den var tæt på udryddelse omkring år 1900. Arten anses som kritisk truet (CR) på IUCNs rødliste, og den vestlige bestand skønnes at udgøre blot 300 individer (IWC 2001), mens den østlige bestand anses for at være uddød (Clapham et al. 1999). Farvandet ud for den sydøstlige spids af Grønland (60-62° N, 33-35° W) var tidligere et vigtigt hvalfangstområde, Kap Farvel fangstpladsen, og en af adskillige sommerfourageringspladser for nordkaperen (Reeves & Mitchell 1986). I dag strækker det primære udbredelsesområde sig fra kælvningspladser ud for Florida til fourageringsområder ud for det sydøstlige Labrador i det vestlige Nordatlanten (Kraus et al. 1986, Winn et al. 1986). I 2007 blev lyde fra nordkaperen dog registreret ved den tidligere fangstplads ved Kap Farvel, hvor arten ellers ansås for at være udryddet (Mellinger et al. 2011). Viden om denne kritisk truede dyrearts vandringsadfærd er sparsom, og på baggrund af nyere optagelser af hvaler ved fangstpladsen ved Kap Farvel og tidligere fund af nordkapere, der foretog transatlantiske vandringer mellem den amerikanske østkyst og det nordlige Norge (Jacobsen et al. 2004, Mellinger et al. 2011) anses det for muligt, at denne art kan komme ind i vurderingsområdet, når den vandrer mellem fourageringsområder.

Tandhvaler (*Odontoceti*)

Der ses seks tandhvalarter med jævne mellemrum i vurderingsområdet: langluffet grindehval (*Globicephala melas*), hvidnæse (*Lagenorhynchus albirostris*), marsvin (*Phocoena phocoena*), spækhugger (*Orcinus orca*), kaskelot (*Physeter macrocephalus*) og nordlig døgling (*Hyperoodon ampullatus*). Der er sporadiske rapporter om narhvaler og hvidhvaler, som er strejfet fra andre områder (GN upubl. data). Ligesom for bardehvaler vil en ændring i byttedyrenes udbredelse som følge af klimaændringer sandsynligvis påvirke udbredelsen af tandhvaler. På samme måde kan ændringer i isdække og temperatur påvirke udbredelsen af tandhvaler. Især omfanget af drivende is fra Østgrønland kan være en væsentlig faktor, som begrænser tilgængeligheden til egnede habitater for tandhvaler i vurderingsområdet.

Kaskelot, ***Physeter macrocephalus***

Kaskelotten er den største af tandhvalerne og kan blive op til 18 m lang og veje 50 t. Selv om den kan findes i alle have, har arten en kønsopdeling, hvor hunner og kalve lever i tropiske og subtropiske farvande året rundt, mens hannerne lever ved fourageringspladser ved højere breddegrader og lejlighedsvis besøger ynglepladserne ved de lavere breddegrader (Best 1979). Kaskelotten lever af forskellige dybhavsfisk og blæksprutter. Maveprøver fra 221 kaskelotter fanget mellem Island og Grønland viste, at bentiske eller pelagiske fisk (især stenbider, *Cyclopterus lumpus*) udgjorde størstedelen af føden, men også blæksprutter udgjorde en vigtig del af kaskelottens føde i dette område (Martin & Clarke 1986). Maveindholdet fra kaskelotter fanget i Vestgrønland indeholdt udelukkende fisk (Kapel 1979).

Kaskelottens tæthed i Grønland og i vurderingsområdet kendes ikke, men kaskelotter ses regelmæssigt (f.eks. Larsen et al. 1989). Kaskelotter findes primært på dybt vand langs kontinentalskrænten, men kan også findes i dybe fjorde og er blevet observeret i Nuuks fjordsystem nord for vurderingsområdet i både 2009 og 2010 (GN, upubl. data). Kaskelottens ekkolokation ved hjælp af kliklyde er desuden blevet registreret tæt på den vestgrønlandske kontinentalsokkel i Davis Strædet (GN, upubl. data). Hankaskelotter fouragerer både ved lave dybder på ca. 117 m og på havbunden ved dybder ned til 1.860 m, hvilket viser en fleksibel fourageringsadfærd (Teloni et al. 2008). Inden for vurderingsområdet forventes kaskelotten at benytte de dybe farvande tæt på kontinentalskrænten og undervandsslugter, hvor der er store mængder blæksprutter og fisk.

Den Internationale Hvalfangstkommission anser den nordatlantiske kaskelot for at tilhøre en særskilt bestand (Donovan 1991), hvilket yderligere understøttes af genetiske analyser (Lyrholm & Gyllensten 1998). Globalt kategoriseres kaskelotten som sårbar (VU) (IUCN 2008), men på grund af den dårlige dokumentation om antallet af kaskelotter omkring Grønland er arten angivet som ikke mulig at vurdere (NA) på den grønlandske rødliste (Boertmann 2007b).

Langluffet grindehval, ***Globicephala melas***

Grindehvalen forekommer i tempererede og subpolare zoner, men findes i følge de grønlandske fangststatistikker lejlighedsvis også så nordligt som Upernavik (Departementet for Fiskeri, Fangst og Landbrug, upubl. data). I USA synes grindehvalens sæsonbetonede vandringer at være betinget af deres primære bytte, langfinnet loligoblæksprutte (*Loligo pealei*) (Payne & Heinemann 1993, Gannon et al. 1997). Grindehvalen findes i grupper på op til 100 individer. Grindehvalens udbredelse og tæthed langs den vestgrønlandske kyst er for nylig blevet vurderet på baggrund af en optælling fra fly fra 2007. Optællingen viste, at grindehvalerne også her foretrak de dybe offshore-farvande. Den største tæthed sås nord for vurderingsområdet ved Store Hellefiskebanke. Der blev dog også set grupper inden for vurderingsområdet ud for Grønlands sydspids (Hansen 2010). Hansen (2010) skønnede, at den vestgrønlandske bestand udgjorde 7.440 individer. De grindehvaler, der forekommer i vurderingsområdet (og i resten af Grønland), tilhører formentlig en større nordatlantisk bestand, hvis udbredelsesområde rækker ud over vurderingsområdet. På baggrund af sammenligninger af kropsmål af grindehvaler fra Newfoundland og Færøerne peger Bloch og Lastein (1993) på, at grindehvaler fra det østlige og vestlige Nordatlanten er opdelt i to forskellige bestande. En genetisk sammenligning af grindehvaler fra den amerikanske østkyst, Vestgrønland, Færøerne og Storbritannien viste, at de vestgrøn-

landske grindehvaler adskiller sig fra de grindehvaler, der lever andre steder, og antyder, at adskilte bestande findes i havområder med forskellig overfladetemperatur (Fullard et al. 2000). Grindehvalens bestand i det centrale og østlige Nordatlanten er vurderet til 780.000 individer (Buckland et al. 1993). Der er således et meget stort antal grindehvaler, og den anses derfor som ikke truet (LC) på den grønlandske rødliste (Boertmann 2007b) og som med utilstrækkelige data (DD) på IUCNs rødliste (2008) på grund af utilstrækkelige data om dens hyppighed på globalt plan.

Hvidnæse, ***Lagenorhynchus albirostris***

Hvidnæsen er endemisk for det nordlige Atlanterhav, hvor den lever i kolde tempererede og subarktiske områder (Reeves et al. 1999). Her lever den af forskellige mindre stimefisk som f.eks. sild, torsk og hvilling samt blæksprutter og krebsdyr (Jefferson et al. 2008). Dens føde i de grønlandske farvande kendes ikke, men torsk, lodde og tobis kan udgøre en del af dens bytte. Hvidnæsen ses primært i grupper af op til 30 individer, men kan også forekomme i større grupper med hundredvis af individer (Rasmussen 1999, Jefferson et al. 2008). Hvidnæsen ses i offshore farvande og på kontinentalsoklerne. En nylig undersøgelse i Vestgrønland har vist, at arten findes mellem kystlinjen og op til 90 km ud for kysten, og der blev dokumenteret en positiv forbindelse mellem dybde, skråning og tæthed af hvidnæser med større tæthed på de stejle skråninger og på dybt vand (Hansen 2010). Den samme undersøgelse fandt en sammenhæng mellem dybde og gruppens størrelse, hvor mindre grupper forekommer på dybt vand, mens de større grupper ses på dybder mellem 300-1.000 m.

Størstedelen af hvidnæser findes i Sydgrønland inden for vurderingsområdet, mens Disko-området synes at udgøre artens nordligste udbredelsesområde (Reeves et al. 1999, Hansen 2010). Ubekræftede fangststatistikker peger dog på, at hvidnæsen kan forekomme så nordligt som Upernavik (GN, upubl. data). Hvidnæsen er utilstrækkeligt undersøgt i Vestgrønland, og det første skøn over tæthed er kun for nylig beregnet til 11.800 individer i Vestgrønland (Hansen 2010). Hvidnæsen anses som ikke mulig at vurdere (NA) på den grønlandske rødliste (Boertmann 2007b).

Spækhugger, ***Orcinus orca***

Dette toprovdyr findes i alle have, på forskellige dybder og synes ikke at være begrænset i forhold til breddegrader, andet end hvor der er havis. Tætheden er dog højere i kolde farvande tæt på kysten (Jefferson et al. 2008). Spækhuggere lever af bytte fra små stimefisk til større havpattedyr, og deres høje grad af specialisering i forhold til føde betyder, at de kan opdeles i økotyper. Eksempler på valg af bytte omfatter sild i Norge (Christensen 1982), hajer i New Zealand (Visser 2005), søløver og søelefanter i Patagonien (Lopez & Lopez 1985) og enten vågehvaler, fisk eller sæler og pingviner i Antarktis (Pitman & Ensor 2003). Parring mellem forskellige økotyper sker sjældent (Pilot et al. 2009). De fleste spækhuggere lever i familieflokke, og parring sker uden for flokken ved møde med andre grupper (Pilot et al. 2009). Grupperne består af mellem 3-30 individer, men kan tælle mere end 100 individer (oversigt i Baird 2000)

Undersøgelser af spækhuggere i Grønland er stort set ikkeeksisterende, og der er ringe kendskab til deres udbredelse. Heide-Jørgensen (1988) gennemgik publicerede og upublicerede oplysninger og udførte en spørgeskemabaseret undersøgelse af visuelle observationer af spækhuggere i Grønland. Heide-Jørgensen opdagede, at spækhuggere blev observeret i alle områder i

Vestgrønland med flere visuelle observationer i Qaanaaq, Disko, Nuuk og Qaqortoq. De visuelle observationer var dog sparsomme langs den vestgrønlandske kyst (Teilmann & Dietz 1998).

Det vides ikke, om de spækhuggere, der findes i Grønland, udgør deres egen bestand eller er en del af en større bestand i Atlanterhavet. Ideen om en bestand i Nordøstatlanten med et udbredelsesområde, der omfatter Vestgrønland og Østcanada, understøttes af satellitsporinger af et enkelt individ fra august til november 2009, der bevægede sig fra det canadiske højarktiske område (Lancaster Sound) via Baffin Bugten og Davis Strædet til farvande vest for Azorerne (Petersen et al. 2009). På grund af den begrænsede viden i Grønland er spækhuggere opført som ikke mulig at vurdere (NA) på den grønlandske rødliste (Boertmann 2007b). Trods de omfattende undersøgelser af spækhuggere i andre områder af verden står de opført som med utilstrækkelige data (DD) på IUCNs rødliste (IUCN 2008) på grund af uklarhed om deres taksonomi.

Marsvin, *Phocoena phocoena*

Marsvinet er den mindste hval, der findes i Grønland, og kan blive 1,8 m lang og veje op til 90 kg. Den er blandt de mest almindeligt forekommende hvalarter i Nordatlanten og i Vestgrønland, hvor den ses fra den sydligste spids til Avanersuaq i Nordvestgrønland (Teilmann & Dietz 1998). Marsvin er dog primært udbredt i Vestgrønland mellem Sisimiut og Paamiut (Teilmann & Dietz 1998), hvilket svarer til området fra 62°-67° N ved grænsen af og nord for vurderingsområdet. I Vestgrønland lever marsvinene i fjorde, kystnære områder og ved kontinentalsoklerne. Deres tæthed falder med stigende dybde (Hansen 2010). Selv om isdannelse tvinger marsvinene til at forlade området nord for Disko fra januar til april, viser fangststatistikkerne, at de er til stede i Vestgrønland hele året. Det er dog muligt, at størstedelen forlader kysten til fordel for offshore farvande sidst på efteråret for at vende tilbage i løbet af foråret (Teilmann & Dietz 1998). Deres primære bytte består af fisk og blæksprutter. I Vestgrønland udgør lodde den primære bestanddel i deres føde (Lockyer et al. 2003).

Indtil for nylig har antallet af marsvin i Vestgrønland været ukendt, men bestandstørrelsen er nu vurderet til ca. 33.300 individer (Hansen 2010). Det menes, at denne bestand er adskilt fra nabobestandene i Island og Newfoundland. Da bestandstørrelsen er opgjort for nylig, vides det endnu ikke, om fangsten af marsvin i Grønland er bæredygtig. Marsvinet er derfor opført som med utilstrækkelige data (DD) på den grønlandske rødliste (Boertmann 2007b), men deres store antal på den nordlige halvkugle placerer dem i kategorien ikke truet (LC) på IUCNs rødliste (IUCN 2008).

Nordlig døgling, *Hyperoodon ampullatus*

Denne art findes kun i Nordatlanten, hvor den lever i de dybe farvande ud for kontinentalsoklen og nær de undersøiske kløfter (Jefferson et al. 2008). Denne 7-9 meter lange hval er en dybtdykkende art, der kan dykke helt ned til 1.400 meter (Hooker & Baird 1999) for at fouragere på primært blæksprutter (f.eks. Lick & Piatkowski 1998), men dens føde består også af andre hvirvelløse dyr og fisk. Den lever i grupper, hvor især hannerne kan knytte langvarige bånd (Gowans et al. 2001). Døglinger forekommer i Grønland om sommeren og kan findes i vurderingsområdet (Mosbech et al. 2007). Da arten imidlertid er ringe undersøgt i Grønland, findes der ikke viden om dens tæthed, udbredelse og sæsonmønstre langs vestkysten. Det eneste sted døglingen er blevet grundigt undersøgt, er ud for Nova Scotia i Canada, hvor

den udviser stor stedlig tilknytning, har et relativt begrænset udbredelsesområde og ganske lille genetisk udveksling med andre områder (Hooker et al. 2002, Whitehead & Wimmer 2005, Dalebout et al. 2006). Alle disse faktorer gør døglingen sårbar over for menneskeskabte forstyrrelser.

På grund af den begrænsede viden om døglingen i Grønland er arten opført som ikke mulig at vurdere (NA) på den grønlandske rødliste (Boertmann 2007b). På grund af manglende oplysninger om effekten af menneskeskabte forstyrrelser sammen med reduktion af bestanden på grund af tidligere hvalfangst er arten opført som med utilstrækkelige data (DD) på globalt plan (IUCN 2008).

4.8 Prioriterede økosystemkomponenter (VEC'er) i vurderingsområdet

Morten Frederiksen (AU)

På baggrund af den tilgængelige viden, der er opsummeret i de foregående afsnit, samt en evaluering af den økologiske, økonomiske og kulturelle vigtighed af organismer og habitater, foreslås følgende VEC'er for det sydgrønlandske vurderingsområde. Se afsnit 2.2 for en beskrivelse af VEC-konceptet, og hvordan det finder anvendelse i denne sammenhæng.

Vigtige pelagiske områder

Kontinentalskrænten og bankerne antages at have en høj primærproduktivitet om foråret som følge af upwelling, dvs. næringsrig opstigning fremkaldt af havstrømme, vind og tidevand. Der foreligger begrænsede *in situ*-data i vurderingsområdet til at kunne understøtte denne antagelse, men data fra satellitovervågning tyder på en udpræget forårsopblomstring langs kontinentalskrænten, som topper i april. Den øgede primærproduktion græsses af en stor mængde vandlopper, som igen udnyttes af fiskelarver og små pelagiske fisk.

Overvintrende zooplankton

De dybe offshore-farvande i Labradorhavet (delvist omfattet af vurderingsområdet) er utroligt vigtige som overvintringsområde for *Calanus finmarchicus*, der er den hyppigst forekommende mesozooplanktonorganisme i Nordatlanten. Denne vandloppe understøtter de vigtige kommercielle fiskeaktiviteter i hele Nordatlanten gennem sin vigtige rolle som føde for de kommercielle arters byttefisk og larver.

Tidevandszonen og lavvandede områder

Tidevandszonen og lavvandede områder er en vigtig habitat for makrofytter, mange hvirvelløse dyr, fisk, havpattedyr og havfugle. De udgør bl.a. en vigtigt gyde- og ynglehabitat for f.eks. lodde og stenbider. Lodde er en økologisk nøgleart, der er vigtig for større fiskearter, hvaler, sæler, havfugle samt fiskeri og fangst, mens stenbideren er vigtig for et mindre erhvervsfiskeri. Den bentiske makrofauna som f.eks. muslinger og søpindsvin spiller en vigtig rolle for fugle, der lever af bentisk føde som f.eks. almindelig ederfugl og havlit. Denne zone er desuden meget vigtig for jagt og fritidsaktiviteter, herunder turisme.

Ikkasøjlerne

Ikaitsøjlerne i Ikka Fjord er i global sammenhæng unikke geologiske strukturer. Som habitat er de vært for et tilsvarende unikt samfund og huser adskillige arter, der ikke findes andre steder.

Bundfauna og -flora

Havbunden og de nærtliggende dele af vandsøjlen understøtter det kommercielt vigtige fiskeri af dybvandsreje, stor grønlandsk krabbe og potentielt torsk. Tobis, som er en vigtig fødekilde for mange havfugle og hvaler, kræver en sandet havbund.

Ynglende havfugle

Vurderingsområdet har en relativt lille bestand af ynglende havfugle, men diversiteten er stor og der findes adskillige sjældne arter. Blandt de vigtige arter er almindelig lomvie og polarlomvie.

Ikke-ynglende havfugle

Et stort antal trækkende, overvintrende og fældende havfugle fra hele Nordatlanten kan ses i vurderingsområdet. Blandt de vigtigste arter er overvintrende polarlomvie og almindelig ederfugl, fældende strømand, ismåge og ride på træk samt oversomrende storskråpe. Adskillige af disse arter er vigtige for fangerne.

Sæler

Vurderingsområdet omfatter det vigtigste, kendte område for den spættede sæl i Grønland. Der ses desuden et stort antal klapmyds, som vandrer gennem området, og i de senere år har grønlandssælen etableret et nyt yngleområde i drivisen. Sæler er også vigtige for de lokale fangere.

Store hvaler

Kontinentalskrænten i vurderingsområdet er et meget vigtigt sommerfourageringsområde for adskillige rørhvalarter, herunder pukkel-, våge-, sej- og finhval. Det er også sandsynligt, at kaskelotter regelmæssigt benytter området. Det er ligeledes muligt, at individer af den meget sjældne og truede nordkaper kan forekomme ved Kap Farvel.

5 Udnyttelse af naturlige ressourcer

5.1 Erhvervsfiskeri

AnnDorte Burmeister, Helle Siegstad, Nanette Hammeken Arboe, Anja Retzel, Rasmus Hedeholm (GN) & Daniel S. Clausen (AU)

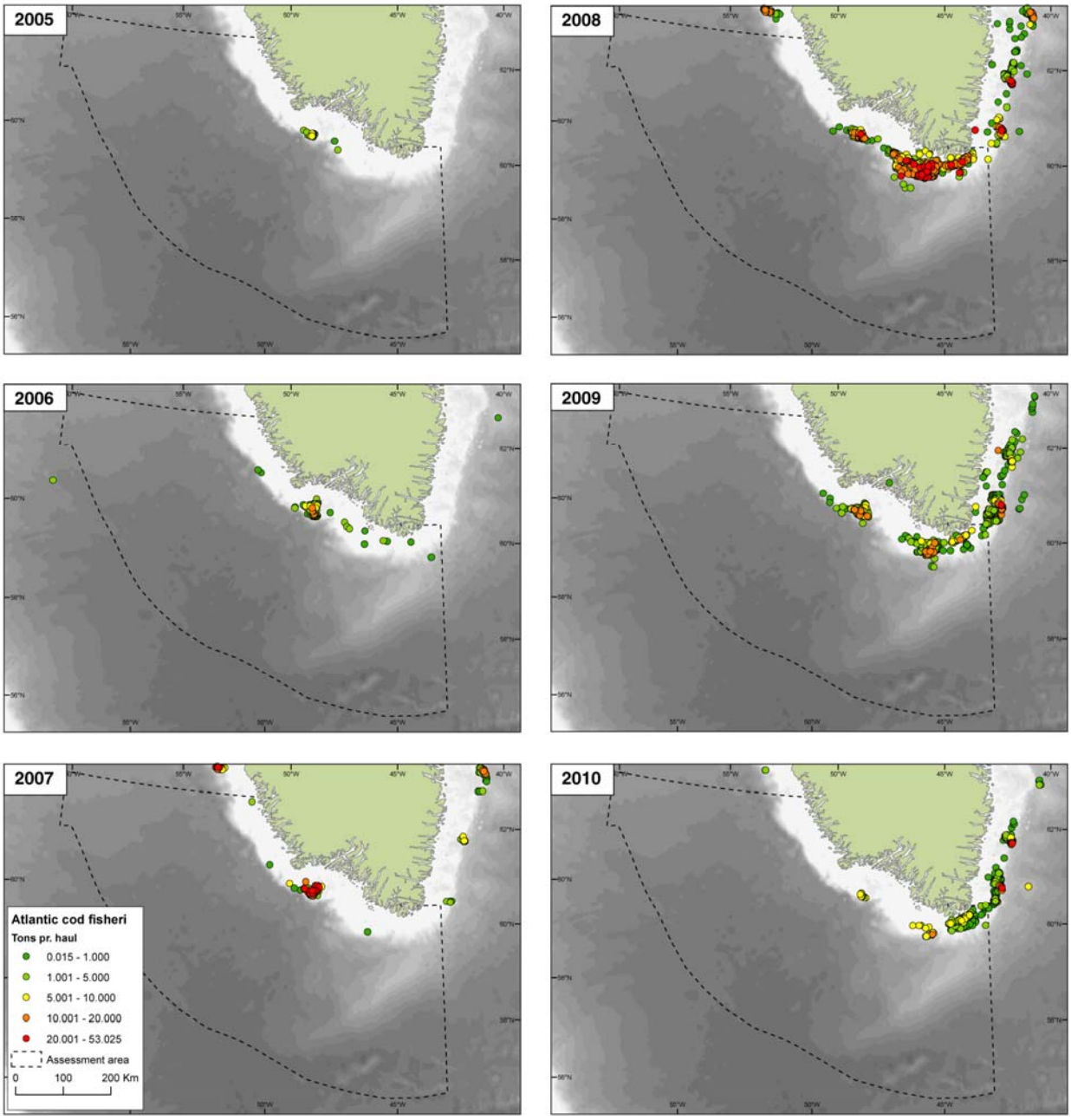
Erhvervsfiskeri udgør det vigtigste eksporterhverv i Grønland, hvilket understreges af, at fiskeriprodukter udgjorde 88 % af den samlede grønlandske eksportindtægt (DKK 1,7 mia.) i 2009 (Statistics Greenland 2010). I national sammenhæng er de fire vigtigste arter dybvandsreje (eksportindtægt i 2009: DKK 1.044 mio.), hellefisk (DKK 398 mio.), torsk (DKK 130 mio.) og stor grønlandsk krabbe (DKK 45 mio.) (Statistics Greenland 2010). Reje, stor grønlandsk krabbe og torsk er de arter, der primært udnyttes kommercielt inden for vurderingsområdet. Hellefisk, stenbider, havkat, rødfisk og laks fanges i de mere kystnære områder i området.

5.1.1 Torskefiskeri

Det kystnære fiskeri af torsk i Vestgrønland startede i 1911 og steg de følgende tiår. Der blev landet årlige fangster på over 20.000 t i perioden 1955-1969, og i 1980 og 1989 blev der landet ca. 40.000 t (Horsted 2000). Fra 1993 til 2001 var de kystnære fangster lave – mellem 500 og 2.000 t. Frem til 2009 var det kystnære fiskeri af torsk ikke reguleret af fangstkvoter. Kommercielt offshore-fiskeri startede i 1924. For Vestgrønland steg dette fiskeri hurtigt til 120.000 t i 1931 – et niveau, der blev fastholdt i 10 år (Horsted 2000). Landing af offshore-fangster toppede i 1962 med 440.000 t. Efter denne historisk store fangst faldt fangsten voldsomt med 90 % til 46.000 t i 1974 og faldt yderligere i 1977. Offshore-fiskeriet kollapsede fuldstændigt i 1993. Fra 1994 til 2001 fandt der ikke noget målrettet offshore-fiskeri af torsk sted.

Siden 2005 er erhvervsfiskeriet efter torsk vokset i Sydgrønland. Offshore-fiskeriet steg hurtigt mellem 2007 og 2008 fra 1.000 til 10.000 t (Figur 5.1). I 2009 faldt fangsterne til 3.500 t. De største fangster skete omkring Kap Farvel i 2008 og 2009. Det kystnære fiskeri i Sydgrønland toppede i 2007 med 7.500 t og er siden faldet til 4.300 t. I 2010 blev der i områderne omkring Qaqortoq (NAFO-område 1F, syd for 60°45′ N) blot fanget 1.000 t, mens der i områderne omkring Paamiut (NAFO-område 1E, mellem 60°45′ N – 62°30′ N) blev fanget 3.300 t.

I vurderingsområdet ligger hovedsæsonen for såvel det kystnære fiskeri som for offshore-fiskeri om sommeren/i det tidlige efterår. Offshore-fiskeriet kan dog om sommeren blive forhindret af drivis, der driver langs den østgrønlandske kystlinje. For det kystnære fiskeri gøres de fleste af fangsterne i bundgarn.



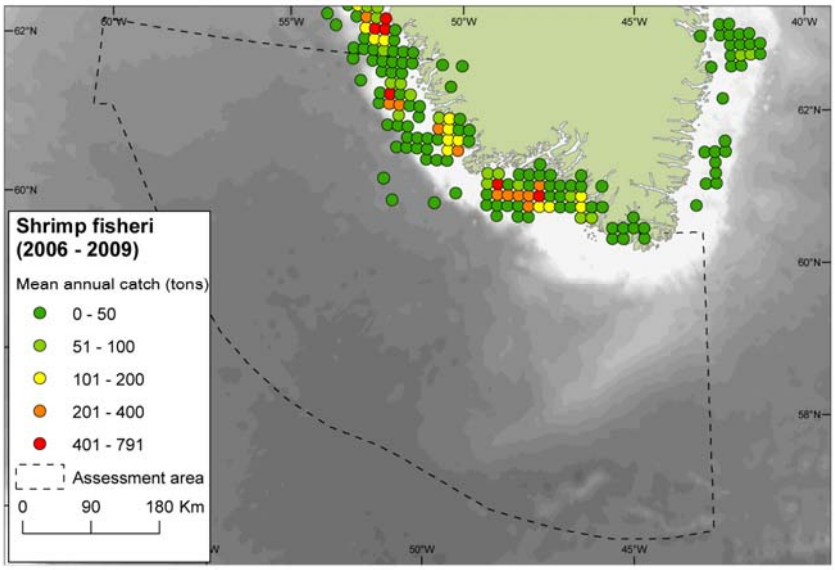
Figur 5.1. Udbredelse af kommercielle offshore-fangster (t/trawltræk) på baggrund af logbogsdata for torsk i Sydgrønland i 2005-2010.

5.1.2 Rejefiskeri

I de vestgrønlandske farvande finder fiskeri af dybvandsrejer sted fra 59° 30' N til 74° N og primært på bankeskråninger og i Disko Bugt. Rejefiskeriet startede i 1935 som et mindre fiskeri, der primært fandt sted i de kystnære områder. Siden har fiskeriet udviklet sig langsomt til en samlet fangst på op til 150.000 t/år (2004-2008). Størstedelen af fangsten sker fra store moderne trawlere, som forarbejder fangsten om bord.

Ifølge logbøgerne var fiskeriet koncentreret mellem 66° N og 69° N fra udviklingen af fiskeriet i 1970'erne, men fra sidst i 1980'erne spredte fiskeriet sig sydpå (Arboe & Kingsley 2010). Fiskeriet i vurderingsområdet syd for 62° N startede sent i 1980'erne. Intensiteten af fiskeriet i dette område steg

hurtigt, og fra midten af 1990'erne til de tidlige 2000'er udgjorde fangsten af dybvandsrejer 10-15 % af den samlede fangst. Julianehåb Bugt plejede at være et meget vigtigt fiskested, hvor udelukkende kystflåden måtte fiske, og ca. 75 % af fangsterne i området syd for 62° N stammer fra Julianehåb Bugt (Figur 5.2). Siden midten af 2000'erne er fiskeriet i området syd for 62° N faldet, og der har ikke været fiskeri i Julianehåb Bugt siden 2008.



Figur 5.2. Udbredelsen af rejefiskeri i vurderingsområdet 2006-2009.

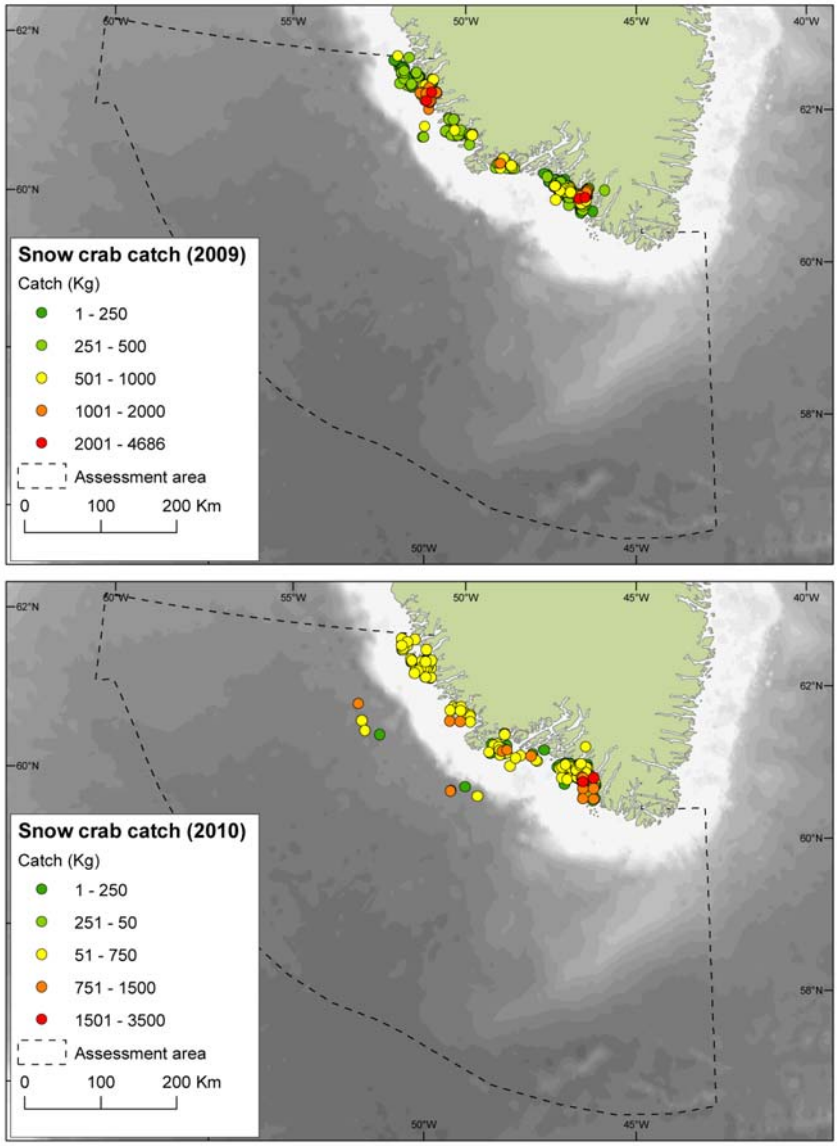
5.1.3 Fiskeri efter stor grønlandsk krabbe

Stor grønlandsk krabbe er vigtig for samfundene i vurderingsområdet. Fiskeri er tilladt mellem 60° og 74° N på den grønlandske vestkyst. Erhvervsfiskeriet af stor grønlandsk krabbe startede i 1996. Landingerne toppede i 2001 med ca. 15.000 t, og på det tidspunkt var krabbefiskeriet det tredje vigtigste set i forhold til Grønlands samlede eksportindtægter. Fiskeriet i vurderingsområdet finder sted langs de indre og ydre dele af offshore-bankerne og i et begrænset område i den nordlige del af Julianehåb Bugt, i de tilstødende fjorde tæt på Sydprøven og i en lille del af Tesermiut tæt på Nanortalik (Burmeister 2010). De samlede offshore-fangster i vurderingsområdet toppede med 822 t i 2001. De følgende år faldt fangsterne markant til ca. 138 t i 2008 (Burmeister 2010). Der startede dog en ny industri i Narsaq i 2009 med et lille fiskeri på 187 t, som steg til 330 t i 2010 (Figur 5.3).

5.1.4 Hellefiskefiskeri

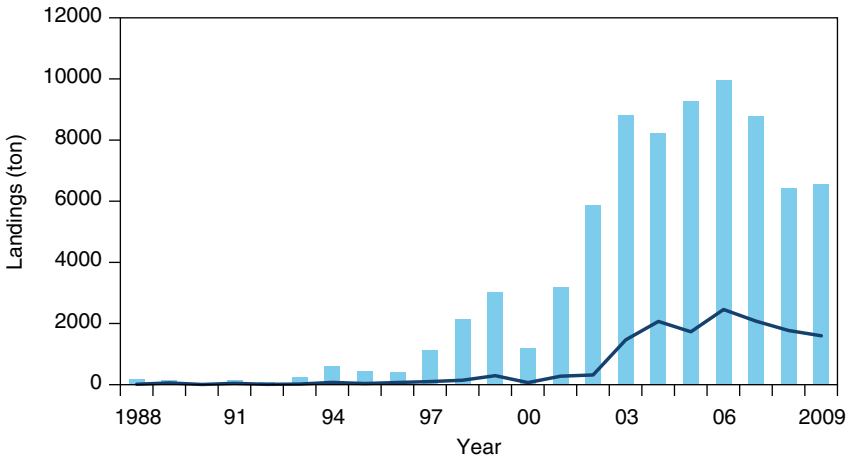
Erhvervsfiskeriet efter hellefisk finder sted i fjordene og udføres af små fartøjer ved hjælp af nedgarn og langliner. Fangsterne i vurderingsområdet (NAFO område 1E og 1F) har de senere år udgjort mindre end 200 t. På nuværende tidspunkt er der ikke noget offshore-fiskeri af hellefisk i vurderingsområdet, hvilket formentlig skyldes den stejle og ujævne bund og de stærke strømme.

Figur 5.3. Udbredelsen af fiskeri efter stor grønlandsk krabbe i vurderingsområdet 2009 og 2010.



5.1.5 Stenbiderfiskeri

Stenbider fanges kommercielt langs hele Grønlands vestkyst (Lyberth 2004). Fangsterne varierer fra år til år, men er steget væsentligt i de sidste 10 år (Figur 5.4). Det samme mønster ses i vurderingsområdet, hvor fangsterne er størst i den nordlige del (Figur 5.5). Stenbiderfiskeriet sker primært med nedgarn fra 1. marts til 30. juni og er pt. ikke underlagt fangstkvoter. Stenbidere blev sidst vurderet i Grønland i 2004 på baggrund af landinger (Lyberth 2004). Biomassen er dog ikke beregnet, og størstedelen af fiskeriet (> 98 %) skal ikke føre logbøger, hvilket betyder, at spekulationer om bestandens udvikling er usikre.



Figur 5.4. Landinger (t) af stenbider i Grønland. Søjlerne repræsenterer hele Grønland og linjen repræsenterer fangster i vurderingsområdet. Data fra Grønlands Statistik.

5.2 Erhvervs- og fritidsfangst

Tenna Kragh Boye, Malene Simon, Lars Maltha Rasmussen, Aqqalu Rosing-Asvid & Fernando Ugarte (GN)

Erhvervsfangst (eller subsistensfangst) i Grønland henviser ikke kun til værdien af kød eller andre husholdningsprodukter, der stammer fra skind, knogler eller tænder, men også til den indtægt disse produkter kan skabe på et lokalt eller ikke-lokalt marked. I vurderingsområdet må kun erhvervsfangere (fuldtidsfangere) jage bardehvaler og isbjørne, mens sæler, havfugle og de tandhvalarter, der regelmæssigt forekommer i området, også er tilgængelige for fritidsfangere.

Fangst og fiskeri er integreret i den grønlandske kultur. Erhvervsfangst er stadig økonomisk vigtigt, og fritidsfangst og -fiskeri bidrager væsentligt til de private husholdninger. I Sydvest- og Sydgrønland har en stor del af subsistensfiskeriet og -fangsten af havpattedyr og havfugle gradvist udviklet sig til fritidsaktiviteter.

Fiskeri og fangst i lille målestok er vigtige aktiviteter i området, både i de større byer, men også i de mindre bygder, hvor der findes få alternativer til dette arbejde. Indtægterne fra erhvervsfangst, dvs. det lokale salg af kød og skind, er en vigtig kilde til underhold og som en supplerende fødekilde for fangere og deres familier (Rasmussen 2005). Fangst anses for at være et grundlæggende element i den grønlandske kultur, og produkter som skind, ben, horn, tænder osv. benyttes til beklædning, smykker og kunst.

En del af fangsten, der er beskrevet under afsnittet om kommercielt fiskeri, omfatter subsistens- og fritidsfiskeri. Data om omfanget af subsistens- og fritidsfiskeri i Grønland findes ikke separat. Det antages imidlertid, at størstedelen af grønlænderne deltager i eller nyder godt af subsistens- og fritidsfiskeriet.

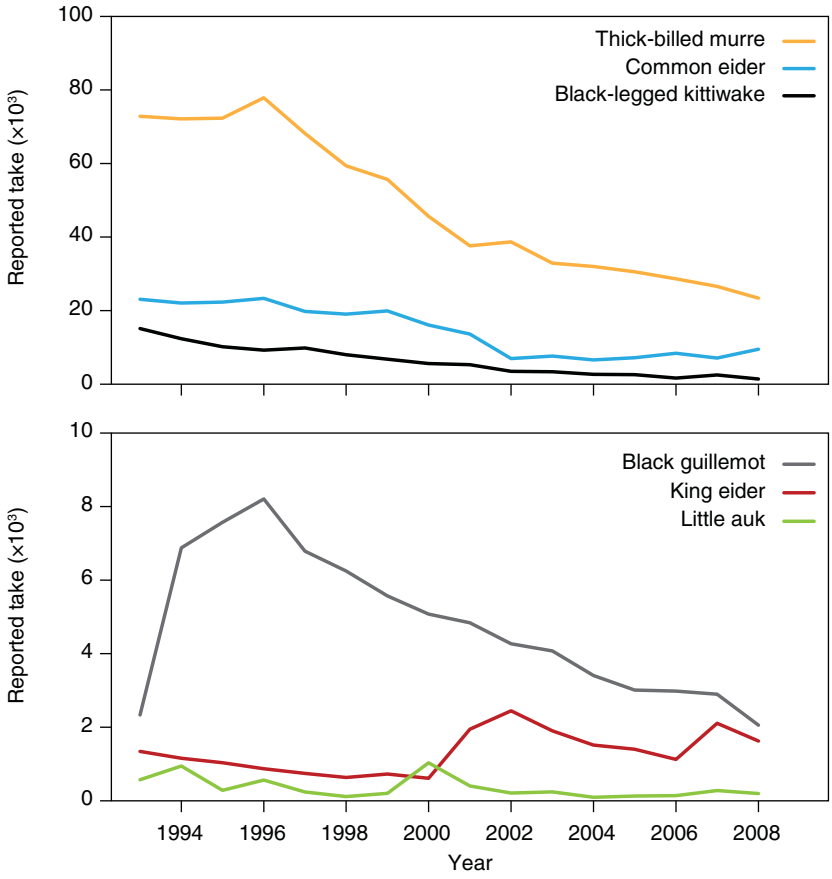
Mange fisk udnyttes på subsistensbasis, primært plettet havkat, hellefisk, rødfisk, torsk, polartorsk (*Boreogadus saida*), fjordtorsk (*Gadus ogac*) og grønlandshaj (*Somniosus microcephalus)*.

5.2.1 Fugle

Historisk set har fugle spillet en vigtig rolle som supplement til fangst af havpattedyr og rensdyr samt fiskeri. De oftest fangede fuglearter er polarlomvie, almindelig ederfugl og kongeederfugl, søkonge, tejst og ride.

Siden 1993 er fangsterne rapporteret årligt til Piniarneq, som er den officielle grønlandske fangststatistik, der udgør den vigtigste kilde til data om fuglefangst. Oplysningerne kvalitetssikres generelt ikke, men de rapporterede antal fugle formodes at repræsentere sammenlignelige fangstindeks over tid. Siden 1996 er den rapporterede fangst af alle arter faldet markant (Figur 5.5). Siden 1996 har polarlomvie været den absolut vigtigste jagede havfugl efterfulgt af almindelig ederfugl. Inden for vurderingsområdet er den rapporterede fangst af polarlomvie faldet fra 78.000 i 1996 til 23.000 i 2008. Fangsten af almindelig ederfugl faldt fra 23.000 til 7.000 fra 2000 til 2002, da fangstsæsonen blev afkortet med ca. to måneder, og har efterfølgende stabiliseret sig på omkring 9.000 fugle årligt.

Jagttiderne fastsættes af Departementet for Fiskeri, Fangst og Landbrug og varierer alt efter art og region. For de fleste arter ligger den primære fangstsæson i vurderingsområdet fra 15. oktober til 1. marts (15. marts for almindelig ederfugl). Den daglige kvote for de fleste jagede arter er 30 fugle for erhvervslicenser og fem for fritidslicenser (Anon 2009).



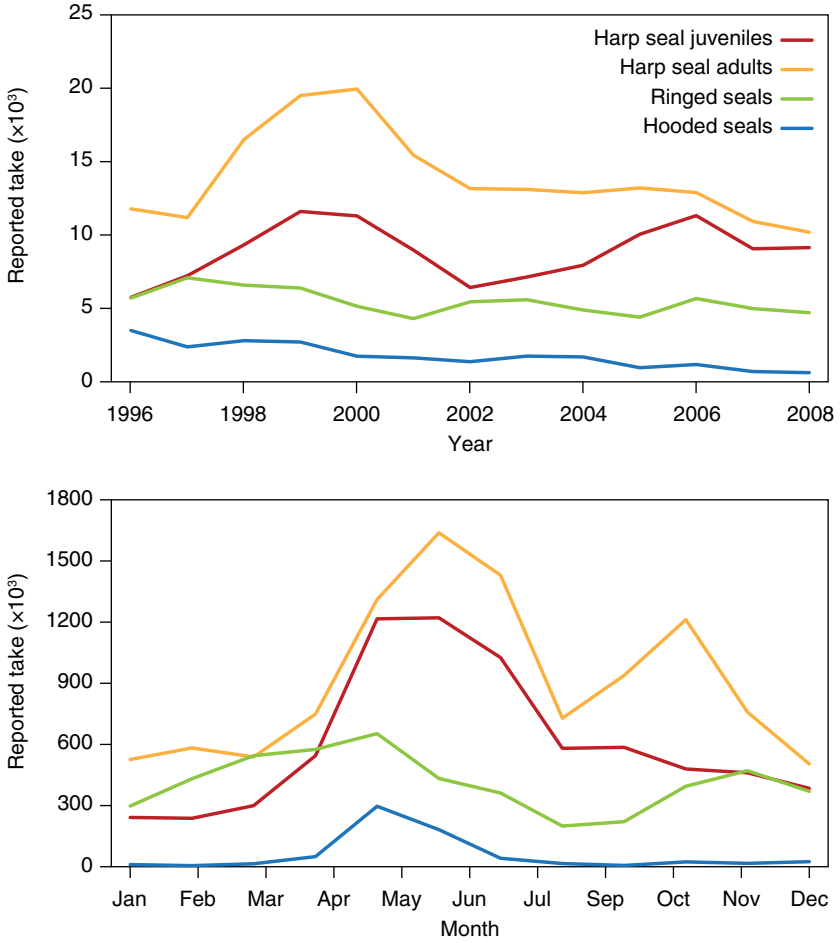
Figur 5.5. Årlig rapporteret fangst af seks fuglearter i vurderingsområdet (Nanortalik til Paamiiut), 1993-2008. Øverst: polarlomvie, almindelig ederfugl og ride. Nederst: tejst, kongeederfugl og søkonge. Data: Piniarneq, grønlandsk fangststatistik, Departementet for Fiskeri, Fangst og Landbrug.

5.2.2 Sæler

Sæler er vigtige for både fritids- og erhvervsfangere i vurderingsområdet. Sælskind indkøbes og bearbejdes til det internationale marked af et garveri i Sydvestgrønland, og kødet forbruges lokalt. I perioden 2000-2008 blev der handlet mere end en halv million sælskind i Grønland. I 2008/2009 kollapsede markedet for sælskind imidlertid, og det er nu vanskeligt at få solgt skindene (Rosing-Asvid 2010b).

Grønlandssæl fanges i stort tal (Figur 5.6), især om sommeren. Om vinteren og i det tidlige forår samles de fleste grønlandssæler i Vestatlanten nær yngleområderne ud for Newfoundland. En lille del af sælerne bliver dog i Vestgrønland hele året. Den årlige fangst af grønlandssæl i vurderingsområdet er på ca. 10-15.000 voksne sæler og 7-10.000 ungsæler.

Klapmyds kan også fanges hele året, men de fleste fanges om foråret umiddelbart efter yngletiden, hvor der er mange klapmydser tæt på vurderingsområdet, eller om efteråret, hvor sælerne vandrer gennem vurderingsområdet efter fældning og mod deres fourageringspladser i Davis Strædet og Baffin Bugten (Figur 5.6). Fangsten i Grønland menes at være bæredygtig, og der er ingen fangstbegrænsninger. Den årlige fangst af klapmyds i vurderingsområdet ligger på ca. 1-2.000 sæler.



Figur 5.6. Årlig rapporteret fangst af tre sælarter (juvenil og adult grønlandssæl, ringsæl og klapmyds) i vurderingsområdet (Nanortalik til Paamiiut), 1996-2008. Øverst: årlig fangstudvikling. Nederst: månedlig fangstfordeling. Data: Piniarneq, grønlandsk fangststatistik, Departementet for Fiskeri, Fangst og Landbrug.

Ringsæler forbindes normalt med havisen, og nogle ringsæler lever i eller nær gletsjerfjorde i vurderingsområdet hele året rundt. Fangsten stiger om vinteren og om foråret. Det meste af fangsten udgøres af ungsæler. Nogle af disse sæler er formentlig blevet "presset" ud af fjordene, hvor de voksne sæler etablerer territorier, når fastisen begynder at blive dannet. Det største antal ringsæler fanges i den allersydligste del af vurderingsområdet. Den årlige fangst er på ca. 3-5.000 sæler (Figur 5.6).

Den årlige fangst af remmesæler i vurderingsområdet ligger på ca. 1-200 sæler.

Antallet af spættet sæl, der fanges i den nordlige del af vurderingsområdet (nord for Qaqortoq), faldt fra 60-80 om året i de tidlige 1960'ere til tæt på nul i de tidlige 1980'ere. Faldet i bestanden blev registreret lokalt, og lovgivning fra 1982 beskyttede nogle af landgangspladserne mod både fangst og forstyrrelser, men denne beskyttelse kom for sent. I følge den lokale jagtbetjent har den spættede sæl forladt området og ses kun ganske sjældent.

I den sydlige del af vurderingsområdet (syd for Qaqortoq) er der rapporteret en stabil fangst på gennemsnitlig 20 spættede sæler pr. år fra 1950'erne til 1980'erne. Disse sæler kom formentlig fra en bestand, der lever i den allerøstligste del af vurderingsområdet. I 1990'erne begyndte fangsterne at stige, og de toppede i 2003 med mere end 100 sæler pr. år, hvorefter fangsttallene faldt markant. Drivisen fra Østgrønland forhindrer normalt fangst nær yngleområdet i løbet af ynglesæsonen i juni og en del af sommeren. En hidtil uset mangel på drivis i 2003-2005 muliggjorde dog fangst i dette område hele året, hvilket medførte store fangster, der formentlig tyndede væsentligt ud i bestanden (Rosing-Asvid 2010a). Den spættede sæl har nu været fuldstændig fredet i Grønland siden 1. december 2010.

5.2.3 Bardehvaler

Våge-, fin- og pukkelhval jages i Vestgrønland, og de årlige kvoter fastsættes hvert 5. år af den Internationale Hvalfangstkommission (IWC) (Tabel 5.1). Den grønlandske regering fordeler kvoten mellem de forskellige kommuner.

Finhval har været fanget regelmæssig i Grønland siden 1920'erne og vågehval siden 1940'erne. Fra 1995 til 2009 var kvoten for finhval stabil på 19 hvaler pr. år, men denne kvote blev sjældent udnyttet, og med indførelsen af en årlig kvote på 9 pukkelhvaler for Vestgrønland i årene 2010-2012 blev kvoten for finhval tilsvarende reduceret til 10 hvaler pr. år. Kvoten for vågehval i Vestgrønland er 178 hvaler pr. år med mulighed for at overføre op til 15 hvaler fra et år til det næste (IWC 2010).

Med undtagelse af en periode mellem 1987 og 2009 er pukkelhvalen blevet jaget i Grønland i flere århundreder (Fabricius 1780). Fire ud af de ni pukkelhvaler fra kvoten i 2010 og 2011 kan fanges inden for eller tæt på vurderingsområdet (APNN 2011).

Tabel 5.1. 2011-kvoterne for de tre bardehvalarter, der fanges i vestgrønlandske farvande inden for vurderingsområdet (APNN 2011).

Art	Vestgrønlandsk kvote	Kvote i vurderingsområdet	Fangst i vurderingsområdet i 2010
Vågehval	185	Åben	48
(*Balaenoptera acutorostrata*)	(178 + 7 overført fra 2010)	(12 til fællesfangst)	
Finhval	10	Åben	0
(*Balaenoptera physalus*)			
Pukkelhval	9	4	3
(*Megaptera novaeangliae*)			

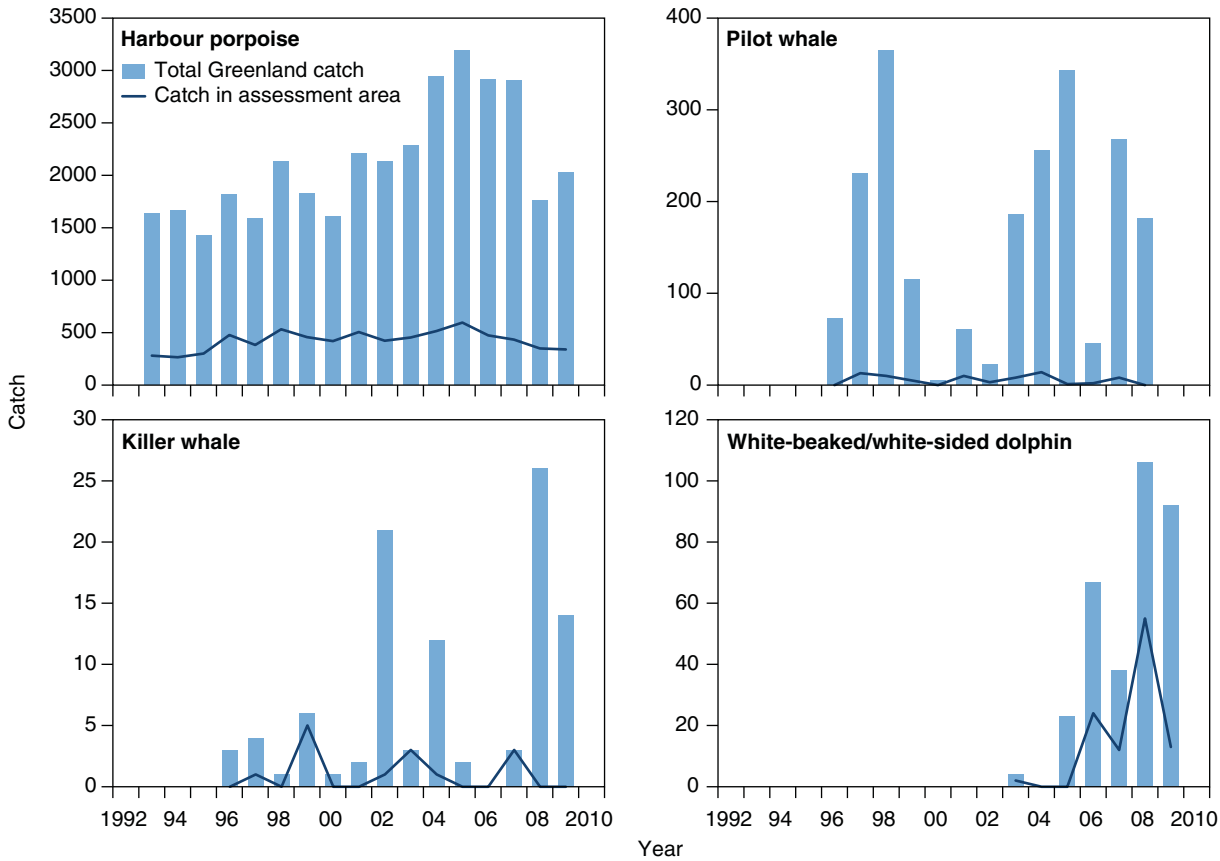
De fleste vågehvaler jages fra både udstyret med harpuner, der er ladet med pentritgranater, men et begrænset antal vågehvaler kan fanges som led i 'fællesfangst' fra småbåde (Anon 2010). I 2010 var den samlede fangst af vågehvaler rapporteret for zoner inden for vurderingsområdet 48 individer: 13 for Paamiut-området, 3 for Narsaq-området, 24 for Qaqortoq-området og 8 for Nanortalik (Departementet for Fiskeri, Fangst og Landbrug, upubl. data). De fleste fangster af vågehval i vurderingsområdet er hunner på grund af kønsopdelingen, hvor hunnerne normalt vandrer længere mod nord til deres sommerfourageringspladser end hannerne, hvilket resulterer i flere hunner end hanner i Vestgrønland (Laidre et al. 2009).

Fin- og pukkelhvaler kan kun fanges ved hjælp af harpunkanoner og pentritgranater (Anon 2010). På grund af mangel på både udstyret med harpunkanoner i de nordligste dele af Vestgrønland, fanges fin- og pukkelhvaler normalt fra Disko Bugt og sydpå. I 2010 blev der fanget fem finhvaler, og ingen af dem blev fanget i vurderingsområdet. Ud af kvoten på ni pukkelhvaler for hvert af årene 2010 og 2011 blev der givet en hval til Kujalleq Kommune i vurderingsområdet og tre til Sermersooq Kommune, som dækker en del af vurderingsområdet. To pukkelhvallicenser blev givet til Qaasuisup Kommune, og tre hvaler blev givet til Qeqqata Kommune, som begge ligger nord for vurderingsområdet. Ud over ved fangst fanges ca. fem pukkelhvaler ved uheld i fiskeudstyr hvert år i Grønland.

5.2.4 Tandhvaler

Marsvin, grindehval og til et vist omfang hvidnæse, spækhugger og evt. døgling fanges i vurderingsområdet. Fangsten af disse arter er ikke reguleret, men der findes et frivilligt registreringssystem, som har omfattet marsvin siden 1993. Grindehval og spækhugger blev indført i rapporteringssystemet i 1996 og hvidnæse og døgling i 2003. Data indtastes i en stor database, der administreres af Ministeriet for Fiskeri, Fangst og Landbrug. Nedenstående data er hentet fra denne database. Validering af data for spækhugger viste, at der sker menneskelige fejl i forbindelse med rapporteringen.

I perioden 1993-2009 blev der i gennemsnit fanget 2.123 marsvin om året. Af de 36.093 fangster, der er rapporteret fra 1993 til 2009 i Vestgrønland, blev 7.198 marsvin (dvs. 20 %) fanget inden for eller tæt på vurderingsområdet (dvs. mellem Nanortalik og Paamiut) (Figur 5.7).



Figur 5.7. Den årlige rapporterede fangst af tandhvaler (marsvin, grindehval, spækhugger og hvidnæse/hvidskæving) i vurderingsområdet (linje) og i Grønland (søjler).

På grund af den uforudsigelige forekomst fanges grindehval, hvidnæse og spækhugger opportunistisk. Årlige fangster af grindehval i Vestgrønland varierer mellem 0 og 300, og i perioden 1996-2008 blev der fanget i alt 2.154 grindehvaler i Vestgrønland. De fleste grindehvaler fanges syd for Disko Bugt, men nord for vurderingsområdet, og ganske få fanges syd for 62° N i grønlandske farvande (mindre end 4 % af fangsterne fra 1996-2008, Figur 5.7).

Hvidnæse og hvidskæving er ikke opført separat i rapporteringssystemet, da begge arter hedder det samme på grønlandsk. Man kan imidlertid antage, at langt den største del af delfinfangsten er hvidnæser, da hvidskæving er udbredt mere mod syd. Der er fanget i gennemsnit 47 delfiner om året i perioden 2003 til 2009 (Figur 5.7). Ud af de 330 delfiner, der er rapporteret fanget i Vestgrønland fra 2003 til 2009, blev 106 (dvs. 32 %) fanget i vurderingsområdet.

Spækhugger fanges dels til menneskeføde og dels til at fodre slædehunde. Den anses også som en konkurrent til sæl- og hvalfangere, hvilket er en yderligere årsag til fangsten af spækhuggere. Fra 1996-2009 blev der fanget i alt 98 spækhuggere i Vestgrønland, og det årlige fangstgennemsnit for hele perioden var 7, varierende mellem 0 og 26 spækhuggere pr. år (Figur 5.7). Spækhuggere er fanget uregelmæssigt langs hele vestkysten fra Upernavik i nord til Nanortalik i syd, og 14 % af fangsterne (dvs. 14 dyr) er sket i vurderingsområdet.

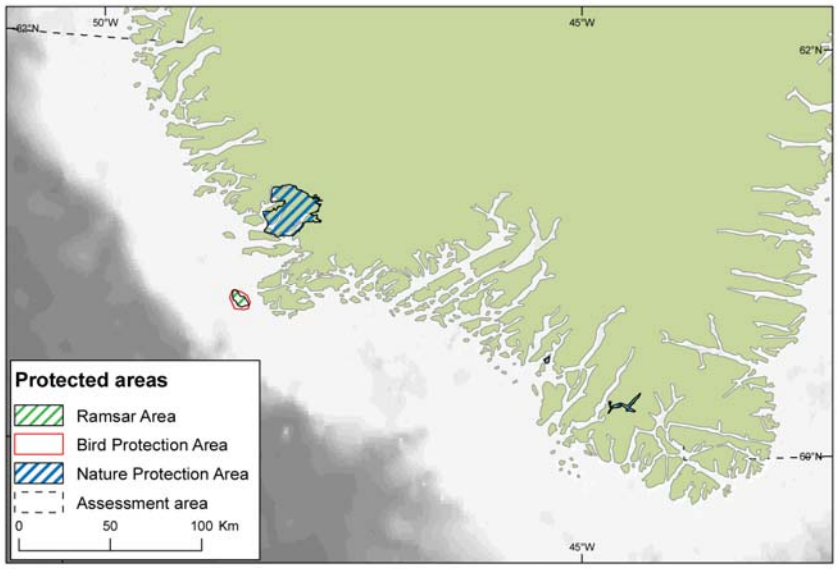
Døgling spises ikke i Grønland, da dens spæk kan give diarre hos mennesker og hunde. Der er dog rapporteret ganske få fangster. Det er muligt, at disse rapporter primært beror på fejl, men ikke-validerede data viser, at fangster rapporteret fra 2006, 2007, 2008 og 2009 var på henholdsvis 2, 9, 21 og 1 døgling. Af den samlede fangst på 33 hvaler, blev fem fanget i vurderingsområdet.

6 Beskyttede områder og truede arter

David Boertmann (AU)

6.1 Internationale naturbeskyttelseskonventioner

I følge Konventionen om Beskyttelse af Vådområder af International Betydning navnlig som Levesteder for Vandfugle (Ramsarkonventionen), har Grønland udpeget elleve områder, som skal optages på Ramsarlisten over Vådområder af International Betydning (Ramsarområder). Disse områder skal fredes som vådområder og bør indarbejdes i den nationale fredningslovgivning. Indtil videre er der dog kun et Ramsarområde i Grønland, som er blevet beskyttet ved lov. Der er kun et Ramsarområde i vurderingsområdet (Figur 6.1). Det er øgruppen Ydre Kitsissut, som i grønlandsk sammenhæng har en stor diversitet af ynglende havfugle (Egevang & Boertmann 2001).



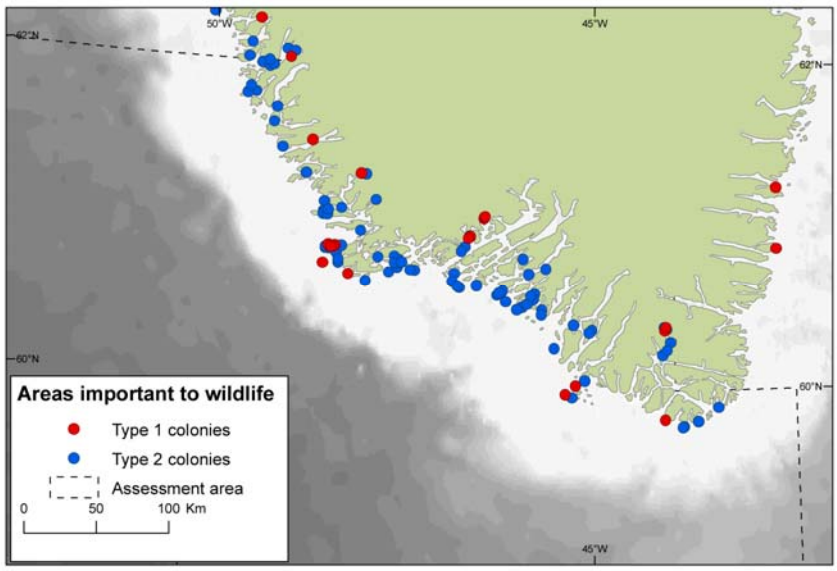
Figur 6.1. Områder i eller tæt på vurderingsområdet, der er beskyttet under den grønlandske naturbeskyttelseslov eller udpeget som Vigtige Fugleområder (IBA) eller Ramsarområder.

6.2 Naturbeskyttelseslovgivning

Der er tre områder indenfor vurderingsområdet, som er beskyttet under den grønlandske naturbeskyttelseslov. Blandt disse er det eneste hav/kystnære område den indre del af Ikka Fjord, hvor man finder de unikke ikaitsøjler (se afsnit 4.4). De to andre beskyttede områder er landområder, der er beskyttede på grund af frodige birkekrat (*Betula*). Begge findes i dale nordøst for Nanortalik ved Tasermiut.

Et område (Ydre Kitsissut) er beskyttet som ynglested for havfugle ifølge fuglebeskyttelsesbekendtgørelsen (Figur 6.1). Denne bekendtgørelse angiver desuden, at alle havfuglekolonier generelt er beskyttede mod forstyrrende aktiviteter (se Figur 4.6). I følge råstofloven er der udpeget en række 'vigtige områder for dyrelivet', og i disse områder er mineralefterforskningsaktiviteter reguleret for at beskytte dyrelivet. Adskillige ynglekolonier for havfugle er udpeget som vigtige områder for dyrelivet (Figur 6.2).

Figur 6.2. Områder udpeget som 'vigtige for dyrelivet' af Råstofdirektoratet i feltreglerne for prospektering og efterforskning. Type 1-kolonier huser ynglende mallemuk, polarlomvie eller almindelig lomvie, alk eller ride, mens type 2-kolonier huser ynglende almindelig ederfugl, tejst, lunde, havterne eller måger (med undtagelse af ride).



6.3 Truede arter

To pattedyrarter og tolv fuglearter, der forekommer i vurderingsområdet, er optaget på den nationale liste over udryddelsestruede arter i Grønland (rødlisten) (Tabel 6.1, jvf. Boertmann 2007b).

Dertil er der en række arter kategoriseret som 'med utilstrækkelige data' (DD) eller 'vurdering ikke mulig' (NA), og disse arter kan blive optaget på rødlisten, når der foreligger yderligere oplysninger (Tabel 6.2).

Tabel 6.1. Nationalt rødlistede arter (forbundet med havmiljøet), som forekommer i vurderingsområdet.

Art	Kategori
Isbjørn	Sårbar (VU)
Spættet sæl	Kritisk truet (CR)
Islom	Næsten truet (NT)
Alm. ederfugl	Sårbar (VU)
Strømand	Næsten truet (NT)
Havørn	Sårbar (VU)
Jagtfalk	Næsten truet (NT)
Hættemåge	Sårbar (VU)
Ride	Sårbar (VU)
Ismåge	Sårbar (VU)
Havterne	Næsten truet (NT)
Polarlomvie	Sårbar (VU)
Alm. lomvie	Moderat truet (EN)
Lunde	Næsten truet (NT)

Grønland har et særligt ansvar for arter, hvor en betydelig del (20 %) af den globale bestand findes i landet, hvilket betyder, at deres globale overlevelse afhænger af en gunstig bevaringsstatus i Grønland. Sådanne arter omfatter to pattedyr og seks fugle i vurderingsområdet (Tabel 6.2). Endemiske arter eller underarter er også et nationalt ansvar, da den samlede bestand findes i Grønland. Der findes ingen endemiske arter i vurderingsområdet, men der forekommer tre fuglearter med biogeografisk isolerede bestande (Tabel 6.2).

Tabel 6.2. Nationale ansvarsarter, (defineret som mere end 20 % af den globale bestand in Grønland, herunder endemiske underarter), arter med en isoleret bestand i Grønland og arter opført som 'med utilstrækkelige data' (DD), som forekommer i vurderingsområdet. Kun arter, der forekommer i marine habitater, er inkluderet.

Nationale ansvarsarter	Arter opført som 'med utilstrækkelige data' (DD)	Arter med isolerede bestande in Grønland
Isbjørn	Marsvin	Skarv
Remmesæl	Sejhval	Toppet skallesluger
Gråand	Blåhval	Strømand
Alm. Ederfugl		
Havørn		
Hvidvinget måge		
Tejst		
Søkonge		

IUCN varetager en liste over globalt truede arter (IUCN 2011). Fem globalt truede arter (en fugl og fire pattedyr) forekommer i vurderingsområdet (Tabel 6.3).

Tabel 6.3. Arter, der forekommer i vurderingsområdet og er opført som globalt truede (IUCN 2011).

Arter	Kategori
Ismåge	Næsten truet (NT)
Isbjørn	Sårbar (VU)
Finhval	Moderat truet (EN)
Blåhval	Moderat truet (EN)
Kaskelot	Sårbar (VU)

6.4 NGO-udpegede områder

Den internationale fuglebeskyttelsesorganisation BirdLife International har udpeget en række vigtige fugleområder (IBA) i Grønland (Heath & Evans 2000). Disse områder er særligt vigtige områder for fugle og bør beskyttes af national lovgivning. De er udpeget på grundlag af et omfattende sæt kriterier, som f.eks. at mindst 1 % af en biogeografisk bestand forekommer i området. Se nærmere på IBA-hjemmesiden (Link). Der findes kun et IBA i vurderingsområdet, som igen er den vigtige øgruppe Ydre Kitsissut, der også er et Ramsarområde og omfattet af de beskyttede ynglesteder for havfugle.

7 Baggrundsindhold af forurenende stoffer

Doris Schiedek (AU)

Det er vigtigt at have viden om baggrundsindholdet af forurenende stoffer i sedimenter og biota i områder med forestående kulbrinteefterforskning og -udnyttelse, idet denne viden danner grundlag for overvågningen og vurderingen af den potentielle forurening af miljøet som følge af disse aktiviteter. Forekomsten af forurenende stoffer i vandmiljøet og biota har været undersøgt i forskellige områder af Grønland i flere år og med forskellige formål for øje. Et overblik over disse undersøgelser findes i Boertmann et al. (2009). I det følgende sammenfattes den eksisterende viden med hovedvægt på undersøgelser med relevans for vurderingsområdet i Sydgrønland.

7.1 Eksisterende viden om indholdet af forurenende stoffer

Der er indsamlet grundlæggende data om indholdet af bly, kadmium, kviksølv og selen i bløddyr, krebsdyr, fisk, havfugle, sæler, hvalrosser, hvaler og isbjørne fra forskellige geografiske områder, herunder Vestgrønland, Nordvestgrønland og det centrale Vestgrønland (Dietz et al. 1996). Der er kun medtaget data for dyr, som ikke er påvirket af lokale forureningskilder, dvs. hvor der tidligere har været mineaktiviteter. Den overordnede konklusion var, at blyindholdet i havorganismer fra Grønland var lavt, mens indholdet af kadmium, kviksølv og selen var højt og i visse tilfælde oversteg grænseværdierne i den danske fødevarestandard. Der kunne ikke drages en entydig konklusion i forhold til geografiske forskelle i koncentrationen af bly, kviksølv og selen. Generelt var kadmiumindholdet højere i biota fra Nordvestgrønland sammenlignet med de sydlige områder.

7.1.1 AMAP- overvågningsaktiviteter

Det arktiske moniterings- og vurderingsprogram AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme) blev etableret i 1991 for at overvåge identificerede forureningsrisici og deres konsekvenser for det arktiske økosystem. Arktis er et område næsten uden industri eller landbrug. De fleste svært nedbrydelige organiske miljøgifte (POP-stoffer) og en væsentlig del af metallerne (f.eks. kviksølv) i det arktiske miljø er menneskeskabte. POP-stoffer, kviksølv og andre stoffer er nået frem til Arktis som følge af luft- og havtransport over lange afstande (AMAP 2004). Når de forurenende stoffer når frem til Arktis, kan de optages i det fedtrige arktiske marine fødenet. Generelt er indholdet af kviksølv steget i biota fra Arktis, hvilket har betydning for menneskenes og dyrelivets sundhed. Der er også noget, der tyder på, at Arktis fungerer som et globalt reservoir for atmosfærisk kviksølv (Outridge et al. 2008).

Som en del af AMAP blev der i 1994 iværksat et program i Grønland med fokus på en række POP-stoffer, herunder PCB (polychlorerede biphenyler) og forskellige spormetaller som kadmium (Cd), kviksølv (Hg) og selen (Se). I Schiedek (2011) findes en detaljeret oversigt over indholdet af forurenende stoffer og den tidsmæssige udvikling hos de overvågede arter, herunder resultater fra den seneste AMAP-vurdering i 2009 (Muir & de Wit 2010). Overordnet set har AMAP-vurderingerne vist, at POP-stoffer tydeligvis findes i den arktiske biota, og at indholdet generelt er højest hos arter tilhøren-

de de øverste trofiske niveauer (f.eks. storkjove, gråmåge, svartbag, spækhugger, grindehval, polarræv og isbjørn). I forbindelse med AMAP-aktiviteterne er der også dokumenteret et fald i indholdet af visse POP-stoffer (f.eks. PCB og DDT), hvilket skyldes indførelsen af forbud og restriktioner vedrørende deres anvendelse i store dele af verden (AMAP 2004, Muir & de Wit 2010). Dog er indholdet af nye svært nedbrydelige stoffer samtidig stigende (AMAP 2004, Muir & de Wit 2010). Disse stoffer er også fundet hos dyr fra Grønland, f.eks. den bromerede flammehæmmer hexabromcyclododecan (HBCD) og tetrabromobisphenol A (TBBPA), som er kemiske stoffer, der produceres i store mængder. I de seneste år er der rapporteret om forekomster i sediment og biota fra havmiljøet (Frederiksen et al. 2007). Generelt er koncentrationen af HBCD hos dyr fra Vestgrønland lavere end hos de samme arter fra Østgrønland. Det samme er tidligere beskrevet for andre halogenerede forbindelser som PBDE og polybromeret diphenylæter (Vorkamp et al. 2007).

7.1.2 Tidligere og nuværende udvindingsaktiviteter

I årene 1854-1987 blev der udvundet kryolit i et åbent brud i Ivittuut tæt ved Arsuk Fjord. Siden 1982 har et miljøovervågningsprogram været i gang. Det har vist, at den nærtliggende fjord var forurenet med bly og zink, hvilket førte til en ophobning af bly og zink i tang og muslinger, som påvirkede en stor del af fjorden. Den største kilde til denne forurening viste sig at være gråbjerg, der blev brugt som opfyld langs kysten. I løbet at hele overvågningsperioden (1982 til 2010) er der set et fald i indholdet af både zink og bly i biota fra Arsuk Fjord. I 2010 var zinkindholdet ca. 3 gange lavere end i 1982, hvilket tyder på en aftagende transport af bly fra kilden og ud i havet. Blykoncentrationen i blåmuslinger (*Mytilus edulis*) var dog stadig 200-500 gange højere end i muslinger fra andre dele af Grønland uden kendte lokale blykilder. I visse dele af fjorden, dvs. omkring Ivittuut, var blykoncentrationen i blåmuslinger stadig så høj i 2010, at det blev frarådet at spise muslinger fra dette område (Johansen et al. 2010). Zinkkoncentrationen er generelt også faldet, dog noget langsommere.

Nalunaq-guldminen, som ligger 8 km fra kysten i Kirkespirdalen ca. 40 km nordøst for Nanortalik, blev åbnet i 2004, efter at der var gennemført omfattende efterforskningsprogrammer og baggrundsundersøgelser af miljøet (Glahder et al. 2010). Indtil 2007 blev guldmalmen sendt til et oparbejdningsanlæg i Rio Narcea i Spanien. I årene 2007-2009 blev malmen oparbejdet på Nugget Pond i Newfoundland, Canada. Ved den seneste miljøovervågningsundersøgelse i 2010 blev udvindingsaktivitetens konsekvenser for havmiljøet fundet meget begrænsede, dvs. der blev ikke fundet forhøjede koncentrationer af sporstoffer hos blåmusling, almindelig ulk (*Myoxocephalus scorpius*) eller hos fjeldørred (*Salvelinus alpinus*). I lavarter, som er indikatorer for luftforurening, var koncentrationen af Cu, Cr, As og Co ligesom de tidligere år væsentligt forhøjet i udvindingsområdet sammenlignet med baggrundsindholdet, hvilket formentlig skyldes støv fra vejen, der fører hen til udvindingsstedet (Glahder et al. 2010).

7.1.3 Tributyltin (TBT)

Antibegroningsmidlet tributyltin (TBT) findes i mange kystnære vandområder i både i- og ulande, og det højeste indhold findes i havne og langs sejlruter (Sousa et al. 2009). I fjernere egne som f.eks. det arktiske miljø er der normalt et lavt indhold af TBT undtagen tæt på havne, som ved Sisimiut

nord for vurderingsområdet (Villumsen & Ottosen 2006), og nær sejlruter (Strand & Asmund 2003, AMAP 2004, Berge et al. 2004). Forekomsten af TBT-rester i marsvin fra Grønland viser, at organotinforbindelser også har spredt sig til det arktiske område, selv om den fundne koncentration er forholdsvis lav (Jacobsen & Asmund 2000, Strand et al. 2005).

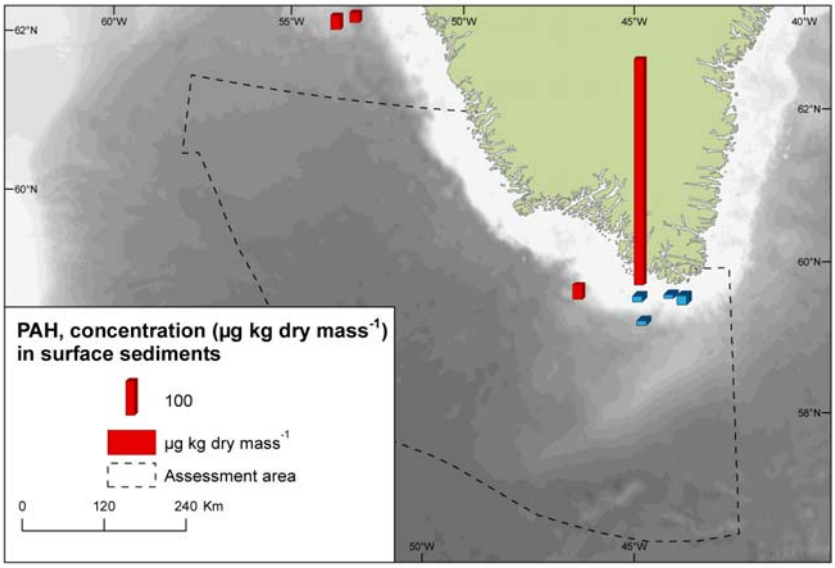
7.1.4 Oliekulbrinter og polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH'er)

Oliekulbrinter er betegnelsen for adskillige hundrede kemiske forbindelser i produkter, der er afledt af råolie, f.eks. benzin, petroleum og diesel. De væsentligste for vurderingen af miljøpåvirkningen er de aromatiske kulbrinter (dvs. benzen, ethylbenzen, toluen og xylen). En anden vigtig gruppe er de polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH'er), som stammer fra to væsentlige kilder: forbrænding (pyrogen) og råolie (petrogen). PAH'er udgør den giftigste fraktion af olie og spredes i miljøet igennem olieudslip og udledning af produceret vand (se også afsnit 9.4.1). 16 PAH'er optræder på Verdenssundhedsorganisationens og den Amerikanske Miljøstyrelses liste over de væsentligste forurenende kemiske stoffer.

Indholdet af oliekulbrinter (herunder PAH'er) er generelt lavt i det arktiske havmiljø og ofte tæt på baggrundskoncentrationen, undtagen i områder med menneskeskabte påvirkninger som f.eks. havne. I dag stammer hovedparten af oliekulbrinter i Arktis fra naturlige kilder, f.eks. udsivende olie (Skjoldal et al. 2010). De undersøgelser af PAH-indholdet i biota og sediment (herunder sedimenter fra offshore-områder, kommunale lossepladser og steder uden kendt lokal forureningskilde), der indtil videre er foretaget i Grønland, herunder i vurderingsområdet, har vist, at indholdet af olieforbindelser i kyst- og offshore-områder er forholdsvist lavt og kan betragtes som baggrundskoncentrationer. Det PAH-indhold, der indtil videre er målt i Sydgrønland i sediment, er også lavt undtagen ved en kommunal losseplads nær Nanortalik (Figur 7.1).

7.1.5 Konklusioner vedrørende indholdet af forurenende stoffer

Generelt har AMAP-undersøgelserne vist, at indholdet af klororganiske forbindelser i arktiske biota er højest hos de havorganismer, der tilhører det øverste trofiske niveauer (f.eks. isbjørn). Det gælder især for opkoncentrering gennem fødekæden af PCB og DDT. I forbindelse med AMAP-aktiviteterne er der også set et fald i indholdet af visse POP-stoffer (f.eks. PCB og DDT), hvilket skyldes indførelsen af forbud og restriktioner vedrørende deres anvendelse i store dele af verden (AMAP 2004, Muir & de Wit 2010). Dog er der samtidig set en stigning i indholdet af nye svært nedbrydelige stoffer, som f.eks. bromerede flammehæmmere (AMAP 2004, Muir & de Wit 2010) hos dyr fra Grønland. Indholdet af olieforbindelser, herunder PAH'er, er relativt lavt i Grønland og betragtes som baggrundskoncentrationer.



Figur 7.1. Koncentration (µg/kg tørvægt) af polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH) i overfladesediment (normalt den øverste 0-1 cm) i vurderingsområdet. De farvede søjler angiver PAH-koncentrationen og prøver udtaget af forskellige virksomheder/institutioner. De røde søjler angiver prøver taget af Aarhus Universitet, og de blå søjler angiver prøver taget af Cairn Energy PLC. Værdierne er baseret på 16 PAH'er i henhold til den amerikanske miljøstyrelse (EPA). De 16 PAH'er er de vigtigste for EPA, og der foretages ofte målinger af dem i miljøprøver. Bemærk: Unormalt høje PAH-værdier blev målt ved en losseplads nær Nanortalik.

Det korte overblik i dette afsnit dokumenterer også, at vores nuværende viden om indholdet af forurenende stoffer i marine dyr fra Vestgrønland, herunder i vurderingsområdet, stadig er begrænset. Yderligere undersøgelser er nødvendige for bedre at kunne forstå, om og i hvilket omfang biota i vurderingsområdet allerede er påvirket af forurenende stoffer, men også for at få et grundlag for fremtidig overvågning og vurdering. I den forbindelse er det også vigtigt at opbygge mere viden om forholdet mellem mængden af forurenende stoffer og de potentielle biologiske konsekvenser, herunder subletale virkninger eller skader.

7.2 Biologisk effekt

De forsknings- og overvågningsaktiviteter, der er beskrevet i det foregående afsnit, viser tydeligt forekomsten af forskellige former for forurenende stoffer (f.eks. POP-stoffer og tungmetaller) i biota fra Grønland. Der er forskelle regionerne og arterne imellem, og de højeste koncentrationer er fundet hos rovdyr øverst i fødekæden (f.eks. isbjørne og sæler). Indholdet af forurenende stoffer i grønlandske biota er dog stadig ofte lavere end i biota fra mere tempererede områder, f.eks. Nordsøen eller Østersøen. Det rejser spørgsmålet om, hvorvidt indholdet i Arktis er tilstrækkeligt højt til at have biologiske effekter og hvilke grænseværdier, der er for konsekvenserne.

Som en del af AMAP-vurderingen i 2009 er de seneste undersøgelser blevet gennemgået og sammenfattet i forhold til biologiske effekter, og hvordan de er relateret til eksponeringen over for specifikke POP-stoffer (Letcher et al. 2010). De første forsøg er gjort på at vurdere data om koncentrationer i vævstyper i relation til mulige grænseværdier for biologiske effekter i arter på de højere trofiske niveauer, herunder havfugle (f.eks. gråmåge), isbjørn

og fjeldørred. Der var kun meget lidt, der tydede på en udbredt effekt på de arktiske organismers sundhed. I mindre målestok er der dog dokumenteret betydning. På baggrund af den foreliggende viden fra forskellige undersøgelser af arktisk og subarktisk dyreliv og fisk er flere nøglearter og -bestande identificeret som potentielt påvirkede (Letcher et al. 2010). Blandt disse er den østgrønlandske isbjørn og ringsæl, grønlandshajen fra Baffin Bugten/Davis Strædet og nogle få bestande af fjeldørred i ferskvand.

Det er også blevet undersøgt nærmere hvordan isbjørne påvirkes af forurening, idet denne art har vist sig at have det højeste indhold af forurenende stoffer (f.eks. klororganiske forbindelser, PBDE, PFC og kviksølv) i Arktis, specielt bestande fra Østgrønland og Svalbard. Påvirkningen af isbjørnes sundhed som følge af den komplekse, akkumulerede blanding af disse stoffer er sammenfattet og vurderet af Sonne (2010). Denne gennemgang viste, at hormon- og vitaminkoncentrationen, morfologien af lever, nyre og skjoldbruskkirtel samt det reproduktive system og immunsystemet hos isbjørne sandsynligvis er påvirket som følge af udsættelsen for forurenende stoffer.

Der er fastlagt grænseværdier for en række kemikalier, der dokumenterer de forurenende stoffers konsekvenser for biota hos en række arter både i laboratorier og i felten i de europæiske farvande. Disse undersøgelser viser tydeligt, at organismer påvirkes af forurenende stoffer, og at deres fysiologiske reaktion afhænger af, over hvor lang tid og i hvilket omfang de udsættes for de forurenende stoffer. De påvirkninger, der blev observeret, varierer fra enzymhæmning og forandringer i celleprocesser over immundefekter, neurotoksiske og genotoksiske påvirkninger til svækkelse af det reproduktive system eller histopatologiske forandringer som yderste konsekvens. Der er tydelige forskelle mellem forskellige arter og regioner (van der Oost et al. 2003, Lehtonen et al. 2006, Picado et al. 2007). Der er også i vid udstrækning anvendt toksicitetstest i tempererede områder for at sammenholde koncentrationer i miljøet med biologiske påvirkninger, men ind til videre er der kun foretaget få test af arktiske og subarktiske arter.

Dette gør det vanskeligt at vurdere, om de fastlagte grænseværdier for tempererede arter kan bruges ved en sammenligning med situationen i offshorefarvandene i Grønland. Arter, der lever i de arktiske og subarktiske egne har en helt specifik livsstrategi og populationsdynamik som følge af tilpasning til det barske miljø. Desuden kan deres fedtindhold og sæsonbestemte cyklus variere betydeligt sammenlignet med mere tempererede arter (AMAP 2004). De lavere temperaturer i de grønlandske farvande har formentlig også betydning for toksiciteten af forurenende stoffer. Der findes på nuværende tidspunkt kun begrænsede data til at fastslå, om kuldetilpassede arter er mere (eller mindre) følsomme over for forurenende stoffer end tempererede arter.

I den forbindelse kan biota i offshore-farvandene i Sydgrønland have speciel status. Hvad angår artssammensætningen ligner økosystemet det, der findes i koldttempererede områder, f.eks. i Norge. I forhold til hydrografi og temperaturforhold er det dog nok nødvendigt med en anden tilpasningsstrategi, hvilket også kan påvirke, hvordan arterne reagerer på forekomsten af forurenende stoffer.

Vi har på nuværende tidspunkt ikke tilstrækkelig viden til at foretage en vurdering af, hvorvidt arter der lever i Sydgrønland udviser de samme fysi-

ologiske reaktioner, når de udsættes for forurenende stoffer, herunder oliekulbrinter, som deres mere tempererede modstykker i f.eks. Norge.

7.2.1 Polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH'er) og deres mulige konsekvenser for biota

Som anført ovenfor er PAH-indholdet relativt lavt i grønlandske biota. Med øget menneskeskabt aktivitet, f.eks. i forbindelse med olieefterforskning, kan dette ændre sig, og det er nødvendigt at have pålidelige miljøovervågningsværktøjer for at kunne identificere en eventuel påvirkning af biota, i f.eks. vurderingsområdet.

Havorganismer optager PAH'er direkte fra vandet (via kroppens overflade eller gællerne) eller gennem føden. Mange undersøgelser tyder på, at PAH'er i større eller mindre grad omsættes af hvirvelløse dyr og generelt omsættes effektivt af hvirveldyr, som f.eks. fisk (Hylland et al. 2006). I modsætning til de fleste svært nedbrydelige organiske miljøgifte ophobes PAH'er derfor ikke i de marine fødenet. Eksponeringen over for PAH'er gennem føden kan dog være høj hos arter, som hovedsageligt lever af organismer med ringe evne til at omsætte PAH'er, som f.eks. muslinger (Peterson et al. 2003). I den nedre ende af fødekæden kan filtrerende zooplankton udsættes for store koncentrationer ved at optage oliedråber indeholdende PAH'er fra det omgivende vand.

Organismer påvirkes i høj grad af PAH'er og på forskellige niveauer, herunder biokemisk og fysiologisk og/eller genotoksisk (Hylland et al. 2006). Organismers reaktion på og tolerance over for PAH'er kan være meget forskellig afhængig af arternes geografiske udbredelse og af den specifikke PAH-sammensætning. PAH'er er en stor gruppe af forskelligartede stoffer fra bicyklisk naftalin og naftalinderivater til komplekse strukturer med op til 10 ringe. Påvirkninger i forbindelse med PAH-eksponering er også set på populationsniveau, hvilket kan afspejle præeksponering og/eller arvelige genetiske forandringer i bestande, der kronisk eksponeres for PAH'er.

PAH'er bidrager også i høj grad til toksiciteten af produceret vand, der udledes ved olie- og gasproduktion. Produceret vand er en kompleks sammenblanding af mange giftige forbindelser som f.eks. dispergeret olie, metaller, alkylfenoler og PAH'er. Sammensætningen er forskellig fra brønd til brønd bl.a. på grund af de forskellige kemikalier, der tilsættes ved olieproduktionen. I kapitel 9 og 10 beskrives det nærmere, hvordan PAH'er påvirker biota.

Generelt kan det siges, at eksponering for PAH'er har konsekvenser på forskellige biologiske niveauer, og at grænseværdierne kan være forskellige afhængig af arterne og økosystemet.

For bedre at kunne vurdere de potentielle risici for de arktiske og subarktiske biota og det omgivende miljø som følge af olie-relateret forurening som f.eks. olieudslip er der behov for flere integrerede undersøgelser. Den eksisterende viden om nøglearters følsomhed i vurderingsområdet og deres reaktion på olie eller PAH-eksponering bør også udbygges.

Undersøgelser foretaget i Norge af arter fra Nordsøen, sub-Arktis og Arktis har vist, at det bør overvejes at anvende en række biomarkører ved vurderingen af biologiske effekter. Desuden bør der fastlægges vurderingskriterier for Grønland, som tager uacceptable konsekvenser med i betragtning. Så-

danne kriterier bør bygge på økotoksikologiske test, som omfatter følsomheden af relevante arter på forskellige trofiske niveauer, f.eks. OSPAR's miljøvurderingskriterier. Der findes på nuværende tidspunkt ingen toksikologiske test med relevante arter for vurderingsområdet, som kan fastlægge sådanne kriterier. En passende viden om arternes følsomhed og vurderingskriterier, og en passende overvågningsstrategi bør sikres.

Da artssammensætningen i nogen grad svarer til dele af Norge, kunne det eventuelt være muligt at tage udgangspunkt i resultater fra undersøgelser og overvågningsaktiviteter foretaget i f.eks. Norge og anvende tilsvarende målarter. Dette bør dog undersøges nærmere, før der igangsættes mere omfattende boreaktiviteter.

8 Konsekvenser af klimaforandringer

Doris Schiedek, Morten Frederiksen, Michael Dünweber (AU) & Martin Blicher (GN)

8.1 Generel kontekst

En af hovedkonklusionerne i AMAP's vurdering af effekterne af klimaændringer på sne, vand, is og permafrost i Arktis (SWIPA) var, at perioden 2005-2010 var den varmeste i den periode der foreligger målinger fra (AMAP 2011). Siden 1980 har stigningen i den årlige gennemsnitstemperatur været dobbelt så stor i Arktis som på resten af kloden. Der er også registreret ændringer i vejrmønstre og havstrømme, blandt andet en højere indstrømning af varmt vand fra Stillehavet til Polhavet.

Gennemsnitstemperaturen efterår og vinter forventes at stige med 3-6° C frem til 2080, selv hvis det forudsættes at udledningerne af drivhusgasser bliver lavere end i det seneste årti. Det forventes også at både udbredelsen og tykkelsen af havis om sommeren vil fortsætte med at falde, om end med betydelige svingninger fra år til år. Det regnes nu for sandsynligt at Polhavet vil være næsten isfrit som sommeren midt i det 21. århundrede (AMAP 2011).

Klimaændringerne er også registreret i Grønland. For eksempel blev der i 2010 målt rekordhøje lufttemperaturer og isafsmeltning fra gletsjere. Den gennemsnitlige sommertemperatur var 0,6-2,4° C over normalperioden (1971-2000), med den største forskel i Vestgrønland. Kombinationen af en mild og tør vinter 2009/10 og den meget varme sommer førte til den højeste afsmeltningsrate siden i hvert fald 1958, og både omfanget og varigheden af afsmeltning fra Indlandsisen var højere end i noget år siden i hvert fald 1978. Det er nu klart vist at tabet af isareal i det seneste årti (i gennemsnit 120 km^2 om året) er højere end før 2000 (Box et al. 2010).

Den igangværende og kommende opvarmning påvirker marine økosystemer omkring Grønland på mange måder. En stigning i vandtemperaturen har en direkte effekt på organismer og deres stofskifte, vækst og forplantning. Afhængigt af de lokale arters evne til at tilpasse sig, kan der forventes ændringer i udbredelsesmønstre og artsdiversitet, med vidtrækkende konsekvenser for sammensætningen af biologiske samfund og deres produktivitet samt for økosystemer på både lokal og regional skala.

De oceanografiske forhold i Labradorhavet og ud for Sydøstgrønland påvirkes i høj grad af havstrømme, især balancen mellem den kolde Østgrønlandske Strøm og den varme Irmingerstrøm. Denne balance vil sandsynligvis blive påvirket af den fremtidige opvarmning, men retningen og omfanget af sådanne forandringer er svære at forudse.

Ændringer i oceanografiske forhold vil påvirke primærproduktion og dermed tidspunkt, lokalisering og artssammensætning af forårsopblomstringen af fytoplankton. Dette vil i det næste trin påvirke zooplanktonsamfund og produktiviteten hos fisk; f.eks. kan det tænkes at tidligere forårsopblomstring leder til en tidsmæssig forskydning mellem fytoplankton- og zooplanktonproduktion, og dermed et mindre effektivt fødenet. Fødenettet

kan også tænkes at blive påvirket af ændringer i hyppigheden af toprovdyr, men effekten af sådanne ændringer er svær at forudsige. Ikke-specialiserede rovdyr (generalister) vil sandsynligvis lettere end specialiserede rovdyr kunne tilpasse sig ændrede forhold. Alt i alt forventes der betydelige ændringer i hele fødenettet.

Den igangværende opvarmning forbindes ofte med ophobning af menneskeskabte udledninger af kuldioxid (CO2) til atmosfæren. Forøgede koncentrationer af CO2 vil også lede til et fald i havvandets surhedsgrad (pH), og dermed også i mængden af opløst kalciumcarbonat. Hvis udledningerne af CO2 fortsætter med at stige, vil kalkaflejrende organismer (coccolithophorer, koraller, pighude, bløddyr, krebsdyr) få svært ved at danne og vedligeholde deres ydre eller indre kalkskelet. Øvrige effekter af forsuring på marine organismer kan tænkes at inkludere langsommere vækst, nedsat forplantningsevne eller øget følsomhed overfor sygdomme, med konsekvenser for økosystemstruktur og grundstofcykler (f.eks. Orr et al. 2005, Fabry et al. 2008, Kroeker et al. 2010). Sådanne effekter forventes også at forekomme i undersøgelsesområdet.

Marine økosystemer i Arktis forandrer sig allerede som respons på et varmere klima, som dokumenteret af Wassmann et al. (2011). Disse forfattere fandt klar evidens for ændringer i næsten alle dele af det marine økosystem, også i Vestgrønland, fra planktonsamfund til større pattedyr.

Wassmann et al.'s (2011) vurdering er baseret på flere typer af 'fodaftryk' af organismernes respons på klimaændringer (Tabel 8.1).

Tabel 8.1. Sammendrag af 'fodaftryk' af respons på klimaændringer hos arktiske marine organismer (Wassmann et al. 2011).

Respons	Ændringer
Udbredelse	Nordlige forskydninger i udbredelsen af subarktiske og tempererede arter, transport af organismer fra Stillehavet til Atlanterhavet via Polhavet.
Bestandsstørrelse	Øget hyppighed og forplantning hos subarktiske arter, tilbagegang og reduceret forplantning hos visse arktiske arter tilknyttet havis, og hos arter der nu spises af rovdyr hvis favoritbytte er gået tilbage.
Vækst og kondition	Forøget vækst hos nogle subarktiske arter og primærproducenter, og reduceret vækst og kondition hos organismer tilknyttet havis.
Adfærd og fænologi	Usædvanlig adfærd hos organismer tilknyttet havis, inklusive tidligere forårsfænologi og forsinket efterårsfænologi.
Ændringer i biologiske samfund	Ændringer i rovdyr-byttedyr forhold som følge af udbredelsesændringer hos rovdyr.

Nedenfor beskrives nogle af de observerede og forventede ændringer, og deres relevans for vurderingsområdet.

8.2 Primærproduktion og zooplankton

Arktiske marine økosystemer domineres af vandlopperne *Calanus glacialis* og *C. hyperboreus*, som lever af kiselalger; begge er vigtige fødeemner for specialiserede havfugle, især søkongen. Hvis perioden hvor primærproduktion finder sted bliver længere, kan det tænkes at lede til et fytoplanktonsamfund med både kiselager og furealger. Dette kunne føre til en fødekæde domineret af de mindre vandlopper *Calanus finmarchicus* og *Metridia longa*, som er mindre værdifulde som føde for plankton-spisende fugle og pattedyr (f.eks. grønlandshval og søkonge). Da kiselalger indeholder store mængder

umættede fedtsyrer med høj næringsværdi, kan sådan en ændring have omfattende konsekvenser for de højere trofiske niveauer (Kattner et al. 2007).

I Sydvestgrønland (inklusiv vurderingsområdet) er *C. finmarchicus* allerede den dominerende *Calanus*-art, og er normalt mindst tre gange så talrig som *C. glacialis* og *C. hyperboreus* (Pedersen et al. 2005, og referencer deri). Efterhånden som temperaturen stiger vil *C. finmarchicus* blive endnu mere dominerende, som Kjellerup (submitted) har vist eksperimentelt. En sådan ændring forventes at påvirke højere trofiske niveauer, på grund af det lavere energiindhold per individ. Et sådant scenarie vil formentlige forårsage en trofisk kaskade som følge af mindre energiindhold pr. individ (Hansen et al. 2003, Falk-Petersen et al. 2007). Andelen af biologisk produktion som *C. finmarchicus* står for vil stige yderligere (Hirche & Kosobokova 2007) på grund af dens højere vækstrate og kortere livscyklus (Scott et al. 2000). Et skifte til en tilstand domineret af *C. finmarchicus* vil uden tvivl påvirke vigtige havfugle såsom søkonge negativt (Karnovsky et al. 2003), og begunstige pelagiske stimefisk såsom sild (Falk-Petersen et al. 2007) og deres prædatorer (Stempniewicz et al. 2007).

C. finmarchicus spiller også en vigtig rolle som byttedyr for torskelarver, og i Vestgrønland er den det vigtigste bytte (Drinkwater 2005). Ændringer i tæthed og udbredelse vil sandsynligvis også få en direkte effekt på udbredelsen af torsken og andre fiskearter.

Fordi *C. finmarchicus* græsser fytoplankton, påvirkes dens geografiske udbredelse og livscyklus ikke udelukkende af temperaturen, men også af fødemængden målt som koncentrationen af klorofyl *a*. Satellitdata indsamlet i perioden 1997-2009 viser allerede tegn på, at klorofylmaksimum forekommer tidligere på året ud for Grønland (Kahru et al. 2011), hvilket tyder på forandringer i udviklingen af fytoplanktons opblomstring og dermed primærproduktion.

En ændring eller forlængelse af sæsonen for primærproduktion i vurderingsområdet kan påvirke ikke blot *C. finmarchicus*, men også skabe gunstige forhold for visse andre zooplanktonarter med konsekvenser for artssammensætningen.

Fytoplankton er også den vigtigste kilde til optagelse og omdannelse af CO_2 i det marine miljø. Ændringer i hvordan kulstof cirkulerer i økosystemet (som følge af ændringer i artssammensætning) vil påvirke hvor meget af dette kulstof som bliver bundet i havet, og hvor meget som genudledes til atmosfæren. Dette kan føre til fundamentale ændringer i de arktiske marine økosystemers struktur, også i vurderingsområdet.

8.3 Bunddyr

Klimaforandringer kan også ændre samspillet mellem de pelagiske og det bentiske økosystemer i vurderingsområdet. Fremtidige ændringer i de bunddyrssamfundene vil afhænge af de nuværende arters temperaturfølsomhed og deres tilpasningsevne. Hvis der sker yderligere opvarmning, vil de arter, der tåler et stort temperaturspænd, blive mere udbredte, hvilket vil medføre ændringer i strukturen af bunddyrssamfundet og formentlig dets funktionelle egenskaber, især i kystområder, med ændringer for de højere trofiske niveauer til følge. På nuværende tidspunkt er vores viden om temperaturfølsomhed og tilpasningsevne hos større bunddyr i vurderingsområ-

det begrænset, og det er ikke muligt at komme med forudsigelser vedrørende ændringer i biogeografi og samspillet mellem arter. I den gennemgang, der foretages i Wassmann et al. (2011), præsenteres der 12 eksempler på forandringer i de bentiske samfund. Konsekvenserne af klimaforandringerne omfatter artsspecifikke ændringer i vækst, tæthed og udbredelse og ændringer på samfundsplan i den samlede artssammensætning. De fleste af eksemplerne er geografisk koncentreret omkring Svalbard og Beringhavet, hvor det største forskningsarbejde finder sted. Alligevel kan de ses som eksempler på de ændringer, der sker i mange andre af de marine arktiske økosystemer, inklusive vurderingsområdet.

Fremtidig opvarmning af Arktis vil formodentlig også føre til øget ferskvandstilstrømning fra floder og gletsjere. Udover at overfladevandet i kystnære områder vil blive mindre salt, vil dette også føre til mindsket gennemsigtighed og øget sedimentering af uorganisk materiale, hvilket også forventes at påvirke bunddyrene (f.eks. Włodarska-Kowalczuk & Pearson 2004, Włodarska-Kowalczuk et al. 2005, Pawłowska et al. 2011, Węsławski et al. 2011).

8.4 Fisk og skaldyr

Forskellige arter af fisk forbinder lave og høje trofiske niveauer; fiskelarver og småfisk lever af zooplankton, og fisk er det vigtigste bytte for mange havfugle og havpattedyr. Ændringer i temperatur og andre oceanografiske forhold vil påvirke fisk direkte, idet de vil opsøge områder med foretrukne temperaturer, og indirekte gennem fødetilgang og mængden af prædatorer. Overlevelsen af individer og populationer afhænger af i hvilken grad de forekommer på samme tid og sted som deres bytte. Klimaændringer kan forårsage ændringer i årscyklus hos fytoplankton, zooplankton og fisk, i nogle tilfælde via en effekt på organismernes vandringer.

Havfisk har komplekse livscykler, hvor æg, larver, unge og voksne individer af samme art ofte optræder på forskellige steder og dybder. Temperaturændringer kan således have forskellige effekter på de forskellige aldersklasser hos en art (Pörtner & Peck 2010). Hvis en art er nødt til at ændre sit gydeområde på grund af ændrede temperaturer, vil dens videre succes afhænge af om havstrømme vil føre æg og larver til opvækstområder, hvor temperatur, dybde, fødemængde osv. er passende. Ændringer i gyde- eller opvækstområder forårsaget af klimaændringer kan således også føre til ændringer i hyppigheden af en art eller bestand (Dommasnes 2010).

Ændringer i udbredelse eller størrelse af fiskebestande vil have konsekvenser for hele fødekæden, også i vurderingsområdet. Visse almindelige sydlige arter kan forventes at blive mere talrige, f.eks. sild, makrel og torsk, og dette vil begunstige fiskespisende fugle og pattedyr. Sydgrænsen for hellefiskens udbredelse forventes at flytte sig nordpå, og arten vil først og fremmest forekomme omkring kontinentalskrænten (ACIA 2005).

Sammenhængen mellem klima og udbredelsen af visse fiskearter (sild, makrel, torsk) ved Grønland er dokumenteret for tidligere varmeperioder (Horsted 2000, Drinkwater 2006, Stein 2007). Økosystemændringer i forbindelse med varmeperioden i 1920erne og 1930erne omfattede en nordlig ekspansion af sydlige arter som torsk, kuller og sild, mens nordlige arter som lodde fortrak nordpå. Bedre rekruttering og vækst førte til øget biomasse af vigtige kommercielle arter som sild og torsk. I 1960erne og 1970erne, hvor

luft- og havtemperaturer var lavere, faldt hyppigheden af torsk og torskelarver (Horsted 2000, Drinkwater 2006). Samtidig med faldet i torsk skete der en stigning i mængden af dybvandsrejer og hellefisk. På samme tid erstattede rejefiskeriet torskefiskeriet som den vigtigste industri i Vestgrønland (Hamilton et al. 2003).

Det kan forventes at torsken reagerer på lignende måde under den nuværende opvarmning som under tidligere varmeperioder. Udfor Vestgrønland er antal, rekruttering og vækst af torsk øget under den nuværende opvarmning, men ligger stadig langt under hvad de var under varmeperioden i første halvdel af det 20. århundrede (Drinkwater 2009). Det er endnu ikke muligt at forudsige hvor meget længere nordpå torsken vil udbrede sig hvis temperaturstigningen fortsætter.

Hos dybvandsrejen er æggenes udvikling og klækningstidspunktet bestemt af bundtemperaturen og knyttet til forårsopblomstringen (Koeller et al. 2009). Rejerne synes at have tilpasset klækningstidspunktet til fødemængden under de nuværende temperaturforhold. Ændringer i havtemperatur og fødemængde kan således tænkes at påvirke udbredelse og hyppighed af dybvandsrejer.

Den eksisterende viden om udbredelse og hyppighed af lodde i Grønland og andre steder antyder at de forventede klimaændringer vil have en kraftig effekt på denne vigtige art, også i vurderingsområdet. Mindre temperaturstigninger vil formodentlig forøge produktiviteten hos lodde, givet at der er tilstrækkelig føde til rådighed (Hedeholm et al. 2010). En mere udtalt opvarmning vil formentlig medføre, at udbredelsen forskydes mod nord (Hansen & Hermann 1953). Desuden kan den stabile bestand af gydende lodde forsvinde fra den sydligste del af Grønland (Huse & Ellingsen 2008).

Ændringer i de fysiske betingelser i økosystemerne på de nordlige breddegrader vil formentlig også få betydning for fiskeriet. En positiv effekt af opvarmningen er allerede dokumenteret for udbredelse og tæthed af torsk i Barentshavet (MacNeil et al. 2010). Denne bestand viser stærkere årgange i varme år og svagere årgange i kolde år, og den nordlige bestandsgrænse har flyttet sig nordpå (Drinkwater 2006, Drinkwater 2009). Som følge af opvarmningen forventes udbyttet at stige med ca. 20 % for de vigtigste torske- og sildebestande i Island og ca. 200 % i Grønland over de næste 50 år (Arnason 2007). Klimaskabte fiskeinvasioner forventes at blive mere omfattende i det arktiske marine økosystem, inklusive vurderingsområdet, end noget andet sted på Jorden (Cheung et al. 2010). Til trods for klimaopvarmningens forventede positive betydning for fiskeriet ved man stadig ikke, hvordan de sydfra kommende arter vil vekselvirke med de 'indfødte' arter, og hvordan dette påvirker samspillet i fødenettet.

8.5 Havpattedyr og havfugle

Klimaforandringernes konsekvenser for havpattedyr og havfugle vil formentlig være alvorlige, men er ikke så nemme at vurdere, idet ændringsmønstret er uensartet og meget komplekst (ACIA 2005). Laidre et al. (2008) sammenlignede syv arktiske og fire subarktiske havpattedyrsarters habitatkrav og tegn på biologiske og demografiske reaktioner på klimaforandringerne. De forskellige arters følsomhed over for klimaforandringer blev vurderet ud fra en lang række karakteristika, blandt andet bestandstørrelse, geografisk spredning, habitatspecificitet, fødediversitet, migration, stedlig

tilknytning, følsomhed over for ændringer i havismængden, følsomhed over for ændringer i det trofiske net og bestandens maksimale vækstrate (R_{max}). Arter, der er tilknyttet havis (f.eks. klapmyds, isbjørn og narhval), synes at være mest følsomme. Arter som f.eks. ringsæl og remmesæl er mindre følsomme, hvilket primært skyldes deres store cirkumpolare udbredelse, store bestandstørrelse og fleksible habitatkrav. Isbjørne er helt afhængige af havis, og yderligere temperaturstigninger vil derfor øge sårbarheden af alle isbjørnebestande. Modellering af bestande og habitater forudsiger en kraftig nedgang i isbjørnens udbredelse og hyppighed (Lunn et al. 2010).

Stigende temperaturer og nedsat havisdække vil sandsynligvis have en negativ indvirkning på de arktiske havfugle, som typisk er afhængige af store, energiholdige zooplankton-organismer, mens disse forandringer vil skabe gunstige forhold for mere sydlige fiskespisende arter (jvf. Kitaysky & Golubova 2000). Ændringerne i omfanget af og tidspunktet for havisdække i løbet af de seneste årtier har bl.a. medført ændringer i polarlomviens fænologi og reproduktion i Canada med negative konsekvenser for ungernes vækst til følge (Gaston et al. 2005). En cirkumpolar undersøgelse af bestandsændringer hos både polarlomvie og almindelig lomvie har vist, at bestanden af begge arter er tilbøjelig til at falde efter større ændringer i havtemperaturen (Irons et al. 2008). Det er sandsynligt, at bestanden af den delvist planktonspisende polarlomvie i vurderingsområdet gradvist vil blive erstattet af den fiskespisende almindelige lomvie (Gaston & Irons 2010). Dette vil formentlig være en meget langsom proces på grund af stærk tilknytning til ynglepladserne og menneskeskabte forstyrrelser. Andre sydlige arter, som kan drage fordel af stigende temperaturer, omfatter bl.a. den nyligt tilkomne sildemåge. Generelt forventes tidspunktet for forårstrækket og yngletidspunktet for de fleste arter at blive rykket væsentligt frem i de kommende årtier. Nord for vurderingsområdet yngler ederfugl og polarlomvie allerede tidligere end før ti tiden (AU & GN, ikke-publ. data). Dette kan også være tilfældet i vurderingsområdet, men indtil videre findes der ingen tilgængelige data. Ændrede yngleforhold nord for vurderingsområdet, f.eks. fænologi, tilgængelighed af bytte eller andre tilgængelige ynglehabitater, kan medføre en ændring i antallet af overvintrende fugle i vurderingsområdet.

8.6 Konklusioner

Eksemplerne ovenfor viser tydeligt, at klimaforandringerne i høj grad er i stand til at ændre marine økosystemer, især på de højere breddegrader, enten ved at ændre strukturen af fødenettet helt fra bunden som følge af ændret næringsstof- eller lyscyklus, eller ved at ændre strukturen ovenfra som følge af en ændring i kritiske habitater for de højere trofiske niveauer (Macdonald et al. 2005). Ændringer i nøglearters udbredelse eller antal på forskellige trofiske niveauer kan have væsentlige og hurtige konsekvenser for strukturen af de økosystemer de indgår i.

I 2008 vedtog FN's Miljøprogram (UNEP) en resolution, som udtrykker 'stor bekymring' over klimaforandringernes konsekvenser for biodiversiteten. Selv om klimaforandringer er den største stressfaktor, findes der også andre stressfaktorer som f.eks. transport af forurenende stoffer, ikke-bæredygtig fangst af vilde arter og ressourceudnyttelse, som også påvirker den marine arktiske biodiversitet (CAFF 2010).

En række forurenende stoffers spredningsmønstre og/eller toksicitet vil formentlig ændre sig i et varmere klima, og organismer vil sandsynligvis blive mindre modstandsdygtige over for forurening som følge af højere temperaturer (Macdonald et al. 2005, Schiedek et al. 2007).

En fuldstændig vurdering af effekterne af olie- og gasefterforskning på det grønlandske havmiljø (inklusiv vurderingsområdet) kræver en holistisk tilgang, hvor også klima, kontaminanter og biodiversitet – og hvordan de påvirkes af menneskelige aktiviteter – tages i betragtning.

9 Konsekvenser af eventuelle rutine-aktiviteter

Morten Frederiksen, Flemming Merkel, David Boertmann, Anders Mosbech (AU), Fernando Ugarte (GN), Doris Schiedek & Susse Wegeberg (AU)

9.1 Oversigt over olieaktiviteter

Udnyttelse af et olie-/gasfelt er en proces i flere faser, som i nogen grad overlapper hinanden. Disse faser omfatter efterforskning, feltudbygning og -produktion og endelig afvikling. De væsentligste aktiviteter i forbindelse med efterforskningen er seismiske undersøgelser, efterforskningsboringer og test af brønde. Boringerne fortsætter (produktionsbrønde, injektionsbrønde, afgrænsningsbrønde) under feltudbygningen, og mens der etableres produktionsanlæg, rørledninger og havneanlæg osv. Produktion kræver, at udstyr vedligeholdes, og ved afvikling nedtages og fjernes konstruktioner og anlæg. Disse faser varer lang tid, normalt adskillige årtier. I Nordsøen for eksempel startede olieefterforskningen i 1960'erne og olieaktiviteterne foregår stadig.

9.1.1 Seismiske undersøgelser

Formålet med seismiske undersøgelser er at lokalisere og afgrænse olie-/gasfelter, at finde boresteder og senere under produktionen at overvåge udviklingen i reservoiret. Seismiske undersøgelser af havområder foretages normalt fra et skib, som efter sig slæber en lydkilde og et kabel med hydrofoner, som opfanger de reflekterede lydbølger fra havbunden. Lydkilden er en række såkaldte airguns (f.eks. 28 airguns med et samlet volumen på 0,07m^3), som giver en kraftig lydimpuls med intervaller på 10 sekunder. Lydabsorptionen er generelt meget lavere i vand end i luft, hvilket medfører, at den støj, der opstår ved seismiske undersøgelser, bevæger sig over meget lange afstande og derfor kan forstyrre havdyr på stor afstand. Regionale seismiske undersøgelser (2D seismiske undersøgelser) er kendetegnet ved, at der er langt imellem undersøgelseslinjerne, mens de mere lokale undersøgelser (3D seismiske undersøgelser) normalt dækker mindre områder med tætte linjer. Ved undersøgelser af boresteder og ved mere overfladiske geofysiske undersøgelser anvendes en mindre lydkilde end den, der anvendes ved 2D seismiske undersøgelser. Et selskab, der foretog undersøgelser af boresteder, brugte f.eks. en enkelt airgun (0,003 m^3). Vertikale seismiske profiler (VSP) er i princippet mindre seismiske undersøgelser, der udføres under efterforskningsboring. De er meget lokale og af kort varighed (et par dage), og deres konsekvenser vil være omfattet af de generelle diskussioner om seismiske undersøgelser.

9.1.2 Efterforskningsboringer

Efterforskningsboringer følger efter de seismiske undersøgelser. Boringer offshore finder sted fra boreskibe eller semi-submersible platforme, og begge dele har været anvendt i grønlandske farvande. De fleste potentielle olieefterforskningsområder i de vestgrønlandske farvande er for dybe til, at der kan anvendes en tredje form for boreplatform, jack-up-rigge, som hviler på havbunden. Det forventes, at der kan foretages boringer hele året i vurderingsområdet, selv om isforholdene kan medføre lokale begrænsninger. Bo-

ring kræver bortskaffelse af borespåner og boremudder. I den strategiske miljøvurdering af området Lofoten-Barentshavet i Norge forventes det, at der vil blive produceret ca. 450 m^3 borespåner og ca. 2.000 m^3 mudder pr. brønd (Akvaplan-niva & Acona 2003). Ved boringen af de tre efterforskningsbrønde i Disko Vest-området i 2010 blev der produceret mellem 665 og 900 m^3 borespåner pr. brønd og i alt 6.000 tons boremudder. Energiforbruget er meget højt under boringen, hvilket resulterer i udledning af forbrændingsgasser som CO_2, SO_2 og NO_x.

Der vil være et højt niveau af undervandsstøj under boring, primært fra skruerne, som holder den flydende rig på plads. Denne støj kan potentielt forstyrre havpattedyr og lydfølsomme fisk (Schick & Urban 2000, Popper et al. 2004).

9.1.3 Boremudder og -spåner

Boremudder bruges til at optimere boreoperationen. Tidligere var boremudderet olie-baseret (OBM), men på grund af mudderets toksicitet er det nu udskiftet primært med vandbaseret mudder (VBM) eller ved boringer under svære forhold med syntetisk baseret boremudder (SBM). Dog bruges OBM hvis det er muligt at transportere det til land for behandling eller deponering. En boring resulterer i en blanding af flydende og fast boremudder, klippestykker (borespåner) og visse kemiske stoffer. Spåner og mudder er traditionelt blevet deponeret på havbunden omkring borestederne, hvilket har konsekvenser for de bentiske samfund.

9.1.4 Vurderingsboringer

Hvis det bekræftes, at der findes lovende mængder olie eller gas, foretages der en vurdering af feltets størrelse og den mest hensigtsmæssige produktionsmetode. Det kan tage mange år at færdiggøre vurderingen. Der bores mange vurderingsbrønde for at bekræfte feltets størrelse og struktur, og borehulslogning (analyse) giver oplysninger om kulbrintebærende bjergarter. I vurderingsbrøndene kan man få kulbrinteprøver og oplysninger om strømningshastighed, temperaturer og tryk. Hvis det ved vurderingen kan bekræftes, at der er tale om et reservoir, som kan udnyttes kommercielt, så fortsætter man til udbygningsfasen.

9.1.5 Andre efterforskningsaktiviteter

En aktivitet, der kan have miljømæssige konsekvenser i efterforskningsfasen, er helikoptertransport, som giver meget støj og kan skræmme fugle og havpattedyr på mange kilometers afstand.

Når brønden er boret, testes den, og forekomsten af kulbrinter og muligheden for produktion skal evalueres. Testaktiviteterne medfører normalt, at der udledes forskellige kemiske stoffer til havet, ind imellem også radioaktive stoffer.

9.1.6 Udbygning og produktion

Feltudbygningen omfatter også seismiske undersøgelser og større boreaktiviteter (afgrænsningsbrønde, injektionsbrønde, osv.), og boringen vil foregå, indtil feltet er fuldt udbygget. I en forundersøgelse af olieudnyttelse i havet vest for Disko (nord for vurderingsområdet) blev det vurderet, at det mest

sandsynlige scenarie vil være en undersøisk brønd og et opsamlingssystem forbundet til et produktionsanlæg enten på lavere vand (placeret på en platform stående på havbunden) eller på land (APA 2003). Efterfølgende skal råolien transporteres med shuttle-tankskibe fra produktionsanlægget til en omladningsterminal.

Miljøspørgsmål under udbygningen vil hovedsageligt vedrøre de seismiske undersøgelser, boringen, opførelsen af anlægget på havbunden (brønde og rørledninger) og udledninger til havet og luften. Den vigtigste udledning til havet er produceret vand.

9.1.7 Produceret vand (produktvand)

Produceret vand udgør langt det største 'biprodukt' i produktionsprocessen. Nogle canadiske offshore-felter producerede mellem 11.000 og 30.000 m^3/dag (Fraser et al. 2006), og den samlede mængde, der blev produceret på den norske sokkel var 174 millioner m^3 i 2004 (OLF 2005). Produceret vand indeholder små mængder olie, stoffer fra reservoiret og kemiske stoffer, som er tilført under produktionen. Nogle af disse kemiske stoffer er akut giftige, radioaktive, indeholder tungmetaller, har hormonforstyrrende effekter eller virker som gødning, hvilket kan påvirke primærproduktionen (Lee et al. 2005). Nogle er svært nedbrydelige og i stand til at bioakkumulere. Det producerede vand bidrager desuden med den største del af olieforureningen under normal drift, f.eks. i Norge op til 88 % (OLF 2005).

Produceret vand udledes normalt i havet efter en rensningsproces, som reducerer mængden og koncentrationen af olie til et niveau, der er godkendt af myndighederne. I den norske sektor af Nordsøen er koncentrationen f.eks. blevet reduceret med 30 mg/l og den samlede udledning med 15 % i forhold til 2000 som anbefalet af OSPAR. I de seneste år har udledt produceret vand i Norge haft et olieindhold på 11 mg/l (Anon 2011b).

Udledning af produceret vand og kemiske stoffer til vandsøjlen synes kun at have væsentlige konsekvenser for det marine liv i umiddelbar nærhed af anlæggene på grund af fortyndingseffekten. Langtidsvirkningen af udledninger af produceret vand er dog endnu ikke undersøgt, og der er flere usikkerheder vedrørende f.eks. hormonforstyrrende alkylfenoler og radioaktive stoffer i forhold til toksiske koncentrationer, bioakkumulering, osv. (Meier et al. 2002, Rye et al. 2003, Armsworthy et al. 2005).

Af hensyn til miljøet i det arktiske område er der planlagt yderligere reduktioner i visse områder, f.eks. i planen for området Lofoten-Barentshavet (Anon 2003), hvor produceret vand skal pumpes tilbage i brønden. Dette kan dog fraviges under "ikke-normale" driftsforhold, som maksimalt må udgøre 5 % af drifttiden (Anon 2003).

9.1.8 Udledninger til luften

Der sker udledning til luften i alle olieudviklingens faser, herunder også i forbindelse med seismiske undersøgelser og efterforskningsboring, men de største udledninger sker under udvikling og produktion. Udledningen til luften sker primært i form af forbrændingsgasser fra lokal energiproduktion (til boring, produktion, pumpning, transport, osv.) En brøndboring kan f.eks. nemt producere 5 millioner m^3 udstødning om dagen (LGL 2005). Afbrænding af gas og omladning af produceret olie bidrager også til udlednin-

gen. Udledningen består hovedsageligt af drivhusgasser (CO_2, CH_4), NO_x, VOC og SO_2. I forbindelse med produktionsaktiviteterne udvikles der især store mængder CO_2. Udledningen af CO_2 fra et stort norsk felt (Statfjord) var f.eks. mere end 1,5 millioner tons i 1999 (SFT 2000), mens boringen af de tre efterforskningsbrønde i 2010 i Disko Vest-området udledte 105.000 tons CO_2.

En anden meget aktiv drivhusgas er metan (CH_4), som udledes i mindre mængder sammen med andre flygtige organiske forbindelser fra produceret olie under omladning.

9.1.9 Andre aktiviteter

Skibstransport af produceret olie er en integreret del af produktionsfasen. APA-vurderingen (2003) angiver et scenarie, hvor skibe lastet med 160.000 m^3 olie vil afgå hver 5. dag fra et meget produktivt felt ud for Disko. Noget tilsvarende kan forventes for vurderingsområdet.

Afvikling påbegyndes når produktionen ophører og vil medføre store mængder affaldsmateriale, som skal bortskaffes eller recirkuleres og genbruges.

9.1.10 Ulykker

Ulykker og driftsforstyrrelser er ofte forbundet med alvorlige, akutte og langsigtede miljøproblemer. Som beskrevet i AMAPs seneste olie- og gasvurdering (Skjoldal et al. 2010), er det, der giver anledning til de største miljømæssige problemer for det arktiske havmiljø, et stort olieudslip, som især i de isdækkede farvande udgør en trussel for dyrebestande og -arter.

9.2 Konsekvenser af efterforskningsaktiviteter

Generelt er alle efterforskningsaktiviteter midlertidige og vil blive afsluttet efter et par år, hvis der ikke er gjort fund af kommerciel størrelse. Et andet vigtigt aspekt i forhold til efterforskning er, at aktiviteterne kun kan finde sted de måneder, hvor havet er farbart, dvs. mere eller mindre isfrit.

Miljøbelastningen af efterforskningsaktiviteterne vedrører:

- Støj fra seismiske undersøgelser og boringer
- Borespåner og boremudder
- Bortskaffelse af forskellige stoffer
- Udledninger til luften
- Placering af anlæg

I forbindelse med efterforskning behandles kun de væsentligste belastninger (fra støj, spåner og boremudder). De andre forhold behandles i forbindelse med produktion og udvikling, idet de er væsentligt mere omfattende i disse faser af et oliefelts levetid.

9.2.1 Seismisk støj

Støj fra seismiske undersøgelser

De væsentligste miljøbelastninger fra seismiske lydgeneratorer omfatter:

- fysisk skade: skade på væv og auditive skader fra lydbølger
- forstyrrelser/bortskræmning (adfærdsmæssige konsekvenser, herunder maskering af havpattedyrs kommunikation under vandet)

En nyere undersøgelse af konsekvenserne af seismisk lydudbredelse for forskellige dyr har konkluderet, at 'seismiske lyde i havmiljøet ikke er helt uden konsekvenser, men det er heller ikke sikkert, at de forårsager alvorlige og irreversible skader på miljøet' (DFO 2004). Ikke desto mindre er der visse potentielt skadelige konsekvenser. Kortvarige adfærdsændringer (som f.eks. at områder med seismisk aktivitet undgås) er kendte og i visse tilfælde veldokumenterede, men længerevarende ændringer er genstand for nogen debat, og der mangler nærmere undersøgelser.

I de arktiske farvande er der visse særlige forhold, der skal tages med i betragtning. Det kan ikke antages, at der er et simpelt forhold mellem lydtryksniveau og afstanden til lydkilden, idet der sker en brydning i f.eks. en meget lagdelt vandsøjle. Det er derfor svært at basere konsekvensvurderinger på enkle transmissionstabsmodeller (sfærisk eller cylindrisk spredning) og anvende vurderingsresultater fra mere sydlige breddegrader på arktiske forhold (Urick 1983). Lydtrykket kan f.eks. være meget kraftigt i konvergenszoner langt fra lydkilden (> 50 km), og dette er især tydeligt i de lagdelte arktiske farvande. Dette er for nyligt dokumenteret ved hjælp af akustiske loggere på kaskelotter, som viste rekordhøje lydtryksniveauer (160 dB re 1 µPa pp) mere end 10 km fra en seismisk lydkilde (Madsen et al. 2006).

En anden problemstilling, der kun sjældent behandles, er, at airgun-enheder producerer væsentlig lydenergi i frekvenser, der er mange oktaver højere end de frekvenser, geofysiske undersøgelser anvender. Dette giver anledning til bekymring i forhold til konsekvenser for især tandhvaler (Madsen et al. 2006).

Seismiske lydes konsekvenser for fisk

Adskillige eksperter er enige om, at voksne fisk generelt vil undgå seismiske lyde, søge mod bunden og således ikke lide skade. Unge torsk og rødfisk, helt ned til 30-50 mm, er i stand til at svømme væk fra den livsfarlige zone tæt ved airguns (nogle få meter) (Nakken 1992).

Det skønnes, at voksne fisk reagerer på en arbejdende seismisk enhed i en afstand på op til mere end 30 km, og at undvigeadfærd kan forventes inden for 1-5 km (se nedenfor). Norske undersøgelser har målt faldende tæthed af fisk i afstande på op til mere end 10 km fra steder med intensiv seismisk aktivitet (3D). Der kan således være negative konsekvenser for fiskebestandene, hvis voksne fisk skræmmes væk fra lokale gydepladser i gydesæsonen. Uden for gydepladserne er fiskebestandene formentlig ikke påvirket af forstyrrelsen, men fisk kan fordrives midlertidigt fra vigtige fødesøgningsområder (Engås et al. 1996, Slotte et al. 2004).

I et forsøg blev voksne fisk holdt i bure i en lavvandet bugt og udsat for en airgun (0,33 l, kildeniveau på 1 m 222,6 dB re 1 µPa pp) på afstande ned til 5-15 m. Disse fisk fik omfattende høreskader uden tegn på forbedring næsten 2 måneder efter eksponeringen (McCauley et al. 2003). Det vurderes, at en tilsvarende eksponering kan forventes på afstande < 500 m fra en større seismisk enhed (44 l) (McCauley et al. 2003). Det tyder således på, at den undvigeadfærd, fiskene udviser på åbent hav, beskytter fiskene mod skader. I modsætning til disse resultater har videoovervågning ved et kystnært rev

vist, at havfisk og hvirvelløse dyr ikke bevægede sig væk fra lyden af en airgun med lydtryksniveauer på op til 218 dB (på 5,3 m re. 1 µPa pp) (Wardle et al. 2001). Revfisk udviste ufrivillige spjæt-reflekser, men svømmede ikke væk, medmindre lydkilden var synlig for fisken inden for en afstand på kun ca. 6 m. Selv om alle fisk udviste spjæt-reflekser, hver gang en airgun blev fyret af, viste løbende iagttagelse af fiskene i området omkring revet ved hjælp af time-lapse video og mærkede individer ingen tegn på desorientering, og fiskene udviste i store træk fortsat normal adfærd før, under og efter affyringen af en airgun (Wardle et al. 2001). En anden undersøgelse under en rigtig seismisk undersøgelse (2,5 dage) viste også, at seismisk skydning kun havde en moderat effekt på havtobis' (*Ammodytes marinus*) adfærd (Hassel et al. 2004). Der sås ikke umiddelbart dødelige virkninger på tobis, hverken i burforsøg eller i prøver taget om natten, hvor tobis er begravet i sediment (Hassel et al. 2004).

De ovennævnte undersøgelser viser, at adfærdsmæssige og fysiologiske reaktioner på seismiske lyde hos fisk kan variere fra art til art (f.eks. i forhold til om de er territoriale eller pelagiske) og ud fra det anvendte seismiske udstyr. Generaliseringer bør derfor fortolkes med forsigtighed.

Seismiske lydes konsekvenser for zoo- og ichtyoplankton

Zooplankton og fiskelarver og -æg (ichtyoplankton) kan ikke undvige trykbølgen fra en airgun og kan dø, hvis de kommer tættere på end 2 m. Subletale skader kan opstå inden for en afstand af 5 m (Østby et al. 2003). Det volumen af vand, der påvirkes på denne måde af en seismisk undersøgelse, er meget lille, og eventuelle konsekvenser for bestandene er meget begrænsede ifølge f.eks. norske og canadiske vurderinger (Anon 2003). I Norge kan enkelte gydeområder i visse perioder af året have meget høj tæthed af fiskelarver i de øverste vandlag, og områder i Lofoten-Barentshavet er lukket for seismiske aktiviteter i perioden maj-juni, hvor torsken og silden gyder (Anon 2003). I en vurdering af seismiske aktiviteter i Disko Vest-området blev det konkluderet, at konsekvenserne af seismiske aktiviteter (3D) sandsynligvis var ubetydelig for rekrutteringen af fiskebestande i de vestgrønlandske farvande (Mosbech et al. 2007). Generelt er der lav tæthed af fiskeæg og -larver i de øverste 10 m, og de fleste fiskearter gyder spredt om vinteren eller foråret. Tidsmæssigt er der derfor kun lille eller slet intet overlap med seismiske aktiviteter (se Tabel 4.1). Der findes meget begrænsede data om tætheden af fiskeæg og -larver og zooplankton fra vurderingsområdet, men det antages, at tætheden svarer til andre grønlandske farvande. Konsekvenserne af seismiske aktiviteter (også 3D) for zooplankton og for rekrutteringen af fiskebestande er derfor formentlig ubetydelige i vurderingsområdet.

Seismiske lydes konsekvenser for fiskeriet

Norske undersøgelser (Engås et al. 1996) har vist, at 3D seismiske undersøgelser (et skud affyret hvert 10. sekund og 125 m mellem 36 linjer på 10 sømil) reducerede fangsten af torsk og kuller på 250-280 meters dybde. Dette forekom ikke kun i området, hvor skydningen fandt sted, men helt op til 18 sømil væk. Fangsten var ikke tilbage på normalt niveau 5 dage efter skydningen (da forsøget var afsluttet), men det blev antaget, at effekten var kortvarig, og at fangsten ville vende tilbage til normalt niveau efter undersøgelserne. Effekten var desuden mere udtalt for større fisk end for mindre fisk.

Det erhvervsfiskeri, der mest sandsynligt områdemæssigt vil overlappe med seismiske undersøgelser i vurderingsområdet, er fiskeriet efter dybvandsreje og stor grønlandsk krabbe.

En canadisk redegørelse (DFO 2004) konkluderede, at miljøpåvirkningen af seismiske undersøgelser på fiskeriet er begrænset, og at ændringer i fangstmuligheder formentlig er artsafhængige. En norsk redegørelse (Dalen et al. 2008) konkluderede, at ovenstående resultater fra Engås et al. (1996) ikke gælder for andre fiskearter eller for fiskeri på andre vanddybder. Hellefisk har f.eks. ingen svømmeblære, hvilket betyder, at dens hørelse er dårligere sammenlignet med fisk, som har en svømmeblære. Den er således kun følsom over for partikelbevægelsen i lydfeltet og ikke trykfeltet. Desuden finder fiskeri efter hellefisk sted på langt dybere vand end i de norske forsøg med kuller og torsk.

På baggrund af disse modstridende resultater og det faktum, at offshorefiskeri af hellefisk ikke er undersøgt, er det vanskeligt at vurdere effekten af seismisk aktivitet. Såfremt fangsten reduceres som følge af seismiske undersøgelser, er effekten formentlig midlertidig og vil kun påvirke fiskeri på specifikke fiskepladser i et par dage.

Det bør nævnes, at der er andre eksempler på, at fiskeriet er øget efter seismisk skydning, hvilket formodes at være en konsekvens af ændringer i fiskenes adfærd og i deres fordeling i vandsøjlen (Hirst & Rodhouse 2000).

De få tilgængelige undersøgelser af seismiske konsekvenser for fiskeri af krebsdyr har ikke påvist reducerede fangstmuligheder (Hirst & Rodhouse 2000, Christian et al. 2003, Andriguetto-Filho et al. 2005, Parry & Gason 2006), hvilket tyder på, at reje- og krabbefiskeri i vurderingsområdet (Figur 5.2 og 5.3) ikke vil blive påvirket af seismiske undersøgelser.

Seismiske lydes konsekvenser for fugle

Havfugle anses generelt ikke for at være følsomme over for seismiske undersøgelser, idet de er meget mobile og i stand til at undgå den seismiske lydkilde. I kystnære vandområder kan skibstrafik nær havfuglekolonier og fældekoncentrationer dog skabe forstyrrelser, som kan forebygges gennem regulering af trafikken.

Man ved næsten intet om dykkende havfugles hørelse under vand. Der er ikke foretaget undersøgelser for at vurdere de mulige konsekvenser af, at fuglene, når de dykker, udsættes for lyd fra airguns. Havfuglenes hørelse under vand er formentlig ringere end havpattedyrs og begrænset til lavere frekvenser, som ikke omfatter det ultrasoniske område. Dykkende fugle er ikke kendt for at bruge deres hørelse under vand, men kan muligvis gøre det. Dykkende fugle kan muligvis få skader på det indre øre, hvis de dykker meget tæt på en airgun-enhed, men modsat pattedyr kan de sensoriske celler i fugles indre ører regenerere efter skade, som skyldes akustisk traume (Ryals & Rubel 1988). Hørenedsættelse efter intens eksponering må derfor forventes at være midlertidig.

Seismiske lydes konsekvenser for havpattedyr

Havpattedyrs reaktioner på støj kan inddeles i tre hovedkategorier: fysiologiske, adfærdsmæssige og akustiske (Nowacek et al. 2007). Fysiologiske reaktioner omfatter ændringer i høretærskel og auditive skader. Adfærdsmæssige ændringer omfatter ændringer i mønstrene for, hvor ofte dyrene kommer op til overfladen, og hvordan de dykker og navigerer, og kan således resultere i, at områder undgås eller fourageringen nedsættes. Lavfrekvente lyde kan maskere bardehvalernes kald og således gribe ind i deres sociale aktiviteter og/eller navigation og fødesøgning. Akustiske reaktioner

på maskeringen som følge af menneskeskabt støj omfatter ændringer i typen af eller tidspunktet for vokalisering. Derudover kan der være indirekte konsekvenser forbundet med ændret tilgængelighed af bytte (Gordon et al. 2003).

Der er tydelige beviser på, at seismiske undersøgelser påvirker havpattedyrs adfærd (Compton et al. 2008). Dødelighed er ikke dokumenteret, men der er risiko for fysiske skader, hovedsageligt auditive. I eksperimenter er der set midlertidig hørenedsættelse (Richardson et al. 1995, Committee on Characterizing Biologically Significant Marine Mammal Behavior 2005). I USA menes et lydtryksniveau på 180 dB re 1µPa (geometrisk middelværdi) eller højere at fremkalde midlertidig eller varig hørenedsættelse, og niveauet er fastsat af US National Marine Fisheries Service som en standard for at beskytte hvaler (NMFS 2003, Miller et al. 2005).

Fordrivelse er en adfærdsmæssig reaktion, og der er mange dokumenterede tilfælde, hvor havpattedyr fordrives fra fourageringsområder eller trækruter, der udsættes for seismiske lyde. Omfanget af fordrivelsen er forskellig fra art til art og også fra individ til individ inden for samme art. En undersøgelse i Australien har f.eks. vist, at trækkende pukkelhvaler undgår seismiske lydkilder i en afstand på 4-8 km, men fra tid til anden kommer tættere på. I Beauforthavet undgår efterårstrækkende grønlandshvaler områder, hvor støjen fra efterforskningsboringer og seismiske undersøgelser overstiger 117–135 dB, og de undgår at komme tættere på den seismiske kilde end 35 km (Reeves et al. 1984, Richardson et al. 1986, Ljungblad et al. 1988, Brewer et al. 1993, Hall et al. 1994, NMFS 2002, Gordon et al. 2003), selv om en canadisk undersøgelse påviste noget kortere afstande (Lee et al. 2005). Hvidhvaler undgår at komme tættere på seismiske aktiviteter i arktisk Canada end 10-20 km (Lee et al. 2005). Stone & Tasker (2006) påviste betydeligt færre visuelle observationer af havpattedyr i forbindelse med seismiske undersøgelser i England i perioder med seismisk skydning sammenlignet med perioder uden skydning. I Middelhavet viste optagelser af syngende finhvaler, at hvalerne bevægede sig væk fra airguns og ud af området i en periode, der var noget længere end varigheden af airgun-aktiviteterne (Castellote et al. 2010). Modsat er vågehvaler observeret så tæt på som 100 m fra arbejdende airgun-enheder (AU, ikke-publ. data), potentielt tæt nok til at tage fysisk skade.

Den økologiske betydning af fordrivelse er ikke kendt. Hvis alternative områder er tilgængelige, vil konsekvenserne formentlig være af mindre omfang, og de seismiske undersøgelsers midlertidige karakter vil også gøre det muligt for fordrevne dyr at vende tilbage efter undersøgelserne.

I vestgrønlandske farvande brugte satellitsporede pukkelhvaler omfattende områder og bevægede sig mellem fourageringspladser med stor afstand, formentlig i søgen efter det foretrukne bytte (krill, tobis og lodde), idet byttets tilgængelighed ændrede sig i løbet af sæsonen (Heide-Jørgensen & Laidre 2007). Pukkelhvalers evne til at finde bytte på forskellige steder tyder på, at de vil have adgang til alternative fourageringsområder, hvis de fordrives fra et område pga. seismisk aktivitet. Selv om mange områder kan bruges, er der dog enkelte nøgleområder, der synes særligt vigtige. De satellitsporede pukkelhvaler foretrak en zone på kontinentalsoklen inden for vurderingsområdet med høj tæthed af tobis (Heide-Jørgensen & Laidre 2007). Tilsvarende har en modelundersøgelse baseret på en optælling af hvaler og deres bytte vist, at rørhvalarter (fin-, sej-, blå-, våge- og pukkelhval) og

krill samler sig i tre områder med stor tæthed på Vestgrønlands banker (Laidre et al. 2010). Et af disse vigtige fourageringsområder (Julianehåb Bugt) findes i vurderingsområdet. Fordrivelse fra større fourageringsområder kan have negative konsekvenser for energioptagelsen hos de rørhvalarter, der befinder sig i Vestgrønland for at fouragere, før de migrerer sydpå. På grund af omfanget af olieefterforskning i Grønland er der risiko for kumulative effekter, hvis flere undersøgelser finder sted på samme tid i tilstødende områder, så havpattedyr udelukkes fra nøglehabitater og heller ikke kan bruge alternative fourageringsområder.

US National Marine Fisheries Service definerer radius omkring et seismisk skib med modtagne lydniveauer på 160 dB (re 1µPa) som den afstand, inden for hvilken adfærden hos nogle hvaler antages at blive forstyrret (NMFS 2005). Den faktiske afstand afhænger af kildeniveauet i airgun-enheden, saltholdigheden og temperaturlagene i vandet samt observationsdybden. Enkelte undersøgelser har vist manglende målbare adfærdsændringer hos hvaler eksponeret for lyden af seismiske undersøgelser, der finder sted adskillige kilometer væk. Madsen et al. (2002) fandt f.eks. ingen reaktion hos kaskelotter på en fjern seismisk undersøgelse, der var i gang mere end 10 km væk. En nyere undersøgelse (Dunn & Hernandez 2009) fandt ingen adfærdsmæssige ændringer hos blåhvaler, der befandt sig 15-90 km fra arbejdende airguns. Forfatterne vurderede, at hvalerne opfatter lyde på under 145 dB (re 1µPa) og konkluderede, at selv om deres undersøgelse understøtter de nuværende retningslinjer fra US-NMFS, er yderligere undersøgelser med mere detaljerede observationer berettiget (Dunn & Hernandez 2009).

En akustisk effekt, der ofte diskuteres i forhold til hvaler og seismiske undersøgelser, er maskeringseffekten af kommunikations- og ekkolokaliseringslyde. Der findes dog kun meget få undersøgelser, som dokumenterer denne effekt (men se Castellote et al. 2010, Di Iorio & Clark 2010), hovedsageligt fordi forsøgsopstillinger er forbundet med store udfordringer. Maskering kræver overlap i frekvens og tid, og tilstrækkeligt højt lydtryk. Hvalerne og sælerne i vurderingsområdet bruger en lang række frekvenser (fra < 10 Hz til > 100 kHz, Figur 4.12), og de lavfrekvente lyde, der udsendes ved seismiske undersøgelser, vil sandsynligvis overlappe frekvenser af i hvert fald nogle af de lyde, der frembringes af havpattedyrene.

Maskering vil sandsynligvis forekomme fra den vedvarende støj fra boring og skibsskruer som dokumenteret for hvidhval og spækhugger i Canada (Foote et al. 2004, Scheifele et al. 2005). Som følge af de lave frekvenser bardehvaler benytter, er de (efterfulgt af sæler) de havpattedyr, der vil påvirkes mest af den auditive maskering fra seismiske undersøgelser (Gordon et al. 2003). Det er påvist, at blåhvalens kald bliver hyppigere under seismiske undersøgelser, formentlig for at kompensere for den øgede omgivende støj (Di Iorio & Clark 2010). På samme måde tyder ændringer i de akustiske parametre i finhvalers kald på, at de også ændrer akustisk adfærd for at kompensere for øget omgivende støj (Castellote et al. 2010).

Kaskelotter nedsatte deres fouragering ved affyring af airguns, men det vides ikke, om dette skyldes maskering af ekkolokaliseringslyde eller adfærdsændringer hos hvalen eller deres bytte (Miller et al. 2005).

De mest støjfølsomme hvalarter i vurderingsområdet er bardehvalerne våge-, fin, blå- og pukkelhval, samt tandhvalerne kaskelot og formentlig også døgling, som alle er at finde i området i de isfri måneder, hvor de seismiske

undersøgelser sædvanligvis finder sted. På tidspunktet for udarbejdelsen af denne vurdering var forfatterne ikke bekendt med eventuelle nærmere undersøgelser af, hvordan seismiske undersøgelser påvirker døgling, grindehval, hvidnæse og marsvin.

Generelt udviser sæler stor tolerance over for lyde under vand (Richardson et al. 1995), hvilket bekræftes af en undersøgelse i arktisk Canada, hvor ringsæler kun i begrænset omfang undgik seismiske aktiviteter (Lee et al. 2005). En anden undersøgelse viste, at ringsæler kan vænne sig til industriel støj (Blackwell et al. 2004).

Begrænsning af konsekvenser forårsaget af seismisk støj

Retningslinjer vedrørende begrænsning af konsekvenser af seismiske undersøgelser anbefaler generelt en 'blød' start eller langsom øgning af lydtrykket fra airgun-enheden, hver gang en ny linje startes (oversigt i Compton et al. 2008). Dette gør det muligt for havpattedyrene at opfange og undgå lydkilden, før den når et niveau, der er farligt for dyrene.

Desuden anbefales det at have kvalificerede observatører af havpattedyr med om bord på de seismiske skibe til at opdage hvalerne og instruere besætningen i at udsætte skydningen, når der er hvaler inden for en vis afstand (normalt 500 m) fra enheden. Afhængig af arten kan det være lettere at opdage hvalerne i følsomme områder, hvis der suppleres med brug af hydrofoner, som optager hvalernes vokalisering (passive akustiske optagelser, PAM), selv om hvalerne kan være til stede uden at frembringe lyde. Der er problemer forbundet med visuelle observationer. I de arktiske farvande kan meget høje lydtryk forekomme langt fra lydkilden, og uden for observatørens synsvidde (se ovenfor). Et andet problem er, at seismiske undersøgelser udføres hele døgnet, og visuelle observationer er kun mulige i dagslys.

En tredje begrænsende foranstaltning er at lukke områder i følsomme perioder. Gydeområderne for sild og torsk er f.eks. lukkede for seismiske undersøgelser i Lofoten-Barentshavet (Norge) i gydesæsonen.

RD/DCE(AU) har udsendt et sæt retningslinjer for gennemførelsen af seismiske undersøgelser i de grønlandske farvande (Kyhn et al. 2011), og beskyttelsesområder (hvor seismiske undersøgelser reguleres) for narhvaler og hvalrosser er udpeget; disse er dog uden for det nuværende vurderingsområde (http://www.bmp.gl/petroleum/approval-of-activities/offshore).

Endelig anbefales det, at myndigheder og fangerorganisationer informeres, før der foretages seismiske aktiviteter i deres lokalområde. Fangerne kan derved inddrage sådan viden i deres planlægning.

I arktisk Canada blev der anvendt et antal afhjælpende foranstaltninger til at begrænse konsekvenserne af seismiske undersøgelser for havpattedyr og fangsten af disse arter (Miller et al. 2005). Nogle var som beskrevet ovenfor, men den vigtigste var at udsætte de seismiske aktiviteter, indtil både fangstperioden for hvidhvaler og perioden, hvor hvidhvalerne opholder sig i særligt vigtige habitater, var slut. Nogle særligt vigtige områder for hvidhvaler blev endda helt lukket for seismiske undersøgelser.

I retningslinjerne fra RD/DCE vedrørende seismiske undersøgelser (Kyhn et al. 2011) er der opstillet en række vigtige forhold, der skal overvejes, når konsekvenserne af en seismisk undersøgelse skal vurderes:

- De arter, der måtte blive påvirket, idet tolerancen for seismiske undersøgelser er forskellig fra art til art
- Den naturlige adfærd hos disse arter, mens der foregår undersøgelser. Hvor megen forstyrrelse, der skabes, afhænger af arternes årscyklus, f.eks. følsomheden hos dyr i parrings- eller kælvningsperioden eller hos dyr, der fouragerer eller migrerer.
- Hvor alvorlig påvirkningen er, og hvor længe den varer. Selv en voldsom reaktion på et undersøgelsesfartøj, der nærmer sig, har måske kun lille samlet betydning for dyret, hvorimod en lille, men længerevarende (dage eller uger) forstyrrelse af dyrets fourageringsadfærd kan have langt større betydning.
- Det samlede antal dyr, der forventes at blive påvirket. Det er umuligt at foretage seismiske undersøgelser i Arktis uden overhovedet at påvirke havpattedyr. Antallet af dyr, der forventes at blive påvirket, bør vurderes i forhold til populationens størrelse, lokale bestande og årstid.
- Lokale forhold for lydtransmission, som f.eks. hydrografiske forhold og dybdeforhold, kan give anledning til usædvanlige lydtransmissionsforhold. De mulige konsekvenser af dette bør indgå i vurderingen.
- Når der planlægges undersøgelser, bør det tilstræbes, at den overordnede eksponering minimeres mest muligt ved at anvende den mindst mulige airgun-enhed for at få de nødvendige data. Den samlede eksponering er en kompleks funktion af det antal dyr, der eksponeres, hvor lang tid det enkelte dyr er eksponeret og det lydniveau, det enkelte dyr oplever. Ved at reducere en af de tre parametre vil den samlede eksponering blive reduceret, og muligheden for at reducere en eller flere faktorer bør tages med i planlægningen.

Konklusioner vedrørende forstyrrelser forårsaget af seismisk lyd (Tabel 9.1)

De arter i vurderingsområdet, der er mest følsomme over for seismisk støj, er bardehvalerne (vågehval, finhval, blåhval og pukkelhval) samt tandhvalerne som f.eks. kaskelot og døgling. Disse kan risikere at blive fordrevet fra vigtige sommerhabitater. En fordrivelse af hvalerne vil påvirke tilgængeligheden (for fangerne), såfremt de oprindelige opholdsområder er vigtige fangstområder.

Tabel 9.1. Oversigt over potentielle konsekvenser af en enkelt 2D seismisk undersøgelse for VEC'er (prioriterede økosystemkomponenter) i det sydgrønlandske vurderingsområde. De enkelte VEC'er er omtalt i afsnit 4.8. Det er vigtigt at bemærke, at en enkelt seismisk undersøgelse er midlertidig (dage eller få uger), og at de kumulative effekter af flere samtidige eller på hinanden følgende undersøgelser kan være mere udtalte.

VEC	Typiske sårbare organismer	Konsekvens for bestand – worst case*		
		Forflytning	Livstruende effekt	Direkte dødelighed
Vigtige pelagiske områder	Vandlopper, fiskelarver	-	Ubetydelig (L)	Ubetydelig (L)
Overvintrende zooplankton	Ingen			
Tidevandszone/lavvandsomr.	Ingen			
Ikaitsøjler	Ingen			
Bundfauna og -flora	Ingen			
Havfugle (ynglende)	Ingen			
Havfugle (ikke-ynglende)	Ingen			
Sæler	Ingen			
Store hvaler	Barde- og tandhvaler	Kortvarig (L)	Ubetydelig (R)	Ingen

* L = lokal, R = regional og G = global

Da seismiske undersøgelser er midlertidige, er risikoen for længerevarende konsekvenser lav. Længerevarende konsekvenser bør ikke desto mindre vurderes, hvis der flere år i træk foretages flere undersøgelser samtidig eller i de samme potentielt kritiske habitater (kumulativ effekt).

Seismisk støj forventes kun at have få konsekvenser for erhvervsfiskeriet i vurderingsområdet.

Støj fra borerigge

Denne støj har to kilder, selve boreprocessen og skruerne, som fastholder boreskibet/-riggen på positionen. Støjen er vedvarende modsat de impulser, de seismiske airguns skaber (Kyhn et al. 2011).

Generelt producerer et boreskib mere støj end en semi-submersibel platform, som til gengæld støjer mere end en jack-up. Jack-ups vil formentlig ikke blive anvendt i vurderingsområdet på grund af vanddybden og faren for drivis og isbjerge.

Hvaler menes at være de organismer, der er mest følsomme over for denne form for undervandsstøj, idet de er afhængige af de akustiske omgivelser under vand for at kunne orientere sig og kommunikere, og det formodes, at denne kommunikation kan blive maskeret af støjen. Sæler (især remmesæler) og hvalrosser kommunikerer også under vand. Der findes dog kun begrænsede systematiske undersøgelser af hvaler og støj fra borerigge. Det er den generelle opfattelse, at hvaler bedre tåler støj fra en stationær kilde end støj fra kilder, der flytter sig (Davis et al. 1990). Auditiv maskering fra skibsstøj er påvist for hvidhval og spækhugger i Canada (Foote et al. 2004, Scheifele et al. 2005). I farvandene omkring Alaska undgik migrerende grønlandshvaler et område med en radius på 10 km fra et boreskib (Richardson et al. 1995), og deres trækruter blev forskudt fra kysten ved olieproduktion på en kunstig ø; denne reaktion skyldtes dog primært støj fra støttefartøjer (Greene et al. 2004).

Der vil være en risiko for at rørhvalarter (fin-, våge-, pukkel- og blåhval), hvidnæse og marsvin i vandet over kontinentalsoklen samt kaskelot, døgling og grindehval ved kontinentalskrænten kan fordrives af boreaktiviteter i vurderingsområdet. Der er dog indtil videre ingen tilgængelig viden om disse arters kritiske habitater.

Konklusion vedrørende støj fra efterforskningsborerigge (Tabel 9.2)

Efterforskningsaktiviteter er midlertidige, og fordrivelse af havpattedyr som følge af støj fra boreplatforme vil også være midlertidig. De mest følsomme arter i vurderingsområdet er hvaler, især bardehvaler som f.eks. blå-, fin-, våge- og pukkelhval samt tandhvaler som f.eks. kaskelot og marsvin. Hvis der er alternative habitater tilgængelige for hvalerne, forventes der ingen langtidseffekt, men hvis flere rigge er aktive i samme område, er der risiko for kumulative effekter og fordrivelse fra vigtige habitater.

Tabel 9.2. Oversigt over mulige konsekvenser forårsaget af potentiel støj[1] og udledning[2] fra en enkelt efterforskningsboring for VEC'er i det sydgrønlandske vurderingsområde. De enkelte VEC'er er omtalt i afsnit 4.8. Denne vurdering forudsætter anvendelse af gældende (2011) retningslinjer vedrørende begrænsning. Se teksten for yderligere oplysninger.

VEC	Typiske sårbare organismer	Konsekvens for bestand – worst case*		
		Fortrængning	Livstruende effekt	Direkte dødelighed
Vigtige pelagiske områder[2]	Zooplankton, fiskelarver	-	Ubetydelig (L)	Ubetydelig (L)
Overvintrende zooplankton	Ingen			
Tidevandszone/lavvandsomr.	Ingen			
Ikaitsøjler	Ingen			
Bundfauna og -flora[2]	Torsk, tobis	Kortvarig (L)	Mindre (R)	Ingen
	Dybhavskoraller	Kortvarig (L)	Mindre (L)	Mindre (L)
Havfugle (ynglende)	Ingen			
Havfugle (ikke-ynglende)[2]	Alm. ederfugl, strømand	Kortvarig (L)	Ubetydelig (R)	Ingen
Sæler	Ingen			
Store hvaler[1]	Barde- og tandhvaler	Kortvarig (L)	Mindre (L)	Ingen

* L = lokal, R = regional og G = global.

9.2.2 Boremudder og -spåner

Når der bores, skabes der betydelige mængder boreaffald bestående af borespåner og rester af boremudder. Spåner og mudder deponeres sædvanligvis på havbunden under boreriggen, hvor det kan ændre den fysiske og kemiske sammensætning af underlaget (f.eks. øgede koncentrationer af visse metaller og kulbrinter) (Breuer et al. 2008). Boremudderets flydende base kan bestå af vand (VBM – vandbaseret mudder) eller syntetiske væsker (SBM – syntetisk baseret boremudder, æter, ester, olefiner, etc.). Tidligere blev der brugt olie (OBM – oliebaseret boremudder), men af miljømæssige hensyn er dette næsten helt udgået. OBM bruges dog til specielle boringer, men så pumpes mudderet tilbage i gamle borehuller eller bringes på land for at blive renset.

Det generelle mønster for norske boringer er, at OBM-spåner har de mest vidtrækkende konsekvenser for bunddyrene, mens VBM har de mindst omfattende konsekvenser. Esterbaserede spåner har vist sig at have alvorlige, men kortvarige konsekvenser på grund af deres hurtige nedbrydning, som kan medføre iltsvind i sedimenter. Olefin-baserede spåner nedbrydes også relativt hurtigt, men uden at forårsage iltsvind og har således kortvarige og moderate konsekvenser for fauna.

Størstedelen af konsekvensanalyserne af boremudder og -spåner er foretaget med OBM (f.eks. Davies et al. 1984, Neff 1987, Gray et al. 1990, Ray & Engelhardt 1992, Olsgaard & Gray 1995, Breuer et al. 2004). Konsekvenserne af OBM var vidtrækkende (op til 6 km fra udledningsstedet) og varede længere end udledningsfasen. Det berørte område voksede desuden i adskillige år efter udledningen stoppede (Breuer et al. 2008), og hos nogle arter blev der også påvist subletale effekter for fisk, der lever nær borestederne (Davies et al. 1984). SBM havde også konsekvenser for bunddyrene, selv om de var mindre udtalte end omkring platforme, hvor der blev anvendt OBM (Jensen et al. 1999).

Der er kun foretaget relativt få feltundersøgelser af konsekvenserne af VBM. Enkelte specialundersøgelser har peget på, at effekten er begrænset til en afstand på mindre end 100 m fra platformene (Schaaning et al. 2008, og henvisninger deri). Anvendelsen af VBM kombineret med rensning af spå-

nerne kan således begrænse effekten for bundfaunaen til et meget lokalt område omkring de steder, hvor der foregår efterforskningsboringer. Dette flytter potentielt effekten fra havbunden til vandsøjlen, hvor fortynding spiller en stor rolle i forhold til at mindske effekten. I Norge har overgangen til VBM betydet et markant fald i omfanget af konsekvenser for havbunden (Renaud et al. 2007).

Koldtvandskoraller og havsvampe er også følsomme over for opslæmmet materiale i vandsøjlen (Freiwald et al. 2004, SFT 2008). Et stort antal koldtvandskoraller er fundet i de vestlige dele af Davis Strædet (Edinger et al. 2007a), og i de grønlandske farvande støder man ofte på dem under forsøgsfiskeri (K. Sünksen, pers comm.), hvilket tyder på, at der forekommer koraller langs den sydvestgrønlandske kontinentalsokkel. Trawling er for nylig blevet forbudt i 2 områder syd for Maniitsoq (64° N), da der er observeret store forekomster af koraller. Idet havbunden ved alle potentielle boresteder undersøges for disse organismer før boring påbegyndes, bør det være muligt at undgå konsekvenser for disse følsomme dyrs vigtigste habitater i de grønlandske farvande.

Hvis der foretages flere boringer når et felt udbygges, kan det have mere vidtrækkende konsekvenser for bundfaunaen, og det er vigtigt at bemærke, at der stadig kun er ringe kendskab til faunaen på havbunden i vurderingsområdet. Spåner udledt sammen med vandbaseret borevæske vil formentlig sprede sig vidt i vandsøjlen, før de når havbunden, og kan også have konsekvenser for pelagiske organismer som plankton (Røe & Johnsen 1999, Jensen et al. 2006). Mere viden er dog nødvendig om hydrodynamikken for at kunne vurdere stoffernes spredning, fortynding og sedimentation. Der er påvist biologisk påvirkning af partikler i vandbaseret mudder hos fisk og muslinger under laboratorieforhold (Bechmann et al. 2006).

Begrænsning af konsekvenser forårsaget af udledning af boremudder og -spåner

Den bedste måde at begrænse konsekvenserne af boremudder og -spåner i havmiljøet på er at bringe det på land eller pumpe materialet tilbage i borehullerne. Dette medfører imidlertid andre miljømæssige konsekvenser, som f.eks. øget udledning af drivhusgasser fra transport og pumpning, og skaber problemer i forhold til rensning eller genbrug på land, hvor f.eks. saltindholdet i det ellers ugiftige mudder kan give anledning til problemer (SFT 2008). Disse konsekvenser skal afvejes mod konsekvenserne for vandsøjlen og havbunden. I en nyere rapport (SFT 2008) anbefales det derfor, at der ikke indføres krav om nul-udledning for vandbaseret borespåner og -mudder i Norge.

Generelt vurderes det, at konsekvenserne af vandbaseret mudder er begrænsede, og mudderet udledes normalt i havmiljøet, når boringen er afsluttet. Som en del af den påkrævede efterfølgende miljøovervågning, som licenshavere skal foretage i forbindelse med efterforskningsboring, skal partikeltransport i forhold til boremudder modelleres, og der skal opsættes sedimentfælder for at måle partiklernes faktiske spredning. Konsekvenserne kan begrænses yderligere ved at anvende miljøvenlige kemikalier, som klassificeres af OSPAR (HOCNF) som værende 'grønne'/PLONOR (Pose Little Or No Risk to the Environment) eller 'gule'. Generelt er disse kemikaliers nedbrydning og toksicitet dog ikke evalueret under arktiske forhold, og alle kemikalier, der skal udledes, bør derfor vurderes og evalueres, før de godkendes til brug.

I Norge er udledningen af miljøfarlige stoffer i havmiljøet ('røde' og 'sorte' kemikalier) reduceret med 99 % i perioden 1997-2007 ved at anvende internationale standarder, Best Available Technology (BAT) and Best Environmental Practice (BEP) (SFT 2008). I Grønland er brug af 'sorte' kemikalier ikke tilladt, og brug af 'røde' kemikalier kræver særlig tilladelse. Brugen af røde kemikalier har hidtil været begrænset og vurderes nøje, og tilladelse gives under forudsætning af at der arbejdes på at få dem udskiftet med mere miljøvenlige kemikalier.

I Grønland skal olieindholdet i borespåner løbende kontrolleres, og udledning af olieforurenede borespåner er ikke tilladt.

Konklusion vedrørende udledning fra efterforskningsborerigge (Tabel 9.2)
I vurderingsområdet forventes bundfauna kun meget lokalt at blive påvirket af udledning af vandbaseret mudder (VBM) i forbindelse med efterforskningsboring. Der bør dog foretages baggrundsundersøgelser og miljøovervågning ved alle boresteder for at dokumentere geografiske og tidsmæssige påvirkninger og for at vurdere, om der er unikke samfund eller arter, der kan tage skade.

9.3 Konsekvenser af vurderingsaktiviteter

Aktiviteterne i vurderingsfasen er de samme som efterforskningsaktiviteterne (se ovenfor), og konsekvenserne er de samme. Der er dog øget risiko for kumulative effekter, idet denne fase normalt foregår over mange år.

9.4 Konsekvenser af udviklings- og produktionsaktiviteter

Modsat de midlertidige aktiviteter i efterforskningsfasen er aktiviteterne i udviklings- og produktionsfasen normalt længerevarende, afhængig af mængden af producerbare olie og produktionshastigheden. Aktiviteterne er mange og omfattende, og miljøpåvirkningen kan sammenfattes under følgende overskrifter:

- faste og flydende affaldsmaterialer til bortskaffelse
- placering af anlæg
- støj fra anlæg og transport
- udledning til luften.

9.4.1 Produceret vand

I forbindelse med produktion frembringes der adskillige biprodukter og affaldsprodukter, der skal bortskaffes på den ene eller anden måde. Produceret vand udgør langt den største del fra et oliefelt.

Det antages generelt, at miljøpåvirkningen af produceret vand udledt i havet er lille på grund af fortynding. Udledningen i løbet af 'ikke-normal driftstid' på 5 % i Lofoten-Barentshavet vurderes for eksempel ikke at have konsekvenser for vigtige fiskearter, men af samme vurdering fremgår det også, at man ikke kender langtidseffekten af udledningen af produceret vand (Rye et al. 2003). Især giver polyaromatiske kulbrinter (PAH), hormonforstyrrende fenoler, radioaktive stoffer og næringsstoffer anledning til bekymring i forhold til toksiske koncentrationer, bioakkumulering, gødningseffekt, etc. (Rye et al. 2003).

Konsekvenserne for havmiljøet forårsaget af produceret vand kan begrænses ved at pumpe det tilbage i borehullerne. Dette er dog ikke altid muligt (SFT 2008), og i så fald udledes det til havet. Her skal de internationale standarder (OSPAR) som minimum følges, hvilket betyder at olieindholdet ikke må overstige 30 mg/l. I de seneste år har udledt produceret vand i Norge haft et olieindhold på 11 mg/l (Anon 2011b).

Indholdet af næringsstoffer kan være meget højt i produceret vand (f.eks. ammoniak op til 40 mg/l). Når næringsstofferne fortyndes kan de have en økologisk effekt som gødning, hvilket kan få konsekvenser for især tætheden og artssammensætningen af primærproducenter, dvs. planktoniske alger (Rivkin et al. 2000, Armsworthy et al. 2005).

Selv om oliekoncentrationen i produceret vand generelt er lav, kan der, hvor vandet udledes, forekomme oliefilm på vandoverfladen især i roligt vejr. Dette giver anledning til bekymring, for en tynd oliefilm er tilstrækkelig til at påvirke havfugle (Fraser et al. 2006).

For at undersøge hvordan produceret vand potentielt kan påvirke organismer, blev der anbragt bure med enten torsk eller blåmuslinger på forskellige afstande (0-5000 m) og i forskellige retninger fra nogle olieplatforme i Norge. Derudover blev der brugt to referencesteder, som begge var placeret 8000 m fra de respektive platforme. PAH-koncentrationen i vævet hos blåmuslinger var 0-40 ng/g vådvægt afhængig af afstanden til boreriggene, med væsentligt forhøjede koncentrationer indtil 500 m fra platformene. PAH-metabolitter i galde hos torsk bekræftede eksponering for udledning, men indholdet var lavt sammenlignet med det, der blev fundet hos torsk fra kystnære vandområder (Hylland et al. 2008). De biologiske effekter hos blåmuslinger afspejler eksponeringsgradienten og viser, at muslingerne blev påvirket af komponenter i det producerede vand.

Torsk blev også brugt til at vurdere de mulige konsekvenser af alkylfenoler, som også findes i produceret vand, og som mistænkes for at have en hormonforstyrrende effekt hos fisk (Lie et al. 2009). I en anden undersøgelse er det genotoksiske potentiale af vandopløselige oliekomponenter hos torsk dokumenteret (Holth et al. 2009).

Endelig giver udledningen af produceret vand under is anledning til bekymring, idet der er risiko for akkumulering lige under isen, hvor nedbrydning, fordampning osv. er langsom, og det følsomme økosystem under isen, herunder æg og larver af den vigtige polartorsk, kan være eksponeret (Skjoldal et al. 2010).

9.4.2 Andre udledte stoffer

Ud over produceret vand sker der udledning af oliekomponenter og forskellige kemikalier i forbindelse med drænvand fra dæk, ballastvand, bundvand, cementslam og afprøvning af 'blowout preventer'. Ved at anvende principperne om BAT, BEP, internationale standarder (OSPAR og MARPOL) og indføre mindre miljøfarlige kemikalier eller reducere mængden af udledning kan virkningerne bringes ned på et acceptabelt niveau. Det skal nævnes, at udledningen af miljøfarlige stoffer fra olieindustrien til havmiljøet omkring Norge er blevet reduceret med 99 % over 20 år ved at gøre brug af disse tiltag (SFT 2008).

Kloakspildevand udledes normalt også i havet. De miljømæssige konsekvenser af disse udledninger er generelt små fra enkeltstående borerigge eller produktionsanlæg, men udledning fra mange anlæg og/eller over længere perioder kan også give anledning til bekymring.

Ballastvand fra skibe udgør et særligt biologisk problem, nemlig risikoen for at fremmede og invasive arter (de såkaldte Aquatic Nuisance Species) introduceres til det lokale økosystem (Anon 2003). Dette anses generelt for at være en alvorlig trussel for den marine biodiversitet, og opblomstringer af giftige alger i Norge tilskrives f.eks. udledning af ballastvand fra skibe. Der er ligeledes mange eksempler på introducerede arter, som har haft negative konsekvenser for fiskeriet (f.eks. 'dræbergoplen' *Mnemiopsis leidyi* i Sortehavet (Kideys 2002)).

På nuværende tidspunkt er de arktiske farvande de områder, der er mindst påvirket af fremmede, invasive arter som beskrevet af Molnar et. al. (2008). Mange tankskibe, der udleder ballastvand nær en olieterminal, og de stigende vandtemperaturer især i Arktis, kan øge risikoen for, at der introduceres fremmede, invasive arter i fremtiden.

Der findes metoder til at begrænse risikoen fra udledningen af ballastvand, dvs. ved at implementere den internationale konvention om kontrol og håndtering af skibes ballastvand, som begrænser og regulerer udskiftning af ballastvand. Den internationale søfartsorganisation (IMO) har vedtaget denne konvention og kræver, at skibe nøje følger en plan for håndtering af ballastvand og i fremtiden får installeret anlæg til rensning af ballastvand, så vandet renses, før det ledes ud i miljøet (IMO 1998). Alle fartøjer og boreenheder involveret i kulbrinteaktiviteter i Grønland, skal følge IMO's retningslinjer eller de gældende canadiske regler.

Derudover kan invasive arter blive introduceret ved transport af organismer, der sidder fast på skibsskrog.

9.4.3 Placering af anlæg

Etableringen af undersøiske brønde og rørledninger kan potentielt ødelægge vigtige habitater på havbunden. I andre områder betragtes havsvampehaver og rev med koldtvandskoraller som følsomme, men sådanne habitater er endnu ikke påvist i vurderingsområdet. Dette skyldes formentlig manglende viden, idet undersøgelsesindsatsen har været lille. En vurdering af konsekvenserne af sådanne anlæg må vente, indtil man ved, hvor produktionsstedet bliver, og der er foretaget områdespecifikke vurderinger af virkningen på miljøet og baggrundsundersøgelser. Anlæggene kan også virke forstyrrende på især havpattedyr.

Oplyste anlæg og flares (gasflammer) tiltrækker fugle om natten (Wiese et al. 2001). I Grønland er dette forhold især vigtigt for ederfugle. Under bestemte vejrforhold (f.eks. tåge og snevejr) i vinternætter tiltrækkes ederfugle af lyset på skibe (Merkel 2010b). Det sker, at hundredvis af ederfugle dør på et enkelt skib, og ikke alene dør ederfuglene, men de er samtidig så tunge, at de kan ødelægge antenner og andre installationer (Boertmann et al. 2006). En forundersøgelse af dette er foretaget af GN (Merkel 2010b).

Et lignende problem forekommer i Nordsøen, som millioner af sangfugle krydser på deres natlige efterårs- og forårstræk. Et stort antal sangfugle til-

trækkes under visse vejrforhold af lyset fra oplyste anlæg og flares (Bourne 1979, Jones 1980). Denne form for træk finder ikke sted i vurderingsområdet. For nylig er der dog udtrykt bekymring for søkonger på natligt træk (Fraser et al. 2006), og denne art findes i et meget stort antal i vurderingsområdet. Fuglenes tiltrækning kan begrænses ved at ændre farven på belysningen, så fuglene ikke tiltrækkes, f.eks. til grønne nuancer (Poot et al. 2008).

Placeringen af anlæg vil påvirke fiskeriet på grund af eksklusionszoner (sikkerhedszoner). Disse områder er dog små sammenlignet med det samlede område til rådighed for fiskeriet. En boreplatform inklusive en eksklusionszone med en radius på 500 m dækker ca. 7 km^2. I området ved Lofoten-Barentshavet vurderes eksklusionszonerne kun at have mindre betydning for fiskeriet, undtagen i områder hvor der foregår meget lokalt og intensivt fiskeri. I sådanne områder kan der forventes mindre fangst, da der ikke er andre alternative, tilgængelige områder (OED 2006). Rørledninger i Lofoten-Barentshavet forventes ikke at have konsekvenser for fiskeriet, idet disse ledninger vil blive konstrueret på en måde, som gør det muligt at trække fiskeredskaber hen over dem. Dog må man forvente en eksklusionszone i den fase, hvor ledningerne etableres. Erfaringer fra Nordsøen peger på, at store skibe vil trawle på tværs af de undersøiske anlæg og rørledninger, mens mindre skibe ofte vælger at undgå at krydse disse anlæg (Anon 2003).

En anden konsekvens af eksklusionszonerne er, at de fungerer som reservater, og i kombination med de kunstige rev, der skabes af undersøiske anlæg (Kaiser & Pulsipher 2005), tiltrækker de fisk og endda sæler. Især fisk kan således blive udsat for forurenende stoffer fra udledningen af produceret vand, et forhold der bør overvåges.

Placering af anlæg på land medfører også en risiko for, at unik flora og fauna i kystområder påvirkes.

Når der skal tages stilling til placeringen af anlæg især på land og i de kystnære habitater skal det æstetiske aspekt tages med i overvejelserne om landskabsbevarelse. Der er stor risiko for at spolere indtrykket af uberørt vildmark. Baggrundsundersøgelser i marken kombineret med omhyggelig planlægning kan mindske sådanne konsekvenser for landskabet. Landskabsaspektet er også det vigtigste, når der skal tages stilling til, hvilken betydning anlæggene kan få for turistbranchen. Grønlands vigtigste turistattraktion – den uspolerede natur – kan nemt blive meget mindre attraktiv, når der er bygninger, infrastruktur og andre anlæg.

9.4.4 Støj/Forstyrrelser

Støj fra boringer og placering af maskiner er beskrevet ovenfor. Disse aktiviteter fortsætter i udviklings- og produktionsfasen, suppleret med støj fra mange andre aktiviteter. Hvis adskillige produktionsfelter er aktive inden for et begrænset område, skal der ses på den kumulative effekt især på hvaler. Grønlandshvaler i Beauforthavet undgik at komme tæt (op til 50 km) på borerigge, hvilket medførte et væsentligt tab af sommerhabitat (Schick & Urban 2000). Dette kan blive et problem for dele af blåhvalsbestanden i vurderingsområdet.

En af de væsentligste støjkilder i forbindelse med udvikling og produktion er de skibe og helikoptere, der anvendes til de mange transporter (Overrein 2002). Skibe og helikoptere bruges i vid udstrækning i Grønland i dag, men

omfanget af aktiviteterne forventes at stige betydeligt i forbindelse med udviklingen af et eller flere oliefelter i vurderingsområdet. Forsyningsskibe vil sejle mellem offshore-anlæggene og havnene langs kysten. Shuttle-tankskibe vil regelmæssigt sejle mellem råolieterminalerne og omladningsanlæggene, selv om vinteren. Det højeste støjniveau fra sejlads vil komme fra store isbrydere, især når de bryder is ved fuld kraft (hvilket formodentlig kun sjældent vil ske i vurderingsområdet). Det maksimale støjniveau kan da overstige det omgivende støjniveau op til 300 km fra sejlruten (Davis et al. 1990).

Skibstransport (herunder isbrydning) kan potentielt fordrive havpattedyr, især hvis dyrene forbinder dårlige oplevelser med lyden, og i den forbindelse forventes arter (finhval, vågehval og pukkelhval), som jages fra motorbåde, at være særligt følsomme. Koncentrationer af havfugle kan også fordrives af regelmæssig trafik. Konsekvenserne kan begrænses ved omhyggelig planlægning af sejlruter.

Helikoptere frembringer stærk støj, hvilket kan skræmme havpattedyr og fugle. Koncentrationer af havfugle er særligt følsomme over for overflyvende helikoptere. De mest følsomme havfuglearter er de alkefugle, der yngler på fuglefjelde (polarlomvie, almindelig lomvie, alk). De vil ofte forlade rederne i lange perioder, og når de bortskræmmes fra deres yngleafsatser, kan det forekomme, at de skubber deres æg eller små unger ud over kanten på afsatsen, hvilket resulterer i et mislykket yngleforsøg (Overrein 2002). Polarlomvien har kun få ynglekolonier i vurderingsområdet (Figur 4.6), og kun en enkelt koloni befinder sig ved den yderste kyst, som helikoptere kan overflyve på vej til offshore-anlæg. Koncentrationer af fouragerende fugle kan også påvirkes, idet deres fourageringstid forkortes på grund af forstyrrelsen.

Flyvning i Grønland med både fastvingede fly og helikoptere reguleres i områder med havfuglekolonier (bekendtgørelse af 8. marts 2009 om beskyttelse af og jagt på fugle). I perioden 15. april til 15. september skal afstanden til kolonier af polarlomvier og en række andre arter være > 3000 m både vandret og lodret, mens afstanden til kolonier af andre fugle (ederfugl, havterne, osv.) skal være > 200 m.

Flyvning i forbindelse med mineralefterforskning reguleres ligeledes af særlige feltregler udstedt af Råstofdirektoratet. Disse regler omfatter områder med rastende og fældende gæs, områder med fældende dykænder, osv.

Man kan begrænse konsekvenserne af at forstyrre fældende dykænder ved at bruge specifikke flyvehøjder og ruter, idet mange fugle vil vænne sig til regelmæssige forstyrrelser, hvis disse ikke forbindes med andre negative konsekvenser som f.eks. jagt (Burger 1998).

Støj fra offshore-anlægsaktiviteter som f.eks. sprængning kan forårsage adfærdsmæssige forstyrrelser og fysisk skade hos havpattedyr, især hvaler (Ketten 1995, Nowacek et al. 2007). Ud for Newfoundland fandt Ketten et al. (1993) skader svarende til sprængningsskade i ørerne på pukkelhvaler, der var fanget i fiskeudstyr efter der var foretaget sprængninger i området. I dette tilfælde fremprovokerede sprængningen ingen åbenbar ændring i hvalernes adfærd, selv om der kan være opstået alvorlige skader, hvilket tyder på, at hvalerne ikke er bevidst om faren ved høje lyde. Sådanne konsekvenser er dog lokale og vil hovedsagelig udgøre en trussel for enkeltindivider.

9.4.5 Udledning til luften

De store mængder drivhusgasser, der udledes fra et oliefelt, vil øge Grønlands samlede udledning betydeligt. CO_2-udledningen fra f.eks. Statfjordfeltet i Norge er dobbelt så høj som den nuværende grønlandske CO_2-udledning, der i 2008 var på 685.500 t (Nielsen et al. 2010). Sådanne mængder vil få stor betydning for den grønlandske udledning af drivhusgasser i forhold til Kyotoprotokollen (til FN's rammekonvention om klimaændringer) og eventuelle senere efterfølgende protokoller. En anden meget aktiv drivhusgas er metan (CH_4), som udledes i mindre mængder sammen med andre flygtige organiske forbindelser fra produceret olie under omladning eller fra ventileret gas.

Dertil kommer drivhusgasserne fra forbrændingen af den producerede olie, som afhængig af mængden vil bidrage til den globale stigning i CO_2 i atmosfæren.

Udledningen af SO_2 og NO_x bidrager sammen med andre stoffer til at forsure nedbør og kan have konsekvenser for især næringsfattig vegetation på land langt fra udledningsstederne. Det store norske felt Statfjord udledte næsten 4.000 tons NO_x i 1999. I den norske strategiske miljøvurdering af olieaktiviteter i området Lofoten-Barentshavet blev det konkluderet, at NO_x-udledningen fra selv et omfattende scenarie vil have ubetydelige konsekvenser for vegetationen på land, men også at der ikke findes viden om acceptable mængder af NO_x og SO_2 i arktiske områder, hvor der er mange næringsfattige habitater (Anon 2003). Denne manglende viden gælder også det terrestriske miljø i vurderingsområdet.

Udledningen af sod ('black carbon') fra forbrænding giver særlig anledning til bekymring i Arktis, idet de sorte partikler reducerer albedoen fra sne- og isdækkede overflader og således øger afsmeltningen. Udledningen af sod er især problematisk, når der anvendes tung fuelolie. Dette er dog ikke tilladt i grønlandske farvande i forbindelse med olieaktiviteter, hvor der kun må anvendes svovlfattig (< 1,5 % af vægten) gasolie.

Den internationale konvention om grænseoverskridende luftforurening over store afstande omfatter alle disse udledninger, men da Danmark underskrev protokollerne om NO_x og SO_2, blev der indført visse forbehold i forhold til Grønland.

9.4.6 Kumulative effekter

Kumulative effekter er ændringer i miljøet, som skyldes en aktivitet i kombination med andre tidligere, nuværende og kommende menneskeskabte aktiviteter. Effekterne er summen af de individuelle aktiviteter både i forhold til tid og sted. Effekten af en enkelt aktivitet kan være ubetydelig, men summen af effekter fra den samme aktivitet udført på mange steder samtidig og/eller over tid kan blive ganske betydelig. Kumulative effekter kan også omfatte interaktion med andre menneskeskabte aktiviteter, der påvirker miljøet, såsom jagt og fiskeri. Derudover tages klimaforandringer ofte også med i betragtning i denne sammenhæng (Committee on the Cumulative Environmental Effects of Oil and Gas Activities on Alaska's North Slope 2003).

Et eksempel kan være mange seismiske undersøgelser, der foretages samtidig inden for et begrænset område. I forbindelse med en enkelt undersøgelse

vil der være mange alternative habitater tilgængelige, men omfattende aktivitet flere forskellige steder kan udelukke f.eks. bardehvaler fra de vigtigste habitater. Dette kan reducere deres fødeoptagelse og reproduktionsevne på grund af nedsat oplagring af det kropsfedt, der er nødvendig for vintermigration og yngleaktiviteter.

Koncentrationen af olie, der udledes med det producerede vand, er lav, men mængden af produceret vand fra en enkelt platform er ganske betydelig, og mange platforme vil udlede endnu mere. Bioakkumulering er også et forhold, der skal tages med i betragtning, når man beskæftiger sig med de kumulative effekter af produceret vand. De lave koncentrationer af PAH, spormetaller og radionuklider kan alle potentielt bioakkumuleres i faunaen på havbunden og i vandsøjlen. Dette kan ske i det bentiske samfund og kan efterfølgende overføres til de højere niveauer i fødenettet, dvs. havfugle og havpattedyr, der lever af bentiske organismer (Lee et al. 2005).

Havfuglejagt er udbredt og intensiv i Vestgrønland, og visse havfuglebestande er blevet mindre, primært pga. ikke-bæredygtig fangst. I 2001 blev der indført skærpede jagtregler, hvilket betød, at der blev indberettet et mindre antal skudte fugle. Især kolonierne af ederfugle og polarlomvier i og omkring vurderingsområdet er antalsmæssigt blevet mindre i løbet af de seneste årtier. Begge arter er afhængige af en høj overlevelse hos de voksne fugle, idet det giver dem mange sæsoner til at reproducere sig. Bestanden af ederfugle har rettet sig siden 2001 (Merkel 2010a), mens bestanden af lomvier stadig er faldende i mange af kolonierne i Vestgrønland, også i vurderingsområdet. Øget dødelighed som følge af olieudslip eller subletale effekter, der skyldes forurening fra olieaktiviteter, kan lægges til konsekvenserne af jagt og derved forøge nedgangen i bestanden (Mosbech 2002). Polarlomvien og andre alkefugle, der bygger reder på klipperne, er særligt følsomme i forbindelse med svømmetræk, som foretages af voksne fugle, der ikke kan flyve (pga. fældning), og unger, som stadig ikke er flyvedygtige.

9.4.7 Begrænsning af konsekvenserne forårsaget af udvikling og produktion

Som følge af tidligere erfaringer, f.eks. fra Nordsøen, anbefales det i Arktisk Råds retningslinjer (PAME 2009), at man så vidt muligt forhindrer udledning. Når vandbaseret mudder anvendes, bør additiver indeholdende olie, tungmetaller eller andre bioakkumulerende stoffer undgås, eller også bør der fastlægges kriterier for højeste koncentrationer (PAME 2009). Der bør udelukkende tillades kemikalier, der er registreret i HOCNF og det danske Produktregister (PROBAS), og udelukkende de kemikalier som i følge OSPAR er 'grønne' (PLONOR) eller 'gule'. Hvor det er muligt, bør der arbejdes med 'nul-udledning af boreaffald og produceret vand'. Dette kan opnås ved at anvende ny teknologi som f.eks. injektion og reinjektion af spåner. I retningslinjerne for arktisk offshore olie og gas anføres det, at 'udledning (af boreaffald) til havmiljøet kun bør overvejes, når nul-udledning eller reinjektion ikke er muligt' (PAME 2009).

Såfremt nul-udledning ikke er mulig eller ikke vurderes at have den største 'nettogevinst for miljøet', skal udledninger til havmiljøet som minimum følge OSPAR's standarder, inklusiv anvendelse af forsigtighedsprincippet, BAT og BEP.

Ud fra den eksisterende viden om områdespecifikke biologiske forhold, oceanografiske forhold og havisforhold bør udledningen ske på den dybde, hvor den udgør den mindste miljøbelastning, f.eks. nær havbunden eller på en passende dybde i vandsøjlen for at forhindre store sedimentfaner eller sedimentation i følsomme områder. Sådanne faner kan potentielt påvirke bentiske organismer, plankton og produktivitet og kan også have konsekvenser for de højere trofiske niveauer som fisk og pattedyr. Udledningen bør evalueres i hvert enkelt tilfælde.

I Barentshavet ud for Norge udledes spåner og boremudder ikke (undtagen ved boring af det øverste hul, hvilket som regel foregår med havvand som borevæske) af miljømæssige hensyn. I stedet pumpes det tilbage i borehullerne eller bringes på land (Anon 2003), hvilket på den anden side medfører øget udledning til luften som følge af transport og pumpning.

Forstyrrelser kan begrænses ved hjælp af grundig planlægning af støjende aktiviteter for at undgå aktiviteter i følsomme områder og perioder, der er identificeret ud fra detaljerede baggrundsundersøgelser.

Konsekvenserne af at placere anlæg på land begrænses bedst ved at bruge de samme foranstaltninger som beskrevet for aktiviteter, der involverer forstyrrelse, dvs. grundig planlægning ud fra detaljerede baggrundsundersøgelser, så unikke og følsomme habitater undgås.

9.4.8 Konklusioner vedrørende udviklings- og produktionsaktiviteter

Boring vil fortsætte i udviklings- og produktionsfasen, og boremudder og -spåner vil blive produceret i langt større mængder end i forbindelse med efterforskning. Hvis disse stoffer udledes til havbunden, må der forventes konsekvenser for de bentiske samfund nær udledningsstederne. Strenge regler baseret på toksicitetstest af mudderkemikalier og overvågning af påvirkningerne på stedet er derfor nødvendige for at begrænse konsekvenserne.

Den udledning, der giver anledning til de største miljøproblemer, er produceret vand. Nye undersøgelser har vist, at selv små mængder olie og næringsstoffer kan have konsekvenser for fugle og primærproduktion, og der er også bekymring i forhold til langtidspåvirkningen af radionuklider og hormonforstyrrende kemikalier. Denne påvirkning bør begrænses ved regulering, overvågning af områderne og ny teknologi til at rense vandet.

Der vil være risiko for udledning af fremmede og invasive arter fra ballastvand, og denne risiko forøges i takt med klimaforandringerne, medmindre nye regler som f.eks. den kommende konvention om ballastvand sikrer, at ballastvand renses, før det udledes. Risikoen ved at introducere nye arter via begroning på skibsskrog ventes også at stige i takt med øget skibstrafik i Arktis.

Udledningen fra produktionsaktiviteter til atmosfæren er ganske betydelig og vil bidrage væsentligt til det grønlandske bidrag af drivhusgasser.

Boringer, skibe og helikoptere frembringer støj, som kan påvirke havpattedyr og havfugle. De mest følsomme arter i vurderingsområdet er kolonirugende havfugle. Der er risiko for, at bestande permanent fordrives fra kritiske habitater, og således for negative konsekvenser for bestanden.

Placeringen af anlæg har både biologiske og æstetiske konsekvenser. De biologiske konsekvenser omfatter hovedsagelig permanent fordrivelse fra vigtige habitater. Der er også risiko for, at unikke samfund på havbunden som svampehaver og koldtvandskoralrev ødelægges. De æstetiske konsekvenser (i land) omfatter hovedsagelig påvirkning af det uberørte landskab, som igen kan have konsekvenser for lokalturismen.

Erhvervsfiskeriet kan blive påvirket af lukkezoner, hvis rigge, rørledninger og andre installationer placeres ved vigtige fiskeområder, men konsekvensen for fiskeriet vil formentlig være relativt begrænset. Fisk og sæler, som tiltrækkes af de kunstige rev, der skabes af undersøiske anlæg, kan blive eksponeret for forurenende stoffer fra udledningen af produceret vand.

Der er risiko for mindsket tilgængelighed af fangstdyr, idet de kan blive fordrevet fra de oprindelige jagtområder.

Generelt begrænses konsekvenserne af udviklings- og produktionsaktiviteter bedst ved at kombinere en detaljeret baggrundsundersøgelse af miljøet (for at finde frem til følsomme dele af økosystemet) med omhyggelig planlægning af placeringen af anlæg og transportkorridorer. Derudover kan man ved at anvende BEP, BAT og internationale standarder såsom OSPAR og HOCNF gøre meget for at reducere udledningen til luften og havet. En politik for udledning som den, der er planlagt for Barentshavet, kan bidrage væsentligt til at mindske konsekvenserne. Desuden er det af afgørende betydning at overvåge påvirkningen lokalt.

Før olieaktiviteter påbegyndes, er det meget vigtigt at informere lokalsamfundene både regionalt og lokalt. I forhold til at begrænse konsekvenserne bør der formidles information om aktiviteter, der kan skabe forstyrrelser, til f.eks. lokale myndigheder og fangstorganisationer, idet det kan have betydning for fangerne, f.eks. i tilfælde af fordrivelse af vigtige fangstarter. Sådanne informationer kan hjælpe fangerne og fiskerne med at planlægge og tilpasse deres aktiviteter.

9.5 Konsekvenser af afvikling

Konsekvenser af afviklingsaktiviteter vedrører primært støj fra faciliteterne samt fra trafik, hvis det antages, at alt materiale og affald fjernes fra vurderingsområdet og deponeres på et sikkert sted. Der vil også være risiko for forurening fra utilsigtede udslip. Aktiviteterne er dog kortvarige, og omhyggelig planlægning og anvendelse af BAT, BEP og internationale standarder vil mindske konsekvenserne. Det er vigtigt i planlægningsfasen at udtænke installationer, der er nemme at fjerne, når aktiviteterne er ophørt.

10 Konsekvenser af olieudslip

Morten Frederiksen, Flemming Merkel, David Boertmann, Anders Mosbech (AU), Fernando Ugarte (GN), Doris Schiedek, Susse Wegeberg, Morten Hjorth & Kasper L. Johansen (AU)

10.1 Olieudslip

En alvorlig miljømæssig bekymring i forhold til kulbrinteaktiviteter i det arktiske havmiljø er risikoen for større olieudslip (Skjoldal et al. 2010). Sandsynligheden for en sådan ulykke er lille, og generelt har der været et fald i mængden af spildt olie på globalt plan gennem de senere årtier (Schmidt-Etkin 2011). Konsekvenserne af et stort olieudslip kan dog være vidtrækkende og langvarige, især i nordlige områder.

Flere forhold forhøjer risikoen for alvorlige konsekvenser af et større olieudslip i vurderingsområdet. De subarktiske forhold forsinker nedbrydningen af olien og forlænger derved den potentielle påvirkning. Den sæsonmæssige forekomst af is i de kystnære områder kan påvirke udbredelsen og oliens skæbne (se nedenfor), men vil også gøre indsatsen over for olieudslippet vanskelig i perioder med massivt isdække eller under andre hårde vejrforhold. Efterforskningsboring er derfor ikke tilladt, når der er is, og boreaktiviteter skal være fuldført før starten af issæsonen.

Ifølge AMAPs olie- og gasvurdering udgør olietankere den primære mulige kilde til olieudslip (Skjoldal et al. 2010). En anden mulig kilde kommer fra udslip fra udblæsning i forbindelse med boring, som i modsætning til udslip fra en tanker er kontinuerlige og kan vare i længere tid. Udslippet fra *Deepwater Horizon*-udblæsningen i 2010 varede i 106 dage, før det blev stoppet af en aflastningsboring.

10.1.1 Sandsynlighed for olieudslip

Større olieudslip er generelt meget sjældne. Risikoen eksisterer imidlertid og kan ikke elimineres. I forhold til olieboring i Barentshavet er det beregnet, at en udblæsning på mellem 10.000 og 50.000 t i gennemsnit vil ske en gang hvert 4.600 år i et mindre udviklingsscenarie og en gang hvert 1.700 år i et intensivt udviklingsscenarie (Anon 2003). Sandsynligheden for et større olieudslip fra en tankerulykke skønnes at være større end for en udblæsning (Anon 2003).

Boring på dybt vand (ca. 305-1.524 m) og ultradybt vand (> ca. 1.524 m) øger risikoen for et længerevarende olieudslip på grund af det høje tryk i borehullet og vanskelighederne ved at operere på disse dybder.

Risikoen for udblæsning på dybt vand i Labradorhavet (Bilag 2)

Acona har foretaget en evaluering af risikoen for og den sandsynlige størrelse af en udblæsning i den grønlandske sektor af Labradorhavet. Hovedpunkterne er:

- Generelt er risikoen for udblæsning lille. På baggrund af historiske data og nylige forbedringer i risikostyring skønnes det, at der vil ske en udblæsning en gang for hver 12.987 efterforskningsboringer. Risikoen er

ca. 50 % højere på dybt vand (her defineret som >1.000 m). Ved meget store dybder (>2.500 m) kan risikoen være endnu større på grund af den øgede sandsynlighed for at ramme kulbrintereservoirer ved høje temperaturer og tryk, men det empiriske grundlag herfor er meget begrænset.

- Da der ikke findes faktiske boringsdata for vurderingsområdet, er der lavet en simulering med seks virtuelle boringer med varierende geologiske karakteristika (tilsvarende dem, der er fundet på den canadiske side af Labradorhavet). Hvis der sker en udblæsning, vil den højst sandsynlig ske ved havbunden. Under disse forhold skønnes udblæsningen mest sandsynligt at ville vare 14 dage og med en mest sandsynlig udstrømningshastighed på 519 m^3/dag (svarende til et samlet spild på 7.266 m^3). Under visse (realistiske) forhold kunne udstrømningshastigheden dog være så høj som 9.000 m^3/dag (svarende til et samlet spild på 126.000 m^3 over 14 dage). Vurderingen af spildets varighed er baseret på sandsynligheden for et naturligt kollaps af boringen samt anvendelse af adskillige afværgeforanstaltninger, herunder indkapsling og aflastningsboring.

- Acona vurderer, at myndighedskravene i forhold til risikostyring og beredskab i Grønland er mindst lige så høje som i Norge, Canada og USA.

10.1.2 Et olieudslips skæbne og adfærd

Tidligere erfaringer med olieudslip i havmiljøet fra andre dele af verden viser, at oliens skæbne og adfærd varierer betydeligt. Skæbne og adfærd afhænger af oliens fysiske og kemiske egenskaber (let- eller tyktflydende olie), hvor og hvordan den udledes (på overfladen eller undersøisk, dybde, momentant eller løbende) og havforholdene, hvor udslippet sker (temperatur, is, vind og strøm).

Den generelle viden om spildt olies mulige skæbne og nedbrydning, som er relevant for det grønlandske havmiljø, er gennemgået af Pritchard & Karlson (2002). Ross (1992) evaluerede adfærden for potentielle offshore-olieudslip i Vestgrønland med særligt henblik på muligheden for oprensning. Simuleringer af olieudslips drivbaner i vestgrønlandske farvande er tidligere blevet udført af Christensen et al. (1993) ved hjælp af SAW-modellen og af SINTEF (Johansen 1999) ved hjælp af OSCAR-modellen i forbindelse med forberedelsen af Statoils efterforskningsboring i Fylla-feltet i 2000. For nylig simulerede DMI et olieudslips drivmønster og skæbne i Disko Vest-området (Nielsen et al. 2006) og i den østlige Baffin Bugt (Nielsen et al. 2008). Som en del af denne vurdering har DMI udført nye simuleringer af olieudslip i sydgrønlandske farvande, både på overfladen og som udblæsning på dybt vand (se afsnit 10.2 nedenfor).

Olieudslip på havoverfladen

Olie, der slipper ud på åbne vandoverflader, spreder sig hurtigt, hvilket resulterer i en tynd oliehinde (ofte ca. 0,1 mm tyk på den første dag), som dækker et stort område. Vinddrevne overfladestrømme flytter olien med ca. 3 % af vindens hastighed og skaber turbulens i overfladevandet, hvilket får olien til at bryde op i mindre oliepøle og får noget af den til at sprede sig i den øvre vandsøjle. Denne olie vil normalt blive i de øverste 10 m (Johansen et al. 2003). Lave temperaturer og tilstedeværelsen af havis kan hæmme spredningen væsentligt, og et olieudslip i is kan være langt mere komplekst end et lignende udslip på åbent vand.

Simulering af olieudslip har generelt koncentreret sig om udslip ved overfladen og hvordan denne olie spredes. Olien kan dog også synke ned på havbunden, afhængig af den spildte olies densitet. Selv letflydende olie kan synke, hvis den bindes til sedimentpartikler i vandet (Hjermann et al. 2007). Der kan være mange sedimentpartikler i overfladevandet ved de grønlandske kyster, hvor grumset smeltevand fra gletsjere kan sprede sig langt ud på åbnet hav.

Undersøisk olieudslip

Udblæsning på en platform vil i første omgang medføre et udslip på overfladen, men kan fortsætte som et undersøisk olieudslip, hvis de opadgående borerør fra brønden kollapser. Risikoen for et kollaps er større på dybere vand. Olien ved en undersøisk udblæsning kan flyde op til overfladen eller opholde sig i længere tid i vandsøjlen. Den olie, der bliver i vandsøjlen, vil i begyndelsen typisk blive spredt i små dråber. Hvorvidt olien ved en undersøisk udblæsning forbliver spredt i vandsøjlen som en fane eller flyder op til overfladen, afhænger af olietypen, olie-/gasforholdet, temperatur og vanddybde. Da den potentielle olietype og olie-/gasforholdet er ukendt for vurderingsområdet, kan oliens adfærd ikke forudsiges med sikkerhed. Dette er årsagen til forskellen mellem DMIs modeller over undersøiske olieudslip i Vestgrønland, hvor al olien hurtigt flyder op til overfladen (Nielsen et al. 2006), og SINTEFs modeller, hvor olien fra det undersøiske olieudslip slet ikke når overfladen, men i stedet danner en undersøisk fane ved 300-500 m dybde (Johansen 1999). I SINTEF-modellen skønnes der at være høje samlede kulbrintekoncentrationer (> 100 µg/l) i et område tæt på udstrømningsstedet.

10.1.3 Olienedbrydning og toksicitet

Den samlede oliekoncentration i vandet er en kombination af koncentration af små dispergerede oliedråber og oliekomponenter opløst fra disse samt fra overfladeolien. Opløsningsprocessen er særlig interessant, da den øger biotilgængeligheden af oliekomponenterne. Den hastighed, hvormed oliekomponenterne bliver opløst i havvand, afhænger primært af andelen af vandopløselige fraktioner i olien, graden af naturlig dispergering, overfladespredning og vandtemperatur.

PAH'er (tjærestoffer) er nogle af giftstofferne i råolie. Den højeste PAH-koncentration, der blev fundet i vandsøjlen i Prince William Sound inden for en seks ugers periode efter *Exxon Valdez*-olieulykken, var 1,59 µg/l ved 5 m dybde. Dette ligger betydeligt under de niveauer, som anses for at være akut toksiske for havfauna (Short & Harris 1996).

SINTEF (Johansen et al. 2003) gennemgik de tilgængelige standardiserede toksicitetsundersøgelser og fandt akut giftighed ned til 0,9 mg olie/l. Der anvendtes en sikkerhedsfaktor på 10 for at nå en forventet nuleffektkoncentration (PNEC) på 90 µg/l ved eksponering i 96 timer. Dette er baseret på ny olie, der frigiver en opløselig fraktion, som er mest giftig for æg og larver. Efter noget tid på overfalden vil olien være mindre giftig.

Vandopløselige komponenter kan lække fra olie, der er indkapslet i is. Kontrollerede feltforsøg med olie, der er indkapslet i førsteårsis i op til fem måneder, er udført ved Svalbard. Frigivelse af vandopløselige komponenter til isen er særlig interessant på grund af en høj biotilgængelighed for havorga-

nismerne og relevant både i forbindelse med olieulykker og udslip af produceret vand (Faksness & Brandvik 2005).

10.2 DMIs olieudslipsimuleringer

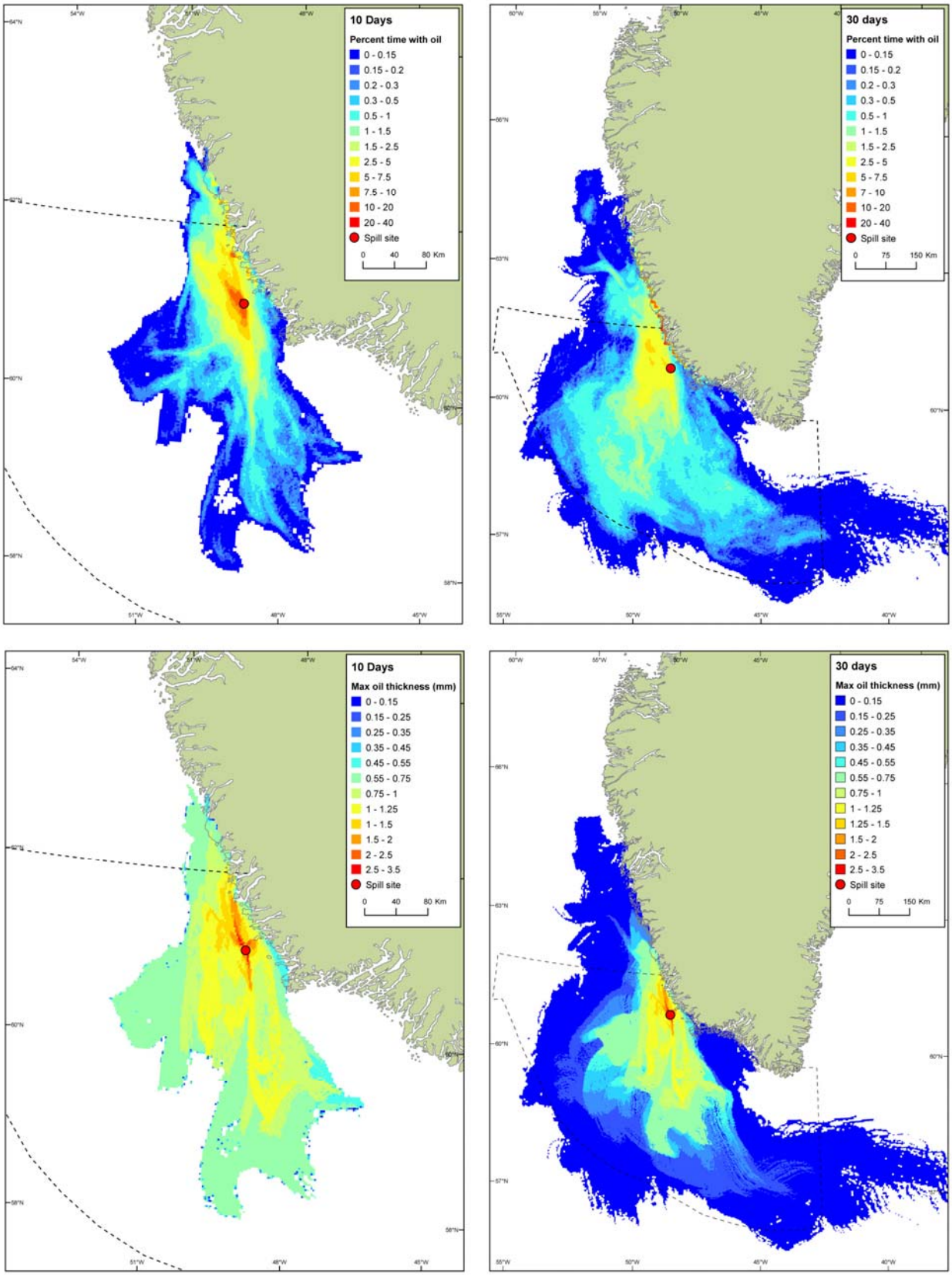
Som en del af denne vurdering har Danmarks Meteorologisk Institut udført to olieudslipsimuleringer for den sydgrønlandske region. Den første simulering (Ribergaard et al. 2010, Appendix 3) omhandlede et potentielt olieudslip fem steder inden for de aktuelle licensområder, mens den anden simulering søgte at efterligne et udslip på dybt vand i et af disse områder (Ribergaard 2011, Appendix 4).

Simuleringerne af olieudslip er baseret på output (i form af horisontale og vertikale strømhastigheder) fra en detaljeret 3D-model af havets hydrodynamik, herunder havis (HYCOM-CICE). Denne model forceres af ERA-interim reanalysen fra European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECWMF) og er således baseret på faktiske (rekonstruerede) vejrforhold i regionen i de senere år (2003-2009). Udover denne fysiske forcering omfatter olieudslipsmodellen (DMOD) olietype/-komposition (let- over for tyktflydende olie) og fysisk-kemiske processer, der påvirker olien efter udledning (fordampning og emulgering). Outputtet er en forventet udbredelse af virtuelle oliepartikler i tid og rum, hvilket oftest bedst opsummeres på et kort.

10.2.1 Modeller af olieudslip på overfladen (Bilag 3)

Der blev udarbejdet modeller af oliens skæbne fra et udslip på overfladen fra fem steder i de aktuelle (2011) efterforskningslicensområder. Modellen forudsatte et kontinuerligt udslip på 30.000 t med en hastighed på 3.000 t/dag og fulgte oliens skæbne i 30 dage (ti dages olieudslip og 20 dage efter olieudslippet). Den anvendte olietype var Statfjord-råolie med en densitet på 886,3 kg/m^3. I modellerne fandt olieudslippene sted enten i august eller oktober, og startede på dag 1, 11, 21 eller 31 i disse måneder i de syv år fra 2003 til 2009. For hvert udslipssted og hver udslipsmåned blev der således udført 28 simuleringer ved hjælp af rekonstruerede vejrforhold (se ovenfor).

Oliens spredning var mere omfattende i oktober-november end i august-september på grund af de høje vindhastigheder om efteråret. Alle scenarier viste, at olien havde større sandsynlighed for at sprede sig mod nordvest langs den vestgrønlandske kyst end i modsat retning på grund af de herskende strømforhold. Sandsynligheden for, at store mængder olie når kysten, var stor i alle scenarier, selv om ingen scenarier viste, at olien nåede kysten øst for Kap Farvel. Afhængig af udslipsstedet nåede olien kysten enten i Julianehåb Bugt eller nordvest for Nunarsuit, og kyststrækningerne langt nord for det aktuelle vurderingsområde ville sandsynligvis også blive påvirket, i hvert fald op til 64° N (Figur 10.1).



Figur 10.1. Kort, der viser den horisontale spredning af olie fra et simuleret olieudslip på overfladen i oktober på det markerede sted (se teksten). Det øverste panel viser den kumulative procentdel af tid, hvor olie er til stede i hver modelcelle efter 10 og 30 dage som et gennemsnit af 28 simuleringer. Det nederste panel viser oliens maksimale tykkelse i et hvilket som helst af de 28 simuleringer, ligeledes efter 10 og 30 dage.

Det bør bemærkes, at modellens visning af den grønlandske kyststrækning er meget grov og ikke omfatter fjorde. Modellen kan derfor ikke bruges til at forudsige, om olien vil komme ind i fjordene, og om den vil blive fastholdt der. Sandsynligheden for at dette sker, vil formentlig afhænge af om nettoudstrømningen fra en given fjord er positiv på alle stadier af tidevandscyklussen, dvs. om ferskvandsudstrømningen altid overskrider den maksimale tidevandsindstrømning. De enkelte fjordsystemer vil i denne sammenhæng sandsynligvis adskille sig væsentligt fra hinanden. Da der er blevet givet efterforskningslicens tæt på den sydgrønlandske kyst, ville en bedre forståelse af forholdene, hvorunder olien vil ramme fjordsystemerne, være meget værdifuld.

10.2.2 Modeller af olieudslip på dybt vand (Bilag 4)

Der blev udarbejdet modeller af oliens skæbne ved et udslip på dybt vand. Der blev kun anvendt ét udslipssted ved en dybde på 3.070 m ca. 100 km syd for Nunarsuit, og udslippet blev startet d. 1., 11., 21. eller 31. august 2003-2009. Som ovenfor blev udslipshastigheden sat til at være 3.000 t/dag i 10 dage, hvilket medførte et samlet udslip på 30.000 t. Oliens skæbne blev fulgt i yderligere 112 dage. Fire olietyper af varierende sammensætning og densitet indgik i modellerne: to typer råolie fra Nordsøen (Statfjord og Ekofisk) samt to raffinerede produkter (Bunker C og Iso 450). Selv om den olie, der findes i vurderingsområdet, er ukendt, er det aktuelle bedste bud, at Statfjord råolie vil være den, der ligner mest (J. Bojesen-Koefoed, GEUS, pers. komm.).

Der er kun lidt viden om de fysisk-kemiske processer, som styrer, hvad der sker med kulbrinter, der slipper ud ved højt tryk og lave temperaturer, hvilket hæmmer udarbejdelsen af modeller for olieudslip på dybt vand (Thibodeaux et al. 2011). Blandt de væsentlige ubekendte er oliens faktiske sammensætning, herunder gas-til-olie-forholdet, dannelsen og opløsningen af gashydrater (metanhydrat), og hvordan disse faktorer påvirker oliedråbernes størrelse og flydeevne. Anvendelse af dispergeringsmidler ved brøndhovedet vil sandsynligvis også påvirke dråbestørrelsen og dermed den hastighed, hvormed dråberne bevæger sig mod overfladen, og om de bliver i dybden og danner faner ved og omkring dybe pyknokliner (densitetsgradienter) som set efter *Deepwater Horizon*-olieulykken (se afsnit 10.5).

Den horisontale spredning ved overfladen af olie frigivet ved bunden var den samme som ved udslip på overfladen på samme sted, selv om den længere modelperiode afslørede, at en lille oliefraktion kunne nå så langt nord som 66° N. For tre af de fire olietyper nåede næsten al olien overfladen inden for få dage efter udslippet. Kun ved Bunker C-olie forblev en markant fraktion i dybden. Bunker C er raffineret tyktflydende olie (densitet 992.6 kg/m^3), og råolier af lignende sammensætning og densitet er sjældne og vil være usandsynlige i vurderingsområdet (J. Bojesen-Koefoed, GEUS, pers. komm.).

Efter 30 dage var 20 % af Bunker C-olien i modellen stadig dispergeret i vandsøjlen ved en gennemsnitlig dybde på ~300 m. Over de efterfølgende tre måneder faldt denne fraktion til 10 %, og gennemsnitsdybden til ~75 m. Olien udviste en horisontal dispergering svarende til olie på overfladen, selv om spredningshastigheden fra udslipsstedet var langsommere på grund af de lavere strømhastigheder på dybt vand. Modellen forudsagde desuden den vertikale udbredelse af olien i vandsøjlen, hvilket i princippet kan kon-

verteres til oliekoncentrationer. Som beskrevet i afsnit 10.5 er der dog ringe kendskab til processerne, der styrer spredningen og opløsningen af kulbrinter i vand under højt tryk. I forbindelse med *Deepwater Horizon*-ulykken er der iværksat undersøgelser, som skal fremme den videnskabelige forståelse af disse processer, men det har ikke været muligt at indføre endnu upublicerede resultater af dette arbejde i DMIs model.

Teoretiske oliekoncentrationer kan beregnes på basis af antagelser om udslippets størrelse og spredning. Hvis f.eks. et olieudslip på 30.000 t blev spredt jævnt over 100 km^2, ville det danne et ensartet lag på 0,3 mm. Hvis denne mængde olie på normal vis blev spredt i vandsøjlen med en standardafvigelse på 150 m (værdien fra DMIs simulering), ville den gennemsnitlige oliekoncentration (alle komponenter) i en 300 m dyb zone ved gennemsnitsdybden være ca. 750 µg/l. Hvis det antages, at 90 % af olien vil flyde op til overfladen, ville dybdekoncentrationen være 75 µg/l. Selv om disse beregninger er rent teoretiske og meget forenklede (der tages eksempelvis ikke højde for bionedbrydning), viser de, at der er risiko for toksiske koncentrationer i vandsøjlen efter et olieudslip af denne størrelse.

10.3 Konsekvenser af olieudslip for miljøet

Der er generelt to måder, olien kan påvirke havmiljøet på: fysisk kontakt (f.eks. med fuglenes fjerdragt og fiskeæg) og forgiftning via indtagelse, indånding og kontakt. Kontakt har akutte virkninger, mens forgiftning kan have både akutte og langvarige (subletale) virkninger.

Tabel 10.1 giver et overblik over potentielle konsekvenser af et større olieudslip, som diskuteres yderligere i de efterfølgende afsnit.

Tabel 10.1. Oversigt over potentielle konsekvenser af et større olieudslip på VEC'er i det sydgrønlandske vurderingsområde. De enkelte VEC'er er omtalt i afsnit 4.8.

VEC	Typiske sårbare organismer	Konsekvens for bestand – worst case*		
		Forflytning	Livstruende effekter	Direkte dødelighed
Vigtige pelagiske områder	Zooplankton, fiskelarver	-	Moderat (R)	Moderat (R)
Overvintrende zooplankton	*Calanus finmarchicus*	-	Stor (R)	Stor (R)
Tidevandszone/lavvandsomr.	Lodde, muslinger	Langvarig (R)	Stor (R)	Stor (R)
Ikaitsøjler	Endemiske arter	-	Stor (G)	Stor (G)
Bundfauna og -flora	Torsk, tobis, reje, muslinger	Kortvarig (L)	Moderat (R)[1]	Moderat (L)
Havfugle (ynglende)	Alkefugle, alm. ederfugl	Kortvarig (L)	Stor (R)	Stor (R)
Havfugle (ikke-ynglende)	Alkefugle, alm. ederfugl, strømand	Kortvarig (L)	Stor (R)	Stor (R)
Sæler	Spættet sæl, grønlandssæl, klapmyds	Kortvarig (L)	Moderat (R)	Mindre (R)
Store hvaler	Bardehvaler	Kortvarig (L)	Moderat (R)	Mindre (R)

* L = lokal, R = regional og G = global. [1]Kontaminering af kommercielle arter.

10.3.1 Konsekvenser af olieudslip for plankton og fisk, inkl. fiske- og krebsdyrlarver

Voksne fisk og rejer

På åbent hav vil et olieudslip på overfladen normalt ikke medføre oliekoncentrationer, der er dødelige for voksne fisk på grund af spredning og fortynding. Desuden opdager mange fisk olien og vil forsøge at undgå den. Derfor er det usandsynligt, at bestande af voksne fisk på åbent hav vil blive væsentligt påvirket af et olieudslip. Situationen er en anden i de kystnære

områder, hvor høje og giftige oliekoncentrationer kan opstå i beskyttede bugter og fjorde, hvilket kan resultere i høj fiskedødelighed (se nedenfor).

Voksne rejer lever på og tæt på bunden på relativt dybt vand (100-600 m), hvor oliekoncentrationerne fra spild på overfladen vil være meget små, hvis de da overhovedet kan måles. Der er ikke set nogen påvirkning af rejebestanden (samme arter som i Grønland) i Prince William Sound i Alaska efter den store *Exxon Valdez*-olieulykke i 1989 (Armstrong et al. 1995). Under særlige omstændigheder kan en undersøisk udblæsning resultere i høje koncentrationer af olie og dispergeringsmidler, som observeret ved *Deepwater Horizon*-olieulykken 2010 (Thibodeaux et al. 2011). I disse situationer kan rejerne blive påvirket.

Fiske- og krebsdyrlarver

Æg og larver fra fisk og rejer er mere følsomme over for olie end voksne fisk og rejer. Teoretisk set kan konsekvenserne for fiske- og krebsdyrlarver være betydelige og nedsætte den årlige rekruttering, med en vis effekt på efterfølgende bestande og fiskeriet i en række år. Disse konsekvenser er dog ekstremt svære at identificere og udskille fra den naturlige variation og er aldrig blevet dokumenteret efter et olieudslip.

Udbredelsen af fiskeæg og de tidlige larvestadier i vandsøjlen bestemmes af densitet, strøm og turbulens. I Barentshavet stiger torskens pelagiske æg op og fordeles i den øvre del af vandsøjlen. Da olie også flyder, vil æggene være mest udsat under rolige forhold, mens kraftige vind- og bølgeforhold vil blande æggene og olien dybere i vandsøjlen, hvor koncentrationerne er lavere og eksponeringen således vil være begrænset. I takt med at larverne vokser, har deres evne til at bevæge sig rundt større betydning for deres dybdeudbredelse.

Generelt vil arter med specifikke gydekoncentrationer og med æg og larver i specifikke geografiske koncentrationer i den øvre del af vandsøjlen være særligt sårbare. Bestanden af torsk i Barentshavet er en sådan art, hvor æg og larver kan være koncentreret i de øverste 10 m inden for et begrænset område. Den individuelle olieeksponering og dødelighed på bestandsniveau er beregnet for torsk i Barentshavet på basis af simuleringer af olieudslip ved forskellige scenarier og forskellige giftighed af den opløste olie. Konsekvenserne for bestanden afhænger i høj grad af, om der er et sammenfald mellem høje oliekoncentrationer i vandsøjlen (hvilket kun vil være tilfældet i en kort periode, hvor olien er frisk) og de største æg- og larvekoncentrationer (som også kun vil være til stede i nogle uger eller få måneder og udelukkende koncentreret i overfladen i roligt vejr). Ved kombinationer af ugunstige forhold og ved brug af en PNEC med en 10 x sikkerhedsfaktor (Johansen et al. 2003) kan der være et tab på ca. 5 %, og i nogle tilfælde op til 15 % ved en udblæsning, der varer mindre end to uger, mens meget langvarige udblæsninger kan medføre tab af æg og larver på over 25 %. Et tab på 20 % i rekrutteringen til torskebestanden skønnes at medføre et 15 % tab i biomassen af gydende torsk og at ville tage cirka otte år at genoprette fuldt ud.

Hjermann et al. (2007) gennemgik konsekvensanalysen for bestanden af torsk, sild og lodde i Barentshavet foretaget af Johansen et al. (2003), og foreslog forbedringer ved at fokusere mere på oceanografisk og miljømæssig variation i modellen. Det blev desuden påpeget, at det ikke er muligt at udlede faste konklusioner om langsigtede virkninger på grund af variationerne i økosystemet. Optimalt set kan vi forsøge ved hjælp af modeller at opnå en

kvantitativ indikation af de mulige konsekvenser af olieudslip i et økosystem. Kvalitativt kan vi vurdere, på hvilke steder og tidspunkter et olieudslip kan forventes at have de største langsigtede virkninger.

Sammenlignet med området ved Lofoten-Barentshavet er der langt mindre viden tilgængelig om koncentrationerne af æg og larver fra Vestgrønland, herunder vurderingsområdet. Stærkt afgrænsede gydeområder for torsk, med høje koncentrationer af æg og larver for en hel bestand nær overfladen, som det ses i Lofoten-Barentshavet, kendes pt. ikke i Vestgrønland. I det 20. århundrede er der dog set gydepladser for torsk i Vestgrønland, og genkolonisering af torsk i vurderingsområdet er mulig. Pt. er torskefiskeriet i Sydvestgrønland i høj grad styret af rekruttering fra de islandske gydepladser. Fra tid til anden transporteres et stort antal ungtorsk fra Island med Irmingerstrømmen til de grønlandske farvande.

Torskeæg er koncentreret i de øverste 10 m af vandsøjlen, mens rejelarver og hellefiskelarver findes dybere nede og derfor er mindre udsat for skadelige oliekoncentrationer fra et olieudslip på overfladen. Dette betyder, at et olieudslip mest sandsynligt vil påvirke en langt mindre andel af sæsonens produktion af æg og/eller larver for disse arter end modellen for torsk i Barentshavet viser. Konsekvenserne for rekrutteringen til bestandene af hellefisk og dybvandsrejer vil derfor sandsynligvis være ubetydelig. En undersøisk udblæsning med egenskaber og mængder som set ved *Deepwater Horizon*-olieulykken i 2010, hvor store faner af dispergeret olie forekom i vandsøjlen, kan true æg og larver over væsentligt større områder og dybder og potentielt påvirke rekrutteringen og bestandstørrelsen af disse demersale arter. Samtidig kan opløsningen og spredningen på dybt vand også reducere eksponeringen for de mest følsomme øvre 50 m af vandsøjlen.

Udover hellefisk og dybvandsreje kan en undersøisk udblæsning have konsekvenser for stor grønlandsk krabbe og tobis. Tobis er en nøgleart i vurderingsområdets økosystem, og den potentielle virkning af olieudslip på denne art bør undersøges nærmere. I forhold til stor grønlandsk krabbe og reje bør det bemærkes, at vurderingsområdet er eller har været blandt de vigtigste fiskeriområder i Grønland, hvilket betyder, at konsekvenserne for fiskeriet kan være betydelige, hvis larvekoncentrationerne udsættes for et stort undersøisk olieudslip.

Vandlopper, fødekæden og vigtige områder

Vandlopper er meget vigtige i fødekæden og kan blive påvirket af de giftige oliekomponenter (WSF, PAH) i vandet under et olieudslip. På grund af den normalt begrænsede vertikale udbredelse af disse komponenter til den øvre zone i forbindelse med olieudslip på overfladen og den større dybdeudbredelse af vandlopper er det dog usandsynligt, at et olieudslip på overfladen vil have stor indvirkning på bestanden. Indtagelse af dispergerede oliedråber ved større dybde fra en undersøisk udblæsning eller efter en storm kan udgøre et problem. Undersøgelser af de potentielle konsekvenser af olieudslip for vandlopper i Barentshavet (Melle et al. 2001) viste, at bestandene var udbredt over så store områder, at et enkeltstående olieudslip på overfladen blot ville påvirke en mindre del af bestanden og ikke udgøre en væsentlig trussel (Anon 2003). Nylige undersøgelser har vist en negativ virkning af pyren (PAH) ved koncentrationer på 10-100 nM på reproduktion og fødeoptag hos *Calanus*-arter (Jensen et al. 2008) samt på hunnernes overlevelse, fourageringstatus og nukleinsyreindholdet hos *Microsetella* spp. fra det vestlige Grønland (Hjorth & Dahllöf 2008). Negative virkninger af temperaturæn-

dringer kombineret med PAH-eksponering på ekskrementproduktionen, ægproduktionen og udklækningen af *C. finmarchicus* og *C. glacialis* er også påvist (Hjorth & Nielsen 2011).

De erfaringer, der er gjort fra *Deepwater Horizon*-olieulykken, hvor store undersøiske faner af dispergeret olie blev fundet på forskellige dybder, kan dog ændre disse konklusioner om relativt milde konsekvenser til mere akutte og alvorlige konsekvenser ved større undersøiske olieudslip. Vurderingsområdet er meget vigtigt i en Nordvestatlantisk sammenhæng for de overvintrende bestande af *C. finmarchicus*. Selv om disse vandlopper ikke indtager føde under diapause ved store dybder, kan de være følsomme over for tilstedeværelsen af giftige oliekomponenter eller dispergeringsmidler. Det er sandsynligt, at både oliefaner (hvis de forekommer) og vandlopper vil være koncentreret ved dybe pyknokliner, dvs. de vertikale densitetsgradienter, hvilket kan øge eksponeringen. Der mangler specifikke undersøgelser af, hvor følsomme vandlopper i diapause er over for olie.

De vigtige områder for plankton, herunder fiske- og krebsdyrlarver ligger ofte også ved hydrodynamiske diskontinuiteter. Man bør derfor være opmærksomhed på følgevirkningerne af olieudslip i forbindelse med disse steder, især i forbindelse med forårsopblomstringen. Fronter, upwellingområder og israndzonen er eksempler på sådanne hydrodynamiske diskontinuiteter, hvor store overfladekoncentrationer af fytoplankton og zooplankton, herunder rejer og fiskelarver, kan forventes at forekomme. Der foreligger begrænsede oplysninger om tilbagevendende hydrodynamiske diskontinuiteter i vurderingsområdet.

Den mest kritiske sæson for primærproduktionen og plankton – dvs. hvor et olieudslip kan forventes at have de største miljømæssige konsekvenser – er under forårsopblomstring, hvor den høje biologiske aktivitet i det pelagiske fødenet fra fytoplankton til fiskelarver er koncentreret i overfladelagene.

10.3.2 Konsekvenser af olieudslip for den bentiske vegetation

Den direkte konsekvens af et olieudslip er en forventet massedødelighed blandt makroalger og bentiske hvirvelløse dyr på olieindsmurte kyster som følge af en kombination af kemisk toksicitet og kvælning. En anden mindre direkte måde, hvorpå et olieudslip kan påvirke alger, er hvor oliekulbrinter virker som kønsferomoner, som det er demonstreret for blæretang (*Fucus vesiculosus*) (Derenbach & Gereck 1980).

Der foreligger forskellige rapporter om olieforurenings indvirkning på makroalgevegetation og -samfund. Efter *Exxon Valdez*-olieulykken i Alaska i 1989 gik makroalgedækket tabt i den littorale zone (primært *Fucus gardneri*). Det har taget mange år helt at genskabe disse områder med flere år med svingende *Fucus*-dække, og nogle områder anses stadig for at være under genopretning (NOAA 2010). Disse svingninger kan skyldes dynamikken mellem makroalger og deres græssere, som påvist efter *Torrey Canyon*-ulykken ved kysten i Cornwall i Storbritannien (Hawkins et al. 2002). For så vidt angår Prince William Sound blev disse svingninger anset for at være et resultat af ensartetheden i den regenererende *Fucus*-bestand (m.h.t. genetik, størrelse og alder), hvilket gjorde den mere sårbar overfor naturlige miljøbelastninger (f.eks. ingen voksne *Fucus*-planter til at beskytte og sikre rekruttering), hvilket betød, at det tog længere tid at genoprette *Fucus*-bestandens heterogenitet (Driskell et al. 2001).

Modsat blev der ikke observeret væsentlige påvirkninger i en undersøgelse af indvirkningen af råolie og kemisk dispergeret olie på sublittorale makroalger på lavt vand ved nordlige Baffin Island (Cross et al. 1987).

Scenarierne for *Exxon Valdez*-ulykken og Baffin Island-olieudslipsundersøgelsen (BIOS) var forskellige, da *Exxon Valdez*-olieulykken involverede tyktflydende olie, mens den olie, der blev testet ved Baffin Island, var en mellemtyk råolie (Sergy & Blackall 1987). BIOS-undersøgelserne af makroalger blev desuden udført i den øvre sublittorale zone og ikke i den littorale zone, hvor de mest voldsomme konsekvenser blev observeret i forbindelse med *Exxon Valdez*-olieulykken (Dean & Jewett 2001).

Oprensning af kystlinjen kan øge påvirkningen fra olieforureningen. Efter *Exxon Valdez*-ulykken blev voksne *Fucus*-planter dækket med olie, men døde ikke nødvendigvis. En del af oprensningen bestod i at vaske kysterne med store mængder varmt havvand under tryk. Denne behandling slog nærmest alle voksne *Fucus* ihjel og skoldede formentlig det meste af klippeoverfladen og dermed *Fucus*-spirer. På længere sigt blev der dog ikke observeret en væsentlig forskel i *Fucus*-dynamik ved steder med olie, der ikke var oprenset, i forhold til steder, der var ramt af olien og som var oprenset (Driskell et al. 2001). Brug af dispergeringsmidler ved oprensningen af olieudslip kan øge genoprettelsestiden for de behandlede kyster. Genoprettelsen tog fra 2-3 år til mindst 10 år efter *Torrey Canyon*-ulykken i Sydengland og op til 15 år på kyster, der var hårdt ramt af de anvendte dispergeringsmidler (Hawkins et al. 2002).

Pyrens effekt på naturlige alge- og bakteriesamfund i arktisk sediment blev undersøgt tæt ved Sisimiut (Vestgrønland) ved anvendelse af mikrokosmer. Bentiske mikroalger var særligt sårbare over for pyren, og øget giftighed blev konstateret ved høje UV-niveauer allerede ved lave pyrenkoncentrationer (Petersen & Dahllöf 2007, Petersen et al. 2008). Den udtalte pyrenpåvirkning medførte algedød og frigivelse af organisk materiale, som igen stimulerede bakterienedbrydning af organisk materiale.

10.3.3 Konsekvenser af olieudslip for bentisk fauna

Organismer, der lever på havbunden (bundfauna og -flora), er generelt meget følsomme over for olieudslip og høje kulbrintekoncentrationer i vandet. Mange af de bentiske arters følsomhed er blevet undersøgt i laboratoriet, og der er påvist en række subletale virkninger af eksponeringer, der ikke umiddelbart er sammenlignelige med reelle olieudslip (Camus et al. 2002a, Camus et al. 2002b, Camus et al. 2003, Olsen et al. 2007, Bach et al. 2009, Hannam et al. 2009, Bach et al. 2010, Hannam et al. 2010).

Der vil være en effekt især på lavt vand (< 50 m), hvor de giftige koncentrationer kan nå havbunden. I disse områder er der registreret udpræget dødelighed efter et olieudslip bl.a. blandt krebsdyr og bløddyr (McCay et al. 2003a, McCay et al. 2003b). Olien kan desuden synke ned på bunden som tjæreklumper, hvilket skete efter *Prestige*-olieulykken ud for det nordlige Spanien i 2002. Der blev ikke fundet nogen påvirkning af bundfauna og -flora (Serrano et al. 2006), men muligheden for, at der vil være en påvirkning er åbenlys. Nedsynkning af olie kan desuden hjælpes på vej af opslæmmede sedimentpartikler, som findes i rigt mål i smeltevand fra gletsjere, der kan sprede sig langt ud i det åbne hav.

Påvirkningen af bundfauna og -flora blev dokumenteret fra *Deepwater Horizon*-ulykken i den Mexicanske Golf i 2010, hvor oliefaner på dybt vand bevægede sig snesevis af km væk fra udblæsningsstedet (Diercks et al. 2010a, Schrope 2011, Thibodeaux et al. 2011). Det er dog for tidligt at drage helt klare konklusioner.

Mange bunddyr, især muslinger, akkumulerer kulbrinter, hvilket kan have subletale virkninger (f.eks. nedsat reproduktion). Disse muslinger kan overføre giftige kulbrinter til højere trofiske niveauer, især remmesæl og almindelig ederfugl. Viden om bundfauna og -flora i vurderingsområdet er alt for fragmentarisk til, at man kan vurdere konsekvenserne af et olieudslip. Konsekvenserne af et olieudslip for bundfauna og -flora i vurderingsområdet er derfor endnu ikke vurderet fuldt ud.

Generelt er der en stor artsrigdom (muslinger, makroalger osv.) på lavt vand (ned til 50 m), og faunaen er tilgængelig for højere trofiske niveauer. En andet træk er, at individer fra adskillige af arterne skønnes at have en maksimal levealder på mere end 25 år (muslingearterne *Mya* spp., *Hiatella arctica*, *Chlamys islandica* og søpindsvinet *Strongylocentrotus droebachiensis*). Dette indikerer, at de bentiske samfund kan være langsomme til at genoprette sig efter enhver forstyrrelse, der medfører mortalitet blandt de ældre individer, som ofte udgør en væsentlig del af biomassen. Set i forhold til biodiversitet er den store udbredelse af arter, der kun findes i et område, og af arter, der udelukkende repræsenteres af et enkelt eksemplar, også et tegn på, at dødelighed som følge af olieudslip eller -efterforskning potentielt kan medføre en væsentlig reduktion i den overordnede artsrigdom i længere tid.

10.3.4 Konsekvenser af olieudslip for kystnære habitater

En af erfaringerne fra *Exxon Valdez*-olieulykken var, at de kystnære områder blev værst ramt (NOAA 2010). Mange dyrebestande fra denne habitat anses for at være genoprettet (fugle, fisk), men enkelte bestande er stadig på vej tilbage (adskillige fuglearter, muslinger). Et fåtal er for nylig vurderet som 'ikke genoprettet' (Beringstejst *Cepphus columba*, der er en nær slægtning til tejst, og stillehavssilden *Clupea pallasii*) (NOAA 2010).

I kystområder hvor olien kan blive fanget i lavvandede bugter og vige, kan der ske en koncentration af olien i vandsøjlen til niveauer, som er dødelige for voksne fisk og bløddyr (f.eks. McCay 2003).

Et olieudslip fra aktiviteter i vurderingsområdet, som når frem til kysten, kan reducere bestanden af lodde og stenbider, da disse fisk gyder her, og deres følsomme æg og larver kan blive udsat for høje oliekoncentrationer. Fjeldørred *Salvelinus alpinus* kan blive tvunget til at opholde sig i oliekontaminerede, lavvandede farvande, når de samler sig, inden de vandrer mod den elv, de kommer fra, for at gyde og overvintre. Andre fiskearter, der kan blive berørt i de kystnære vandområder er helleflynder (*Hippoglossus hippoglossus*), lodde, stenbider og lokale bestande af torsk.

I kystområder, hvor olien kan være nedgravet i sediment, blandt kampesten eller indlejret i revner i klipper, kan der opstå en situation med kronisk olieforurening, som kan vare i flere årtier og have en svag til moderat påvirkning. Mange af kystområderne i vurderingsområdet har en morfologi, der minder om den, der ses i Prince William Sound, hvor olien blev fanget i sedimenter efter *Exxon Valdez*-ulykken. I en undersøgelse, der er udført 12 år

efter olieulykken, blev det vurderet, hvor meget olie der var tilbage på strandene i Prince William Sound. Der blev fundet olie på 78 ud af 91 strande, som blev valgt tilfældigt indenfor det påvirkede område. Analysen afslørede, at over 90 % af olien på overfladen og al den begravede olie stammede fra *Exxon Valdez* (Short et al. 2004). I dag (2010) findes der stadig begravet olie på de berørte kyster, og dens tilstedeværelse kan udgøre en kilde til fortsat olieeksponering for havoddere og -fugle, som søger føde i sedimentet (NOAA 2010).

Olien kan desuden forurene habitater på land, der lejlighedsvis oversvømmes ved højvande. Strandenge er særligt sårbare og udgør et vigtige fourageringsområde for gæs. I forbindelse med *Braer*-udslippet i Shetland påvirkede olieholdigt skumsprøjt marker og græsarealer tæt på kysten.

På grund af deres placering inderst i en lang smal fjord er det usandsynligt, at ikaitsøjlerne i Ikka Fjord vil blive berørt selv efter et stort offshore-olieudslip (se desuden afsnit 10.2). Hvis de alligevel skulle blive påvirket, vil den unikke fauna og flora sandsynligvis blive ramt hårdt af f.eks. oliekomponenternes toksiske virkninger.

Turistindustrien kan blive påvirket af et større olieudslip, som rammer kysterne. Turister, der rejser til Grønland for at møde den uspolerede arktiske vildmark, vil sandsynligvis holde sig væk fra olieforurenede områder.

Hele det sydgrønlandske kystområde er blevet kortlagt og klassificeret ud fra kysternes følsomhed over for olieudslip (Mosbech et al. 2000), se Figur 10.2.

10.3.5 Konsekvenser af olieudslip for fiskeriet

Kontaminering (tainting) af fiskekød (dårlig lugt eller smag) er et alvorligt problem i forbindelse med olieudslip. Fisk, der udsættes for selv meget lave oliekoncentrationer i vandet, deres føde eller i det sediment, hvor de lever, kan få afsmag, hvilket gør dem ubrugelige som menneskeføde (GESAMP 1993, Challenger & Mauseth 2011). Problemet er mest udtalt i lavvandede områder, hvor høje oliekoncentrationer kan forekomme i lange perioder. Fladfisk og bundlevende hvirvelløse dyr er særligt udsatte. Der er ikke registreret afsmag efter olieudslip i dybere farvande langt fra kysten, hvor nedbrydning, dispergering og opløsning nedsætter oliekoncentrationer til et meget lavt niveau. Afsmag kan også forekomme i fisk, der lever de steder, hvor man har skaffet sig af med oliekontamineret boreaffald.

Et meget vigtige emne i denne sammenhæng er de skader et olieudslip kan medføre på omdømmet af fiskeprodukter fra de berørte områder. Det vil derfor være nødvendigt at suspendere fiskeriaktiviteter i et berørt område for at undgå, at der kommer kontaminerede produkter på markedet (Rice et al. 1996, Challenger & Mauseth 2011, Graham et al. 2011). Dette problem kan gælde for det kommercielle fiskeri af dybvandsrejer i vurderingsområdet samt det lokale fiskeri, der går efter torsk, stenbider, lodde, havkat osv. Større olieudslip kan medføre væsentlige økonomiske tab som følge af de problemer, der opstår i forbindelse med salget af produkterne. Streng regulering og kontrol af fiskeriet i forurenede områder er derfor nødvendig for at sikre kvaliteten af de fisk, der kommer på markedet. I offshore-områder vil suspendering af fiskeriet normalt vare nogle uger, mens det i det kystnære vandområder vil vare længere. Kystfiskeri var forbudt i fire måneder efter

Braer-ulykken ud for Shetland i 1993 og i ni måneder efter *Exxon Valdez*-ulykken i Alaska i 1989 (Rice et al. 1996). Enkelte muslinge- og hummerpladser blev dog lukket i mere end henholdsvis 18 og 20 måneder efter *Braer*-ulykken. I forbindelse med *Deepwater Horizon*-olieulykken forbød man kommercielt fiskeri og lystfiskeri i et område på 230.000 km^2, og i september 2010 var ca. 83.000 km^2 stadig lukket for fiskeri (Graham et al. 2011). Nogle områder forblev lukkede et helt år efter ulykken (Law & Moffat 2011, NOAA 2011a).

10.3.6 Konsekvenser af olieudslip for havfugle

Det er veldokumenteret, at fugle er ekstremt sårbare overfor olieudslip i havmiljøet (Burger & Gochfeld 2002). Fugle, der hviler og/eller dykker fra havoverfladen, som f.eks. alkefugle, dykænder, skarver og lommer, er mest udsatte ved olieudslip, sammenlignet med fugle, der tilbringer mere tid på vingerne og på land. Alle havfugle er dog i risiko for at komme i kontakt med olie, der er spildt på overfladen. Denne særlige sårbarhed skyldes deres fjerdragt. Olien suges nemt ind i fjerdragten og ødelægger dens vandtæthed og dermed også dens isolerende egenskaber og opdrift. Havfugle, der har fået olie på fjerdragten, dør hurtigt af afkøling, sult eller drukning. Fuglene kan desuden indtage olie, når de rengør fjerdragten eller spiser oliekontamineret føde. Olien irriterer fordøjelsesorganerne, ødelægger leveren, nyrerne og saltkirtelfunktionen og medfører blodmangel. Dette kan forårsage subletale og langvarige virkninger. Den primære årsag til dødelighed af havfugle efter et olieudslip er dog den direkte olieindsmøring af deres fjerdragt.

Mange havfugle samler sig i små og begrænsede områder i specifikke perioder af deres livscyklus. Selv små olieudslip i sådanne områder kan medføre en meget høj dødelighed blandt de tilstedeværende fugle. De høje koncentrationer af fugle ved kysterne, f.eks. ynglekolonier, overvintringsområder eller offshore ved vigtige fourageringsområder, er særligt sårbare.

Olieindsmurte fugle, som er drevet på land, har ofte mediernes bevågenhed når der sker et olieudslip, og de viser fuglenes høje individuelle følsomhed over for olieudslip. Den primære bekymring bør dog være, om bestandene lider på grund af olien. For at vurdere dette spørgsmål er det nødvendigt at udføre omfattende undersøgelser af fuglebestandenes naturlige svingninger og samspillet med det omgivende økosystem.

De havfuglearter, der er mest sårbare over for et olieudslip, er dem med den laveste reproduktionsevne og en tilsvarende høj gennemsnitsalder (lav bestandsomsætning). Denne livsstrategi findes blandt de fleste havfugle, herunder alkefugle, mallemukker og mange dykænder. Polarlomvien yngler eksempelvis ikke, før den er 4-5 år, og hunnerne lægger kun et enkelt æg om året. Denne meget lave årlige produktion modsvares af en meget lang forventet levetid på 15-20 år eller mere. Sådanne havfuglebestande er derfor særligt udsatte ved yderligere dødelighed blandt voksne fugle som følge af f.eks. et olieudslip.

Hvis en koloni af ynglende fugle fuldstændig udryddes af et olieudslip, skal den genkoloniseres fra nærliggende kolonier. Genkolonisering sker langsomt og afhænger af afstanden til andre kolonier, deres størrelse og produktivitet. Hvis antallet i de nærliggende kolonier er faldende som følge af f.eks. jagt, vil der ikke være nogen eller kun ganske få fugle til at genkolonisere et område.

Ynglende fugle

Der yngler mange havfuglearter i vurderingsområdet (se afsnit 4.6), og størstedelen er tilknyttet habitater (havvendte klipper eller lave holme) langs den ydre kyststrækning. De er således meget udsat over for drivende olie. En anden risikosituation opstår, når de voksne følger deres unger væk fra kolonien, som det sker med alkefugle og dykænder. Ænder opsøger vandområder tæt på land for at finde beskyttede områder, mens alkefugle bevæger sig væk fra land og spreder sig over et stort havområde. To af de arter, der yngler i vurderingsområdet, lunde og almindelig lomvie, er fåtallige i Grønland og er opført som henholdsvis næsten truet (NT) og moderat truet (EN) på den grønlandske rødliste (Boertmann 2007b). Alkefuglene yngler desuden i kolonier, hvilket betyder, at en stor andel af den grønlandske bestand risikerer udryddelse ved et enkelt olieudslip.

Rastende, fældende og overvintrende fugle

Et større olieudslip i vurderingsområdet kan påvirke havfugle fra mange områder i Nordatlanten, da Sydvestgrønland er et internationalt vigtigt fourageringsområde det meste af året. De besøgende fugle omfatter ikke-ynglende fugle fra Europa og den sydlige halvkugle (f.eks. henholdsvis ride og storskråpe), fældende fugle fra Canada (f.eks. strømand) og overvintrende fugle fra en række yngleområder i Nordatlanten (f.eks. polarlomvie). I kystområderne ud for Sydvestgrønland skønnes antallet af overvintrende fugle at være mere end 3,5 millioner, og en stor andel af disse kan findes i vurderingsområdet. Desuden benytter et ukendt, men stort antal lomvier, lunder, rider og især søkonger områder længere væk fra land (Boertmann et al. 2004, Boertmann et al. 2006). Et stort antal ederfugle, lomvier og søkonger formodes også at passere gennem vurderingsområdet, når de trækker frem og tilbage til yngleområder i det højarktiske område (Mosbech et al. 2006a, Mosbech et al. 2006b, Mosbech et al. 2007, Boertmann et al. 2009). Antallet af fugle, der kan blive berørt af et større olieudslip i vurderingsområdet, kan derfor være stort.

10.3.7 Konsekvenser af olieudslip for havpattedyr

Havpattedyr er relativt robuste og overlever generelt korte perioder med tilsmudsning og kontakt med olie, med undtagelse af isbjørne og sælunger, for hvem selv meget kortvarig eksponering kan være dødelig (Geraci & St. Aubin 1990).

Sælunger er meget følsomme over for direkte olieindsmøring, da de endnu ikke har udviklet et isolerende lag spæk og derfor er afhængige af deres fødselspels som isolering (Geraci & St. Aubin 1990). Bestanden af grønlandssæler, der yngler på drivisen i Sydvestgrønland, er derfor særlig sårbar. For isbjørne betyder kontakten med olien desuden, at pelsen mister sine isolerende egenskaber. Isbjørne kan få olie på sig, når de svømmer mellem isflager, og kan også komme til at indtage olie, når de plejer deres pels - begge tilfælde kan være dødelige. Antallet af isbjørne i vurderingsområdet er dog lavt, og deres forekomst afhænger af tilstedeværelsen af havis.

Havpattedyr må nødvendigvis søge til overfladen for at få luft. Indånding af dampe fra olie udgør derfor en mulig risiko for sæler og hvaler. En ny rapport peger på, at spækhuggere gik til efter *Exxon Valdez*-olieulykken i 1989 som følge af indånding af oliedampe (Matkin et al. 2008). Disse spækhuggere undgik ikke olieudslippet og blev set komme til overfladen i oliedækket vand. Spættede sæler, der blev fundet døde umiddelbart efter *Exxon Valdez*-

ulykken, havde hjerneskader forårsaget af eksponeringen, og mange af disse sæler var desorienterede og sløve i tiden op til deres død (Spraker et al. 1994). I perioder med isdække, hvor olien kan udfylde vandfladerne mellem isflagerne, kan risikoen for at indånde giftige dampe være langt mere alvorlig.

Der er også frygt for skader på øjevævet ved kontakt med olien samt for giftvirkninger og skader på mave-tarm-kanalen, hvis olien indtages, når der fourageres ved overfladen (Albert 1981, Braithwaite et al. 1983, St Aubin 1990). Hvaler, der fouragerer ved overfladen, som f.eks. våge-, fin-, sej-, blå- og pukkelhval, er særligt udsatte i denne sammenhæng. Bardehvaler er desuden udsatte ved selv kortvarig olieeksponering, da de fouragerer ved at filtrere byttefyldt vand gennem deres barder. Effekten af olieindsmøring af barderne og de langsigtede virkninger er usikre, men olien kan påvirke filtreringen betydeligt (Werth 2001).

Risikoen for langvarig eksponering som f.eks. indånding af oliedampe, indtagelse og øjenkontakt forstærkes, da dyrene ikke er i stand til at vurdere olien som en fare og gentagende gange er rapporteret at have svømmet direkte ind i oliepøle (f.eks. Harvey & Dalheim 1994, Smultea & Würsig 1995, Committee on the Cumulative Environmental Effects of Oil and Gas Activities on Alaska's North Slope 2003, Matkin et al. 2008).

Som topprædatorer risikerer havpattedyr at blive berørt af toksiske stoffer, der akkumuleres i fødekæden. Hvalrossen er særlig følsom, da den lever af muslinger, der ligger begravet på havbunden på lavt vand, hvor giftige oliekoncentrationer kan nå havbunden. Arter, der lever af bentiske organismer som f.eks. børsteorme, muslinger og søpølser (f.eks. remmesæl), er særligt udsatte.

Sjældne og derfor sårbare havpattedyrarter i vurderingsområdet omfatter den spættede sæl, som er opført som kritisk truet (CR) på den grønlandske rødliste. Den største kendte bestand findes i området ved Kap Farvel. Den meget sjældne og globalt truede nordkaper er for nylig blevet observeret øst for Kap Farvel og kan således også forekomme i området.

Det er vanskeligt at vurdere den olierelaterede dødelighed blandt havpattedyr, da døde dyr sjældent findes i en tilstand, der gør det muligt at foretage en obduktion. Dødeligheden blandt spækhuggere, havoddere og spættede sæler efter *Exxon Valdez*-ulykken i Prince William Sound er dog veldokumenteret (f.eks. Spraker et al. 1994, Matkin et al. 2008). I den Mexicanske Golf steg antallet af strandede hvaler efter *Deepwater Horizon*-ulykken i 2010 fra et gennemsnit på 17 strandinger pr. år i perioden 2003-2007 til 101 i 2010. Begge tal forventes kun at udgøre en lille fraktion af det reelle antal af døende hvaler (Williams et al. 2011), og da eftersøgningen formentlig har været intensiveret i 2010, er det vanskeligt at vurdere omfanget af den øgede dødelighed.

10.3.8 Langsigtede virkninger

En syntese af 14 års undersøgelser af *Exxon Valdez*-olieudslippet i Prince William Sound (Peterson et al. 2003) dokumenterede, at der sker forsinkede, kroniske og indirekte påvirkninger som følge af olieforureningen. Olien kunne stadig findes i enkelte kysthabitater i overraskende store mængder og i meget giftige former mere end ti år efter udslippet. Olien var tilstrækkelig

biotilgængelig til at medføre kronisk biologisk eksponering og havde langsigtede konsekvenser på bestandsniveau. Stærkt olieindsmurte grovkornede sedimenter dannede oliereservoirer under overfladen i tidevandszonen, hvor olien var beskyttet mod svind og forvitring. I disse habitater udviste f.eks. strømænder, der lever af bentiske smådyr i tidevandszonen, store forskelle mellem olieramte og ikke-olieramte kyster. Ved olieramte kyster fandt man afgiftningsenzymet CYP1A ni år efter ulykken. Strømænder ved olieramte kyster havde en lavere overlevelse med en årlig dødelighed på 22 % i stedet for 16 %, deres kropsvægt var mindre, og de udviste et fald i bestandstæthed sammenlignet med stabile bestande på ikke-olieramte kyster (Peterson et al. 2003). Olien findes stadig i miljøet, og både bestanden af strømænder og andre kystfugle anses endnu for at være under 'genopretning' (NOAA 2010).

De langsigtede kroniske virkninger på havpattedyr kan være nedsat overlevelse og mindre reproduktionsevne (NOAA 2011b). I det første år efter *Exxon Valdez*-ulykken i 1989 oplevede en nøje undersøgt flok spækhuggere en nedgang på 41 % og der er ikke sket rekruttering til flokken siden ulykken (Matkin et al. 2008). Årsagen til denne åbenbare sterilitet er ukendt, men dette tilfælde viser, at direkte dødelighed ikke er den eneste faktor, som kan påvirke en bestands trivsel.

Mange af kysterne i vurderingsområdet har samme morfologi som kysterne i Prince William Sound, hvor olien blev fanget i sedimenter. Dette viser, at lignende langsigtede konsekvenser må forventes i vurderingsområdet, hvis et olieudslip når strandene på kysten.

En anden indikation på langsigtede virkninger af olieudslip blev observeret 17 måneder efter Prestige-olieulykken ud for Nordspanien i november 2002. Der blev fundet øgede PAH-niveauer hos både voksne måger og deres nyudklækkede unger, hvilket ikke blot peger på eksponering fra den tilbageværende olie i miljøet, men også på at forurenende stoffer blev optaget i fødekæden, da de nyudklækkede unger kun er blevet eksponeret for olien gennem deres føde (f.eks. fisk og krebsdyr) (Alonso-Alvarez et al. 2007, Pérez et al. 2008).

10.4 Afværgeforanstaltninger

Risikoen for olieudslip og de mulige konsekvenser kan minimeres ved at opretholde høje sundheds-, sikkerheds- og miljømæssige standarder, udnytte den bedst tilgængelige teknik (BAT), den bedste miljøpraksis (BEP) og sikre et beredskab på højt niveau i tilfælde af olieudslip. Sidstnævnte er dog vanskeligt om vinteren på grund af de hårde vejrforhold, og fordi isen i dele af vurderingsområdet forhindrer effektiv opsamling af olien. Vigtigst af alt bør der iværksættes grundig planlægning for at undgå risikobetonede aktiviteter ved de mest følsomme områder og på de mest følsomme tidspunkter.

Et vigtigt redskab ved planlægningen af beredskabet i tilfælde af olieudslip er kortlægning af kysternes følsomhed overfor olie, som er udført for vurderingsområdet (Mosbech et al. 2004a) og som forventes at blive opdateret i takt med, at nye oplysninger bliver tilgængelige. Se også næste afsnit.

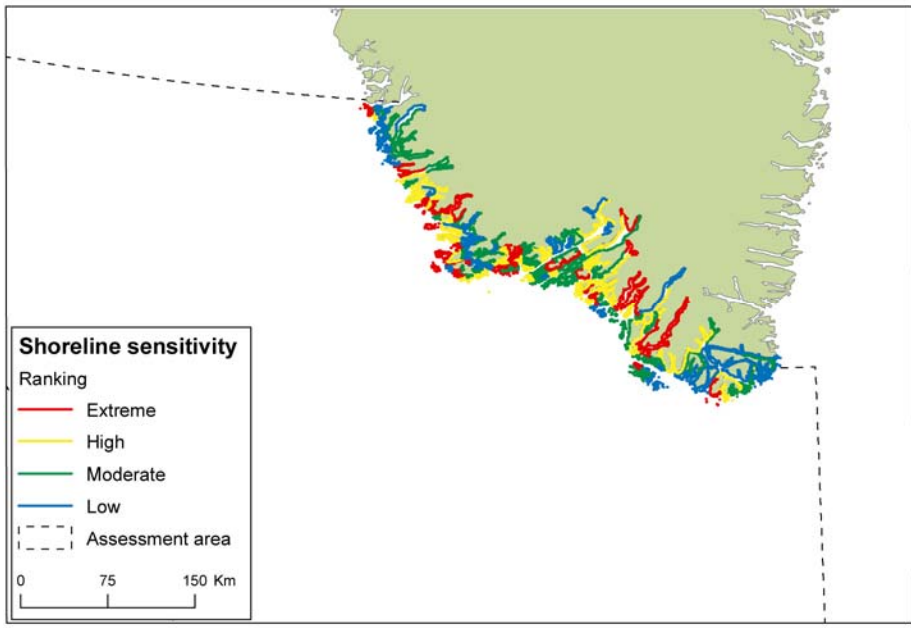
En anden måde at afværge de mulige konsekvenser for dyrebestande, der er følsomme over for olieudslip som f.eks. havfugle, fisk og havpattedyr, er ved at forvalte bestandene gennem regulering af andre menneskelige aktivi-

teter, der presser bestandene (som f.eks. jagt). Dette kan gøre bestandene bedre i stand til at kompensere for øget dødelighed som følge af olieudslip.

10.4.1 Kortlægning kysters følsomhed overfor olieudslip

Kyststrækningen i vurderingsområdet er kortlagt i forhold til dens følsomhed over for olieudslip (Mosbech et al. 2004a). Dette atlas integrerer al tilgængelig viden om kystmorfologi, biologi, ressourceudnyttelse og arkæologi og klassificerer kystsegmenter på ca. 50 km's længde efter deres sårbarhed over for olieudslip på havet. Denne klassifikation vises på kortblade, mens andre kortblade viser kysttopografien, logistik og foreslåede afværgeforanstaltninger ved olieudslip. Kortbladene giver også omfattende beskrivelser af isforhold, klima og oceanografi.

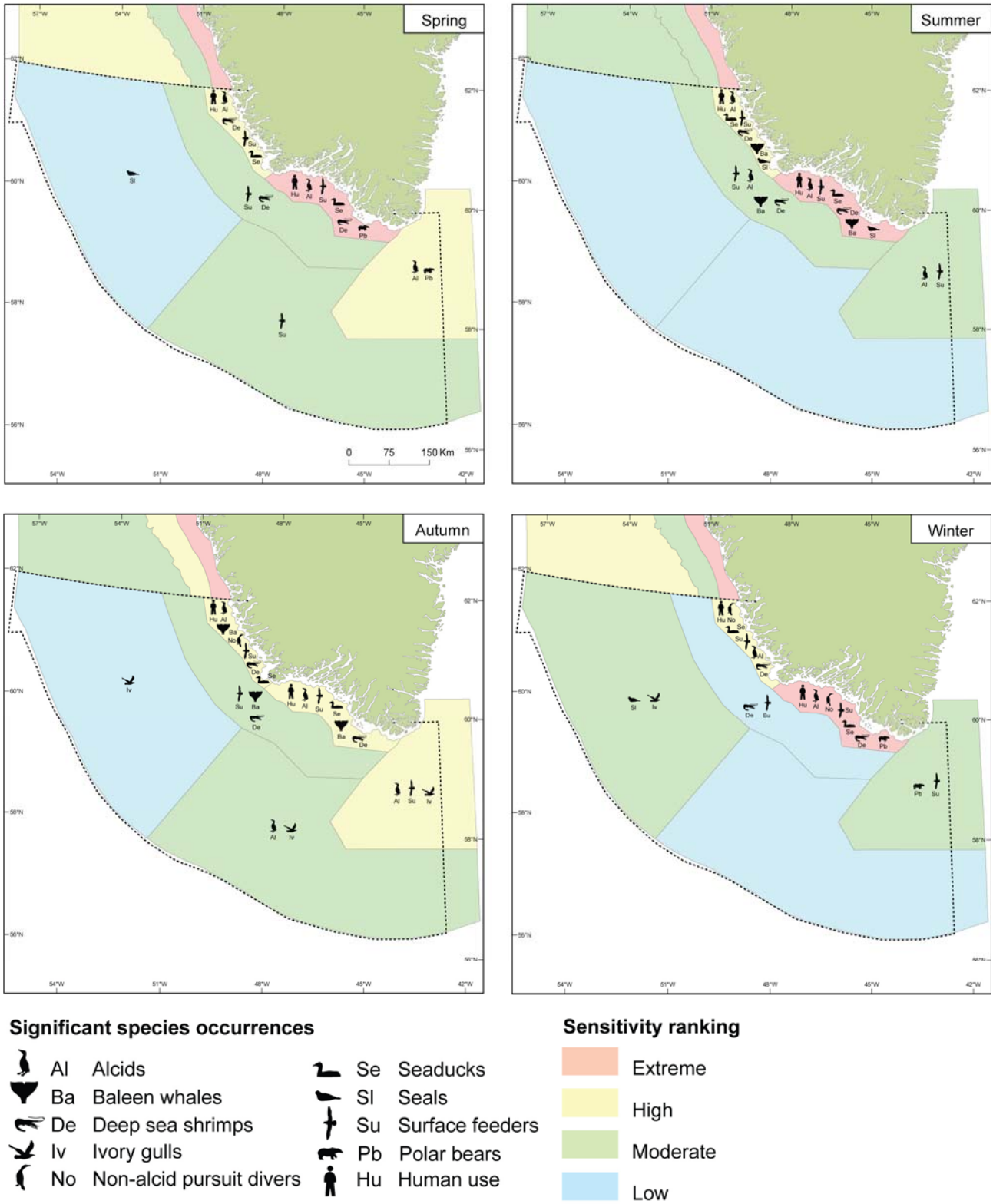
Figur 10.2 viser en oversigt over følsomhedsklassifikationen for kyststrækningerne i vurderingsområdet. En stor andel af kyststrækningen er klassificeret som meget eller ekstremt sårbar over for olieudslip, især i den centrale del af vurderingsområdet. Atlasset bør opdateres i takt med, at nye oplysninger bliver tilgængelige, f.eks. er de nyligt opdagede vigtige områder for den spættede sæl ved Kap Farvel ikke omfattet.



Figur 10.2. Kyststrækningernes sårbarhed (ekstrem, høj, moderat eller lav) over for olieudslip i vurderingsområdet i følge følsomhedsatlasset for olieudslip (Mosbech et al. 2004a).

10.4.2 Følsomhed overfor olieudslip i offshore-områderne

Klassifikationen af offshore-områdernes følsomhed overfor olieudslip er særdeles relevant i forhold til denne SMV, og den er derfor blevet opdateret med de nyeste data (Figur 10.3). Offshore-områderne blev defineret på baggrund af en cluster-analyse for at udpege økologisk betydningsfulde områder, og sensitiviteten blev beregnet separat for de fire årstider. Clusteranalysen omfattede tolv variable: lufttemperatur, lufttryk, havoverfladens temperatur (to forskellige målinger), temperatur ved 30 m's dybde, saltholdighed ved overfladen og 30 m's dybde, vindhastighed, isdække, havdybde, havbundens hældning og afstand til kysten (se yderligere detaljer i Mosbech et al. 2004b).



Figur 10.3. Offshore-områdernes sårbarhed over olieudslip i vurderingsområdet på baggrund af og videreudviklet på basis af atlasset over olieudslipsfølsomme områder (Mosbech et al. 2004a), angivet for forår, sommer, efterår og vinter. Symbolerne angiver forekomst af (fra oven) alkefugle, bardehvaler, rejer, ismåge, fiskeædende havfugle (bortset fra alkefugle), dykænder, sæler, havfugle der søger føde ved havoverfladen, isbjørn, og menneskelig udnyttelse. Følsomhedsskalaen (fra lyserød (ekstrem) til lyseblå (lav)) er sat i forhold til nærliggende områder. Symboler for arter og artsgrupper relaterer til deres relative tæthed, mens klassifikationen også omfatter andre parametre som f.eks. artsspecifik oliefølsomhed, opholdstid for olie samt fiskeri og fangst.

I Figur 10.3 er der benyttet forskellige symboler for vigtige arter eller artsgrupper for hver årstid og offshore-område i overensstemmelse med deres relative forekomst. For hver årstid er den relative (i forhold til nærliggende områder) følsomhed over for olieudslip beregnet for hvert offshore-område, fra lidt til ekstremt følsom. Denne klassificering er baseret på den relative tæthed af arter eller artsgrupper, men også artsspecifikke følsomhedsværdier, et indeks for opholdstiden for olie, faktorer for fiskeri og fangst og en række andre parametre. Bemærk, at klassifikationen angivet i Figur 10.3 er relativ for hver årstid, og derfor ikke kan sammenlignes direkte årstiderne imellem. Det er ligeledes vigtigt at bemærke, at følsomhedsværdierne er baseret på tæthed og ikke samlede antal. Større offshore-områder med lille tæthed (men samlet højt antal) af f.eks. havfugle er derfor placeret lavere end mindre kystnære områder med større tæthed.

En direkte sammenligning af årstider for dette vurderingsområde på baggrund af absolutte følsomhedsværdier og som gennemsnit på tværs af alle offshore-områder viser, at efteråret er det mest følsomme tidspunkt i forhold til olieudslip (indeksværdi 28), efterfulgt af sommer (indeks 24), mens vinter og forår er mindst følsomme overfor et olieudslip (indeks 21). En generel årsag til, at efteråret er relativt mere følsomt end de øvrige årstider, er tilstedeværelsen af et stort antal ikke-ynglende havfugle, som alle er meget følsomme over for olie (især alkefugle og dykænder).

For hele året vurderes de mere kystnære områder som mest følsomme, primært på grund af tilstedeværelsen af store koncentrationer af ynglende og ikke-ynglende havfugle (alkefugle og dykænder) samt det kommercielle rejefiskeri. I løbet af sommeren og særligt om efteråret stiger følsomheden som følge af tilstedeværelsen af et stort antal fouragerende bardehvaler, fældende ederfugle og strømænder, ikke-ynglende havfugle, der finder føde i havoverfladen (primært storskråpe og ride) og om efteråret ismåger på træk.

10.5 Case study: *Deepwater Horizon*-ulykken

Der foreligger meget lidt tilgængelig information til brug for miljøvurdering af dybhavsolieefterforskning og de mulige konsekvenser af olieudslip under de forhold, der hersker i den dybe del af vurderingsområdet (> 3000 m), dvs. vanskelige adgangsforhold, højt tryk og lav temperatur. Set i forhold til den aktuelle vurdering er det derfor relevant at gennemgå og vurdere de observationer, der er foretaget, og den viden, der er opnået, fra den Mexicanske Golf, da boreplatformen *Deepwater Horizon* eksploderede og sank i 2010 og medførte udledning af store mængder råolie på meget stor dybde. De miljømæssige konsekvenser af olieudslippet er på nuværende tidspunkt ikke fuldt forstået eller beskrevet (Graham et al. 2011, Schrope 2011), og det har ikke været muligt at medtage entydige konklusioner i denne SMV. Der findes dog en vurdering af skaderne på de naturlige ressourcer (Graham et al. 2011), og i det følgende beskrives og diskuteres de kendte konsekvenser af den undersøiske udblæsning fra *Deepwater Horizon* og de mulige konsekvenser for denne rapports vurderingsområde. En mere detaljeret vurdering vil blive medtaget i en senere udgave af denne SMV.

10.5.1 Olieudslippets omfang

Den 20. april 2010 resulterede en katastrofal udblæsning i en eksplosion på boreplatformen *Deepwater Horizon*, som kostede 11 personer livet, medførte mange sårede og sendte platformen ned på havbunden. Olien strømmede

ud i ca. 1500 m's dybde i 84 dage, og mere end 7,0 x 10^5 m^3 olie og store mængder gas blev udledt i havet (Camilli et al. 2010, Crone & Tolstoy 2010), hvilket gjorde det til det største dokumenterede olieudslip i fredstid. Der skønnes, at 25 % af olien blev fjernet af det akutte beredskab, 25 % fordampede eller blev opløst, 28 % blev dispergeret naturligt eller ved hjælp af kemikalier og 22 % dannede oliepøle og tjæreklumper og endte på havbunden eller blev skyllet op på kysterne (Schrope 2011). Gas, primært metan, lækkede også fra det ødelagte brøndhoved i mængder der svarer til 6,6 × 10^5 - 1,2 × 10^6 kg gas pr. dag (Kessler et al. 2011). Som en del af afhjælpningsstrategien blev store mængder af dispergeringsmidlet Corexit 9500 sprøjtet direkte ind ved brøndhovedet (2.900.000 l) samt på havoverfladen (4.059.854 l) for at dispergere (sprede) olien (Hemmer et al. 2011).

10.5.2 Undersøiske oliefaner og -koncentrationer

Deepwater Horizon-ulykken i den Mexicanske Golf i 2010 var usædvanlig i størrelse, placering og varighed (men lignede udblæsningen fra *Ixtoc* i 1979, også i den Mexicanske Golf) og afslørede nye og hidtil ubeskrevne måder, hvorpå olie kan blive spredt i miljøet, selv om dette formentlig også skete i forbindelse med *Ixtoc*-ulykken (Jernelöv 2010). Den usædvanlige spredning af olien skyldtes primært placeringen ved havbunden på 1.500 m's dybde. Der blev tilført dispergeringsmidler ved udslipsstedet, og der blev dannet store undersøiske faner af dispergeret olie på dybder mellem 800 og 1.200 m, som bevægede sig over store afstande med de herskende strømme (Diercks et al. 2010a, Thibodeaux et al. 2011). Olien lagde sig også på havbunden langt fra ulykkesstedet (Schrope 2011). Olien blev dispergeret ved udslipsstedet (brøndhovedet) og bevægede sig langsomt mod overfladen, hvilke gjorde, at flygtige kulbrinter kunne blive opløst i vandsøjlen. Tilførsel af dispergeringsmidler ved boretoppen kan have bidraget til dannelsen af de store faner af dispergeret olie, selv om det er sandsynligt, at undersøiske faner ville være blevet dannet selv uden tilstedeværelsen af dispergeringsmidler (Graham et al. 2011). Der er ringe kendskab til de fysisk-kemiske processer, der er bestemmende for kulbrinternes adfærd og skæbne i vandet under højt tryk og ved lave temperaturer (~5° C) (Thibodeaux et al. 2011), men de omfatter samspil mellem gas- og oliefraktioner, de enkelte komponenters opløselighed og potentiel dannelse af gashydrater (Camilli et al. 2010, Hazen et al. 2010).

To måneder efter olieudslippet kunne olien endnu spores langs tæthedsgradienter i vandsøjlen (Camilli et al. 2010, Diercks et al. 2010b, Reddy et al. 2011). De rapporterede faner bevægede sig i overensstemmelse med strømmønstrene i regionen og bestod af en stor fane, der var over 35 km lang, på mellem 1.000 og 1.200 m' dybde med totale PAH-koncentrationer fra 29,4 µg/l til 189 µg/l (Diercks et al. 2010b), samt en mere diffus fane mellem 50 og 500 m's dybde med lavere totale PAH-koncentrationer end fanen på dybere vand (Camilli et al. 2010). Inden for 3 km fra udslipsstedet lå de totale PAH-niveauer over 150 µg/l, og prøver af de undersøiske faner bestod hovedsageligt af mindre olieforbindelser som metylnaftalener og andre torings-PAH'er sammenlignet med prøver fra overfladen (Diercks et al. 2010b, Reddy et al. 2011). Til sammenligning er det rapporteret, at koncentrationer på 161 µg/l methylnaftalen kan medføre dødelighed og subletale virkninger hos vandlopper (Calbet et al. 2007). I den sammenhæng skal det understreges at PAH'er i blanding har en additiv virkning (Barata et al. 2005).

Undersøgelser af udblæsninger på dybt vand har ledt til den forudsigelse, at en væsentlig fraktion af den udledte olie og gas vil være opslæmmet i undersøiske faner, og at dette vil ske, selv om der ikke tilføres dispergeringsmidler (Johansen et al. 2001). Oliens skæbne på dybt vand er formentlig meget anderledes end for olien på overfladen, da processer som fordampning og fotooxidering ikke finder sted (Joye & MacDonald 2010). Mikrobiel oxidering og muligvis sedimentering på havbunden er de primære skæbner olien forventes at have på dybt vand (Joye & MacDonald 2010). I den Mexicanske Golf skønnes naturlige olieudledninger til havmiljøet at bidrage med 140.000 t olie årligt (Kvenvolden & Cooper 2003), hvorfor der er et reelt potentiale for mikrobiel nedbrydning, da de relevante organismer er til stede (Hazen et al. 2010). Dette blev bekræftet ved bionedbrydningshastigheder, som var hurtigere end forventet i faner ved 5° C. Mikrobiel olienedbrydning kan have afledte effekter som f.eks. iltsvind, som på dybt vand kan vare længe, da ilten ikke erstattes på stedet gennem fotosyntese som i overfladevandet (Joye & MacDonald 2010).

10.5.3 Dispergeringsmidler

Brugen af dispergeringsmidler er et kompromis: På den ene side fjernes olien fra vandoverfladen og forurening af kysterne kan undgås; på den anden side bringes olien ned i vandsøjlen, hvor der er risiko for forgiftning af dyreliv både her og på bunden. Både olie og dispergeringsmidler er giftige.

Det specielle ved *Deepwater Horizon*-ulykken var, at der blev anvendt store mængder dispergeringsmiddel direkte ved udledningsstedet på 1.500 m's dybde for at afbøde virkningerne af den udstrømmende olie. Næsten 8.000 m^3 dispergeringsmiddel blev anvendt ved udledningsstedet under ulykken (Kujawinski et al. 2011). Af denne mængde blev knap 3.000 m^3 sprøjtet ind direkte ved brøndhovedet. Brug af dispergeringsmidler under dybhavsforhold er ikke sket før *Deepwater Horizon*-ulykken. Overfladeaktive stoffer, der var vigtige indholdsstoffer i det anvendte dispergeringsmiddel, fulgte de undersøiske oliefaner og nåede ikke op til havoverfladen, men blev langsomt nedbrudt. Koncentrationerne af dispergeringsmidlet (Corexit) nåede 10-100 µg/l mellem 1 og 10 km fra indsprøjtningsstedet (Kujawinski et al. 2011). De observerede koncentrationer af dispergeringsmiddel og dispergeringsmiddel-til-olie-forholdene var lavere end dem, der er testet i publicerede prøver, som ikke viser nogen virkning (Judson et al. 2010). Akutte virkninger af det anvendte dispergeringsmiddel (Corexit 9500A) er også vurderet selvstændigt og i blandinger med olie fra den Mexicanske Golf under laboratorieforhold (Hemmer et al. 2011). Koncentrationer, hvor dødeligheden nåede 50 % (LC_{50}) i statiske test efter eksponering i 48 og 96 timer indikerede, at Corexit 9500A generelt havde en giftighed, der svarede til andre tilgængelige dispergeringsmidler, når den blev testet alene, men at den var mindre giftig, når den blev blandet med råolie (Hemmer et al. 2011). Testorganismerne var en pungreje (*Americamysis bahia*), og en lille fisk, der lever i flodmundinger, og som findes i den Mexicanske Golf, Mississippi-stribefisk (*Menidia beryllina*).

Temperaturerne ved 1.500 m's dybde i den Mexicanske Golf er lave (ca. 5° C) og svarer dermed til dem, der ses i dybhavsområderne ud for Sydgrønland. De anvendte testorganismer er typiske for den Mexicanske Golf, og testresultaterne kan derfor ikke overføres direkte til arktiske forhold.

10.5.4 Bionedbrydning

Den samlede påvirkning af det marine økosystem fra en så massiv eksponering for oliestoffer afhænger i høj grad af oliens fortynding og holdbarhed i vandet samt eksponeringens varighed. Bortset fra processer som forvitring og kemisk nedbrydning kan oliens holdbarhed påvirkes af bionedbrydning. I modsætning til olie fra overfladespild sker der ikke en fordampning ved dybhavsspild. På dybt vand frigives oliekulbrinter til vandet gennem vandig opløsning og udsættes for kemisk og mikrobiel nedbrydning. I forbindelse med *Deepwater Horizon*-ulykken blev der frigivet store mængder metan sammen med olien, og der blev observeret reducerede iltkoncentrationer i forbindelse med metangassen (Kessler et al. 2011). Forfatterne mente, at der var en forbindelse mellem de reducerede iltniveauer og bionedbrydning udført af marine mikroorganismer, primært metanotrofe (metan-ædende) bakterier. Der er dog blevet sat spørgsmålstegn ved dette på grund af usikkerheden om mængden af kulbrinter og manglen på en direkte forbindelse mellem reducerede iltniveauer og metanforbrug (Joye et al. 2011). Andre observationer understøtter bionedbrydning af olien både ved overfladen og i undersøiske oliefaner (Hazen et al. 2010, Edwards et al. 2011). Den naturlige årlige udsivning af olie fra havbunden i den Mexicanske Golf er vurderet til 140.000 t, ca. 1/4 af den spildte mængde (Jernelöv 2010).

Det mikrobielle samfund var bedre til at respirere kulbrinter end forventet for den næringsfattige Mexicanske Golf (Kessler et al. 2011), med estimerede oliehalveringstider på 1,2 til 6,1 dage (Hazen et al. 2010). Omfanget og betydningen af bionedbrydning af olien var uklar, selv om det antages, at de estimerede respirationstal potentielt set var tilstrækkeligt høje til at holde trit med tilstrømningen af olie fra borehullet til overfladen. Det er usikkert om disse bionedbrydningshastigheder er relevante ved et dybhavsspild i vurderingsområdet. Det er bevist, at der forekommer naturlig udsivning af kulbrinter fra sedimenter langs de vestgrønlandske kyster (Bojesen-Koefoed et al. 2007), hvilket øger muligheden for eksisterende samfund af kulbrintenedbrydende bakterier. Aktuelt ved vi ikke om sådanne naturlige udsivninger finder sted i Sydgrønland, og tilstedeværelsen af sådanne mikrobielle samfund og deres nedbrydningsevne mangler stadig at blive undersøgt.

10.5.5 Konsekvenser for plankton

Undersøgelser af kulstofisotoper viste, at kulstofatomer fra olien i de undersøiske faner blev overført til planktonfødenettet (Graham et al. 2010). Det er blevet antaget, at letnedbrydelige fraktioner af olien spredtes i hele vandsøjlen i lavvandede områder i forbindelse med den nordlige transport af oliepølen, og at kulstof herfra blev omsat relativt hurtigt af bakterier. Udover at have fordel af energitilførslen fra olie-kulstof i form af øget produktion kan plankton være blevet udsat for toksiske koncentrationer af oliekomponenter. Omfanget og de mulige virkninger af de undersøiske oliefaner på plankton er endnu ikke dokumenteret.

10.5.6 Fisk og fiskeri

Der er ringe kendskab til de mulige biologiske konsekvenser af *Deepwater Horizon*-ulykken for fiskebestandene i den Mexicanske Golf. I begyndelsen blev der udtrykt bekymring vedrørende omfattende konsekvenser på fiskebestandene, da olieudslippet faldt sammen med mange fiskearters gydesæson. En rapport har dog påvist det modsatte. En undersøgelse af unge fisk i lavvandede ålegræshabitater langs kysten nord for udledningsstedet viste

større fangster end for en 5-års normal (Fodrie & Heck 2011). Forfatterne konkluderer, at der ikke blev fundet noget umiddelbart tab af fødselsårgange eller ændringer i artssammensætning efter olieudslippet. De henfører resultaterne til manglende eksponering, da store mængder af den spildte olie blev fastholdt på dybt vand.

I forbindelse med olieudslippet blev fiskeriet af adskillige økonomisk vigtige bestande af fisk og skaldyr stoppet for at sikre, at der ikke blev landet forurenede fangster og for at bevare forbrugernes tillid (McCrea-Strub et al. 2011). Det er blevet vurderet, at mere end 20 % af de årlige amerikanske kommercielle fangster i den Mexicanske Golf blev påvirket af fiskestoppet, hvilket giver et potentielt tab i årlige landinger på mindst 247 millioner USD (McCrea-Strub et al. 2011).

10.5.7 Konsekvenser for pattedyr, fugle og havskildpadder

En vurdering af dødeligheden blandt havfugle, havskildpadder og havpattedyr på basis af data om døde dyr indsamlet langs den amerikanske kyst i den Mexicanske Golf viste øget dødelighed efter olieudslippet, med havfugle som den mest udsatte gruppe (Antonio et al. 2011). Disse data er dog behæftede med nogen usikkerhed, da data om bestandsstørrelse og dødelighed før olieudslippet er begrænsede. For så vidt angår pattedyr, kunne den observerede stigning i dødelighed baseret på antallet af døde dyr fundet under og efter olieudslippet ikke udelukkende tilskrives olieudslippet (Antonio et al. 2011). På den anden side har en anden undersøgelse peget på, at påvirkningen af pattedyr på baggrund af fund af døde dyr risikerer at være voldsomt undervurderet (Williams et al. 2011). På baggrund af registreringer af forekomst, overlevelse og strandinger af 14 hvalarter i den Mexicanske Golf blev det anslået, at optællingen af døde dyr formentlig kun udgør 2 % af den reelle dødelighed (Williams et al. 2011). Omfanget af konsekvenserne af *Deepwater Horizon*-ulykken for havpattedyr er stadig ukendt.

10.5.8 Resumé

Olieudslippet i forbindelse med ulykken på *Deepwater Horizon*-platformen var en af de første og største olieulykker, der er registreret for dybhavsmiljøet. Der opstod helt nye problemer, især for arbejdet med at afværge konsekvenserne. Enkelte forhold var specifikke for ulykken (årsag og kronologi) og har måske ikke relevans ved andre olieulykker. Andre forhold kan være mere generelle. For eksempel førte vanskelighederne med at nå frem til det sted, hvor olien og gassen flød ud, på grund af den store dybde til begrænsninger og forsinkelser for afhjælpningsforanstaltningerne, hvilket også kan formodes at være tilfældet for et olieudslip på dybt vand i Arktis. Den spildte olie blev fordelt anderledes end ved andre store olieulykker (f.eks. *Exxon Valdez*), da store mængder olie blev fanget i undersøiske oliefaner, som fulgte de lokale strømsystemer. Mindre olie end forventet nåede op til havoverfladen og dermed til de følsomme økosystemer langs den Mexicanske Golfs kyststrækning. Der blev observeret en usædvanlig opdeling af oliekulbrinter, hvor større og tungt opløselige forbindelser steg mod overfladen, mens de mindre forbindelser forblev i de undersøiske oliefaner. Denne fordeling kan også forventes ved dybhavsolieudslip i Arktis. De mulige konsekvenser af denne opdeling er stadig usikre, men den vil formentlig være væsentlig i forhold til hvrodan de forskellige økosystemer påvirkes, således forstået at bentiske og pelagiske samfund vil blive udsat for forskellige oliestoffer. I forbindelse med ulykken blev der anvendt hidtil usete mængder af disper-

geringsmiddel direkte på den store dybde, hvor udledningen skete, med det formål at sprede olien. Blandingen af olie og dispergeringsmidler kan tilsammen have udgjort en alvorlig trussel for pelagiske og bentiske organismer. Dog har laboratorieundersøgelser endnu ikke påvist nogen alvorlige potentielle påvirkninger. Der foreligger endnu ikke dokumenterede negative påvirkninger af fiske- eller planktonsamfund

Et særligt problematisk forhold, når risici og konsekvenser af dybhavsspild skal vurderes, er, at der er ringe kendskab til de fysisk-kemiske processer, der bestemmer oliens skæbne (Thibodeaux et al. 2011). Det gør holdbare modelforudsigelser meget vanskelige. Det er derfor vanskeligt at vurdere (under de forhold, der hersker ud for Sydgrønland), hvorvidt en del af olien ville forblive som undersøiske faner i stedet for at stige op til overfladen, og hvordan denne proces kan blive påvirket af tilførslen af dispergeringsmidler direkte ved udslipsstedet. Yderligere empiriske og teoretiske undersøgelser er derfor nødvendige for at opnå den generelle forståelse, der er nødvendig for sådanne forudsigelser. Thibodeaux et al. (2011) beskriver de nødvendige skridt.

Der er generelt stadig et ringe kendskab til de biologiske virkninger og konsekvenser af olieudslippet mere end et år efter selve ulykken. Der blev observeret fald i iltkoncentrationer i forbindelse med undersøiske oliefaner, som bidrog til øget bionedbrydning af kulbrinter i form af naturligt forekommende mikrobielle samfund. Der er rapporteret om øget dødelighed blandt havfugle og havpattedyr, men der er ikke dokumenteret en direkte forbindelse til olieudslippet.

11 Foreløbig identifikation af informationsbehov og videnshuller til brug for miljøforvaltning og regulering af olieaktiviteter i Sydgrønland

Morten Frederiksen, Anders Mosbech (AU) & Fernando Ugarte (GN)

11.1 Videnshuller

Der er adskillige huller i vores viden, som skal udfyldes for at kunne a) vurdere, planlægge og regulere aktiviteter, så risikoen for påvirkninger på miljøet i vurderingsområdet mindskes, b) identificere de mest sårbare områder og c) etablere en basisviden for 'før og efter'-studier i tilfælde af et større udslip. Klimaændringerne sker desuden hurtigt i Arktis, hvilket også ændrer de økologiske forhold og kræver langsigtede undersøgelser og overvågning for at forstå økosystemernes dynamik og virkningerne af menneskeskabte aktiviteter. Lange tidsserier er uvurderlige, og det bør overvejes at iværksætte et koordineret langsigtet overvågningsprogram. Et sådant program kan drage fordel af eksisterende overvågning af jagtbare arter og af internationale standarder, der udarbejdes af Circumpolar Biodiversity Monitoring Programme under Arktisk Råds arbejdsgruppe om overvågning og beskyttelse af arktisk fauna og flora (CAFF).

Nedenfor følger en kommenteret liste over primære informationsbehov og videnshuller, der er identificeret i forhold til kulbrinteaktiviteter i det sydgrønlandske vurderingsområde. Listen er ikke udtømmende, og nye mangler kan vise sig, f.eks. når konsekvenserne af klimaændringerne bliver tydeligere.

Nogle af videnshullerne er specifikke for vurderingsområdet, mens andre er generelle for olieaktiviteter i Arktis, se Arktisk Råds Olie- og Gasvurdering (Skjoldal et al. 2010). De sidstnævnte bør behandles i et internationalt forskningssamarbejde, hvor deltagelse fra Grønlands side kan sikre, at specifikke grønlandske perspektiver medtages. De vigtigste af disse generelle videnshuller er ligeledes nævnt i det følgende.

11.1.1 Specifikke videnshuller for vurderingsområdet

Kortlægning af vigtige offshore-områder og forståelse af deres økologiske koblinger

Relevans: Den aktuelle viden om placeringen af vigtige miljømæssige områder i offshore-dele af vurderingsområdet er begrænset, ligesom vores forståelse af deres økologiske funktion. Disse vigtige områder vil sandsynligvis være særligt sårbare overfor miljøpåvirkninger fra kulbrinteaktiviteter. Eksempelvis ved man, at mange bardehvaler finder føde langs kanten af kontinentalskrænten, men hvad der driver deres udbredelse, og om den kan forudsiges i tid, vides ikke.

Metoder: Tværfaglige oceanografiske kortlægninger fra skib og fly, herunder akustiske kortlægninger af fisk og zooplankton samt passiv akustisk monitering (PAM) af havpattedyr hele året.

Er det sandsynligt, at vandloppebestande i diapause på dybt vand i vurderingsområdet vil blive påvirket af et undersøisk olieudslip?
Relevans: Meget store koncentrationer af *Calanus*-vandlopper tilbringer vinteren flere hundrede meter nede i Labradorhavet, Davis Strædet og Baffin Bugten, og vurderingsområdet er særligt vigtigt for *C. finmarchicus*. Vandlopper er ekstremt vigtige bestanddele af økosystemet, og det er derfor vigtigt at vide, om disse overvintrende bestande vil blive påvirket af et undersøisk olieudslip. Det er derfor vigtigt at kende til *Calanus'* årlige udbredelse og forekomst i vandsøjlen i vurderingsområdet, og især om der er områder med særligt høje koncentrationer. Det er ligeledes vigtigt at kende til deres følsomhed over for olieeksponering under diapause.

Metoder: For at besvare dette spørgsmål er der behov for kortlægning af zooplankton og laboratorieundersøgelser af økotoksikologi. De ovennævnte oceanografiske kortlægninger af de vigtige miljømæssige områder vil tilvejebringe nogle af de nødvendige oplysninger om udbredelse og forekomst.

Mere detaljeret forståelse af kulbrinters skæbne og adfærd i vurderingsområdet, især på dybt vand
Relevans: Det er vigtigt at kende til det specifikke potentiale for mikrobiel nedbrydning af olie på forskellige dybder i vurderingsområdet, da dette potentiale er vigtigt i forhold til planlægningen af strategier for afværgeforanstaltninger i tilfælde af olieudslip. Potentialet kan afhænge af den lokale type råolie samt naturlig udsivning, som poder området med olienedbrydende bakterier. Undersøgelserne bør også omfatte dispergeringsmidlernes virkning og nedbrydning.

Metoder: Avanceret karakteristik af mikrobielle samfund og deres potentiale for olienedbrydning i vurderingsområdet.

Diversitetsundersøgelser af makrobentos på dybt vand som f.eks. koraller og havsvampe
Relevans: Der findes begrænset viden om den taksonomiske diversitet af større bentiske organismer på stor dybde ud for Sydgrønland. Der er især ringe kendskab til placeringen, omfanget og artssammensætningen af meget mangfoldige biogene habitater som f.eks. havsvampehaver og dybhavskoralområder. Disse habitater er sandsynligvis sårbare over for placering af fysiske konstruktioner samt olieudslip.

Metoder: Kortlægning ved hjælp af prøver, side-scan-sonar og undervandsvideo.

Detaljerede modelundersøgelser af sandsynligheden for, at en oliepøl kommer ind i komplekse, smalle fjordsystemer
Relevans: DMIs model for oliens drivmønster antager for enkelthedens skyld, at spildt olie forbliver ved den ydre kystlinje og ikke kommer ind i fjordsystemerne. Der findes dog vigtige, sårbare økosystemkomponenter i de sydgrønlandske fjorde, ikke mindst ikaitsøjlerne i Ikka Fjord. Det er derfor meget relevant at øge vores evne til at kunne forudsige, om og under hvilke forhold olien vil trænge ind i disse fjordsystemer.

Metoder: Meget detaljerede hydrodynamiske modeller af eksempler på fjordsystemer.

Effekt af seismiske undersøgelser på hvaler i Sydgrønland
Relevans: Seismiske undersøgelser er et nødvendigt værktøj for geologisk udforskning og udnyttelse af oliefelter. Ikke desto mindre er effekterne af seismisk støj på hvaler i vurderingsområdet ikke blevet undersøgt, på trods af områdets betydning som trækkorridor forår og efterår for bardehvaler som søger føde udfor Vestgrønland. Derudover omfatter vurderingsområdet også vigtige fødesøgningsområder for betydelige antal havpattedyr.

Metoder: Passiv akustisk monitering, telemetri, optællinger i forbindelse med seismiske undersøgelser, kontrollerede eksperimenter.

11.1.2 Videnshuller generelt for Arktis

Virkningen af olie og forskellige oliekomponenter på havorganismer er i noget omfang blevet undersøgt i laboratorier. Viden om virkningerne i felten og særligt i Arktis er mere begrænset, og da det arktiske fødenet er afhængigt af ganske få nøglearter, kan påvirkningen af disse være meget relevant at undersøge for at kunne vurdere og afhjælpe mulige miljøbelastninger. Der bør etableres vurderingskriterier og tilstrækkelige overvågningsstrategier.

Herunder præsenteres en række vigtige spørgsmål, som bør behandles, før der iværksættes produktionsaktiviteter i Grønland. Nogle af disse bør behandles i internationale forskningssamarbejder. Mange vedrører, hvordan olieudslip opfører sig og påvirker organismer under arktiske forhold.

Der er en række vigtige spørgsmål, som bør overvejes i forhold til olieudslip, bl.a.:

- PAH'ers og andre oliekomponenters biologiske påvirkning af og følsomhed for nøglearter (f.eks. tobis, lodde) under arktiske forhold.

- Oliens og kemikaliers skæbne og nedbrydningshastighed i arktisk vand og sediment. Der er især meget lidt viden om, hvad der sker med kulbrinter, som frigives på stor dybde, dvs. under meget højt tryk og ved lave temperaturer. Der er ringe viden om dannelsen og opløsningen af gashydrater under disse forhold.

- Oliedampe og deres påvirkning af havpattedyr.

I relation til produceret vand findes der lignende spørgsmål:

- Produceret vands skæbne, adfærd og toksicitet i kolde og isdækkede farvande.

- Biologisk påvirkning og nøglearters (f.eks. tobis, lodde) følsomhed over for de forskellige komponenter i produceret vand.

I relation til seismiske undersøgelser:

- Der er brug for at identificere hvor høje lydniveauer som er acceptable i områder der er vigtige for havdyr som er følsomme til lavfrekvent støj.

Samspil mellem forurenende stoffer:

- Der mangler viden om samspillet mellem virkningen af olierelateret forurening og andre forurenende stoffer som f.eks. POP-stoffer og tungmetaller hos relevante arter i vurderingsområdet. Der er behov for integrerede undersøgelser af disse spørgsmål.

11.2 Forslag til et nyt miljøundersøgelsesprogram

På baggrund af denne SMV for det sydgrønlandske vurderingsområde foreslår DCE og GN at udvikle et strategisk miljøundersøgelsesprogram for området for at styrke vidensgrundlaget med henblik på planlægning, regulering og afhjælpning af følgerne af olieaktiviteter. Undersøgelsesprogrammet vil omfatte en opdateret SMV og et opdateret atlas over de olieudslipsfølsomme områder.

12 Referencer

ACIA (2005). Impacts of a warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment (ACIA). Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Afanasyev YD, Nezlin NP, Kostianoy AG (2001). Patterns of seasonal dynamics of remotely sensed chlorophyll and physical environment in the Newfoundland region. Remote Sensing of Environment 76: 268-282.

Akvaplan-niva, Acona (2003). Muligheder for og konsekvenser ved deponering av borekaks på land og konsekvenser ved reinjektion. Akvaplan-niva. Tromsø. Unpublished Report. pp.

Albert TF (1981). Some thoughts regarding the possible effects of oil contamination on the bowhead whale, *Balaena mysticetus*. In: Albert TF (ed) Tissue structural studies and other investigations on the biology of endangered whales in the Beaufort Sea Final Report for the period April 1, 1980 through June 30, 1981, Vol 2 Prepared for U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, Alaska OCS Office, p 945-953.

Alonso-Alvarez C, Munilla I, López-Alonso M, Velando A (2007). Sublethal toxicity of the *Prestige* oil spill on yellow-legged gulls. Environment International 33: 773-781.

Alunno-Bruscia M, Sainte-Marie B (1998). Abdomen allometry, ovary development, and growth of female snow crab, *Chionoecetes opilio* (Brachyura, Majidae), in the northwestern Gulf of St. Lawrence. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 459-477.

AMAP (2004). AMAP Assessment 2002: Persistent organic pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) Oslo, Norway. 310 pp.

AMAP (2011). Snow, Water, Ice and Permafrost in the Arctic (SWIPA) - Executive Summary. AMAP Secretaria. Oslo, Norway. Assessment summary 17 pp.

Ambrose WG, Renaud PE (1995). Benthic response to water column productivity patterns: evidence for benthic-pelagic coupling tn the Northeast Water polynya. Journal of Geophysical Research Oceans 100: 4411-4421.

Andersen JM, Wiersma YF, Stenson G, Hammill MO, Rosing-Asvid A (2009). Movement patterns of hooded seals (*Cystophora cristata*) in the Northwest Atlantic ocean during the post-moult and pre-breed seasons. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 42: 1-11.

Andersen LW, Born EW, Dietz R, Haug T, Øien N, Bendixen C (2003). Genetic population structure of minke whales *Balaenoptera acutorostrata* from Greenland, the North East Atlantic and the North Sea probably reflects different ecological regions. Marine Ecology Progress Series 247: 263-280.

Andersen LW, Lydersen C, Frie AK, Rosing-Asvid A, Hauksson E, Kovacs KM (2011). A population on the edge: genetic diversity and population structure of the world's northernmost harbour seals (*Phoca vitulina*). Biological Journal of the Linnean Society 102: 420-439.

Andersen OGN (1985). Forsøgsfiskeri efter tobis i Vestgrønland 1978. Biologiske resultater. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser. Copenhagen. 54+174 pp.

Andriguetto-Filho JM, Ostrensky A, Pie MR, Silva UA, Boeger WA (2005). Evaluating the impact of seismic prospecting on artisanal shrimp fisheries. Continental Shelf Research 25: 1720-1727.

Anker-Nilssen T, Bakken V, Strøm H, Golovkin AN, Bianki VV, Tatarinkova IP (2000). The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. Norsk Polarinstitutt Rapport 113: 1-213.

Anon (2003). Utredning av konsekvens av helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten-Barentshavet. Olje- og Energiministeriet. Oslo. Sammendragsrapport. 120 pp.

Anon (2009). Hjemmestyrets bekendtgørelse nr. 8 af 2. marts 2009 om beskyttelse og fangst af fugle.Executive order by the Government of Greenland.

Anon (2010). Selvstyrets bekendtgørelse nr. 11 af 16. juli 2010 om beskyttelse og fangst af store hvaler. Executive order by the Government of Greenland.

Anon (2011a). Isbjørnekvoter 2011 [Polar bear quotas 2011]. Aalisarnermut, Piniarnermut Nunalerinermullu Naalakkersuisoqarfik/Departementet for Fiskeri, Fangst og Landbrug, Nuuk

Anon (2011b). Miljøteknologi. Delutredning til sektorutredning Petroleum og Energi. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen. Kartleggning av tignengelig miljøteknologi. Oljedirektoratet. 81 pp.

Antonio FJ, Mendes RS, Thomaz SM (2011). Identifying and modeling patterns of tetrapod vertebrate mortality rates in the Gulf of Mexico oil spill. Aquatic Toxicology 105: 177-179.

APA (2003). Greenland offshore (West Disko) oil development feasibility assessment. Project no. 10166. APA Petroleum Engeneering Inc. Unpublished Report. pp.

APNN (2011). Regionale kvoter for fangst af store hvaler 2011. Press release from the Government of Greenland. http://dk.nanoq.gl/Emner/Landsstyre/Departementer/Departement_for_fiskeri/Nyhedsforside/Nyheder_fra_dep_fiskeri/2011/03/regional_fangst_store_hvaler.aspx.

Arboe NH, Kingsley MCS (2010). The fishery for Northern shrimp (*Pandalus borealis*) off West Greenland, 1970 - 2010. Northwest Atlantic Fisheries Organization. Dartmouth, Canada. NAFO Scientific Council Research Document No. 10/53, Serial No. N5844, 38 pp.

Arendt KE, Nielsen TG, Rysgaard S, Tönnesson K (2010). Differences in plankton community structure along the Godthåbsfjord, from the Greenland Ice Sheet to offshore waters. Marine Ecology Progress Series 401: 49-62.

Armstrong DA, Dinnel PA, Orensanz JM, Armstrong JL, McDonald TL, Cusimano RF, Nemeth RS, Landholt ML, Skalski JR, Lee RF, Huggett RJ (1995). Status of selected bottomfish and crustacean species in Prince William Sound following the Exxon Valdez oil spill. In: Wells PG, Buttler JN, Hughes JS (eds) Exxon Valdez oil spill: fate and effects in Alaskan waters. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, p 485-547.

Armsworthy SL, Cranford PJ, Lee K (2005). Offshore oil and gas environmental effects monitoring. Approaches and technologies. Batelle Press, Columbus, Ohio.

Arnason R (2007). Climate change and fisheries: assessing the economic impact in Iceland and Greenland. Natural Resource Modelling 20: 163–197.

Bach L, Fischer A, Strand J (2010). Local anthropogenic contamination affects the fecundity and reproductive success of an Arctic amphipod. Marine Ecology Progress Series 419: 121-128.

Bach L, Forbes VE, Dahllöf I (2009). The amphipod *Orchomenella pinguis* - a potential bioindicator for contamination in the Arctic. Marine Pollution Bulletin 58: 1664-1670.

Baird RW (2000). The killer whale, foraging specializations and group hunting. In: Mann J, Connor RC, Tyack PL, Whitehead H (eds) Cetacean societies, field studies of dolphins and whales. University of Chicago Press, Chicago, p 127-154.

Bakken V, Runde O, Tjørve E (2003). Norsk ringmerkingsatlas. Vol. 1. Stavanger Museum, Stavanger.

Barata C, Calbet A, Saiz E, Ortiz L, Bayona JM (2005). Predicting single and mixture toxicity of petrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons to the copepod *Oithona davisae*. Environmental Toxicology and Chemistry 24: 2992-2999.

Barrett RT, Chapdelaine G, Anker-Nilssen T, Mosbech A, Montevecchi WA, Reid JB, Veit RR (2006). Seabird numbers and prey consumption in the North Atlantic. ICES Journal of Marine Science 63: 1145-1158.

Batty P, Josefson AB, Nielsen JD, Frandsen E (2010). Benthic fauna diversity along the coast of Southwest Greenland (60-66°N) - Cruise report. Greenland Institute of Natural Resources & National Environmental Research Institute, University of Aarhus. Nuuk. Unpublished Report 9 pp.

Beaugrand G, Ibañez F, Lindley JA, Reid PC (2002a). Diversity of calanoid copepods in the North Atlantic and adjacent seas: species associations and biogeography. Marine Ecology Progress Series 232: 179-195.

Beaugrand G, Reid PC, Ibanez F, Lindley JA, Edwards M (2002b). Reorganization of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate. Science 296: 1692-1694.

Bechmann RK, Westerlund S, Baussant T, Taban C, Pampanin DM, Smit M, Lowe D (2006). Impacts of drilling mud discharges on water column organism and filter feeding bivalves. IRIS report 2006/038. 142 pp.

Becker S, Walter B, Bischof K (2009). Freezing tolerance and photosynthetic performance of polar seaweeds at low temperatures. Botanica Marina 52: 609-616.

Berge JA, Brevik EM, Bjørge A, Følsvik N, Gabrielsen GW, Wolkers H (2004). Organotins in marine mammals and seabirds from Norwegian territory. Journal of Environmental Monitoring 6: 108-112.

Bergstrøm B, Vilhjalmarsson H (2007). Cruise report and preliminary results of the acoustic/pelagic trawl survey off West Greenland for capelin and polar cod 2005. Pinngortitaleriffik, Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. Technical Report No. 66, 71 pp.

Bergstrøm BI (1991). Yearly immigration of *Pandalus borealis* (Kröyer) into periodically isolated fjord populations. Sarsia 76: 133-140.

Bergström BI (2000). The biology of *Pandalus*. Advances in Marine Biology 38: 55-245.

Bertness MD, Leonard GH, Levine JM, Schmidt PR, Ingraham AO (1999). Treating the relative contribution of positive and negative interactions in rocky intertidal communties. Ecology 80: 2711-2726.

Best PB (1979). Social organization in sperm whales, *Physeter macrocephalus*. In: Winn HE, Olla BL (eds) Behaviour of marine animals, Vol 3. Plenum Press, New York, p 227-289

Blackwell SB, Lawson JW, Williams MT (2004). Tolerance by ringed seals (*Phoca hispida*) to impact pipe-driving and construction sounds at an oil production island. Journal of the Acoustical Society of America 115: 2346-2357.

Blicher ME, Rasmussen LM, Sejr MK, Merkel FR, Rysgaard S (2011). Abundance and energy requirements of eiders (*Somateria* spp.) suggest high predation pressure on macrobenthic fauna in a key wintering habitat in SW Greenland. Polar Biology 34: 1105-1116.

Blicher ME, Rysgaard S, Sejr MK (2010). Seasonal growth variation of *Chlamys islandica* (Bivalvia) in sub-Arctic Greenland is linked to food availability and temperature. Marine Ecology Progress Series 407: 71-86.

Blicher ME, Sejr MK, Rysgaard S (2009). High carbon demand of dominant macrozoobenthic species indicates their central role in ecosystem carbon flow in a sub-Arctic fjord. Marine Ecology Progress Series 383: 127-140.

Bloch D, Lastein L (1993). Morphometric segregation of long-finned pilot whales in eastern and western North Atlantic. Ophelia 38: 55-68.

Boertmann D (2003). Distribution and conservation of the Harlequin Duck, *Histrionicus histrionicus*, in Greenland. Canadian Field-Naturalist 117: 249-256.

Boertmann D (2004). Seabird colonies and moulting Harlequin Ducks in South Greenland. Results from a survey in July 2003. National Environmental Research Institute, Aarhus University. Research Notes from NERI No. 191, 36 pp.

Boertmann D (2007a). The Greenland part of the Labrador Sea (south of 60° N, west of 42,5° W). A summary of the environment and a preliminary assessment of environmental impacts from exploration, development and exploitation of hydrocarbon resources. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. Memo 25 pp.

Boertmann D (2007b). Grønlands rødliste 2007. Grønlands Hjemmestyre & Danmarks Miljøundersøgelser, Nuuk.

Boertmann D (2008). Harlequin ducks in Greenland. Waterbirds 31: 4-7.

Boertmann D (2011). Seabirds in the central north Atlantic, September 2006: further evidence for an oceanic seabird aggregation area. Marine Ornithology 39: 183-188.

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

Boertmann D, Mosbech A (2001a). Important summer concentrations of seaducks in West Greenland. An input to oil spill sensitivity mapping. National Environmental Research Institute (NERI). Copenhagen. NERI Technical Report No. 345, 48 pp.

Boertmann D, Mosbech A (2001b). Offshore seabird distributions during summer and autumn at West Greenland. National Environmental Research Institute. Roskilde. 57 pp.

Boertmann D, Mosbech A (2002). Molting Harlequin ducks in Greenland. Waterbirds 25: 326-332.

Boertmann D, Mosbech A (2010). The proposed license area off South Greenland - a preliminary assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University. Memo 30 pp.

Boertmann D, Mosbech A, Falk K, Kampp K (1996). Seabird colonies in western Greenland. National Environmental Research Institute (NERI). Copenhagen, Denmark. NERI Technical Report No. 170, 98 pp.

Boertmann D, Mosbech A, Johansen P (1998). A review of biological resources in West Greenland sensitive to oil spills during winter. National Environmental Research Institute (NERI). Copenhagen. NERI Technical Report No. 246, 74 pp.

Boertmann D, Mosbech A, Merkel FR (2006). The importance of Southwest Greenland for wintering seabirds. British Birds 99: 282-298.

Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Johansen K (2009). The eastern Baffin Bay. A preliminary strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the KANUMAS West area. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. Roskilde. NERI Technical Report No. 720, 238 pp.

Boje J (2002). Intermingling and seasonal migrations of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) populations determined from tagging studies. Fishery Bulletin 100: 414-422.

Bojesen-Koefoed JA, Bidstrup T, Christiansen FG, Dalhoff F, Gregersen U, Nytoft HP, Nøhr-Hansen H, Pedersen AK, Sønderholm M (2007). Petroleum seepages at Asuk, Disko, West Greenland - implications for regional petroleum exploration. Journal of Petroleum Geology 30: 219-236.

Born EW (1995). Status of the polar bear in Greenland. In: Wiig Ø, Born EW, Garner G (eds) Polar Bears Proceedings of the 11th Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group Occasional Paper of IUCN/SSC No 10, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, p 81-103.

Born EW (2000). Population growth and patterns of resource exploitation. In: Born EW, Böcher J (eds) The ecology of Greenland. Atuakkiorfik/Education, Nuuk, p 331-332.

Born EW (2008). The white bears of Greenland. Ilinniusiorffik/Grønlandske Undervisningsmiddelforlag – Pinggortitaleriffik/Grønlands Naturinstitut, Nuuk, Greenland.

Born EW, Kingsley MCS, Rigét FF, Dietz R, Møller P, Haug T, Muir DCG, Outridge P, Øien N (2007). A multi-elemental approach to identification of subpopulations of North Atlantic minke whales *Balaenoptera aeutorostrata*. Wildlife Biology 13: 84-97.

Born EW, Rosing-Asvid A (1989). Isbjørnen (*Ursus maritimus*) i Grønland: en oversigt. Grønlands Hjemmestyre Miljø- og Naturforvaltning Nuuk. 126 pp.

Born EW, Rysgaard S, Elhlmé G, Sejr MK, Acquarone M, Levermann N (2003). Underwater observations of foraging free-lliving Atlantic walruses (*Odobenus rosmarus*) and estimates of their food consumption. Polar Biology 26: 348-357.

Born EW, Sonne C, Dietz R (2010). Research on polar bears in Greenland 2005-2009. In: Obbard ME, Thiemann GW, Peacock E, DeBruyn TD (eds) Proceedings of the 15th Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, Copenhagen, Denmark, 29 June–3 July 2009, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, p 135-148.

Borum J, Pedersen MF, Krause-Jensen D, Christensen PB, Nielsen K (2002). Biomass, photosynthesis and growth of *Laminaria saccharina* in a high-arctic fjord, NE Greenland. Marine Biology 141: 11-19.

Bourne WRP (1979). Birds and gas flares. Marine Pollution Bulletin 10: 124-125.

Box JE, Cappelen J, Decker D, Fettweis X, Mote T, Tedescoand M, van de Wal RSW (2010). Greenland [in Arctic Report Card 2010], NOAA, http://www.arctic.noaa.gov/reportcard.

Boye TK, Simon M, Madsen PT (2010). Habitat use of humpback whales in Godthaabsfjord, West Greenland, with implications for commercial exploitation. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 90: 1529-1538.

Braithwaite LF, Aley MG, Slater DL (1983). The effects of oil on the feeding mechanism of the bowhead whale. Brigham Young University. Provo, UT, USA. Report, prepared for the Department of the Interior AA851-CTO-55, 90 pp.

Breuer E, Shimmield G, Peppe O (2008). Assessment of metal concentrations found within a North Sea drill cutting pile. Marine Pollution Bulletin 56: 1310-1322.

Breuer E, Stevenson AG, Howe JA, Carroll J, Shimmield GB (2004). Drill cutting accumulations in the Northern and Central North Sea: a review of environmental interactions and chemical fate. Marine Pollution Bulletin 48: 12-25.

Brewer K, Gallagher M, Regos P, Isert P, Hall J (1993). Exploration prospect: site specific monitoring program. Final report Prepared by Coastal and Offshore Pacific Corporation, Walnut Creek, CA, for ARCO Alaska, Inc., Anchorage, AK. Kuvlum #1, 80 pp.

Bryan TL, Metaxas A (2006). Distribution of deep-water corals along the North American continental margins: Relationships with environmental factors. Deep Sea Research I 53: 1865-1879.

Buch E (1998). Oceanographic investigations in West Greenland waters, 1981-1997. Danish Meterological Institute (DMI). Copenhagen. Scientific council meeting pp.

Buch E (2000a). A monograph on the physical oceanography of the Greenland waters. Danish Meteorological Institute (DMI). Copenhagen. Scientific Report No. 00-12, 405 pp.

Buch E (2000b). The ocean environment. In: Born EW, Böcher J (eds) The ecology of Greenland. Atuakkiorfik/Education, Nuuk, p 111-122.

Buch E (2002). Present oceanographic conditions in Greenland Waters. Danish Meteorological Institute (DMI). Copenhagen. Scientific Report No. 02-02, 39 pp.

Buch E, Nielsen MH, Pedersen SA (2003). On the coupling between climate, hydrography and recruitment variability of fishery resources off West Greenland. ICES Marine Science Symposia 219: 231-240.

Buch E, Pedersen SA, Ribergaard MH (2004). Ecosystem variability in West Greenland waters. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 34: 13-28.

Buchardt B, Israelson C, Seaman P, Stockmann G (2001). Ikaite tufa towers in Ikka Fjord, southwest Greenland: Their formation by mixing of seawater and alkaline spring water. Journal of Sedimentary Research 71: 176-189.

Buckland ST, Bloch D, Cattanach KL, Gunnlaugsson T, Hoydal K, Lens S, Sigurjónsson J (1993). Distribution and abundance of long-finned pilot whales in the North Atlantic, estimated from NASS-1987 and NASS-89 data. Report of the International Whaling Commission (Special Issue) 14: 33-50.

Buckley LJ, Bradley TM, Allen-Guilmette J (2000). Production, quality, and low temperature incubation of eggs of Atlantic cod *Gadus morhua* and haddock *Melanogrammus aeglefinus* in captivity. Journal of the World Aquaculture Society 31: 22-29.

Burger J (1998). Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of common terns. Condor 100: 528-534.

Burger J, Gochfeld M (2002). Effects of chemicals and pollution on seabirds. In: Schreiber EA, Burger J (eds) Biology of marine birds. CRC Press, Boca Raton, FL, p 485-525.

Burmeister A (2002). Preliminary notes on the reproductive condition of mature female snow crabs (*Chionoecetes opilio*) from Disko Bay and Sisimiut, west Greenland. In: Paul AJ, Dawe EG, Elner R, Jamieson GS, Kruse GH, Otto RS, Sainte-Marie B, Shirley TC, Woodby D (eds) Crabs in cold water regions: biology, management, and economics, Vol 19. Lowell Wakefield Fisheries Symposia Series, Fairbanks, Alaska, p 255-267.

Burmeister A (2010). Assessment and advice of snow crab in West Greenland 2010. Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. Technical Report No. 53, 57 pp.

Burmeister A, Sainte-Marie B (2010). Pattern and causes of a temperature-dependent gradient of size at terminal moult in snow crab (*Chionoecetes opilio*) along West Greenland. Polar Biology 33: 775-788.

Burns JJ (1981). Bearded seal *Erignatus barbatus*. In: Ridgway SH, Harrison FRS (eds) Handbook of marine mammals, Vol 2. Academic Press, San Diego, p 145-170.

CAFF (2010). Arctic Biodiversity Trends 2010 – Selected indicators of change. CAFF International Secretariat. Akureyri, Iceland. 121 pp.

Calbet A, Saiz E, Barata C (2007). Lethal and sublethal effects of naphthalene and 1,2-dimethylnaphthalene on the marine copepod *Paracartia grani*. Marine Biology 151: 195-204.

Camilli R, Reddy CM, 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.

Camus L, Birkely SR, Jones MB, Børseth JF, Grøsvik BE, Gulliksen B, Lønne OJ, Regoli F, Depledge MH (2003). Biomarker responses and PAH uptake in *Mya truncata* following exposure to oil-contaminated sediment in an Arctic fjord (Svalbard). Science of the Total Environment 308: 221-234.

Camus L, Jones MB, Børseth JF, Grosvik BE, Regoil F, Depledge MH (2002a). Total oxyradical scavenging capacity and cell membrane stability of haemocytes of the Arctic scallop, *Chlamys islandicus*, following benzo(a)pyrene exposure. Marine Environmental Research 54: 425-430.

Camus L, Jones MB, Børseth JF, Regoil F, Depledge MH (2002b). Heart rate, respiration and sum oxyradical scavenging capacity of the Arctic spider crab *Hyas araneus*, following exposure to polycyclic aromatic compounds via sediment injection. Aquatic Toxicology 62: 1-13.

Castellote M, Clark CW, Lammers MO (2010). Acoustic compensation to shipping and airgun noise by Mediterranean fin whales (*Balaenoptera physalus*). Journal of the Acoustical Society of America 127: 1726.

Challenger G, Mauseth G (2011). Seafood safety and oil spills. In: Fingas M (ed) Oil spill science and technology. Elsevier, New York, p 1083-1100.

Cheung W, Lam V, Sarmiento J, Kearney K, Watson R, Zeller D, Pauly D (2010). Large-scale redistribution of maximum fisheries catch potential in the global ocean under climate change. Global Change Biology 16: 24–35.

Christensen FT, Steensboe JS, Mosbech A (1993). Oil spill simulations as a contingency planning tool offshore West Greenland. Proceedings of POAC 93, p 693-707.

Christensen I (1982). Killer whales in Norwegian coastal waters. Report of the International Whaling Commission 32: 633-641.

Christensen T (1981). Havbundens planter. In: Böcher TW, Nielsen CO, Schou A (eds) Danmarks Natur Grønland og Færøerne, Vol 10. Politikens Forlag, p 184-192.

Christian JR, Mathieu A, Thomson DH, White D, Buchanan RA (2003). Effects of seismic energy on snow crab (*Chionoecetes opilio*). LGL Ltd., Oceans Ltd. & National Energy Board. Calgary, Canada. Environmental Studies Research Funds Report No 144 No. 144, 106 pp.

Chubbs TE, Trimper PG, Humphries GW, Thomas PW, Elson LT, Laing DK (2008). Tracking seasonal movements of adult male harlequin ducks from central Labrador using satellite telemetry. Waterbirds 31 (Special issue 2): 173-182.

Clapham PJ, Young SB, Brownell RL (1999). Baleen whales: conservation issues and the status of the most endangered populations. Mammal Review 29: 35-60.

Clark CW (1982). The acoustic repertoire of the southern right whale, a quantitative analysis. Animal Behaviour 30: 1060-1071.

Clarke A (2003). Costs and consequences of evolutionary temperature adaption. Trends in Ecology and Evolution 18: 573-581.

Coad BW, Reist JD (2004). Annotated list of the Arctic marine fishes of Canada. Fisheries and Oceans Canada. Winnipeg. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Science No. 2674, 112 pp.

Comeau M, Conan GY, Maynou F, Robichaud G, Therriault JC, Starr M (1998). Growth, spatial distribution, and abundance of benthic stages of the snow crab (*Chionoecetes opilio*) in Bonne Bay, Newfoundland, Canada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 262-279.

Comiso JC, Parkinson CL, Gersten R, Stock L (2008). Accelerated decline in the Arctic Sea ice cover. Geophysical Research Letters 35:6:

Committee on Characterizing Biologically Significant Marine Mammal Behavior (2005). Marine mammal populations and ocean noise: determining when noise causes biologically significant effects. National Research Council. The National Academies Press, Washington, D.C.

Committee on the Cumulative Environmental Effects of Oil and Gas Activities on Alaska's North Slope (2003). Cumulative environmental effects of oil and gas activities on Alaska's North Slope. National Research Council. The National Academies Press, Washington, D.C.

Compton R, Goodwin L, Handy R, Abbott V (2008). A critical examination of worldwide guidelines for minimising the disturbance to marine mammals during seismic surveys. Marine Policy 32: 255-262.

Conan GY, Comeau M (1986). Functional maturity and terminal molt of male snow crab, *Chionoecetes opilio*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43: 1710-1719.

Coulson JC (2002). Black-legged Kittiwake (Kittiwake) *Rissa tridactyla*. In: Wernham CV, Toms MP, Marchant JH, Clark JA, Siriwardena GM, Baillie SR (eds) The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland. T. & A.D. Poyser, London, p 377-380.

Crone TJ, Tolstoy M (2010). Magnitude of the 2010 Gulf of Mexico oil leak. Science 330: 634.

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.

Cummings WC, Thompson PO (1971). Underwater sounds from the blue whales, *Balaenoptera musculus*. Journal of the Acoustical Society of America 4: 1193-1198.

Dahl TM, Lydersen C, Kovacs KM, Falk-Petersen S, Sargent J, Gjertz I, Gulliksen B (2000). Fatty acid composition of the blubber in white whales (*Delphinapterus leucas*). Polar Biology 23: 401-409.

Dalebout ML, Ruzzante DE, Whitehead H, Øien N (2006). Nuclear and mitochondrial markers reveal distinctiveness of a small population of bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) in the western North Atlantic. Molecular Ecology 15: 3115–3129.

Dalen J, Hovem JM, Karlsen HE, Kvadsheim PH, Løkkeborg S, Mjelde R, Pedersen A, Skiftesvik AB (2008). Kunnskabsstatus og forskningsbehov med hensyn til skremmeeffekter og skadevirkninger av seismiske lydbølger på fisk og sjøpattedyr. Oljedirektoratet, Fiskeridirektoratet og Statens Forurensningstilsyn. Bergen, Norway. 69 pp.

Daly KL, Wallace DWR, Smith WO, Skoog A, Lara R, Gosselin M, Falck E, Yager PL (1999). Non-Redfield carbon and nitrogen cycling in the Arctic: Effects of ecosystem structure and dynamics. Journal of Geophysical Research Oceans 104: 3185-3199.

Davies JM, D.R. B, Blackman RAA, Addy JM, Appelbee JF, Grogran WC, J.G. P, Whitehead A (1984). Environmental effects of the use of oil-based drilling muds in the North Sea. Marine Pollution Bulletin 15: 363-370.

Davis RA, Richardson J, Thiele L, Dietz R, Johansen P (1990). State of the Arctic Environment. Report on underwater noise. Finnish Initiative on Protection of the Arctic Environment. 151 pp.

Dawe EG, Colbourne EB (2002). Distribution and demography of snow crab (*Chionoecetes opilio*) males on the Newfoundland and Labrador shelf. In: Paul AJ, Dawe EG, Elner R, Jamieson GS, Kruse GH, Otto RS, Sainte-Marie B, Shirley TC, Woodby D (eds) Crabs in cold water regions: biology, management and economics, Vol 19. Lowell Wakefield Fisheries Symposia Series, Fairbanks, Alaska, p 577-594.

Dean TA, Jewett SC (2001). Habitat-specific recovery of shallow subtidal communities following the Exxon Valdez oil spill. Ecological Applications 11: 1456-1471.

Derenbach JB, Gereck MV (1980). Interference of petroleum hydrocarbons with the sex pheromone reaction of *Fucus vesiculosus*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 44: 61-65.

DFO (2004). Review of scientific information on impacts of seismic sound on fish, invertebrates, marine turtles and marine mammals. Fisheries and Oceans Canada, Canadian Science Advisory Secretariat. Habitat Status Report 2004/002, 15 pp.

Di Iorio L, Clark CW (2010). Exposure to seismic survey alters blue whale acoustic communication. Biology Letters 6: 334-335.

Diercks AR, Asper VL, Highsmith RC, Woolsey M, Lohrenz SE, McLetchie K, Gossett A, Lowe M, III, Joung D, McKay L (2010a). The discovery of deep oil plumes at the Deepwater Horizon oil spill site. American Geophysical Union, Fall Meeting 2010

Diercks AR, Highsmith RC, Asper VL, Joung DJ, Zhou ZZ, Guo LD, Shiller AM, Joye SB, Teske AP, Guinasso N, Wade TL, Lohrenz SE (2010b). Characterization of subsurface polycyclic aromatic hydrocarbons at the Deepwater Horizon site. Geophysical Research Letters 37:

Dietz R, Riget F, P. J (1996). Lead, cadmium, mercury and selenium in Greenland marine animals. Science of the Total Environment 186: 67-93.

Dommasnes A (2010). Changing distribution of marine fish. In: CAFF (ed) Arctic Biodiversity Trends 2010 – Selected indicators of change. CAFF International Secretariat, Akureyri, Iceland, p 78-80.

Donaldson WE, Adams AE (1989). Ethogram of behavior with emphasis on mating for the tanner crab *Chionoecetes bairdi* Rathbun. Journal of Crustacean Biology 9: 37-53.

Donovan GP (1991). A review of IWC stock boundaries. Report of the International Whaling Commission (Special Issue) 13: 39-68.

Drinkwater KF (2005). The response of Atlantic cod (*Gadus morhua*) to future climate change. ICES Journal of Marine Science 62: 1327-1337.

Drinkwater KF (2006). The regime shift of the 1920s and 1930s in the North Atlantic. Progress in Oceanography 68: 134-151.

Drinkwater KF (2009). Comparison of the response of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the high-latitude regions of the North Atlantic during the warm periods of the 1920s–1960s and the 1990s–2000s. Deep Sea Research II 56: 2087–2096.

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.

Dunn RA, Hernandez O (2009). Tracking blue whales in the eastern tropical Pacific with an ocean-bottom seismometer and hydrophone array. Journal of the Acoustical Society of America 126: 1084-1094.

Dunton KH, Schell DM (1987). Dependence of consumers on macroalgal (*Laminaria solidungula*) carbon in an arctic kelp community: $\delta^{13}C$ evidence. Marine Biology 93: 615-625.

Durinck J, Falk K (1996). The distribution and abundance of seabirds off southwestern Greenland in autumn and winter 1988-1989. Polar Research 15: 23-42.

Durner GM, Douglas DC, Nielson RM, Amstrup SC, McDonald TL, Stirling I, Mauritzen M, Born EW, Wiig O, DeWeaver E, Serreze MC, Belikov SE, Holland MM, Maslanik J, Aars J, Bailey DA, Derocher AE (2009). Predicting 21st-century polar bear habitat distribution from global climate models. Ecological Monographs 79: 25-58.

Dünweber M, Swalethorp R, Kjellerup S, Nielsen TG, Arendt KE, Hjorth M, Tönnesson K, Møller EF (2010). Succession and fate of the spring diatom bloom in Disko Bay, western Greenland. Marine Ecology Progress Series 419: 11-29.

Edinger E, Baker K, DeVillers R, Wareham V (2007a). Coldwater corals off Newfoundland and Labrador: Distribution and fisheries impacts. World Wildlife Foundation. Toronto, Canada. WWF Report 41 pp.

Edinger E, Baker K, DeVillers R, Wareham V (2007b). Distribution and diversity of species associated with deep-sea gorgonian corals off Atlantic Canada World Wildlife Foundation. Toronto, Canada. 37 pp.

Edwards BR, Reddy CM, Camilli R, Carmichael CA, Longnecker K, Van Mooy BAS (2011). Rapid microbial respiration of oil from the Deepwater Horizon spill in offshore surface waters of the Gulf of Mexico. Environmental Research Letters 6:

Egevang C, Boertmann D (2001). The Greenland Ramsar sites. A status report. National Environmental Research Institute. Copenhagen. Technical Report No. 346, 95 pp.

Elner RW, Beninger PG (1995). Multiple reproductive strategies in snow crab, *Chionoecetes opilio*: Physiological pathways and behavioral plasticity. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 193: 93-112.

Engås A, Løkkeborg S, Ona E, Soldal AV (1996). Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 2238-2249.

Eskesen IG, Wahlberg M, Simon M, Larsen ON (2011). Comparison of echolocation clicks from geographically sympatric killer whales and long-finned pilot whales (L). Journal of the Acoustical Society of America 130: 9-12.

Etter RJ, Grassle JF (1992). Patterns of species diversity in the deep sea as a function of sediment particle size diversity. Nature 360: 576-578.

Fabricius JS, Frydendahl K, Frich P (1995). Polar sea ice off west Greenland — a review. In: Nixon WA, Sodhi DS, Sinha NK, Christensen FT (eds) 14th International Conference on Offshore Mechanics and Arctic Engineering. The American Society of Mechanical Engineers, Copenhagen, Denmark

Fabricius O (1780). Fauna Groenlandica - pattedyr og fugle. Det Grønlandske Selskab, Copenhagen.

Fabry VJ, Seibel BA, Feely RA, Orr JC (2008). Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. ICES Journal of Marine Science 65: 414-432.

Faksness L-G, Brandvik PJ (2005). Dissolution of water soluble components from oil spills encapsulated in ice. Proceedings 28th Arctic and Marine Oilspill Program Technical Seminar (AMOP), p 59-73. pp.

Falk-Petersen S, Mayzaud P, Kattner G, Sargent J (2009). Lipids and life strategy of Arctic *Calanus*. Marine Biology Research 5: 18-39.

Falk-Petersen S, Pavlov V, Timofeev S, Sargent JR (2007). Climate variability and possible effects on Arctic food chains: the role of *Calanus*. In: Ørbæk JB, Tombre T, Kallenborn R, Hegseth E, Falk-Petersen S, A.H H (eds) Arctic alpine ecosystems and people in a changing environment. Springer Verlag, Berlin, p 147-166.

Fifield DA, Lewis KP, Gjerdrum C, Robertson GJ, Wells R (2009). Offshore Seabird Monitoring Program. Final report. Canadian Wildlife Service. St. John's. 183, 68 pp.

Fodrie FJ, Heck KL (2011). Response of coastal fishes to the Gulf of Mexico oil disaster. Plos One 6: e21609.

Foote AD, Osborne RW, Hoelzel AR (2004). Whale-call response to masking boat noise. Nature 428: 910.

Ford JKB (1989). Acoustic behaviour of recident killer whales (*Orcinus orca*) off Vancouver Island, British Columbia. Canadian Journal of Zoology 67: 727-745.

Foyle T, O'Dor RK, Elner R (1989). Energetically defining the thermal limits of the snow crab. Journal of Experimental Biology 145: 371-393.

Frajka-Williams E, Rhines PB, Eriksen CC (2009). Physical controls and mesoscale variability in the Labrador Sea spring phytoplankton bloom observed by Seaglider. Deep Sea Research I 56: 2144-2161.

Fraser GS, Russell J, Zharen WMV (2006). Produced water from offshore oil and gas installations on the Grand Banks, Newfoundland and Labrador: are the potential effects to seabirds sufficiently known. Marine Ornithology 34: 147-156.

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 (NERI), University of Aarhus. Roskilde, Denmark. NERI Technical Report No. 694, 92 pp.

Frederiksen M, Moe B, Daunt F, Phillips RA, Barrett RT, Bogdanova MI, Boulinier T, Chardine JW, Chastel O, Chivers LS, Christensen-Dalsgaard S, Clément-Chastel C, Colhoun K, Freeman R, Gaston AJ, González-Solís J, Goutte A, Grémillet D, Guilford T, Jensen GH, Krasnov Y, Lorentsen S-H, Mallory ML, Newell M, Olsen B, Shaw D, Steen H, Strøm H, Systad GH, Thórarinsson TL, Anker-Nilssen T (2012). Multi-colony tracking reveals the winter distribution of a pelagic seabird on an ocean basin scale. Diversity and Distributions 18: 530-542.

Frederiksen M, Vorkamp K, Bossi R, Riget FF, Dam M, Svensmark B (2007). Method development for simultaneous analysis of HBCD, TBBPA, and dimethyl-TBBPA in marine biota from Greenland and the Faroe Islands. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 87: 1095-1109.

Fredriksen S (2003). Food web studies in a Norwegian kelp forest based on stable isotope ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}C$) analysis. Marine Ecology Progress Series 260: 71-81.

Freiwald A, Fosså JH, Grehan A, Koslow T, Roberts JM (2004). Cold-water coral reefs. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

Friis-Rødel E, Kanneworff P (2002). A review of capelin (*Mallotus villosus*) in Greenland waters. ICES Journal of Marine Science 59: 890-896.

Fullard KJ, Early G, Heide-Jørgensen MP, Bloch D, Rosing-Asvid A, Amos W (2000). Population structure of long-finned pilot whales in the North Atlantic: a correlation with sea surface temperature? Molecular Ecology 9: 949-958.

Gannon DP, Read AJ, Craddock JE, Mead JG (1997). Stomach contents of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) stranded on the US mid-Atlantic coast. Marine Mammal Science 13: 405-413.

Gaston AJ, Gilchrist HG, Hipfner JM (2005). Climate change, ice conditions and reproduction in an Arctic nesting marine bird: Brünnich's guillemot (*Uria lomvia L.*). Journal of Animal Ecology 74: 832-841.

Gaston AJ, Irons D (2010). Seabirds - murres (guillemots). In: CAFF (ed) Arctic Biodiversity Trends 2010 – Selected indicators of change. CAFF International Secretariat, Akureyri, Iceland, p 35-37.

Geraci JR, St. Aubin DJ (eds) (1990). Sea mammals and oil: confronting the risk. Academic Press, San Diego.

GESAMP (1993). Impact of oil and related chemicals on the marine environment. Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution (GESAMP). International Maritime Organization (IMO), London. GESAMP Reports and Studies No. 50, 180 pp.

Gilg O, Boertmann D, Merkel FR, Aebischer A, Sabard B (2009). Status of the endangered ivory gull, *Pagophila eburnea*, in Greenland. Polar Biology 32: 1275-1286.

Gilg O, Strøm H, A. A, Gavrilo MV, Volkov AE, Miljeteig C, Sabard B (2010). Post-breeding movements of northeast Atlantic ivory gull *Pagophila eburnea* populations. Journal of Avian Biology 41: 1-11.

Gjerdrum C, Head EJH, Fifield DA (2008). Monitoring seabirds at sea in Eastern Canada. AZMP Bulletin PMZA 7: 52-58.

Gjertz I, Kovacs KM, Lydersen C, Wiig O (2000). Movements and diving of bearded seal (*Erignathus barbatus*) mothers and pups during lactation and post-weaning. Polar Biology 23: 559-566.

Glahder C, Søndergaard J, Asmund G, Rigét F (2010). Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland, 2010. National Environmental Research Institute, Aarhus University. Roskilde. NERI Technical Report No. 811, 32 pp.

Glahder CM, Asmund G, Josefson A, Jespersen M, Burmeister A (2005). Nalunaq environmental baseline study 1998-2001 National Environmental Research Institute. Roskilde. Technical Report No. 562, 90 pp.

Gordon J, Gillespie D, Potter J, Frantzis A, Simmonds MP, Swift R, Thompson D (2003). A review of the effects of seismic surveys on marine mammals. Marine Technology Society Journal 37: 16-34.

Gowans S, Whitehead H, Hooker SK (2001). Social organization in northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*: not driven by deep-water foraging? Animal Behaviour 62: 369-377.

Graham B, Reilly WK, Beinecke F, Boesch DF, Garcia TD, Murrey CA, Ulmer F (2011). Deep Water. The Gulf oil disaster and the future of offshore drilling. Report to the President. National Commission on the BP Deepwater Horizon Oil Spill and Offshore Drilling. 398 pp.

Graham WM, Condon RH, Carmichael RH, D'Ambra I, Patterson HK, Linn LJ, Hernandez FJ (2010). Oil carbon entered the coastal planktonic food web during the Deepwater Horizon oil spill. Environmental Research Letters 5: 045301.

Gray JS (2002). Species richness of marine soft sediments. Marine Ecology Progress Series 244: 285-297.

Gray JS, Clarke KR, Warwick RM, Hobbs G (1990). Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields. North Sea 66: 285-299.

Grebmeier J, McRoy C (1989). Pelagic-benthic coupling on the northern Bering and Chukchi seas. III. Benthic food supply and carbon cycling. Marine Ecology Progress Series 53: 79-91.

Greene CRJ, McLennan MW, Norman RG, McDonald TL, Jakubczak RS, Richardson WJ (2004). Directional frequency and recording (DIFAR) sensors in seafloor recorders to locate calling bowhead whales during their fall migration. Journal of the Acoustical Society of America 1116: 799-813.

Grenvald JC, Hjorth M, Nielsen TG (in prep). Impact of oil pollution and climate change on early development of two co-existing arctic copepods.

Hall JD, Gallagher M, Brewer K, Regos P, Isert P (1994). 1993 Kuvlum exploration area site specific monitoring program. Prepared for ARCO Alaska, Inc., Anchorage, AK, by Coastal and Offshore Pacific Corporation, Walnut Creek, CA. 219 pp.

Hamilton LC, Brown B, Rasmussen OR (2003). West Greenland's cod-to shrimp transition: local dimensions of climate change. Arctic 56: 271-282.

Hammill MO, Lydersen C, Ryg M, Smith TG (1991). Lactation in the ringed seal (*Phoca hispida*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 2471-2476.

Hannam ML, Bamber SD, Moody AJ, Galloway TS, Jones MB (2010). Immunotoxicity and oxidative stress in the Arctic scallop *Chlamys islandica*: Effects of acute oil exposure. Ecotoxicology and Environmental Safety 73: 1440-1448.

Hannam ML, Bamber SD, Moody JA, Galloway TS, Jones MB (2009). Immune function in the Arctic scallop, *Chlamys islandica*, following dispersed oil exposure. Aquatic Toxicology 92: 187-194.

Hansen AS, Nielsen TG, Levinsen H, Madsen SD, Thingstad TF, Hansen BW (2003). Impact of changing ice cover on pelagic productivity and food web structure in Disko Bay, West Greenland: a dynamic model approach. Deep Sea Research I 50: 171-187.

Hansen BU, Elberling B, Humlum O, Nielsen N (2006). Meteorological trends (1991-2004) at Arctic Station, Central West Greenland (69º15'N) in a 130 years perspective. Danish Journal of Geography 106: 45-55.

Hansen BW, Nielsen TG, Levinsen H (1999). Plankton community structure and carbon cycling on the western coast of Greenland during the stratified summer situation. III. Mesozooplankton. Aquatic Microbial Ecology 16: 233-249.

Hansen JLS, Hjorth M, Rasmussen MB, Bruhn A, Christensen PB (2011). Mapping of macroalgae in the coastal zone of Disko West. Box X. In: Schiedek D, Dünweber M, Boertmann D (eds) Disko West A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the Disko West area. Aarhus University, Roskilde

Hansen KQ, Buch E, Gregersen U (2004). Weather, sea and ice conditions offshore West Greenland - focusing on new licence areas. Danish Meteorological Institute (DMI) and Bureau of Minerals and Petroleum (BMP). Copenhagen. Unpublished Report 41 pp.

Hansen L (1999). The intertidal macrofauna and macroalgae at five Arctic localities (Disko, West Greenland). Berichte zur Polarforschung 330: 92-110.

Hansen PM, Hermann F (1953). Fisken og havet ved Grønland. Skrifter fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser 15: 128 pp.

Hansen RG (2010). Abundance and distribution of long-finned pilot whales, white-beaked dolphins and harbour porpoise in west Greenland. MSc thesis, University of Copenhagen.

Hansson R, Prestrud P, Øritsland NA (eds) (1990). Assessment system for the environment and industrial activities in Svalbard. Norwegian Polar Research Institute, Oslo.

Harvey JT, Dalheim ME (1994). Cetaceans in oil. In: Loughlin TR (ed) Marine mammals and the Exxon Valdez. Academic Press, San Diego, p 257-264.

Hassel A, Knutsen T, Dalen J, Skaar K, Løkkeborg S, Misund OA, Østensen Ø, Fonn M, Haugland EK (2004). Influence of seismic shooting on the lesser sandeel (*Ammodytes marinus*). ICES Journal of Marine Science 61: 1165-1173.

Hawkins SJ, Gibbs PE, Pope ND, Burt GR, Chesman BS, Bray S, Proud SV, Spence SK, Southward AJ, Langston WJ (2002). Recovery of polluted ecosystems: the case for long-term studies. Marine Environmental Research 54: 215-222.

Haynes EB, Wigley RL (1969). Biology of Northern shrimp *Pandalus borealis* in the Gulf of Maine. Transactions of the American Fisheries Society 98: 60-76.

Hazen TC, Dubinsky EA, DeSantis TZ, Andersen GL, Piceno YM, Singh N, Jansson JK, Probst A, Borglin SE, Fortney JL, Stringfellow WT, Bill M, Conrad ME, Tom LM, Chavarria KL, Alusi TR, Lamendella R, Joyner DC, Spier C, Baelum J, Auer M, Zemla ML, Chakraborty R, Sonnenthal EL, D'haeseleer P, Holman H-YN, Osmann S, Lu Z, Van Nostrand JD, Deng Y, Zhou J, Mason OU (2010). Deep-sea oil plume enriches indigenous oil-degrading bacteria. Science 330: 204-208.

Head EJH, Harris LR, Campbell RW (2000). Investigations on the ecology of *Calanus* spp. in the Labrador Sea. I. Relationship between the phytoplankton bloom and reproduction and development of *Calanus finmarchicus* in spring. Marine Ecology Progress Series 193: 53-73.

Head EJH, Harris LR, Yashayaev I (2003). Distributions of *Calanus* spp. and other mesozooplankton in the Labrador Sea in relation to hydrography in spring and summer (1995-2000). Progress in Oceanography 59: 1-30.

Head EJH, Pepin P (2010). Spatial and inter-decadal variability in plankton abundance and composition in the Northwest Atlantic (1958-2006). Journal of Plankton Research 32: 1633-1648.

Heath MF, Evans MI (2000). Important bird areas in Europe. Priority sites for conservation. BirdLife International, Cambridge, UK.

Heath MR, Boyle PR, Gislason A, Gurney WSC, Hay SJ, Head EJH, Holmes S, Ingvarsdóttir A, Jónasdóttir SH, Lindeque P, Pollard RT, Rasmussen J, Richards K, Richardson K, Smerdon G, Speirs D (2004). Comparative ecology of over-wintering *Calanus finmarchicus* in the northern North Atlantic, and implications for life-cycle patterns. ICES Journal of Marine Science 61: 698-708.

Hedeholm R, Grønkjær P, Rosing-Asvid A, Rysgaard S (2010). Variation in size and growth of West Greenland capelin (*Mallotus villosus*) along latitudinal gradients. ICES Journal of Marine Science 67: 1128-1137.

Hedeholm RB (2010). The importance of small pelagic fishes to the energy flow in marine ecosystems: the Greenlandic capelin. PhD thesis, Aarhus University.

Heide-Jørgensen MP (1988). Occurrence and hunting of killer whales in Greenland. Rit Fiskideildar 11: 115-135.

Heide-Jørgensen MP, Borchers DL, Witting L, Laidre KL, Simon MJ, Rosing-asvid A, Pike G (2008a). Estimates of large whale abundance in West Greenland waters from an aerial survey in 2005. Journal of Cetacean Research and Management 10: 119-129.

Heide-Jørgensen MP, Laidre KL (2007). Autumn space-use patterns of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in West Greenland. Journal of Cetacean Research and Management 9: 121-126.

Heide-Jørgensen MP, Laidre KL (2008). Fluctuating abundance of minke whales in West Greenland. Cambridge. Report of the International Whaling Commission No. SC/60/AWMP5, pp.

Heide-Jørgensen MP, Laidre KL, Hansen RG, Simon M, Burt ML, Borchers DL, Hansen J, Harding K, Rasmussen M, Dietz R, Teilmann J (in press). Rate of increase and current abundance of humpback whales in West Greenland. . Journal of Cetacean Research and Management.

Heide-Jørgensen MP, Stern H, Laidre KL (2007). Dynamics of the sea ice edge in Davis Strait. Journal of Marine Systems 67: 170-178.

Heide-Jørgensen MP, Witting L, Laidre K, Hansen RG, Rasmussen M (2010). Fully corrected estimates of common minke whale abundance in west Greenland in 2007. Journal of Cetacean Research and Management 11: 75-82.

Heide-Jørgensen MP, Witting L, Laidre KL, Hansen RG, Rasmussen M (2008b). Revised estimates of minke whale abundance in West Greenland in 2007. Cambridge. Report of the International Whaling Commission No. SC/61/AWMP4, 19 pp.

Hemmer MJ, Barron MG, Greene RM (2011). Comparative toxicity of eight oil dispersants, Louisiana Sweet Crude oil (LSC), and chemically dispersed LSC to two aquatic test species. Environmental Toxicology and Chemistry 30: 2244-2252.

Hirche HJ, Kosobokova K (2007). Distribution of *Calanus finmarchicus* in the northern North Atlantic and Arctic Ocean - expatriation and potential colonization. Deep Sea Research II 54: 2729-2747.

Hirst AG, Rodhouse PG (2000). Impacts of geophysical seismic surveying on fishing success. Reviews in Fish Biology and Fisheries 10: 113-118.

Hjermann DØ, Melson A, Dingsør GE, Durant JM, Eikeset AM, Røed LP, Ottersein G, Storvil G, Stenseth NC (2007). Fish and oil in the Lofoten-Barents Sea System: synoptic review of the effects of oil spill on fish populations. Marine Ecology Progress Series 339: 283-299.

Hjort J, Ruud TS (1938). Deep-sea prawn fisheries and their problems. Hvalrådets Skrifter 17: 1-144.

Hjorth M, Dahllöf I (2008). A harpacticoid copepod *Microsetella* spp. from sub-Arctic coastal waters and its sensitivity towards the polyaromatic hydrocarbon pyrene. Polar Biology 31: 1437-1443.

Hjorth M, Forbes VE, Dahllöf I (2008). Plankton stress responses from PAH exposure and nutrient enrichment. Marine Ecology Progress Series 363: 121-130.

Hjorth M, Nielsen TG (2011). Oil exposure in a warmer Arctic: potential impacts on key zooplankton species. Marine Biology 158: 1339-1347.

Hjorth M, Vester J, Henriksen P, Forbes V, Dahllöf I (2007). Functional and structural responses of marine plankton food web to pyrene contamination. Marine Ecology Progress Series 338: 21-31.

Hoekstra PF, O'Hara TM, Pallant SJ, Solomon KR, Muir DCG (2002). Bioaccumulation of organochlorine contaminants in bowhead whales (*Balaena mysticetus*) from Barrow, Alaska. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 42: 497-507.

Holth TF, Beylich BA, Skarphédinsdóttir H, Liewenborg B, Grung M, Hylland K (2009). Genotoxicity of environmentally relevant concentrations of water-soluble oil components in cod (*Gadus morhua*). Environmental Science and Technology 43: 3329-3334.

Hooker SK, Baird RW (1999). Deep-diving behaviour of the northern bottlenose whale, *Hyperoodon ampullatus* (Cetacea : Ziphiidae). Proceedings of the Royal Society of London Series B - Biological Sciences 266: 671-676.

Hooker SK, Whitehead H, Gowans S, Baird RW (2002). Fluctuations in distribution and patterns of individual range use of northern bottlenose whales. Marine Ecology Progress Series 225: 287-297.

Hopcroft RR, Clarke C, Nelson RJ, Raskoff KA (2005). Zooplankton communities of the Arctic's Canada Basin: the contribution by smaller taxa. Polar Biology 28: 198-206.

Horsted SA (1978). The life cycle of shrimp, *Pandalus borealis* Krøjer, in Greenland waters in relation to potential yield. ICNAF Selected Papers 4: 51-60.

Horsted SA (2000). A review of the cod fisheries at Greenland, 1910-1995. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 28: 1-112.

Horsted SA, Smidth E (1956). The deep sea prawn (*Pandalus borealis*) in Greenland waters. Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser 1: 1-118.

Horwood J (1989). Biology and exploitation of the minke whale. CRC Press, Florida.

Howat IM, Joughin I, Fahnestock M, Smith BE, Scambos TA (2008). Synchronous retreat and acceleration of southeast Greenland outlet glaciers 2000-06: ice dynamics and coupling to climate. Journal of Glaciology 54: 646-660.

Hurrell JW, Kushnir Y, Visbeck M (2001). The North Atlantic Oscillation. Science 291: 603-605.

Huse G (1998). Sex-specific life history strategies in capelin (*Mallotus villosus*)? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 631-638.

Huse G, Ellingsen I (2008). Capelin migrations and climate change - a modelling analysis. Climatic Change 87: 177-197.

Hylland K, Lang T, Vethaak AD (2006). Biological effects of contaminants in marine pelagic ecosystems. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, FL (USA).

Hylland K, Tollefsen K-E, Ruus A, Jonsson G, Sundt RC, Sanni S, Utvik TIR, Johnsen S, Nilssen I, Pinturier L, Balk L, Baršiene J, Marigòmez I, Feist SW, Børseth JF (2008). Water column monitoring near oil installations in the North Sea 2001-2004. Marine Pollution Bulletin 56: 414-429.

ICES (2006). Report of the Working Group on ICES/NAFO Working Group on Harp and Hooded Seals (WGHARP), 12-16 June 2006. ICES Headquarters. Copenhagen. ICES Working Group Report CM 2006/ACFM:32, 28 pp.

ICES (2011). Report of the Working Group on Harp and Hooded Seals (WGHARP), 15-19 August 2011. 68 pp.

IMO (1998). Guidelines for the control and management of ship's ballast water to minimize the transfer of harmful aquatic organisms and pathogens. International Maritime Organization. 3 pp.

Irons DB, Anker-Nilssen T, Gaston AJ, Byrd GV, Falk K, Gilchrist HG, Hario M, Hjernquist M, Krasnov YV, Mosbech A, Olsen B, Petersen A, Reid JB, Robertson GJ, Strøm H, Wohl KD (2008). Fluctuations in circumpolar seabird populations linked to climate oscillations. Global Change Biology 14: 1455-1463.

Isaksen K, Bakken V, Wiig Ø (1998). Potential effects on seabirds and marine mammals of petroleum activity in the northern Barents Sea. Norsk Polarinstitutts Meddelelser 154: 1-66.

IUCN (2008). The IUCN Red List of Threatened Species

IUCN (2011). Red List of Threatened Species. Version 2011.1

IWC (2001). Report of the workshop on status and trends of western North Atlantic right whales. Journal of Cetacean Research and Management Special Issue 2: 61-87.

IWC (2010). Chair's Report of the 62th Annual Meeting. Annual report of the International Whaling Commission 2010
http://iwcoffice.org/meetings/chair2010.htm:

Jacobsen JA, Asmund G (2000). TBT in marine sediments and blue mussels (*Mytilus edulis*) from central-west Greenland. Science of the Total Environment 245: 131-136.

Jacobsen KO, Marx M, Øien N (2004). Two-way trans-Atlantic migration of a North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). Marine Mammal Science 20: 161-166.

Jefferson TA, Webber MA, Pitman RL (2008). Marine mammals of the world, a comprehensive guide to their identification. Academic Press, London.

Jensen LK, Carroll J, Pedersen G, Hylland K, Dahle S, Bakke T (2006). A multi-generation *Calanus finmarchicus* culturing system for use in long-term oil exposure experiments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 333: 71-78.

Jensen MH, Nielsen TG, Dahllöf I (2008). Effects of pyrene on grazing and reproduction of *Calanus finmarchicus* and *Calanus glacialis* from Disko Bay, West Greenland. Aquatic Toxicology 87: 99-107.

Jensen T, Palerud R, Olsgard F, Bakke SM (1999). Spredning og effekter av syntetiske borevæsker i miljøet. Norwegian Ministry of Petroleum and Industry. Rapport 99-3507, 49 pp.

Jernelöv A (2010). The threats from oil spills: now, then, and in the future. Ambio 39: 353-366.

Johansen P, Asmund G, Rigét F, Schledermann H (2010). Environmental monitoring at the cryolite mine in Ivittuut, South Greenland, in 2010. National Environmental Research Institute, Aarhus University. Roskilde. NERI Technical Report No. 812, 34 pp.

Johansen Ø (1999). Exploratory drillings at the Fylla Field south west of Greenland: near field spreading of oil and gas from potential deep water blowouts. SINTEF. Trondheim, Norway. pp.

Johansen Ø, Rye H, Melbye AG, Jensen HV, Serigstad B, Knutsen T (2001). Deep Spill JIP – experimental discharges of gas and oil at Helland Hansen, June 2000. SINTEF. Trondheim, Norway. Technical Report. STF66 F01082, 159 pp.

Johansen Ø, Skognes K, Aspholm OØ, Østby C, Moe KA, Fossum P (2003). Utredning av helårs oljevirksomhet i området Lofoten-Barentshavet, uhellsutslipp av olje – konsekvenser i vannsøylen (ULB 7-c). SINTEF. Trondheim. Technical Report STF66 F03028, 72 pp.

Jonas RF (1974). Prospect for the establishment of stocks of Atlantic and Pacific salmon in Southwest Greenland: a survey emphasis upon an evaluation of potential for significant natural production. Grønlands Fiskeriundersøgelser. Charlottenlund, Denmark. Unpublished Report pp.

Jones PH (1980). The effect on birds of a North Sea gas flare. British Birds 73: 547-555.

Joye S, MacDonald (2010). Offshore oceanic impacts from the BP oil spill. Nature Geoscience 3: 446.

Joye SB, Leifer I, MacDonald IR, Chanton JP, Meile CD, Teske AP, Kostka JE, Chistoserdova L, Coffin R, Hollander D, Kastner M, Montoya JP, Rehder G, Solomon E, Treude T, Villareal TA (2011). Comment on "A persistent oxygen anomaly reveals the fate of spilled methane in the deep Gulf of Mexico". Science 332: 1033.

Judson RS, Martin MT, Reif DM, Houck KA, Knudsen TB, Rotroff DM, Xia MH, Sakamuru S, Huang RL, Shinn P, Austin CP, Kavlock RJ, Dix DJ (2010). Analysis of eight oil spill dispersants using rapid, in vitro tests for endocrine and other biological activity. Environmental Science & Technology 44: 5979-5985.

Juul-Pedersen T, Nielsen TG, Michel C, Møller EF, Tiselius P, Thor P, Olesen M, Selander E, Gooding S (2006). Sedimentation following the spring bloom in Disko Bay, West Greenland, with special emphasis on the role of copepods. Marine Ecology Progress Series 314: 239-255.

Kahru M, Brotas AS, Manzano-Sarabiaz M, Mitchell BG (2011). Are phytoplankton blooms occurring earlier in the Arctic? Global Change Biology 17: 1733–1739.

Kaiser MJ, Pulsipher AG (2005). Rigs-to-Reef programs in the Gulf of Mexico. Ocean Development & International Law 36: 119-134.

Kampp K (1988). Migration and winter ranges of Brünnich's Guillemots *Uria lomvia* breeding or occurring in Greenland. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 82: 117-130.

Kampp K, Falk K (1994). The birds of Ydre Kitsissut (Kitsissut Avalliit), Southwest Greenland. Meddelelser om Grønland, Bioscience 42: 1-25.

Kampp K, Meltofte H, Mortensen CE (1987). Population size of the Little Auk *Alle alle* in East Greenland. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 81: 129-136.

Kanneworff P (2003). Occurrence of *Pandalus montagui* in trawl survey samples from NAFO Subareas 0+1. Northwest Atlantic Fisheries Organization Dartmouth, Canada. NAFO Scientific Council Research Document No. 03/70, Serial No. N4909, 4 pp.

Kapel FO (1979). Exploitation of large whales in West Greenland in the twentieth century. Report of the International Whaling Commission 29: 197-214.

Kapel FO (1985). On the occurrence of sei whales (*Balaenoptera borealis*) in West Greenland Waters. Report of the International Whaling Commission 35: 349-352.

Kapel FO (1991). Grønlandssælernes fødevalg ved Vestgrønland. Grønlands Fiskeriundersøgelser. Copenhagen, Denmark. Unpublished Report 63 pp.

Kapel FO (1995). Recoveries in Greenland, 1949-1994, of tagged or branded harp and hooded seals. Northwest Atlantic Fisheries Organization. Dartmouth, Canada. NAFO Scientific Council Research Document 95/35. Serial No. N2544, 16 pp.

Karlsen HG, Bille-Hansen J, Hansen KQ, Andersen HS, Skourup H (2001). Distribution and variability of icebergs in the eastern Davis Strait 63° N to 68° N. Bureau of Minerals and Petroleum (BMP) and Danish Meterological Institute (DMI). Greenland Survey Report (ASIAQ) No. 2001 - 1, 36 pp.

Karnovsky NJ, Kwásniewski S, Węsławski JM, Walkusz W, Beszczyńska-Möller A (2003). Foraging behavior of little auks in a heterogeneous environment. Marine Ecology Progress Series 253: 289-303.

Karsten U (2007). Salinity tolerance of Arctic kelps from Spitsbergen. Phycological Research 55: 257-262.

Kattner G, Hagen W, Lee RF, Campbell R, Deibel D, Falk-Petersen S, Graeve M, Hansen BW, Hirche HJ, Jonasdottir SH, Madsen ML, Mayzaud P, Müller-Navarra D, Nichols PD, Paffenhofer GA, Pond D, Saito H, Stubing D, Virtue P (2007). Perspectives on marine zooplankton lipids. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 64: 1628-1639.

Kessler JD, Valentine DL, Redmond MC, Du MR, Chan EW, Mendes SD, Quiroz EW, Villanueva CJ, Shusta SS, Werra LM, Yvon-Lewis SA, Weber TC (2011). A persistent oxygen anomaly reveals the fate of spilled methane in the deep Gulf of Mexico. Science 331: 312-315.

Ketten DR (1995). Estimates of blast injury and acoustic trauma zones for marine mammals from underwater explosions. In: Kastelein RA, Thomas JA, Nachtigall PE (eds) Sensory systems of aquatic mammals. De Spil Publishers, Woerden, p 391-407.

Ketten DR, Lien J, Todd S (1993). Blast injury in humpback whale ears: evidence and implications. Journal of the Acoustical Society of America 94: 1849-1850.

Kideys AE (2002). Fall and rise of the Black Sea ecosystem. Science 297: 1482-1483.

Kitaysky AS, Golubova EG (2000). Climate change causes contrasting trends in reproductive performance of planktivorous and piscivorous alcids. Journal of Animal Ecology 69: 248-262.

Kjellerup S, Dünweber M, Swalethorp R, Hansen BW, Nielsen TG, Møller EF (submitted). Importance of timing vertical migration and reproduction to the Arctic spring bloom in a future warmer climate, with emphasis on the potential competition between co-existing *Calanus finmarchicus* and *C. glacialis*. Marine Ecology Progress Series:

Kjørsvik E (1994). Egg quality in wild and broodstock cod *Gadus morhua*. Journal of the World Aquaculture Society 25: 22-29.

Koeller P, Fuentes-Yaco C, Platt T, Sathyendranath S, Richards A, Ouellet P, Orr D, Skuladottir U, Wieland K, Savard L, Aschan M (2009). Basin-scale coherence in phenology of shrimps and phytoplankton in the North Atlantic Ocean. Science 324: 791-793.

Kraus SD, Prescott JH, Knowlton AR, Stone GS (1986). Migration and calving of right whales (*Eubalaena glacialis*) in the western North Atlantic. Report of the International Whaling Commission (Special Issue): 139-144.

Krause-Jensen D, Kühl M, Christensen PB, Borum J (2007). Benthic primary production in Young Sound, Northeast Greenland. Meddelelser om Grønland, Bioscience 58: 160-173.

Krause-Jensen D, Marbà N, Olesen B, Christensen PB, Sejr MK, Rodrigues J, Rysgaard S (2011). Benthic marine vegetation in Greenland - response to climate forcing Arctic Frontiers The Arctic in the earth system perspective: the role of tipping points, Tromsø

Kristiansen J, Kristiansen A (1999). A new species of *Chroomonas* (Cryptophyceae) living inside the submarine ikaite columns in the Ikkafjord, Southwest Greenland, with remarks on its ultrastructure and ecology. Nordic Journal of Botany 19: 747-758.

Kroeker KJ, Kordas RL, Crim RN, Singh GG (2010). Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms. Ecology Letters 13: 1419-1434.

Kujawinski EB, Soule MCK, Valentine DL, Boysen AK, Longnecker K, Redmond MC (2011). Fate of dispersants associated with the Deepwater Horizon oil spill. Environmental Science & Technology 45: 1298-1306.

Kvenvolden KA, Cooper CK (2003). Natural seepage of crude oil into the marine environment. Geo-Marine Letters 23: 140-146.

Kyhn LA, Boertmann D, Tougaard J, Johansen K, Mosbech A (2011). Guidelines to environmental impact assessment of seismic activities in Greenland waters. 3rd revised edition, Dec. 2011. Danish Center for Environment and Energy

Kålås JA, Gjershaug JO, Husby M, Lifjeld JT, Lislevand T, Strann K-B, Strøm H (2010). Fugler. In: Kålås JA, Viken Å, Henriksen S, Skjelseth S (eds) The 2010 Norwegian Red List for species. Artsdatabanken, Trondheim, p 419-429.

Laidre KL, Heagerty PJ, Heide-Jørgensen MP, Witting L, Simon M (2009). Sexual segregation of common minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) in Greenland, and the influence of sea temperature on the sex ratio of catches. ICES Journal of Marine Science 66: 2253-2266.

Laidre KL, Heide-Jørgensen MP, Heagerty P, Cossio A, Bergström B, Simon M (2010). Spatial associations between large baleen whales and their prey in West Greenland. Marine Ecology Progress Series 402: 269-284.

Laidre KL, Heide-Jørgensen MP, Nielsen TG (2007). Role of the bowhead whale as a predator in West Greenland. Marine Ecology Progress Series 346: 285-297.

Laidre KL, Stirling I, Lowry LF, Wiig Ø, Heide-Jørgensen MP, Ferguson SH (2008). Quantifying the sensitivity of Arctic marine mammals to climate-induced habitat change. Ecological Applications 18: S97-S125.

Larsen F, Martin AR, Nielsen PB (1989). North Atlantic Sightings Survey 1987. Report of the West Greenland aerial survey. Report of the International Whaling Commission 39: 443-446.

Larsen T (1986). Population biology of the polar bear (*Ursus maritimus*) in the Svalbard Area. Norsk Polarinstitutts Skrifter 184: 1-55.

Law RJ, Moffat CF (2011). The Braer oil spill, 1993. In: Fingas M (ed) Oil spill science and technology. Elsevier, New York, p 1119-1126.

Lee K, Azetsu-Scott K, Cobanli SE, Dalziel J, Niven S, Wohlgeschaffen G, Yeats P (2005). Overview of potential impacts from produced water discharges in Atlantic Canada. In: Armsworthy SL, Cranford PJ, Lee K (eds) Offshore oil and gas environmental effects monitoring Approaches and technologies. Batelle Press, Columbus, Ohio, p 319-342.

Lee RF, Hagen W, Kattner G (2006). Lipid storage in marine zooplankton. Marine Ecology Progress Series 307: 273-306.

Lefebvre L, Brêthes JC (1991). Orientation of movements of tagged, male, snow crabs (*Chionoecetes opilio*) in the southwestern Gulf of St. Lawrence. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 1167-1175.

Lehtonen KK, Schiedek D, Koehler A, Lang T, Vuorinen PJ, Förlin L, Barsiene J, Pempkowiak J, Gercken J (2006). BEEP project in the Baltic Sea: overview of results and outlines for a regional biological effects monitoring strategy. Marine Pollution Bulletin 53: 523-537.

Letcher RJ, Bustnes JO, Dietz R, Jenssen BM, Jørgensen EH, Sonne C, Verreault J, Vijayan MM, Gabrielsen GW (2010). Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. Science of the Total Environment 408: 2995-3043.

LGL (2005). Husky delineation/exploration drilling program for Jeanne d'Arc Basin area environmental assessment. . LGL Limited, Canning and Pitt Associates, Inc., PAL Environmental Services. St. John's. LGL Report SA845, 430 pp.

Lick R, Piatkowski U (1998). Stomach contents of a northern bottlenose whale (Hyperoodon ampullatus) stranded at Hiddensee, Baltic sea. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 78: 643-650.

Lie KK, Meier S, Olsvik PA (2009). Effects of environmental relevant doses of pollutants from offshore oil production on Atlantic cod (Gadus morhua). Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology 150: 141-149.

Linnell JDC, Swenson JE, Andersen R, Barnes B (2000). How vulnerable are denning bears to disturbance? Wildlife Society Bulletin 28: 400-413.

Lippert H, Iken K, Rachor E, Wiencke C (2001). Macrofauna associated with macroalgae in the Kongsfjord (Spitsbergen). Polar Biology 24: 512-522.

Ljungblad DK, Wursig B, Swartz SL, Keene JM (1988). Observations on the behavioral responses of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) to active geophysical vessels in the Alaskan Beaufort Sea. Arctic 41: 183-194.

Lockyer C, Heide-Jørgensen MP, Jensen J, Walton MJ (2003). Life history and ecology of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*, L.) from West Greenland. NAMMCO Scientific Publications 5: 177-194.

Lopez JC, Lopez D (1985). Killer whales (*Orcinus orca*) of Patagonia, and their behavior of intentional stranding while hunting nearshore. Journal of Mammalogy 66: 181-183.

Lorentsen S-H, Sjøtun K, Grémillet D (2010). Multi-trophic consequences of kelp harvest. Biological Conservation 143: 2054-2062.

Luckman A, Murray T, de Lange R, Hanna E (2006). Rapid and synchronous ice-dynamic changes in East Greenland. Geophysical Research Letters 33: 4.

Lunn N, Vongraven D, Schliebe S, Belikov SE (2010). Polar bears. In: CAFF (ed) Arctic Biodiversity Trends 2010 – Selected indicators of change. CAFF International Secretariat, Akureyri, Iceland, p 26-28.

Lyberth B (2004). Status vedr. fiskeri efter stenbider ved Vestgrønland. Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. 7 pp.

Lyngs P (2003). Migration and winter ranges of birds in Greenland - an analysis of ringing recoveries. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 97: 1-167.

Lyrholm T, Gyllensten U (1998). Global matrilineal population structure in sperm whales as indicated by mitochondrial DNA sequences. Proceedings of the Royal Society of London Series B - Biological Sciences 265: 1679-1684.

Lønstrup J (2006). Polar bear management in Greenland. In: Aars J, Lunn NJ, Derocher AE (eds) Polar Bears: Proceedings of the 14th Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 20–24 June 2005, Seattle, Washington, USA. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, p 133-134.

Macdonald RW, Harne TJ, Fyfe (2005). Recent climate change in the Arctic and its impact on contaminant pathways and interpretation of temporal trend data. Science of the Total Environment 342: 5–86.

MacNeil MA, Graham NAJ, Cinner JE, Dulvy NK, Loring PA, Jennings S, Polunin NCV, Fisk AT, McClanahan TR (2010). Transitional states in marine fisheries: adapting to predicted global change. Philosophical Transactions of the Royal Society B 365: 3753-3763.

Madsen PT, Johnson M, Miller PJO, Aguilar de Soto N, Lynch J, Tyack P (2006). Quantitative measures of air-gun pulses impinging on sperm whales (*Physeter macrocephalus*) using acoustic tags during controlled exposure experiments. Journal of the Acoustical Society of America 120: 2366-2379.

Madsen PT, Wahlberg M, Møhl B (2002). Male sperm whale (*Physeter macrocephalus*) acoustics in a high-latitude habitat: implications for echolocation and communication. Behavioural Ecology and Sociobiology 53: 31-41.

Madsen SD, Nielsen TG, Hansen BW (2008). Annual population development and production by small copepods in Disko Bay, western Greenland. Marine Biology 155: 63-77.

MarinID (1978). Bundinvertebrater på Store og Lille Hellefiskebanke og i Holsteinsborgdybet. Marine Identification Agency Aps. Skodsborg, Denmark. Rapport til Ministeriet for Grønland 102 pp.

Martin AR, Clarke MR (1986). The diet of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) captured between Iceland and Greenland. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 66: 779-790.

Matkin CO, Saulitis EL, Ellis GM, Olesiuk P, Rice SD (2008). Ongoing population-level impacts on killer whales Orcinus orca following the 'Exxon Valdez' oil spill in Prince William Sound, Alaska. Marine Ecology Progress Series 356: 269-281.

McBean G, Alekseev G, Chen D, Førland E, Fyfe J, Groisman PY, King R, Melling H, Vose R, Whitfield PH (2005). Arctic Climate: past and present. In: Arris L (ed) Arctic Climate Impact Assessment (ACIA) 2005. ACIA Secretariat and Cooperative Institute for Arctic Research, University of Alaska Fairbanks. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p 21-60.

McCauley RD, Fewtrell J, Popper AN (2003). High intensity anthropogenic sound damages fish ears. Journal of the Acoustical Society of America 113: 638-642.

McCay DF (2003). Development and application of damage assessment modelling: example assessment for the North Cape oil spill. Marine Pollution Bulletin 47: 341-359.

McCay DPF, Gibson M, Cobb JS (2003a). Scaling restoration of American lobsters: combined demographic and discounting model for an exploited species. Marine Ecology Progress Series 264: 197-212.

McCay DPF, Peterson CH, DeAlteris JT, Catena J (2003b). Restoration that targets function as opposed to structure: replacing lost bivalve production and filtration. Marine Ecology Progress Series 264: 177-196.

McCrea-Strub A, Kleisner K, Sumaila UR, Swartz W, Watson R, Zeller D, Pauly D (2011). Potential impact of the Deepwater Horizon oil spill on commercial fisheries in the Gulf of Mexico. Fisheries 36: 332-336.

Meier S, Klungsøyr J, Svardal A (2002). Alkylerte fenolers hormonelle innvirkning på torsk. Havforskningsinstituttet. Bergen. Unpublished Report, 33 pp.

Melle W, Serigstad B, Ellertsen B (2001). Environmental risk of deep water oil drilling – A preliminary analysis. Senter for marint miljø, Havforskningsinstituttet, Bergen. Rapport nr. 1/2001. pp.

Mellinger DK, Carson CD, Clark CW (2000). Characteristics of minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) pulse trains recorded near Puerto Rico. Marine Mammal Science 16: 739-756.

Mellinger DK, Nieukirk SL, Klinck K, Klinck H, Dziak RP, Clapham PJ, Brandsdóttir B (2011). Confirmation of right whales near a nineteenth-century whaling ground east of southern Greenland. Biology Letters 7: 411-413.

Mellinger DK, Stafford KM, Moore SE, Dziak RP, Matsumoto H (2007). An overview of fixed passive acoustic observation methods for cetaceans. Oceanography 20: 36-45.

Merkel F, Boertmann D, Mosbech A, Ugarte F (eds) (2012). Davis Strædet. En foreløbig, strategisk miljøvurdering af aktiviteter forbundet med olieefterforskning og -udvinding i den østlige del af Davis Stræde. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Roskilde.

Merkel FR (2010a). Evidence of recent population recovery in common eiders breeding in western Greenland. Journal of Wildlife Management 74: 1869-1874.

Merkel FR (2010b). Light-induced bird strikes on vessels in Southwest Greenland. Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. Technical Report No. 84, 26 pp.

Merkel FR, Mosbech A, Boertmann D, Grøndahl L (2002). Winter seabird distribution and abundance off south-western Greenland, 1999. Polar Research 21: 17-36.

Miller GW, Moulton VD, Davis RA, Holst M, Millman P, MacGillivray A, Hannay D (2005). Monitoring seismic effects on marine mammals – Southeastern Beaufort Sea 2001-2002. In: Armsworthy SL, Cranford PJ, Lee K (eds) Offshore oil and gas environmental effects monitoring Approaches and technologies. Batelle Press, Columbus, Ohio, p 511-542.

Moles A, Stone RP (2002). Habitat preferences of juvenile tanner and red king crabs: substrate and crude oil. In: Paul AJ, Dawe EG, Elner R, Jamieson GS, Kruse GH, Otto RS, Sainte-Marie B, Shirley TC, Woodby D (eds) Crabs in cold water regions: biology, management, and economics, Vol 19. Lowell Wakefield Fisheries Symposia Series, Fairbanks, Alaska, p 631-644.

Molnar J, Gamboa R, Revenga C, Spalding M (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. Frontiers in Ecology and the Environment 6: 485–492.

Mortensen P, Buhl-Mortensen L (2004). Distribution of deep-water gorgonian corals in relation to benthic habitat features in the Northeast Channel (Atlantic Canada). Marine Biology 144: 1223-1238.

Mosbech A (2002). Potential environmental impacts of oil spills in Greenland. An assessment of information status and research needs. National Environmental Research Institute. Roskilde, Denmark. Technical report No. 415, 106 pp.

Mosbech A, Anthonson KL, Blyth A, Boertmann D, Buch E, Cake D, Grøndahl L, Hansen KQ, Kapel H, Nielsen S, von Platen F, Potter S, Rasch M (2000). Environmental oil spill sensitivity atlas for the West Greenland coastal zone. The Danish Energy Agency, Ministry of Environment and Energy. Copenhagen. Technical Report (CD version) 279 pp.

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.

Mosbech A, Boertmann D, Nymand J, Riget F, Acquarone M (1998). The marine environment in Southwest Greenland. Biological resources, resource use and sensitivity to oil spill. National Environmental Research Institute (NERI). Roskilde, Denmark. NERI Technical Report No. 236, 205 pp.

Mosbech A, Boertmann D, Olsen BØ, Olsvig S, von Platen F, Buch E, Hansen KQ, Rasch M, Nielsen N, Møller HS, Potter S, Andreasen C, Berglund J, Myrup M (2004a). Environmental oil spill sensitivity atlas for the South Greenland coastal zone. National Environmental Research Institute (NERI). Roskilde, Denmark. NERI Technical Report No. 493, 341 pp.

Mosbech A, Boertmann D, Olsen BØ, Olsvig S, von Platen F, Buch E, Hansen KQ, Rasch M, Nielsen N, Møller HS, Potter S, Andreasen C, Berglund J, Myrup M (2004b). Environmental oil spill sensitivity atlas for the West Greenland (68°-72° N) coastal zone. National Environmental Research Institute (NERI). Roskilde, Denmark. NERI Technical Report No. 494, 442 pp.

Mosbech A, Danø R, Merkel FR, Sonne C, Gilchrist HG, Flagstad A (2006a). Use of satellite telemetry to locate key habitats for king eiders *Somateria spectabilis* in West Greenland. Waterbirds around the world, The Stationery Office, Edinburgh, p 769-776.

Mosbech A, Dietz R, Boertmann D, Johansen P (1996). Oil exploration in the Fylla Area. An initial assessment of potential environmental impacts. National Environmental Research Institute (NERI). Copenhagen, Denmark. NERI Technical Report No. 156, 92 pp.

Mosbech A, Gilchrist HG, Merkel FR, Sonne C, Flagstad A, Nyegaard H (2006b). Year-round movements of Northerns Common Eiders *Somateria mollissima borealis* breeding in Arctic Canada and West Greenland followed by satellite telemetry. Ardea 94: 651-665.

Mosbech A, Johansen K, Bjerrum M (2011a). Satellite tracking of long-tailed ducks from Myggbukta. In: Boertmann D, Mosbech A (eds) The Greenland Sea, A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities Scientific report from the Danish centre for Environment and Energy (DCE), p xx-xx.

Mosbech A, Johansen KL, Bech NI, Lyngs P, Harding AMA, Egevang C, Phillips RA, Fort J (2011b). Inter-breeding movements of little auks *Alle alle* reveal a key post-breeding staging area in the Greenland Sea. Polar Biology Online early:

Muir DCG, de Wit CA (2010). Trends of legacy and new persistent organic pollutants in the circumpolar arctic: overview, conclusions, and recommendations. Science of the Total Environment 408: 3044-3051.

Munk P (2002). Larval sand lance (*Ammodytes* sp.) in the diet of small juvenile wolffish (*Anarhichas* spp.): predatory interactions in frontal water masses off western Greenland. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59: 1759-1767.

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.

Murua H, Saborido-Rey F (2003). Female reproductive stragies of marine fish species of the Northwest Atlantic. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 33: 23-31.

Muus B, Nielsen JG (1998). Havfisk og fiskeri i Nordvesteuropa. Gads forlag, Copenhagen.

Myers PG, Donnelly C, Ribergaard MH (2009). Structure and variability of the West Greenland Current in summer derived from 6 repeat standard sections. Progress in Oceanography 80: 93-112.

Müller R, Laepple T, Barsch I, Wiencke C (2009). Impact of oceanic warming on the distribution of seaweeds in polar and cold-temperate waters. Botanica Marina 52: 617-638.

Møller EF, Thor P, Nielsen TG (2003). Production of DOC by *Calanus finmarchicus*, *C. glacialis* and *C. hyperboreus* through sloppy feeding and leakage from fecal pellets. Marine Ecology Progress Series 262: 185-191.

Møller PR, Nielsen JG, Knudsen SW, Poulsen JY, Sünksen K, Jørgensen OA (2010). A checklist of the fish fauna of Greenland waters. Zootaxa 2378: 1-84.

Nakken O (1992). Scientific basis for management of fish resources with regard to seismic exploration. Fisheries and Offshore Petroleum Exploitation, 2nd International Conference, Bergen, Norway.

Nazareth J, Steensboe J (1998). Physical environment of eastern Davis Strait and northeastern Labrador Sea. An overview. Mineral Resources Administration for Greenland (MRA) and Danish Meteorological Institute (DMI). Technical Report No. 97-9, 35 pp.

Neff JM (1987). Biological effects of drilling fluids, drill cuttings and produced water. In: Boesch DF, Rabalais NN (eds) Long-term environmental effects of offshore oil and gas development. Elsevier Applied Science, London and New York, p 469-538.

Nielsen J (1961). Contribution to the biology of the Salmonidae in Greenland I-V. Meddelelser om Grønland, Bioscience 159: 7-23.

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, 74 pp.

Nielsen JW, Murawski J, Kliem N (2008). Oil drift and fate modelling off NE and NW Greenland. Danish Meteorological Institute. Copenhagen, Denmark. Technical Report No. 08-12, 41 pp.

Nielsen OK, Lyck E, Mikkelsen MH, Hoffmann L, Gyldenkærne S, Winther M, Nielsen M, Fauser P, Thomsen M, Plejdrup MS, Albrektsen R, Hjelgaard K, Johannsen VK, Vesterdal L, Rasmussen E, Arfaoui K, Baunbæk L (2010). Denmark's National Inventory Report 2010. Emission Inventories 1990-2008 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. National Environmental Research Institute, Aarhus University. NERI Technical Report No 784. http://www.dmu.dk/Pub/FR784.pdf 1178 pp.

NMFS (2002). Biological opinion. Endangered Species Act-Section 7. Consultation and Operation of the Liberty Oil Production Island. National Marine Fisheries Service. Anchorage. Consultation No. F/AKR/2001/00889, 51 pp.

NMFS (2003). Taking marine mammals incidental to conducting oil and gas exploration activities in the Gulf of Mexico. National Marine Fisheries Service Federal Register 68: 9991-9996.

NMFS (2005). Small takes of marine mammals incidental to specified activities: Marine seismic survey of the Aleutian Islands in the North Pacific Ocean. Notice of issuance of an incidental take authorization. National Marine Fisheries Service Federal Register 70: 901-913.

Norderhaug KM, Christie H, Fosså JH, Fredriksen S (2005). Fish-macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 85: 1279-1286.

Norris KS (1977). Whales, dolphins, and porpoises. University of California Press, London.

Nowacek DP, Thorne LH, Johnston DW, Tyack PL (2007). Responses of cetaceans to anthropogenic noise. Mammal Review 37: 81-115.

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

NOAA (2011a). Deepwater Horizon/BP oil spill information

NOAA (2011b). Impacts of oil on marine mammals and sea turtles. NOAA. Fact sheet pp.

Nygaard R, Jørgensen OA (2010). Biomass and abundance of demersal fish stocks off West Greenland estimated from the Greenland shrimp survey, 1988-2009. Northwest Atlantic Fisheries Organization. Dartmouth, Canada. NAFO Scientific Council Research Document No. 10/30, 28 pp.

Obbard ME, Thiemann GW, Peacock E, DeBruyn TD (eds) (2010). Polar bears. Proceedings of the 15th Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, Copenhagen, Denmark, 29 June–3 July 2009. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

OED (2006). Sameksistens mellom fiskerinæringen og oljevirksomheten i området Lofoten-Barentshavet innenfor rammen af en bærekraftig utvikling. Olje- og enenergidepartementet, Oslo.

OLF (2005). Environmental Report 2004. The Norwegian Oil industry Association. Stavanger. Unpublished Report. 25 pp.

Olsen GH, Sva E, Carroll J, Camus L, De Coen 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.

Olsgaard F, Gray J (1995). A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. Marine Ecology Progress Series 122: 277-306.

Orr CD, Parsons JL (1982). Ivory gulls, *Pagophila eburnea*, and ice edges in Davis Strait and the Labrador Sea. Canadian Field-Naturalist 96: 323-328.

Orr JC, Fabry VJ, Aumont O, Bopp L, Doney SC, Feely RA, Gnanadesikan A, Gruber N, Ishida A, Joos F, Key RM, Lindsay K, Maier-Reimer E, Matear R, Monfray P, Mouchet A, Najjar RG, Plattner GK, Rodgers KB, Sabine CL, Sarmiento JL, Schlitzer R, Slater RD, Totterdell IJ, Weirig MF, Yamanaka Y, Yool A (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. Nature 437: 681-686.

Outridge PM, Macdonald RW, Wang F, Stern GA, Dastoor AP (2008). A mass balance inventory of mercury in the Arctic Ocean. Environmental Chemistry 5: 89-111.

Overrein Ø (2002). Virkninger av motorferdsel på fauna og vegetasjon. Norsk Polarinstitutt. Tromsø. Rapportserie nr. 119, 30 pp.

Paetkau D, Amstrup SC, Born EW, Calvert W, Derocher AE, Garner GW, Messier F, Stirling I, Taylor MK, Wiig Ø, Strobeck C (1999). Genetic structure of the world's polar bear populations. Molecular Ecology 8: 1571-1584.

PAME (2009). Arctic offshore oil and gas guidelines. Protection of the Arctic Marine Environment (PAME), Arctic Council. Akureyri. 98 pp.

Parkinson CL (2000). Variability of Arctic sea ice: The view from space, an 18-year record. Arctic 53: 341-358.

Parry GD, Gason A (2006). The effect of seismic surveys on catch rates of rock lobsters in western Victoria, Australia. Fisheries Research 79: 272-284.

Paul AJ, Paul JM (1997). Breeding success of large male red king crab *Paralithodes camtschaticus* with multiparous mates. Journal of Shellfish Research 16: 379-381.

Pawłowska J, Włodarska-Kowalczuk M, Zajączkowski M, Nygård H, Berge J (2011). Seasonal variability of meio- and macrobenthic standing stocks and diversity in an Arctic fjord (Adventfjorden, Spitsbergen). Polar Biology: 1-13.

Payne K, Payne RS (1985). Large scale changes over 19 years in songs of humpback whales in Bermuda. Zeitschrift für Tierpsychologie 68: 89-114.

Payne MP, Heinemann DW (1993). The distribution of pilot whales (*Globicephala* spp.) in shelf/shelf-edge and slope waters of the Northeastern United States 1978-1988. Report of the International Whaling Commission (Special Issue) 14: 51-68.

Pedersen PM (1976). Marine, benthic algae from southernmost Greenland. Meddelelser om Grønland 199: 1-80.

Pedersen SA, Kanneworff P (1995). Fish on the West Greenland shrimp grounds, 1988-1992. ICES Journal of Marine Science 52: 165-182.

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.

Pedersen SA, Rice JC (2002). Dynamics of fish larvae, zooplankton, and hydrographical characteristics in the west Greenland large marine ecosystem 1950-1984. In: Sherman K, Skjoldal HR (eds) Large Marine Ecosystems of the North Atlantic: Changing States and Sustainability. Elsevier, New York, p 151-193.

Pedersen SA, Smidt ELB (2000). Zooplankton distribution and abundance in West Greenland waters 1950-1984. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 26: 45-102.

Pedersen SA, Storm L (2002). *Pandalus borealis* recruitment in West Greenland waters. Part II. Lipid classes and fatty acids in *Pandalus borealis* shrimp larvae: Implication for survival expectations and trophic relationships. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 30: 47-60.

Pedersen SA, Storm L, Simonsen CS (2002). Northern shrimp (*Pandalus borealis*) recruitment in West Greenland waters, Part I. Distribution of *Pandalus* shrimp larvae in relation to hydrography and plankton. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 30: 19-46.

Pérez C, Velando A, Munilla I, López-Alonso M, Oro D (2008). Monitoring polycyclic aromatic hydrocarbon pollution in the marine environment after the *Prestige* oil spill by means of seabird blood analysis. Environmental Science and Technology 42: 707-713.

Perovich DK, Richter-Menge JA (2009). Loss of sea ice in the Arctic. Annual Review of Marine Science 1: 417-441.

Petersen DG, Dahllöf I (2007). Combined effects of pyrene and UV-light on algae and bacteria in an arctic sediment. Ecotoxicology 16: 371-377.

Petersen DG, Reichenberg F, Dahllöf I (2008). Phototoxicity of pyrene affects benthic algae and bacteria from the Arctic. Environmental Science & Technology 42: 1371-1376.

Petersen S, Ferguson S, Matthews C (2009). First killer whales to be tagged in the Eastern Canadian Arctic. Aarluk News 2: 2-3.

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.

Picado A, Bebianno MJ, Costa MH, Ferreira A, Vale A (2007). Biomarkers: a strategic tool in the assessment of environmental quality of coastal waters. Hydrobiologia 587: 79-87.

Piepenburg D (2005). Recent research on Arctic benthos: common notions need to be revised. Polar Biology 28: 733-755.

Piepenburg D, Ambrose W, Brandt A, Renaud P, Ahrens M, Jensen P (1997). Benthic community patterns reflect water column processes in the Northeast Water polynya (Greenland). Journal of Marine Systems 10: 467-482.

Piepenburg D, Archambault P, Ambrose Jr WG, Blanchard A, Bluhm BA, Carroll ML, Conlan KE, Cusson M, Feder HM, Grebmeier JM, Jewett SC, Lévesque M, Petryashov VV, Sejr MK, Sirenko BI, Włodarska-Kowalczuk M (2011). Towards a pan-Arctic inventory of the species diversity of the macro- and megabenthic fauna of the Arctic shelf areas. Marine Biodiversity 41: 51-70.

Pike DG, Vikingsson GA, Gunnlaugsson T, Øien N (2010). A note on the distribution and abundance of blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the central and Northeast North Atlantic. NAMMCO Scientific Publications 7: 19-29.

Pilot M, Dahlheim ME, Hoelzel AR (2009). Social cohesion among kin, gene flow without dispersal and the evolution of population genetic structure in the killer whale (*Orcinus orca*). Journal of Evolutionary Biology 23: 20-31.

Pitman RL, Ensor P (2003). Three different forms of killer whales in Antarctic waters. Journal of Cetacean Research and Management 5: 131-139.

Poot H, Ens BJ, de Vries H, Donners MAH, Wernand MR, Marquenie JM (2008). Green light for nocturnally migrating birds. Ecology and Society 13: 47.

Popper AN, Fewtrell J, Smith ME, McCauley RD (2004). Anthropogenic sound: Effects on the behavior and physiology of fishes. Marine Technology Society Journal 37: 35-40.

Prieto R, Silva MA, Cascão I, Cruz MJ, Oliveira CIB, Waring G, Gonçalves J (2010). The importance of oceanic fronts in the Labrador Sea to North Atlantic sei whales (*Balaenoptera borealis*). Clues from satellite telemetry Arctic Frontiers Conference, Tromsø

Pritchard P, Karlson U (2002). Fate and degradation of oil. In: Mosbech A (ed) Potential environmental impacts of oil spills in Greenland An assessment of information status and research needs NERI Technical Report, no 415. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark, p 31-48.

Puebla O, Sévigny J-M, Sainte-Marie B, Brêthes JCF, Burmeister A, Dawe EG, Moriyasu M (2008). Population genetic structure of the snow crab (*Chionoecetes opilio*) at the Northwest Atlantic scale. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65: 425-436.

Pörtner HO, Peck M (2010). Climate change impacts on fish and fisheries: towards a cause and effect understanding. Journal of Fish Biology 77: 1745-1779.

Ramp C, Bérubé M, Hagen W, Sears R (2006). Survival of adult blue whales *Balaenoptera musculus* in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Ecological Progress Report 319: 287-295.

Rankin S, Barlow J (2007). Vocalizations of the sei whale *Balaenoptera acutorostrata* off the Hawaiian islands. Bioacoustics 16: 137-145.

Rasmussen MH (1999). Hvidnæsens lydproduktion, adfærd samt udbredelse. MSc thesis, University of Odense.

Rasmussen MH, Miller LA (2002). Whistles and clicks from white-beaked dolphins, *Lagenorhynchus albirostris*, recorded in Faxaflói Bay, Iceland. Aquatic Mammals 28: 78-89.

Rasmussen RO (2005). Analyse af fangererhvervet i Grønland. Department of Fisheries and Hunting, Greenland Home Rule. Nuuk. Unpublished Report 158 pp.

Ray JP, Engelhardt FR (1992). Produced water. Technological/Environmental Isues and Solutions. Plenum Press, New York and London.

Reddy CM, Arey JS, Seewald JS, Sylva SP, Lemkau KL, Nelson RK, Carmichael CA, McIntyre CP, Fenwick J, Ventura GT, Van Mooy BAS, Camilli R (2011). Composition and fate of gas and oil released to the water column during the *Deepwater Horizon* oil spill. Online before print:

Reeves RR, Ljungblad DK, Clarke JT (1984). Bowhead whales and acoustic seismic surveys in the Beaufort Sea. Polar Record 22: 271-280.

Reeves RR, Mitchell E (1986). American pelagic whaling for right whales in the North Atlantic. Report of the International Whaling Commission (Special Issue) 10: 221-254.

Reeves RR, Smeenk C, Kinze CC, Brownell RL, Lien J (1999). White-beaked dolphin - *Lagenorhynchus albirostris* (Gray, 1846). In: Ridgway SH, Harrison SR (eds) Handbook of marine mammals Vol 6. Academic Press, London, p 1-30.

Renaud PE, Jensen T, Wassbotten I, Mannvik HP, Botnen H (2007). Offshore sediment monitoring on the Norwegian shelf. A regional approach 1996-2006. Akvaplan-niva. Report No. 3487-003, 95 pp.

Rendell LE, Gordon J (1999). Vocal response of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) to military sonar in the Ligurian Sea. Marine Mammal Science 15: 198-204.

Ribergaard MH (2004). On the coupling between hydrography and larval transport in southwest Greenland waters. PhD thesis, University of Copenhagen.

Ribergaard MH (2010). Oceanographic investigations off West Greenland 2009. Danish Meteorological Institute (DMI), Centre for Ocean and Ice (COI), Copenhagen, Denmark. Unpublished Report 52 pp.

Ribergaard MH (2011). Ensemble oil drift modelling for bottom spill off Southwest Greenland. Danish Meteorological Institute. Copenhagen. Technical Report No. 11-02, 50 pp.

Ribergaard MH, Wilkenskjeld S, Nielsen JW (2010). Ensemble oil drift modelling off Southwest Greenland. Danish Meteorological Institute. Copenhagen. Technical Report No. 10-19, 40 pp.

Rice SD, Spies RB, Wolfe DA, Wright BA (eds) (1996). Proceedings of the Exxon valdez oil spill symposium. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Richardson WJ, Greene CR, Jr., Malme CI, Thomson DH (1995). Marine mammals and noise. Academic Press, San Diego, US.

Richardson WJ, Wursig B, Greene CRJ (1986). Reactions of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, to seismic exploration in the Canadian Beaufort Sea. Journal of the Acoustical Society of America 79: 1117-1128.

Rignot E, Kanagaratnam P (2006). Changes in the velocity structure of the Greenland ice sheet. Science: 986-990.

Rivkin RB, Tian R, Anderson MR, Payne JF (2000). Ecosystem level effects of offshore platform discharges: Identification, assessment and modelling. Proceedings of the 27th Annual Aquatic Toxicity Workshop, St. John's, Newfoundland, Canada, October 01–04, 2000. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2331: 3–12.

Rosing-Asvid A (2002). The polar bear hunt in Greenland. Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. 25 pp.

Rosing-Asvid A (2006). The influence of climate variability on polar bear (*Ursus maritimus*) and ringed seal (*Pusa hispida*) population dynamics. Canadian Journal of Zoology 84: 357-364.

Rosing-Asvid A (2008). A new harp seal whelping ground near South Greenland. Marine Mammal Science 24: 730-736.

Rosing-Asvid A (2010a). Catch history and status of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in Greenland. In: Desportes G, Bjørge A, Rosing-Asvid A, Waring G (eds) Harbour seals in the North Atlantic and the Baltic. NAMMCO Scientific Publications 8, p 159-172.

Rosing-Asvid A (2010b). Seals of Greenland. Ilinniusiorffik/Grønlandske Undervisningsmiddelforlag – Pinggortitaleriffik/Grønlands Naturinstitut, Nuuk, Greenland.

Rosing-Asvid A, Teilmann J, Dietz R, Olsen MT (2010). First confirmed record of grey seals in Greenland. Arctic 63: 471-473.

Ross SL (1992). Evaluation of the behaviour and cleanup of offshore oil-well blowout spills in west Greenland. S.L. Ross Ltd. 87 pp.

Rothrock DA, Yu Y, Maykut GA (1999). Thinning of the Arctic sea-ice cover. Geophysical Research Letters 26: 3469-3472.

Ryals BM, Rubel EW (1988). Hair cell regeneration after acoustic trauma in adult *Coturnix* quail. Science 240: 1774-1776.

Rye H, Nordtug T, Skognes K (2003). Spredning og deponering av kaks og slam. Spredning av producert vann med doser på organismer. Spredning av radioaktivitet. OED studie 5a og 5b – udredning Lofoten-Barentshavet. SINTEF. Unpublished Report. pp.

Rysgaard S, Glud RN (2007). Carbon cycling and climate change: Predictions for a High Arctic marine ecosystem. Meddelelser om Grønland, Bioscience 58: 206-214.

Røe TI, Johnsen S (1999). Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the North Sea. Environmental Science and Technology 33: 1963-1969.

Sainte-Marie B (1993). Reproductive cycle and fecundity of primiparous and multiparous female snow crab, *Chionoecetes opilio*, in the Northwest Gulf of St. Lawrence. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50: 2147-2156.

Sainte-Marie B, Carriere C (1995). Fertilization of the second clutch of eggs of snow crab, *Chionoecetes opilio*, from females mated once or twice after their molt to maturity. Fishery Bulletin 93: 759-764.

Sainte-Marie B, Hazel F (1992). Moulting and mating of snow crabs, *Chionoecetes opilio* (O. Fabricius), in shallow waters of the northwestern Gulf of St. Lawrence. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49: 1282-1293.

Sainte-Marie B, Raymond S, Brêthes JC (1995). Growth and maturation of the benthic stages of male snow crab, *Chionoecetes opilio* (Brachyura: Majidae). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52: 903-924.

Sainte-Marie B, Sevigny JM, Gauthier Y (1997). Laboratory behavior of adolescent and adult males of the snow crab (*Chionoecetes opilio*) (Brachyura: Majidae) mated noncompetitively and competitively with primiparous females. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54: 239-248.

Sainte-Marie B, Urbani N, Sevigny JM, Hazel F, Kuhnlein U (1999). Multiple choice criteria and the dynamics of assortative mating during the first breeding season of female snow crab *Chionoecetes opilio* (Brachyura, Majidae). Marine Ecology Progress Series 181: 141-153.

Sainte-Marie G, Sainte-Marie B (1999). Reproductive products in the adult snow crab (*Chionoecetes opilio*). II. Multiple types of sperm cells and of spermatophores in the spermathecae of mated females. Canadian Journal of Zoology 77: 451-462.

Sainte-Marie G, Sainte-Marie B, Sévigny JM (2000). Ejaculate-storage patterns and the site of fertilization in female snow crabs (*Chionoecetes opilio*, Majidae). Journal of Canadian Zoology 78: 1902-1917.

Salomonsen F (1967). Fuglene på Grønland. Rhodos, Copenhagen.

Sandell HT, Sandell B, Born EW, Dietz R, Sonne-Hansen C (2001). Isbjørne i Østgrønland. En interviewundersøgelse om forekomst og fangst, 1999. Grønlands Naturinstitut. Nuuk. Teknisk Rapport Nr. 40, 94 pp.

Scheifele PM, Andrew S, Cooper RA, Darre M, Musiek FE, Max L (2005). Indication of a Lombard vocal response in the St. Lawrence River beluga. Journal of the Acoustical Society of America 117: 1486-1492.

Schick RS, Urban DL (2000). Spatial components of bowhead whale (*Balaena mysticetus*) distribution in the Alaskan Beaufort Sea. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57: 2193-2200.

Schiedek D (2011). Background levels of contaminants. In: Boertmann D, Mosbech A (eds) Eastern Baffin Bay A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities, Vol DCE Scientific Report No. 9, 270 pp. DCE - Danish Centre for Enviornment and Energy, Aarhus University, Roskilde, p 163-170.

Schiedek D, Sundelin B, Readman JW, Macdonald RW (2007). Interactions between climate change and contaminants (review). Marine Pollution Bulletin 54: 1845-1856.

Schmidt-Etkin D (2011). Spill occurrences: a world overview In: Fingas M (ed) Oil spill science and technology. Elsevier, p 7-47.

Schmidt M, Priemé A, Stougaard P (2006). Bacterial diversity in permanently cold and alkaline ikaite columns from Greenland. Extremophiles 10: 551-562.

Schmidt M, Priemé A, Stougaard P (2007). *Arsukibacterium ikkense* gen. nov., sp. nov, a novel alkaliphilic, enzyme-producing [gamma]-Proteobacterium isolated from a cold and alkaline environment in Greenland. Systematic and Applied Microbiology 30: 197-201.

Schrope M (2011). Deep wounds. Nature 472: 152-154.

Schaaning MT, Trannum HC, Øxnevad S, Carroll JL, Bakke T (2008). Effects of drilling cuttings on biogeochemical fluxes and macrobenthos of marine sediments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 361: 49-57.

Scott CL, Kwasniewski S, Falk-Petersen S, Sargent JR (2000). Lipids and life strategies of *Calanus finmarchicus*, *Calanus glacialis* and *Calanus hyperboreus* in late autumn, Kongsfjorden, Svalbard. Polar Biology 23: 510-516.

Seaman P, Buchardt B (2006). The columns of Ikaite tufa in Ikka Fjord, Greenland. Meddelelser om Grønland, Geoscience 44: 1-39.

Sears R, Larsen F (2002). Long range movements of a blue whale (*Balaenoptera musculus*) between the Gulf of St. Lawrence and West Greenland. Marine Mammal Science 18: 281-285.

Sejr M, Sand M, Jensen K, Petersen J, Christensen P, Rysgaard S (2002). Growth and production of *Hiatella arctica* (Bivalvia) in a High-Arctic fjord (Young Sound, Northeast Greenland). Marine Ecology Progress Series 244: 163-169.

Sejr M, Włodarska-Kowalczuk M, Legeżyńska J, Blicher M (2010a). Macrobenthic species composition and diversity in the Godthaabsfjord system, SW Greenland. Polar Biology 33: 421-431.

Sejr MK, Batty P, A.B. J, Blicher ME, Hansen J, Rysgaard S (2010b). Survey of macrobenthic invertebrates in the eastern Baffin Bay including estimates of biogeochemical activity and PAH levels of the sediment. National Environmental Research Institute (NERI). Silkeborg, Denmark. Unpublished Report pp.

Sejr MK, Christensen PB (2007). Growth, production and carbon demand of macrofauna in Young Sound, with special emphasis on the bivalves *Hiatella arctica* and *Mya truncata* In: Rysgaard S, Glud RN (eds) Carbon cycling in Arctic Marine ecosystems: Case study Young Sound Vol 58. Meddelelser om Grønland, Bioscience, Copenhagen, p 122-135.

Sejr MK, Jensen KT, Rysgaard S (2000). Macrozoobenthic community structure in a high-arctic East Greenland fjord. Polar Biology 23: 792-801.

Sejr MK, Nielsen TG, Rysgaard S, Risgaard-Petersen N, Sturluson M, Blicher ME (2007). Fate of pelagic organic carbon and importance of pelagic-benthic coupling in a shallow cove in Disko Bay, West Greenland. Marine Ecology Progress Series 341: 75-88.

Sergy GA, Blackall PJ (1987). Design and conclusion of the Baffin Island oil spill project. Arctic 40 (Suppl. 1): 1–9.

Serrano A, Sánchez F, Preciado I, Parra S, Frutos I (2006). Spatial and temporal changes in benthic communities of the Galician continental shelf after the Prestige oil spill. Marine Pollution Bulletin 53: 315-331.

SFT (2000). Utslipp på norsk kontinentalsokkel 1999. Olje, kemikalier og utslip til luft. SFT-rapport 1762/2000. Statens forurensningstilsyn. Oslo. pp.

SFT (2008). Kostnader og nytte for miljø og samfunn ved å stille krav om injeksjon/reinjeksjon av produsert vann, nullutslipp av borekaks og borevæske og inkludere radioaktivitet i nullutslippmålet. Statens Strålevern, Oljedirektoratet, Statens forureningstilsyn. pp.

Short JW, Harris PM (1996). Chemical sampling and analysis of petroleum hydrocarbons in near-surface seawater of Prince William Sound after the Exxon Valdez oil spill. In: Rice DS (ed) Proceedings of the Exxon Valdez oil spill symposium. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, p 17-28.

Short JW, Lindeberg MR, Harris PM, Maselko JM, Pella JJ, Rice SD (2004). Estimate of oil persisting on the beaches of Prince William Sound 12 years after the Exxon Valdez oil spill. Environmental Science and Technology 38: 19-25.

Siegstad H, Petersen HC, Born EW (2000). Local resource exploitation. In: Born EW, Böcher J (eds) The ecology of Greenland. Atuakkiorfik/Education, Nuuk, p 333-343.

Simon M (2010). The sounds of whales and their food: baleen whales, their foraging behaviour, ecology and habitat use in an arctic habitat. PhD thesis, Aarhus University.

Simon M, Stafford KM, Beedholm K, Lee CM, Madsen PT (2010). Singing behavior of fin whales in the Davis Strait with implications for mating, migration and foraging. Journal of the Acoustical Society of America 128: 3200-3210.

Simon M, Wahlberg M, Miller LA (2007). Echolocation clicks from killer whales (*Orcinus orca*) feeding on herring (*Clupea harengus*) (L). Journal of the Acoustical Society of America 121: 749-752.

Simonsen CS, Munk P, Folkvord A, Pedersen SA (2006). Feeding ecology of Greenland halibut and sandeel larvae off West Greenland. Marine Biology 149: 937-952.

Simpson AC, Howell BR, Warren PJ (1970). Synopsis of available data on the shrimp *Pandalus montagui*. FAO. FAO Fisheries Synopsis No. 92, 1225-1249 pp.

Skjoldal HR, Thurston D, Baffrey M, Crandall B, Dahle S, Gilman A, Huntington HP, Klungsøyr J, Lockhart L, Macdonald C, Mosbech A, Thomas D (2010). Chapter 7. Scientific findings and recommendations In: AMAP (ed) Assessment 2007: Oil and gas activities in the Arctic - effects and potential effects. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway

Slotte A, Hansen K, Dalen J, Ona E (2004). Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. Fisheries Research 67: 143-150.

Smidt E (1969). The greenland halibut, *Reinhardtius hippoglossoides* (Walb.), biology and exploitation in greenland waters. Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser 6: 79-148.

Smith SL, Schnack-Schiel SB (1990). Polar zooplankton. In: Smith WO, Jr. (ed) Polar oceanography, part B: chemistry, biology, and geology. Academic Press, London, p 527-598.

Smultea MA, Würsig B (1995). Behavioral reactions of bottlenose dolphins to the Mega Borg oil spill, Gulf of Mexico 1990. Aquatic Mammals 21: 171-181.

Sonne C (2010). Health effects from long-range transported contaminants in Arctic top predators: an integrated review based on studies of polar bears and relevant model species. Environment International 36: 461-491.

Sousa A, Laranjeiro F, Takahashi S, Tanabe S, Barroso CM (2009). Imposex and organotin prevalence in a European post-legislative scenario: temporal trends from 2003 to 2008. Chemosphere 77: 566-573.

Speirs DC, Gurney WSC, Heath MR, Horbelt W, Wood SN, de Cuevas BA (2006). Ocean-scale modelling of the distribution, abundance, and seasonal dynamics of the copepod *Calanus finmarchicus*. Marine Ecology Progress Series 313: 173-192.

Spraker TR, Lowry LF, Frost KJ (1994). Gross necropsy and histopathological lesions found in harbor seals. In: Loughlin TR (ed) Marine mammals and the 'Exxon Valdez'. Academic Press, San Diego, CA, USA, p 281-312.

Squires HJ (1990). Decapod crustacea of the Atlantic coast of Canada. Fisheries and Oceans Canada. Ottawa, Ontario. Bulletin No. 221, 532 pp.

St Aubin DJ (1990). Physiologic and toxic effects on pinnipeds. In: Geraci JR, St. Aubin DJ (eds) Sea mammals and oil: confronting the risks. Academic Press, Toronto, p 103-127.

Statistics Greenland (2010). Statistics Greenland

Stein M (2007). Warming periods off Greenland during 1800–2005: their potential influence on the abundance of cod (*Gadus morhua*) and Haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) in Greenlandic waters. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 39: 1-20.

Stempniewicz L, Błachowiak-Samołyk K, Węsławski JM (2007). Impact of climate change on zooplankton communities, seabird populations and arctic terrestrial ecosystem - a scenario. Deep Sea Research II 54: 2934-2945.

Stenberg C (2007). Recruitment processes in West Greenland waters. With special focus on Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*, W.). PhD thesis, University of Bergen.

Stone CJ, Tasker ML (2006). The effects of seismic airguns on cetaceans in UK waters. Journal of Cetacean Research and Management 8: 255-263.

Storr-Paulsen M, Wieland K, Hovgard H, Ratz HJ (2004). Stock structure of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in West Greenland waters: implications of transport and migration. ICES Journal of Marine Science 61: 972-982.

Stougaard P, Jørgensen F, Johnsen MG, Hansen OC (2002). Microbial diversity in ikaite tufa columns: an alkaline, cold ecological niche in Greenland. Environmental Microbiology 4: 487-493.

Strand J, Asmund G (2003). Tributyl accumulation and effects in marine molluscs from West Greenland. Environmental Pollution 123: 31-37.

Strand J, Larsen MM, Lockyer C (2005). Accumulation of organotin compounds and mercury in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Danish waters and West Greenland. Science of the Total Environment 350: 59-71.

Sundby S (2000). Recruitment of Atlantic cod stocks in relation to temperature and advection of copepod populations. Sarsia 85: 277-298.

Sunnanå K (2005). Rognkjeks. In: Bakketeig I, Dommasnes A, Føyn L, Haug T, Iversen S, Røttingen I, Svendsen E, Torstensen E (eds) Havets Ressurser. Institute of Marine Research, Bergen, p 128-130.

Swaim ZT, Westgate AJ, Koopman HN, Rolland RM, Kraus SD (2009). Metabolism of ingested lipids by North Atlantic right whales. Endangered Species Research 6: 259-271.

Swalethorp R, Kjellerup S, Dünweber M, Nielsen TG, Møller EF, Rysgaard S, Hansen BW (2011). Grazing, egg production and biochemical evidence for differences in the life strategies of *Calanus finmarchicus*, *C. glacialis* and *C. hyperboreus* in Disko Bay, Western Greenland. Marine Ecology Progress Series 429: 125-144.

Söderkvist J, Nielsen TG, Jespersen M (2006). Physical and biological oceanography in West Greenland waters with emphasis on shrimp and fish larvae distribution. National Environmental Research Institute (NERI), University of Aarhus. Roskilde, Denmark. NERI Technical Report No. 581, 60 pp.

Sørensen EF, Simonsen V (1988). Genetic differentiation among populations of capelin *Mallotus villosus* from the West coast of Greenland. Journal of Applied Ichthyology-Zeitschrift Fur Angewandte Ichthyologie 4: 23-28.

Teilmann J, Dietz R (1993). Status of the harbour seal (*Phoca vitulina concolor* L.) in Greenland. Greenland Environmental Research Institute. 33 pp.

Teilmann J, Dietz R (1998). Status of the harbour porpoise in Greenland. Polar Biology 19: 211-220.

Teloni V, Mark JP, Patrick MJO, Peter MT (2008). Shallow food for deep divers: Dynamic foraging behavior of male sperm whales in a high latitude habitat. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 354: 119-131.

Thibodeaux LJ, Valsaraj KT, John VT, Papadopoulos KD, Pratt LR, Pesika NS (2011). Marine oil fate: knowledge gaps, basic research, and development needs; a perspective based on the Deepwater Horizon spill. Environmental Engineering Science 28: 87-93.

Thompson RJ, Hawryluk M (1990). Physiological energetics of the snow crab, *Chionoecetes opilio*. In: Proceedings of the international symposium on king and tanner crabs, Vol Report 90-04. Alaska Sea Grant College program, Fairbanks, Alaska, p 283-229.

Thomsen F, Franck D, Ford JKB (2001). Characteristics of whistles from the acoustic repertoire of resident killer whales (*Orcinus orca*) off Vancouver Island, British Columbia. Journal of the Acoustical Society of America 109: 1240-1246.

Thorbjørn L, Petersen GH (2003). The epifauna on the carbonate reefs in the Arctic Ikka Fjord, SW Greenland Ophelia 57: 177-202.

Turner JT (2002). Zooplankton fecal pellets, marine snow and sinking phytoplankton blooms. Aquatic Microbial Ecology 27: 57-102.

Urick RJ (1983). Principles of underwater sound. Peninsula Publishing, Los Altos.

van der Oost R, Beyer J, Vermeulen NPE (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environmental Toxicology and Pharmacology 13: 57-149.

Van Parijs SM, Clark CW (2006). Long-term mating tactics in an aquatic-mating pinniped, the bearded seal, *Erignathus barbatus*. Animal Behaviour 72: 1269-1277.

Vanderlaan ASM, Hay AE, Taggert CT (2003). Characterization of North Atlantic right-whale (*Eubalaena glacialis*) sounds in the Bay of Fundy. IEEE Journal of Oceanic Engineering 28: 164/173.

Velicogna I (2009). Increasing rates of ice mass loss from the Greenland and Antarctic ice sheets revealed by GRACE. Geophysical Research Letters 36: L19503.

Velicogna I, Wahr J (2006). Acceleration of Greenland ice mass loss in spring 2004. Nature: 329-331.

Vibe C (1939). Preliminary investigations on shallow water animal communities in the Upernavik- and Thule-districts (Northwest Greenland). Meddelelser om Grønland 124: 1-42.

Vilhjálmsson H (1994). The Icelandic capelin stock. The capelin, *Mallotus villosus* (Müller) in the Iceland - Greenland - Jan Mayen area. Rit Fiskideildar - Journal of the Marine Research Institute 13: 1-279.

Vilhjálmsson H (2002). Capelin (*Mallotus villosus*) in the Iceland-East Greenland-Jan Mayen ecosystem. ICES Journal of Marine Science 59: 870-883.

Villadsgaard A, Wahlberg M, Tougaard J (2007). Echolocation signals of wild harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. Journal of Experimental Biology 210: 56-64.

Villumsen A, Ottosen LM (2006). Heavy metal and TBT contamination in the sediment around Sisimiut, Greenland. In: Jensen PE, Ottosen LM, Felland A-LG, Villumsen A (eds) The Greenlandic environment, pollution and solutions. Department of Civil Engineering, Technical University of Denmark, Lyngby, p 32-37.

Vinnikov KY, Robock A, Stouffer RJ, Walsh JE, Parkinson CL, Cavalieri DJ, Mitchell JFB, Garrett D, Zakharov VF (1999). Global warming and Northern Hemisphere sea ice extent. Science 286: 1934-1937.

Visser IN (2005). First observations of feeding on thresher (*Alopias vulpinus*) and hammerhead (*Sphyrna zygaena*) sharks by killer whales (*Orcinus orca*) specialising on elasmobranch prey. Aquatic Mammals 31: 83-88.

Vorkamp K, Dam M, Riget F, Fauser P, Bossi R, Hansen AB (2007). Screening of "new" contaminants in the marine environment of Greenland and the Faroe Islands. National Environmental Reseach Institute (NERI), University of Aarhus Roskilde, Denmark. NERI Technical Report No. 525, 97 pp.

Wahlberg M, Beedholm K, Heerfordt A, Møhl B (2011). Characteristics of biosonar signals from the northern bottlenose whale, *Hyperoodon ampullatus*. Journal of the Acoustical Society of America in press:

Wardle CS, Carter TJ, Urquhart GG, Johnstone ADF, Ziolkowski AM, Hampson G, Mackie D (2001). Effects of seismic air guns on marine fish. Continental Shelf Research 21: 1005-1027.

Wassmann P, Duarte CM, AgustÍ S, Sejr MK (2011). Footprints of climate change in the Arctic marine ecosystem. Global Change Biology 17: 1235-1249.

Watkins WA, Tyack P, Moore KE (1987). The 20-Hz signals of finback whales (*Balaenoptera physalus*). Journal of the Acoustical Society of America 82: 1901-1912.

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

Wegeberg S, Bangsholt J, Dolmer P, Hertz O, Mortensen AM, Pedersen PM (2005). Nordic Seaweed Project. Grønland. Resultat-status for 2004. Københavns Universitet. 22 pp.

Wegeberg S, Kristiansen A, Düwel L, Pedersen PM (submitted). The macroalgal vegetation on the unique submarine tufa columns in Ikka Fjord, SW Greenland. Polar Biology:

Weinrich M, Martin M, Griffiths R, Bove J, Schilling M (1997). A shift in distribution of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in response to prey in the southern Gulf of Maine. Fishery Bulletin 95: 826-836.

Werth AJ (2001). How do mysticetes remove prey trapped in baleen? Bulletin of the Museum of Comparative Zoology 156: 189-203.

Węsławski JM, Kendall MA, Włodarska-Kowalczuk M, Iken K, Kędra M, Legezynska J, Sejr MK (2011). Climate change effects on Arctic fjord and coastal macrobenthic diversity—observations and predictions. Marine Biodiversity 41: 71-85.

Whitehead H, Kevin C, Perkins J, Bryant P, Nichols G (1983). Population size, stock identity, and distribution of the humpback whales off West Greenland – summer 1981. Report of the International Whaling Commission 33: 497-501.

Whitehead H, Wimmer T (2005). Heterogeneity and the mark–recapture assessment of the Scotian Shelf population of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62: 2573 - 2585.

Wieland K, Hovgaard H (2002). Distribution of Atlantic cod (*Gadus morhua*) eggs and larvae in Greenland offshore waters. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 30: 60-76.

Wieland K, Hovgaard H (2009). Cod versus shrimp dominance in West Greenland waters: Can climate change reverse the regime shift from a cod to a shrimp dominated ecosystem off West Greenland? ICES Council Meeting, ICES C.M. C:03: 1-24.

Wiese FK, Montevecchi WA, Davoren GK, Huettmann F, Diamond AW, Linke J (2001). Seabirds at risk around offshore oil platforms in the North-west Atlantic. Marine Pollution Bulletin 42: 1285-1290.

Williams R, Gero S, Bejder L, Calambokidis J, Kraus SD, Lusseau D, Read AJ, Robbins J (2011). Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the *Deepwater Horizon*/BP incident. Conservation Letters 4: 228-233.

Winn HE, Price CA, Sorensen PW (1986). The distributional biology of the right whale (*Eubalaena glacialis*) in the western North Atlantic. Report of the International Whaling Commission (Special Issue): 129-138.

Włodarska-Kowalczuk M, Kendall MA, Węsławski JM, Klages M, Soltwedel T (2004). Depth gradients of benthic standing stock and diversity on the continental margin at a high-latitude ice-free site (off Spitsbergen, 79°N). Deep Sea Research I 51: 1903-1914.

Włodarska-Kowalczuk M, Pearson T (2004). Soft-bottom macrobenthic faunal associations and factors affecting species distribution in an glacial fjord (Kongsfjord, Spitsbergen). Polar Biology 27: 155-167.

Włodarska-Kowalczuk M, Pearson T, Kendall M (2005). Benthic response to chronic natural physical disturbance by glacial sedimentation in an Arctic fjord. Marine Ecology Progress Series 303: 31-41.

Wu YS, Peterson IK, Tang CCL, Platt T, Sathyendranath S, Fuentes-Yaco C (2007). The impact of sea ice on the initiation of the spring bloom on the Newfoundland and Labrador Shelves. Journal of Plankton Research 29: 509-514.

Wu YS, Platt T, Tang CCL, Sathyendranath S (2008). Regional differences in the timing of the spring bloom in the Labrador Sea. Marine Ecology Progress Series 355: 9-20.

Wulff A, Iken K., Quartino ML, Al-Handal A, Wiencke C, Clayton MN (2009). Biodiversity, biogeography and zonation of marine benthic micro- and macroalgae in the Arctic and Antarctic. Botanica Marina 52: 491-507.

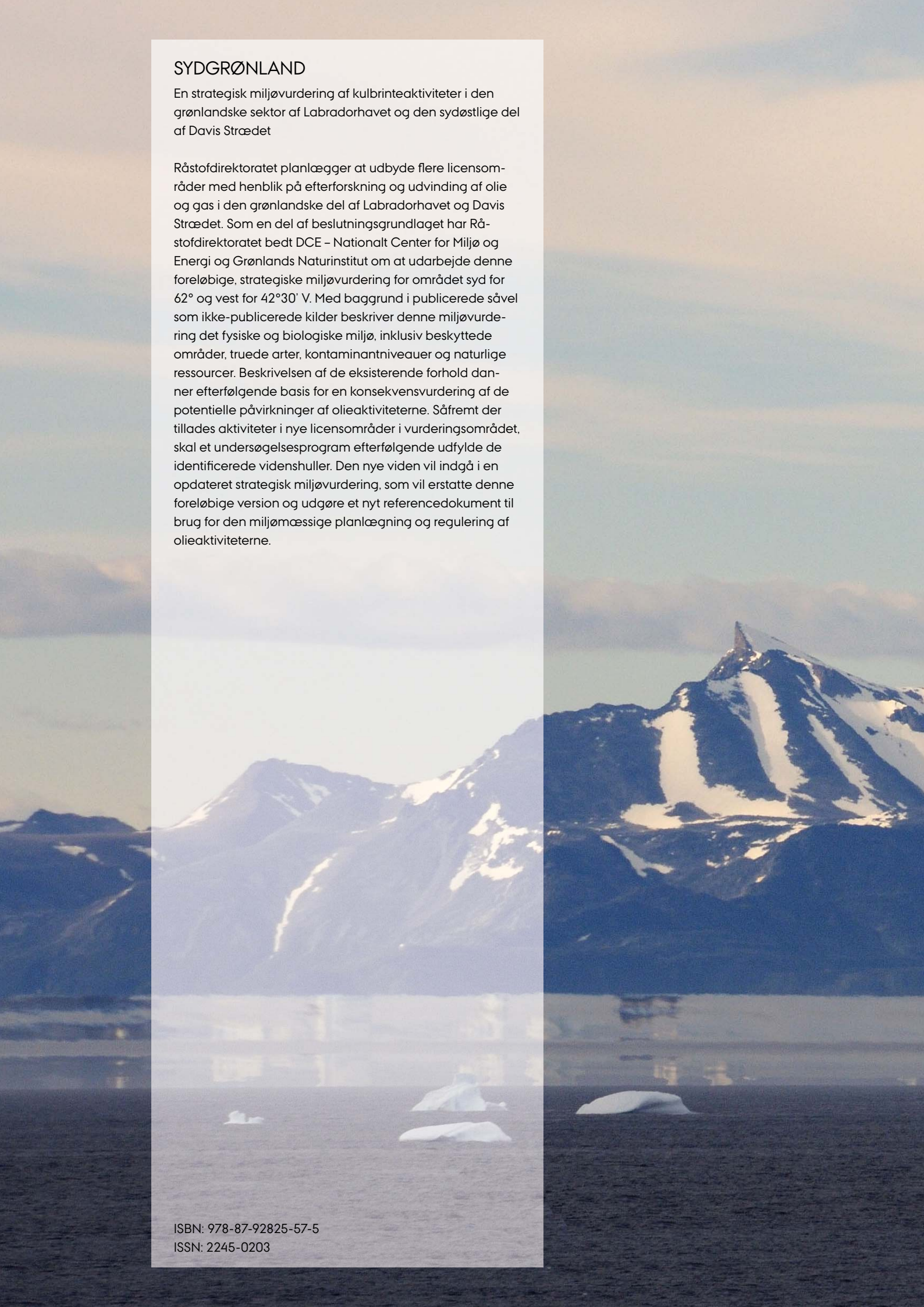
Yebra L, Harris RP, Head EJH, Yashayaev I, Harris LR, Hirst AG (2009). Mesoscale physical variability affects zooplankton production in the Labrador Sea. Deep Sea Research I 56: 703-715.

Ziemer N, Kingsley MCS, Siegstad H (2010). Results of the Greenland bottom trawl survey for Northern shrimp (*Pandalus borealis*) off West Greenland (NAFO Sub area 1 and Division OA), 1988-2010. Northwest Atlantic Fisheries Organization. Dartmouth, Canada. NAFO Scientific Council Research Document No. 10/57, Serial No. N5848, pp.

Øritsland NA, Engelhardt FR, Juck FA, Hurst RJ, Watts PD (1981). Effect of crude oil on polar bears. Environmental Studies: 1-268.

Østby C, Nordstrøm L, Moe KA (2003). Konsekvenser av seismisk aktivitet. Alpha Miljørådgivning. Oslo, Norway. ULB delutredning 18. pp.

Aars J, Andersen M, Fedak M (2007). Swimming and diving behavior of female polar bears 17th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Cape Town



SYDGRØNLAND

En strategisk miljøvurdering af kulbrinteaktiviteter i den grønlandske sektor af Labradorhavet og den sydøstlige del af Davis Strædet

Råstofdirektoratet planlægger at udbyde flere licensområder med henblik på efterforskning og udvinding af olie og gas i den grønlandske del af Labradorhavet og Davis Strædet. Som en del af beslutningsgrundlaget har Råstofdirektoratet bedt DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og Grønlands Naturinstitut om at udarbejde denne foreløbige, strategiske miljøvurdering for området syd for 62° og vest for 42°30' V. Med baggrund i publicerede såvel som ikke-publicerede kilder beskriver denne miljøvurdering det fysiske og biologiske miljø, inklusiv beskyttede områder, truede arter, kontaminantniveauer og naturlige ressourcer. Beskrivelsen af de eksisterende forhold danner efterfølgende basis for en konsekvensvurdering af de potentielle påvirkninger af olieaktiviteterne. Såfremt der tillades aktiviteter i nye licensområder i vurderingsområdet, skal et undersøgelsesprogram efterfølgende udfylde de identificerede videnshuller. Den nye viden vil indgå i en opdateret strategisk miljøvurdering, som vil erstatte denne foreløbige version og udgøre et nyt referencedokument til brug for den miljømæssige planlægning og regulering af olieaktiviteterne.

ISBN: 978-87-92825-57-5
ISSN: 2245-0203