



DAVIS STRÆDE

En foreløbig, strategisk miljøvurdering af aktiviteter forbundet med olieeftersforskning og -udvinding i den østlige del af Davis Stræde

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

No. 26

2012



AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

DAVIS STRÆDET

En foreløbig, strategisk miljøvurdering af aktiviteter forbundet med olieefterforskning og -udvinding i den østlige del af Davis Stræde

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

No. 26

2012

Flemming Merkel¹

David Boertmann¹

Anders Mosbech¹

Fernando Ugarte²

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² Grønlands Naturinstitut



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 26

Titel: Davis Strædet

Undertitel: En foreløbig, strategisk miljøvurdering af aktiviteter forbundet med olieefterforskning og -udvinding i den østlige del af Davis Stræde

Redaktører: Flemming Merkel, David Boertmann, Anders Mosbech & Fernando Ugarte
Institutioner: Aarhus Universitet, Institut for Bioscience og Grønlands Naturinstitut

Forfattere: Nanette H. Arboe², Martin Blicher², David Boertmann¹, Erik W. Born², Tenna K. Boye², Ann-Dorte Bürmeister², Daniel S. Clausen¹, Michael Dünweber¹, Morten Frederiksen¹, Rasmus Hedeholm², Kasper L. Johansen¹, Ole Jørgensen², Flemming Merkel¹, Anders Mosbech¹, Rasmus Nygaard², Lars M. Rasmussen², Anja Retzel², Aqgalu Rosing-Asvid², Doris Schiedek¹, Mikael Sejr¹, Helle Siegstad², Malene Simon², Fernando Ugarte², Susse Wegeberg¹ & Nikoline Ziemer²

Institutioner: ¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience og ² Grønlands Naturinstitut

Udgiver: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL: <http://dce.au.dk>

Udgivelsesår: Juli 2012
Redaktion afsluttet: Juni 2012
Faglig kommentering: Kim Gustavsen og Hanne Bach, Aarhus Universitet

Finansiell støtte: Råstofdirektoratet

Bedes citeret: Merkel, F., Boertmann, D., Mosbech, A. & Ugarte, F. (red.) 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, 278 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 26
<http://www.dmu.dk/Pub/SR26.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 Davis Stræde. 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 det østlige Davis Stræde mellem 62° og 67° N. Med baggrund i publicerede såvel som ikke-publicerede kilder, inklusiv tre tidligere miljøvurderinger udarbejdet i forbindelse med de eksisterende licensblokke, beskriver denne miljøvurdering det fysiske og biologiske miljø, inklusiv beskyttede områder, truede arter, kontaminantniveauer og naturlige resurser. 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.

Emneord: Strategiske miljøvurdering, SEIA, olieudnyttelse, olieudslip, Davis Strædet, Sydvest Grønland.

Layout: Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside: Lars Witting (arc-pic.com)

ISBN: 978-87-92825-50-6
ISSN (elektronisk): 2244-9981

Sideantal: 278

Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som
<http://www.dmu.dk/Pub/SR26.pdf>

Indhold

Forord	5
Resumé	6
Summary	18
Imaqarniliaq kalaallisooq	30
1 Introduktion	44
1.1 Afgrænsning af miljøvurdering	45
1.2 Forkortelser og akronymer	46
2 Oversigt over aktiviteter i forbindelse med olieeftersøgning	48
2.1 Seismiske undersøgelser	48
2.2 Prøveboring	48
2.3 Boremudder og -spåner	49
2.4 Vurderingsboringer	49
2.5 Andre efterforskningsaktiviteter	49
2.6 Udvikling og produktion	50
2.7 Produktionsvand	50
2.8 Udledninger til atmosfæren	50
2.9 Andre produktionsaktiviteter	51
2.10 Uheld	51
3 Fysisk miljø	52
3.1 Vejr og klimatiske forhold	52
3.2 Oceanografi	53
3.3 Isforhold	55
4 Biologisk miljø	63
4.1 Primærproduktivitet	63
4.2 Zooplankton	65
4.3 Makrofyter	74
4.4 Bentos (bunddyr)	81
4.5 Havisens økosystem	84
4.6 Fisk og skaldyr	85
4.7 Havfugle	93
4.8 Havpattedyr	118
4.9 Sammenfatning af Valued Ecosystem Components (VEC'er)	144
5 Udnyttelse af naturressourcer	147
5.1 Kommercielt fiskeri	147
5.2 Erhvervsfangst samt fritidsjagt og -fiskeri	153
5.3 Turisme	162

6	Beskyttede områder og truede arter	164
6.1	Internationale naturbeskyttelseskonventioner	164
6.2	National naturbeskyttelseslovgivning	165
6.3	Truede arter	165
6.4	NGO udpegede områder	167
7	Kontaminanter, baggrundsniveauer og effekter	168
7.1	AMAP Overvågnings aktiviteter	168
7.2	Konklusioner på kontaminant niveauer	171
7.3	Biologiske effekter	171
8	Effekter af klimacændringer	174
8.1	De store linjer	174
8.2	Primærproduktion og zooplankton	175
8.3	Bunddyr	176
8.4	Fisk og skaldyr	177
8.5	Havpattedyr og havfugle	178
8.6	Konklusioner	179
9	Miljøvurdering	180
9.1	Metode og anvendelsesområde	180
10	Påvirkninger fra mulige rutineaktiviteter	183
10.1	Efterforskningsaktiviteter	183
10.2	Vurderingsaktiviteter	195
10.3	Udviklings- og produktionsaktiviteter	195
10.4	Afvikling	203
11	Påvirkninger fra utilsigtede oliespild	204
11.1	Oliespild	204
11.2	Et olieudslips indvirkninger på miljøet	207
11.3	Kortlægning af områder, der er følsomme over for oliespild	221
12	Foreløbig identification af informationsbehov og videnshuller til brug for miljøforvaltning og regulering af olieaktiviteter i Davis Strædet	224
12.1	Videnshuller	224
12.2	Videnshuller fælles for Arktis	226
12.3	Forslag til et nyt miljøundersøgelsesprogram	227
13	Referencer	228

Forord

Råstofdirektoratet planlægger at udbyde flere eksklusive licenser med henblik på efterforskning og udvinding af olie og gas i de grønlandske offshore områder af Davis Strædet. For at understøtte beslutningsprocessen, har Råstofdirektoratet bedt DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi og Grønlands Naturinstitut om at udarbejde denne foreløbige, strategiske miljøvurdering for den østlige del af Davis Strædet mellem 62° and 67° N.

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 miljøvurdering, som skal udgøre et nyt referencedokument for miljøarbejdet og vil erstatte denne midlertidige miljøvurdering.

Tak

Tak til Dorte Krause-Jensen (AU), Kristine Arendt (GN), Torkel Gissel Nielsen (DTU-Aqua), Morten Hjorth (AU) og Kaj Sünksen (GN) for kommentarer og forslag til tidligere versioner af rapporten. Desuden tak til Kristin Laidre (GN og PSC) for tilvejebringelse af data om krill og lodde.

Resumé

Denne rapport er en foreløbig, strategisk miljøvurdering af aktiviteter forbundet med olieeftersforskning og -udvinding i den grønlandske del af Davis Strædet, nærmere bestemt farvandet mellem 62° og 67° N.

Miljøvurderingen er udarbejdet af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) og Grønlands Naturinstitut for Råstofdirektoratet, med henblik på at indgå i beslutningsprocessen om at udbyde yderligere licensområder til olieeftersforskning i de grønlandske offshore områder af Davis Strædet. På baggrund af eksisterende publiceret og upubliceret litteratur, inklusiv tre tidligere miljøvurderinger udarbejdet i forbindelse med de eksisterende licensblokke, beskriver denne miljøvurdering det fysiske og biologiske miljø, inklusiv beskyttede områder, truede arter, kontaminantniveauer samt udnyttelse af de biologiske resurser. Baseret på denne beskrivelse af den nuværende situation, vurderes de potentielle konsekvenser af olieaktiviteter. Tilvejebringelse af yderlig information vil gøre det muligt, at reducere usikkerheden på vurderinger af de potentielle konsekvenser.

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 miljøvurdering, som skal være et referencedokument for miljøarbejdet og vil erstatte denne midlertidige miljøvurdering.

Vurderingsområdet er vist på figur 1.1.1. Dette område kan potentielt blive påvirket af et stort oliespild, forårsaget af aktiviteterne i de forventede licensområder. Afhængig af vind og strømforhold kan olien dog drive til områder udenfor den viste afgrænsning.

Aktiviteterne fra en komplet livscyklus for et oliefelt er kort beskrevet og så vidt muligt vurderet, med vægt på de aktiviteter og hændelser som erfaringsmæssigt giver de væsentligste miljøpåvirkninger. Men da der ikke er erfaringer med udvinding af olie i Grønland, er vurderinger af aktiviteter i denne forbindelse ikke konkrete, men bygger på erfaringer fra andre områder med så vidt muligt sammenlignelige forhold. Der er især trukket på den meget omfangsrige litteratur om det store oliespild i Prince William Sund i Alaska i 1989, den norske miljøvurdering af olieaktiviteter i Barentshavet (2003) og på Arktisk Råds "Arctic Oil and Gas Assessment". Endvidere er der inddraget viden fra det nylige store undersøiske olieudslip i den Mexicanske Golf (2010), om end erfaringerne herfra endnu er begrænsede.

På grund af barske vejrforhold og udbedt havis i de nordlige og vestlige dele af vurderingsområdet forventes olieefters forskningsaktiviteterne, at være vanskeliggjort i vinterperioden samt i det tidlige forår (ca. december – april). Men såfremt en egentlig olieproduktion påbegyndes, forventes der at pågå aktiviteter året rundt.

Miljøet

Det pelagiske miljø

De fysiske forhold i vurderingsområdet er kort beskrevet med fokus på oceanografi og isforhold. Den sydlige del af området er normalt isfrit året rundt, med udtagelse af de mest vestlige dele. Den nordvestlige del af vurderingsområdet er sædvanligvis isdækket fra omkring februar til april. Af og til forekommer der isbjerge i området, hyppigst senvinter og forår. Isfælde ses dog sjældent nord for Fyllas Banke. Dette skyldes strømforhold, bathymetri og den lange afstand til produktive isbræer.

Offshore-bankerne i Sydvestgrønland hører til blandt de vigtigste karakteristika for havmiljøet i vurderingsområdet. En høj vandgennemstrømning over disse forholdsvis lavvandede områder forårsager en kraftig opstigning af næringsrigt vand, som skaber basis for en langvarig høj primærproduktion. Bankerne er sædvanligvis helt eller delvis isfrie (løst drivis) året rundt, med undtagelse af Store Hellefiskebanke i den nordlige del af vurderingsområdet. Den høje primærproduktivitet på bankerne opretholdes i op til flere måneder længere end på dybere offshore lokaliteter. En anden vigtig egenskab for området er overgangszonen, hvor arktiske og tempererede havstrømme mødes. De fysiske processer der er forbundet med frontzonerne påvirker planktonorganismernes på forskellig vis, herunder næringstilgangen og dermed niveauet for primær- og sekundærproduktion samt planktonfordelingen. Desuden adskiller havvand fra de mere kystnære områder sig fysisk og kemisk fra det mere oceaniske vand, idet det opblandes med ferskvand fra oplandet.

Vurderingsområdet er beliggende indenfor det subarktiske område. Det pelagiske miljø i offshore områderne er dårligt undersøgt, men ud fra oplysninger fra fiskebankerne samt andre områder i Grønland, er det pelagiske miljø i vurderingsområdet karakteriseret ved lav biodiversitet - men ofte talrige og tætte koncentrationer af de tilstedeværende populationer, en relativ simpel fødekæde fra primærproducenter til topprædatorer og nogle få arter der spiller en nøglerolle i det økologiske system. Den mest markante økologiske begivenhed i det marine miljø er forårsopblomstringen af fytoplankton, som udgør primærproducenterne i fødekæden. Disse græsses af zooplankton, inklusiv de vigtige *Calanus* vandlopper (primært *C. finmarchicus*), som udgør nøglearter i det marine økosystem.

Bentisk fauna og flora

Den bentiske makrofauna konsumerer en betydelig del af den tilgængelige primærproduktion og udgør til gengæld vigtige fødeemner for fisk, havfugle og havpattedyr. Der findes kun få makrofauna studier fra vurderingsområdet og generelt mangler der viden om den rumlige og tidsmæssige variation i samfundsstrukturen, viden fra særlige habitattyper og fra offshore områderne. Makroalgerne findes langs kystlinjen, tilknyttet hård bund, og kan forekomme på mere end 50 m dybde. Biomassen og produktionen af litorale og sublitorale makroalger kan være betydelig og dermed vigtig for de højere trofiske niveauer i fødekæden. De kan fungere som substrat for fastsiddende organismer, yde beskyttelse mod prædation, udtørring, strøm og bølgeslag eller som direkte føde emne. I det aktuelle område er viden om makroalgerne diversitet meget begrænset og makroalgerne artssammensætning, biomasse, produktion og rumlig variation er stort set ukendt.

Fisk

Fiskefaunaen i offshore områderne, inklusiv fiskebankerne, er domineret af bundlevende arter, så som hellefisk, helleflynder, rødfisk, havkat samt andre ikke-kommercielle arter. For hellefisk, der udgør en meget vigtig kommerciel fiskeriresurse, antages det at det primære gydeområde ligger indenfor vurderingsområdet og er væsentlig for bestands-rekrutteringen også udenfor området (Nordvestgrønland og Canada). Tobis forekommer i tætte stimer på fiskebankerne og udgør vigtigt bytte for visse fisk, havfugle og bardehvaler. I det kystnære område gyder tre vigtige arter: torsk, lodde og stenbider. Lodde er vigtig som bytte for større fisk, havfugle, havpattedyr samt for mennesker. Både torsk og stenbider (rogn) udnyttes på kommercielt basis. Fjeldørred er også en vigtig art i det kystnære område og er genstand for meget lystfiskeri. Andre arter som udnyttes i mindre skala, kommercielt eller ikke-kommercielt, er havørred, helleflynder og havkat.

Havfugle

Havfugle kolonier er talrige i vurderingsområdet, om end de typisk er mindre i størrelse sammenlignet med nordligere kolonier i Vestgrønland. I alt er 20 arter kendt som almindelige ynglefugle fra området og den højeste tæthed af kolonier findes i skærgårdsområdet mellem 63° and 66°N, på trods af at dette område ikke er systematisk gennem søgt for ynglefugle. To arter hører til blandt de mere sjældne ynglefugle i Grønland, nemlig lunde og atlantisk lomvie, og disse er listet som henholdsvis "næsten truet" og "udryddelsestruet" på den grønlandske rødliste.

For 13 arter er deres vigtighed for vurderingsområdet klassificeret som "høj" på en national eller international skala, grundet antallet af ynglefugle, fædefugle eller overvintrende fugle (Tab. 4.7.1). Vurderingsområdet er særlig vigtigt som overvintringsområde for havfugle. Området udgør en stor andel af åbentvandsområdet i Sydvestgrønland, som huser et stort antal overvintrende havfugle fra Rusland, Island, Svalbard og Canada i perioden oktober-maj. Det er estimeret at mere end 3,5 millioner fugle overvintrer alene i det kystnære område. De mest talrige arter er polarlomvie, almindelig ederfugl, kongeederfugl og søkonge. Et ukendt, men stort, antal havfugle migrerer desuden gennem eller overvintrer i offshore områderne.

Havpattedyr

Havpattedyr udgør en signifikant komponent af det marine økosystem. Fem arter af sæler forekommer i vurderingsområdet, blandt hvilke grønlandssæl er talrig i hele området gennem det meste af året, mens spættet sæl er opført som "kritisk udryddelsestruet" på den grønlandske rødliste. Den nordlige del af vurderingsområdet overlapper med den sydlige del af et vigtigt overvintringsområde for hvalros. Blandt hvalerne, er der flere bardehvaler som periodevist forekommer relativt hyppigt i vurderingsområdet, herunder vågeval, finhval, pukkelhval og sejhval. Området er en del af deres fourageringsområde om sommeren og fordelingen af hvalerne er ofte korreleret med de primære fødeemner: lodde, krill og tobis. Grønlandshval migrerer gennem området i januar-februar måned, på vej mod fourageringsområder og muligvis yngleområder umiddelbart nord for vurderingsområdet. Flere tandhvaler er også almindelige i området, herunder marsvin, grindehval, døgling og hvidnæse. De sydlige overvintringsområder for hvidhvaler og narhvaler strækker sig desuden ind i den nordlige del af vurderingsområdet. Isbjørn forekommer i den vestlige del af området vinter og forår, afhængig af og knyttet til Vestisens udbredelse i Davis Strædet.

Fangst og udnyttelse

Menneskelig udnyttelse af de naturlige resurser er udbredt i hele området; fritidsfangst og erhvervsfangst i mindre skala er udbredt i det kystnære område, mens et betydeligt kommercielt fiskeri foregår udenskærs. Da det meste af det kystnære område normalt er isfrit året rundt, er fangstmulighederne også gode det meste af året, om end der er fangstforbud i visse perioder. Havfugle er blandt de vigtigste resurser og bliver skudt i et betydeligt antal. Polarlomvie og ederfugl er de mest eftertragtede arter og i 2008 blev henholdsvis 35.000 og 11.000 fugle rapporteret skudt i vurderingsområdet. Sæler bliver også skudt/fanget i stort antal. Skindene bliver solgt og klargjort til det internationale marked på et garveri i Sydgrønland, mens kødet konsumeres lokalt. Den vigtigste art er grønlandssæl og der rapporteres årligt en fangst på ca. 30.000 dyr i vurderingsområdet. Hvalros, hvidhval og narhval nedlægges vinter og forår i den nordlige del af området og er reguleret af kvoter. Desuden nedlægges marsvin, vågehval, finhval og pukkelhval i området, hvoraf fangsten af de to førstnævnte udgør langt den største andel. Vågehval, finhval og pukkelhval er underkastet fangstkvote, bestemt af IWC. Isbjørn skydes fåtalligt i den nordlige del af vurderingsområdet og reguleres ligeledes af kvoter.

Det kommercielle fiskeri repræsenterer det vigtigste eksporterhverv i Grønland og i 2009 udgjorde det 88 % af Grønlands eksportindtægt (1.7 milliard DKK). Hellefisk, rejer og krabber er de primære arter der udnyttes kommercielt i vurderingsområdet og de årlige fangster udgør en stor andel af de totale fangster i Grønland. Torskefiskeriet er vokset indenfor det seneste årti, men rekrutteringen til bestanden er meget ustabil. Sammenlignet med tidligere (1960'erne), er de nuværende fangster af torsk ubetydelige; i 2009-10 var der helt lukket for udenskærsfiskeri efter torsk i vurderingsområdet. I det kystnære område pågår et mindre fiskeri, som fritidsfangst eller kommerciel fangst, af arter som stenbider, havkat, rødfisk, torsk, fjordtorsk, lodde, fjeldørred og laks.

Turisme er en voksende industri i Grønland og udgør nu det tredjestørste erhverv på landsbasis. Det samlede antal gæster i 2008 var 82.000 (eller 250.000 overnatninger), hvoraf størstedel besøgte vurderingsområdet og især Nuuk. Desuden bidrager krydstogtskibe med et større og større antal besøgende. Det kystnære område er meget væsentlig aktiv for turistindustrien.

Klimaændringer

Klimaændringer kan påvirke det marine økosystem markant, specielt i arktiske egne. Ændringer i fordelinger og tætheder af nøglearter på forskellige trofiske niveauer, kan få drastiske konsekvenser for den økosystemstruktur, som de nu er en del af. Fangst og fiskeri vil højst sandsynligt blive påvirket. For nogle populationer vil klimaændringer virke som en ekstra stressfaktor, på linje med f.eks. jagt, og medføre en højere følsomhed overfor oliespild. Andre populationer kan blive hyppigere og mere robuste overfor oliespild, som en konsekvens af klimaændringer. Endelig er det sandsynligt at arts-sammensætningen vil ændre sig, eftersom nogle arter forsvinder og andre kommer til som konsekvens af en nordlig forskydning i udbredelse.

Kontaminanter

Viden om baggrunds-niveauer for kontaminanter, så som kulbrinter og tungmetaller, er væsentlig for at kunne vurdere sårbarheden og de miljømæssige konsekvenser af olieaktiviteter.

Niveauet af visse kontaminanter, herunder organoklorider, er stadig højt i Grønland på grund af langtransport af stofferne til Arktis. Niveauet er særlig højt i de øverste trofiske niveauer, såsom hos hvaler og isbjørne. Desuden er nye persistente forurenende stoffer nu blevet målbare, såsom bromerede flammehæmmere. Med undtagelse af havneområder er niveauet af olieforbindelser, inklusiv PAH'er, relativt lavt og regnes som værende baggrunds-værdier.

Vores nuværende viden om kontaminanter i marine organismer i Grønland, inklusiv vurderingsområdet, er dog stadig begrænset. Det gælder særligt sammenhængen mellem kontaminantbelastning og potentielle biologiske effekter, inklusiv subletale sundhedseffekter og funktionsnedsættelser. Mere viden om artsspecifik sensitivitet og om brugbare monitoringsstrategier er også tiltrængt.

Vurdering af aktiviteter

Nærværende vurderinger bygger på viden om arternes nuværende fordeling, deres tolerance og tærskelværdier overfor olierelaterede aktiviteter, samt på de eksisterende klimatiske forhold. Klimaændringer forventes imidlertid at ændre meget på miljøet i vurderingsområdet i de kommende årtier og det er derfor ikke givet, at konklusionerne er gældende for fremtidige forhold. Samtidig er en stor del af vurderingsområdet dårligt undersøgt og ny viden kan derfor også ændre på konklusionerne.

Efterforskning

Efterforskningsaktiviteter er midlertidige, de varer typisk nogle år og vil for det meste være spredt ud over de tildelte licensområder. Hvis der ikke lokaliseres olie, der kan udnyttes, ophører aktiviteterne helt. Findes der olie, vil aktiviteterne overgå til udvikling og udnyttelse af oliefeltet (se nedenfor).

De væsentligste påvirkninger fra efterforskningsaktiviteter kan være forstyrrelser fra støjende aktiviteter (f.eks. seismiske undersøgelser, boring i havbunden og helikopterflyvninger) fra selve boreprocessen og udledninger. Alvorlige påvirkninger kan undgås med forebyggende tiltag, som f.eks. ved at undgå aktiviteter i særligt følsomme områder eller perioder.

De arter i området som er mest sensitiv overfor støj fra seismiske undersøgelser er bardehvalerne (vågehval, finhval, sejhval og pukkelhval) og tandhvaler som kaskelot og døgling. Disse risikerer at blive bortskræmt fra vigtige opholdsområder om sommeren. En fordrivelse eller forskydning i udbredelse af hvalerne vil påvirke tilgængeligheden for fangerne, såfremt de oprindelige opholdsområder var vigtige fangstområder. Narhval, hvidhval, grønlandshval og hvalros er også sårbare overfor seismisk støj, men deres forekomst i området overlapper kun i mindre grad med de seismiske undersøgelser.

Da seismiske undersøgelser kun er midlertidige, er risikoen for langtidspåvirkninger på populationer, forårsaget af enkelte surveys, ret lav. Risikoen er dog til stede, såfremt der udføres flere undersøgelser samtidig, eller hvis undersøgelserne foregår i det samme kritiske område i lange perioder eller i adskillige år i træk (kumulative effekter). Særlige 3D-seismiske undersøgelser, der typisk foregår i begrænsede områder, kan give anledning til mere markante midlertidige påvirkninger.

Indenfor fiskeriet, er risikoen for påvirkninger af seismisk støj størst for hellefisk. Disse risikere midlertidigt (dage eller uger) at blive kortskræmt og kan resultere i mindre fangst på fiskepladserne. Selvom det præcise gydeområde for hellefisk er usikkert, må det anbefales at undgå seismiske undersøgelser i deres gydeperiode (tidlig vinter). Fiskeriet af rejer og krabber vil sandsynligvis ikke påvirkes.

Støj fra boreplatforme er også midlertidige, men lokalt mere permanent end seismiske undersøgelser. De mest sårbare arter i vurderingsområdet er hvaler og hvalros. Såfremt alternative habitater er tilgængelige for hvalerne, forventes der ikke nogen negativ effekt af aktiviteten, men hvis flere platforme opererer samtidig i et område, er der risiko for kumulative effekter og bortskræmning selv fra alternative habitater.

Boremudder og -spåner der bliver udledt på havbunden vil påvirke bundfaunaen. I vurderingsområdet forventes kun lokale effekter af udledningerne, såfremt de mest miljøvenlige typer af boremudder benyttes. Prøveboringer i de mest sårbare områder bør dog helt undgås. Der skal foretages basisundersøgelser på borestederne før boringerne, med henblik på at dokumentere og vurdere om unikke samfund eller arter, så som koldtvandskoraller eller svampehaver, vil være i risiko ved en øget sedimentation. Undersøgelser efter boringer skal dokumentere at der ikke er specifikke effekter.

Efterforskningsboringer er energikrævende processer og vil medføre store udledninger af drivhusgasser. Blot en enkelt boring vil forøge det grønlandske bidrag betydeligt.

Endelig vil der være risiko for oliespild ('blow-out') i forbindelse med en efterforskningsboring (se nedenstående).

Uacceptable miljøpåvirkninger ved efterforskningsaktiviteter undgås bedst ved nøje planlægning baseret på grundige miljøundersøgelser, brug af "Best Available Technique" (BAT) og "Best Environmental Practice" (BEP) og ved at følge forsigtighedsprincipper og internationale standarder (OSPAR), f.eks. ved at undgå aktiviteter i de mest følsomme områder og perioder.

Udvikling og produktion

Aktiviteterne ved udvikling, produktion og transport er langvarige (årtier) og der er adskillige aktiviteter, som potentielt kan medføre alvorlige miljøpåvirkninger.

Generelt vil påvirkningerne afhænge af antallet af aktiviteter, deres indbyrdes afstand i det aktuelle område samt deres varighed. I denne sammenhæng er det vigtigt, at vurdere risikoen for kumulative effekter.

Udledninger

Boringerne vil fortsætte under udvikling og produktionsfasen og boremudder og småspåner vil blive produceret i meget større mængder end i efterforskningsfasen. Udledninger bør minimeres mest muligt, ved at genbruge og tilbageføre materialerne og kun udledning af miljøvenlige kemikalier (f.eks. dem som ifølge OSPAR er klassificeret som 'grønne' og 'gule'), der er blevet testet for giftighed og nedbrydning under arktiske forhold, bør tillades. Brugen af "sorte" kemikalier er forbudt i Grønland og de "røde" kemikalier kan kun benyttes hvis der tildeles dispensation. Ikke-giftige udledningerne kan

ændre fordelingen af kornstørrelser på havbunden og påvirke bundfaunaen i nærheden af udledningsstederne.

De udledninger som imidlertid giver størst årsag til bekymring, er produktionsvand (som er vand der pumpes op sammen med olien) som kan indeholde rester af olie. Nyere undersøgelser indikerer at selv små mængder af olie kan påvirke fugle, fisk og primærproduktionen. Den mest oplagte måde at undgå sådanne effekter, er at rense produktionsvandet bedre inden det udledes, eller endnu bedre at pumpe vandet tilbage i produktionsshullet, som det er praksis i Lofoten-Barentshavet.

Udledninger af ballastvand medfører en risiko for at introducere ikke-hjemmehørende eller invasive arter. Derfor skal ballastvand behandles og udledes efter særlige regler. Dette er endnu ikke et stort problem i Arktis, men risikoen vil stige i takt med klimaændringer og den mere intensive trafik af tankskibe som opstår ved et producerende oliefelt.

Udvikling af et oliefelt og produktionen af olie er meget energikrævende og aktiviteten vil bidrage markant til Grønlands udledning af drivhusgasser. Et af de store norske oliefelter udleder i dag således mere end dobbelt så meget CO₂ som hele Grønland tilsammen.

Støj

Støj fra borer og positionering af maskiner, som vil fortsætte i udvikling og produktionsfasen, kan potentielt føre til permanente tab eller forskydninger af vigtige sommerhabitater for hvalerne, særligt hvis flere produktionsfelter er aktive samtidig. Støj fra skibe (inkl. isbrydere) og helikoptere, nu mere permanente end i efterforskningsfasen, kan påvirke både havpattedyr og havfugle. De mest sårbare arter i vurderingsområdet er de koloniserende havfugle, grønlandshval, narhval, hvidhval, vågehval, finhval, marsvin og hvalros – arter som muligvis forbinder støj med negative begivenheder, så som jagt. Traditionelle fangstområder kan også blive påvirket. Brug af faste flyveruter og -højder vil minimere påvirkningerne fra helikopterstøj.

Placering af installationer

Placering af offshore installationer og etablering af infrastruktur kan lokalt påvirke artssamfund på havbunden og der er en risiko for at ødelægge vigtige fourageringsområder - hvalros er sårbar, om end de hovedsageligt forekommer i den nordlige del af vurderingsområdet. Fourageringsområder for overvintrene kongeederfugle på fiskebankerne (særligt Fyllas Banke) er også følsomme. Installationer i land kan lokalt påvirke ynglende fugle, hindre fjeldørreder vejen til visse elve, ødelægge den kystnære flora og fauna, samt påvirke det æstetiske indtryk af det uberørte landskab. Sidstnævnte kan få betydning for turismen.

En særlig påvirkning af fiskeriet er de sikkerheds/afspærringszoner (typisk 500 m) som etableres rundt om midlertidige eller permanente offshore installationer. Disse vil få en betydning, i de områder hvor der fiskes intensivt efter hellefisk og rejer.

Oplyste installationer og flares (gasflammer) kan tiltrække havfugle når det er mørkt og der er en risiko for at specielt ederfugle og måske søkonger kolliderer med installationerne.

Kumulative effekter

Der vil være en risiko for kumulative effekter når flere aktiviteter foregår samtidigt eller i forlængelse af hinanden. Eksempelvis har seismiske undersøgelser et stort potentiale for at forårsage kumulative effekter. Kumulative effekter kan også forekomme i kombination med andre menneskelige aktiviteter, så som jagt, eller i kombination med klimaændringer.

Påvirkninger fra udvikling og produktionsfasen kan begrænses mest muligt ved at kombinere detaljerede miljøundersøgelser (for at lokalisere sårbare økosystem komponenter) med nøje planlægning af placeringen af installationer og transportruter. Ligeledes skal BEP, BAT og internationale standarder (f.eks. OSPAR og HOCNF) implementeres, for at reducere udledninger i havet og til atmosfæren.

Oliespild

Det miljømæssige mest kritiske uheld der kan ske ved de ovennævnte aktiviteter er et stort oliespild. Et oliespild kan ske under selve boringen ('blow-out') eller ved uheld i forbindelse med opbevaring eller transport af olien. Store oliespild er forholdsvis sjældne, fordi de tekniske løsninger og sikkerhedsforanstaltninger til stadighed forbedres. Risikoen er imidlertid altid til stede.

Modellering af oliespildsscenarier er ikke udført for det nærværende vurderingsområde i Davisstrædet.

Store oliespild kan potentielt påvirke alle niveauer af det marine økosystem, fra primær-producenter til topprædatorer. Det kan udgøre en trussel på populations- og måske endda artsniveau og påvirkningerne kan vare i adskillige årtier, som det er dokumenteret for Prince William Sundet i Alaska. For nogle populationer kan dødeligheden i nogen udstrækning være kompensatorisk, idet den delvist erstatter naturlig dødelighed, mens den for andre populationer hovedsageligt vil være additiv i forhold til den naturlige dødelighed. Nogle populationer kommer hurtigt på fode igen, mens det for andre kan gå meget langsomt, afhængig af deres livsstrategi og populationsstatus. Arter der er sårbare overfor olie og som samtidig udsættes for fangst, kan påvirkninger fra olien reduceres ved af forvalte fangsten på en mere restriktiv og bæredygtig måde. Mangel på effektive afværgeforanstaltninger i isdækkede farvande og den ofte afsides beliggenhed, vil forværre den kritiske situation ved et oliespild.

For dette vurderingsområde er offshore områderne opdelt i otte områder, som hver især er klassificeret i forhold til deres sårbarhed overfor oliespild. Analysen er baseret på arternes eller artsgruppernes hyppighed, arts- eller bestandsspecifikke sårbarhedsværdier overfor olie, estimerede opholdstider for olien (oil residency), resurse udnyttelse og enkelte andre parametre. Gennem alle årstider er de mest kystnære offshore områder, cirka svarende til kontinentalsoklen, blandt de mest sårbare områder. Disse er meget vigtige for migrerende og overvintrende havfugle, som fiskeområder for rejer og krabber og som fourageringsområde for bardehvaler. Om foråret og om vinteren klassificeres desuden det sydvestlige hjørne af vurderingsområdet som meget sårbar overfor oliespild. Det skyldes primært et intensivt hellefisk fiskeri og at der i marts og april måned findes yngleområder for klapmyds langs kanten af vestisen.

En sammenligning af årstider, baseret på absolutte sensitivitetsværdier og gennemsnitsværdier for alle offshore områder, viser at vinteren er den mest sårbare periode, tæt efterfulgt af forår og efterår, mens sommeren er mindst sårbar overfor oliespild. Den primære grund til denne forskel er de store forekomster af migrerende/overvintrende havfugle gennem forår, vinter og efterår. Havfugle er generelt meget sårbare overfor olie, særligt alkefugle og havænder.

Det kystnære område i vurderingsområdet er særlig sårbart, fordi olien her kan påvirke områder med høj biodiversitet. Sårbarheden skyldes også at olien kan blive fanget i bugter og fjorde, hvor høje og giftige koncentrationer af olie kan opstå. Der vil være risiko for negativ påvirkning af gydende fisk som lodde og stenbider om foråret, fjeldørred som samles foran elvene og mange havfuglepopulationer - både om sommeren, i trækperioder og særligt om vinteren hvor havfugle fra mange steder i Nordatlanten samles i Sydvestgrønland. Langtidspåvirkninger kan forekomme i det kystnære område, såfremt olien indlejres i sedimentet, mellem sten, i muslingebanker eller i klippesprækker. Fra sådanne olieaflejringer kan olien langsomt sive og forårsage en kronisk forurening der kan vare ved i årtier. I Prince William Sund i Alaska har sådanne olieaflejringer haft negative langtidseffekter for de fugle der udnytter de forurenede kyster og nogle arter er endnu ikke kommet på fode igen. Det kystnære område er også meget vigtigt for de lokale fiskere og fangere og i tilfælde af et oliespild, kan deres aktiviteter blive markant påvirket af forbudszoner og ændrede fordelingsmønstre blandt fangstdyrene. Turistindustrien vil også blive negativ påvirket af et oliespild i det kystnære område.

I den nordlige og vestlige del af vurderingsområdet er vinteren og foråret en kritisk periode pga. Vestisens udbredelse. Ved et oliespild i isfyldt farvand vil olien indledningsvist blive fanget mellem isflagerne og i små hulrum på isflagerne underside. Isen vil i første omgang være med til at begrænse udbredelsen af et oliespild, men da isen holder på olien kan den også transportere den over lange afstande (uden væsentlig nedbrydning) og kan således påvirke miljøet, f.eks. havfugle og havpattedyr, langt fra det oprindelige udslip. Olien kan også blive fanget langs iskanten eller i israndzonen, hvor der kan forekomme store og sårbare koncentrationer af primærproduktion, havfugle eller havpattedyr.

Generelt forebygges oliespild bedst ved nøje planlægning og brug af standardiserede sikkerhedsprocedurer (HSE), forsigtighedsprincipper (BEP, BAT) og internationale standarder (OSPAR). Den foreliggende viden om oliespilds adfærd og skæbne i isdækkede farvande er dog begrænset og den tilgængelige teknologi til bekæmpelse af olie i isdækket farvand er endnu utilstrækkelig.

Primærproduktion og zooplankton

Det vurderes, at påvirkningerne på primærproduktion og zooplankton fra et overfladespild i det åbne hav vil være lav i vurderingsområdet på grund af den store udbredelse i tid og rum af disse forekomster. Der er imidlertid en risiko for en negativ påvirkning (nedsat produktion) på primærproduktionen lokalt og forårsperioden med algeopblomstring vil være den mest sårbare periode.

Erfaringer fra olieudslippet fra Deepwater Horizon i den Mexicanske Golf i 2010, hvor store og spredte undersøiske lommer af olie forekom på forskellig

dybde, kan muligvis ændre på konklusionen om primærproduktion og zooplankton, såfremt et lignende stort undersøisk olieudslip skulle ske i vurderingsområdet. Det er dog endnu for tidligt at drage konklusioner på baggrund af uheldet i den Mexicanske Golf, idet den tilgængelige videnskabelige information herfra endnu er begrænset. Det er dog givet, at et stort undersøisk olieudslip på størrelse med det i den Mexicanske Golf, må forventes at have større påvirkninger end et overfladesplid, for primærproduktionen, zooplankton og fiske/reje-larver.

Fisk og krebsdyr larver

Generelt er æg og larver fra fisk og krebsdyr mere sårbare overfor olie end de voksne individer og bestandene kan potentielt blive påvirket med reduceret rekruttering og efterfølgende konsekvenser for bestandsstørrelser og fiskeriudbytte i en årrække. Atlantisk torsk er særlig sårbar, fordi dens æg og larver kan være koncentreret i de øverste 10 m af vandsøjlen, hvorimod f.eks. larver af rejer og hellefisk normalt går dybere og derfor er mindre udsat overfor skadelige koncentrationer af olie på havoverfladen. Et meget stort undersøisk udslip med store lommer af olie fordelt i vandsøjlen, kan dog eksponere æg og laver overfor olie i store områder og dybdeintervaller og kan potentielt påvirke rekrutteringen og bestandsstørrelsen af arter som rejer, hellefisk, krabber og tobis.

Bundfauna

Bundlevende organismer som muslinger og krebsdyr er sårbare overfor oliespild, om end der ikke forventes nogen effekter på det åbne hav, med mindre olien synker til bunden. På lavt vand (< 10-15 m) kan høje toksiske koncentrationer af olie nå havbunden, med mulige konsekvenser for den lokale bundfauna og de arter der udnytter disse, særligt almindelig ederfugl, kongeederfugl, havlit, remmesæl og hvalros. Et stort undersøisk olieudslip vil også kunne påvirke bunddyrene på dybt vand.

Voksne fisk

Der forventes ikke påvirkninger fra et overfladespild på voksne fisk i det åbne hav. Et stort undersøisk 'blow-out' vil derimod godt kunne ramme pelagiske og bundlevende fisk langt til havs, enten direkte eller indirekte gennem fødekæden. Hellefisk vil være udsat på begge måder, idet de bevæger sig op fra havbunden for at søge føde i de pelagiske vandmasser. Situationen er mest kritisk for det kystnære område, hvor store og toksiske koncentrationer af olie kan opbygges i beskyttede bugter og fjorde og resultere i høj dødelighed blandt fiskene (se ovenstående).

Fiskeriet

Et oliespild på det åbne hav vil primært påvirke fiskeriet gennem midlertidige forbudszoner, som skal forhindre fangst af kontaminerede fisk. Varigheden af sådanne forbudszoner vil afhænge af varigheden af olieudslippet, vejret og andet. Udenskærsfiskeriet efter hellefisk er stort i vurderingsområdet og eventuelle forbudszoner vil sandsynligvis også omfatte canadiske fiskeområder vest for vurderingsområdet. Dette skyldes, at hellefisk kan bevæge sig over store afstande på forholdsvis kort tid og der er således risiko for, at kontaminerede fisk (med afsmag – "tainted") fanges langt fra det oprindelige olieudslip.

Vurderingsområdet er også et af de vigtigste fiskeområder i Grønland for rejer og krabber. Forbudszoner kan ligeledes medføre betydelige økonomiske tab for dette fiskeri.

Oliekontaminerede kyster vil også medføre nedlukning af fiskeriet i kortere eller længere periode. Der er eksempler på mange måneders fiskeforbud som konsekvens af oliespild, særligt hvis olien er indlejret i sedimentet eller strandkanten. Det kommercielle kystnære fiskeri går primært efter stenbider og lokale bestande af torsk, mens lodde primært fanges til privat forbrug.

Havfugle

Havfugle er meget sårbare overfor olie i det marine miljø, idet de normalt tilbringer meget tid på havoverfladen, hvor de fleste oliespild sker og hvor olien typisk spredes. Sårbarheden er knyttet til deres fjerdragt, som blot ved meget små mængder olie mister deres isolations- og opdriftsevne. Kontaminerede fugle dør som oftest af underafkøling, sult, drukning eller pga. forgiftning. I vurderingsområdet er det kystnære område særligt sårbart, fordi der forekommer store koncentrationer af fugle det meste af året. En betydelig del af disse fugle, inklusiv ynglefugle, fældefugle og overvintrende fugle, er knyttet til habitater i den yderste skærgård. Et olieberedskab er vanskeliggjort i sådanne områder pga. den afsides beliggenhed, en kompleks kystmorfologi og ofte barske vejrforhold. De mest sårbare arter er de havfugle med en langsom reproduktionsevne, et karaktertræk for mange alkefugle, mallemukker og havænder. Arter som polarlomvie, søkonge, ederfugle og havlit overvintrer i vurderingsområdet i stort tal, idet området er en del af et internationalt vigtigt overvintringsområde (åbentvandsområdet i Sydvestgrønland) for havfugle fra hele Nordatlanten.

Om efteråret og om vinteren er nogle arter af havfugle fra vurderingsområdet også i risiko for olieforurening længere til havs, inklusiv fiskebankerne, om end fuglene på det åbne hav sædvanligvis er mere spredte end i det kystnære område. Nogle af de vigtige arter er mallemuk, ride, lunde, søkonge, polarlomvie, tejst og kongeederfugl. Blandt disse er kongeederfugl den mest sårbare art, idet den samles i store tætte flokke på fiskebankerne om vinteren (Fyllas Banke og Store Hellefiskebanke). Et stort oliespild i disse områder kan decimere population.

Havpattedyr

Isbjørne og sælunger er blandt de mest sårbare havpattedyr overfor den direkte kontakt med olie og kun en begrænset eksponering kan være dødelig, idet olien påvirker pelsens isolationsevne. Sælunger er meget relevante for vurderingsområdet (se nedenstående), mens isbjørne forekommer i varierende grad, afhængig af pakisens udbredelse i Davisstrædet.

Hvaler, sæler og hvalrosser kan påvirkes af oliespild på havoverfladen. Bardehvalerne kan få barderne indsmurt i olie og derved indtage olien med deres føde. Det kan påvirke filtreringsevnen eller føre til forgiftning og skader i maveregionen. De risikerer også at indånde oliedampe og at få olie i øjnene. I hvilken grad havpattedyr aktivt kan undgå at komme i kontakt med en olieplume og samtidig hvor skadelig olien er for de ramte individer, er usikkert. Observationer indikerer imidlertid, at i det mindste nogle arter ikke opfatter olie som en trussel og er gentagne gange set svømme direkte ind i en olieplume.

Arter af havpattedyr som kunne blive ramt af et oliespild i vurderingsområdet kunne være remmesæl, klapmyds, ringsæl, spættet sæl, grønlandshval, narhval, hvidhval, isbjørn, marsvin, hvalros, døgling og kaskelothval. Spættet sæl er særlig sårbar fordi den er truet i Grønland, samt klapmyds fordi yngleområderne findes i den østlige pakis i Davisstrædet. Havpattedyr som fouragerer i området om sommeren inkluderer grønlandssæl, klapmyds,

ringsæl, spættet sæl, finhval, pukkelhval, vågehval, sejhval, marsvin, hvidnæse, døgling, kaskelothval og grindehval. Blåhval forekommer sjældent i vurderingsområdet, men er sårbar pga. den meget lille population.

Afværgeforanstaltninger

Risikoen for uheld og de miljømæssige konsekvenser kan minimeres ved brug af høje sikkerhedsforanstaltninger, ved at undgå de mest sårbare perioder og områder, ved at implementere effektive beredskabsplaner med adgang til passende udstyr og ved brug af sensitivitetsatlas, hvor de mest sårbare områder er identificeret.

Videnshuller og nye undersøgelser

Der er generelt mangel på information om økologiske komponenter og processer i Davisstrædet. En foreløbig identifikation af vidensbehov og videnshuller i forhold til en miljømæssig forvaltning og regulering af kommende olieaktiviteter i Davis Strædet er at finde i kapitel 12. For at forvalte kommende olieaktiviteter behøves der mere viden for at kunne a) vurdere, planlægge og regulere aktiviteterne således at påvirkninger minimeres mest muligt; b) identificere de mest sårbare områder og herunder, at opdatere de eksisterende sensitivitetsatlas for oliespild; c) etablere baseline viden til brug i studier før og efter et eventuelt stort oliespild.

Summary

This document is a preliminary Strategic Environmental Impact Assessment (SEIA) of activities related to exploration, development and exploitation of hydrocarbons in the eastern Davis Strait between 62° and 67° N.

The SEIA has been carried out by DCE - Danish Centre for Environment and Energy and the Greenland Institute of Natural Resources (GINR) for the Bureau of Minerals and Petroleum (BMP) to support the decision process concerning any further exclusive licences for exploration of hydrocarbons in the Greenland offshore areas of the Davis Strait. Based on existing published and unpublished sources, including three previous assessment reports that were prepared in connection with the existing licence blocks (Fig. 1.1.1), the SEIA describes the physical and biological environment including protected areas and threatened species, contaminant levels, and natural resource use. This description of the existing situation then forms the basis for assessment of the potential impacts of oil activities.

If more licences are granted in the assessment area implementation of an environmental background study programme is planned to fill the data gaps that have been identified and provide information required to support the environmental planning and regulation of the oil activities. The new information will be included in an updated SEIA, which will become the new reference document for the environmental work and substitute this preliminary version.

The assessment area is shown in Figure 1.1.1. This is the region that could potentially be impacted by a large oil spill deriving from activities within the expected licence areas; although the oil could drift beyond the borders of this area.

The expected activities in the 'full life cycle' of a petroleum field are briefly described. Because of harsh weather and extensive sea ice in the northern and western part of the assessment area, exploration activities would probably be hampered during winter and early spring (around December-April). However, if oil production is initiated activities will take place throughout the year.

The environment

The pelagic environment

The physical conditions of the study area are briefly described with focus on oceanography and ice conditions. The southern part of the assessment area generally has open water all year around, except for the most western part. In the north-western part sea ice is usually present from about February to April. Icebergs are occasionally present in late winter and early spring but rarely encountered north of Fyllas Banke. This is explained by the pattern of currents, the bathymetry and the distant iceberg sources.

Among the most important features of the environment are the shallow-water banks along the west coast of Greenland. High water velocity at these banks creates strong upwelling which in turn provides nutrients for sustained high primary productivity in these relatively shallow areas. The

banks are normally ice free or have open drift ice year round, except for the Store Hellefiskebanke in the northern part of the assessment area. The banks can sustain high productivity several months longer than the deep waters offshore. Another important feature of the area is the relationship between frontal hydrography and plankton communities at the transition between the waters of Arctic and temperate origin. Moreover, there are physical and chemical differences between (the shallow and freshwater influenced) in-shore and the offshore area. Therefore, physical processes in the frontal zones affect planktonic organisms in a number of ways, including nutrient entrainment, elevated primary and secondary production and plankton aggregation.

The assessment area is situated within the sub-Arctic region of the marine environment. The pelagic environment of the offshore part of the assessment area has not been studied in detail. However, based on knowledge from the shelf area and elsewhere in West Greenland, the pelagic environment is characterised by low biodiversity with often numerous and dense animal populations; a relatively simple food web from primary producers to top predators; and a few species playing a key role in the ecology of the region. The most significant ecological event in the marine environment is the spring phytoplankton bloom of planktonic algae, the primary producers in the food web. These are grazed upon by zooplankton, including the important copepods *Calanus* (mainly *C. finmarchicus*), which represent one of the key species groups in the marine ecosystem.

Benthic fauna and flora

Benthic macrofauna species consume a significant proportion of the available production and, in turn, are an important food source for fish, seabirds and mammals. Some studies are available from the assessment area, but little is known about the spatial and temporal variation in community structure and there is a general lack of data from certain habitat types and from offshore areas. The macroalgae are found along shorelines attached to hard and stable substrate, and may occur at a depth of more than 50m. Biomass and production of littoral and sub-littoral macroalgae can be significant and are important for higher trophic levels of the food web as they provide substrate for sessile animals, shelter from predation, protection against wave action as well as currents and desiccation or are utilised directly as a food source. Existing knowledge of macroalgal diversity in the assessment area is very limited, and macroalgal species composition, biomass, production and spatial variation are largely unknown.

Fish

Fish fauna in the offshore areas, including the marine shelf, is dominated by demersal (bottom living) species such as Greenland halibut, Atlantic halibut, redfish, wolffish and several less commercially interesting species. For the Greenland halibut, which is highly important for the commercial fishery (see below), the main spawning ground is presumed to be located within the assessment area and is important for stock recruitment both within and outside the assessment area (Northwest Greenland and Canada). Sandeel occur in dense schools on the banks and are important prey for some species of fish, seabirds and baleen whales. In the coastal zone, three important species spawn: Atlantic cod, capelin and lumpsucker. The capelin is important prey for larger fish, marine mammals, seabirds and for human use. Both the Atlantic cod and lumpsucker (the eggs) are utilised on a commercial basis. Arctic char is also an important species of the coastal waters and is the target of

much recreational fishing. Other species utilised in small-scale commercial or subsistence fisheries include Atlantic salmon, Atlantic halibut and wolf-fish.

Seabirds

Seabird colonies are numerous in the assessment area, but typically smaller in size compared with more northern breeding areas in West Greenland. In total, 20 species are known as regular breeders in the assessment area and the highest density of colonies is found in the extensive archipelago between 63° and 66°, despite the fact that this area has not been thoroughly surveyed for breeding birds. Two species are rare breeders to Greenland – the Atlantic puffin and the common murre are listed as near-threatened and endangered, respectively, on the Greenland Red list.

For 13 bird species the importance of the assessment area is classified as 'high' on a national or international scale due to the number of breeding, moulting or wintering birds (Tab. 4.7.1). The assessment area is especially important as a wintering area. It makes up a large proportion of the open water region in Southwest Greenland, where large numbers of seabirds from Russia, Iceland, Svalbard and Canada assemble October-May. More than 3.5 million birds are estimated to winter in the coastal areas alone. The most abundant species are thick-billed murre, common eider, king eider and little auks. A large, but unknown number of seabirds also migrate through or winter in the offshore areas.

Marine mammals

Marine mammals are significant components of the marine ecosystem. Five species of seal occur in the assessment area, of which harp seals are numerous throughout the area during most of the year. Another species, the harbour seal, is listed as critically endangered in Greenland. The northernmost part of the assessment area overlaps with the southern edge of a key wintering habitat for walruses. Among the whales, several baleen whales, such as minke whales, fin whales, humpback whales and sei whales, are seasonal inhabitants of the assessment area and relatively abundant. The area is part of their foraging area during summer and the distribution of the whales often correlates with their main prey: capelin, krill and sandeel. The bowhead whale migrates through the area in the period January-February towards feeding and possibly mating grounds just north of the assessment area. Several toothed whales are common in the assessment area: harbour porpoise, long-finned pilot whale, northern bottlenose whale and white-beaked dolphin. The southern wintering grounds of beluga whales and narwhals extend into the northern part of the assessment area. Polar bears occur during winter and spring, depending on and in association with the very variable sea ice cover.

Human use

Human use of natural resources occurs throughout the assessment area; subsistence and small-scale use is extensive in the coastal areas, while there are substantial commercial fisheries in the offshore parts. Due to open water being present all year round in most coastal areas, commercial, subsistence and recreational hunting is possible throughout the year, except in various closed seasons. Seabirds are among the most popular hunted resources and are bagged in large numbers. The most important species are thick-billed murre and common eider, and in 2008 approx. 35,000 murre and 11,000 eiders were reported harvested in the assessment area. Seals are also harvest-

ed in large numbers in the assessment area. The skins are purchased and prepared for the international market by a tannery in South Greenland and the meat is consumed locally. The most important species is the harp seal and around 30,000 animals per year are currently reported to be harvested from the assessment area. Walruses, belugas and narwhals are caught during winter and spring in the northern part of the assessment area and regulated by quotas. Also harbour porpoises, minke whales, fin whales and humpback whales are caught in the assessment area, with harbour porpoise and minke whale as far the most numerous species. Minkes and humpback and fin whales are subject to annual quotas set by the IWC. Quotas also regulate polar bear catches, but only a few animals are shot every year in the assessment area.

Commercial fisheries represent the most important export industry in Greenland, accounting for 88% of the total Greenlandic export revenue (1.7 billion DKK in 2009). Greenland halibut, deep-sea shrimp and snow crab are the main commercially exploited species within the assessment area and annual catches make up a large proportion of total landings in Greenland. The Atlantic cod fishery has increased over the past decade, but recruitment appears to be very unstable. Compared with historical levels (1960s) catches are still negligible and in 2009-10 the offshore fishery was closed in the assessment area. In the coastal area, various species are exploited on a small-scale commercial, subsistence or recreational basis, such as lumpsucker, wolffish, redfish, Atlantic cod, Greenland cod, capelin and Atlantic salmon.

Tourism is a growing industry in Greenland and now counts as the third largest economic activity in the country. The total number of guests in 2008 was 82,000 or 250,000 'bed nights', of which the majority went to the assessment area, especially Nuuk. In addition, cruise ships bring in tourists in every increasing numbers. The coastal marine area is very important for tourist activity.

Climate change

Climate change has a large potential to modify marine ecosystems, particularly in high latitude regions. Alterations in the distribution and abundance of keystone species at various trophic levels could have significant and rapid consequences for the structure of the ecosystems in which they currently occur. Implications for fisheries and hunting are likely to occur. For some populations, climate change may act as an additional stressor in relation to existing impacting factors such as hunting, leading to higher sensitivity to oil spill incidents. Other populations may become more abundant and robust as a consequence of climate change. Finally, species composition may change, with some species disappearing or moving north and other species moving in from the south.

Contaminants

Knowledge on background levels of contaminants such as hydrocarbons and heavy metals is also important in assessing sensitivity and environmental impacts from petroleum activities.

The levels of certain contaminants, i.e. organochlorines, are still high in Greenland due to long-range transport into the Arctic, particular in the higher trophic level (e.g. whales, polar bears). In addition, new persistent pollutants, such as brominated flame retardants, are now appearing. Levels

of petroleum compounds, including PAHs, are relatively low, except in harbour areas, and are regarded as background concentrations.

However, our present knowledge concerning contaminants in marine organisms in Greenland, including the assessment area, is still limited, particularly the relation between contaminant loads and potential biological impact, including sublethal health effects or impairments. More knowledge about species' sensitivity and adequate monitoring strategies are also needed.

Assessment

The assessments presented here are based on our present knowledge concerning the distribution of species and their tolerance and threshold levels toward human activities in relation to oil exploration and production. However, the Arctic is changing due to climate change and this process seems to be accelerating. This means that conclusions and assessments may need to be adjusted in the future. Furthermore, a large part of the assessment area is poorly studied and increased knowledge may lead to additional adjustments.

Normal operations – exploration

The main environmental impacts of exploration activities derive from noise generated either by seismic surveys or the drilling platforms and from cuttings and drilling mud if these are released to the sea during the drilling process.

The species most sensitive to noise from seismic surveys in the assessment area are the baleen whales (minke, fin, sei and humpback) and toothed whales such as sperm and bottlenose whales. These may be in risk of being displaced from parts of their critical summer habitats. A displacement would also impact the availability of whales to hunters if the habitats include traditionally hunting grounds. Narwhals, beluga whales, bowhead whales and walruses are also sensitive to seismic noise, but their occurrence in the assessment area only overlaps briefly with the time in which seismic surveys are expected to take place.

As seismic surveys are temporary, the risk for long-term population impacts from single surveys is low. But long-term impacts have to be assessed if several surveys are carried out simultaneously or in the same potentially critical habitats in consecutive years (cumulative effects). 3D seismic surveys, which are typically conducted in small areas, may cause more severe temporary impacts.

The fishery at risk of impact from noise from seismic surveys in the assessment area is the Greenland halibut fishery. The risk is temporary (days or weeks) displacement of fish and consequently reduced catches from the trawling grounds. Although the precise location of the Greenland halibut spawning grounds is not known, planning of seismic surveys in the area where spawning is expected to take place should consider avoiding overlap with the spawning period (early winter). The fishery for northern shrimp and snow crab will probably not be affected.

Noise from drilling rigs will also be temporary but locally more permanent than seismic surveys. The most vulnerable species in the assessment area are

cetaceans (whales and harbour porpoises) and the walrus. If alternative habitats are available to the whales no effects are expected, but if several rigs operate in the same region there is a risk of cumulative effects and displacement even from alternative habitats.

Drilling mud and cuttings that are released to the seabed will cause local impacts on the benthic fauna. Within the assessment area only very local effects on the benthos are expected from discharging the water-based muds with non-toxic additives from the drilling of an exploration well. Any drilling should be avoided in the most vulnerable areas. Baseline studies at drill sites must be conducted prior to drilling to document whether unique communities or species such as coldwater coral and sponge gardens are at risk of being harmed by increased sedimentation. Post-drilling studies should be carried out to document whether activities caused any specific effects.

Exploration drilling is an energy-intensive process emitting large amounts of greenhouse gases. Even a single drilling will increase the Greenland contribution to global emissions significantly.

Finally, there is a risk of oil spills during exploration drilling (see below).

Unacceptable environmental impacts from exploration activities are best mitigated by careful planning based on thorough environmental background studies, BEP, BAT and application of the Precautionary Principle and international standards (OSPAR); for example, by avoiding activities in the most sensitive areas and periods.

Normal operations – development and production

Activities during development, production and transport are long-lasting, and there are several activities which have the potential to cause severe environmental impacts.

Overall, impacts will depend on the number of activities, how far they are dispersed in the areas in question, and also on their duration. In this context it is important to consider cumulative impacts.

Emissions and discharges

Drilling will continue during development and production phases and drilling mud and cuttings will be produced in much larger quantities than during exploration. Discharges should be limited as much as possible by recycling and reinjection and only environmental safe substances (such as the 'green' and 'yellow' substances classified by OSPAR) tested for toxicity and degradability under arctic conditions should be permitted to be discharged. In Greenland the use of 'black' chemicals is not permitted and use of 'red' chemicals requires specific permission. Even the non-toxic discharges alter the sediment substrate and if these substances are released to the seabed impacts must be expected on the benthic communities near the release sites.

The release giving most reason for environmental concern, however, is residue of oil in produced water. Recent studies have indicated that small amounts of oil can impact birds, fish and primary production. The most obvious way to mitigate effects of produced water is better cleaning before discharge or even better to re-inject the water into the wells as the policy is in the Lofoten-Barents Sea area.

Also of concern is discharge of ballast water as this carries the risk of introducing non-native and invasive species. Ballast water must therefore be handled and discharged subject to specific rules. The problem is currently not severe in the Arctic, but risk will increase with climate change and the intensive tanker traffic associated with a producing oil field.

Development of an oil field and production of oil are energy-consuming activities that would contribute significantly to the Greenland emission of greenhouse gases. A single large Norwegian production field for example, emits more than twice the total Greenland CO₂ emission of today.

Noise

Noise from drilling and the positioning of machinery, which will continue during the development and production phase, may potentially lead to permanent loss or displacement of important summer habitats for cetaceans, especially if several production fields are active at the same time. Noise from ships (incl. ice-breaking) and helicopters, which becomes more persistent than in the exploratory phase, can both affect marine mammals and seabirds. The most sensitive species within the assessment area are the colonial seabirds, bowhead whales, narwhals, beluga whales, minke whales, fin whales, harbour porpoises and walruses – species that may associate noise with negative events (hunting). Traditional hunting grounds may also be affected. Applying fixed flying lanes and altitudes will reduce impacts from helicopter noise.

Placement of structures

Placement of offshore structures and infrastructure may locally impact seabed communities and there is a risk of spoiling important feeding grounds – walrus is highly sensitive, but occurs mainly north of the assessment area. However, feeding areas for king eiders wintering at the shallow-water shelf banks (especially Fyllas Banke) may also be at risk. Inland structures may locally impact breeding birds; obstruct rivers, with implications for anadromous Arctic char; damage coastal flora and fauna; and have an aesthetic impact on the pristine landscape, which in turn may impact the local tourism industry.

A specific impact on fisheries is the exclusion/safety zones (typically 500 m) that will be established both around temporary and permanent offshore installations. These may affect some of the important fishing areas for Greenland halibut and northern shrimp.

Illuminated structures and flares may attract seabirds in the hours of darkness, and there is a risk of mass mortality especially for eiders and possibly little auks.

Cumulative impacts

There will be a risk of cumulative impacts when several activities take place either simultaneously or consecutive. For example, seismic surveys have a high potential for cumulative impacts. Cumulative impacts may also occur in combination with other human activities, such as hunting, or in combination with climate change.

The best way of mitigating impacts from development and production activities is to combine a detailed background study of the environment (in order to locate sensitive ecosystem components) with careful planning of structure

placement and transport corridors. Subsequent application of BEP, BAT and compliance with international standards such as OSPAR and HOCNF can do much to reduce emissions to air and sea.

Accidents

The most environmentally severe accident from the activities described above would be a large oil spill. Accidental oil spills may occur either during drilling (blowouts) or from accidents when storing or transporting oil. Large oil spills are relatively rare events today due to ever-improving technical solutions and HSE policies. However, the risk of an accident cannot be eliminated.

Oil spill trajectory modelling was not carried out for this preliminary assessment.

Large oil spills have the potential to impact on all levels in the marine ecosystem, from primary production to the top predators. A large oil spill represents a threat at population and maybe even species level and the impacts may last for decades, as documented for Prince William Sound in Alaska. For some populations oil spill mortality can to an extent be compensatory (be partly compensated by reduced natural mortality due to less competition), while for others it will largely be additive to natural mortality. Some populations may recover quickly while others will recover to pre-spill conditions very slowly, depending on their life strategies and population status. For species which are vulnerable to oil spills and are also harvested, oil spill impacts could be mitigated by managing the harvest wisely and sustainably. The lack of efficient response methods in partly ice-covered waters and remoteness will add to the severity of an oil spill.

For this impact assessment the offshore areas are divided into eight sub-areas and classified according to their sensitivity to oil spill, taking into account the relative abundance of species/species groups; species or population specific oil sensitivity values; oil residency; human use ; and a few other parameters. During all seasons the offshore areas closest to the coastal zone covering the shelf bank areas are among the most sensitive areas. These areas are especially important for migrating/wintering seabirds, human use of northern shrimp and snow crab, and as foraging areas for baleen whales. During spring and winter the southwest corner of the assessment area is also classified as highly sensitive to oil spill due to extensive Greenland halibut fishery and whelping areas for hooded seals in the western pack ice in March and April.

A comparison of seasons, based on absolute sensitivity values and averaged across all offshore areas, shows that winter is most sensitive to oil spill, closely followed by spring and autumn, while summer is least sensitive to oil spill. The main reason for this difference is the large number of wintering/migrating seabirds during winter, spring and autumn, which are all very sensitive to oil (especially auks and seaducks).

The coastal zone of the assessment area is even more sensitive to oil spill due to a higher biodiversity and due to the fact that oil may be trapped in bays and fjords where high and toxic concentrations can build up in the water. There is the potential for a number of negative impacts – on spawning concentrations of fish, such as capelin and lumpsucker, in spring; Arctic char as-

sembling outside their spawning rivers; and on many seabird populations in summer, during migration periods and especially in winter when seabirds from a variety of breeding locations in the North Atlantic gather in South-west Greenland. Long-term impacts may occur in the coastal zone if oil is buried in sediments or among boulders, in mussel beds or is imbedded in crevices in rocks. Oil seeps from these sites and causes chronic pollution which may persist for decades. In Prince William Sound in Alaska such preserved oil has caused negative long-term effects on e.g. birds utilising the polluted coasts and several populations have not recovered. The coastal zone is also of crucial importance for local hunters and fishermen, and in the case of an oil spill, these activities may be adversely affected by closure zones and/or by changed distribution patterns of the targeted species. The tourist industry in the assessment area will probably also be impacted negatively by oil exposure in the coastal area.

Another vulnerable feature is the winter/spring period with ice-covered waters in the northern and western part of the assessment area. To begin with spilled oil would be contained between the ice floes and on the rough underside of the ice. However, oil in ice may be transported in an almost unweathered state over long distances and when the ice melts may impact the environment, e.g. seabirds and marine mammals, far from the spill site. Oil may also be caught along ice edges and in marginal ice zones with sensitive aggregations such as primary producers, seabirds and marine mammals.

In general, accidents are best mitigated by careful planning, strict Health, Safety and Environment (HSE) procedures and application of the Precautionary Principle in combination with BEP, BAT and international standards (OSPAR). However, knowledge of the behaviour of spilled oil in ice environments is very limited and the technology for cleaning up oil spills in ice-covered waters is inadequate and in need of further development.

Primary production and zooplankton

It is assessed that the impact of a surface oil spill in the assessment area on primary production and zooplankton in open waters will be low due to the large temporal and spatial variation in these events and occurrences. There is, however, a risk of impacts (reduced production) in localised primary production areas and the spring bloom will be the most sensitive period.

Experience learned from the Deepwater Horizon oil spill in the Mexican Gulf in 2010, where huge subsea plumes of dispersed oil were found at different depths, may change the conclusion of relatively mild impacts for extremely large subsea spills to more acute and severe impacts. It is too early to draw conclusions on the effects of a subsea spill like the spill from the Deepwater Horizon as there is still very little scientific information available on effects from this incident. But if large subsea plumes of dispersed oil in toxic concentrations occur, stronger impacts than from a surface spill must be expected, especially on primary producers, zooplankton and fish/shrimp larvae.

Fish and crustacean larvae

In general, eggs and larvae of fish and crustacean are more sensitive to oil than adults and may theoretically be impacted by reduced annual recruitment with some effect on subsequent populations and fisheries for a number of years. Atlantic cod is especially sensitive as their eggs and larvae can be concentrated in the upper 10m of the water column, whereas larvae of

shrimp and Greenland halibut, for instance, are found deeper and would therefore be less exposed to harmful oil concentrations from an oil spill at the surface. However, an extremely large subsea blowout may expose eggs and larvae over much larger areas and depth ranges and may potentially also impact the recruitment and stock size of other species, such as shrimp, Greenland halibut, snow crab and sandeel.

Benthos

Bottom-living organisms such as bivalves and crustaceans are vulnerable to oil spills; however, no effects are expected in the open water unless oil sinks to the seabed. In shallow waters (< 10-15m), highly toxic concentrations of hydrocarbons can reach the seafloor with possible severe consequences for local benthos and thereby also for species utilising the benthos – especially common eider, king eider, long-tailed duck, bearded seal and walrus. A sub-sea spill with the size and properties of the spill from the Deepwater Horizon in the Mexican Gulf has the potential to impact the seabed communities in deep waters too.

Adult fish

Impacts from a surface spill on adult fish stocks in the open sea are not expected. The situation is different however in coastal areas, where high and toxic oil concentrations can build up in sheltered bays and fjords resulting in high fish mortality (see above). Once more, a large subsea blowout could represent an exception as far as low impact is concerned. Considerable plumes of dispersed oil can occur in the water column from a subsea blow-out and may impact the fish both directly or through the food chain. Greenland halibut would be exposed in both ways, because they move up from the seabed to the pelagic waters to feed.

Fisheries

An oil spill in the open sea will affect fisheries mainly by means of temporary closure in order to avoid contaminated catch. Closure time would depend on the duration of the oil spill, weather, etc. The offshore fishery for Greenland halibut within the assessment area is large and a closure zone would probably extend further west and cover Canadian fishing grounds too. The reason is that Greenland halibut moves considerable distances over a very short time and contaminated (tainted) fish may move out of the assessment area and be caught far from a spill site.

The assessment area is also among the most important fishing grounds in Greenland for northern shrimp and snow crab, and closure zones may also have significant economic consequences for this section of the fishing industry.

Oiled coastal areas would also be closed for fisheries for a period – the duration of the closure would depend on the behaviour of the oil. There are examples of closure for many months due to oil spills, particularly if oil is caught in sediments or on beaches. The commercial inshore fishery targets primarily lumpsucker and local populations of Atlantic cod, while capelin form part of the subsistence and recreational fishery.

Seabirds

Seabirds are extremely vulnerable to oil spills in the marine environment as they usually spend much time at the surface where most oil spills occur. Their plumage is highly sensitive to oil, as only small amounts can destroy

its insulation and buoyancy properties. Exposed birds usually die from hypothermia, starvation, drowning or intoxication. In the assessment area the coastal zone is particularly sensitive as high concentrations of seabirds are found all year around. A substantial number of these birds, including breeding birds, moulting birds as well as wintering birds, are associated with habitats along the highly exposed outer coastline. In these areas, oil spill response is hampered by remoteness, the complex coastal morphology and the often harsh weather conditions. The seabird species most vulnerable to oil spills are those with low reproductive capacity (low population turnover), a trait especially found among auks, fulmars and many seaducks. These species, e.g. thick-billed murre, little auks, eiders and long-tailed ducks, winter in the assessment area in large numbers as Southwest Greenland constitutes an international wintering area for seabirds from a range of breeding locations in the North Atlantic.

During autumn and winter, a number of species are also at risk further offshore in the assessment area, including the shelf areas; although birds tend to be more dispersed in the open water compared to coastal habitats. Some of the important species include northern fulmar, black-legged kittiwake, puffin, little auk, thick-billed murre, black guillemot and king eider. Especially the king eider is vulnerable in the offshore area as the birds assemble in large dense flocks on the shallow-water shelf banks during winter (Fyllas Banke and Store Hellefiskebanke). A major oil spill in these areas could seriously affect this population.

Marine mammals

Polar bears and seal pups are highly vulnerable to direct oiling and even short exposures can be lethal, as the oil affects the insulation properties of the fur. There are seal pup areas in the assessment area (see below), while polar bears are associated with the Davis Strait pack ice, of which the extent lying within the assessment area varies.

Whales, seals and walrus are vulnerable to surface oil spills. The baleens of the baleen whales may become smothered with oil. This may affect their filtration capability or lead to toxic effects and injuries in the gastrointestinal tract if oil is ingested. There is also the potential for inhalation of oil vapours and direct contact of the oil with eye tissues. The extent to which marine mammals actively avoid an oil slick and also how harmful the oil would be to fouled individuals is uncertain. However, observations indicate that at least some species do not perceive oil as a danger and have repeatedly been reported to swim directly into oil slicks.

Marine mammal species affected by an oil spill during winter in the assessment area could include bearded seal, hooded seal, ringed seal, harbour seal, bowhead whale, narwhal, white whale, polar bear, harbour porpoise, walrus, bottlenose whale and sperm whale. Harbour seals are especially vulnerable as they are endangered in Greenland, and hooded seals too, because whelping patches are located in the eastern Davis Strait pack ice. Marine mammals that use the area as a feeding ground during summer include harp seal, hooded seal, ringed seal, harbour seal, fin whale, humpback whale, minke whale, sei whale, harbour porpoise, white beaked dolphin, bottlenose whale, sperm whale, and pilot whale. Blue whale occurs only rarely in the assessment area but is vulnerable due to its very small population.

Mitigation

The risk of accidents and their environmental impacts can be minimised with high safety levels; planning to avoid the most sensitive areas and periods; and efficient contingency plans with access to adequate equipment and oil spill sensitivity maps where the most sensitive areas have been identified.

Knowledge gaps and new studies

There is a general lack of knowledge on many of the ecological components and processes in the Davis Strait area. A preliminary identification of information needs and knowledge gaps for environmental management and regulation of future oil activities in the Davis Strait can be found in chapter 12. To manage future oil activities, more information is required in order to: a) assess, plan and regulate activities to minimise the risk of impacts; b) identify the most sensitive areas and update the Oil Spill Sensitivity Mapping; c) establish a baseline to use in 'before and after' studies for impacts from any large oil spills.

Imaqarniliaq kalaallisooq

Nalunaarut una utaqqiisaagallartumik siumut sammisillugu Davis Strædip kalaallinut ataasortaani, erseqqinnerusumik oqaatigalugu 62° aamma 67° N akornanni, uuliasiornerup uuliamillu qalluinerup avatangiisinut sunniutissaanik nalilersuineruvoq.

Avatangiisinik nalilersuineq Nationalt Centre for Miljø og Energi (DCE) aamma Pinngortitaleriffimmit suliarineqarpoq Aatsitassanut Pisortaqarfik suleqatigalugu, Kalaallit Nunaata avataani Davis Strædemi uulisiornissamut akuersissutinik amerlanersunik neqerooruteqarfeqarfilernissamik aalajangiinissamut ilaatinneqarnissaa siunertaralugu. Naqitat saqqummiunneqareersimasut sulilu saqqummiunneqanngitsut, naliliisimanerit pingasut massakkut akuersissuteqarfiusunut atatillugu suliarineqarsimasut tunngavigalugit, avatangiisini biologiskimillu avatangiisit naliliinermi sammineqarput pinngortitami illersorneqareersut, uumasut nungutaanissamit aarlerinartorsiortinneqartut, minngutitsinerup annertussusii aammalu uumasunik isumalluutiniq iluaquteqarneq ilanngullugit nalilersuineqarpoq. Ullumikkut pissutsit eqqartorneqarnerat tunngavigalugu uuliasiornerup kingunerisinaasai nalilersorneqarput. Paasissutissanik amerlanerusunitaaq pissarsisoqarpat taava sunniutaasinnaasut nalorninnginnerusumik nalilersorneqarsinnaalersissagualarpai.

Neqerooruteqartiit amerlanerusut agguanneqassagualarpata pilersaarutavoq misissuinissamut pilersaarusiorneqassasoq ilisimasanik amigaateqarfiit immerneqaaatissaannik aammalu avatangiisinut tunngatillugu pilersaarusiornierup uuliasiornermullu atatillugu ingerlatat killilersuiffigineqarnissannik. Ilisimasat nutaat avatangiisinik nalilersuinnermut nutarrutaassapput taannalu tassaassaaq avatangiisinik nalilersuisarnermi aallaavigineqartartussaq massakkumut avatangiisinik naliliisarnermut utaqqiisaasumut taartaasusassaq.

Nalilersuiffiusoq takutinneqarpoq figur 1.1.1.-imi. Tamanna akuersissuteqarfissatut ilimagineqartoq ingerlatat pissutaallutik annertuumik uuliaarlueritoqassagualarpat sunnerneqartussavoq. Anori sarfallu apeqqutaallutik uulia killilersukkap takutinneqartup avataanut tissukarsinnaassaaq.

Nalunaarusiaq Råstofdirektoratimiit piniarneqarsimavoq suliarineqarlunilu Danmarks Miljøundersøgelser-nit (DMU) aamma Pinngortitaleriffimmit (GN).

Uuliasiorfimmi ingerlataasartut tamarmiusut naatsumik nassuiarneqarput ajornartinnagulu nalilersorneqarlutik misilittakkat malillugit ingerlatat pi-sartullu annertunerusumik avatangiisinut sunniuteqartartut pingaarnerutillugit. Kalaallit Nunaannili uuliasiorneq misilittagaqarfineqanngimmat nalilersuinerit tamaani pisunik tunngaveqanngillat allanili maanga asser-suunneqarsinnaasunik atugaqarfiusuneersuni misilittakkanik tunngaveqarlutik. Pingaartumik Alaskami 1989-imi Prince William Sund-imi uuliaarluerujussuarnermut tunngatillugu allaatigisarpassuit, norskillu Barentshavimi uuliasiornermut (2003) tunngatillugu avatangiisinik naliliineri aammalu Arktisk Rådip "Arctic Oil and Gas Assessment" (Link) tigulaariffigineqarlutik. Kiisalu aamma qanittukkut Mexikanske Golf-imi (2010) immap naqqaniit uuliamik aniasoorujussuarnermit ilisimasat pissarsiarineqartut, naak

tassannga misilittagarineqalersut sulililleqaraluartut, ilanngussorneqarlutik.

Uuliasiorfiussatut naatsorsuutigisami nalilersuiffiup avannarpasinnerusortaani kippasinnerusortaani silarlukkajunnera sikoqarpallaartarneralu pissutigalugit ukiuunerani upernaqqaarneranilu (decemberimiit aprilimut) misissuinerit ajornartorsiuteqartarumaartut naatsorsuutigineqarpoq. Uuliasiornivilli aallartinneqassagaluarpas ingerlatat ukioq naallugu ingerlanneqartarumaartut naatsorsuutigineqarpoq.

Avatangiisit

Immap ikerani avatangiisit

Nalilersuiffimmi pissutsit atuuttut naatsumik nassuiarneqarput oceanografi sikullu pissusii salliutillugit. Tamatuma kjasinnerusortaa nalinginnaasumik ukioq kaajallallugu sikuuneq ajorpoq, avannamut kippasinnerusortaa eqqaassanngikkaanni. Nalilersuiffiup avannarpasinnerusortaa februarip misaaniit aprilimut sikuusarpoq. Ilaanneeriarluni tamaani iluliaqartarpoq, pingaartumik ukiuunerata naajartornerani upernaakkullu. Ilulissalli Fyllas Bankip avannaani qaqutigoortuupput. Tamatumunnga pissutaapput immap sarfai, itissutsit assigiinnginnerat aammalu sermit iigartartut ilulialiornerusut tamaannga ungasissumiinnerat.

Kujataata avataani avasissup ikkannersui nalilersuiffimmi pissutsinut assigunerpaapput. Tamakkua ikkanerit sakkortuumik sarfartuunerat pissutaalluni imaq inuussutissaqarluartoq tamakkunani annertuumik pikialartinneqarpoq taammalu sivisuumik annertuumillu pinngorarnermik pilersitsilluni. Ikkannersuit sikoqartarattilluunniit sikuisattuusarput, Store Hellefiskebanki, nalilersuiffiup avannarpasinnerusortaaniittoq eqqaassanngikkaanni. Ikkannersuarni annertuumik pinngorartitsineq avataani itinerusuni pinngorartitsinnermut naleqqiullugu qaammatinik arlalinnik sivisunerusarpoq. Pissuseq tamaani pingaarutilik alla tassaavoq immap issittumiitup immallu kissalaarnerusup naapiffiat. Tamaani aporaaffiusoq tappiorarnartunut assigiinngitsunik, ilaatigut nerisassat takkussorneratigut taamalu pilersitsinnerup siulliup tulliatu qanoq annertutiginerannut planktoneqarneranullu sunniuteqartarpoq. Aammalumi imaq tarajoq sinerissap qanittuaniittoq sananeqaatimigut akuugaanermigullu avataata imaanit immikkoortinneqartarpoq, taannami nunamit qanitamiit imermik akoorneqartarmat.

Nalilersuiffigineqartoq issittorsuup kujatinnguaniippoq, subarktiskiusumilluni. Avasissumi immap ikerani avatangiisit naammattumik misissorneqarnikuunngillat, kisiannili paasissutissat Kalaallit Nunaata eqqaani ikkanersuarni aalisarfiusuneersut tunngavigalugit nalilersuiffimmi immap ikerani avatangiisit ikittuinnarnik assigiinngisitaartunik uumasorput – tamakku ali amerlaqalutillu eqimmattorsuusarput, taamalu nerisareqatigiinneq minnerpaaniit nerisunut pingaarnernut ta-kisuujunani, artit amerlanngitsut uumasoqatigiinnermi aalajangiisuunerullutik. Immami uumasoqatigiinnermi pisartoq malunnarnerpaq tassaavoq upernaakkut tappiorarnartut naasusut, nerisareqatigiinnermi toqqammavusut, amerleriarujussuarternerat. Tamakkua tappiorarnartunit uumasusunit nerisarineqartarput, ilaatigullu kingunnit Calanus-init (pingaartumik *C. finmarchicus*) tassaasut immami uumasoqatigiinnermut pingaarutilerujussuit ilaat.

Bentisk fauna aamma flora

Bentiske makrofauna-p pinngorartut ilarparujussui nerisarpai taamaalillutillu aamma aalisakkanit, timmissanit imarmiunit miluumasunillu imarmiunit pingaaruteqartumik namminneq nerisaallutik. Nalilersuiffimmi mikrofauna-mik misissuinerit ikittuinnaapput ataatsimullu isigalugu tamakkua qaqugukkut amerlassutsikkullu allanngoranerannut, avataanilu najortagaannut tunngatillugu ilisimasat amigaatigineqarlutik. Makroalgit sinerissamiittuupput manngertumik natilimmiuullutik 50 m sinnerlugu itissusilimmiissinnaasarlutik. Biomassi aammalu pinngoraneq ulittarnerup tinittarnerullu naqqaniittoq taassumalu avatinnguaniittoq annertuujusinnaavoq taammalu neri-sareqatigiinnermi pingaarnerpaalluni. Tamakkua mikroalgit uumasuaqqan-ut immap naqqani nipinngasunut nerisaallutillu nerinianut illersuutaallu-tillo parnguttoornissamut, sarfamut mallillu qaartarnerannut imaluunniit nerineqarnissamut illersuutaasinnaapput. Pineqartumi mikrolagit assigii-nngisitaarnerannut artinullu katitigaanerannut, biomassimut, pilersitsiner-mut amerlassutsikkullu allanngorarnerannut tunngatillugu ilisimasat killi-lerujussuupput ilisimaneqanngingajavillutillu.

Aalisakkat

Avataasiorfimmi, ikkannersuarnilu aalisakkani natermiut, soorlu qaleralik, nataarnaq, suluppaagaq, qeeraq aalisakkallu artit aningaasarsiutigalugit pi-niarneqanngitsut amerlanersaapput. Qaleralik aalisarnermut pingaaruteqa-qisoq nalilersuiffiup timaani suffisarsorineqarpoq qalerallillu ilanngussortut amerlanersaat aamma tamatuma avataaneersuusarlutik (Kalaallit Nunaata avannaa kitaa Canadalu). Putooruttut amerlasoorsuullutik ikkannersuarnii-ttartut aalisakkanit, timmissanit imarmiunit arfernillu soqqalinnit nerisaa-lluartuupput. Sinerissap qanittuani artit pingaarutillit pingasut suffisarput: saarullik, ammassat nipisallu. Ammassak aalisakkat annerusut, timmissat i-marmiut, miluumasut imarmiut inuillu nerisaattut pingaarutiliuvoq. Saaru-llik nipisalu (suaat) aningaasarsiutigineqarput. Eqaluk aamma artiuvoq sine-rissap qanittuani pingaarutilik sukisaarsaatigalugu aalisarneqarluartartoq. Artit allat annikinnerusumik iluaqutigineqartut, akissarsiutitut imalunniit akissarsiutiginagit, tassaapput immap eqalua, nataarnaq qeeralu.

Timmissat imarmiut

Nalilersuiffimi timmissat imarmiut ineqarfippassuaqarput, naak Kitaata a-vannarpasinnerusuani timmissat ineqarfissuisut annertutiginnikkaluartu-nik. Katillugit artit 20-it nalinginnaasumik tamaani erniortuusut naluneqa-nngilaq ineqarfiillu eqimanerpaat sinerissap qerertarpassuiniipput 63° aam-ma 66°N-p akornanniittuni, naak tamanna peqqissaartumik timmissanik pia-qqiortunik misissuiffigineqarsimanngikkaluartuq. Artit marluk kalaallit Nu-naanni timmissat qaqutigoornerpaat ilagaat, tassalu qilanngat appallu sig-guttuut, taakkua kalaallit rødlistianni nalunaarsorsimapput "ulorianartorsi-ungajalluinnartutut" aamma "nungutaasinnaasutut".

Artinut 13-inut nalilersuiffimmiittunut tunngatillugu Kalaallit Nunaannut nunanullu allanut pingaarutaat nalilernerqarpoq "pingaartorujussuusoq", ti-mmissat piaqqiortartut amerlassusiat, isasartut ukiisartullu pissutigalugit (Tab. 4.7.1). Nalilersuiffigineqartoq timmissat imarmiut uki-isarfiattut pin-gaarutilerujussuuvoq. Tamassumami ilarujussua Kalaallit Nunaata kujata kitaani sikuneq ajortumut, timmissat imarmiut amerlasoorsuit Ruslandi-meersut, Islandimeersut, Svalbardimeesut Canadameersullu oktoberimiit majimut ukiisarfiata ilagaa. Missiliorneqarpoq timmissat 3,5 millionit sin-nerlugit tamatuma sinerissamut qaninnerusortaannaani ukiisartut. Amerla-nerpaat tassaapput appat siggukitsut, mitit, mitit siorakitsut appaliarsuillu.

Timmisat imarmiut amerlasorsuit, qanorli amerlatigineri ilisimaneqanngitsut, avataa tamanna inger-laarfigisarluguluunnit ukiivigisarpaat.

Miluumasut imarmiut

Miluumasut imarmiut imaani uumasogatigiinnermi malunnaateqartumik ilaapput. Puisit assignngitsut tallimat nalilersuiffimmiipput, ilaatigut aataat amerlasorsuullutik tamanna tamakkerlugu ukiup annersaani puisaasut, qasigiarlu kalaallit rødlistianni "nungutaanissaa aar-lerinarluinnartutut" nalunaarsorsimasoq. Nalilersuiffiup avannarpasinnerusortaa aarrit ukiivigisarta-gaannut pingaarutilimmut ilaavoq. Arfernut ilaapput soqqallit arlallit piffissap ilaatigut nalilersuiffimmi takkusimaarajuttut, taakkununga ilaallutik tikaagulliit, tikaagulliusaat, qipoqqaat sejhvalillu. Tamanna neriniarfiannut ilaavoq arferillu takkusimaarfigisartagaat amerlanertigut neriniagaasa pingaarnert takkusi-maarnernut atasarpoq: ammassat, isituaqqat putooruttullu. Arfiviit tamaana ingerlaarfeqaramik januar-februar tamaanaqquttarput immaqalu nalilersuiffiup tamatuma avannannguani erniortarlutik. Arferit kigutilli arlallit tamaani nalinginnaapput, ilaatigut niisat, niisarnat, aarnat aarluarsuillu. Kujasinnerusumi qilalukkat qaqqortat qernertallu ukii-sarfiat nalilersuiffiup avannarpasinnerusortaanut atavoq.

Kippasinnerusortaanu ukiukku upernaakkullu nanoqartarpoq, tassani apeq-qutaasarluni kitaata sikuata qanoq Davis Strædemut siaruarsimatiginera.

Piniarneq iluaquteqarnerlu

Uumasut isumalluutit tamaani tamarmi inunnit iluaqutigineqarput; annikinnerusumik sunngiffimmi piarneq inuussutissarsiutigalugu pinartuuneq sinerissami tamarmi ingerlanneqarpoq, annertuumilli iluanaarniutigalugu aalisarneq avataasiorluni ingerlanneqarluni. Sinerissap qanittua ukioq kaajallallugu sikuuneq ajormat ukioq tamaat piniarnermut periarfissarissaarpoq, naak piffissap ilaatigut piniaqqusaanngiffeqaraluartoq. Timmissat imarmiut isumalluutitut pingaarnarpaanut ilaapput ikigisassaanngitsunillu pisaqarfiusarlutik. Appat mitillu piumaneqarnerpaapput 2008-milu nalilersuiffimmi 35.000-inik 11.000-inillu pisaasunik nalunaarutaasimallutik. Puisit aamma amerlasuunik pisaqarfiusarput. Amii tunineqartarput Kujataanilu ammerivimmi suliaralugit nunani allani niuerfinnut tuniniagassiarineqartarlutik, neqaalli nammineq nerisarineqartarpoq. Puisini pingaarnarpaavoq aataaq ukiumut 30.000 missiliorlugit nalunaarsuiffimmi pisarlugu nalunaarutigineqartartoq. Aaveq, qilalukkat qaqqortat qernertallu ukiukku upernaakkullu pisarineqartarput pisassiisarnikkullu killilersorneqarlutik. Niisat, tikaagulliit, tikaagulliusaat qipoqqaallu tamaani pisarineqartarput, siullit taakkua marluk pisaasartunit amerlanersaallutik. Tikaagulliit, tikaagulliusaat qipoqqaallu pisassiissutigineqartarput IWC-mit aalajangerneqartartumik. Nannut amerlanngitsunik, nalilersuiffiup avannarpasinnerusortaanu pisaasarput pisassiissutitigut killilersorneqartumik.

Iluanaarniutigalugu aalisarneq Kalaallit Nunaanni inuussutissarsiutini pingaarnarpaavoq, 2009-milu Kalaallit Nunaata nunanut allanut niuernikkut isertitaasa 88 %-iinik (1.7 milliard DKK) isertitsissutaasimalluni. Qalerallit, kinguppaat saattuallu nalilersuiffimmi aningaasarsiutigalugit iluaqutigineqarput Kalaallit Nunaannilu ukiumut pisaasartut tamarmiusut ilarparujussui tamaani pisarineqartarput. Saarullinniarneq ukiuni qulikkuutaani kingullerni annertusiartorpoq, saarulliilli nutaanik ilaartornerat assut allanngorarluni. Siusinnerusumut (1960-ikkunnut) naleqqiullugu ullumikkut saarullittarineqartartut ikittuarasuupput; 2009-10-mi avataasiorluni saarullinniarneq nalilersuiffimmi matoqqatinneqarpoq. Sinerissap qanittuani annertunngitsumik aalisarneqarpoq, aliikkutaralugu akissarsiutigaluguunniit, soor-

lu nipisat, qeeqqat, suluppaakkat, saarullit, uukkat, ammassat, eqaluit kapi-sillillu aalisarneqarlutik.

Takornariartitsineq Kalaallit Nunaanni ingerlataavoq annertusiartortoq massakkullu nuna tamaat isigalugit inuussutissarsiutinut annerpaanut pingajuulersimasoq. Takornariat 2008-mi 82.000-isimapput (imalunniit unnuinerit 250.000), taakkualu amerlanersaasa nalilersuiffik, pingaar-tumillumi Nuuk tikeraarsimavaat. Umiarsuillu takornarianik angallassisut takornariat amerliartuinnartut tikittalernerannut ilapittuutaasimapput. Sinerissap qanittua takornariartitsinermut pingaaruteqarluinnartuuvoq.

Klimap allanngorneri

Klimap allanngornerisa immami uumasogatigiinneq annertuumik sunnersinnaavaat, minnerunngitsumillu issittumiit. Artit pingarnerit sumut agguataarsimanerisa eqimassusiisalu nerisareqatigiinnermi allanngorneri anner-toorujussuarmik uumasogatigiit aaqquissuussimanerannut kinguneqarsinnaapput, taakkununngami ilaasuummata. Piniarneq aalisarnerlu qularnanngilluinnartumik sunnerneqartussaapput. Uumasogatigiit ilaannut klimap allanngorneri ilungersuatitsinngitsoornaviannngillat, soorlu piniarnikkut aamma ilungersuatinneqartartut, taammalu kingunerissallugu uuliaarluerner-nut sulisikkarinnerulerneq. Ummasogatigiit allat takkusimanerulersinnaallutillu uuliaarluerner-nut akiuulluarnersinnaapput klimap allanngornerisa kinguneranik. Kiisalu ilimanarpoq artit katitigaanerat allanngorumaartoq, artimmi ilaat tammarumaarmata allallu takullutik siammarsimaffiata avannarpariartornerata kinguneranik.

Mingutitsissutit

Mingutitsissutinut, soorlu kulbrintinut saffiugassanullu oqimaatsunut, qanoq annertutigisumik akooreernerannut tunngatillugu uuliasiorner-nut atavutillugu avatangiisinut ajoqusiisinaanerat sunniutigisinaasaallu eqqarsaatigalugit ilisimasat pingaarutilerujussuupput.

Kalaallit Nunaanni mingutitsissutit ilaat, taakkununnga ilaallutik organoklorider, sulis annertujaarujussuupput tamakkua ungasissumiit Issittumut ingerlaartarnerat pissutaalluni. Tamakkua annertunerupput uumasogatigiinni nerisaqarnikkut qaffasinnerusumik inissisimasuni, soorlu arferni nannunilu. Kiisalu mingutitsissutit sivisuumik sunniusimasartut nutaat massakkut uuttorneqarsinnaalersimapput, soorlu ikuallannaveeqqutit bromeriusut. Umiarsualiivit qanittuulu eqqaassanngikkaanni uuliamut attuumasut, PAH-t ilanngulugit, annertugisassaannngillat tamaaneereersutullu isigisariaqarlutik.

Kalaallit Nunaanni uumassusilinni immamiittuni, tassa nalilersuiffik ilanngulugu, mingutitsissutit sulis annertugisassaannngillat. Pingaartumik mingutitsineq tamakkualu uumassusilinnut sunniutigisinaasaat, peqqinnissamat piginnaasanillu annikillissutaasinaasut eqqarsaatigalugit sunniutigisinaasaat ilanngulugit tassani pineqarput. Assigiinngitsut tamakkua misikkariffigineqassusiannik aammalu nalunaarsuinnermi periaatsinut tulluassusiannut tunngatillugu annertunerusumik ilisimasaqarnissaq pisariaqartinneqarportaaq.

Ingerlatanik naliliineq

Naliliinerit makkua ullumikkut artit agguataarsimanerannut, uuliamut tunngatillugu ingerlatanut nalinullu killigittanut qanoq tigusisarnerat aamma-

lu klimami pissutsinut atuutunut tunngatillugu ilisimasaniq tunngaveqarput. Klimalli allanngorneri nalilersuiffimmi avatangisinik annertuumik allanngortitsiumaartut ilimagineqarpoq, taamaattumik oqaatigineq ajornarpoq naliliinerit ukiuni qulikkuutaani aggersuni aamma atuukkumaarnersut. Aammami nalilersuiffiusup ilarujussua iluamik misissuiffiunikuunngilaq taamaattumillu ilisimalikkat nutaat naliliinernik allanngortitsisinnaapput.

Ujarlerneq

Ujarlernikkut ingerlatat utaqqiisaannaasarput ukiualunni ingerlagajuttut aammalu akuersissutaateqarfimmi sumi tamaani ingerlanneqarumaartut. Uuliamik iluaqutigineqarsinnaasumik nassaartoqanngippat taava ingerlatat taamaattut univittussaapput. Uuliamilli nassaartoqarpat taava ingerlatat ineriartortitsininngorlutillu uuliaqarfimmik iluaquteqarninngussapput (ataaniittoq takuuk).

Ujarlernikkut ingerlatat sunniutaat tassaasinnaapput ingerlatat nipiliorneri (assersuutigalugu sajuppillatitsisarluni misissuinerit, immap naqqani qillernerit helikopterpalunnerlu), qillernerimi aniatitsinermilu. Sunniutit annertunerusut pinngitsoorneqarsinnaapput illersuutaasunik iliuuseqarnikkut, soorlu misikkariffiuallaartumi ingerlatsinaveersaarnikkut imaluunniit piffisap ilaatigut ingerlatisannginnikkut.

Artinit tamaaniittunit sajuppillatitsisarluni misissuinerup nipiliortitsinernut arferit soqqallit misikkarinnerupput (tikaagullik, tikaagulliusaaq, sejhval qipoqqarlu) aamma arferit kigutillit, soorlu kigutilissuit anarnallu. Tamakua aasaanerani najortakkaminnit pingaarutilinnit nujutinneqarsinnaapput. Arferit qimagutitaanerit siammartinneqarneralluunniit piniartunit pisariuminarnerannik akornusiisinnaapput najortuartarsimasaat piniarnermut pingaaruteqartuusimappata. Qilalukkat qernertat, qaqortat, arfiviit aarrillu aamma immami sajuppillatitsisarnikkut nipiliornermit sunneruminartuupput, kisiannili najortagaat annikitsuinnarmik sajuppillatitsisarluni misissuiffimmut ilaavoq.

Sajuppillatitsisarluni misissuinerit qaangiukkumaarmata tamakkua, uumasogatigiinnut ataasiaanarluni misissuinerit sivisuumik sunniusimanissaat ilimanarpallaanngilaq. Aarlerinarsin-naavorli misissuinerit taamaattut arlallit ataatsikkut ingerlanneqarpata, imaluunniit misissuinerit sivisuumik imaluunniit ukiuni arlalinni ajoqutaasinnaaffimmi ingerlanneqarpata pisut assigiingitsut ataatsimut sunniutaat (kumulative effekter) pilersinnaammata. Misissuinerit immikkut ittut 3D-sajuppillatitsisarluni misissuinerit, amerlanertigut sumiiffinni annikkinnerusuni atorineqartartut, annertunerumik ajoqusii-gallarsinnaapput qaangiukkumaartunilli.

Aalisarnermut atatillugu sajuppillatitsisarluni nipiliornerup ajoqusiiisinnanera qaleralinnut annertuneruvoq. Taakkuami tatamitillugit nigortikkallar-neqarsinnaapput (ullualunni sapaatip akunneriniluunniit) taamalu aalisarfinni pisakinnerulernermik kinguneqarluni. Qalerallit sumerpiaq suffisarnerat erseqqivissumik tikkuarneqarsinnaanngikkaluartoq suffinerisa nalaani sajuppillatitsisarluni misissuinerit pinaveersarnissaat inassutigineqassaaq (ukiuleqqaasaani). Kinguppanik saattuanillu aalisarnej sunnerneqassaganngilaq.

Qilleriveqarfinni nipiliorneq aamma qaangiuttussaavoq, najukkalli ilaanni sajuppillatitsisarluni misissuinermit aalaakkaanerusumik ingerlanneqaru-

maarlutik. Nalilersuiffimmi artit misikkarinnerit tassaapput arferit aarrillu. Arferit nuuffigineqarsinnaasumik najugassaqaassappata ingerlatat tamakkua ajortumik kinguneqarnissaat ilimagineqanngilaq, qillerveqarfiilli arlallit ataatsikkut misissuiffimmi ingerlassappata tamanna kumulative effektinik aammalu arferit nuuffigisinnaasaraluaminnit nujutsinneqarnerannik kinguneqarsinnaasoq aarlerigineqarsinnaavoq.

Maralluk qillernerimi atorneqartoq qillernerlukullu immap naqqanut aniatinneqartut immap naqqata uumasuinut sunniuteqarsinnaavoq. Ilimagineqarpoq nalilersuiffiusumi aniatitsivippiaannarnut sunniuteqarumaartoq qillernerimi maralluit avatangiisinut ajoqutaannginnerusut atorneqarpata. Sumiiffinnili misikkarinneruni misiliilluni qillersoqarnissaa sapinngisamik pingitsoorniarluinnartariaqarpoq. Qillersoqalersinnagu qillerviusussami tungaviusumik misissuineqartariaqarpoq tamaani pissutsit aartilluunniit immikkoorluinnartut uppersaaser-sornissaat siunertaralugu, artit soorlu immap nillertup koralii imaluunniit svampeqarfiit, annertunerusumik qallersuinnermit navianartorsiortineqarnerat annertusisinnaammat. Qillernerup kingornagut misissuinerit uppersassavaat malunnaatilinnik sunniuteqarsimanersoq.

Misissuilluni qillernerit ingerlataapput nukimmik piariaqartitsisorujussuit tamatumalu kingunerissavaa annertuumik naatisiviup gassiinik aniatitsineq. Qillernerup ataasiinnarlunniit kalaallit gassinik tamakkuninnga aniatitsinerat malunnaatilinnik annertusittussaavaa.

Kiisalu misissuilluni qillernerup uuliamik aniasoornikkut uuliakoorsinnaaneq ("blow-out") aarlerinartora (ataaniittoq takuuk).

Ujarlernerimi akuerineqarsinnaanngitsunik avatangiisinik sunniinerit pinaveersaarneqarsinnaapput avatangiisinik misissuinerit tunngavigalugit peqqissaartumik pilersaarusiornikkut "Best Available Technique" (BAT) aamma "Best Environmental Practice" (BEP) malillugit mianersortumik ingerlatsigaanni nunallu assigiinngitsut piumasaqaataat (OSPAR) malillugit suligaanni, assersuutigalugu sumiiffinni misikkarissuni piffissanilu aalajangersuni.

Ineriartortitsineq tunisassiornerlu

Ineriartortitsineq tunisassiornikkullu ingerlatat nalilersoruminaatsuppuit sumiiffissaat qanorlu annertutiginissaat ilisimaneqanngimmat. Sunniutitut nalinginnaasumik ingerlatat qassiunerat, qanoq tamaani imminnut ungasitsiginerat qanorlu sivisutigisumik ingerlanneqarnerat apeqqutaasussaavoq. Tassunga atatillugu pingaartuuvuq ataatsimoortumik sunniutissaasa nalilersorneqarnissaat.

Piiaanermut, tunisassiornermut assartuinnermullu atatillugu ingerlatat siviisuujusarput (ukiunik qulikkuutaartunik sivisussusillit) aammalu ingerlatat arlaqartut ajorluinnartumik avatangiisinik sunniisinnaapput.

Aniatitsinerit

Ineriartortitsinerup tunisassiornerullu nalaanni qillernerit ingerlassapput aammalu maralluk qillernerimut atorneqartoq qillernerlukullu ujarlenerup nalaaniit annertunerujussuarmik aniatinneqassallutik. Aniatitat sapinngisamik annikillisarneqartariaqarput, atoqqittarnerisigut aammalu piiarnerlukut uterartinnerisigut taamaallaallu kemikaliat avatangiisinut ajoqutaanngitsut aniatinnerisigut (assersuutigalugu "qorsuit" "sungaartullu"), issittumi

toqunartoqarneri arrortikkuminarnerilu misiligarneqareersimasut kisimik atorineqartariaqarput. Kemikalianik "qernertunik" atuinissaq Kalaallit Nunaanni inerteqqutaavoq kemikaliallu "aappaluttut" taamaallaat atorineqarsinnaapput immikkut akeritissimagaanni. Aniatitat toqunartuunngitsut immap naqqani aserorternerit angisusiisa agguataarsimanerat allanngortissinnaavaat aammalu aniatitsiviusup qanittuani uumasut natermiut sunnersinnaallugit.

Aniatitalli isumakuluutigineqarnerusut tassa tunisassiornermi imeq atorineqartoq (uuliamut ilanngullugu pumperlugu qallorneqartoq) uuliaminernik akoqarsinnaammat. Misisuinerit nutaanerusut maluginiarpaat uuliamineerannguit timmissat, aalisakkat pinngorartullu sunnertaraat. Sunniutit taamaattut pinngitsoortinnissaannut periusissaq piukkunnarnerpaaq tassaavoq erngup tunisassiornermi atorineqartup pitsaannerusumik saleqqaarlugu iginneqartarnissaa, imaluunniit suli pitsaannerussagaluarpog imeq utertillugu qillikkamut utertinneqartartuuppat, soorlu Lofoten-Barentshavemi tamanna atorineqartoq.

Erngup umiarsuit ballasterisimataata aniatinneqarneranut atatillugu arlerinarpoq uumasut maanimiunngitsut eqqunneqarnisaat aammami maanniittut qerliinnarlugit amerliartortartunik eqqussuissutaasinnaammat. Taamaattumik imeq ballasterineqarsimasog suliarineqartariaqarpoq peqqussutillu aalajangersut malillugit aniatinneqartariaqarluni. Tamanna suli imatorsuaq Issittumi ajornartorsiutaanngikkaluarpog. Kisiannii aarlerinar-tua annertusiartortussaavoq klimap allanngorneri uuliamillu tunisassiorfimmik pilersogarpog umiarsuit uuliamik assartuutit amerliartornerat peqatigalugu.

Uuliasiorfimmik ineriartortitsineq uuliamillu tunisassiorneq nukissarujussu-armik atuisuupput ingerlatallu taamaattut Kalaallit Nunaata naatitsiviup gassiinik aniatitsineranut annertuumik ilapittuutaasussaapput. Norgemi uuliasiorferujussuit ilaat ataaseq ullumikkut Kalaallit Nu-naata tamarmiusup CO₂ –mik aniatitaata marloriaataanik aniatitsivoq.

Pisorpaluk

Qillerinernit atortullu inissititernerisa nipiliornerat ineriartortitsinerup tunisassiornerullu nalaani ingerlaannartussaavoq, tamannalu arferit aasami najortagaasa annaaneqarnerannik tamakkualuunniit illikarnerannik kinguneqarsinnaavoq, pingaartumik tunisassiorfiit arlallit ataatsikkut ingerlanneqassappata. Umiarsuit (sikunik aserortertut ilanngulugit) helikopterillu nipiliornerat ujarlernerup nalaaniit atamaarnerulersussaasoq maluumasunik imarmiunik timmissanillu imarmiunik sunniisinnaavoq. Artit nalilersuiffimmi eqqoruminarnerit tassaapput timmissat amerlasoorsuullutik piaqqiortartut, arfiviit, qilalukkat qernertat, qaqortat, tikaagulliit, tikaagulliusaat, niisat aarrit – artit nipip ulorianartumik nassataqartarneranik ilisimasallit, soorlu aallaaniarnermiit. Qangaanilli piniarfiusartut aamma sunnerneqarsinnaapput. Timisartut aalajangersukkut qutsissutsikkullu aalajangersukkut timmisarnerisigut helikopterip nipiliornerisa sunniutaat annikillisinneqarsinnaapput.

Atortoqarfiit inissinneqarnerat

Imaannarmi atortoqarfiit sumut inissinneqarnerat atassuteqaatinillu pilersitsinerup qanittumi immap naqqata uumasui sunnersinnaavai neriniarfiillu pingaarutillit aserorsinnaallugit – aaveq taama eqqoruminartuuvog, naak taanna nalilersuiffiup avannarpasinneraani naapitassaanerugaluartoq. Mi-

tit siorakitsut ukiisut neriniarfii ikkannersuarniittut (pingaartumik Fyllas Bankimi) aamma misikkarissuupput. Nunami atortulersuutit tamaani timmissat erniortut sunnersinnaavaat, eqaluit kuunnut aalajangerssumut ajornissaat mattussinnaallugu, sinerissap qanittuani naasut uumasullu asersinnaallugit, aammalu nunap alianaatsuunera sunnernerlussinnaallugu. Kingulleq taanna takornariaqarnermut pingaarutiliuvoq.

Aalisarnermut immikkut sunniuteqartussat tassaapput isumannaatsuunissaq pillugu matusat/tikeqqusaanngitsut (500 m-eriugajuttut) imaannarmi atortuugallartut ataavartulluunniit eqqaanni pilersinneqartartut. Tamakkua annertuumik qalerallinniarluni kinguppanniarlunilu aalisarfiulluarnut sunniuteqartussaapput.

Atortulersuutit qaammaqqutillit ikumasullu (gassi ikumasooq) timmissanit imarmiunit taartillugu qaninniarneqartarmata, pingaartumik mitit, immaqalu appaliarsuit tamakkununga qaalluitsisarnissaat aarleqqutigisariaqarpoq.

Pissutsit arlallit ataatsimut sunniutaat (Kumulative effekter)

Kumulative effektit uuliasiorfinni ingerlatanit tamanit (inunnit pisunik klimallu allanngornerinik ilallugit) pisut, ingerlatat qanoq annertutiginissaat ilisimatinnagu assut nalilersoruminaapput. Sunniutit suunissaannut apeqqutaassaaq ingerlatat qanoq annertutiginerat, ingerlatat qassiunerat tamakkualu qanoq sivisutigisumik ingerlanissaat. Naliliinissaq tamakkua ilisimalernissaannut utaqqittariaqassaaq.

Ineriartortitsinerup tunisassiornerullu sunniutaat killilersimaaneqarsinnaavoq sukumiisumik avatangiisinik misissuinerit (uumasoqarfiit eqqoruminarnerusut sunnerneqarnerannik paasiniaanerit) tunngavigalugit atortoqarfinnik assartuillunilu aqqutininik pilersaarusiornikkut. Taamatuttaaq BEP, BAT aamma nunat allat immamut silaannarmullu aniatitat millisinniarlugit maleluaqqusaat (assersuutigalugu OSPAR aamma HOCNF) atulersinneqartariaqarput.

Uuliaarluerneq

Avatangiisit eqqarsaatigalugit ingerlatani qulaani eqqartorneqartuni ajutoorneq ajornerpaaq tassaavoq annertoorsuarmik uuliaarluerneq. Uuliaarluerneq qillerinerup nalaani pisinnaavoq ("blow-out") imaluunniit uuliamik toqqortuiffimmi assartuinermiluunniit pisinnaalluni. Anertoorsuarmik uuliamik aniasoornerit qaqutigoortutut oqaatigisariaqarput, teknikikkummi aaqqiissutissat isumannaallisaanikkullu pissut-sit nutarterneqartuarmata. Taamali pisoqarsinnaanera aarlerinartuarpoq.

Davis Strædemi nalilersuiffimmut tunngatillugu uuliamik aniasoqarpat qanoq pisoqarnissaanut tunngatillugu pisuusaartitsinerimik modellit atorlugit misiliisoqarsimanngilaq.

Uliaarlluverujussuarnerup immaqa uumasooqatigiiffiit tamaasa sunnersinnaavai, pinngoratitsivinniit nerisareqatigiinnermi qullerpaanut. Tamanna uumasooqatigiinnik artinillu sunniinissamut, ilami immaqa uumasooqatigiinnik ataatsinik, ukiuni qulikkuutaani arlalinni atuussinnaasumik aarlerinartorsutaavoq, soorlu Alaskami Prince William Sundet-imi uppersarnerneqartoq. Uumasooqatigiit ilaannut tunngatillugu toqusartut taarserneqarsinnaasarput, nalinginnaasumik

toqusarnermik taarserneqarluni, uumasulli ilaannut tunngatillugu nalinginnaasumik toqusarnermut ilasaataasinnaalluni. Uumasut ilaat sukkasuumik siumut saaqqittarput, allalli arriitsuarsuarmik qaangiiniartarlutik qanoq uumariaaseqarnerat uumasogatigiillu qanoq atugaqarnerat tassani apeqqu-taalluni. Artit uuliamit eqqoruminarnerusut piniarneqartuusullu uuliamit sunnerneqarnerat annikillisinneqarsinnaavoq pisaasartut killilersuiffiuneru-sumik ikiliartuutaanngitsumillu aqutsivigineqarneratigut. Pitsaasunik im-mami sikuusartumi pinarveersaartitsisinnaannginneq avinngarusimasumii-kkajunnerallu uuliaarluerneqartillugu ajornerusumik kinguneqartitsisarpoq.

Nalilersuiffiusoq tamanna immikkoortunut arfineq pingasunut avitaavoq uuliaarluernermit qanoq navianartorsiortinneqarsinnaanerit tunngavigalu-gu immikkoortitikkanik. Misissuineq artit arteqatigiikkautaallunniit qanoq tamaaniittigisarnerat, artit imaluunniit uumasogatigiit uuliamit sunnerumi-narnerat, uuliap qanoq sivisutigisumik sumiiffigisinnaasaanik (oil residen-cy) isumalluutitik atuinermik aammalu apeqputinik ataasiakkaanik allanik tunngaveqartinneqarpoq.

Ukiup qanoq ilineratigulluunniit avataani sumiiffiit, tasaanerusut nunaviup tunngaveqarfia, eqqoruminarnerpaanut ilaapput. Tamakkuami timmissanut imarmiunut ingerlaanut ukiisunullu pingaarutilerujussuupput, kinguppan-nik saattuanillu aalisarfiullutik aammalu arfernit soqqalinnit neriniarfiullu-tik. Upernaakkut ukiuuneranilu nalilersuiffigineqartup kujammut kimmuk isua uuliaarluernermit assorsuaq navianartorsiortikkuminartutut nalilerne-qarpoq. Tamatumunnga pissutaavoq annertoorujussuarmik qaleralinniar-fiunera aammalu martsimi aprilimilu natsersuarnit kitaata sikuata sinaava erniorfiummat.

Ukiup qanoq ilinerisa sanilliussuunneranni misikkarissutsimut uuttuutit pi-viusut aammalu agguaqatigiissitsinerit tunngavigalugit tamanut tunnga-tillugu ingerlanneqartut takutippaat ukiuunera ajoqusiiffigissallugu ajorner-paasoq, upernaag ukiarlu qanittuarsuarmik tulleralugit, aasarli uuliaarlu-ernermit taama eqqoruminartiginani. Taama assigiinngisitaarnermut pissu-terpiaavoq timmissat imarmiut amerlasoorsuullutik ingerlaartut/ukiisut u-pernaakkut, ukiukkut ukiakkullu tamanna najortarmassuk. Ataatsimut isi-galugu timmissat imarmiut uuliaarluernermit navianartorsiortikkuminarto-rujussuupput, pingaartumik appakkut mitikkullu (havænder).

Nalilersuiffiusumi sinerissap qanittua immikkut eqqoruminartuuvoq assi-giinngitsorpassuarnik kangerlunni iterlannilu uumasogarfiusoq uuliap u-niiffigisinnaammagu uuliap toqunartuinik eqiteriffinngorlugu. Aalisakkat suffisut, soorlu ammassat nipisallu upernaakkut, eqaluit kuuit paavini ka-tersuuttartut timmissalu imarmiorpassuit ajoquserneqarsinnaapput – aasa-kkut, ingerlaarnermik nalaani pingaartumillu ukiukkut Atlantikup avannaan-ni Kalaallit Nunaatalu kitaani kujataani timmiarpassuit katersuuffigisarta-gaanni. Sinerissap qanittuani sivisuumik sunniusima-sinnaavoq uulia kin-nerni ujaranngortuni, ujaqqat akornanni, uiloqarfinni qaarsullu quppaani unissimappat. Uuliaarluerfinni taamaattuni uulia arriitsuinnarmik aniaru-saarsinnaavoq ataavartumillu mingutitsilersinnaalluni ukiunik qulikkuu-taanik arlalinnik sivisussuseqarsinnaasumik. Alaskami Prince William Sund-imi uuliaarluernerit taamaattut timmissat najortagaat suli ulloq manna tikillugu iluarsisimanngillat. Sinerissap qanittua tamaani aalisartunut pini-artunullu pingaarutilerujussuuvoq, uuliaarluerneqarpallu ingerlataat malu-nnartumik sunnerneqarsinnaapput inerteqquteqarfisigut piniakkallu najor-

takkaminnik allanngortitsinerannit. Takornariaqarnertaaq sinerissap qanittuani uuliaarluernermit ajoquserneqarumaarpoq.

Nalilersuiffiup avannarpasinnerusortaa kippasinnerusortaa ukiuunerani upernaakkullu kitaata sikoqartarnera pissutigalugu isumakulunnarneruvoq. Sikulimmi uuliaarluertoqarneratigut uulia sikut akorninut sikullu ataani illisimanernut unerarsinnaavoq. Aallaqqaammut sikup uuliaarluerneq siaruatsaaleqqaassavaa, uuliali sikumut nipinngammat sumorsuaq sikumit angallanneqarsinnaavoq (imatut nungukkiartorani) taamaattumillu avatangiisit, soorlu immap timmiai miluumasullu imarmiut uuliaarluerfiusumit ungasis-sorujussuarmiittut sunnernerlussinnaallugit. Uulia aamma sikup sinaavani sinaaqarfianiluunniit uninngatinneqarsinnaavoq pinngorarfissuarmi pinngorarnermut ajoquseruminartumi, timmissanut imarmiunut miluumasunullu imarmiunut ajoqutaalerluni.

Ataatsimut isigalugu uuliaarluerneq pitsaanerpaamik pinaveersaarneqarsinnaavoq pilersaarusiorduarnikkut periaatsinillu isumannaallisataasunik aaqqissuussanik atuinnikkut (HSE), mianersortumik pissuseqarnikkut (BEP, BAT) aammalu nunani allani peqqussutit (OSPAR) malinneqarnerisigut. Immami sikuusumi uuliaarluernerup pissuserisartagaanut tunngatilluguli ilisimasat massakkut pigineqartut killeqarput sikuusumilu uuliaarluernerup akiorneqarnissaanut teknologi pigineqartoq ullumikkut suli naammannigilaq.

Pinngorarneq uumasuaqqallu tappiorarnartut

Naliliineqarpoq imaannarmi immap qaavani uuliaarluernerup sunniutaa pingorarnermut uumasuaqqanullu tappiorarnartunut annertuujussaangitsoq tamakkua annertoorujussuarmut siaruarsimanera amerlassusiallu eqqarsaatigigaanni. Ajortumilli sunniuteqarsinnaanerit (pinngorarnerup minnerulernissaa) sumiiffinni aalajangersuni upernaakkut algenileruttorfiani, ajoquseruminarnerpaaffimmi ajoqutaasinnaanera isumakulunnartuuvoq.

Mexico Golf-imi 2010-mi Macodo-brønden-imi uuliamik aniasoornermit, immap iluani itissutsini assigiinngitsuni uuliaminertarujussuit sumorsuaq siaruarfigisaannit, misilittakkat malillugit immapa pinngorarnermut uumasuaqqanullu tappiorarnartunut tunngatillugu naliliineq allanngortittariaqarsinnaavaa, taamatut ittumik nalilersuiffimmi uuliamik aniasoorneqassagalarpat. Massakkulli Mexicanske Golf-imi ajutoorneq tunngavigalugu inerni-liinissaq piaarpallaarpoq, tassami tassanngaanniit ilisimatuutut paasissutissiissutit suli annertunneqimmata. Qularutissaanngilarli immap naqqani Mexico Golf-imi aniasoornerisuartut angitigisumik aniasoorneqassagalarpat ilimagisariaqartoq tamanna immap qaavani aniasoornermit annertunerusumik pinngorarnermut, uumasuaqqanut tappiorarnartunut aamma aalisakkanut tuckerlaa-nut/kinguppaallu piaraannut ajoqusiineq annertunerujussuussagunartoq.

Aalisakkat peqquillu piaraat tuckerlaat

Ataatsimut isigalugu suaat peqquillu piaraat tuckerlaat inersimasuninnganit uuliamut misikkarinnerupput, aammalu uumasogatigiit ilaartortuunerat appassutaasumik akornuserneqarsinnaavoq tamannalu ikilinnermik kinguneqarsinnaalluni ukiuni arlalissuarni aalisarnikkut pisakinnerulernermik kinguneqartumik. Saarullik Atlantikormioq eqqoruminartorujussuuvoq suaat piaraallu tuckerlaat immap qaava 10 m angullugu itissusilik najortaramikku, akerlianilli kinguppat qalerallillu piaraat tuckerlaat itinerusumiittarlutik taamalu immap qaavani

minguttitamiit ajoquserneqarsinnaanerat annikinnerulluni. Immap iluani aniasoorujussuarnikkut itissutsini assigiinngitsuni annertoorsuannorluni unerartoq suannut tuckerlaanullu itissutsini assigiinngitsuni sunniisinnaavoq peqarneranullu, soorlu kinguppannik, qaleralinnik, saattuanik putooruttunillu, sunniisinnaalluni.

Immap naqqata uumasui

Uumasut natermiut uillut peqquillu uuliaarluernermit eqqoruminartuupput, imaannarmili imatut sunniuteqarnissaa ilimagineqanngilaq uulia immap naqqanut kivinngippat. Ikkattumi (< 10-15 m) toqunartut uuliamiittut immap naqqanut pisinnaapput tamaani naasunut, immap natermiunut uumasunullu tamaaniittunut tamakkualu iluaqutaanerannut sunniuteqarnerlussinnaallutik, pingaartumik miternut siorartuunut, miternut siorakitsunut, allernut, ussunnut aavernullu. Immap naqqaniit annertoorsuarmik aniasoornikkut itisuup naqqani uumasut aamma sunnerneqarsinnaapput.

Aalisakkat inersimasut

Imaannarmi immap qaavanut aniasoorneq aalisakkanut inersimasunut sunniuteqarnissaa ilimagineqanngilaq. Akerlianilli immap naqqani aniasoorujussuarneq "blow-out" aalisakkat ikerinnarmiut natermiullu avasiinnarsuarmiittut eqqorsinnaavai, toqqaannartumik imaluunniit nerisareqatigiinnikkut. Qalerallit taakkuninnga marlunnit sunnerneqarsinnaapput, taakkumi immap naqqaniit qaffarterlutik ikerinnarmi nerisassarsiortarput. Sinerissalli qanittua aarlerinarnerpaavoq, uuliaminerujussuit toqunartullu tassanngaanneersut iterlanni kangerlunnilu unissinnaammata aalisakkat annertuumik toqorarnerannik kinguneqartumik (qulaaniittoq takuuk).

Aalisarneq

Imaannarmi uuliaarluernerup siullermik aalisarneq eqqussavaa utaqqiisagallartumik aalisarfigeqqusaanngitsutigut, taakkua pilersinneqassapput aalisakkanik mingutsinneqarsimasunik pisaqarnissaq pinngitsoortinniarlugu. Taamatut matuneqarsimasut qanoq sivisutigisumik matoqqanissaannut apeqqutaavoq uuliap anianerata qanoq sivisutiginera, silap pisusii allallu. Avataasiorluni qaleralinniarnaq nalilersuiffiusumi annertoorujussuuvoq aalisarfigeqqusaanngitsulersuisoqassagaluarpallu nalilersuiffiup kitaani Canadami aalisarfiit aamma ilaatinneqartussaassapput. Tamatumunnga pissutaavoq qaleralik ungasissorsuarmut piffissaq sivisunngitsoq atorlugu nikerartarmat taamalu aalisakkat mingutsinneqarsimasut (tipittut – "tainted") uuliaarluerfimmit ungasissorujussuarmi pisarineqarsinnaallutik.

Nalilersuiffittaaq Kalaallit Nunaanni kinguppannik saattuanillu aalisarfiit pingaarnerpaat ilagaat. Aalisarfigeqqusaanngitsulersuinerup aamma aalisarnerup aningaasarsiornikkut annertuumik annaasaqarnera kingunerisinnaavaa.

Sinerissami uuliamik mingutsinneqarsimasut sivilunerusunik sivikinnerusunilluunniit aalisaaqusinnginneq kingunerisinnaavaa. Assersuutissaqarpoq uuliaarluerneq pissutaalluni qaammaterpassuarni aalisaaqqusinnaaneqartarmat, pingaartumik uuliakoq immap naqqanut sissamullu nipissimatillugu. Sinerissap qanittuani inuussutissarsiutigalugu aalisarneq pingaartumik najukkani saaqullinniarnervuq, ammassalli nammineq atugassatut annerusumik pisarineqartarluni.

Timmissat imarmiut

Timmissat imarmiut immami uuliaarluernermit eqqornerlukkuminartorujussuupput, piffissammi annersaa immap qaaniittarput uuliaarluerfioqqajaa-nerpaasartumi uuliallu siaruarterfigisartagaani. Meqqoqarnerat ajoquseruminarnerannut pissutaavoq, ilami uuliamininnguugaluartulluunniit meqquisa oqorsaataanerat puttalatitsinerallu aserorsinnaavaa. Timmissat mingutsinneqartut amerlanertigut qiullutik, perlerlutik, ipillutik toqunartulluunniit pissutigalugit toqusarput. Nalilersuiffiusumi sinerissap qanittua eqqornerlukkuminarnerpaavoq, ukiormi kaajallangajallugu tamaani timmiarpassuaqartarpoq. Timmissat tamakkua ilarpassui, piaqqiortut, isasartut ukiisartullu ilanngullugit najugannaqaarput qeqertarpassuaqarfimmi. Uuliaarluernissamut sillimaniarneq taamaattuni ajornakusoortorujussuusarpoq, alimasippallaarneq, sinerissap ilusaa silarlukkajunneralu ilaatigut pissutaallutik. Timmissat imarmiut eqqornerlunneqarsinnaanerpaat arriitsumik kinguaassioruupput, tassaallutik appat ilaqutaallu, appaliarsuit, mitit allerillu nalilersuiffiusumi amerlasoorsuullutik ukiisartut, tamannami nunanit assigiinngitsuneersunik timmissanut imarmiunut ukiiffiuvoq pingaarluinnartoq (Kalaallit Nunaat kitaa sikuuneq ajortoq) timmissanit nunanit Atlantikup avannaaneersunit tamanit najorneqartarami.

Timmissat imarmiut ilaat nalilersuiffimmeersut ukiakkut ukiuuneranilu avasiinnarmi, ikkannersuit aalisarfiit ilanngullugit, uuliaarluernissaat aarlerinartuuvortaaq naak timmissat imaannarmiittut sinerissap qanittuaniittunit siamasinnerusarluartut. Artinut pingaatunut tamakkununga ilaapput malamuit, taateraas, qilangit, appaliarsuit, appat siggukitsut mitillu siorakitsut. Taakunanga mitit siorakitsut aarlerinarnerpaapput, amerlasoorsuullutik eqimaqalutik ikkannersuarni aalisarfinniittaramik (Fyllas Bankimi, Store Hellefiske Bankimi).

Tamaani uuliaarluerujussuarneq timmissanik taakkuninnganungutsingajalluinnarsinnaavoq.

Miluumasut imarmiut

Nannut puisillu piaraat miluumasuni imarmiuni uuliamut atuunnissamut aarlerinartorsiornerpaapput, tassami annikitsuinnarmilluunniit uuliaarluerneq toqussutigisinnaagamikku, tassa uuliap meqquisa oqorsaataanerat aserortarmagu. Puiseeqqat nalilersuiffimmi nalinginnaasorujussuupput (ataaniittoq takuuk), nannullu tamaaniittarnerat allanngorarpoq, tassani Davisstrædip qanoq sikoqarnera apeqqutaasarluni.

Arferit, puisit aarrillu immaap qaavani uuliaarluernermit sunnerneqarsinnaapput. Arferit soqqallit soqqaat uuliaarluersinnaapput aammalu nerisaminnut ilanngullugu uuliamik iioraasinnaallutik. Tamanna soqqaasa nakkartit-sissutitut atorneranik allannguisinnaavoq, toqunartortorluni naakkullu ajoquteqalerluni toqussutaasinnaalluni. Aammalumi uuliap aalaa najuussorsinnaavaat isimikkullu uuliaarluersinnaallutik. Miluumasut imarmiut uuliaarluernermik namminneerlutik qimatserisinnaanersut aammalu uulia uumasunut tamakkununga mingutsitsisoq qanorpiaq ajorusiitigisarnersoq erseqqissumik ilisimaneqanngilaq. Takuneqartartulli tunngavigalugit malunnarpoq artit ilaasa uulia aarlerinartutut isiginngikkaat aammalu uuliaarluerner-mut pulaqaqattaartartut takuneqartarlutik.

Miluumasut imarmiut nalilersuiffimmi uuliaarluernermit eqqorneqarsinnaasut tassaapput ussui, natsersuit, natsiit, qasigissat, arfiviit, qilalukkat qernertat, qaqortat, nanoq, niisa, aaveq, anarnaq aamma kigutilissuaq. Qasigiaq

Kalaallit Nunaanni immikkut ulorianartorsiortuuvoq, aamma natsersuaq erniorfii Davisstrædip kangisinnerusuani sikuni eqingasuni erniorfeqaramik. Miluumasunut imarmiunut tamaani aasakkut neriniartartunut ilaapput aataat, natsersuit, natsiit, qasigissat, tikaagulliusaat, qipoqqaat, tikaagulliit, sejhvalit, niisat, aarluarsuit, anarnat, kigutilissuit niisarnallu. Tunnulik qaqutigut tamaanga nalilersuiffiusumut takkuttarpoq, eqqornerlukkuminartuuvorli tunnullit ikittuinnaammata.

Pinngitsoortitsiniarluni iliuutsit

Ajutoorsinnaaneq avatangiisinullu kinguneqarnerlussinnaaneq annikillisineqarsinaapput isumannaallisaanikkut annertuumik iliuuseqarnikkut, tassa piffissat sumiiffiillu ajoqusiiffiusinnaanerusut atornaveersaarnersigut, sillimaniarnikkut iliuusissat sunniuteqarluartut atorineqarnerigisut aammalu atortunik tulluarnik atuinnikkut aammalu suut navianartorsiortikkuminanerusut nalunaarsorsimaffiannik atuinnikkut.

Ilisimasat amigaataat misissuinerillu nutaat

Økologiimut tunngatillugu Davisstrædimi paasissutissat amigaataapput. Avatangiisinut tunngatillugu aqutsinermi Davis Strædemilu uuliasiorinnikkut ingerlataalerumaartunut tunngatillugu aqutsineq killilersuinerlu pillugit ilisimasani pisariaqartitsineq ilisimasanillu amigaateqarneq kapitali 12-imi takuneqarsinnaavoq. Uuliasiornermut atatillugu aqutsivigineqarnissaanni annertunerumik ilisimasaqarnissaq pisariaqartinneqarpoq makkua isumagineqassappata; a) naliliineq, pilersaarusiorneq ingerlatat sunniutaanerlussinnaasut sapinngisamik annikitsuutinnissaat siunertaralugu killilersuiffigisinnaajumallugit; b) sumiiffiit ajortumik eqqorneqarsinnaasut suusut paasillarumallugit, aammalu uuliaarluernermut misikkarissutsimut takussutissat nunap assiliaq pigineqartoq nutartarsinnaajumallugu, c) annertoorsuarmik uuliaarluernerup siornagut kingornagullu atugassanik ilisimasanik tunngaviusussanik pilersitsiumalluni.

1 Introduktion

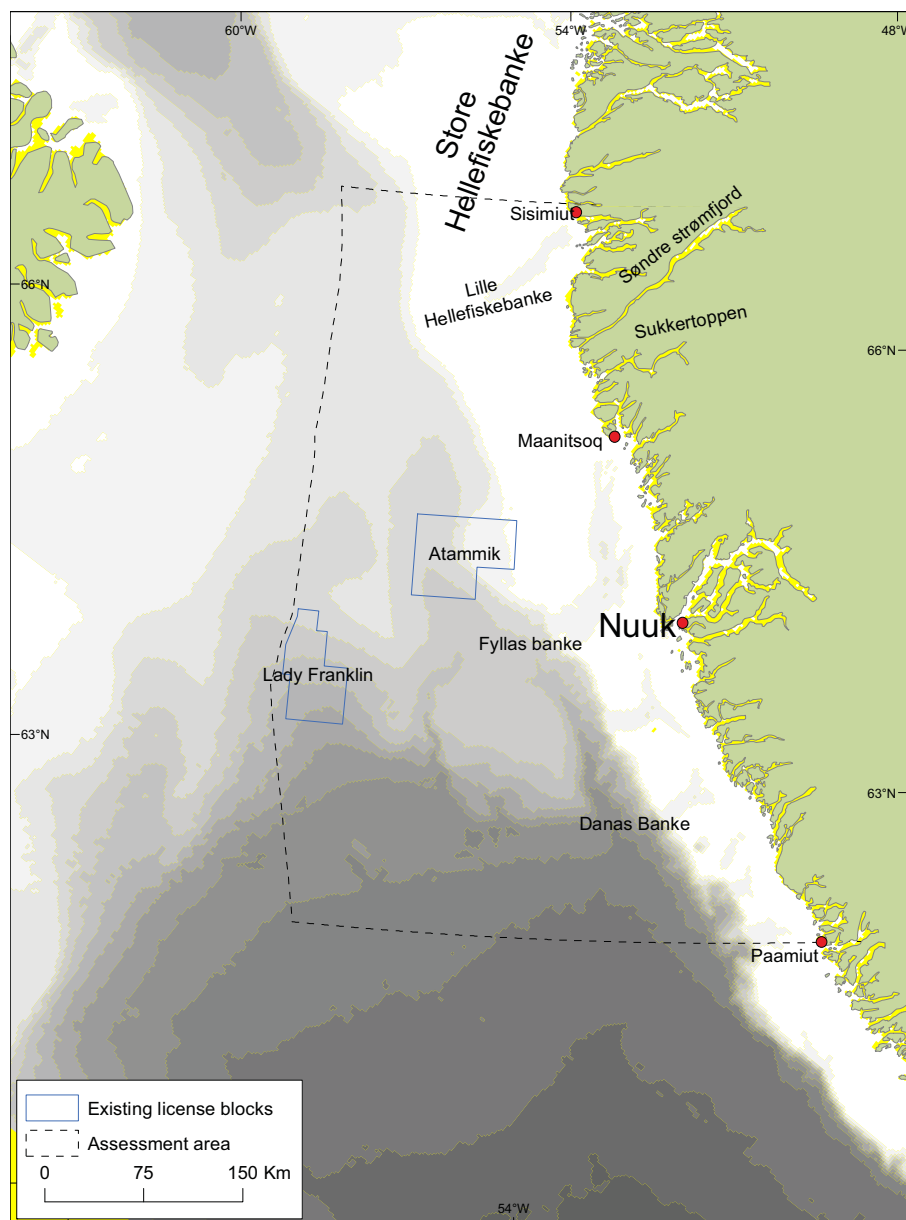
Denne rapport udgør en foreløbig, strategisk miljøvurdering af aktiviteter forbundet med olieefterforskning og -udvinding i den østlige del af Davis Strædet mellem 62° and 67° N (Fig. 1.1.1). Rapporten er udarbejdet af DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og Grønlands Naturinstitut i samarbejde med Råstofdirektoratet.

Miljøvurderingen giver en oversigt over miljøet i licensområdet og de tilstødende områder og identificerer potentielle miljømæssige konsekvenser relateret til de forventede offshore olie- og gasaktiviteter. Den identificerer også videns- og datahuller, fremhæver særlige problemstillinger og kommer med anbefalinger til afværgeforanstaltninger og planlægning. Miljøvurderingen udgør en del af beslutningsgrundlaget for de relevante myndigheder hvad angår de generelle restriktioner, afværgeforanstaltninger og monitoringskrav, som selskaberne skal forholde sig til, såfremt de ansøger om licens. Rapporten kan opdateres når ny viden bliver tilgængelig. Det er væsentligt at fremhæve, at miljøvurderingen ikke erstatter behovet for en områdespecifik miljøvurdering. Sidstnævnte er påkrævet ved lov, når selskaber foretager områdespecifikke aktiviteter, som potentielt kan påvirke miljøet.

Denne miljøvurdering er baseret på eksisterende viden fra publicerede såvel som ikke-publicerede kilder, inklusiv tidligere miljøvurderinger for det østlige Davis Stræde (Anon 2004a, b, c), et oliespildsatlas (Mosbech et al. 2000), samt miljøvurderinger udarbejdet i forbindelse olieaktiviteter i Disko Vest området og Baffin Bugt regionen (Mosbech et al. 2007, Boertmann et al. 2009). Til sammenligning af potentielle konsekvenser, er der trukket på den norske miljøvurdering af olieaktiviteter i Lofoten-Barentshavet (Anon 2003b), idet havmiljøet der minder om forholdene i Vestgrønland. En anden vigtig kilde er Arktis Råds 'Arctic Oil and Gas Assessment' fra 2007/8 (Skjoldal et al. 2007), samt den omfattende mængde af litteratur om Exxon Valdez oliespildet i 1989. Information fra det store undersøiske Deepwater Horizon-oliespild i den Mexicanske Golf i 2010 (mere end 800.000 tons olie, det største marine oliespild i efterkrigstiden) er også inkluderet, omend erfaringerne herfra endnu er begrænsede.

En vigtig problemstilling er klimaændringer. Disse kan påvirke både det fysiske og biologiske miljø; eksempelvis forventes et reduceret isdække i Davis Strædet, med konsekvenser for økologien og særligt for de arter som er afhængig af is, f.eks. isbjørnen. Hovedparten af de data som ligger til grund for denne miljøvurdering, er indsamlet gennem flere årtier, og da kommende olieaktiviteter, særligt udvikling og produktion, tidligst indledes om ca. 10 år, kan de miljømæssige og økologiske betingelser til den tid være meget forskellige fra den nuværende situation.

Figur 1.1.1. Vurderingsområdet med de eksisterende licensblokke (udbudt 2002/2005) og de omkringliggende områder i Sydvestgrønland, inklusiv de største byer og vigtige fiskebanke.



1.1 Afgrænsning af miljøvurdering

Udenskærsområderne og de kystnære områder mellem 62° og 67° N i det østlige Davis Stræde (fra ca. Paamiut til Sisimiut, Fig. 1.1.1) er det primære fokusområde, idet denne region har den største risiko for at blive påvirket af olieaktiviteter, særligt oliespild som følge af uheld. Dette fokusområde vil blive omtalt som 'vurderingsområdet'. En miljøvurdering er blevet udarbejdet for området nord for 67° N (Mosbech et al. 2007) og en anden er under udarbejdelse for området syd for 62° N (Sydgrønland).

Nærværende vurderingsområde dækker havområder i to kommuner: Sermersooq og Qeqqata. Fire større byer er beliggende i området: Sisimiut, Maanitsoq, Nuuk og Paamiut, med henholdsvis ca. 5.500, 2.800, 15.500 og 1.900 indbyggere. Desuden findes der syv bygder i området mellem 62° og 67° N (fra nord til syd: Sarfanngiut, Kangerlussuag, Kangaamiut, Napasoq, Atammik, Kapisillit og Qeqertarsuatsiaat) med sammenlagt ca. 1.600 indbyggere (Grønlands Statistik 2010, www.stat.gl).

1.2 Forkortelser og akronymer

AMAP = Arctic Monitoring and Assessment Programme
APNN = Departementet for Fiskeri, Fangst og Landbrug
AU = Aarhus Universitet
BAT = bedste tilgængelige teknik (Best Available Technique)
bbl = en tønde olie (barrel)
BEP = beste miljømæssige praksis (Best Environmental Practice)
BMP = Råstofdirektoratet (Bureau of Minerals and Petroleum)
BTX = komponenter i olie (Benzene, Toluene og Xylene)
CI = konfidens interval (confidence interval)
CRI = tilbagepumpning af borespåner (Cuttings Re-Injecting)
CV = Coefficient of Variance (konfidens koefficient)
DCE = Nationalt Center for Miljø og Energi (Danish Centre for Environment and Energy)
DMI = Danmarks Meteorologiske Institut (Danish Meteorological Institute)
DMU = Danmarks Miljøundersøgelser
DPC = Dansk Polar Center (Danish Polar Centre)
DDT = et syntetisk insekticid (dichlorodiphenyltrichloroethane)
EIA = miljøvurdering (Environmental Impact Assessment)
EPA = Miljøstyrelsen (Environmental Protection Agency)
FPSO = flydende platform, til produktion, opbevaring og udskibning (Floating Production, Storage and Offloading unit)
GBS = platform der står på havbunden (Gravity Based Structure)
GEUS = De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (Geological Survey of Denmark and Greenland)
GINR = Grønlands Naturinstitut (Greenland Institute of Natural Resources)
GN = Grønlands Naturinstitut
gww = gram våd vægt (grammes, wet weight)
HBCD = bromerede flammehæmmere (hexabromocyclododecane)
HSE = helbred, sikkerhed og miljø (Health, Safety and Environment)
ICES = International Council for the Exploration of the Sea
IWC = Den Internationale Hvalkommision (International Whaling Commission)
LRTAP = konvention om grænseoverskridende luftforurening (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution)
MARPOL = international konvention til bekæmpelse af skibsforurening (International Convention for the Prevention of Pollution from Ships)
MIZ = den marginale iszone (Marginal Ice Zone)
MST = Miljøstyrelsen
NAO = den Nordatlantisk oscillation (North Atlantic Oscillation)
NERI = Danmarks Miljøundersøgelser (National Environmental Research Institute)
NOW = Nordvandspolyniet (North Water polynya)
OHC = organohalogen (organohalogen contaminants)
OSPAR = Oslo-Paris Konventionen til beskyttelse af det marine miljø i Nordøst Atlanten (Oslo-Paris Convention for the protection of the marine environment of the Northeast Atlantic)
PAH = polyaromatiske hydrocarboner (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)
PCB = polyklorerede bifenyle (Polychlorinated Biphenyls)
PBDE = polybromerede defenylestere (polybrominated diphenyl ethers)
PLONOR = OSPARs liste over stoffer som udgør en lille eller ingen risiko for miljøet (OSPARs list over substances which Pose Little Or No Risk to the Environment)
PNEC = en stofkoncentration som ikke forventes at forårsage skade (Predicted No Effect Concentration)

POP = persistente organiske miljøgifte (Persistent Organic Pollutants)
ppm = andel per million (parts per million)
ppb = andel per billion (parts per billion)
PTS = permanent høretab (permanent elevation in hearing threshold shift)
rms = det kvadratiske gennemsnit (root mean squared)
SEIA = strategisk miljøvurdering (Strategic Environmental Impact Assessment)
SMV = strategisk miljøvurdering
TBBPA = bromerede flammehæmmere (tetrabromobisphenol)
TBT = et anti-begroningsmiddel (tributyltin)
TPH = total indhold af petroleumhydrocarboner (Total Petroleum Hydrocarbons)
TTS = midlertidigt høretab (temporary elevation in hearing threshold)
USCG = den amerikanske kystvagt (United States Coast Guard)
VEC = prioriterede økosystem komponenter (Valued Ecosystem Components)
VOC = flygtige organiske forbindelser (Volatile Organic Compounds)
VVM = miljøvurdering (Vurdering af Virkninger på Miljøet)
WGC = den vestgrønlandske havstrøm (West Greenland Current)
WSF = vandopløselig andel (Water Soluble Fraction)
ww = våd vægt (wet weight)

2 Oversigt over aktiviteter i forbindelse med olieeftersøgning

David Boertmann (AU)

Udviklingen af et oliefelt går gennem flere forskellige faser, som til en vis grad overlapper. Disse faser omfatter efterforskning, udbygning af et oliefelt, produktion af olie og endelig nedrivning og fjernelse af installationer når produktionen er slut. De vigtigste aktiviteter under efterforskning er seismiske undersøgelser og prøveboring. Når et oliefelt udbygges fortsætter de seismiske undersøgelser og borerne (produktionsbrønde, injektionsbrønde, afgrænsningsbrønde), og alle de forskellige installationer etableres (produktionsenheder, rørledninger, udskibningshavne, landingsbaner, indkvartering osv.). Undervejs skal faciliteterne vedligeholdes, oliefeltet overvåges og endelig når produktionen er ophørt, skal alle installationer nedrives og fjernes. Sammenlagt varer disse faser årtier, som det for eksempel kan ses i Nordsøen, hvor efterforskningen blev indledt i 1960 og hvor der stadig produceres olie.

2.1 Seismiske undersøgelser

Formålet med de seismiske undersøgelser er at lokalisere og afgrænse olieforekomster i undergrunden. De bruges også til at identificere de præcise boresteder og til at overvåge udviklingen i de oliereservoirer som udnyttes. Til havs trækker et skib en kraftig lydkilde og et sæt mikrofoner til at opfange de fra undergrunden tilbagekastede lydbølger. Lydkilden består af et sæt luftkanoner (f.eks. 28 med et samlet rumfang på 4330 inch³) som generer en kraftig lydimpuls med korte intervaller (10-20 sekunder). Mikrofonerne er placeret i et eller flere lange lyttekabler ("streamers"), der er op til 10 km lange. Da lyd dæmpes meget mindre i vand end i luft, kan de kraftige lydimpulser fra en seismisk undersøgelse registreres på meget lang afstand (mange hundrede kilometer), og vil derfor kunne forstyrre vandlevende dyr i meget store områder, som for eksempel hvaler.

Regionale undersøgelser er som regel såkaldt todimensional (2D) seismik, hvor de seismiske linjer er placeret med mange kilometers (10-50 km) afstand, og hvor store områder undersøges. Når små områder skal undersøges nærmere, for eksempel når et boremaal skal identificeres, anvendes såkaldt tredimensionel (3D) seismik. Her ligger de seismiske linjer tæt (200-500 m) og der trækkes flere lyttekabler (op til 12) efter skibet. Ved meget lokale undersøgelser ("rig-site" eller hvis der ledes efter gaslommer ("shallow gas")) benyttes meget mindre lydkilder, for eksempel en enkelt luftkanon på 150 inch³. Endelig kan der foretages vertikale seismiske undersøgelser (VSP), hvor mikrofoner sænkes ned i et borehul for at opfange lydsignaler afgivet ved havoverfladen.

2.2 Prøveboring

Hvis de seismiske undersøgelser viser strukturer, som kan tænkes at indeholde olie, skal der bores for at bekræfte tilstedeværelsen af olie. Til havs foretages dette fra boreskibe, flydende platforme ("semisubmersibles") eller fra platforme, der står på bunden ("jack-up's"). De grønlandske farvande er generelt for dybe til de stående platforme, og da de heller ikke kan flyttes,

hvis et isbjerg er på kollisionskurs, benyttes denne type ikke i Grønland. Men begge de to andre typer har været benyttet.

Boresæsonen i Davis Stræde er begrænset til perioden maj-november primært på grund af vinterisen.

Boring medfører brug af boremudder og dette skal bortskaffes sammen med det udborede materiale (borespåner, "cuttings"). Det er i forbindelse med udarbejdelsen af miljøvurderinger for det norske område Lofoten-Barentshavet beregnet, at der udbores ca. 450 m³ spåner og benyttes ca. 2000 m³ boremudder per brønd. De tre prøveboringer i Disko Vestudbudsområdet i 2010 resulterede i 665-900 m³ spåner/brønd og i alt 6000 m³ boremudder.

Andre væsentlige udledninger fra prøveboring stammer fra energiforbruget, dvs. brugen af dieselolie, som med udstødningen udledes til atmosfæren. Det drejer sig særligt om CO₂, SO₂ og NO_x.

Den tredje væsentlige miljøpåvirkning fra boring er støj, som først og fremmest stammer fra det dynamiske positioneringssystem, hvor skruer hele tiden arbejder, for at holde et boreskib eller en platform på plads.

2.3 Boremudder og -spåner

Boremudder benyttes i boreprocessen for at smøre og afkøle boret og for at stabilisere trykket i borehullet. Boremudder kan være vandbaseret ("water based", WBM) eller oliebaseret ("oil based", OBM). Der benyttes også en tredje type, det syntetiske ("synthetic based muds", SBM). Boremudderet til sættes forskellige kemikalier alt efter boringens art og de geologiske lag man arbejder i. Disse kemikalier kan medføre miljøproblemer ved udledning, men generelt er det sådan at vandbaseret boremudder giver langt færre problemer end oliebaseret og syntetisk boremudder.

Boring resulterer i en blanding af boremudder og borespåner, som oftest ledes ud på havbunden efter endt boring, hvor bundfauna og bundstruktur kan påvirkes.

2.4 Vurderingsboringer

Hvis en prøveboring giver et positivt resultat, efterfølges efterforskningen af en vurderingsfase, som skal fastslå størrelsen af den fundne olieforekomst, og som skal indgå i planlægningen af den mest effektive produktionsmetode, dvs. at feltets økonomiske potentiale skal vurderes. Denne fase kan tage flere år, og vil typisk medføre boring af flere vurderingsbrønde ("appraisal wells") samt analyser af brøndene ("well logging and testing"), som omfatter tryk og temperatur i brønden og den hastighed med hvilken olien strømmer ud af formationen. Hvis alle disse analyser falder positivt ud, indledes udviklingen af et egentligt producerende oliefelt.

2.5 Andre efterforskningsaktiviteter

Der foregår mange andre aktiviteter omkring efterforskning og vurdering end beskrevet ovenfor. I miljøsammenhæng er den væsentligste af disse, helikoptertransport til og fra offshore installationer, som kan give anledning til forstyrrelser af fugle og havpattedyr, hvis sårbare områder overflyves.

“Well testing” er en aktivitet der foregår, når en brønd er boret og dens olie-potentiale skal vurderes. Aktiviteten kan medføre udslip af forskellige kemikalier til havet, ligesom der ofte afbrændes (“flares”) olie.

2.6 Udvikling og produktion

Under udviklingen af et oliefelt skal der igen udføres seismiske undersøgelser og der skal bores mange flere brønde. Hvordan et produktionssted i Davis Stræde skal udformes vides ikke endnu, men man kan tage udgangspunkt i en lønsomhedsundersøgelse (“feasibility study”) udført af APA (2003). Denne undersøgelse vurderer, at den mest sandsynlige løsning vil være at placere brøndinstallationerne på havbunden med forbindelse til en produktionsfacilitet enten stående på lavt vand eller placeret i land. Fra denne produktionsenhed, kan tankskibe sejle i pendulfart til en egentlig udskibningshavn, for eksempel i Canada.

Miljøproblemerne i forbindelse med udviklingen og udnyttelsen af et oliefelt vil primært opstå i forbindelse med de seismiske undersøgelser (støj), boringerne (udledninger til hav og luft) og udbygningen af de forskellige konstruktioner på havbund og i land. Ved produktion af olie følger der store mængder af vand med op fra brønden, såkaldt produktionsvand.

2.7 Produktionsvand

Langt den størst mængde af spildprodukter fra olieproduktion er produktionsvand, som pumpes op sammen med olien og ofte i større mængder end denne. Fra Canada er der eksempler på brønde, hvorfra der oppumpes mellem 11.000 og 30.000 m³ om dagen, og fra de norske felter blev der i 2004 udledt 174 millioner m³ i alt.

Produktionsvand indeholder rester af olie, rester af tilsatte kemikalier samt små mængder af stoffer fra oliereservoiret. Nogle af disse stoffer kan være akut giftige eller indeholde tungmetaller, nogle er radioaktive, nogle har hormonvirkning og endelig kan de virke som gødning på havmiljøet. Nogle er svært nedbrydelige og nogle kan ophobes i de biologiske fødekæder. Ved normal drift udgør produktionsvandet den største kilde til olieforurening af havet omkring et oliefelt.

Produktionsvand udledes normalt til havet efter en rensning, sådan at olieindholdet kommer ned under 30 ppm (som anbefalet af OSPAR). Udledt produktionsvand fortyndes hurtigt, sådan at eventuel akut giftvirkning kun ses i udledningsstedets umiddelbare omgivelser. Langtidsvirkninger af udledt produktionsvand er ikke kendte, men der er udtrykt en betydelig bekymring herfor. Dette har medført at udledningerne er reduceret fra norske installationer, bl.a. ved at pumpe produktionsvandet tilbage til de olieførende lag.

2.8 Udledninger til atmosfæren

Udledninger til atmosfæren forekommer i alle faser af olieaktiviteter. De største mængder udledes under udvikling og produktion og består for det meste af udstødning fra maskineri (transport, boring, pumpning osv.). Boring kan for eksempel medføre udledning af 5 millioner m³ udstødningsgasser om dagen. Afbrænding af gas (“flaring”) og omlastning af olie kan også give væsentlige bidrag.

Udledningerne består af drivhusgasser (CO_2 og CH_4), nitroser gasser (NO_x), flygtige organiske forbindelser (VOC) og svovldioxid (SO_2). Ved produktion af olie udledes der særligt meget CO_2 , og som eksempler kan nævnes, at det norske Statfjord-felt i 1999 udledte mere end 1,5 millioner tons, og at der ved boringen af tre prøvebrønde ud for Disko i 2010 blev udledt 105.000 tons.

Methan (CH_4) er en kraftig drivhusgas, som udledes i mindre mængder sammen med andre VOC'er, særligt når råolie omlastes.

2.9 Andre produktionsaktiviteter

Hvis der findes olie i Grønland, skal den transporteres bort med skib. Lønsumhedsundersøgelsen nævnt ovenfor (APA 2003), beskriver en mulig situation ved et oliefelt med stor produktion ved Disko. Her skal tankskibe, der laster 1 million tønder råolie, sejle i pendulfart fra en udskibningshavn hver femte dag. Et lignende scenarie kan man forestille sig i Davis Stræde.

Når et oliefelt er udtømt indledes en nedbrydnings/rivningsfase, hvorfra der generes store mængder af fast affald, som skal deponeres eller genbruges.

2.10 Uheld

De værste miljøproblemer i forbindelse med olieaktiviteter til søs vil opstå i forbindelse uheld, der medfører et stort oliespild. Som påvist af AMAP's "Oil and Gas Assessment" (Skjoldal et al. 2007), så vil et stort oliespild kunne medføre både akutte påvirkninger og langtidspåvirkninger i store områder, som særligt i havområder med is vil kunne true sårbare dyrebestande.

3 Fysisk miljø

Michael Dünweber (AU)

Vurderingsområdet er en del af Davis Stræde og beliggende inden for det, der normal betegnes som det subarktiske havmiljø, hvilket defineres som de havområder, hvor de øvre vandlag er af både polar og ikke-polar oprindelse (Dunbar 1954). Davis Stræde er et halvlukket havbassin, der adskiller det vestlige Grønland og Baffin Island, som er den største ø i den arktiske, canadiske ø-gruppe. Strædet er i nord forbundet med Ishavet via Baffin Bugte og Nares Stræde. Mod syd er strædet forbundet med Labradorhavet. Hydrografisk er området karakteriseret ved subarktisk vand fra det nordlige atlantehav (gennemsnitlig julitemperatur er højere end 5° C) i den sydlige del og højarktisk vand fra Baffin Bugte (gennemsnitlig julitemperatur er under 5° C) i den nordlige del.

Kontinentalsoklen omfatter lavvandede områder (dybde på under 100 m) i det nordøstlige hjørne og arealer med mere end 2.000 m's dybde (ned til 2.500 m) i det sydvestlige hjørne. Kontinentalsoklen omfatter store lavvandede områder eller banker som f.eks. Fyllas Banke, Sukkertop Banke og Store Hellefiskebanke, som typisk er mellem 20 og 100 m dybe. Soklen gennemskæres af dybe trug, som adskiller fiskebankerne. På det smalleste sted løber en højderyg med vanddybder op til ca. 600 m mellem Grønland (ved Holsteinborg, Sisimiut) og Baffin Island (ved Cape Dyer).

På stor målestok er de metrologiske og oceanografiske forhold i Davis Stræde ret velkendte. Nyere beskrivelser er tilgængelige (Buch et al. 2005, Myers et al. 2009); dog fokuserer de fleste på området ved Baffin Bugt med korte beskrivelser af Davis Stræde (Tang et al. 2004, Dunlap & Tang 2006). Mere detaljerede beskrivelser af hydrografien for offshore-områder er udarbejdet af Danmarks Meteorologiske Institut og Råstofdirektoratet (Nazareth & Steensboe 1998, Buch 2000, Karlsen et al. 2001, Buch 2002, Hansen et al. 2004, Ribergaard 2010). En tidlig miljøvurdering for Fyllas Banke udarbejdet af DMU findes i Mosbech et al. (1996b), og et atlas med angivelse af kysternes sårbarhed overfor oliespild i Vestgrønland findes i Mosbech et al. (2004a) og (2004b).

3.1 Vejr og klimatiske forhold

Vejret i vurderingsområdet bestemmes i stor udstrækning af den atmosfæriske trykfordeling i Nordatlanten, nærmere bestemt den Nordatlantiske Oscillation (NAO). NAO har en dominerende indflydelse på vintertemperaturen af overfladeluften og havtemperaturen i Arktis. Når NAO er positiv, løber forstærkede vestenvinde på tværs af Atlanterhavet og forstærker den Nordatlantiske Strøm. Dette medfører lav intensitet i den kolde, sydgående Østgrønlandske Strøm og den varme, nordgående Irmingerstrøm (afledt af den Nordatlantiske Strøm), hvilket giver kolde forhold i Grønland. Når NAO er negativ er forholdene nærmest modsat med ringe tilstrømning af vand fra Nordatlanten sammen med en forstærket Østgrønlandsk Strøm og Irmingerstrøm, som giver høje temperaturer i Grønland (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

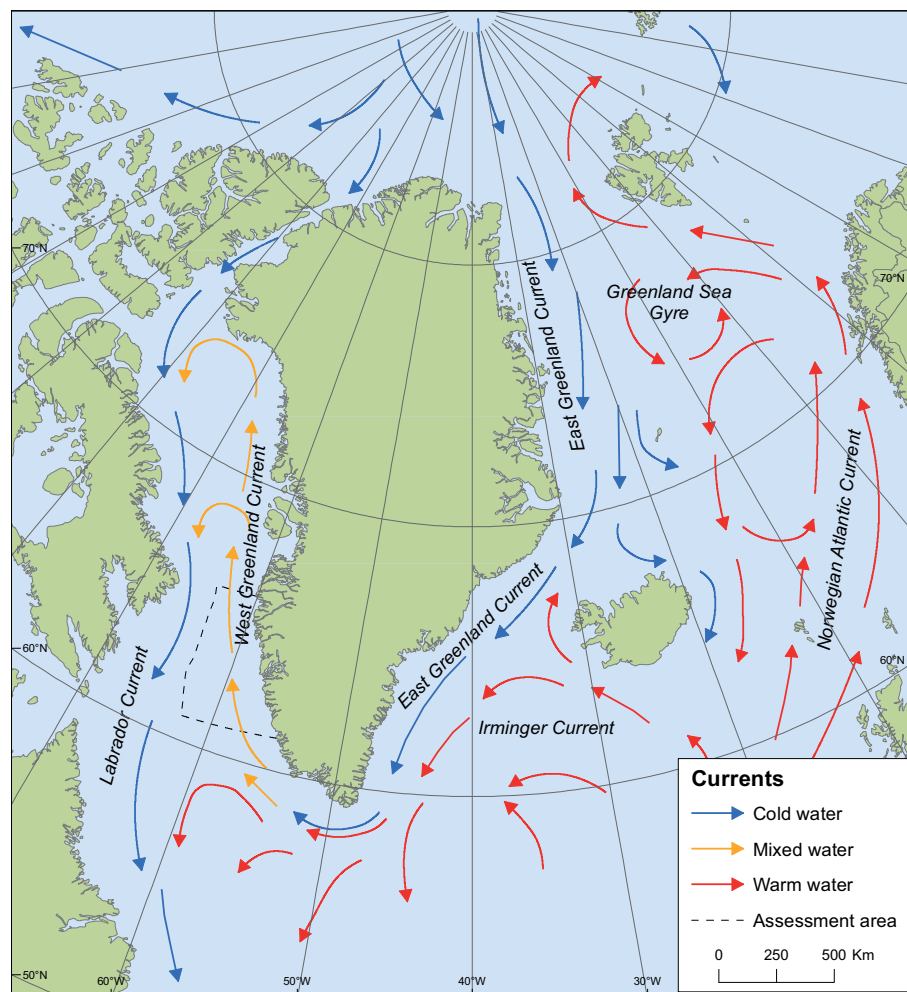
vinde ud for Vestgrønland. Mere lokale fænomener som tåge eller polarlavtryk er almindelige nær Vestgrønlands kyster. Sandsynligheden for kraftige vinde øges tæt på Grønlands kyst og mod Atlanterhavet. Detaljerede beskrivelser af de lokale vindforhold kan ses i kystzoneatlasset over Vestgrønland, som er udarbejdet af DMU (Mosbech et al. 2004b).

3.2 Oceanografi

3.2.1 Strømforhold

Den Vestgrønlandske Strøm løber langs Vestgrønland og består af to væsentlige komponenter. Tættest på kystlinjen bevæger overfladelaget (0-150 m) fra den Østgrønlandske Strøm (med koldt vand fra Polarhavet) sig mod nord. På sin vej fortyndes vandet af afstrømmende vand fra de forskellige fjordsystemer som f.eks. Godthåbsfjord (Nuup Kangerlua). Den anden komponent (i en dybde på 150-800 m) stammer fra den Nordatlantiske Strøm fra Irmingerhavet. Dette relativt varme og saltholdige vand kan spores hele vejen langs Vestgrønland fra Kap Farvel til Thule/Qaanaaq (Fig. 3.2.1).

Figur 3.2.1. Dominerende strømme i havoverfladen i det nordlige Atlanterhav.



Strømmønstreet langs den grønlandske vestkyst følger som regel bathymetrien langs kysten (Ribergaard et al. 2004). Sydøst for vurderingsområdet (syd for Fyllas Banke-området) påvirkes strømmønstrene af den stejle kontinentalskråning og den komplekse topografi af en række lavvandede banker som afleder kyststrømmene og skaber ustabilitet i den aktuelle strøm.

Den Østgrønlandske 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 vandmassen afledes mod Canada i vest, hvor den flyder sammen med Labradorstrømmen. Længere mod nord fortsætter afledningen mod vest, hvilket resulterer i en yderligere svækkelse af strømmen (Buch 2000).

Tilstrømningen af polarvand er kraftigst i foråret og i den tidlige sommerperiode (maj-juli). Tilstrømningen af relativt varme vandmasser fra Atlanterhavet via den Vestgrønlandske Strøm er kraftigst i efteråret og om vinteren, hvilket forklarer, hvorfor vandet mellem 62° N og 67° N normalt er isfrit i vinterperioden. Blanding og varmediffusion af de to lag (polar- og Irmingerstrømmene) er afgørende for temperaturforholdene i vurderingsområdet. År med en stærk Østgrønlandsk Strøm og Irminger-strøm vil ofte være kolde år (Nazareth & Steensboe 1998, Buch 2000, 2002, Hansen et al. 2004).

50-årige tidsserier (1950-2000) over temperatur- og salinitetsmålinger fra oceanografiske observationspunkter ved Fyllas Banke i Vestgrønland har afsløret stor variation i de oceanografiske forhold ud for Vestgrønland fra år til år. Disse klimatiske variationer kan relateres til skift i NAO-indekset fra negative til positive værdier i perioden 1970-2000, hvilket resulterede i et koldere klima (Buch et al. 2005). I de seneste to årtier har der dog været en tendens mod forhøjede vandtemperaturer og nedsat isdække under den arktiske vinter (Rothrock et al. 1999, Parkinson 2000, Hansen et al. 2006, Comiso et al. 2008). Stor afsmeltning fra gletsjeren i det indre af Godthåbsfjord tyder på øget tilstrømning af ferskvand til det vestgrønlandske bassin, hvilket sandsynligvis påvirker det marine økosystem, fjorden og udskiftningen af havvand (Rysgaard et al. 2008 og deri nævnte referencer). Det seneste årtis varmere klima i Arktis kan til dels være resultatet af ændringen i NAO-indekset fra positivt til negativ. Der er dog sket en væsentlig stigning på 0,4° C pr. tiår (1966-2003) i overfladetemperaturen i Arktis, hvilket afviger fra de forventede naturlige variationer (McBean et al. 2005).

1.2.1 Hydrodynamiske diskontinuiteter

Hydrodynamiske diskontinuiteter er områder, hvor forskellige vandmasser mødes med indbyrdes skarpe afgrænsninger og stejle hældningsgrader. De kan bestå af 'upwellings', hvor koldt, næringsrigt vand presses op mod det øverste lag, fronter mellem forskellige vandmasser og iskanter (herunder israndzonen). 'Upwelling' forekommer ofte langs de stejle skrånninger på kontinentalsokler, drives af tidevandsstømmen og veksler derfor normalt med 'downwelling'. Modelstudier nord for vurderingsområdet forudsiger, at 'upwelling' hyppigst sker vest for bankerne, både nord og syd for Diskobugstens indløb og ved Store Hellefiskebankes skrånninger (Mosbech et al. 2007 og deri nævnte referencer).

3.2.2 Kysterne

Kystområdet mellem 62°-68° N er domineret af kystlinjer af grundfjeld med mange skær og ø-grupper. I beskyttede områder findes der små bugter med sand eller sten mellem klipperne. Der findes sandstrande i Marrak-Sermilik-området og i nærheden af gletsjeren Frederikshåb Isblink, hvor der ligger lange sandstrande og barriereøer (Mosbech et al. 1996b).

3.3 Isforhold

Følgende primære typer af havis forekommer i Davis Stræde: 'Storis', som primært er flerårig drivis af polar oprindelse, der er ført til Sydvestgrønland af den Østgrønlandske Strøm og 'vestis', som primært er førsteårsdrivis dannet i Baffin Bugt og Davis Stræde. Havisen forekommer normalt i Davis Stræde fra november til midt på sommeren. Farvandene syd for Nuuk er dog normalt fri for havis, men kan lejlighedsvis være dækket i en kortere periode sidst på vinteren. I foråret og de tidlige sommermåneder kan flerårig havis drive ind i området (Nazareth & Steensboe 1998, Buch 2000, Karlsen et al. 2001, Buch 2002, Hansen et al. 2004). Davis Stræde oplever store årlige variationer i omfanget og koncentration af havis, som primært styres af vind- og strømmønstre og lave vintertemperaturer. Variationen i udbredelsen af havis bestemmes primært af det årlige nordatlantiske oscillationsindex (NAO-index) som forklaret ovenfor. Den årlige variation i NAO er bestemmende for strømmønstret i Davis Stræde, hvilket indvirker på nord-syd-omfanget af havisen og haviskantens position (Buch 2000, 2002, Heide-Jørgensen et al. 2007b).

Vurderingsområdet påvirkes af den varme Vestgrønlandske Strøm, som er en udløber af Golfstrømmen. Den varme nordgående Vestgrønlandske Strøm skaber åbent vand om vinteren langs den sydvestgrønlandske kyst og forhindrer isdannelse tæt på den grønlandske vestkyst helt op til 67° N (Nazareth & Steensboe 1998, Buch 2000, 2002, Hansen et al. 2004). Denne varme strøm har en så stor indflydelse på området, at den normalt medfører et tidligere opbrud i havisen i den østlige del end i den vestlige del af Davis Stræde. Om vinteren og i det tidlige forår føres Vestisen sydover langs Baffin Island til Davis Stræde og Labradorhavet. Sidst i frostperioden dominerer førsteårsis normalt den østlige del af Davis Stræde, mens de vestlige og centrale dele af Davis Stræde er domineret af tykkere førsteårsis blandet med mindre stykker (1-3 tiendedele) flerårig havis. Den nordvestlige del fra Fyllas Banke er normalt fri for vestis fra primo maj til primo januar, og den sydøstlige del er isfri fra medio april til ultimo januar (Nazareth & Steensboe 1998).

Haviskappen 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 viser en reduktion i haviskappen på 11,4% per 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 og deri nævnte henvisninger). I de senere år har havisen vist stor år-til-år-variation eller reduceret omfang i begrænsede perioder i Diskobugten (Hansen et al. 2006) afhængig af den atmosfæriske nedkøling (Buch 2000, 2002, Tang et al. 2004). Der er 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 områder af Godthåbsfjord (Rignot & Kanaga-

ratnam 2006). Aktuelt ved man ikke i hvilket omfang, den øgede mængde ferskvand fra fjordsystemerne påvirker den Vestgrønlandske Strøm.

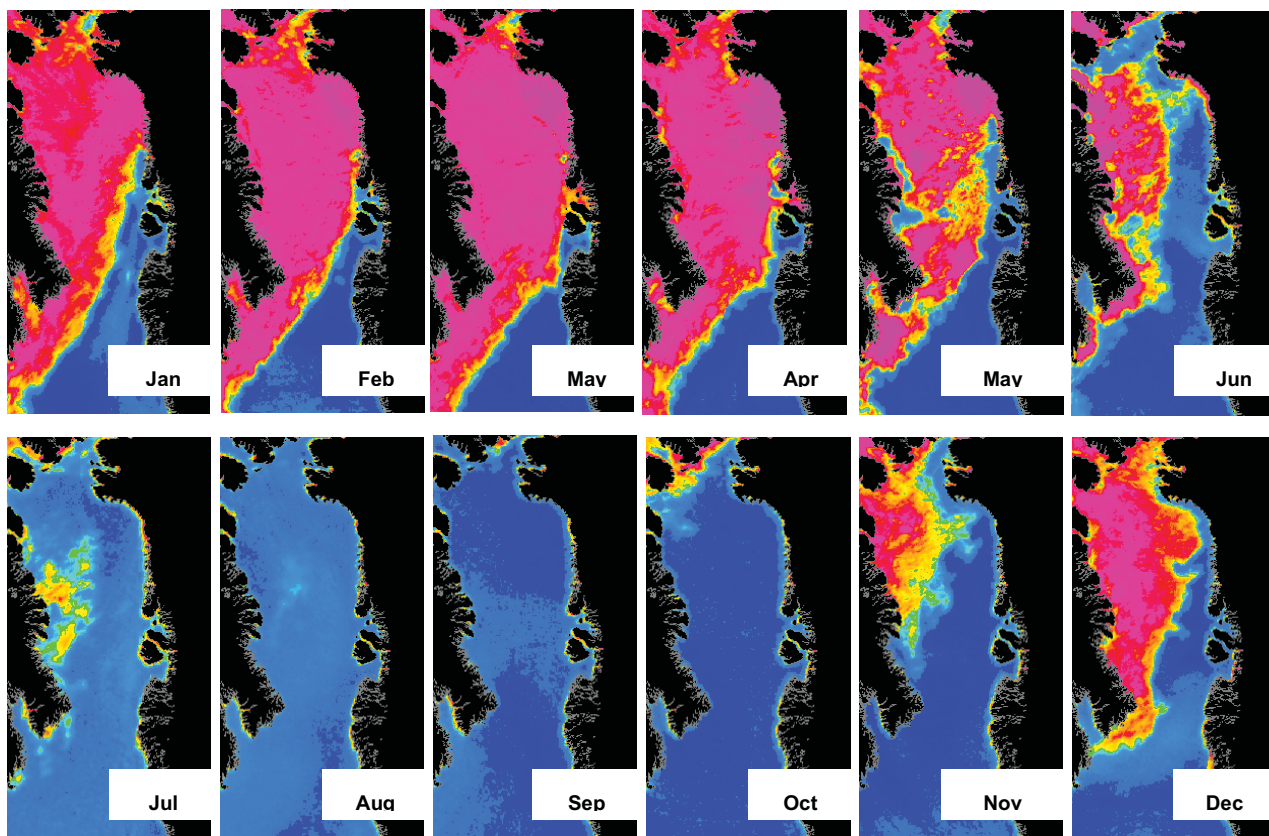
3.3.1 Vestis og drivmønstre

Isforholdene mellem 60° og 71° N er primært afhængig af den nord- eller nordvestgående Vestgrønlandske Strøm, som kommer med relativt varmt vand, og indvirkningerne af den kolde sydgående Baffin Island-strøm. Isen bliver i første omgang dannet i åbent vand i den nordlige del af Baffin Bugt i september, når mængden af vestis (førsteårsis) i Davis Stræde og Baffin Bugt er på sit laveste. De følgende måneder øges isdækket langsomt fra nord mod syd, og når sit maksimum sidst på vinteren, normalt i marts, hvorefter det falder (Nazareth & Steensboe 1998, Buch 2000, 2002, Hansen et al. 2004). Den relativt varme Vestgrønlandske Strøm forsinket isdannelsen i den østlige del af Davis Stræde og resulterer i et tidligere opbrud af havisen end i de vestlige dele. Isdækket er derfor altid mere udtalt i den vestlige del end i den østlige del af Baffin Bugt (Fig. 3.3.1). Baffin Island-strømmen fører store mængder havis fra Baffin Bugt til Davis Stræde og Labradorhavet, især om vinteren og i de tidlige forårsmåneder. I denne periode dækker havisen normalt det meste af Davis Strædet nord for 65° N, men ikke områder tæt på Grønlands kyst. I dette område opstår der ofte render med åbent vand eller nyis af varierende bredde (israndzonen) mellem kysten og offshore-delene af fast- eller drivisen så langt nord som 67° N. Syd for 65°-67° N dominerer isfrie områder hele året. Den østlige del af Davis Stræde syd for Diskøen er fri for havis i denne periode (Fig. 3.3.1 og 3.3.2), mens drivis er mere dominerende mod vest og nord. Områderne nordvest for Fyllas Banke er normalt frie for Vestis fra tidlig maj til tidlig januar (Valeur et al. 1996, Nazareth & Steensboe 1998).

Små mængder af flerårig is fra Ishavet driver til de vestlige dele af området fra Lancaster Sund eller Nares Strædet. Den flerårige is fra disse områder når dog normalt ikke kysterne i Vestgrønland. I slutningen af frostperioden dominerer tynd og mellemtyk førsteårsis i de vestlige dele (op til ca. 100 km fra den grønlandske kyst). De vestlige og centrale dele af Davis Strædet domineres af mellemtyk og tyk førsteårsis blandet lokalt med små mængder (1-3 tiendedele) flerårig is (Nazareth & Steensboe 1998) (Fig. 3.3.1).

Det lokale drivmønster af isen styres i nogen grad af de store overflade-strømsystemer, den Vestgrønlandske Strøm og Baffin Island-strømmen. Styrken og retningen af overfladevindene påvirker dog også den lokale bevægelse i havisen, især i de sydlige farvande.

Under normale forhold driver den flerårige is (Storis) til området ved Kap Farvel i december/januar afhængig af lavtrykssystemet i Nordatlanten. I foråret og sommeren svækkes lavtrykssystemet normalt, og Storis driver til den nordøstlige del af Labradorhavet eller mod nordvest langs Vestgrønlands kyst. Gennemsnitlig driver Storis nord for 63° N hvert andet år, men mængden og tilstedeværelsen af storis varierer. Der er aldrig observeret storis nord for 63° N tidligere end sidst i februar (Hansen et al. 2004).



Figur 3.3.1. Det månedlige havisdække i 2010, januar - december. Rød og magenta indikerer meget tæt is (8-10/10), mens gul indikerer mere spredt is. Den mest spredte is (1-3/10) er ikke registreret. Billederne er baseret på Multichannel Microwave Radiometer (AMSR og SMMR) og er behandlet af Danmarks Tekniske Universitet (DTU) med støtte fra den Europæiske Rumorganisations (ESA) PolarView-projekt.

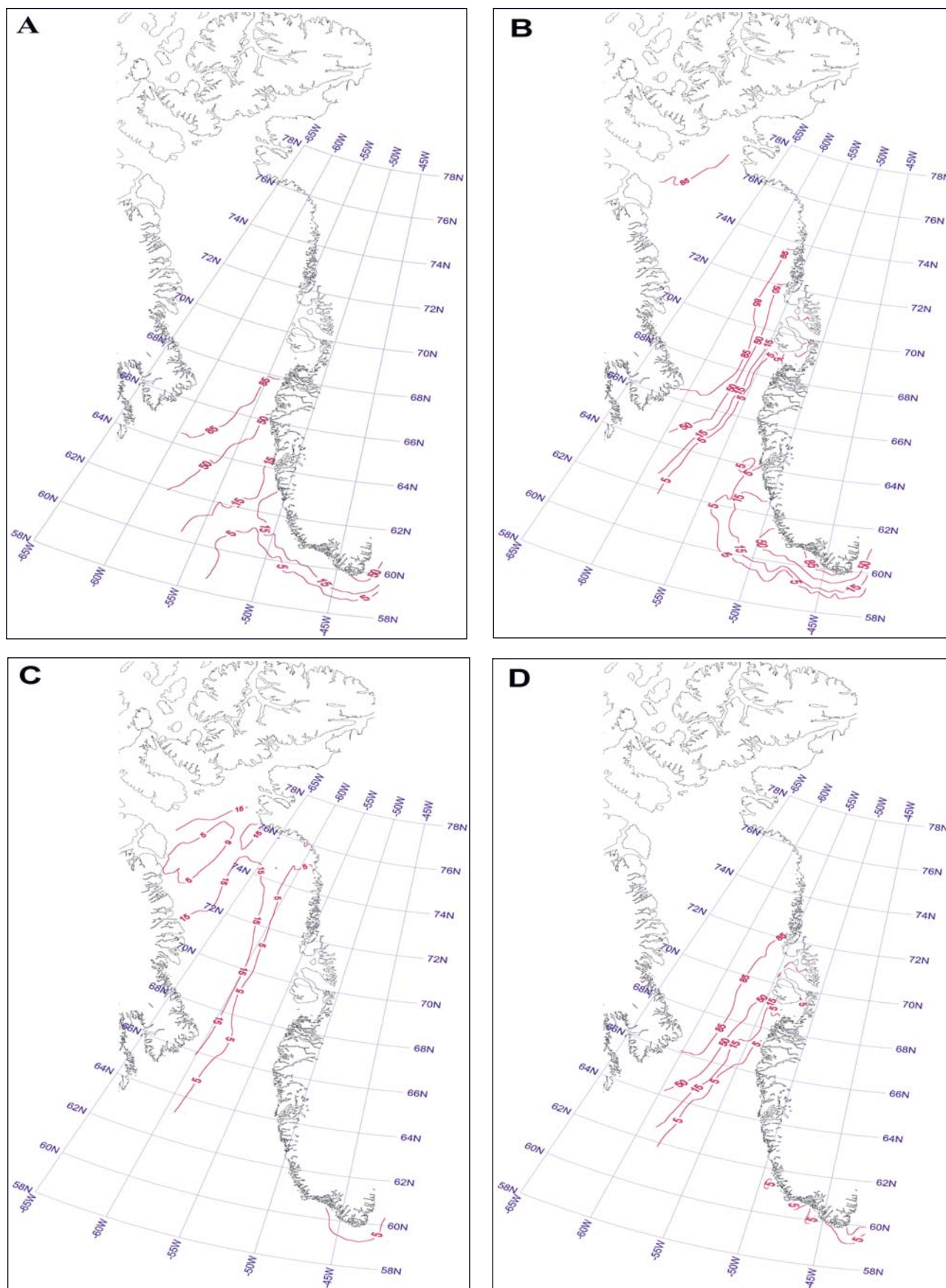
Størrelsen af normale isflager nær israndzonen i Davis Stræde er mindre end 100 meter på grund af afsmeltning og bølgenes nedbrydning. Disse isflager er ofte sammenhængende og danner store områder uden åbent vand. Væk fra israndzonen varierer den generelle isflagestørrelse fra store isflager på ca. 1 km bredde til kæmpeisflager på over 10 km (Nazareth & Steensboe 1998).

Studier foretaget af DMI, og refereret i Mosbech et al. (2007), beskriver drivmønstret for havis nord for vurderingsområdet i april 2006. På dette tidspunkt udsatte man to satellitsendere på havisen vest for halvøen Nuussuaq, som skulle spore drivisens bevægelser. Den ene blev sporet frem til juni, hvor den havde bevæget sig næsten 500 km (samlede længde af sporingslinen), men samlet set havde den kun bevæget sig 66 km mod sydvest. Den anden sender blev kun sporet i nogle dage, hvor den bevægede sig 21 km mod syd. Der blev ikke observeret specifikke drivmønstre for havis under denne undersøgelse, hvilket tyder på, at yderligere lignende eksperimenter er påkrævet i fremtiden.

3.3.2 Isbjerger

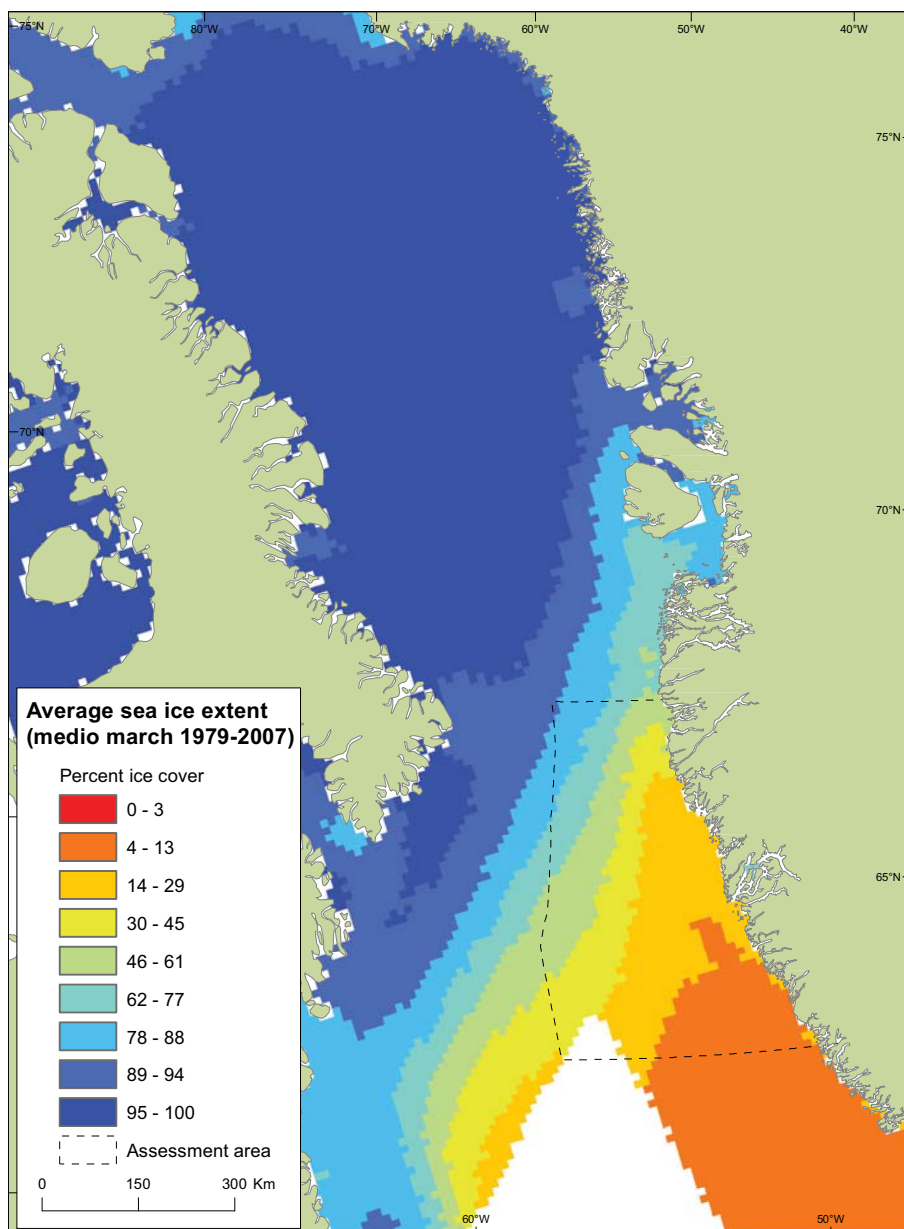
Isbjerger adskiller sig fra havis på flere måder:

- De er af landoprindelse
- 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.



Figur 3.3.2. Sandsynlighed for havis i vestgrønlandske farvande baseret på data fra perioden 1960-96. (A) 1. marts (B) 4. juni (C) 3. september og (D) 3. december. Baseret på data fra Danmarks Meteorologisk Institut (DMI) og Canadian Ice Service – Environment Canada (CIS).

Figur 3.3.3. Det gennemsnitlige omfang af havis som procent af isdækket i vestgrønlandske farvande baseret på data fra perioden 1979-2007 (medio marts). Blå indikerer den højeste procentdel af isdække, mens rød indikerer den laveste procentdel. Hvid har ingen dataværdi. 'Høj grad' af isdække ses vest for Diskø, mens lille isdække ses syd for Sisimiut i marts (Datakilder: Ocean and Sea ice (EUMETSAT)).



Isbjerge af forskellig størrelse og form dannes hvor gletsjere kælver i havet. Isbjerge beskrives efter deres størrelse og følgende klassifikation:

Type	Højde (m, over havoverfladen)	Længde (m)
isskosse (growler)	mindre end 1	op til 5
stumper af isbjerge (bergy bit)	1 til 5	5 til 15
små isbjerge	5 til 15	15 til 60
mellem isbjerge	16 til 45	61 til 120
store isbjerge	46 til 75	121 til 200
meget store isbjerge	Over 75	Over 200

Mængdemæssigt varierer isbjergsproduktionen kun ganske lidt fra år til år. Når kælvnngen 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 adskillige gletsjere i Vestgrønland. De gletsjere, som er mest produktive og kælder de største isbjerger, er Jakobshavn Isbræ (Ilulissat), samt flere store gletsjere i Umannaq og Upernavik distrikter. Generelt findes isbjerger i de vestgrønlandske farvande mellem 60° og 72° N med enkelte undtagelser som f.eks. mindre isbjergskoncentrationer ud for Sisimiut. I Disko Bugt findes der hundredvis af isbjerger året rundt (Fig. 3.3.4) (Valeur et al. 1996, Karlsen et al. 2001).

De fleste isbjerger, der er fundet nær vurderingsområdet er kælvet af gletsjere, som udmunder i Østgrønland. Der er stor årlig variation i antallet af og størrelsen på de isbjerger, der runder Kap Farvel og transporteres hele vejen op til Nuuk og Maniitsoq med den Vestgrønlandske Strøm (Nazareth & Steensboe 1998, Buch 2000, Karlsen et al. 2001). Lejlighedsvis kan der kælvles små isbjerger og stumper af isbjerger i de sydvestlige grønlandske fjorde, men disse er kortlivede pga. afsmeltning (Karlsen et al. 2001).

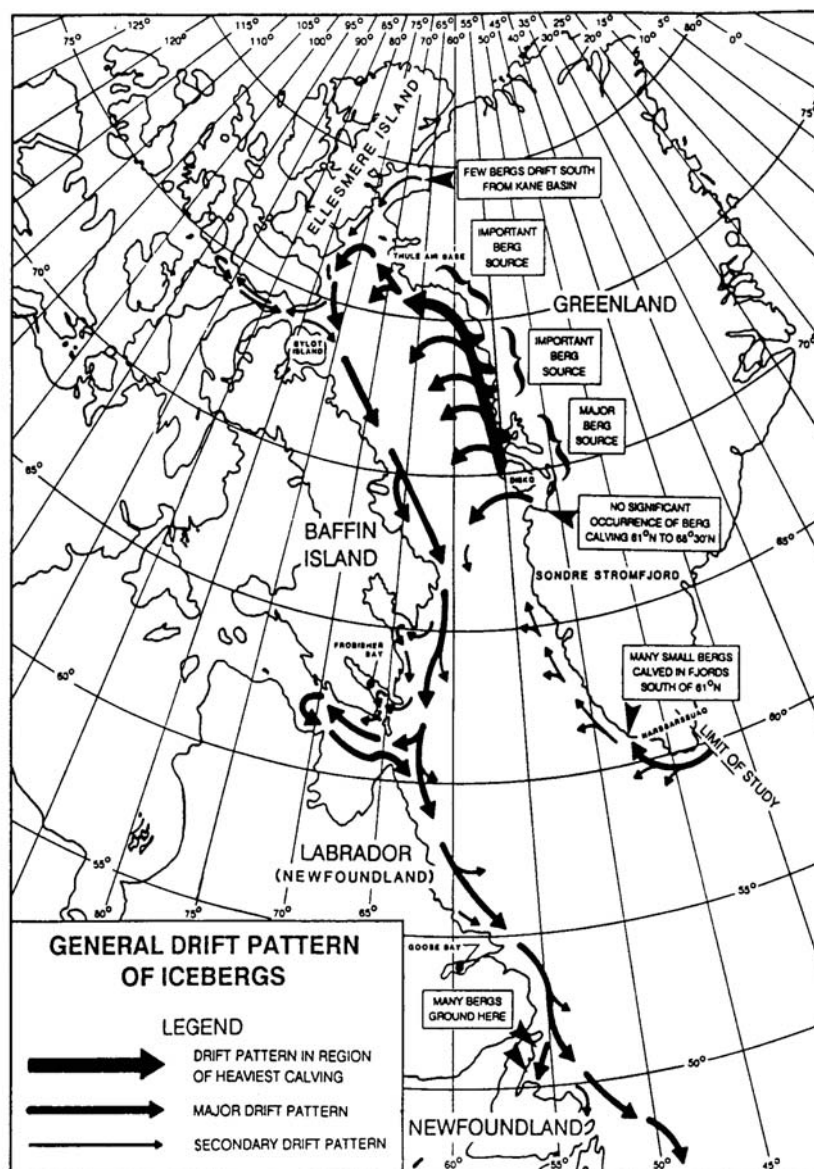
Isbjergenes drivmønster og fordeling

På stor skala er de grundlæggende havstrømme og isbjergenes drivmønstre i Davis Stræde ganske enkle. Der er en nordgående strøm langs Grønlands kyst (den Vestgrønlandske Strøm) og en sydgående strøm langs Baffin Island og Labrador-kysten (Baffin Island-strømmen), som skaber et drivmønster, der går mod uret (Fig. 3.3.4). Forgreningen af de almindelige strømme skaber dog variationer, som kan have en betydelig påvirkning på antallet af isbjerger og deres opholdstid. Udbredelsen af isbjerger i området 63° til 68° N påvirkes både af den nordgående Vestgrønlandske Strøm og den sydgående Baffin Island-strøm og deres indbyrdes påvirkning. Isbjergene reagerer primært på overfladecirkulationen i disse to strømmønstre (Karlsen et al. 2001).

De fleste af de isbjerger, der findes nær Fyllas Banke-området, kommer fra de østgrønlandske gletsjere. De østgrønlandske isbjerger kan, påvirket af vinden og i fraværet af Irminger-strømmen (del af den Vestgrønlandske Strøm), til tider drive vestover på tværs af det sydlige Davis Stræde til kysten på Labrador og Baffin Island. Her rammer de hovedstrømmen, som bevæger sig mod syd.

Isbjerges udbredelse og tæthed styres ligeledes af mængden af den flerårige havis (storis), da isbjerger, som driver inden for storisen, typisk smelter langsommere og nedbrydes mindre af bølger/dønninger (Karlsen et al. 2001, Hansen et al. 2004). Bathymetrien er en anden faktor, som er bestemmende for variationen af isbjerger syd for Fyllas Banke-området, da det er relativt lavvandet. Den underliggende bathymetri danner strømhvirvler (dvs. en cirkulær og modstrømmende bevægelse i forhold til den almindelige havstrøm), hvilket skaber ustabilitet i Irminger-strømmen og resulterer i en vestgående forgrening af strømmen. De største nordgående isbjerger vil derfor formentlig gå på grund, før de når lavtvandsområderne, eller forgrene sig til det vestlige område af Fyllas Banke (Nazareth & Steensboe 1998, Hansen et al. 2004).

Figur 3.3.4. Væsentlige kilder til isbjerge og generelle drivmønstre i de vestgrønlandske farvande. Kilde: US National Ice Center (NIC).



En undersøgelse foretaget sidst i 1970'erne om den samlede masse af isbjerge, som forekommer langs Grønlands vestkyst, fandt en lille masse (0,3-0,7 millioner ton, maks.: 2,8 mio. tons) i området mellem 64° and 66° N sammenlignet med isbjergmasser nord og syd for området (Nazareth & Steensboe 1998 og deri nævnte referencer). År til år-variationen i udbredelsen af flerårig havis og tilstedeværelsen af Irminger-strømmen i Davis Stræde bestemmer derfor tilsammen mængden og størrelsen af isbjerge, der når frem til vurderingsområdet.

Undersøgelser af udbredelsen af isbjerge ved Fyllas Banke-området i sommeren 2000 foretaget af Karlsen et al. (2001) fokuserede primært på iskosser (growler) og stumper af isbjerge (bergby bit), som hovedsageligt kommer ind i området fra sydlige til nordøstlige retninger. Mere end 200 isbjerge blev observeret i sommerperioden og svarer sandsynligvis til normale, sæsonmæssige forhold. Andre undersøgelser af udbredelsen af isbjerge på Grønlands vestkyst er foretaget sidst i 1970'erne og er opsummeret i senere rapporter (Valeur et al. 1996, Karlsen et al. 2001).

Størstedelen af isbjergene fra Jakobshavn Isbræ, Disko Bugt, ledes mod nord til den nordøstlige del af Baffin Bugt og Melville Bugt, før de bevæger sig mod syd. De fleste af isbjergene fra Baffin Bugt driver sydover i den vestlige del af Davis Stræde og rammer Labrador-strømmen længere mod syd, selv om nogle af isbjergene kan ramme den østlige del af Davis Stræde i stedet. Isbjerger, der dannes i Disko Bugt eller Baffin Bugt, vil generelt aldrig nå Grønlands kyster syd for 68° N.

Isbjergenes dimensioner

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

I den østlige del af Davis Stræde sås de største isbjerger 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. Mellem 64° N og 66° N var den gennemsnitlige masse mellem 0,3 og 0,7 millioner tons med en maksimal masse på 2,8 millioner tons. Den gennemsnitlige dybgang var 50-70 m og den maksimale dybgang var estimeret til at være 125 m. De største isbjerger nord for 66° N blev fundet nord og vest for Store Hellefiskebanke. Den gennemsnitlige isbjergmasse var ca. 2 millioner tons med en maksimal masse på 15 millioner tons. Det er værd at bemærke, at mange isbjerger stikker dybt, og at store isbjerger pga. bathymetrien ikke vil drive ind i lavtvandsområder (Valeur et al. 1996, Karlsen et al. 2001).

Den maksimale dybgang kan vurderes ved at studere de faktorer, som begrænser dimensionen: gletsjertykkelse, topografiske faktorer, som betyder at isbjerger kælves i 'små' stykker, og tærskler i munden 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 revet over på vanddybder på ca. 150-200 m. Den maksimale registrerede dybde var 208 m sydvest for Kap Farvel. De store isbjerger med oprindelse i Baffin Bugt forventes at have en maksimal dybde på ca. 250-300 m (Valeur et al. 1996, Karlsen et al. 2001).

4 Biologisk miljø

4.1 Primærproduktivitet

Michael Dünzweber (AU)

4.1.1 Generel kontekst

Farvandene ud for Vestgrønland er karakteriseret ved lav artsdiversitet, hvorimod primærproduktionen relativ 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 i foråret.

De arktiske have har typisk en kort og intens opblomstring af fytoplankton umiddelbart efter, at havisen er brudt op. Dette er karakteriseret ved en høj (forbigående) biomasse og et græsningsfødenet domineret af store vandløpper, dvs. *Calanus*, men relativ lav total primærproduktion set som gennemsnit 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.

Udvikling af fytoplankton (mikroskopiske alger) stiger i foråret, øger primærproduktionen i vandsøjlen og er den absolut mest markante begivenhed, som er bestemmende for den produktive kapacitet i de marine fødenet i Arktis. Tidspunktet for forårsopblomstringen af fytoplankton varierer fra år til år efter varigheden af vinterens havisdække, oceanografien og meteorologiske forhold. Forårsopblomstringen sker, når vandsøjlen er stabil, havisdækket trækker sig tilbage og solens stråler gennemtrænger vandsøjlen. Forårsopblomstringen tømmer hurtigt overfladelagene (den eufotiske zone) for næringsstoffer, hvilket hindrer primærproduktionen i nogen tid.

4.1.2 Produktivitet ved haviskanten og israndzonen

Ved iskanterne sker forårsopblomstringen ofte tidligere 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 findes og samles langs iskanterne 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 opstå primærproduktion og hotspots hele sommeren. Undersiden af havisen har sit helt eget særlige biologiske samfund bestående af alger, hvirvelløse dyr og fisk. I foråret når lyset tager til, kan dette samfund være meget produktivt. Der er begrænset kendskab til havissamfund i vurderingsområdet, se dog tilgængelige data i afsnit 4.5.

4.1.3 Forårsopblomstring af fytoplankton i Davis Strædet

Forårsopblomstringen af fytoplankton begynder normalt i Sydvestgrønland sidst i marts/tidligt i april. I de isdækkede områder er tidspunktet for denne opblomstring bestemt af tilbagetrækningen af pakisen i Davis Strædet (vest-

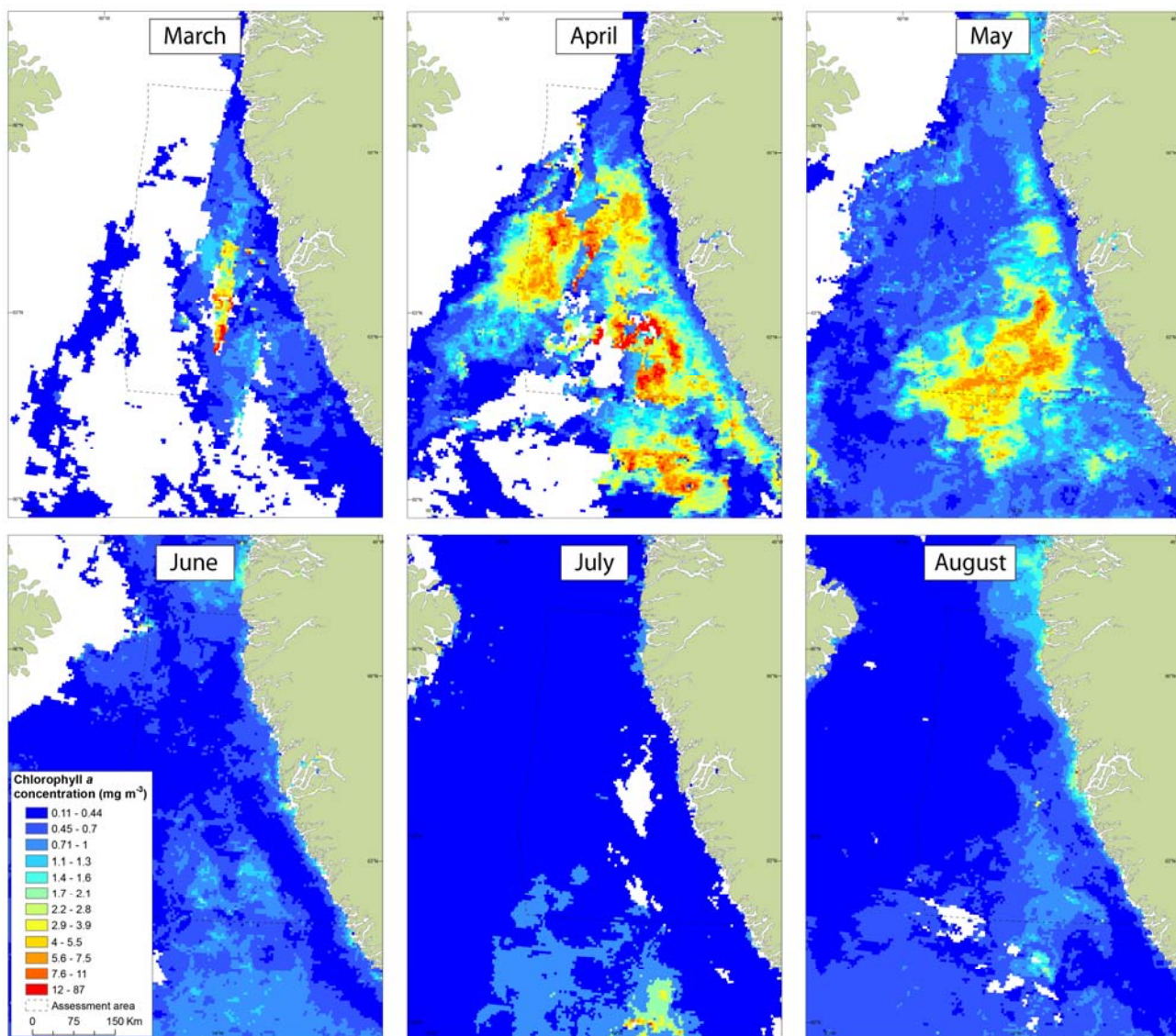
isen). Størstedelen af det sydøstlige vurderingsområde har åbent vand hele året grundet den varme Vestgrønlandske Strøm. I den sydvestlige del af vurderingsområdet trækker havisen sig tilbage i marts, og den nordlige del har som regel åbent vand i april-maj. Havisen anses derfor generelt ikke at være en begrænsende faktor i forhold til forårsopblomstringen i vurderingsområdet.

Et tværfagligt miljøundersøgelsesprogram (2005-2009), som blev offentliggjort i de årlige Nuuk Basic-rapporter, fremlagde prøver fra det indre af Godthåbsfjord til Fyllas Banke, Sydvestgrønland (Juul-Pedersen et al. 2008, Rysgaard et al. 2008, Juul-Pedersen et al. 2009) og er beskrevet i detaljer for 2006 (Arendt et al. 2010). Følgende biologiske beskrivelser fokuserer primært på Fyllas Banke-området, som er en vigtig del af vurderingsområdet. På baggrund af målinger af koncentrationen af fytoplankton i 2010 ses forhøjede værdier i marts og tidligt i april med de højeste koncentrationer i havoverfladen sidst i april og tidligt i maj (se desuden Fig. 4.1.1). Fytoplanktonbiomassen falder herefter over sommeren, normalt forbundet med et springlag (pyknoklin). Sidst på sommeren i august ses der normalt en mindre, sekundær opblomstring.

Høje koncentrationer af klorofyl *a* (chl *a*) blev jævnlige målt yderst på Fyllas Banke. En højt integreret fytoplanktonbiomasse (chl *a* konverteret til kulstof) i de centrale dele af Fyllas banke blev målt til 4857 mg C m⁻² i de øverste 50 m (Arendt et al. 2010). Høj chl *a* biomasse blev også fundet i et andet lavtvandsområde ved Store Hellefiskebanke nordøst for vurderingsområdet. Lavtvandsbankerne fastholder fytoplanktonen i den fotiske zone, hvor nettovækst er mulig. Stærk tidevandsopblanding kan desuden tilføre næringsstoffer til de øvre lag (dvs. 'upwelling'), hvilket vil fremme opblomstringen yderligere. 'Upwelling'-områder findes f.eks. ved fiskebanke i Syd- og Vestgrønland som f.eks. Fyllas Banke og Store Hellefiskebanke. 'Upwellings'-områder kan ud over øget produktion også indeholde vandlopper, som spises af fiskelarver (Simonsen et al. 2006). Bankerne er derfor vigtige for øget primærproduktion og kulstofkredsløbet som følge af næringsrige 'upwellings' forårsaget af vind- og tidevandsbevægelser i Davis Strædet.

4.1.4 Produktivitet ved polynier og shearzoner

Polynier er forudsigelige områder med åbent vand i farvande som ellers er isdækkede vinter og forår. En del af vurderingsområdet har åbent vand hele året og fungerer derfor i store træk som et polynie, selv om det altid er åben mod syd. I polynier starter primærproduktionen langt tidligere end i de isdækkede områder, hvilket betyder, at de ofte er foretrukne fødesøgningsområder for havpattedyr og havfugle. Den blotte tilstedeværelse af åbent vand gør polynier attraktive for rastende havfugle og for havpattedyr, som er afhængige af åbent vand for at få ilt. Mange migrerende havfugle bruger desuden polynier som rastepladser på deres vej til yngleområderne højere mod nord.



Figur 4.1.1. Månedlig progression i klorofyl *a* (chl *a*) koncentrationer (mg m^{-3}) fra marts til august 2010. Data præsenteres som et månedsgennemsnit fra MODIS niveau 3 vand. Farverne indikerer chl *a* koncentrationer, blå områder er meget lave og røde er høje, mens hvid indikerer isdække eller manglende dataværdier. Forårsopblomstringen i 2010 synes at starte i marts ved Fyllas Banke. Produktiviteten toppe i april og maj og sker herefter mere spredt over fiskebankerne og i de omkringliggende offshore områder. Efter en periode med lavt indhold af overflade-chl *a* i vurderingsområdet i juli, sker der en efteropblomstring ved kysten i august (f.eks. ved munden af Godthåbsfjorden). Data er indhentet fra NASA's Oceancolor-website.

Shearzoner er der, hvor den faste kystis møder den dynamiske dravis. Revner og render med åbent vand ses ofte i denne type område og kan tiltrække havpattedyr og havfugle. Når vestisen når kysten, er der normalt også en shearzone, selv om det sjældent sker i vurderingsområdet.

4.2 Zooplankton

Michael Dünweber (AU)

4.2.1 Generel kontekst

Zooplankton spiller en væsentlig rolle i det marine fødenet, da den udgør den primære vej til overførsel af energi fra primærproducenter (fytoplankton) til konsumenter på højere trofiske niveauer som f.eks. fisk og deres larver, hvaler, primært grønlandshvalen (*Balaena mysticetus*) (Laidre et al. 2007,

Laidre et al. 2010), og havfugle, f.eks. søkonger (*Alle alle*), som har specialiseret sig i at æde zooplankton i form af de 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* vandlopperne (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 ernærer ikke kun de store, meget synlige komponenter i det marine fødenet, men også det mikrobielle samfund. Regenerering af nitrogen og kulstof gennem ekskret fra zooplankton er vitalt for bakterie- og fytoplanktonproduktionen (Daly et al. 1999, Møller et al. 2003). Zooplankton, primært *Calanus* vandlopper, spiller en vigtig miljømæssig rolle, idet de leverer føde af høj kvalitet til de bentiske samfund i form af deres hurtigt synkende afføring (Juul-Pedersen et al. 2006). Den vertikale strøm af afføring, som synker ned på havbunden opretholder forskellige bentiske samfund som f.eks. muslinger, havsvampe, pighude, søanemoner, krabber og fisk (Turner 2002 og deri nævnte henvisninger).

4.2.2 *Calanus*-vandloppernes betydning

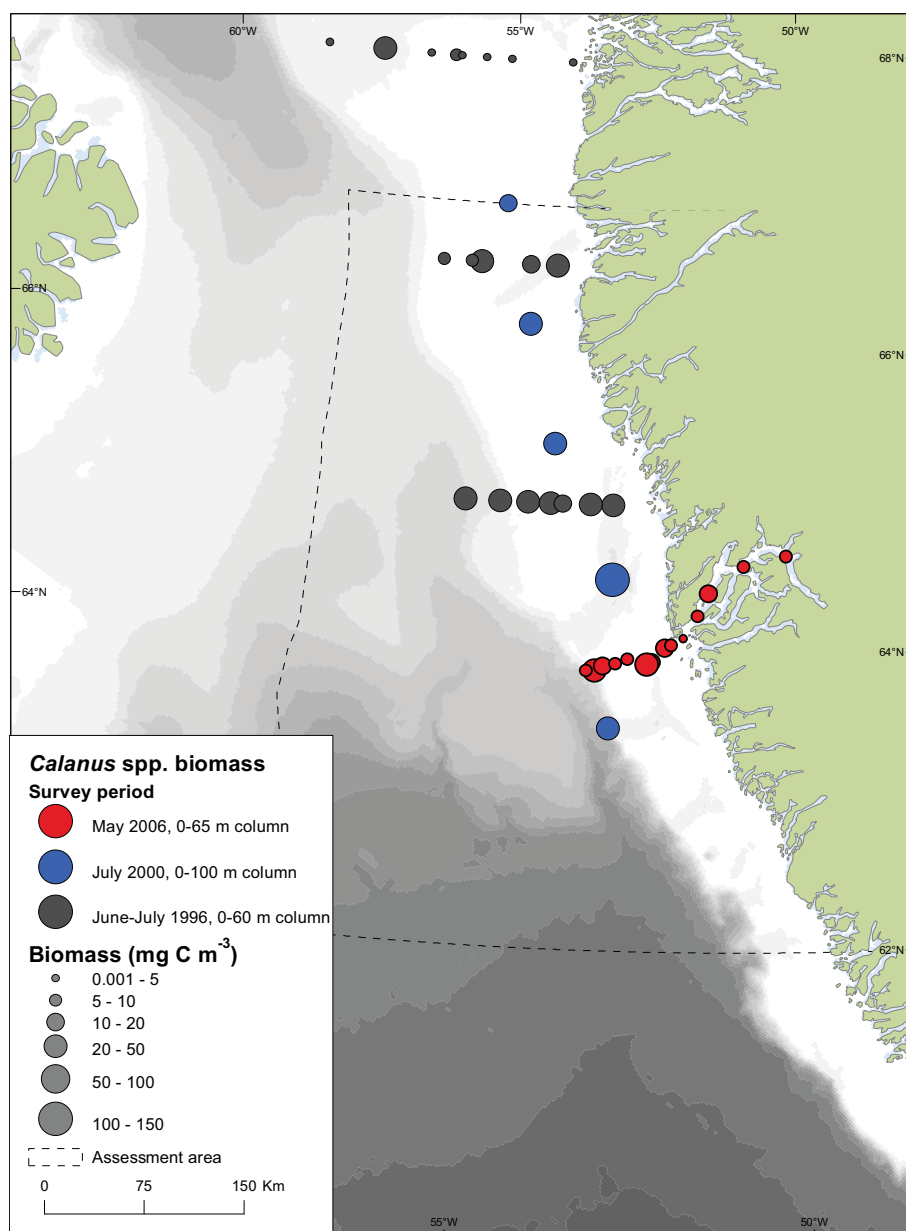
Tidligere undersøgelser vedrørende zooplanktons udbredelse og funktion i det pelagiske fødenet ud for Grønland, primært i forhold til fiskeriundersøgelser, har vist, at *Calanus* spiller en væsentlig rolle. Arterne i denne slægt æder alger og protozoer i overfladelagene og ophober overskudsenergi i form af lipider, 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, som primært ophobes som voksester i *Calanus*. Lipiderne kan overføres gennem fødenettet og inkorporeres direkte i konsumenternes lipider gennem adskillige trofiske niveauer. Lipider, der stammer fra *Calanus*, kan eksempelvis findes i spækket på hvidvalen og kaskelothvalen, som æder fisk, rejer og blæksprutter (Smith & Schnack-Schiel 1990, Dahl et al. 2000) samt i grønlandshvalen (*B. mystecetus*) og nordkaper (*Eubalaena glacialis*), som primært lever af *Calanus* (Hoekstra et al. 2002, Zachary et al. 2009). Mange biologiske aktiviteter – f.eks. gydning og fiskevækst – er synkroniseret med *Calanus*' livscyklus. Larver af hellefisk (*Reinhardtius hippoglossoides*) og tobis (*Ammodytes* sp.) fra de vestgrønlandske kontinentalsokler, forskellige vandloppesarter, herunder *Calanus*, var det primære bytte i den primære vækstsæson (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 ontogene vertikale migrationer, som finder sted mellem den mørke vintersæson og den lyse sommersæson. I det meste af den lyse sommersæson findes *Calanus* i overfladevandet. I løbet af sommeren og efteråret begynder *Calanus* at synke til dybere lag for at gå i vinterhi, hvilket ændrer planktonstrukturen i den øvre vandsøjle fra *Calanus* til en dominans af mindre vandlopper og fotozooplankton. Påvirkningen af andre og mindre vandloppers græsning af fytoplankton, når *Calanus* har forladt det øvre lag, kan være betydeligt højere end i foråret. Det skyldes kortere generationsstid og en mere vedvarende reproduktion samt mindre fødekongurrence og trussel fra *Calanus* (Hansen et al. 1999 og deri nævnte henvisninger). Betydningen af populationen af de andre små vandloppesarter for økosystemets produktivitet kan være større end antydning af deres biomasse alene (Hopcroft et al. 2005, Madsen et al. 2008).

4.2.3 Zooplankton i Davis Strædet

Viden om zooplankton i vurderingsområdet bygger på undersøgelser, der dækker en 34-årig tidsserie fra 1950'erne udarbejdet af Pedersen & Smith (2000) og nylige undersøgelser, der dækker det meste af den sydvestlige kystzone (Pedersen & Rice 2002, Head et al. 2003, Munk et al. 2003, Pedersen et al. 2005, Arendt et al. 2010). Kystundersøgelserne i Sydvestgrønland dokumenterer klart hypotesen om, at det meste af den biologiske aktivitet i overfladelaget sker i foråret og tidligt på sommeren i forbindelse med forårsopblomstringen og tilstedeværelsen af store mængder af de store *Calanus*-vandlopper. Tilstedeværelsen af *Calanus* er udbredt i de vestgrønlandske farvande, hvor høje biomasseværdier er registreret på tværs af fiskebankerne i Sydvestgrønland, og er næsten udelukkende domineret af *C. finmarchicus* (Pedersen et al. 2005, Arendt et al. 2010) (Fig. 4.2.1).

Figur 4.2.1. *Calanus* spp.-biomasse (mg C m^{-3}). De farvede prikker repræsenterer biomasseværdier fra forskellige undersøgelser; røde prikker fra maj 2006 i 0-65 m-søjlen (Arendt et al. 2010), blå prikker fra juli 2000 (Pedersen & Schmidt 2000) ved 0-100 m, mørkegrå prikker fra juni-juli 1986 (Munk et al. 2003) ved 0-60 m. Biomasseværdierne af *Calanus* spp. om sommeren og i en efterårsperiode viser højere biomasseværdier øst og vest for fiskebankerne. Den sæsonbetingede 'downwelling' af *Calanus* mod vinterhi formodes at være startet i juli-august. Bemærk: Biomassen er beregnet på baggrund af forskellige sammenhænge (regression) mellem længden og kulstofindholdet hos *Calanus* og med baggrund i forskellig prøvetagningsudstyr, f.eks. nettyper.



Generelt stiger mængden af *C. finmarchicus* i takt med, at man bevæger sig fra den arktiske region og sydpå til det subarktiske område. Dette skyldes, at strømmen af *C. finmarchicus* ind i vurderingsområdet via den Vestgrønlandske Strøm har stor betydning for dens udbredelse, livscyklus og produktion samt for den efterfølgende forbindelse til højere trofiske niveauer, f.eks. torsk (*Gadus morhua*). Transporten af *C. finmarchicus* fra Nordatlanten til de syd- og vestgrønlandske farvande kan, afhængig af tilgængeligheden af føde, overstige den oprindelige arktiske *C. glacialis* og *C. hyperboreus* med en faktor på tre henover et år (Pedersen et al. 2005 og deri nævnte henvisninger). *C. glacialis* og *C. hyperboreus* har et højt fedtindhold.

Der er mangel på viden om zooplankton fra offshore-dele. Det formodes, at zooplanktonsamfundet i vurderingsområdet ligner det, der er fundet i kystområdet i Sydvestgrønland. Der forventes dog at være en forskel i biomasse med en lavere tæthed offshore end ved kystnære områder/kystområder som f.eks. Fyllas Banke-området.

4.2.4 Zooplanktondynamik i kystområderne

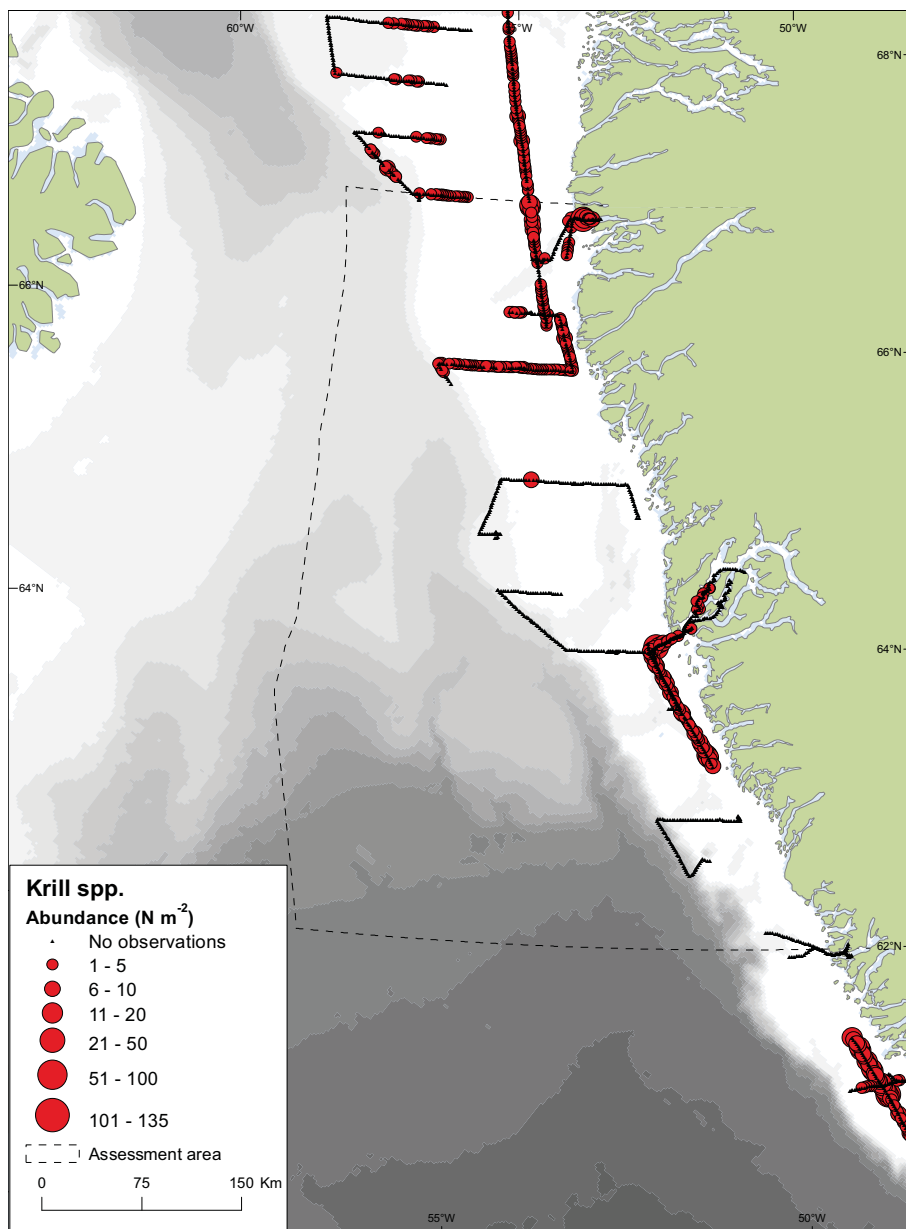
Høj forekomst af zooplanktonarter i forbindelse med fiskebankerne, f.eks. Fyllas Banke, er bestemt af områdets hydrografiske karakteristika og den relaterede prædator-bytte-interaktion (Pedersen & Smidt 2000, Pedersen & Rice 2002, Pedersen et al. 2002, Ribergaard et al. 2004, Buch et al. 2005, Pedersen et al. 2005, Bergstrøm & Vilhjalmarsson 2007, Arendt et al. 2010, Laidre et al. 2010). Frontsystemet ved bankerne og 'upwellings' af dybere næringsrigt vand øger planktonsamfundenes produktivitet i disse områder.

En modelsimulering af Pedersen et al. (2005), som beskriver relationerne mellem hydrografiske processer og udbredelsen af plankton, viste på tværs af fiskebankerne (64-67° N) på Grønlands sydvestkyst, at vindfelterne og tidevandsstrømmene havde betydning, da de dannede midlertidige områder med plankton. Stor tæthed af vandløpper, primært *Calanus* spp., falder sammen med høje chl *a* værdier umiddelbart øst og vest for bankerne. Dette stemmer overens med modelbeskrivelser af 'upwellings', der primært sker vest og i mindre grad øst for bankerne, som øger planktonproduktiviteten i bankområderne. Munk et al. (2003) fandt en tæt sammenhæng mellem planktonudbredelse og hydrografiske fronter, og der blev øjensynligt etableret specifikke planktonsamfund i forskellige områder af de vigtige fiskebanker i Vestgrønland. Ichthyo- (fisk) og zooplanktonsamfund varierede i arts-sammensætning i nord-sydudbredelsen mellem arter fra polarområdet og det tempererede område. Kraftigere strømme og etablering af hydrografiske fronter synes at være af primær betydning for strukturen af planktonsamfund ved den vestgrønlandske kontinentalsokkel og har indflydelse på planktonmængder og fiskenes tidlige livsstadier.

4.2.5 Højere trofiske niveauer – store zooplanktonarter og fiskelarver

Store zooplanktonarter som krilarter (*Meganyctiphanes norvegica*) blev undersøgt i september 2005 af Grønlands Naturinstitut (Bergstrøm & Vilhjalmarsson 2007) samt i forbindelse med store bardehvaler i Vestgrønland (Laidre et al. 2010). Der blev fundet kril i spredtliggende samlinger i det meste af området (Fig. 4.2.2).

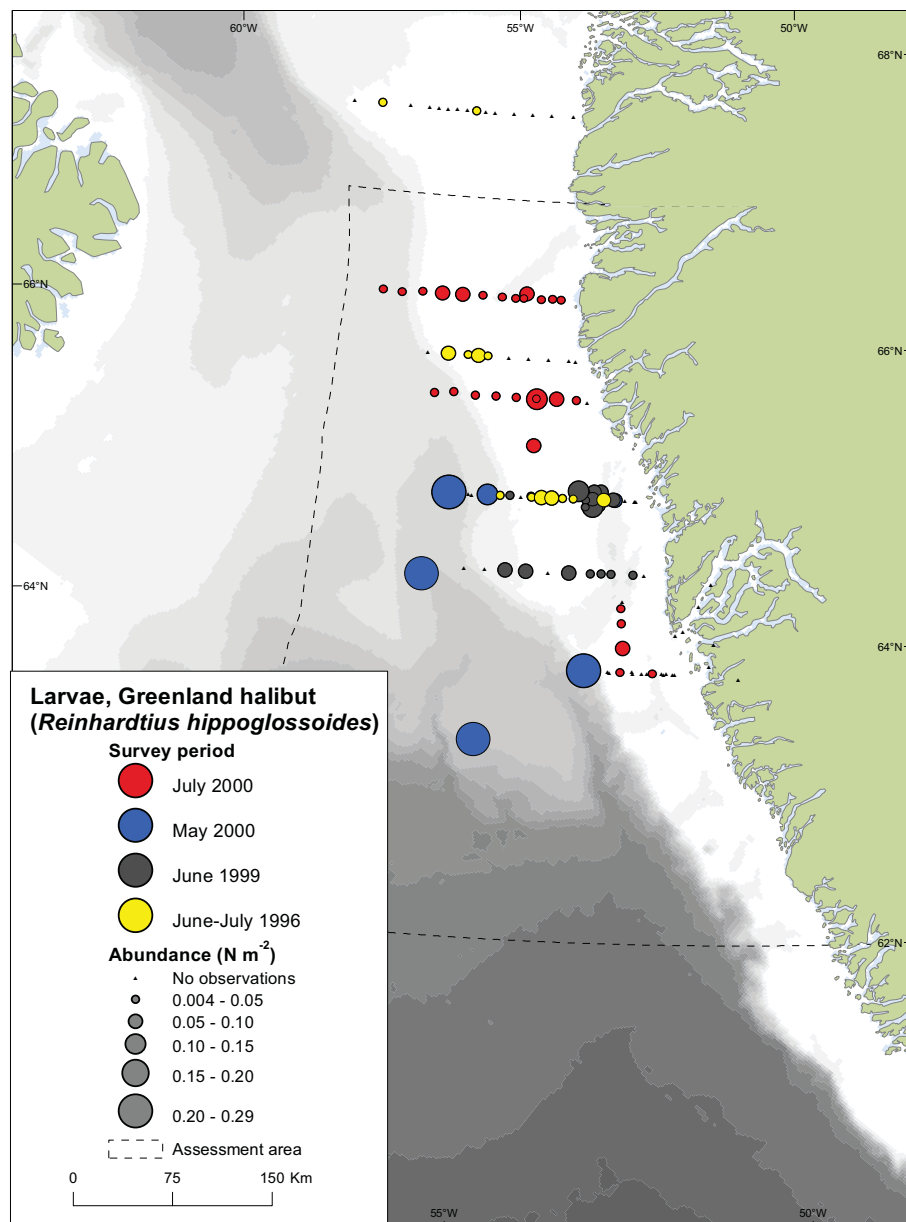
Figur 4.2.2. Kriltæthed ($N m^{-2}$) fra akustiske målinger fra september 2005 i 0-50 m-søjlen (Bergstrøm & Vilhjalmarsson 2007). Stor kriltæthed, primært *Meganyctiphanes norvegica*, er tydelig tæt på kystområderne.



Fiskelarver udgør en vigtig del af plankton, og bevægelser og adfærd er blevet undersøgt for nogle af de kommercielt udnyttede arter. Pedersen & Smidt (2000) analyserede data vedrørende fiskelarver, der er indsamlet langs tre tværsnit i løbet af sommeren i vestgrønlandske farvande over en 34-årig periode. Der blev desuden observeret maksimal tæthed af fiskelarver tidligt på sommeren i forbindelse med maksimal tæthed af deres planktonbytte.

Adskillige nylige undersøgelser har undersøgt den horisontale fordeling af fiskelarver (Born et al. 2001, Munk et al. 2003, Simonsen et al. 2006) set i forhold til oceanografi og deres potentielle bytte langs Vestgrønland (Fig. 4.2.3, 4.2.4, 4.2.5). Undersøgelserne dokumenterer, at de vigtigste steder for udviklingen af fiskelarver er bankerne og kontinentalsoklernes grænse, hvor den højeste biomasse af vandloppe-bytet også befinder sig (Simonsen et al. 2006).

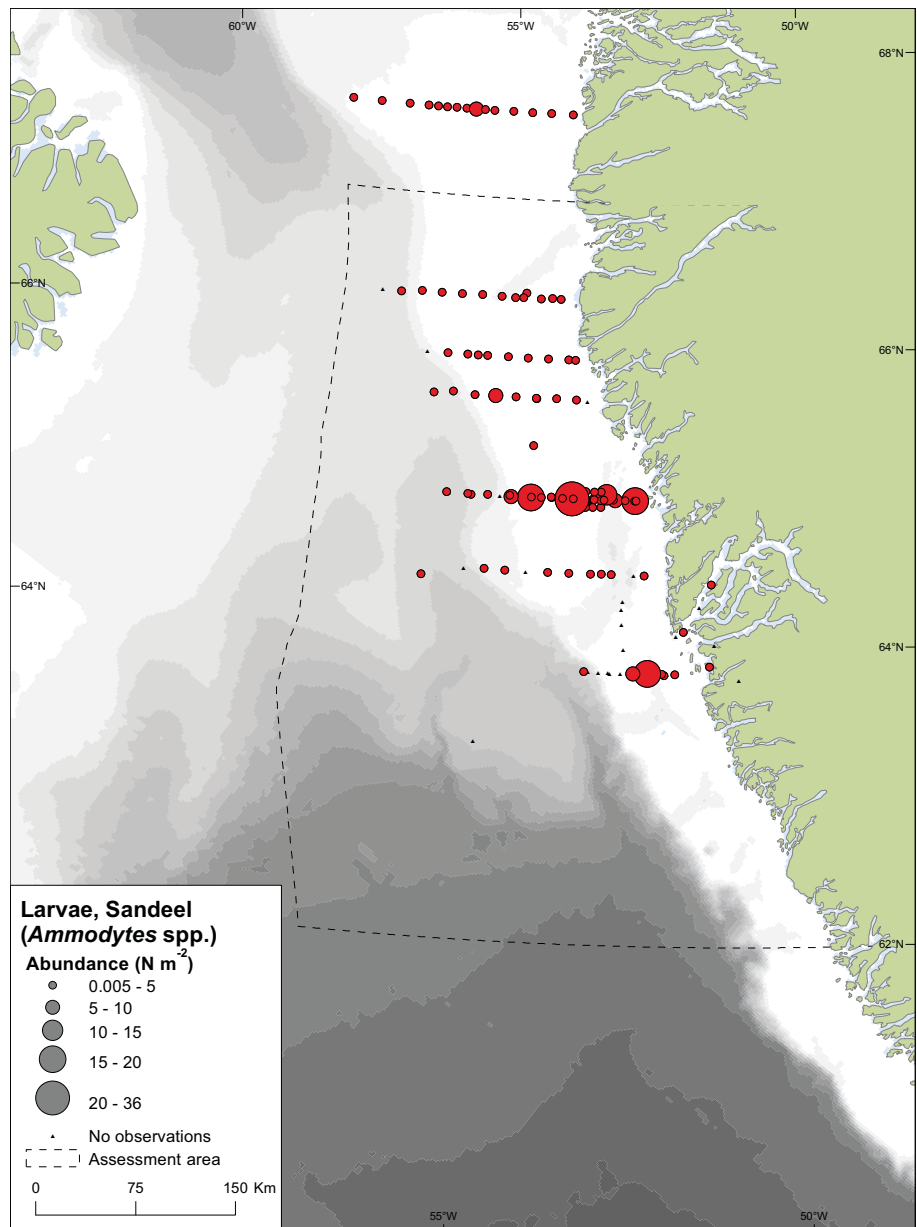
Figur 4.2.3. Hellefiskelarvers (*Reinhardtius hippoglossoides*) tæthed ($N m^{-2}$). De farvede prikker repræsenterer tæthedsværdier fra forskellige undersøgelser; røde, blå, mørkegrå og gule prikker kommer fra undersøgelser foretaget i maj-juli 1996-2000 (Munk et al. 2000, Munk et al. 2003, Munk pers. komm. og REKPRO-data fra C. Simonsen og S.A. Pedersen pers. komm.). Der er tegn på relativt høje forekomster offshore sammenlignet med kystnære områder/kystområder.



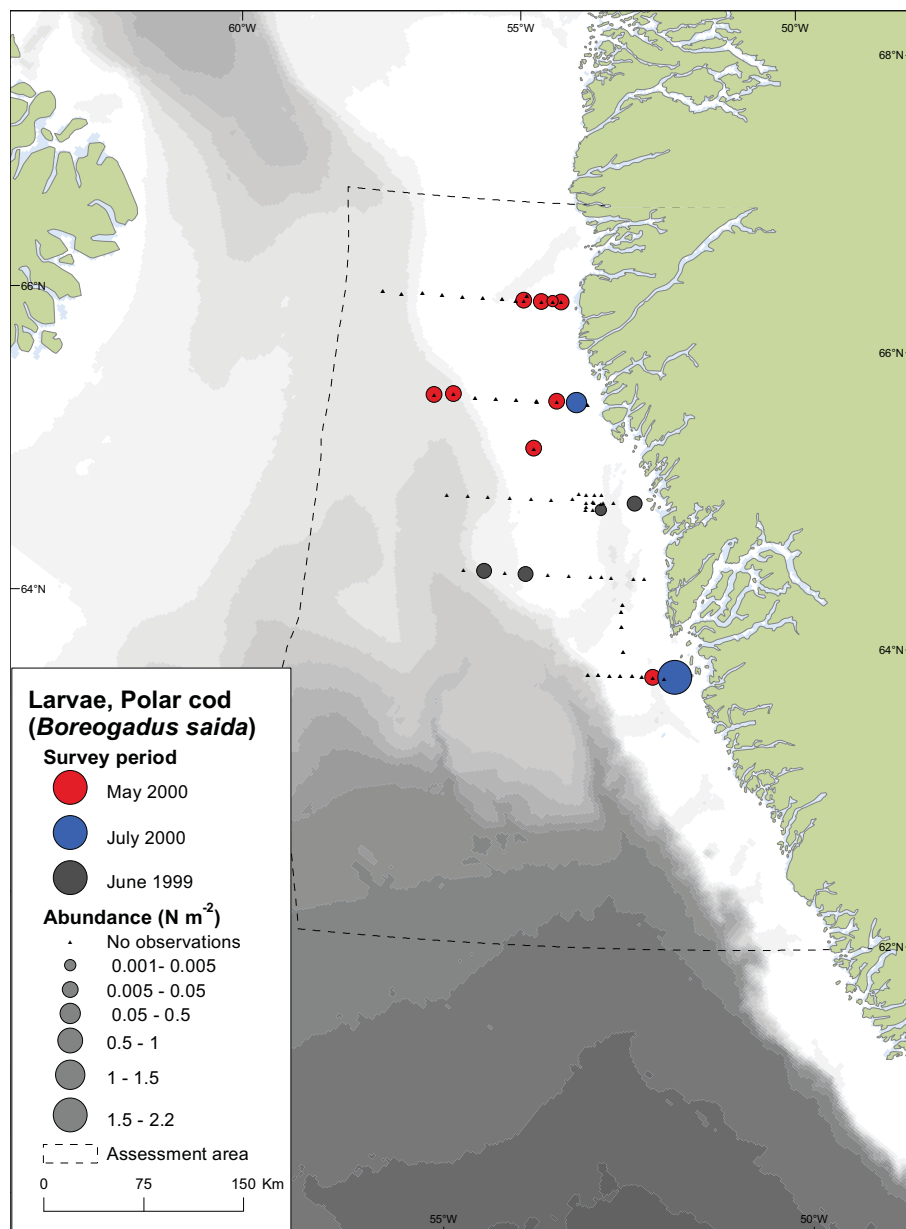
Koncentrationerne af hellefisklarver i den øvre vandsøjle er relativt høje syd for 68° N, mens de er lave i størstedelen af vurderingsområdet i juni-juli, baseret på figur 4.2.3. Andre fiskelarver, som er undersøgt, omfatter tobis (*Ammodytes* spp.), som findes i rigt mål på især visse banker (Fig. 4.2.4) (Pedersen & Smidt 2000).

Der er udført undersøgelser i 1996-2006 vedrørende fiskelarver i de vestgrønlandske farvande (Munk et al. 2000, Munk et al. 2003, Munk pers. komm., og REKPRO-data fra C. Simonsen og S.A. Pedersen pers. komm.). Disse undersøgelser fandt ikke tobislarver i samme koncentrationer som rapporteret af Pedersen & Smidt (2000). Undersøgelsen fandt stor tværsårlig variation i tætheden af polartorsklarver og bekræftede udbredelsen af hellefisklarverne som rapporteret af Pedersen & Smidt (2000) (Fig. 4.2.3, 4.2.5). Der blev ikke lokaliseret periodisk tilbagevendende områder med koncentrationer af fiskelarver, og generelt synes der at være stor variation i udbredelsen og tætheden af fiskelarver fra år til år. Selv om planktonorganismer burde bevæge sig med strømmene, synes der at være områder over bankerne, hvor planktonen koncentrerer og fastholdes over en periode (Pedersen et al. 2005).

Figur 4.2.4. Røde prikker indikerer tætheden af tobislarver (*Ammodytes* sp.) ($N\ m^{-2}$) juni-juli fra 1950 til 1984 (Pedersen & Schmidt 2000). Der blev fundet en relativ stor tæthed af tobis ved Fyllas Banke.



Figur 4.2.5. Tæthed af unge polartorsk (*Boreogadus saida*) ($N m^{-2}$). De farvede prikker repræsenterer tæthedsværdier fra forskellige undersøgelser; rød, blå og mørkegrå stammer fra undersøgelser foretaget i maj-juli 1996-2000 (Munk et al. 2000, Munk et al. 2003, Munk pers. komm. og REKPRO-data fra C. Simonsen og S.A. Pedersen pers. komm.). Unge polartorsk fra forskellige undersøgelser i sommer- og efterårsperioden indikerer alle relativ stor tæthed i kystområderne og øst og vest for fiskebankerne.



4.2.6 Manglende viden

Variationen i det fysiske pres fra indløbet fra Atlanterhavet og afstrømningen af ferskvand fra iskapperne er bestemmende for de fysiske hældningsgrader og dermed den geografiske udbredelse af planktonsamfundene. Dynamikken mellem det fysiske miljø og variationen i fiskeressourcerne i de vestgrønlandske farvande er endnu ikke fuld ud forstået. En bedre forståelse af vellykket rekruttering af fisk og skaldyr kræver komparative 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 og kemiske hældningsgrader, er endnu ukendt. Til dato er der ikke udført årlige undersøgelser af primær- og zooplanktonproduktion i forhold til hydrografien i vurderingsområdet (med undtagelse af Godthåbsfjordens munding i Arendt et al. 2010). Hvis disse undersøgelser foretages, bør modelforudsigelser, som omfatter variationen i havtemperatur, sæsonmæssig timing af føde og produktion, størrelsen af den kønsmodne biomasse, larvestrøm, artsinteraktion (kannibalisme) for hvert enkelt individ, øge vores for-

ståelse og gøre det muligt at forudsige udbredelsen af og rekrutteringen for fisk og skaldyr.

Planktonens sårbarhed over for menneskeskabte påvirkninger bør knyttes yderligere til lokale miljømæssige forhold, som påvirker det pelagiske fødenet som f.eks. temperatur, vandcirkulation og isforekomst for at kunne forstå den miljømæssige påvirkning af fremtidige miljømæssige forstyrrelser forbundet med klimaændringer og øget menneskeskabt aktivitet (f.eks. olieudforskning).

4.2.7 Zooplanktons følsomhed over for olie

I forbindelse med hydrodynamiske diskontinuiteter som f.eks. forårsopblomstring, fronter, 'upwelling'-områder eller israndzonen kan der forventes høj biologisk aktivitet i overfladevandet. Menneskeskabte påvirkninger som olieforurening kan også ramme produktiviteten.

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

Fuldt udviklede *C. finmarchicus* blev mest påvirket af pyreneksponeringen, og følsomheden steg jo varmere vandet var modsat *C. Glacialis*, hvilket til dels kan skyldes stødpudeeffekten fra lipidlagrene. Pyren havde ingen effekt på udviklingstiden af de to første ikke-fouragerende nauplius-stadier, men forlængede tydeligt udviklingstiden fra nauplius-stadie III og frem til de begynder at græsse fytoplankton. Dette var tydeligst ved den laveste temperatur (0° C), hvilket tyder på, at virkningen af pyreneksponering vil blive forværret under forårsopblomstringen af fytoplankton (~0° C i de øverste 50m), da reduceret græsning af fytoplankton potentielt kan føre til mindre inkorporering af fytoplankton i lipider, og at mere fytoplankton bliver efterladt og kan bundfældes til det benthiske samfund. Forskellen i reaktion på pyreneksponering i forhold til de to arters fødeoptag, produktion og udviklingstid og højere vandtemperaturer vil ikke kun påvirke dem på artsniveau, men vil påvirke hele den arktiske fødekæde gennem et regimeskifte til en mere lipidfattig energistrøm. Temperaturen stimulerer *C. finmarchicus* mere end *C. Glacialis*, men førstnævnte er også mere følsom over for olie. Planktons sårbarhed overfor menneskeskabte påvirkninger bør relateres yderligere til lokale miljømæssige forhold, som påvirker det pelagiske fødenet som f.eks. temperatur, vandcirkulation og isforekomst. Konsekvensen af menneskeskabte aktiviteter vil sandsynligvis variere alt efter sæson, sted og biologisk aktivitet. Høj biologisk aktivitet i overfaldevandet kan forventes i forbindelse med hydrodynamiske diskontinuiteter, dvs. forårsopblomstring, fronter, 'upwelling'-sområder og israndzone. I arktiske marine habitater kan de værste miljømæssige konsekvenser af massive menneskeskabte påvirkninger (som oliespild) forventes at ske i sæsoner med høj biologisk aktivitet i det pelagiske fødenet i de øverste 50 m. Sidst på sommeren, når *Calanus* er vandret ned til dybder hvor de overvintrer, er biomassen af græssende dyr i overfladevandet lav (Dünweber et al. 2010), og den biologiske aktivitet er

lavere eller koncentreret ved springlaget (pyknoklin, kan miljømæssige skader fra oliespild på planktonsamfundene formodes at være mindre udtalte (Söderkvist et al. 2006).

4.3 Makrofytter

Susse Wegeberg (AU)

Kystlinjer med en rig primærproduktion har en stor økologisk betydning. Den kystnære og sublitorale (altid vanddækkede) vegetation af makroalger er vigtigt for højere trofiske niveauer i fødekæden, da de leverer substrat til fastsiddende dyr, beskyttelse fra jagt, beskyttelse mod bølger, strøm og udtørring eller fungerer direkte som en fødekilde (Bertness et al. 1999, Lippert et al. 2001). På grund af komplicerede biologiske interaktioner i de litorale (tidevandszone) samfund og tangskove, kan olieforurening medføre forsinkede og indirekte påvirkninger (f.eks. tab af biogene (biologisk genereret) habitater og ændringer i balancen mellem bytte- og rovdyr på grund af arters dødelighed. Disse kaskadeeffekter kan være mere alvorlige end den direkte påvirkning af olieforurening, hvilket blev observeret efter udslippet fra Exxon Valdez (Peterson et al. 2003). Nogle kystlinjer er dog kraftigt påvirket af naturlige parametre såsom bølgeaktivitet og isskurning, og på sådanne kystlinjer vil der derfor naturligt forekomme en relativt lavere biomasse / produktion, eller slet ingen. Så for at identificere vigtige eller kritiske områder i forhold til oliespild, er det vigtigt at have en robust basisviden om samfundene i den litorale og sublitorale zone.

Undersøgelser af havets makroalgeflora i vurderingsområdet er sparsomme, og har primært været gennemført som floristiske undersøgelser. Makroalger blev indsamlet på forskellige ekspeditioner til Grønland i løbet af det 19. århundrede, og blev identificeret og beskrevet af Rosenvinge (1893, 1898). Desuden arbejdede Christensen (1975, 1981) i Nuuk-området, og en undersøgelse af makroalge- og faunasamfundene i den litorale zone (ECOTIDE) er blevet igangsat i Kobbefjord tæt på Nuuk. En tjekliste og oversigt over makroalgernes udbredelse i Grønland for hhv. øst- og vestkysten blev udarbejdet af Pedersen (1976) (Tabel 1). Desuden har et nyligt studie vurderet udbredelsen og produktionen af tangbælter langs Grønlands vestkyst, fra Nuuk til nord for Qaanaaq (Krause-Jensen et al. 2011)

4.3.1 Generel baggrund

Makroalger findes langs kyster med hårdt og stabilt substrat, såsom større sten og klippekyst. Vegetationen er tydeligt opdelt i zoner, der er mest udtalt i områder med høje tidevandsamplituder. Nogle arter vokser over højvandsmærket, den supralittorale zone, som er havpåvirket gennem saltvandstøv, -sprøjt eller bølger. I den littorale zone er vegetationen skiftevist vanddækket og tørlagt. Denne zone er karakteriseres af klørtangarter. Hovedparten af makroalgearterne vokser imidlertid i den altid vanddækkede zone (sublittoralzonen) og ned til vanddybder hvor der stadig er tilstrækkeligt lys. I Arktis er længden af den isfri periode en vigtig parameter for lysforholdene ved havbunden, og tangbæltets dybdemæssige rækkevidde øges således fra nord mod syd langs Grønlands kyst parallelt med at den isfri periode bliver længere (Krause-Jensen et al. 2011). I Nordgrønland kan en forholdsvis tæt makroalgeflora findes ned til vanddybder på omkring 20 m (Krause-Jensen et al. 2011), mens de forekommer ned til 50 m i Sydgrønland og omkring Disko (Wegeberg et al. 2005, Hansen et al. 2012a).

Kystzonen i vurderingsområdet har normalt åbent vand året rundt, men kan blive påvirket af drivis. Denne is samt de markante sæsonmæssige ændringer i lysforhold og lave vandtemperaturer kræver effektive tilpasningsstrategier. Det, at kunne opretholde et fotosynteseniveau svarende til makroalgernes i tempererede regioner, skal nok forklares med lavt kompensationspunkt (den lysintensitet, hvor fotosyntese og respiration er lige store) og relative lave respirationsrater i gennem perioderne med ringe lysforhold, hvilket indikerer en tilpasning til konstante lave temperaturer og lange perioder med lav lysintensitet (Borum et al. 2002). Endvidere opfatter man en hurtig respons i fotosynteseniveauet i forhold til ændringer i lysforholdene dels som en fysiologisk beskyttelsesstrategi under meget variable betingelser, som netop findes i litoralzonen, og dels som en mulighed for optimal optagelse af lys, når det er tilstede (Krause-Jensen et al. 2007, Becker et al. 2009). Der er dog ikke blevet udført nogen studier som belyser makroalgernes produktion eller fotosyntetiske strategier i vurderingsområdet.

Havisen har også en høj fysisk indvirkningsfaktor på makroalgernes vegetation på grund af isskurning. Den mekaniske skurning af flydende isflager forhindrer især de flerårige klørtangs-arter i at etablere sig i kystzonen, som er den zone, der påvirkes mest af isens dynamik. Selv om vurderingsområdet er et åbentvandsområde (Mosbech et al. 1996b) kan pakisen fra Baffinbugten og Østgrønland påvirke eksponerede kystlinjer. På sådanne eksponerede kyster kan der udvikles et karakteristisk bælte af opportunistiske grønne alger.

Flerårige arter i littoralzonen kan tåle temperaturer på eller tæt på frysepunktet. Algerne kan således overleve i en isfod, hvis en sådan forekommer i vurderingsområdet, og hvis isfoden smelter uden at rive vegetationen af. Det blev påvist for *Fucus distichus* fra Spitsbergen, at de fotosyntetiske processer kunne ophøre ved frysning og næsten genoptages fuldstændigt når temperaturen var tilbage over frysepunktet (Becker et al. 2009).

Lavsaline forhold (lavt saltholdighed) eller direkte ferskvandspåvirkning påvirker makroalgerne, især i tidevandszonen, hvor den udsættes for regn og sne ved lavvande, og når havvand blandes med fersk- og smeltevand i sæsoner med høj vandafstrømning fra land. Lav tolerance over for hyposaline forhold (høj saltholdighed) kan resultere i øget dødelighed eller blegning (markant tab af pigmenter), hvilket indikerer, at hyposalinitet kan have indflydelse på det fotosyntetiske apparat. Dette blev påvist for makroalgearter på Svalbard (Karsten 2007).

Substratet er afgørende for makroalgernes udbredelse og artdiversitet. Fast, stabil substrat er grundlæggende for et rigt samfund af makroalger. Dog kan nogle arter af makroalger hæfte på skaller små sten eller findes løst liggende på lokaliteter med blød, mudret bund. Naturligt forekommende løstliggende makroalger har tendens til at være morfologisk forarmede, sandsynligvis på grund af forholdsvis ringere lys- og næringssaltsforhold. Når algerne ikke er fasthæftet til stabilt underlag, vil de drive og ansamles. I disse algeansamlinger kan der opstå selvskygge og næringssaltsmangel. Desuden er lokaliteter med blød bund, der ofte er beliggende i de indre dele af fjorde, skabt og påvirket af resuspenderede partikler i smeltevandet. Vandets lysgennemtrængelighed nedsættes på grund af resuspenderede partikler i vandet. Endvidere sedimenterer partiklerne på makroalgernes overflade, der igen hæmmer lysoptagelsen. Langs kysterne af de beskyttede fjorde ved

Nuuk i vurderingsområdet, blev løst liggende brun- og grønalger observeret af Christensen (1981).

Søpindsvin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) er den mest dominerende græsser på tangskoven. En høj forekomst af søpindsvin kan resultere i nedgræsning af tangskove, hvilket efterlader 'baren grounds', som kan være dækket udelukkende af kalkrødalger. Man kan antage at 'baren grounds' skyldes søpindsvins græsning og ikke isskuring når de forekommer under tidevandsvegetationen, da søpindsvin ikke tåler udtørring (Christensen 1981).

Isotopanalyser ($\delta^{13}\text{C}$), der er benyttet til at spore kulstof fra makroalger i fødekæden i et norsk studie, viser at makroalger er kulstofkilde for marine organismer på flere trofiske niveauer (f.eks. muslinger, havsnegle, krabber, fisk) (Fredriksen 2003). Studiet viser endvidere at dette kulstof hovedsageligt kommer ind i fødekæden som partikulært organisk materiale. Især i den mørke vinterperiode, hvor der ikke er nogen pelagisk primærproduktion, er der blevet målt en øget afhængighed af kulstof fra makroalger (Dunton & Schell 1987). En undersøgelse af interaktioner mellem fisk og makrofauna i en norsk tangskov viste, at makroalgeassocieret fauna var vigtigt bytte for de 21 fiskearter, der blev fanget i tangskoven (Norderhaug et al. 2005). En reduktion i tangskovdækket på grund af høst, har således påvirket antallet af fisk og reduceret kysthavfugles fourageringseffektivitet (Lorentsen et al. 2010).

Klimaændringerne vil sandsynligvis påvirke makroalgerne, primært på grund af en længere sæson med mindre is og dermed en længere vækstsæson. Et resultat af oceanisk opvarmning forventes således at være en forøgelse i arternes nordlige udbredelse (Muller et al. 2009). Endvidere viser en undersøgelse af klimapåvirkning på bundvegetation i Grønland (Krause-Jensen et al. 2011) at dybdeudbredelse, artsdiversitet og vækst i makroalgevegetationsbæltet vil forøges i sammenhæng med et varmere klima. Undersøgelsen konkluderede dog også, at arterne med den nordligste udbredelse reagerede negativt på opvarmning. Desuden fører den øgede afsmeltning af is fra land til en stigning i ferskvandsafstrømning, hvilket kan resultere i nedsat saltholdighed og stigende vandturbiditet (Borum et al. 2002, Rysgaard & Glud 2007), hvilket kan have en negativ indvirkning på den lokale makroalgevegetation.

Der findes forskellige undersøgelser om påvirkningerne af olieforurening på makroalgevegetationen og -samfundet. Genetableringen af makroalgerne, der gik tabt i forbindelse med olieudslippet fra *Exxon Valdez* i 1989, og som blev konstateret for *Fucus gardneri* PC Silva i Prins Williams Sund, har taget mange år som et resultat af makroalge-græsser dynamikken og ændringer i algerne egne evner til vækst og overlevelse (Driskell et al. 2001). Makroalgerne anses fortsat at være under genetablering (NOAA 2010). I modsætning hertil blev der ikke observeret nogen større effekt på makroalger i den øvre del af sublitoralzonen i en undersøgelse foretaget af Cross et al. (1987). Det blev heri foreslået at det kunne skyldes at oliens indvirkning på græsserne var tilsvarende lavt, samt at de dominerende makroalgearter hovedsageligt reproducerede vegetativt. Det er således blevet påvist, at olie-hydrocarboner maskerer feromonsignalet i den kønnede formering i *Fucus vesiculosus* (Derenbach & Gereck 1980).

4.3.2 Makroalgevegetationen i vurderingsområdet

En tjekliste og udbredelsen af makroalgearterne i vurderingsområdet, er vist i tabel 4.3.1. Tabellen er baseret på Pedersen (1976) og Andersen et al. (2005). Der gøres opmærksom på at artslisten er en positivliste, hvilket betyder, at arten er registreret, hvis den blev indsamlet og identificeret.

183 makroalgearter (ekskl. blågrønalger, Cyanophyta) er angivet for Grønland i henhold til tjeklisten fra 1976 (Pedersen 1976). På grund af taksonomiske og nomenklaturmæssige ændringer, svarer antallet p.t. til 137 arter; 37 rødalger, 66 brune og 37 grønne. I vurderingsområdet er der blevet registreret 34 rødalger, 51 brune og 33 grønne.

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

I havområder med blød bund, eksempelvis på visse steder i fjordene omkring Nuuk, kan der forekomme løstliggende makroalger eller makroalger fasthæftet på små sten og skaller. Disse drivende algeansamlinger er ofte domineret af *Desmarestia aculeata* og andre filamentøse brunalger. I næringsaltberigede fjordområder, kan der være betydelige forekomster af grønalgen *Enteromorpha* spp. (Christensen 1981).

Hertil kommer, at i de lavvandede områder af Godthåbsfjordens indre grensystem med blød bund, kan havbunden være dækket af høje forekomster af ålegræs (Krause-Jensen et al. 2011). Det er også interessant at den eneste registrering af kalkrødalgen *Corallina officinalis* i Grønland er i Godthåbsfjorden (Christensen 1975).

I nærheden af Nuuk, i vurderingsområdet, er der observeret havbund dækket med kalkrødalger (Fig. 4.3.1) (M. Blicher, pers. comm.); både skorpeformede kalkrødalgearter på sten samt de løst liggende, forgrenede former, rhodolither. Det er endnu ikke klarlagt hvordan disse ansamlinger af rhodolither, 'maerl beds', dannes, men sandsynligvis opstår nye rhodolitter fra grene der knækkes af allerede forgrenede kalkrødalgearter, eller udvikles fra forgrenede skorpeformede arter der har overvokset en mindre sten eller musling (Freiwald 1995).

Sådanne områder, der er domineret af kalkrødalger samt rhodolitter er rapporteret fra andre lokaliteter i Grønland, i Diskofjorden og tæt på Qaqortoq. Den lokalitet i Qaqortoq er af samme type som dem der er observeret tæt på Nuuk, dvs. stenet havbund med blanding af skorpeformede kalkrødalger og løst liggende rhodolither (AM Mortensen, pers. comm.). I Diskofjorden er der en udbredt forekomst af relativt store rhodolither med en diameter på op til 13 cm (Düwel & Wegeberg 1990, Thormar 2006) på en blød mudderbund.

Forekomsten af habitater domineret af kalkrødalger synes at være tæt korreleret til tilstedeværelsen og hyppigheden af søpindsvin. Ifølge Bulleri et al. (2002) spiller søpindsvins græsning en fundamental rolle i etablering og vedligeholdelse af områder domineret af skorpedannende kalkrødalger og dermed rhodolither. Søpindsvinenes afgræsning af bladformede makroalger efterlader substratet frit og med gode lysforhold til etablering af de langsomt

voksende kalkrødalgearter. Derefter, som det er vist i tempererede områder, kan de nu etablerede kalkrødalger forhindre rekolonisering af de øvrige ikke-forkalkede makroalger, hvilket er med til at opretholde den særlige habitat (Bulleri et al. 2002).

Søpindsvinet, *Strongylocentrotus droebachiensis*, forekommer hyppigt i områder domineret af kalkrødalger (Fig. 4.3.1) (ME Blicher, pers. comm.) og betragtes som meget dominerende i Kobbefjord i vurderingsområdet (Blicher et al. 2009).

Figur 4.3.1. Sten på havbunden dækket af kalkrødalger og løstliggende, forgrenede former, rhodolitter, med adskillige søpindsvin, *Strongylocentrotus droebachiensis*. (Foto: Martin E. Blicher).



Generelt er den eksisterende viden om makroalgernes artssammensætning, biomasse, produktion og rummelige variation stort set ukendt i vurderingsområdet. Derfor kan vigtige eller kritiske kystafsnit ikke identificeres på grundlag af de foreliggende oplysninger. Hertil kommer, at der kun foreligger begrænset forskning i den littorale zone, og ingen forskning er blevet udført på de biologiske interaktioner i littoralzonen i vurderingsområdet. Der mangler således viden om biodiversitet/biomasse af makroalgernes associerede fauna og kortlægning af makroalgernes/ faunaens interaktioner, herunder græsning af f.eks. søpindsvin.

Derfor foreslås det, at der udføres undersøgelser for at tilvejebringe data og yderligere oplysninger om:

- Diversitet og rummelig variation af makroalgeflora og den associerede fauna i littoral- og sublittoralzonen
- Makroalgernes, og associerede faunas biomasse samt den artsspecifikke dækningsgrad eller antal
- Benthisk primærproduktion.

Disse undersøgelser vil give solide data til kortlægning og modellering af littoral og sublittoral økologi langs Davis Strædets kyst i Grønland. Hermed kan rådgivningen og vurderingen af allokeringen af kystlinjebeskyttelse i forhold til et evt. oliespild optimeres. Data vil også ligge til grund for en vurdering af kystoprensningens behovet, samt af den efterfølgende rehabilitering af en oliepåvirket kyst.

Tabel 4.3.1. Fordeling af makroalgearter i vurderingsområdet er baseret på Pedersen (1976). Binomiale navne følger Pedersen (2011).

Breddegrad (°N)	62	63	64	65	66	67
Cyanophyta						
<i>Calothrix scopulorum</i>						
<i>Rivularia atra</i>						
<i>Gloeocapsopsis crepidinum</i>						
<i>Pseudophormidium battersii</i>						
<i>Chroococcopsis amethystea</i>						
Rhodophyta						
<i>Scagelothamnion pusillum</i>						
<i>Porphyra 'njordii'</i>						
<i>Ceramium</i> sp.						
<i>Peyssonellia rosenvingii</i>						
<i>Rhodophysema elegans</i>						
<i>Bangia fuscopurpurea</i>						
<i>Clathromorphum compactum</i>						
<i>Coccotylus truncatus</i> incl. <i>Coccotylus brodiaei</i>						
<i>Devaleraea ramentacea</i>						
<i>Euthora cristata</i>						
<i>Fimbrifolium dichotomum</i>						
<i>Hildenbrandia rubra</i>						
<i>Lithothamnion glaciale</i>						
<i>Lithothamnion tophiiforme</i>						
<i>Meiodiscus spetsbergensis</i>						
<i>Membranoptera denticulata</i>						
<i>Palmaria palmata</i>						
<i>Pantoneura fabriciana</i>						
<i>Phycodrys rubens</i>						
<i>Phymatolithon tenue</i>						
<i>Ptilota serrata</i>						
<i>Polysiphonia arctica</i>						
<i>Polysiphonia stricta</i>						
<i>Porphyra umbilicalis</i>						
<i>Rhodocorton purpureum</i>						
<i>Rhodomela lycopodioides</i>						
<i>Turnerella pennyi</i>						
<i>Wildemania miniata</i>						
<i>Boreophyllum birdiae</i>						
<i>Pyropia thulaea</i>						
<i>Rubrointrusa membranacea</i>						
<i>Corallina officinalis</i>						
<i>Polysiphonia elongata</i> f. <i>schübeleri</i>						
<i>Acrochaetium secundatum</i>						
Phaeophyceae						
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>						
<i>Eudesme virescens</i>						
<i>Papenfusiella callitricha</i>						
<i>Saccharina longicuris</i>						
<i>Agarum clathratum</i>						
<i>Alaria pylaiei</i>						
<i>Ascophyllum nodosum</i>						

Battersia arctica
Chaetopteris plumosa
Chorda filum
Chordaria flagelliformis
Delamarea attenuata
Desmarestia aculeata
Desmarestia viridis
Dictyosiphon foeniculaceus
Ectocarpus siliculosus
Elachista fusicola
Fucus distichus
Fucus vesiculosus
Halosiphon tomentosus
Isthmoplea sphaerophora
Laminaria nigripes
Laminaria solidungula
Laminariocolax aecidioides
Laminariocolax tomentosoides
Leptonematella fasciculata
Lithosiphon filiformis
Petalonia fascia
Petroderma maculiforme
Pleurocladia lacustris
Punctaria plantaginea
Pylaiella littoralis
Ralfsia fungiformis
Saccharina latissima
Saccorhiza dermatodea
Scytosiphon lomentaria
Sorapion kjellmanii
Stictyosiphon tortilis
Stragularia clavata
Streblonema stilophorae
Sphacelorbis nanus
Coilodesme bulligera
Hincksia ovata
Pogotrichum filiforme
Coelocladia arctica
Dictyosiphon chordaria
Pilinia rimosa
Ralfsia ovata
Omphalophyllum ulvaceum
Ralfsia verrucosa
Streblonema fasciculatum

Chlorophyta

Ulva lactuca
Enteromorpha intestinalis
Prasiola stipitata
Pseudopringsheimia confluens
Acrosiphonia arcta
Acrosiphonia sonderi

Chaetomorpha capillaris
Chaetomorpha melagonium
Chlorochytrium cohnii
Chlorochytrium dermatocolax
Cladophora rupestris
Enteromorpha compressa
Enteromorpha prolifera
Gomontia polyrhiza
Kornmannia leptoderma
Monostroma grevillei
Ostreobium quekettii
Pseudothrix groenlandica
Percursaria percursa
Pringsheimiella scutata
Protomonostroma undulatum
Rhizoclonium riparium
Spongomorpha aeruginosa as *Chlorochytrium*
inclusum
Ulothrix flacca
Ulothrix speciosa
Ulvaria splendens
Urospora wormskioldii
Urospora penicilliformis
Acrochaete flustra
Bolbocoleon piliferum
Derbesia marina
Rosenvingiella constricta
Rosenvingiella polyrhiza
Blidingia minima

4.4 Bentos (bunddyr)

Martin Blicher (GN) & Mikael Sejr (AU)

Det bentiske habitat spiller en central rolle i det marine økosystem i Arktis, i form af stoftransport, økosystemfunktion og biodiversitet. Den bentiske flora er begrænset til en relativt snæver fotisk zone, der strækker sig fra tidevandszonen til ca. 40 m dybde. Biomassen og produktionen af flerårigt tang kan være betydelig, og de store makroalger skaber særlige habitater med en karakteristisk associeret fauna. Bundfaunaen er mere udbredt og findes på alle dybder og alle bundtyper. Bundfaunaen er ofte meget rig på arter og mere end 100 forskellige arter pr. m² findes typisk i uforstyrrede områder på blød bund (Sejr et al. 2010a, Sejr et al. 2010b). Tre bundlevende arter fiskes kommercielt i grønlandske farvande. Kammuslingen (*Chlamys islandica*) og snekrabben (*Chionoecetes opilio*) lever direkte på havbunden, mens dybhavsrejer (*Pandalus borealis*) er tæt forbundet med havbunden. Desuden har der været forsøg med kommerciel udnyttelse af blåmuslinger (*Mytilus edulis*), søpindsvin (*Strongylocentrotus* sp.) og søpølser (*Cucumaria* sp.).

Det bentiske samfund er påvirket af en lang række forskellige biologiske og fysiske parametre, med temperatur, dybde, fødetilgængelighed, sediment-sammensætning, påvirkning af uorganiske partikler, forstyrrelsesniveau (f.eks. skuring af is) og hydrografiske karakteristika som de mest fremtrædende (f.eks. Gray 2002, Wlodarska-Kowalczyk et al. 2004, Piepenburg

2005). Derfor er det benthiske samfund ofte meget heterogent på både lokale og regionale skalaer.

Kystlinjen i Sydvestgrønland (62-67° N) gennemskæres af talrige fjorde, hvor mange af dem fungerer som direkte forbindelser mellem indlandsisen og havet. Desuden findes der mange øer langs kysten, hvilket resulterer i en meget lang kystlinje og en række lavvandede bundhabitater. Kontinentalsoklen strækker sig ofte > 100 km ud fra kysten. En blanding af lavvandede banker (<50 m) og dybe områder (> 300 m) resulterer i en meget kompleks bathymetri over kontinentalsoklen.

4.4.1 Fauna

I lyset af Grønlands ekstremt lange kystlinje er antallet af bundundersøgelser begrænset. Alligevel har der været rapporteret om høj biomasse af makrofauna (>1000g vådvægt m²) på lavvandede bundhabitater i Grønland (<100m), og makrobentos betragtes som en vigtig fødekilde for fisk, havfugle og havpattedyr (Vibe 1939, Anon 1978, Ambrose & Renaud 1995, Sejr et al. 2000, Sejr et al. 2002, Born et al. 2003, Merkel et al. 2007, Sejr & Christensen 2007, Blicher et al. 2009, Blicher et al. 2011). I de sidste par år har en række undersøgelser i kystnære områder af Vestgrønland konsekvent bekræftet, at artsrigdommen er høj i alle de undersøgte områder (Sejr et al. 2010a, Sejr et al. 2010b, Hansen et al. 2012b). Samlet set dækker disse undersøgelser kun en meget lille del af den omfattende havbund omkring Grønland, og der er en række udbredte habitattyper såsom sten- og klippebund, som ikke er undersøgt, fordi prøvetagning er teknisk krævende. Makrobenthos' produktivitet i Arktis er ofte knyttet til tilgængeligheden af føde (f.eks. Grebmeier & McRoy 1989, Ambrose & Renaud 1995, Piepenburg et al. 1997, Blicher et al. 2009) og derfor forventes høj produktion i områder hvor havisen er minimal og ikke kontrollerer primærproduktion, samt på lavt vand, hvor den benthiske primærproduktion er stor og den pelagiske produktion overføres mest effektivt til havbunden. Desuden er det blevet foreslået, at lavt individuelt energibehov ved lave temperaturer bidrager til et positivt energibudget trods lav og/eller yderst sæsonbetinget primærproduktion (Clarke 2003 Blicher et al. 2010).

4.4.2 Bundfauna i vurderingsområdet

I Sydvestgrønland (62-67 °N) har der været meget lidt fokus på bunddyrsundersøgelser, og vores viden er derfor begrænset. Men ud over en undersøgelse af den makrobenthiske faunasammensætning i Holsteinsborgdybet og på Store Hellefiskebanke (63-68 °N) i 1970'erne (Anon 1978), har en række nyere studier fokuseret på benthiske habitater i Godthåbsfjordsystemet (64°N), herunder makrofaunaens artssammensætning og betydningen for stoftransporten i det marine økosystem (Blicher et al. 2009 Glud et al. 2010, Sejr et al. 2010a, Blicher et al. 2011).

Omkring kontinentalsoklen mellem 63 og 68° N (17 til 548 m dybde) blev der registreret i alt 496 arter af makrofauna på 31 blødbundslokaliteter, et resultat af meget høj artsrigdom og store forskelle i sammensætningen mellem stationer (Anon 1978). Sammenlagt med arter observeret på stationer med hård bund, blev et samlet antal på 760 arter af invertebrater registreret i området. Et lignende mønster blev fundet på lokal skala langs et fjordhavstransekt fra Godthåbsfjord til Fylla Banke (64° N). Her blev der rapporteret op til >80 arter pr. 0,1 m² grabprøve, og store forskelle i habitatkarakter-

stika mellem de 9 prøvetagningsstationer (47-956 m dybde) påvirkede arts-sammensætningen betydeligt, hvilket resulterede i en høj samlet artsrigdom (339 arter) (Sejr et al. 2010a). I de to undersøgelser viste artsakkumuleringskurver (dvs. illustration af antallet af arter ift. antal prøver) ingen tegn på at nå en asymptote, hvilket indikerer, at det 'sande' antal arter var betydeligt højere end observeret. Yderlig prøvetagning vil derfor sandsynligvis føre til observation af nye arter. Disse to datasæt bidrog til en nylig pan-arktisk opgørelse af makro- og megabentiske arter, herunder alle eksisterende data fra arktiske kontinentalsokler. Selvom der var en tydelig mangel på data fra grønlandske farvande, var der tilstrækkeligt med data til at antyde, at artsdiversiteten i Vestgrønland ligger i den høje ende sammenlignet med andre regioner i Arktis (Piepenburg et al. 2010).

I maj 2010 blev et andet bentisk prøvetagningsprogram udført i det kystnære område mellem 64 og 61°N (Batty et al. 2010). Detaljerede taksonomiske data foreligger endnu ikke, men prøvetagningen forventes at tilvejebringe data om bentisk biomasse, tætheder, diversitet og artssammensætningen samt sedimentets fysiske-kemiske egenskaber. Visuelle undersøgelser af havbunden ned til 250 m dybde, ved hjælp af et undervandskamera, viste, at havbunden var meget heterogen. Der blev registreret adskillige substrattyper, fra blødt mudder og ler til en blanding af sten og skaller og ren klippe. Arts-sammensætning var tydeligvis påvirket af disse forskellige fysiske forhold, og flere forskellige epifauna-samfund (fauna som lever på overfladen af substratet) blev identificeret. På grund af den rapporterede heterogenitet i området, kan det forventes at området indeholder flere forskellige samlinger af epibentiske og endobentiske (bentos som lever nedgravet i substratet) arter.

Med hensyn til benthos' funktionelle rolle i vurderingsområdet, viser nyere studier i kystnære områder, at makrobenthos er af afgørende betydning, både hvad angår stoftransport og økosystemfunktion. I Kobbefjord (64 °N) svarede det årlige kulstof-behov hos de dominerende arter, søpindsvin (*Strongylocentrotus droebachiensis*, fig. 4.3.1) og kammuslinger (*Chlamys islandica*) til så meget som 21-45 % af den pelagiske primærproduktion (Blicher et al. 2009). Desuden er det påvist, at makrobenthos stimulerer mikrobiel mineralisering af organisk materiale gennem bioturbation og fæcesproduktion (Glud et al. 2003 Vopel et al. 2003 Glud et al. 2010). Den funktionelle betydning af makrofauna på lavt vand blev yderligere demonstreret i en undersøgelse i Nipisat Sund (64° N), som er et meget vigtigt overvintringsområde for ederfugle. Her blev det anslået, at ederfugle indtog en betydelig del af den tilgængelige makrofauna for at opretholde deres leveomkostninger i overvintringsperioden. Deres leveomkostninger svarede til så meget som 58 % af den samlede årlige produktion af makrobentos i området (Blicher et al. 2011).

De tilgængelige undersøgelser fra vurderingsområdet stemmer således overens med resultater fra andre områder i Grønland, og i Arktis som helhed, nemlig at de bentiske habitater spiller en central rolle for biodiversitet og økosystemfunktioner. Men manglen på undersøgelser af den rumlige og tidsmæssige variation i samfundsstrukturen, og manglen på data fra visse habitattyper og fra offshore-områder gør det vanskeligt at drage mere detaljerede konklusioner.

Et oplagt problem, for så vidt angår kvantitative taksonomiske studier af bentos, er, at størstedelen af prøverne er indsamlet på steder med blød bund på grund af de tekniske vanskeligheder ved kvantitativ prøvetagning på

hård bund eller blandet underlag. Som en konsekvens heraf er vores viden om bentiske samfund på sådanne heterogene habitater begrænset, på trods af at disse habitattyper er vidt udbredt i kystnære områder af Grønland. En taksonomisk gruppe, der får stadig større opmærksomhed, er koldtvandskoraller. Disse koraller er udbredt i store dele af det nordlige Atlanterhav, hvor de skaber et unikt habitat, der er beboet af en specifik fauna (Mortensen & Buhl-Mortensen 2004, Bryan & Metaxas 2006). Koldtvandskoraller er blevet fundet i den vestlige del af Davis Strædet (Edinger et al. 2007). I Grønlandske farvande er korallernes udbredelse og tætheder ikke blevet systematisk undersøgt, men de er fundet på mange lokaliteter langs kontinentalskrænten i Sydvest- og Sydøstgrønland i forbindelse med trawlundersøgelser (ICES 2010a). For nylig blev et forbud mod trawlfiskeri i to områder syd for Maniitsoq (64 ° N) foreslået på grund af observationer af store forekomster af koraller.

4.5 Havisens økosystem

Susse Wegeberg (AU)

Dele af vurderingsområdet betragtes som et åbentvandsområde, så havis og dermed økosystemet i havisen kan være af mindre betydning her sammenlignet med nordligere områder, der har et mere omfattende isdække. Men i de fleste vintre er den vestlige del af vurderingsområdet dækket med pakis fra den canadiske side (Fig. 3.3.2) og havis forekommer også regelmæssigt i fjordene i vurderingsområdet. Således kan produktionen i disse issamfund være af større betydning i nogle år end andre, og på tidspunkter, hvor den pelagiske og bentiske produktion er relativ lav, især før forårsopblomstringen af fytoplankton. Desuden forventes disse havissamfund at være meget sårbare over for olieudslip, da isen kan opfange og akkumulere olie i grænsefladen mellem is og hav. Endvidere kan olien gennemtrænge isen via saltvandskanaler opstået i isen. Både undersiden af isen samt isens saltvandskanaler udgør netop substrat og niche for isens økosystem.

Isens biologiske samfund er et specialiseret økosystem af bakterier samt adskillige arter af mikroalger og mikrofauna. I vurderingsområdet, i fjorden Kangerluarsunnguag (Kobbefjord), lige syd for Nuuk, fandt Mikkelsen et al. (2008), at økosystemet hovedsageligt bestod af flagellater (prasinofytter, dinoflagellater, rekylalger) og både centriske og pennate (aflange) kiselalger. Blandt kiselalger var især *Chaetoceros simplex*, en kolonidannende, centrisk kiselalge, dominerende under sin blomstring i marts, hvor den udgjorde 75 % af den samlede algeforekomst i havisen. I pakisen på den canadiske side af Davis Strædet fandt Booth (1984) en fuldstændig dominans af pennate kiselalgeslægter.

Tydelig pletvis forekomst af havisens alger er ofte rapporteret for Arktis (Booth 1984, Gosselin et al. 1997, Gradinger et al. 1999, Rysgaard et al. 2001, Quillfeldt et al. 2009), hvilket er forklaret med isens heterogenitet. Ændringer i isens tykkelse, krystallinske struktur, saltholdighed, porøsitet og massefylde er vigtige for havisorganismernes samfundsstruktur. Havisens mikromiljø er således særdeles dynamisk med store variationer i temperatur, saltholdighed og tilgængelige næringsstoffer. Det er disse variable forhold, der også fører til en høj grad af horisontal variation i mikrobielle havissamfund (Quillfeldt et al. 2009).

Havisens algeproduktion i Arktis er blevet anslået til 5-15 g C m² pr. år afhængigt af sæsonens grad af isdække (Gosselin et al. 1997, Quillfeldt et al. 2009). Imidlertid fandt Michel et al. (2002), at isalger kun udgjorde en lille del af den totale algebiomasse, <3%, i Nordvandspolyniet og Mikkelsen et al. (2008) og Booth (1984) fandt, at isalger tilsvarende kun udgjorde <1% af den pelagiske primærproduktion i henholdsvis Kangerluarsunnguaq og det vestlige Davisstræde. I Young-sund i Nordøstgrønland nåede Rysgaard et al. (2001) frem til et lignende resultat.

Endvidere testede Mikkelsen et al. (2008), om isens alger fungerede som celleanke for initiering af forårsopblomstringen af planteplankton, men opnåede dog ikke entydige resultater. Michel et al. (2002) konkluderede, at algearter frigivet til vandsøjlen fra isen ikke umiddelbart spillede en vigtig rolle for udviklingen af fytoplankton i Nordvandspolyniet. Isens algesamfund var domineret af pennate kiselalgearter med op til 85 %, mens fytoplanktonopblomstringen var markant domineret af pelagiske arter af centriske kiselalger, som ikke blev konstateret i isens algesamfund. Booth (1984) fandt også, at artssammensætningen i havis adskilte sig væsentligt fra den i fytoplankton. Således antyder disse resultater også at havisens alger udgør et unikt samfund adskilt fra det pelagisk fytoplankton.

De nuværende oplysninger om havisens økosystem i vurderingsområdet er meget sparsomme, og fokuserer på primærproduktion. Således kan økologisk vigtige eller kritiske områder for olieudslip i vurderingsområdet ikke identificeres ud fra de foreliggende oplysninger. Derfor anbefales det at der gennemføres yderligere undersøgelser, især af havissamfundets struktur og interaktioner for fuldt ud at forstå dette økosystems betydning i den østlige del af Davisstrædet. Disse undersøgelser vil samtidig understøtte identifikation af potentielt vigtige eller kritiske områder for produktionen i havis i vurderingsområdet.

4.6 Fisk og skaldyr

AnnDorte Burmeister, Helle Siegstad, Nanette Hammeken Arboe, Ole Jørgensen, Anja Retzel, Rasmus Hedeholm, Rasmus Nygaard, Nikoline Ziemer (GINR), Morten Frederiksen, Flemming Merkel & Daniel Clausen (AU)

En række skaldyr og fisk er almindelige i undersøgelsesområdet. Hovedparten er demersale, dvs. at de lever nær eller på havbunden. Skaldyrene omfatter vigtige arter som reje, snekrabbe, kammusling, blåmusling og blandt fiskene hellefisk, laks, torsk, havkat, rødfisk, lodde, stenbider og andre arter. Shelfen med sine vanddybder på 0-200 m rummer vigtige fiskepladser, og er karakteriseret af relativt få, dominante arter, mellem hvilke der er stærke interaktioner (Pedersen & Kanneworff 1995).

4.6.1 Udvalgte arter

Reje, *Pandalus borealis*

Biologi: Nøglearten nordlig reje (*Pandalus borealis*) er den dominerende rejeart i de vestgrønlandske farvande. Tigerrejen (*Pandalus montagui*) findes også i området, men er mindre talrig (Kanneworff 2003). Begge rejearter er protandriske hermafroditter, hvilket vil sige, at de vokser op som hanner, og dernæst bliver hunner. Lige før hunnen presser æggene frem, fæster hannen en sædpakke på hunnen. Efter æggene er lagt, bærer hunnen dem på sine ben i 6-9 måneder.

Udbredelse: Nordlig reje er en ekspansiv art (Bergstrom 2000) med en circumpolar udbredelse. I Vestgrønland findes rejerne langs hele kysten på dybder fra 9 til 1.450 m, men er talrigest på 100-600 m dybde. Tigerreje er dog talrigest på lavt og kystnært vand (Simpson et al. 1970). De seneste år har nordlig reje bredt sig mod nord (Ziemer et al. 2010), og hovedparten af biomassen er nu koncentreret nord for 67° N.

Vandringer: Rejerne er meget mobile, både horisontalt og vertikalt. De har en daglig vertikal vandring, hvor de fouragerer på havbunden om dagen og pelagiske om natten (Horsted & Smidth 1956).

Yngleudbredelse: Rejerne foretager horisontale vandringer ind til kystnære lavvandede områder for at gyde (Hjort & Ruud 1938, Horsted & Smidth 1956, Haynes & Wigley 1969, Bergstrom 1991). Nordlig reje gyder i de grønlandske farvande i april (Horsted 1978).

Bestandsstørrelse: Nordlige rejer i Vestgrønland betragtes som tilhørende én bestand. Den totale biomasse af nordlige rejer i vestgrønlandske farvande steg fra starten af 1990'erne og nåede sit højeste niveau i 2005. Den er siden faldet, men er dog over gennemsnittet for hele tidsserien og vurderes i 2010 fortsat til at være over det niveau hvor bestanden kan producere det maksimalt bæredygtige årlige udbytte (MSY) (Hammeken & Kingsley 2010). Siden 2007 er mængden af nordlig reje faldet i vurderingsområdet, idet tyngdepunktet for bestanden er flyttet længere mod nord (Ziemer et al. 2010). Rekrutteringen hos nordlig reje har været lav siden 2006, men årsagen til dette er usikker (Ziemer et al. 2010). Pedersen & Storm (2002) og Koeller (2009) foreslår, at rekrutteringen af rejer er afhængig af mængden af føde.

Buch et al. (2003) har vist en tæt sammenhæng mellem forekomsten af torsk og ændringer i rejebestandens størrelse. Ikke desto mindre har den estimerede biomasse af torsk i de seneste år været meget lav, og der må derfor være andre forklaringer på tilbagegangen i rejernes biomasse. Det synes derfor fornuftigt, at se nærmere på den såkaldte 'match-mismatch'-teori om forskydninger i tidspunktet for rejeæggenes klækning og i fytoplankton-opblomstringen for at undersøge mulige sammenhænge (Wieland & Hovgaard 2009).

Følsomhed og påvirkning fra oliespild: Boertmann et al. (2009) antog, at fiske- og rejelarver var mere følsomme over for olie end de voksne dyr, men konsekvenserne for rejernes overlevelse, den årlige rekrutterings størrelse og den efterfølgende bestandsstørrelse er ukendte. Rejelarver har et pelagisk stadie, og de vil sandsynligvis være særligt følsomme over for oliespild på dette tidspunkt.

Videnshuller: Rejernes tidlige livshistorie (herunder larvernes transport med havstrømme mellem offshore og kystnære områder og langs den grønlandske vestkyst), opvækstområder, larvernes bundsætning, og forekomsten af bundstadierne er ukendt eller dårlig kendt i vurderingsområdet. Desuden er der behov for at forstå, om der er en forbindelse mellem rejers rekruttering og klimaforandringer grundet en mistilpasning mellem rejeæggenes klækning og tidspunktet for fytoplankton-opblomstringen i Vestgrønland. De underliggende mekanismer bag bestanden af nordlig rejes flytten mod syd (omkring 1990) og siden nord på (omkring 2005) i de vestgrønlandske farvande er dårlig kendt. Om disse bevægelser skyldes øget prædation fra de dengang tilbagevendende torsk, stigende temperaturer ved havbunden eller

andre faktorer er ukendt. Samspillet mellem nordlig reje, deres byttedyr og deres prædatorer er ligeledes dårligt kendt.

Snekrabbe, *Chionoecetes opilio*

Biologi: Snekrabben har en vid arktisk-boreal udbredelse, der sædvanligvis ikke strækker sig nord for den arktiske cirkel, og normalt ikke når ind i det højarktiske område (Squires 1990); der er dog to undtagelser (Paul & Paul 1997, Burmeister 2002). Snekrabben lever hovedsageligt på mudret eller sandmudret bund på dybder fra 30 til 1.400 m, hvor bundtemperaturen er på -1,5 til 4° C året rundt (fx Squires 1990, Dawe & Colbourne 2002). Snekrabber kan fysiologisk være begrænset til at leve i disse temperaturer, da deres energibudget ellers bliver negativt som følge af et reduceret fødeindtag og et højere stofskifte (Foyle et al. 1989, Thompson & Hawryluk 1990).

Som hos andre ægte krabber udgøres snekrabbens livscyklus af et larvestadie og et bundlevende stadie, hvor krabberne er enten hanner eller hunner. Parringsystemet er komplekst, og hannerne har et udtalt hierarki hvor store hanner favoriseres som følge af intens konkurrence (Donaldson & Adams 1989, Elner & Beninger 1995, Sainte-Marie et al. 1999, Sainte-Marie & Sainte-Marie 1999). Hunnerne, der er ret polygame, kan i løbet af deres liv reproducere sig adskillige gange, og har et par sædlommer til langtidsopbevaring af sædpakker (Elner & Beninger 1995, Sainte-Marie et al. 2000). Det er nu accepteret viden, at hun-snekrabber kan producere mere end et levedygtigt kuld fra sædceller gemt i deres sædlommer (Sainte-Marie 1993, Sainte-Marie & Carriere 1995). Æggene udruges under hunnens bug, og klækningen samt larvernes frigørelse sker i det sene forår eller den tidlige sommer. Kort tid efter dannes det næste kuld æg, hvilket sker uanset om der inden har fundet en parring sted eller ej.

Larverne gennemgår tre stadier (zoeae I-II, megalops), inden de slår sig ned på bunden med en skjoldbredde på omtrent 3 mm. Snekrabben tilbringer derefter resten af dens liv på havbunden, hvor den æder fisk, muslinger, børsteorme og andre orme, slangestjerner, rejer og andre krabber, herunder egne artsfæller (Lefebvre & Brêthes 1991, Sainte-Marie et al. 1997). Krabber vokser ved fældning, hvilket sker i sensommeren eller hos store krabber om foråret. Både hanner og hunner har en endelig fældning når de bliver kønsmodne, men deres størrelse her varierer meget (Conan & Comeau 1986, Sainte-Marie & Hazel 1992, Sainte-Marie 1993, Sainte-Marie et al. 1999). Hannerne bliver kønsmodne i en alder af 6-9 år efter de indledte deres bundlevende stadie.

Udbredelse: Den nordligste forekomst af snekrabbe er fra Grønland, hvor arten findes langs vestkysten mellem 60° N og 74° N, både offshore og kystnært især i fjorde (Burmeister 2002). Bestandene i de grønlandske fjorde er muligvis isolerede i deres bundlevende stadie, sådan som det synes at være tilfældet i canadiske fjorde (Conan & Comeau 1986, Bernard Sainte-Marie, MLI, Canada, pers. comm.). I Grønland findes snekrabben generelt på dybder mellem 100 og 800 m, og ved bundvandstemperaturer fra omkring -1,0° C til omkring 4,5° C.

Vandringer: Kystsystemet i Vestgrønland består af fjorde og bugter. Fjordbestandene af snekrabber i deres bundlevende stadie er helt eller delvist isoleret fra hverandre, og fra offshore bestande, af tærskler (Burmeister upubl. data, Burmeister & Sainte-Marie 2010). Snekrabbernes tidlige livshistorie (herunder larvernes transport med havstrømme mellem offshore og kystnæ-

re lokaliteter og langs den grønlandske vestkyst), opvækstområder, larvernes bundsætning, og forekomsten af bundstadierne er ukendt eller dårlig kendt i vurderingsområdet. Genetiske analyser har vist, at snekrabberne i de vestgrønlandske farvande adskiller sig signifikant fra dyr i den vestlige del af Davis Strædet (atlantisk Canada). Der findes derimod ingen forskelle mellem offshore og fjord-bestande inden for vurderingsområdet (Puebla et al. 2008).

Bestandsstørrelse: Bestanden i vurderingsområdet har en ugunstig bevaringsstatus som følge af års højt fiskeritryk.

Følsomhed og påvirkning fra oliespild: Boertmann et al. (2009) antog, at fiske- og rejelarver var mere følsomme over for olie end de voksne dyr. Snekrabbens larver kan ligeledes være følsomme over for et oliespild, og konsekvenserne for overlevelse, den årlige rekrutterings størrelse og den efterfølgende bestandsstørrelse er ukendte. Til forskel fra pelagiske fisk og krebsdyr, har man i Grønland ikke observeret snekrabber i deres bundlevende stadie bevæge sig over længere strækninger, og det antages, at de er stationære. Forandringer i habitater på grund af kemisk forurening er derfor af særlig interesse i forhold til snekrabber, da de muligvis ikke kan undgå forurenede sediment. Et laboratoriestudie om habitatvalg hos juvenile kongekrabber (*Paralithodes camtschaticus*) og tannerkrabber (*Chionoecetes bairdi*), der udsattes for olie, har ført til antagelsen af, at arter som er nært knyttet til sedimentet sandsynligvis har en længere eksponeringstid mod forurening, og at forurening derfor kan spille en stor rolle i bestandsnedgange hos krabber (Moles & Stone 2002).

Hellefisk, *Reinhardtius hippoglossoides*

Biologi: Hellefisken er en langsomt voksende dybvands-fladfisk med en vid udbredelse i Nordatlanten, herunder Baffin Bugten, Davis Strædet, Labradorhavet og kystnært langs hele Grønlands vestkyst og det sydøstlige Canada. Det vigtigste gydeområde antages at ligge i den centrale del af Davis Strædet, syd for tærsklen mellem Grønland og Baffin Island, og gydningen antages at finde sted i den tidlige vinter. Denne antagelse er baseret på iagttagelser over udviklingen af æggestokkene hos hunner (Jørgensen 1997, Gundersen et al. 2010) og observationer af æg (Smidt 1969). De fleste prøvetagninger er foretaget på dybder ned til 1.500 m, men der er aldrig blevet fundet en gydeklar hun. Det er muligt, at gydningen finder sted på endnu større dybder, sandsynligvis omkring 62°30' N - 63°30' N. Fra gydeområderne driver æg og larver gennem vurderingsområdet med den Vestgrønlandske Strøm på vej mod de områder, hvor ynglen slår sig ned. Æg i deres tidlige stadie findes i 240-640 m dybde (Smidt 1969), og larver findes især i 13-40 m dybde (Simonsen & Gundersen 2005). Det pelagiske stadie varer mere end seks måneder (Smidt 1969). Larverne slår sig ned på havbunden i august-september, når de har nået en længde på 6-8 cm. Store Hellefiske Banke, Disko Bugten og Disko Banke vest for Disko er veldokumenterede opholdsområder for yngel (Smidt 1969, Stenberg 2007), men larver bringes også ind i Baffin Bugten af den Vestgrønlandske Strøm, og til østkysten af Canada af en arm af denne strøm, som bøjer mod vest ved tærsklen mellem Grønland og Baffin Island. Dette mønster understøttes stærkt af observationer af æg og larver, og af modeller, som simulerer strømdriften af hellefiskeæg og -larver (Stenberg 2007). Andre steder i Nordatlanten er gydning kun observeret sporadisk, i Baffin Bugten og kystnært i de nordvestgrønlandske fjorde (Simonsen & Gundersen 2005), og langs østkysten af Canada (Bowering & Brodie 1995). Hellefiskebestanden i Davis Strædet, Baffin Bug-

ten, de nordvestgrønlandske fjorde og østkysten af Canada anses derfor i al hovedsagelighed at stamme fra gydeområdet i Davis Strædet.

Vandringer: Mærkningsstudier fra det østlige Canada (Bowering 1984), Vestgrønland (Boje 2002), fra nyligt indsamlede data (GINR, upubl. data) og fra studier baseret på fiskeriundersøgelser (Jørgensen 1997) viser, at hellefisken gradvist vandrer mod større dybder, og mod de formodede gydeområder efterhånden som de vokser. Et- og i nogen grad toårige hellefisk æder zooplankton oppe i vandsøjlen, mens ældre fisk æder rejer, fisk og blæksprutter som fanges på havbunden, eller på uregelmæssige fourageringstogter op i vandsøjlen (Jørgensen 1997).

Følsomhed og påvirkning fra oliespild: Vurderingsområdet omfatter hovedgydeområdet for hellefisk i Nordatlanten, og rekrutteringen til vigtige fiskepladser i Davis Strædet, Baffin Bugten, det østlige Canada og kystområder i Nordvestgrønland og Canada afhænger af produktionen af yngel fra dette område. De æg og larver, der driver langsomt gennem vurderingsområdet (Simonsen et al. 2006, Stenberg 2007) i en dybde af 13-40 m er yderst sårbare for oliespild, hvis de udsættes for store olieplamager, der driver under havoverfladen. I sådant et tilfælde må en påvirkning af rekrutteringen til fiskeriet påregnes. Afsmag i fiskekød pga. olierester er også et alvorligt problem i forhold til oliespild. Fisk, der bliver udsat for endog meget lave koncentrationer af olie i vandet, i deres føde eller i havbunden, kan få afsmag, hvilket gør dem uegnede som føde for mennesker (GESAMP 1993). Under et oliespild vil det være nødvendigt at stoppe fiskeriet i de påvirkede områder, hovedsageligt for at undgå risikoen for at markedsføre fisk, der er forurenede eller blot har fået en afsmag af olie (Rice et al. 1996). Dette kan blive nødvendigt for det grønlandske fiskeri efter hellefisk i vurderingsområdet. Store oliespild kan medføre betydelige økonomiske tab pga. af de problemer, der opstår i markedsføringen af de ramte produkter. Strengt reguleringer og kontrol af fiskeriet i de forurenede områder er nødvendigt for at sikre kvaliteten af den fisk, som sendes på markedet.

Torsk, *Gadus morhua*

Biologi: Torsken færdes nær bunden, men kan også optræde pelagisk (Coad & Reist 2004), og findes i en række forskellige habitater fra kysten og ud til kontinentalsklens skrænter. Torsken æder nærmest alt fra hvirvelløse dyr til fisk, herunder yngre torsk. Torsken gyder en gang om året, delt op i tidlige og sene gydere (Murua & Saborido-Rey 2003). Gamle og store hunner producerer flere æg af bedre kvalitet per hun sammenlignet med små og unge hunner. Æg fra gamle og store hunner har også en bedre chance for at overleve (Kjørsvik 1994). I Grønland gyder torsken om foråret (april-maj). Æggene og senere larverne driver med havstrømmene, og larverne søger mod havbunden om efteråret, hvor de har en længde på 5-7 cm. Havtemperaturen har indflydelse på såvel talrighed som udvikling og overlevelse af æggene (Buckley et al. 2000).

Udbredelse og gydestammer: Torsken i Grønland kommer fra tre forskellige 'stammer', der hver især navngives efter deres gydeområder: I) historiske offshore gydegrunde i Øst- og Vestgrønland; II) gydegrunde i vestgrønlandske fjorde; og III) islandske gydegrunde, hvorfra betydelige mængder yngel nogle gange transporteres af Irminger Strømmen til grønlandske farvande. Den islandske yngel slår sig generelt ned på bunden ud for Øst- og Sydgrønland, mens ynglen fra de vestgrønlandske offshore gydegrunde antages hovedsageligt at slå sig ned ud for Vestgrønlands kyst (Wieland & Hovgaard

2002). Vurderingsområdet er derfor et potentielt opvoksningsområde for unge torsk fra både den islandske og den vestgrønlandske offshore stamme. Mærkningsforsøg har vist, at fisk fra offshore stammen ind imellem vandrer ind til kysten og blander sig med fjord-stammen (Storr-Paulsen et al. 2004).

Stenbider, *Cyclopterus lumpus*

Biologi: Kønsmodne stenbidere (3-5 år gamle) ankommer til kysterne i hele vurderingsområdet i det tidlige forår (Mosbech et al. 2004b), og gyder i de følgende måneder på lavt vand (Muus & Nielsen 1998). Hannen vogter og ventilerer de omkring 100.000-350.000 æg i et par måneder (Muus & Nielsen 1998, Sunnanå 2005). Baseret på norske data tilbringer ynglen sandsynligvis de første to år i tangskove nær kysten. De voksne fisk opholder sig på dybere vand uden for gydesæsonen, men det vides ikke hvor de vandrer hen. De fanges dog af og til i bundtrawl på shelfen nær kysten (GINR, upubl. data). Fødesøgningsadfærden hos stenbidere i Grønland kendes ikke, men da arten svømmer dårligt, er den sandsynligvis nød til at æde gopler og andre arter, som bevæger sig langsomt (Muus & Nielsen 1998). Stenbidere kan udgøre et vigtigt fødeemne for kaskelotter i området, således som det ses andre steder (Kapel 1979, Martin & Clarke 1986).

Udbredelse: Stenbideren er udbredt i hele vurderingsområdet, og findes også på både højere og meget lavere breddegrader (fx Nordsøen). Derfor vil klimatiske ændringer sandsynligvis ikke påvirke stenbideren negativt gennem direkte temperaturpåvirkninger. Artsens reaktion kendes dog ikke, da der kun vides lidt om stenbiderens vandringer og dens afhængighed af andre komponenter i økosystemet.

Følsomhed og påvirkning fra oliespild: På grund af dens afhængighed af lavvandede kystnære område til at gyde i, vil stenbideren være særlig følsom over for oliespild på strandene i gydeperioden. Andre potentielt vigtige områder, fx fødesøgningsområder, kendes ikke. Stenbiderens generelle følsomhed over for oliespild blev anset som moderat i et atlas over følsomhed for oliespild i et område lige syd (60-62° N) for vurderingsområdet (Mosbech et al. 2004b), og en lignende konklusion gælder formentlig også i dette tilfælde.

Laks, *Salmo salar*

Biologi og udbredelse: Laksen vandrer til Grønland fra lande omkring Nordatlanten. Den eneste kendte gydeplads i Grønland findes i elven Kapisillit i den indre del af Nuuk fjord (Nielsen 1961). Der findes andre elve som potentielt kunne huse en laksebestand, men generelt er elvene i Grønland korte, stejle og kolde (Jonas 1974). Selvom bestanden i Kapisillit trives, er den lille, og dens bidrag til laksefiskeriet i Grønland må betragtes som ubetydelig sammenlignet med andre landes. Laks optræder i de grønlandske farvande året rundt, men talrigheden synes at toppe om efteråret fra august til oktober. I Vestgrønland varierer nordgrænsen for udbredelsen fra år til år, men laks kan træffes så langt nordpå som Upernavik på omkring 72° N.

Bestandsstørrelse: I de seneste år har bestandsniveauet af både nordamerikanske og europæiske laks været meget lavt. Da laks herfra optræder i Vestgrønland, regnes talrigheden af laks i de grønlandske farvande som meget lav sammenlignet med historiske niveauet.

Lodde, *Mallotus villosus*

Udbredelse: Lodde har en cirkumpolar udbredelse, og i Grønland findes arten fra den sydlige spids til hhv. 73°N og 70°N på vest- og østkysten. Selvom det

ikke er fuldkommen dokumenteret, antyder forskelle i maksimum længde, tidsforløbet af gydningen og adskilte fjordsystemer, at de forskellige fjorde har hver deres bestand af lodde (Sorensen & Simonsen 1988, Hedeholm et al. 2010).

Biologi: På et tidspunkt om efteråret vandrer lodderne ind i fjordene, hvor de danner tætte stimer før gydningen. Gydningen finder sted på lavt vand (<10 m) og ofte på stranden i perioden fra april til juni. Gydning på dybt vand, som det kendes fra andre bestande (fx Vilhjálmsen 1994), er ikke dokumenteret i Grønland. Lodden gyder typisk, når den er 3-5 år gammel (Hedeholm et al. 2010). En stor del af gydebestanden, især hannerne, dør efter gydningen, hvilket antyder, at bestanden bør betragtes som engangsgydere (Huse 1998, Friis-Rødel & Kanneworff 2002). Uden for gydesæsonen findes lodden primært i det øvre pelagiske lag (0-150 m), men stimer kan undertiden træffes på dybere vand ned til 600 m (Huse 1998, Friis-Rødel & Kanneworff 2002). Som andre steder udgør lodden i Grønland et vigtigt led i konvertering af energi fra lave til høje trofiske niveauer, og er derved en nøgleart i økosystemet (Hedeholm 2010). Således æder lodderne (afhængig af størrelse) i Sydgrønland primært copepoder, krill og themisto (Hedeholm 2010). Som typisk for arktiske fødekæder, resulterer disse fede byttedyr i at lodden også har et højt energiindhold (Hedeholm 2010), hvilket igen gør dem til højkvalitetsføde for forskellige top-prædatorer såsom torsk (Hedeholm 2010), grønlandssæl (Kapel 1991), hvaler og havfugle (Friis-Rødel & Kanneworff 2002, Vilhjálmsen 2002).

Følsomhed og påvirkning fra oliespild: Nøglesteder for lodde omfatter gydestrandene. Disse findes i stort tal i de fleste af fjordene i vurderingsområdet. Når den høje dødelighed under gydningen tages i betragtning, vil et hvert år hvor gydningen i stor skala slår fejl være ugunstigt for bestanden. Derfor kan et oliespild nær gydestrandene være yderst skadeligt for den lokale loddebestand (Mosbech et al. 2004b). Hvor lang tid det ville tage en bestand at komme sig, er ukendt, da det stadig ikke vides om hver fjord huser genetisk isolerede bestande, eller om de blandes. Indenfor resten af vurderingsområdet er det kun shelfen nær kysten som er vigtig for lodder, og her er de ikke så sårbare, da de er meget mobile. Desuden er de pelagiske, og derfor ikke så følsomme over for langtidsvirkninger som bundlevende fisk.

Tobis, *Ammodytes* spp.

Biologi: Tobis er små fisk, der meget af tiden lever nedgravet i sand på havbunden, men som fouragerer pelagisk i store stimer, og som spiller en central rolle i mange marine fødekæder. Der findes to arter i Grønland: havtobis (*Ammodytes marinus*) og nordlig tobis (*A. dubius*). De to arter er meget ens og vanskelige at adskille, og de fleste fiskeundersøgelser har blot registreret tobis som *Ammodytes* spp. Hvor tobis forekommer i høje tætheder, er den typisk en nøgleart for mange havfugle, havpattedyr og store fiskearter. Tobis æder zooplankton i den pelagiske zone, hovedsageligt copepoder og især *Calanus finmarchicus*. Tobiser tilbringer en stor del af deres tid nedgravet i sandbund, og er mest aktive om natten, hvor de svømmer op i vandsøjlen for at æde. De æder hovedsageligt om foråret og om sommeren. Tobis er således specialiseret i sit habitatvalg, og de største tætheder findes på store sandbanker i op til 100 m dybde. Mindre områder med egnet sandbund, fx omkring øer hvor strømmen er stærk, huser dog også tobiser.

Udbredelse: Under en stor tobis-undersøgelse i 1978, som undersøgte potentialet for kommercielt fiskeri i Sydvestgrønland, fandtes de største tætheder af

tobis på den vestlige og sydlige kant af Store Hellefiskebanke (lige nord for vurderingsområdet), på den sydlige kant af Toqqusaq Banke (lige nord for Fyllas Banke), på Fyllas Banke og på Fiskernæs Banke (Andersen 1985). Under en bundtrawlsundersøgelse i 2009 fandtes der meget store tætheder (i snit 9 fisk m⁻²) på Store Hellefiskebanke (J. Hansen, upubl.), men der blev ikke taget prøver i selve vurderingsområdet. Informationer om tobis-larvernes forekomst findes fra zooplankton undersøgelser udført i perioden 1950 - 1984 (Pedersen & Smidt 2000). Laverne blev fundet over det meste af shelfen i vurderingsområdet, med de højeste tætheder på Fyllas Banke, Sukkertoppen Banke og Lille Hellefiskebanke (se også sektion 4.2.5 og Fig. 4.2.4).

Følsomhed og påvirkning fra oliespild: Da tobiserne er specialiserede i deres habitatvalg, er de meget følsomme over for lokale oliespild, især hvis olien synker til bunds. Der kendes adskillige vigtige tobislokaliteter fra shelfen, og der er ingen tvivl om, at vurderingsområdet udgør et kritisk vigtigt område for tobis i Vestgrønland. Tidligere studier tydede på, at tobisen ud for Vestgrønland gydede om sommeren (Andersen 1985). Nyere studier har dog fundet store forekomster af unge fiskelarver om sommeren (Munk et al. 2003, Simonsen et al. 2006), hvilket antyder at klækningen gennemsnitligt sker omkring første maj. På grund af den forventeligt meget store biomasse af tobis i dele af vurderingsområdet, og artens centrale rolle som byttedyr for en række andre arter, vil negative påvirkninger på tobis potentielt kunne have indirekte indvirkning på en stor del af økosystemet.

Rødfisk, *Sebastes mentella* og *Sebastes marinus*

Der findes fire arter rødfisk i Nordatlanten, men kun to arter, dybhavs-rødfisk (*Sebastes mentella*) og stor rødfisk (*Sebastes marinus*), er almindelige i de vestgrønlandske farvande (Møller et al. 2010). Både dybhavs-rødfisk og stor rødfisk er meget værdifulde for det kommercielle fiskeri. Undersøgelsesindekset for rødfisk (begge arter samlet) i de grønlandske rejeundersøgelser har varieret mellem 1 og 2.4 milliarder fisk fra 1992 til 1996, men er faldet til omkring 84 millioner i 2009 (Nygaard & Jørgensen 2010), svarende til en faktor 25 tilbagegang til på 15 år.

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

Der findes tre arter havkatte i de grønlandske farvande, plettet havkat (*Anarhichas minor*), sribet havkat (*Anarhichas lupus*) og blå havkat (*Anarhichas denticulatus*). Sribet havkat anses som en værdifuld fisk og fanges kommercielt, hvorimod plettet havkat er af mindre kommerciel interesse. Blå havkat spises kun i få lande, og har ingen kommerciel interesse. Alle tre arter havkat er vidt udbredt i Nordatlanten fra USA til Svalbard og Barentshavet, og langs kysterne af det nordlige Europa. Undersøgelsesindekser viser, at biomassen af sribet havkat er meget lav sammenlignet med midten af 1980'erne, og at biomassen af plettet havkat steg mellem 2002 og 2008.

Håising, *Hippoglossoides platessoides*

Håising er vidt udbredt i Nordatlanten fra kysten af Murmansk til det sydlige Labrador og USA. Undersøgelsesindekser viser, at biomassen af håising i Vestgrønland er lav i forhold til 1980'erne (Nygaard & Jørgensen 2010).

Tærbe, *Amblyraja radiata*

Tærbe er vidt udbredt i Nordatlanten fra kysten af USA over Hudson Bugten til Grønland, Island, den Engelske Kanal, Østersøen, Svalbard og Barentshavet. Undersøgelsesindekser viser, at biomassen af tærbe i Vestgrønland er formindsket betydeligt siden 1980'erne (Nygaard & Jørgensen 2010).

4.7 Havfugle

David Boertmann, Flemming Merkel, Anders Mosbech, Kasper Johansen & Daniel Clausen (AU)

Havfugle er en vigtig del af det marine økosystem i vurderingsområdet. Antallet af ynglende havfugle i området er dog relativt lavt, sammenlignet med kystområderne længere nordpå i Grønland, fx i Diskobugten, Upernavik og Qaanaaq. De meget store havfuglekolonier som findes nordpå, findes ikke i vurderingsområdet i Davis Strædet (Boertmann et al. 1996). Men området er et ekstremt vigtigt overvintringsområde for havfugle fra hele Nordatlanten (Boertmann et al. 2004).

Havfugle udgør en vigtig ressource for grønlænderne, og havfuglejagt er en populær fritidsbeskæftigelse. Der er også professionelle fangere i vurderingsområdet som sælger deres fangst, herunder havfugle, på brættet i områdets byer. Jagten på havfugle er beskrevet i kapitel 5. Polarlomvie (*Uria lomvia*), ederfugl (*Somateria mollissima*) og ride (*Rissa tridactyla*) er de fugle der skydes flest af.

Fuglejagten reguleres af Hjemmestyrets bekendtgørelse om beskyttelse og fangst af fugle, hvor den seneste bekendtgørelse er nr. 8 af 2. marts 2009.

4.7.1 Ynglende havfugle

De fleste havfugle yngler i kolonier, og der findes mange havfuglekolonier spredt langs kysten i vurderingsområdet (Fig. 4.7.1 og 4.7.2). Disse kolonier varierer i størrelse (fra nogle få par til mere end 20.000 individer) og i arts-sammensætning (fra en enkelt art til op mod ti arter). Havfugle fouragerer sædvanligvis tæt på kolonierne, men to arter kan potentielt foretage meget lange fourageringstogter (dette forhold er dog ikke undersøgt indenfor vurderingsområdet). I Qaanaaq er det blevet påvist, at polarlomvier kan flyve mere end 100 km for at finde føde (Falk et al. 2000), og man ved at mallemuk (*Fulmarus glacialis*) kan foretage exceptionelt lange fourageringstogter på flere dages varighed (fx Falk & Møller 1997).

Der yngler regelmæssigt i alt 20 arter havfugle langs vurderingsområdets kyster. De fleste af disse er koloniale og yngler på stejle fjeldsider ud mod havet eller på lave småøer (Boertmann et al. 1996); den eneste havfugl som ikke yngler kolonivis er almindelig kjove (Tab. 4.7.1). Yderligere et antal arter yngler ved ferskvand eller på beskyttede kyster.

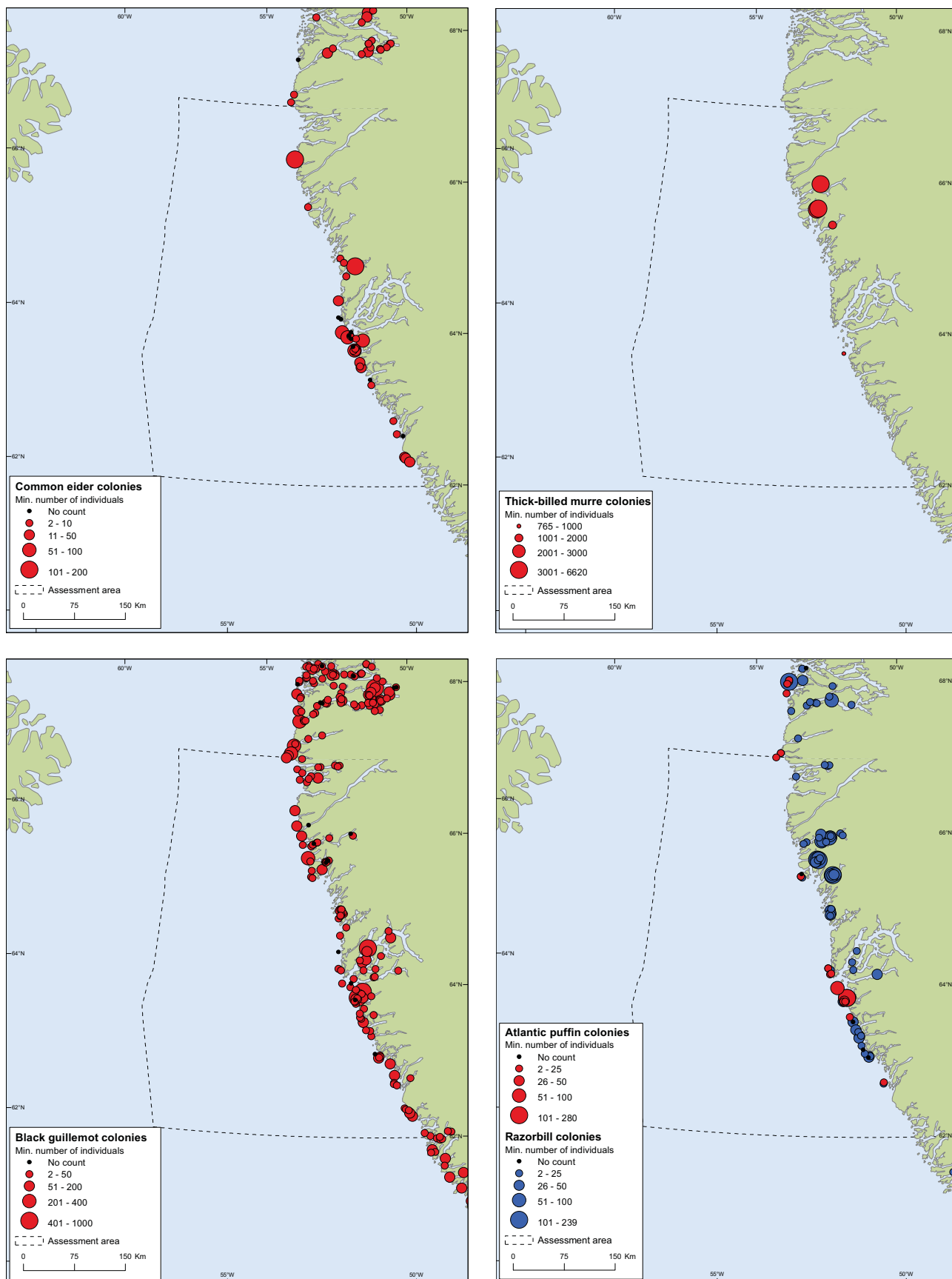
Det skal bemærkes, at de havfuglekolonier som vises i figur 4.7.1 og 4.7.2 kun repræsenterer et minimum af de kolonier som reelt findes i området. For visse arter kan antallet af små kolonier være dobbelt så højt. Især i den store skærgård mellem 63° og 66° N kan der potentielt være mange havfuglekolonier, og dette område har endnu ikke været grundigt undersøgt. Desuden kan informationer fra nogle kendte kolonier være forældede. Der udføres for tiden omfattende undersøgelsesaktivitet i skærgården nord og syd for Nuuk (GN, L. M. Rasmussen, unpubl. data).

Tabel 4.7.1. Oversigt over fugle tilknyttet det marine miljø i vurderingsområdet. y = ynglefugl, s = sommergæst, v = vintergæst, t = trækgæst, k = kystnær, o = offshore. "Betydning af vurderingsområdet for populationen" viser betydningen af vurderingsområdet i en national og international sammenhæng, sådan som det er defineret af Anker-Nilssen (1987).

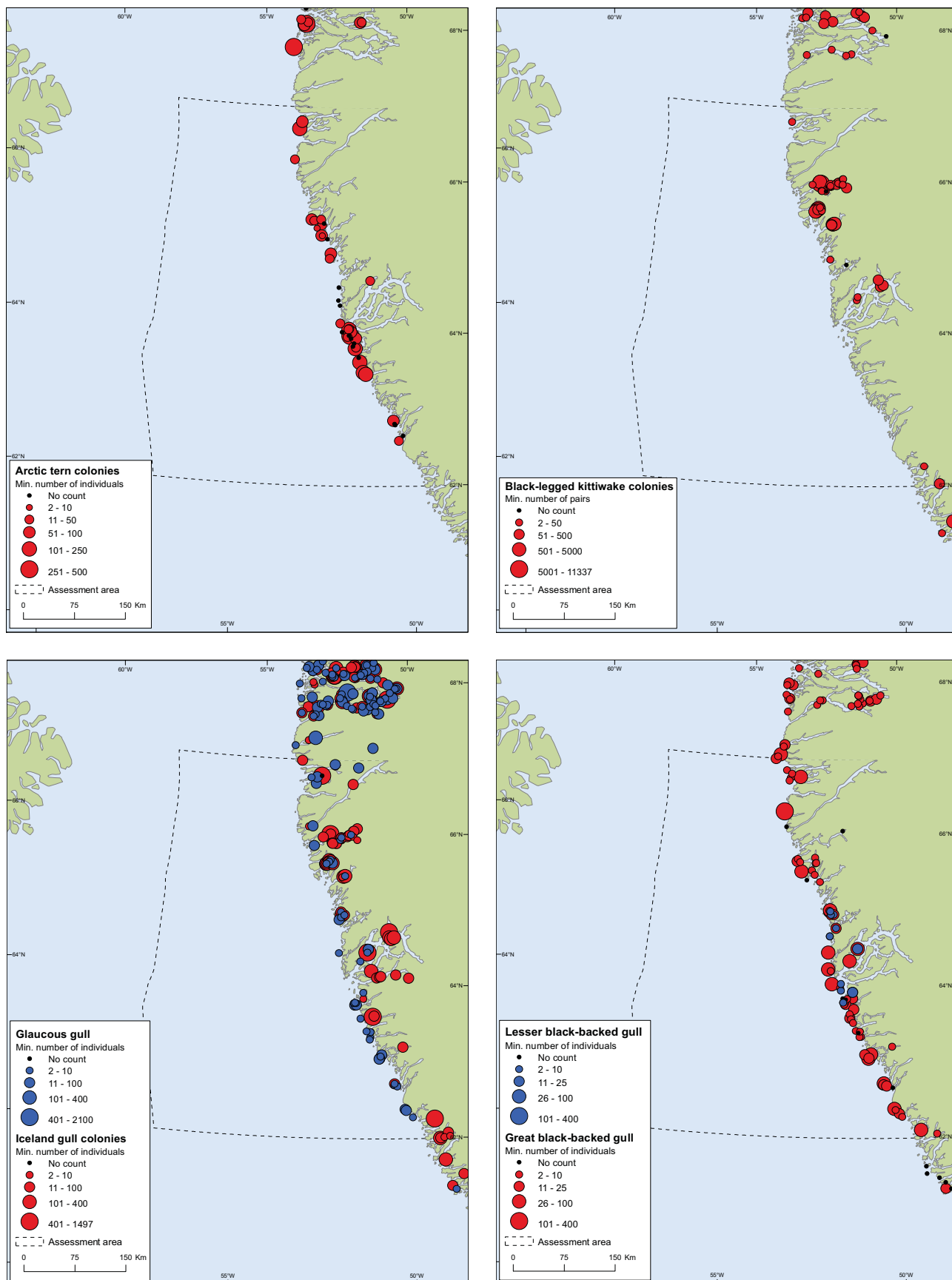
Art	Forekomst		Udbredelse	Rød-liste status i Grønland (Boertmann 2007)	Betydning af vurderingsområdet for populationen
Islom	t/s	forår, sommer, efterår	k	næsten truet (NT)	mellem
Rødstrubet lom	y/t/s	forår, sommer, efterår	k	ikke truet (LC)	mellem
Mallemuk	y/s/v	året rundt	k & o	ikke truet (LC)	lav
Storskråpe	s	juli-oktober	o	ikke truet (LC)	lav
Skarv	s/v	året rundt	k	ikke truet (LC)	høj
Gråand	y/v	winter	k	ikke truet (LC)	høj
Ederfugl	y/s/t/v	året rundt	k	sårbar (VU)	høj
Kongeederfugl	v	oktober-maj	k	ikke truet (LC)	mellem
Havlit	y/t/v	året rundt	k	ikke truet (LC)	mellem
Toppet skallesluger	y/t/v	året rundt	k	ikke truet (LC)	høj
Strømand	t/v	året rundt	k (klippekyser)	næsten truet (NT)	høj
Alm. kjove	y	sommer	k	ikke truet (LC)	lav
Ride	y/s/v	året rundt	k & o	sårbar (VU)	høj
Sølvmåge	y	sommer	k	Ikke bedømt (NA)	lav
Gråmåge	y/s/v	året rundt	k & o	ikke truet (LC)	mellem
Hvidvinget måge	y/s/v	året rundt	k & o	ikke truet (LC)	høj
Svartbag	y/s/v	året rundt	k & o	ikke truet (LC)	mellem
Sildemåge	y	april-september	k	Ikke bedømt (NA)	mellem
Havterne	y	maj-september	k	næsten truet (NT)	lav
Polarlomvie	y/v	året rundt	k & o	sårbar (VU)	høj
Atlantisk lomvie	y/v	året rundt	k & o	moderat truet (EN)	høj
Alk	y/v	året rundt	k & o	ikke truet (LC)	høj
Lunde	y/v	året rundt	k & o	næsten truet (NT)	høj
Tejst	y/v	sommer	k	ikke truet (LC)	høj
		vinter	k & o		
Søkonge	v	september-maj	o	ikke truet (LC)	lav
Havørn	y/v	året rundt	k	sårbar (VU)	høj

4.7.2 Oversomrende havfugle

Havområderne over kontinentalsoklen i vurderingsområdet bruges også af ikke-ynglende havfugle. Et stort antal fugle fra ynglebestandene fra hele Nordatlanten trækker til de grønlandske farvande om sommeren, især rider og mallemukker. Også storskråper, som yngler på den sydlige halvkugle, oversommer her. Andre ikke-ynglende havfugle udnytter om sommeren de kystnære farvande i området. Ænder fra ynglepladser i Canada og i Grønland samles og fælder langs yderkysten og i nogle fjorde. Strømænder (*Histrionicus histrionicus*) findes ved fjernt beliggende klippeøer, mens havlitter (*Clangula hyemalis*) og toppede skalleslugere (*Mergus serrator*) fælder i lavvandede fjorde og bugter (Boertmann & Mosbech 2001, 2002).



Figur 4.7.1. Udbredelsen af havfuglekolonier af ederfugl (common eider), polarlomvie (thick-billed murre), tejest (black guillemot), lunde (Atlantic puffin) og alk (razorbill) i vurderingsområdet. Kortene er baseret på data fra AU og GN (Greenland Seabird Colony Register, 2010). Bemærk dog, at dækningen ikke altid er komplet, og at informationer om nogle kolonier kan være forældet.



Figur 4.7.2. Udbredelsen af havfuglekolonier af havterne (Arctic tern), ride (black-legged kittiwake), gråmåge (glaucous gull), hvidvinget måge (Iceland gull), sildemåge (lesser black-backed gull) og svartbag (great black-backed gull) i vurderingsområdet. Kortene er baseret på data fra AU og GN (Greenland Seabird Colony Register, 2010). Bemærk dog, at dækningen ikke altid er komplet, og at informationer om nogle kolonier kan være forældet.

4.7.3 Indlandsfugle

Indlandsfugle, som yngler i ferskvandsområder, udnytter også det marine miljø, især om vinteren og under trækket. Denne gruppe omfatter gråand (*Anas platyrhynchos*), havlit, toppet skallesluger, strømmand, rødstrubet lom (*Gavia stellata*) og islom (*Gavia immer*) (Tab. 4.7.1). Nogle af ovennævnte ænder kan også yngle ved beskyttede kyster, mens lommerne ofte finder deres og deres ungers føde på havet, idet de flyver fra deres ynglepladser ved søer inde i land ud på havet for at fouragere.

Havørn (*Haliaeetus albicilla*) er ligeledes relevant for denne vurdering, da den også er tilknyttet det marine miljø.

4.7.4 Overvintrende havfugle

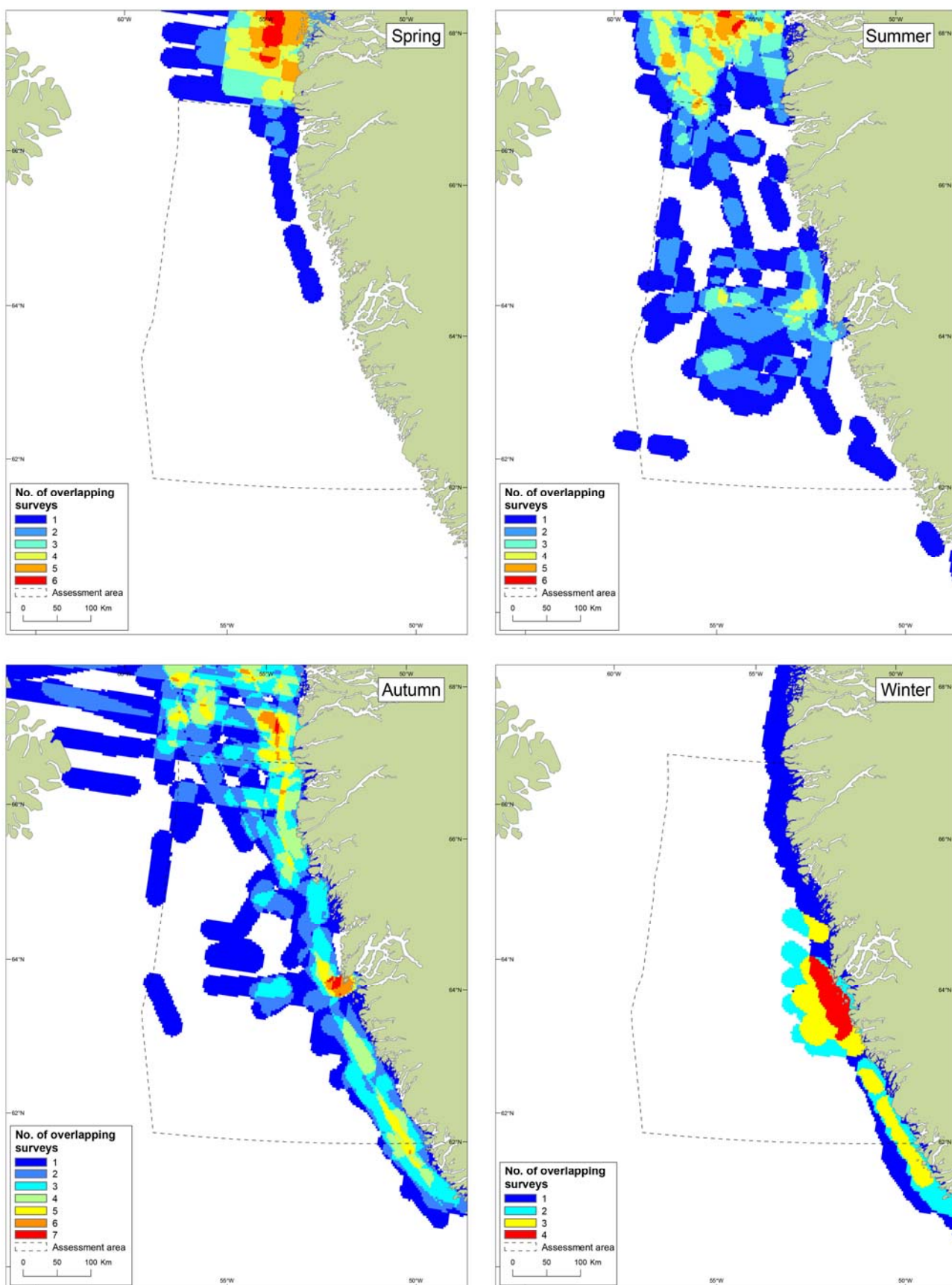
Som nævnt ovenfor udgør havet i vurderingsområdet et meget vigtigt vinterkvarter for havfugle. Dette skyldes, at der sædvanligvis ikke er havis i området gennem vinteren – og området kaldes ofte 'Åbentvandsområdet', fordi havnene kan besejles året rundt. I oktober-maj samles havfugle fra Rusland, Island, Svalbard og Canada her (Boertmann et al. 2004, Boertmann et al. 2006), og det estimeres, at mere end 3,5 millioner fugle overvintrer langs kysterne af Åbentvandsområdet. Til dette tal skal der yderligere lægges et ukendt, men sandsynligvis meget stort (flere millioner) antal søkonger (*Alle alle*) (Boertmann et al. 2004).

Overvintringsområderne for havfugle i vurderingsområdet er derfor af stor international betydning. De talrigeste arter om vinteren er ederfugl, kongederfugl (*Somateria spectabilis*), polarlomvie og de store måge-arter. Fordelingen af de overvintrende havfugle blev undersøgt i de kystnære områder af Vestgrønland i 1999 (Merkel et al. 2002, Boertmann et al. 2004).

Vores viden om de overvintrende havfugles brug af forskellige marine habitater, og om hvilke faktorer, der styrer deres udbredelse er generelt ret beskeden, især hvad angår offshore havområder. På trods af, at man stadig mangler en del viden, er det dog tydeligt, set i et nordatlantisk perspektiv, at farvandene ud for Vestgrønland er meget vigtige for havfugle (Barrett et al. 2006).

4.7.5 Udvalgte arter

I det følgende beskrives de vigtigste havfugle i vurderingsområdet kort. For nogle arter vises der kort over fordelingen til havs på forskellige årstider, baseret på tilgængelige data fra skibs- og flytællinger i perioden 1988-2010. Da data blev trukket ud var der 25 skibssurvey (1988-2010) og 3 flysurveys (1996-2009). Havfugletætheder blev beregnet på følgende måde: De originale optællingstransektorer blev opdelt i 3 km segmenter, og for hver segment blev der beregnet en tæthed baseret på antallet af fugle af hver art, længden af segmentet og en effektiv afsøgnings-afstand beregnet for hvert togt og hver art ud fra 'distance sampling' metoden (Buckland et al. 2001). Survey for survey blev tæthederne så interpoleret til 3x3 km kvadrater ved hjælp af 'inverse distance weighting' metoden (power 2, radius 15 km), og tæthederne vist på kortene repræsenterer den gennemsnitlige værdi i en 'overlay' analyse af disse kvadrater (opdelt i fire sæsoner). Tætheder blev kun beregnet indenfor en 15 km buffer rundt om optællingstransektorerne. Bemærk, at antallet af overlappende optællinger varierer betydeligt mellem sæsonerne og mellem områderne (Fig. 4.7.3).



Figur 4.7.3. Fordelingen til havs af kortlægningsindsatsen i vurderingsområdet, vist som antallet af overlappende skibs- og flytøgter udført forår (april-maj), sommer (juni-aug.), efterår (sept.-dec.) og vinter (jan.-marts). Hvide områder viser områder hvor der ikke har været udført kortlægningsaktiviteter. Figurerne indeholder ikke alle kortlægninger udført i vurderingsområdet, men kun de, der var tilgængelige i to delte AU/GN kortlægningsdatabaser, da data blev trukket ud, svarende til 25 skibstogter (1988-2010) og 3 flytøgter (1996-2009).

Mallemuk, *Fulmarus glacialis*

Der yngler kun få mallemukker i vurderingsområdet, sandsynligvis ikke mere end nogle hundrede par. Desuden synes de få kolonier at være ustabile i både tid og sted (Boertmann et al. 1996).

Offshore er mallemukken talrig og forekommer næsten overalt, undtagen om vinteren, hvor der kun ses få fugle (Fig. 4.7.4). Mallemukker undgår sædvanligvis områder med tæt is. Koncentrationer af fugle findes ved foderingsområder såsom iskanter, upwellings og områder med kommercielt fiskeri.

Mallemuk har en gunstig bevaringsstatus i Grønland og er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Mallemuk er medium følsom for oliespild, både på individniveau og på bestandsniveau. Kolonierne hører dog i yngletiden til blandt de mest sårbare områder, da mallemukker ofte hviler på vandet foran kolonien. Der kendes ikke faste offshore koncentrationer, men sådanne kan formentlig forekomme ved f.eks. upwellings.

Storskråpe, *Puffinus gravis*

Storskråpen yngler på Tristan da Cunha i Sydatlanten. I den sydlige vinter trækker fuglene nordpå til den nordlige halvkugles sommer, hvor de bliver, hovedsageligt på The Grand Banks ved Newfoundland og på de Vestgrønlandske banker, frem til september.

De forekommer i høje tætheder i vurderingsområdet (Fig. 4.7.5), men fuglenes antal synes at variere meget fra år til år. Store antal af fældende fugle med begrænset flyvedygtig er rapporteret (Salomonsen 1950), og sådanne koncentrationer vil være meget følsomme for oliespild.

Storskråpe er opført som *Ikke truet* (LC) i Grønland (Boertmann 2007) og også som *Ikke truet* (LC) på den internationale Rødliste (IUCN 2010).

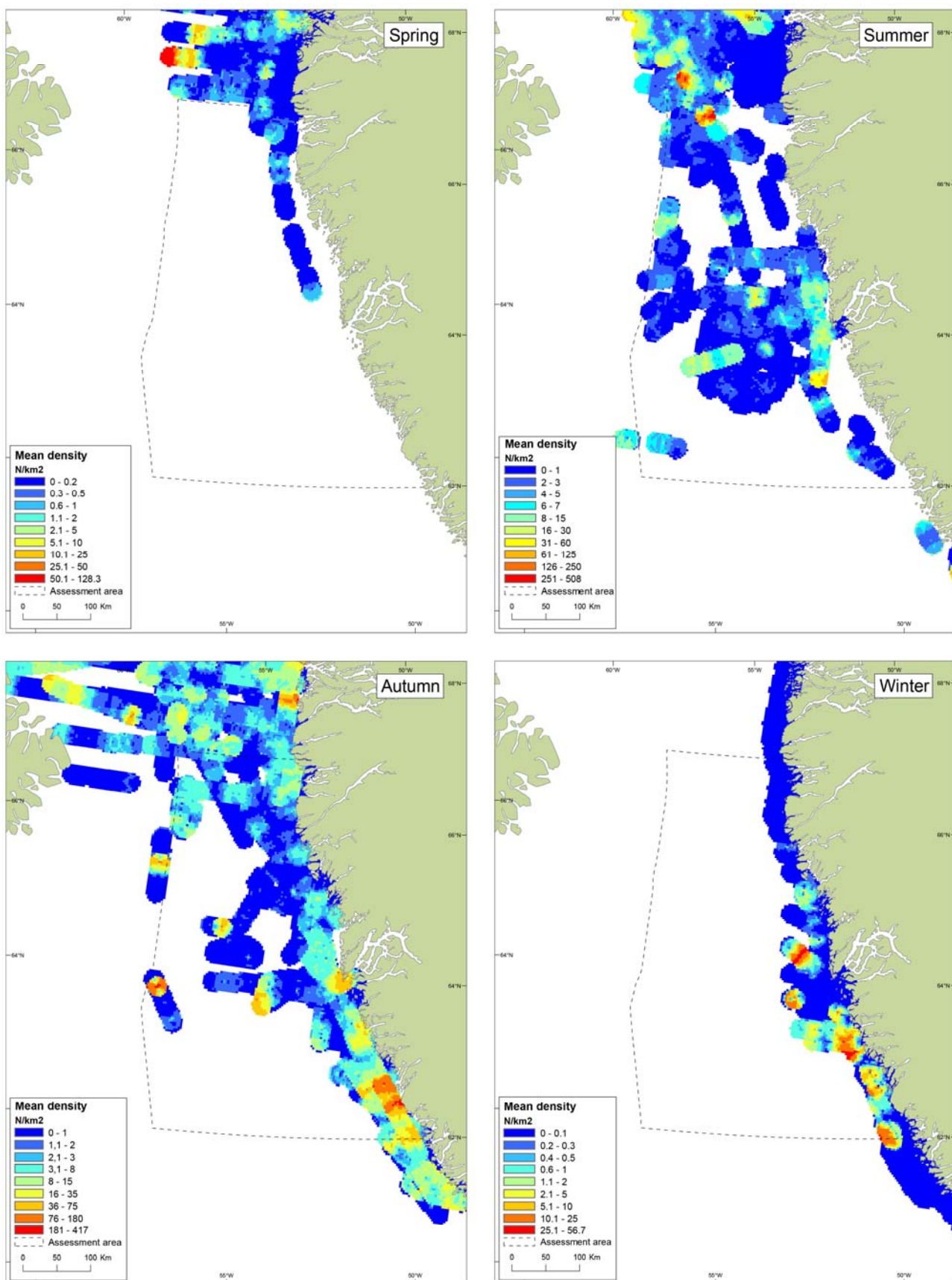
Skarv, *Phalacrocorax carbo*

Skarven yngler i kolonier, der oftest huser under 100 par. Inden for regionen findes disse især i den nordlige halvdel, med Evighedsfjorden som det vigtigste område. Bestanden talte omkring 160 par i 1995 (Boertmann & Mosbech 1997), men er formentlig meget større i dag. I det mindste har bestanden bredt sig meget mod syd, og yngler nu også i Godhåbsfjorden (AU upubl.).

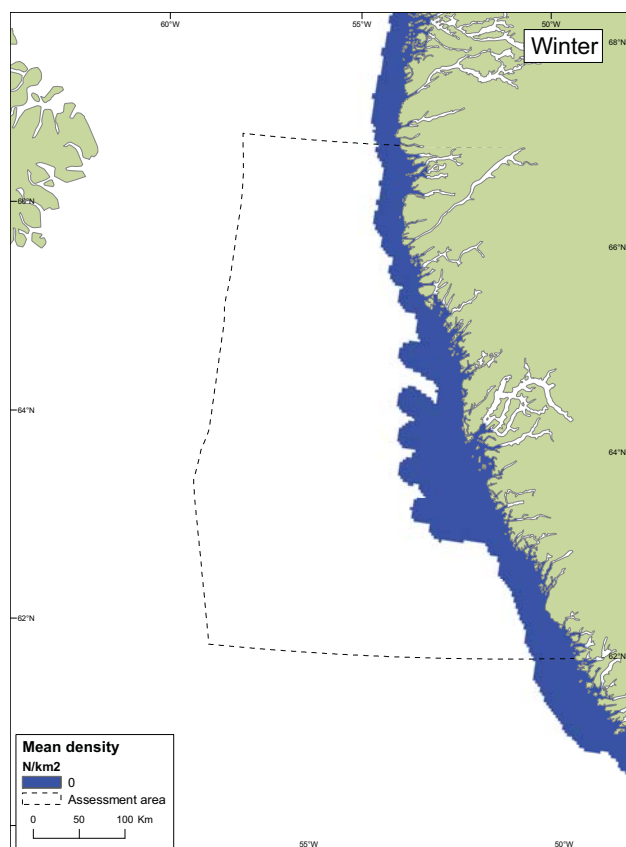
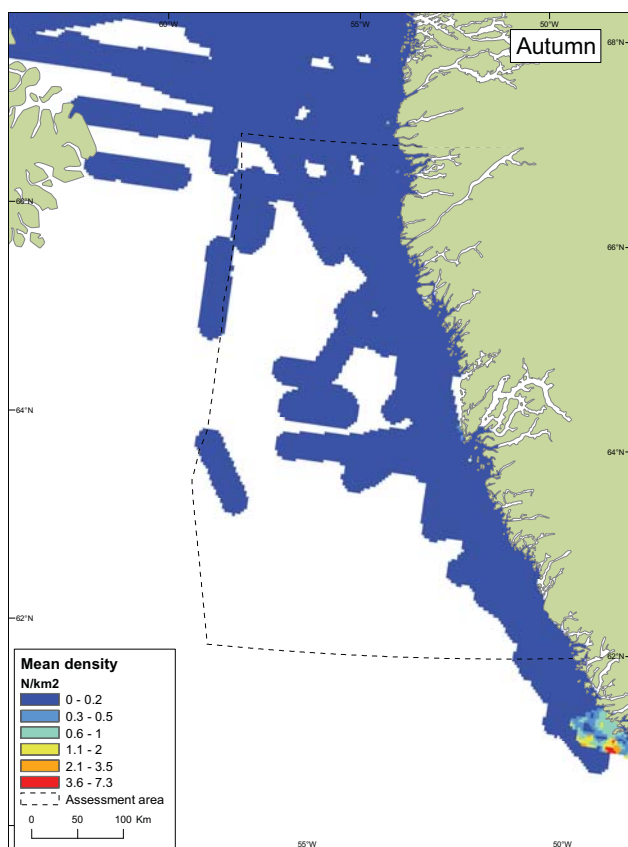
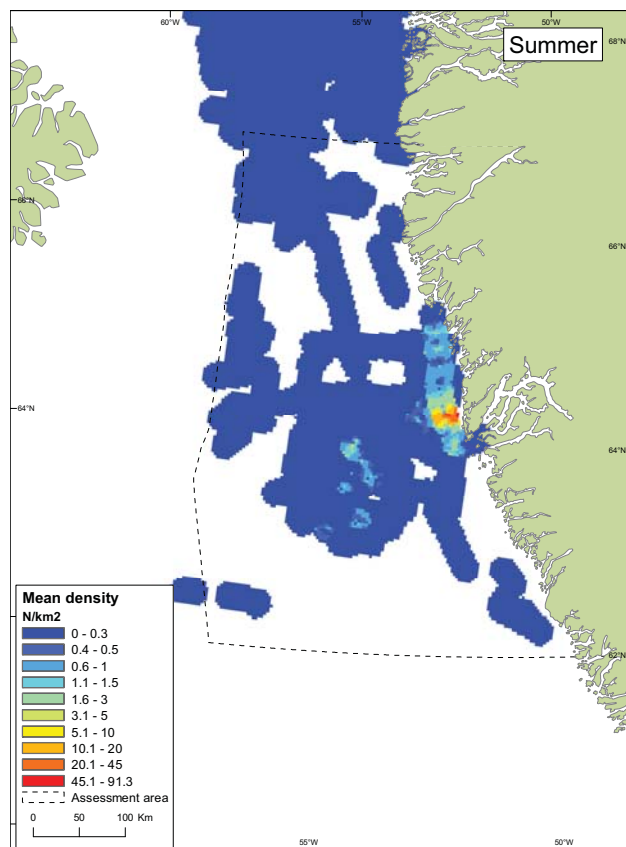
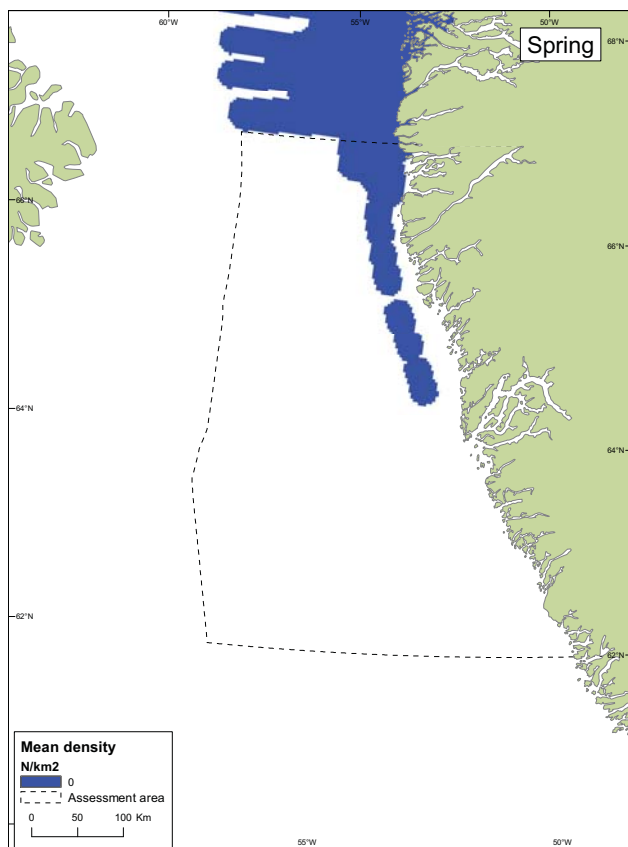
Yderkysten af vurderingsområdet er et vigtigt overvintringsområde for skarver, også for fugle som yngler længere nordpå i Vestgrønland (Lyngs 2003). En betydelig del af hele den grønlandske bestand befinder sig således i vurderingsområdet om vinteren (Boertmann et al. 2004).

Skarvbestanden i Grønland er sandsynligvis isoleret fra andre bestande. Den har en gunstig beskyttelsesstatus, og er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Den grønlandske bestand har en relativ lav følsomhed over for oliespild grundet de mange spredtliggende kolonier og et højt reproduktionspotentiale. Desuden bruger skarverne relativt lidt tid på havoverfladen, hvilket skyldes at deres fjerdragt ikke er helt vandtæt.



Figur 4.7.4. Fordeling på havet af mallek i vurderingsområdet forår (april-maj), sommer (juni-aug.), efterår (sept.-dec.) og vinter (jan.-marts) baseret på data fra tilgængelige skibs- og flyoptællinger indsamlet i 1988 - 2010. Bemærk, at dækningen af optællingerne og densitetsskalaen varierer mellem sæsonerne.



Figur 4.7.5. Fordeling på havet af storskråpe i vurderingsområdet forår (april-maj), sommer (juni-aug.), efterår (sept.-dec.) og vinter (jan.-marts) baseret på data fra tilgængelige skibs- og flyoptællinger indsamlet i 1988 - 2010. Bemærk, at dækningen af optællingerne og densitetsskalaen varierer mellem sæsonerne.

Gråand, *Anas platyrhynchos*

Gråanden yngler hovedsageligt i ferskvandsområder, men også ved beskyttede havkyster. Om vinteren er gråanden dog helt afhængig af det marine miljø. På dette tidspunkt samles de ved lavvandede kyster, og vil da være meget følsomme for oliespild.

Gråanden har en gunstig beskyttelsesstatus og arten er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007). Den grønlandske bestand udgør en distinkt og endemisk underart.

Selvom arten er følsom for oliespild, ville den grønlandske bestand formentlig komme sig hurtigt efter en sådan øget dødelighed. Det synes i hvert fald at være tilfældet, når bestanden rammes af høj dødelighed pga. hårde vintre.

Ederfugl, *Somateria mollissima*

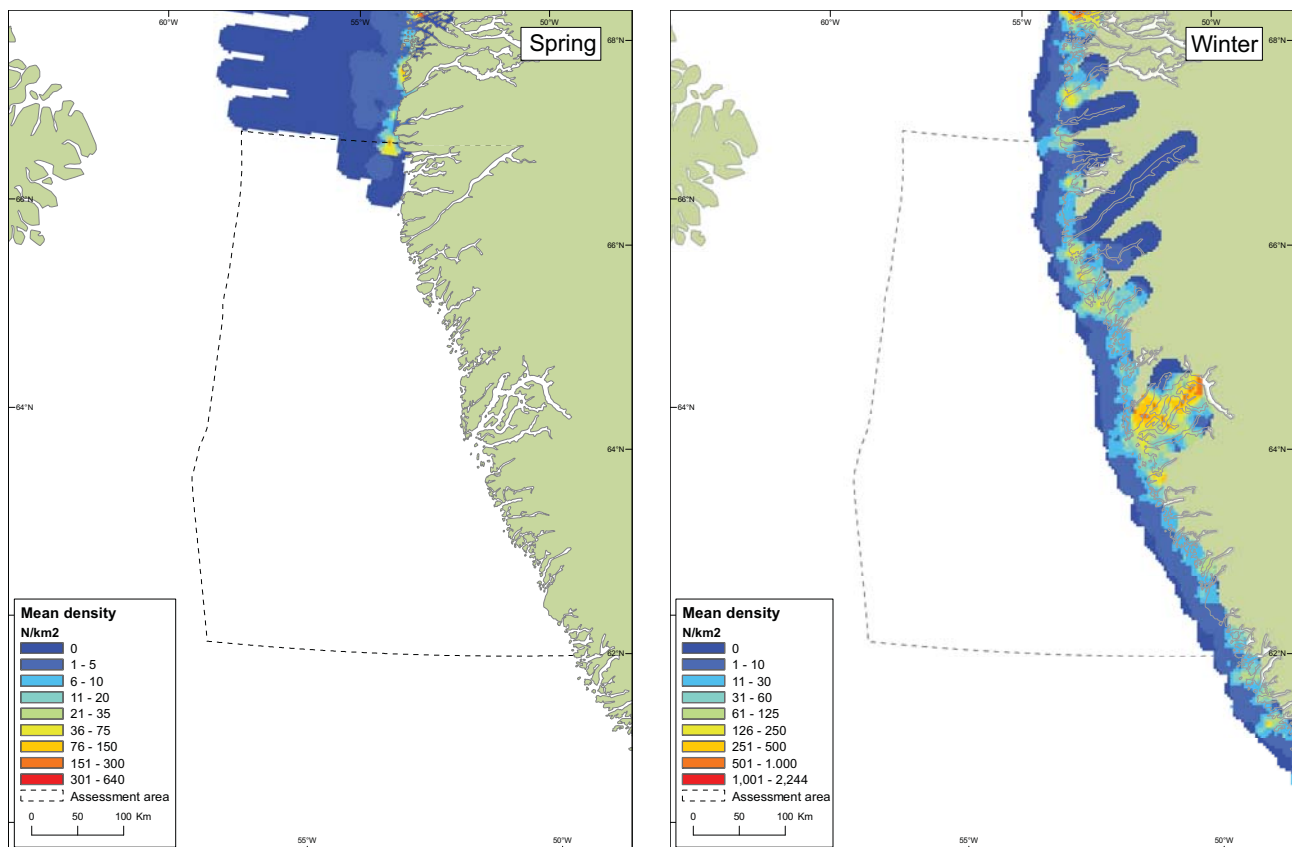
Ederfuglen er tæt knyttet til det marine miljø. Den yngler både spredt og i kolonier på lave øer, og fouragerer i lavvandede kystområder gennem hele vurderingsområdet (Fig. 4.7.1).

Hannerne samles i fældeflokke i afsides fjorde og skærgårde, efter hunnerne er begyndt på rugningen. De hunner som har mistet deres yngel følger noget senere hannerne til fældeområderne, der oftest ligger indenfor 100 km fra ynglestedet (Mosbech et al. 2006b). Svingfjerene fældes simultant, og fuglene kan derfor ikke flyve i omkring tre uger. Efter fældningen trækker fuglene til vinterkvarterer i Åbenvandsområdet i Sydvestgrønland (Lyngs 2003, Mosbech et al. 2007).

Det totale antal ynglende fugle i vurderingsområdet er ikke kendt, men ligger sandsynligvis i størrelsesordenen nogle tusinde par (L. M. Rasmussen, pers. comm.). Bestanden i Vestgrønland gik meget tilbage i det 19. århundrede pga. en ikke bæredygtig jagt (Gilliland et al. 2009). Men for nylig, efter forårsjagten blev forbudt, er der sket en tydelig bestandsfremgang i Ilulissat og Upernavik distrikter, hvor der er brugt aktiv forvaltning og overvågning ved hjælp af lokale interessegrupper. Man har inden for de senere år estimeret en årlig bestandstilvækst på ~15% i disse områder (Merkel 2008, 2010a). Nylige optællinger i den centrale del af vurderingsområdet tyder på en lignende bestandsfremgang (Rasmussen 2010, 2011).

Indtil for nylig havde ederfuglen i Vestgrønland en ugunstig beskyttelsesstatus på grund af bestandsnedgangen. Den var derfor opført som *Sårbar* (VU) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007). Denne status synes dog nu at være forældet.

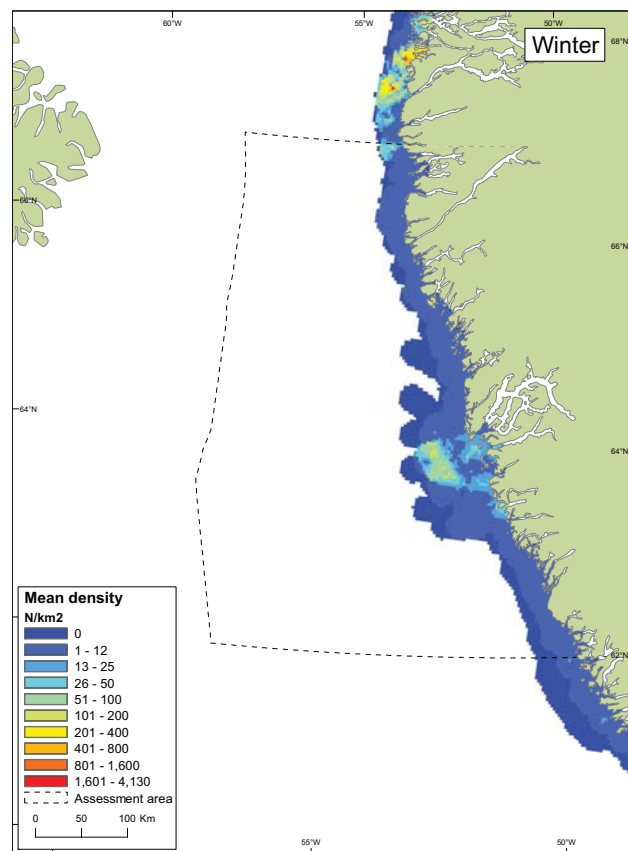
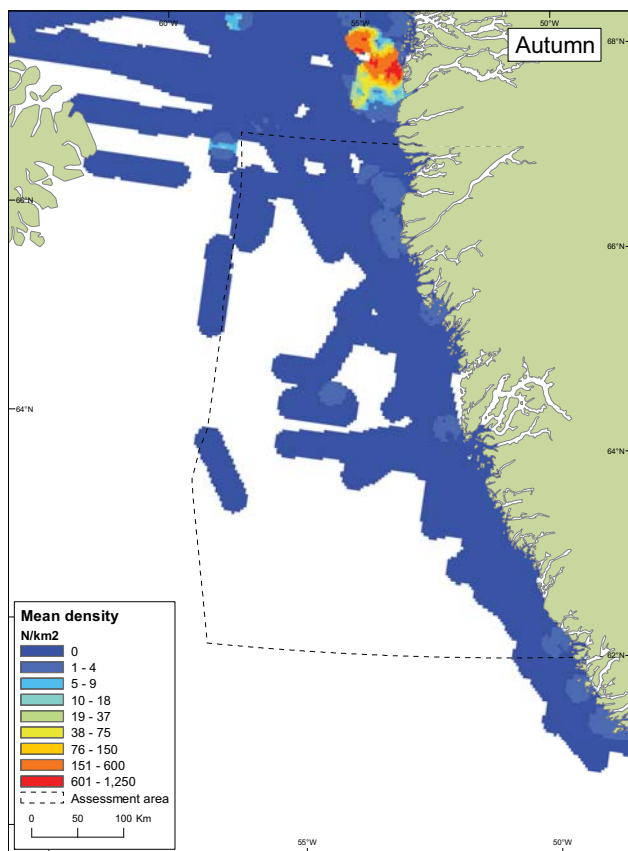
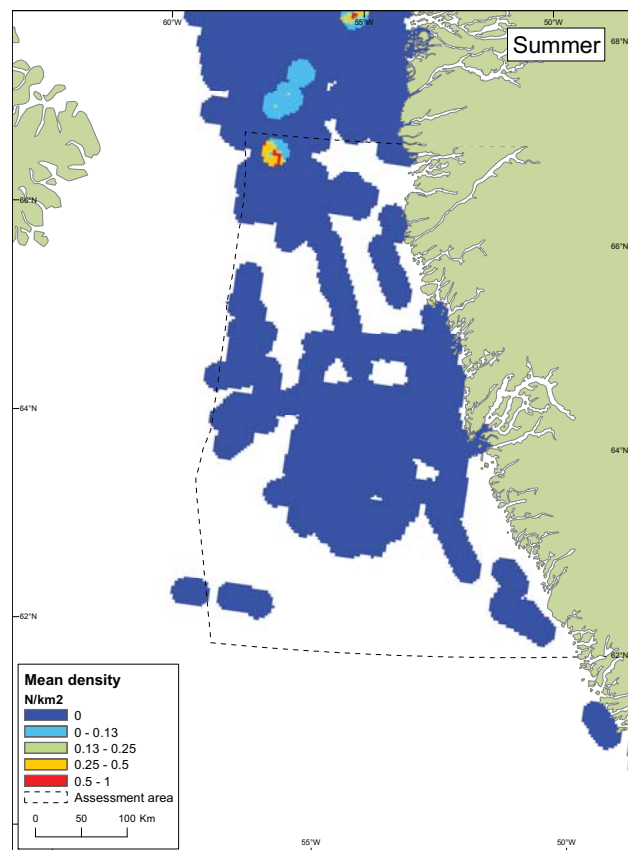
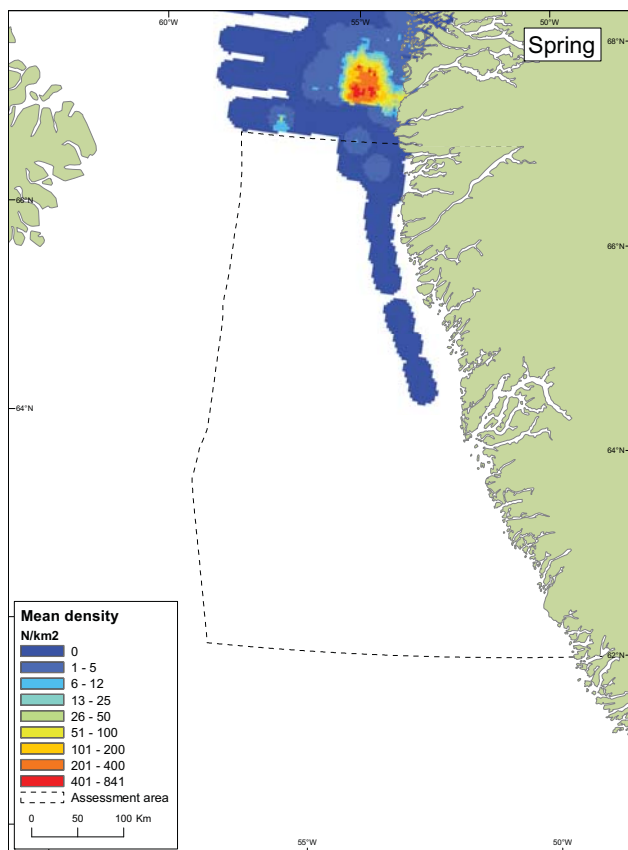
Både yngleområder, fældeområder, rasteplasser og vinterkvarterer er følsomme for oliespild, da store antal fugle kan ligge på vandet i disse områder. Især om vinteren er tætheden af ederfugle høj langs kysterne af vurderingsområdet (Fig. 4.7.6), da store antal ynglefugle fra Nordvestgrønland og det østlige Canada overvintrer i Sydvestgrønland (Lyngs 2003, Mosbech et al. 2006b). I 1999 blev vinterbestanden i Sydvestgrønland estimeret til 460.000 fugle, hvoraf en stor del opholdt sig i vurderingsområdet (Merkel et al. 2002). Sandsynligvis er vinterbestanden øget betragteligt siden da. Især fjordene og bugterne omkring Nuuk er vigtige vinterkvarterer (Merkel et al. 2002, Blicher et al. 2011).



Figur 4.7.6. Fordeling på havet af ederfugl i vurderingsområdet forår (april-maj), sommer (juni-aug.), efterår (sept.-dec.) og vinter (jan.-marts) baseret på data fra tilgængelige skibs- og flyoptællinger indsamlet i 1988 - 2010. Bemærk, at dækningen af optællingerne og densitetsskalaen varierer mellem sæsonerne.

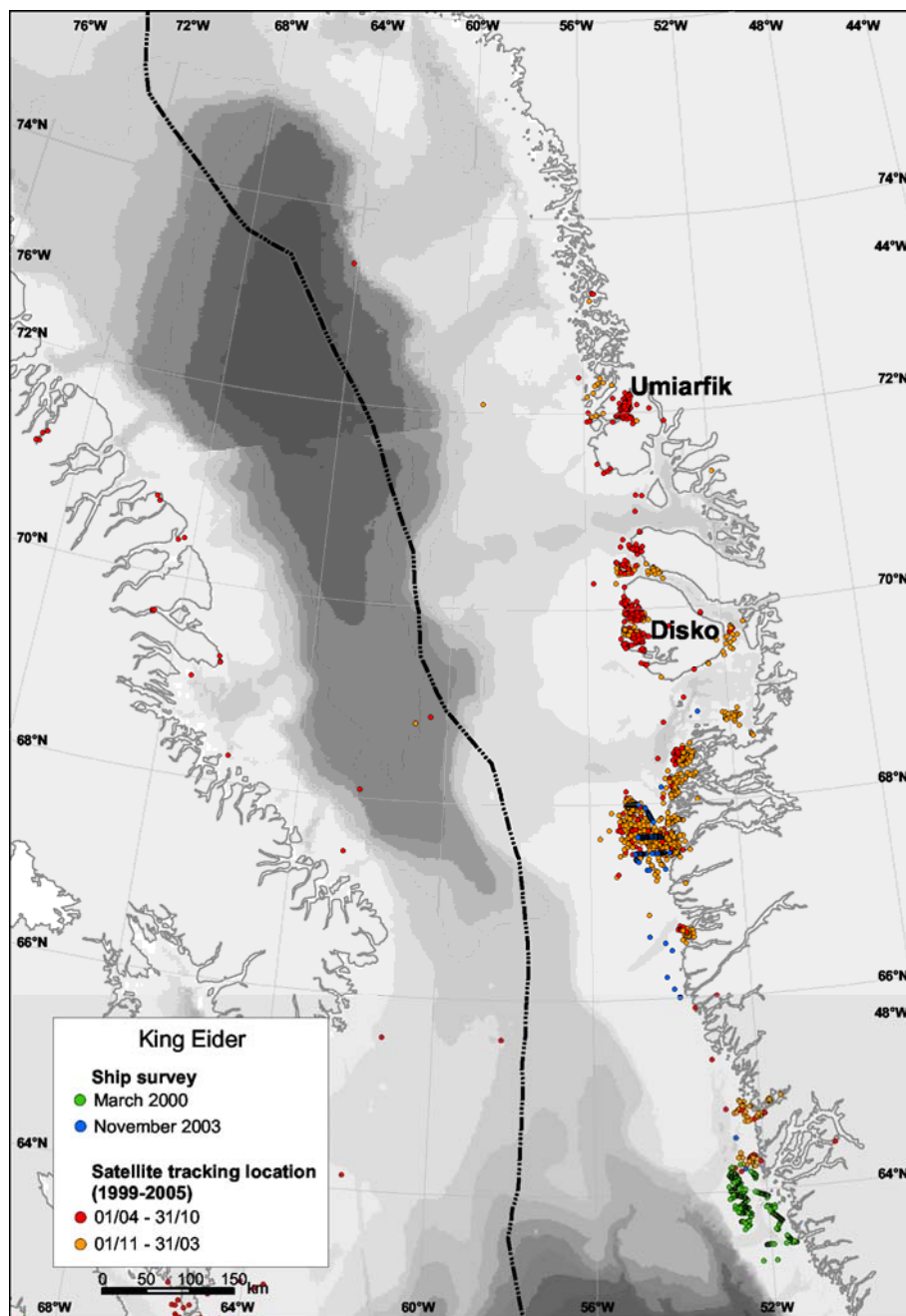
Kongeederfugl, *Somateria spectabilis*

Kongederfuglen er hovedsageligt en vintergæst i vurderingsområdet, men nogle få kan dog også ses om sommeren. Fuglene ankommer til området i oktober fra ynglepladser i Canada og fældepladser i Nordvestgrønland. Det vigtigste vinterkvarter er Store Hellefiskebanke lige nord for vurderingsområdet (Fig. 4.7.7). Men overvintrende kongeederfugle findes også langs havkysterne og på andre offshore banker i vurderingsområdet, især Fyllas Banke. I vintre med meget is er fuglene tvunget til at forlade Store Hellefiskebanke og finde andre overvintringspladser inden for vurderingsområdet. En flytælling i marts 1999 gav et estimat på 153.000 kongeederfugle i Sydvestgrønland, hvoraf en stor del fandtes i vurderingsområdet (Merkel et al. 2002). Satellitsporing af kongeederfugle bekræfter, at en del af bestanden bruger vurderingsområdet om vinteren (Fig. 4.7.8) (Mosbech et al. 2006a).



Figur 4.7.7. Fordeling på havet af kongeederfugl i vurderingsområdet forår (april-maj), sommer (juni-aug.), efterår (sept.-dec.) og vinter (jan.-marts) baseret på data fra tilgængelige skibs- og flyoptællinger indsamlet i 1988 - 2010. Bemærk, at dækningen af optællingerne og densitetsskalaen varierer mellem sæsonerne.

Figur 4.7.8. Satellit sporing af kongeederfugle året rundt. Fuglene fik implanteret senderne ved fældepladser i Umiarfik og i fjordene på Diskos vestkyst, og på en yngleplads i Arktisk Canada uden for kortets afgrænsning. De spredte prikker i den centrale del af Baffinbugten og på Baffin Island skyldes fugle på træk fra og til ynglepladser i Arktisk Canada vest for kortets afgrænsning. Observationer fra to optællinger fra skib vises også på figuren. Vigtigheden af farvandet vest for Disko, Store Hellefiskebanke (på c. 68° N) og Fyllas Banke (på c. 64° N) er tydelig. Figuren er baseret på data fra AU/GN og Mosbech et al. (2006a).



Kongeederfugle er blevet set i meget store flokke (>30.000 individer) i våger i drivisen. Sådanne koncentrationer er meget følsomme for oliespild, da en stor del af hele bestanden kan rammes.

Kongeederfuglen er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007). Dette gælder dog for ynglebestanden i Arktisk Canada, hvilket er de fugle, der fælder og overvintrer i Vestgrønland. På globalt plan er kongeederfuglen også opført som *Ikke truet* (LC) (IUCN 2010).

Havlit, *Clangula hyemalis*

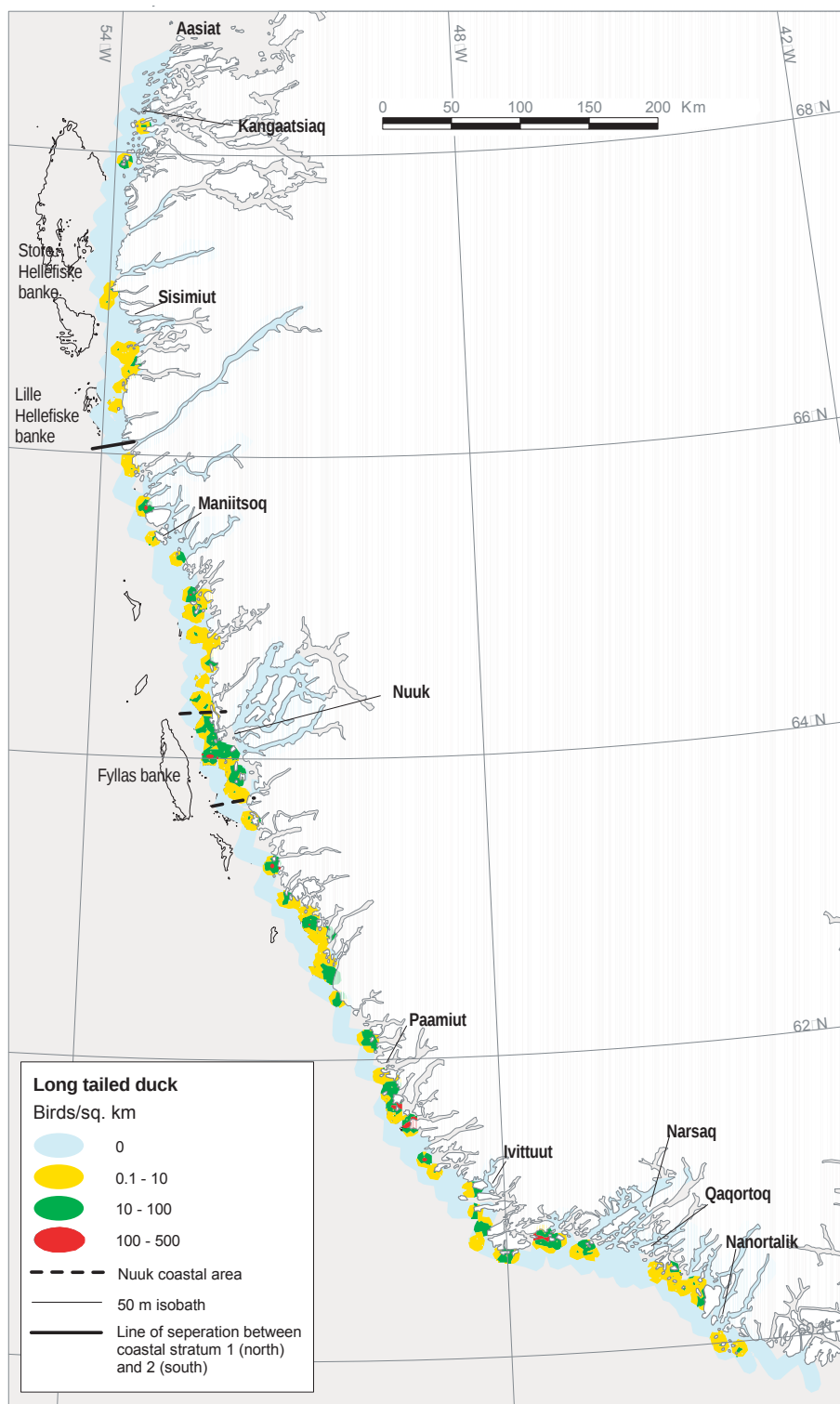
Havlit yngler langs beskyttede kyster, og der kendes ingen større koncentrationer af fældende fugle i vurderingsområdet. Men om vinteren overvintrer lokale havlitter i vurderingsområdet sammen med fugle fra i hvert fald Island og Nordøstgrønland (Lyngs 2003, A. Mosbech unpubl.). En flytælling i marts 1999 gav et estimat på 94.000 havlitter i Sydvestgrønland, hovedsage-

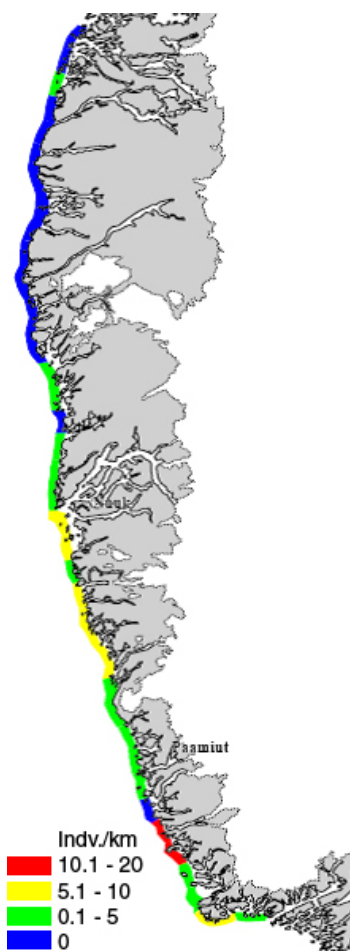
ligt syd for Nuuk. Et område med meget høje tætheder blev fundet ved den kystnære zone vest for Nuuk, hvor der lå 13.000 fugle (Merkel et al. 2002).

Overvintrende havlitter er følsomme for oliespild og i områder med høje tætheder, som vest for Nuuk, kan mange fugle potentielt rammes af en forurening.

Havlit er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Figur 4.7.9. Fordeling og interpolerede tætheder af havlit i Sydvestgrønland, baseret på flytællinger i februar-marts 1999 (Merkel et al. 2002).





Figur 4.7.10. Tæthed af fældende strømander talt i juli 1999 og udtrykt som antal fugle pr km optalt kystlinje (Boertmann & Mosbech 2002). Fuglene fælder fra juli til september.

Strømand, *Histrionicus histrionicus*

Strømanden yngler ved elve i indlandet, men udnytter også det marine miljø: Fra juli samles ikke-ynglende fugle og hanner langs eksponerede klippekyster og skær, og om vinteren findes alle fuglene i disse udsatte habitater. Også ikke-ynglende fugle opholder sig her før fældningen.

Den grønlandske ynglebestand er ret lille, og tæller formentlig kun nogle få tusind par. Men desuden bruger canadiske fugle den grønlandske kyst både mens de fælder og om vinteren (Robert et al. 2008). Dette forklarer hvorfor antallet af fugle langs yderkysten – estimeret til 5.000-10.000 – er højere end den samlede grønlandske ynglebestand (Boertmann 2008a, Robert et al. 2008).

I juli 1999 blev bestanden af fældende fugle talt fra fly (Fig. 4.7.10), og resultatet blev et estimat på 5.000-10.000 hanner (Boertmann & Mosbech 2002, Boertmann 2003, 2008a). Vinterbestanden er ikke optalt, men et groft estimat lyder på mere end 10.000 fugle (Boertmann et al. 2006).

De fældende og overvintrende fugle er meget følsomme for oliespild pga. deres præference for åbne klippekyster (Fig. 4.7.10). Den største koncentration af fældende fugle inden for vurderingsområdet blev i 1999 fundet lige syd for Nuuk, men fordelingen af overvintrende fugle kendes ikke (Boertmann & Mosbech 2002, Boertmann 2003).

På grund af den beskedne ynglebestand er strømand opført som *Næsten truet* (NT) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Toppet skallesluger, *Mergus serrator*

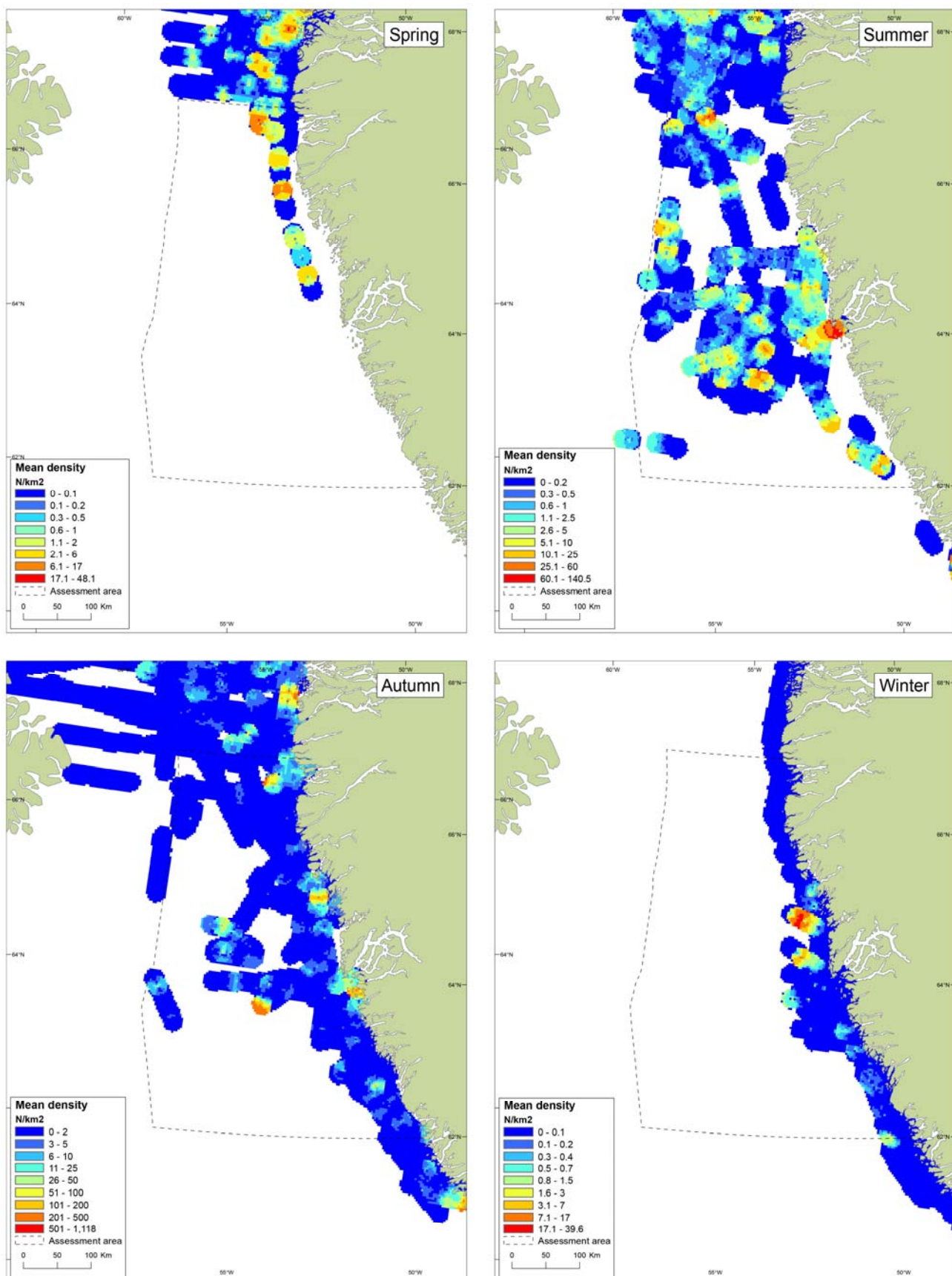
Toppet skallesluger yngler i fjorde og langs beskyttede kyster. Især fældende fugle samles i store koncentrationer i nogle fjorde, hvor de er følsomme for potentielle oliespild (Boertmann & Mosbech 2001). De kendte fældepladser ligger dog langt fra yderkysten, og det er ikke sandsynligt at et oliespild fra Davis Strædet ville nå herind. Vinter koncentrationer kan ligeledes være følsomme for oliespild, men sådanne er ikke kendt fra området.

Toppet skallesluger er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007). Bestanden er formentlig isoleret fra bestandene i Island og Canada.

Ride, *Rissa tridactyla*

Denne lille måge er en talrig ynglefugl i vurderingsområdet, med de fleste kolonier beliggende i Maniitsoq distrikt (Fig. 4.7.2). Den seneste optælling af ynglebestanden i Grønland fandt 35 kolonier med i alt omkring 34.000 ynglear inden for vurderingsområdet (Labansen et al. 2010). Kolonierne ligger sædvanligvis inde i fjordene, men fuglene fouragerer oftest på det åbne hav, og trækker således dagligt ind og ud af fjorden. Ynglefuglene ankommer til kolonierne i perioden marts til maj, og forlader dem igen, når ungerne flyver fra reden i august.

Riden er talrig på kontinentalsoklen i vurderingsområdet (Fig. 4.7.11), og mange af disse fugle er ikke-ynglende fugle fra andre steder i Nordatlanten (Lyngs 2003). Riden overvintrer offshore i Nordatlanten, og i det mindste nogle ses i Davis Strædet, men meget få blev observeret under vintertællingerne i 1999 (Merkel et al. 2002).



Figur 4.7.11. Fordeling på havet af ride i vurderingsområdet forår (april-maj), sommer (juni-aug.), efterår (sept.-dec.) og vinter (jan.-marts) baseret på data fra tilgængelige skibs- og flyoptællinger indsamlet i 1988 - 2010. Bemærk, at dækningen af optællingerne og densitetsskalaen varierer mellem sæsonerne.

Rider er mest følsomme for oliespild ved deres ynglepladser, hvor store antal fugle ofte ligger på vandet foran kolonien. Der kan også optræde koncentrationer ved fourageringsområder, fx yderkanten af drivisen ('marginal ice zone') forår og tidlig sommer og ved upwelling-steder, men sådanne koncentrationer er ikke forudsigelige i tid og sted.

På grund af en betydelig tilbagegang i ynglebestanden (Labansen et al. 2010) er riden opført som *Sårbar* (VU) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Ismåge, *Pagophila eburnea*

De ismåger der yngler i Nordøstgrønland, på Svalbard og i den arktiske del af Rusland (dvs. Nordøstatlanten) trækker om efteråret sydpå i drivisbæltet ud for Østgrønland. De overvintrer hovedsageligt langs drivisens kant ('the marginal ice zone') i Labradorhavet og i Davis Strædet, hvortil de ankommer i december (Orr & Parsons 1982, Gilg et al. 2010). Dette indebærer formentlig, at en stor del af den Nordøstatlantiske bestand trækker gennem vurderingsområdet i begyndelsen af december (Gilg et al. 2009, Gilg et al. 2010). De vintre, hvor drivisen bevæger sig ind i vurderingsområdet fra vest vil der være ismåger her, men hvor stor del af bestanden det drejer sig om er ukendt. Om foråret trækker de fleste af ismågerne sandsynligvis den samme vej tilbage gennem vurderingsområdet. Det er dog blevet påvist, at nogle fugle kan trække nordpå gennem Davis Strædet for at krydse Indlandsisen på deres vej til Nordøstgrønland (O. Gilg pers. comm.). Observationer fra 2011 viser, at der ses adulte ismåger i Julianehåb Bugt så tidligt som i slutningen af oktober (D. Boertmann, upubl. data), et faktum som satellit-sporing af ismåger ikke har vist. Ismåger kan derfor sandsynligvis forekomme i vurderingsområdet allerede i slutningen af oktober.

Ismågen har et højt beskyttelsesbehov (Gilg et al. 2009, Gilg et al. 2010), og er opført som *Næsten truet* (NT) på den internationale Rødliste (IUCN 2011), som *Sårbar* (VU) på både Grønlands og Svalbards Rødlister (Boertmann 2007, Kålås et al. 2010), og som *Truet* af Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC).

Hvidvinget måge, *Larus glaucoides*

Denne måge er den almindeligste af de store måger i vurderingsområdet, hvor der findes talrige kolonier på stejle klippevægge og små øer (Fig. 4.7.2).

Vurderingsområdet udgør også et vigtigt vinterkvarter for denne måge, og både lokale fugle og fugle fra nordligere områder samles her (Lyngs 2003, Boertmann et al. 2006).

Hvidvinget måge er mest følsom for oliespild ved dens ynglepladser. Dens kolonier er dog generelt ret små, og ligger spredt. Bestandens følsomhed er derfor relativt lav sammenlignet med de havfugle som forekommer i meget større koncentrationer.

Hvidvinget måge har en gunstig bevaringsstatus i Grønland, og er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007). Den grønlandske bestand udgør en distinkt og endemisk underart.

Gråmåge, *Larus hyperboreus*

Denne måge er vidt udbredt i vurderingsområdet, men generelt ikke så talrig som hvidvinget måge (Fig. 4.7.2). Den yngler ofte sammen med andre kolonirugende havfugle, både på stejle fuglefjelde og på lave øer.

Om vinteren er gråmågen talrig langs kysterne af Åbentvandsområdet, idet fugle fra Svalbard og muligvis også Canada samles her (Lyngs 2003, Boertmann et al. 2004).

Gråmågen er mest følsom for oliespild ved dens ynglepladser. Dens kolonier er dog generelt ret små, og ligger spredt. Bestandens følsomhed er derfor relativt lav sammenlignet med de havfugle som forekommer i meget større koncentrationer.

Gråmågen har en gunstig bevaringsstatus i Grønland, og er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Svartbag, *Larus marinus*

Svartbagen er almindelig og vidt udbredt langs kysterne i vurderingsområdet (Fig. 4.7.2). Den yngler både i kolonier og spredt parvis, oftest på små øer.

Om vinteren findes hele den grønlandske bestand langs kysterne af Åbentvandsområdet i Sydvestgrønland.

Svartbag har en gunstig bevaringsstatus, og bestanden er sandsynligvis stigende, da den har bredt sig nordpå de seneste årtier.

Arten er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Sildemåge, *Larus fuscus*

Sildemågen er indvandret til Grønland inden for de seneste 30 år (Boertmann 2008b), og er nu en relativt almindelig ynglefugl i vurderingsområdet (Fig. 4.7.2). Den yngler oftest i små kolonier blandt andre mågearter på øer. Sildemågen er trækfugl og forlader Grønland om vinteren.

Sildemågen er ikke vurderet på den grønlandske Rødliste, men da bestanden er stigende og arten udvider sit yngleområde, er dens bevaringsstatus gunstig.

Havterne, *Sterna paradisaea*

Der findes relativt få havternekolonier i vurderingsområdet, især sammenlignet med nordligere kyster i Vestgrønland, og lange kyststrækninger er helt uden ynglende terner (Fig. 4.7.2).

Havternen er en udpræget trækfugl, der overvintrer på den sydlige halvkugle nær Sydpolen (Egevang et al. 2010). Den ankommer til yngleområdet i maj eller starten af juni, og trækker bort i august-september. Havterne bruger det meste af tiden i kystnære farvande nær kolonien. De styrtdykker efter små fisk og krebsdyr, og raster sædvanligvis ikke på vandet, hvilket gør dem mindre udsatte for oliespild end andre havfugle.

Den vestgrønlandske havternebestand havde i det mindste frem til 2001 en ugunstig bevaringsstatus, idet bestanden gik tilbage som følge af omfattende ægsamling (der blev forbudt i 2001). Havternen blev derfor opført som *Næsten truet* (NT) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007), en status som i dag formentlig er forældet.

Tejst, *Cepphus grylle*

Denne alkefugl er den mest udbredte af de kolonirugende havfugle i vurderingsområdet (Boertmann et al. 1996). Der er små eller større kolonier i de fleste fjorde, bugter og kyster med mellem nogle få og flere hundrede par (Fig. 4.7.1). Det vides ikke hvor stor ynglebestanden inden for vurderingsområdet er, men den tæller i det mindste adskillige tusinder af par. I yngletiden opholder fuglene sig mest i kystnære vande, men om vinteren spreder de sig ud over kontinentalsoklen og findes ofte i områder med drivis (Mosbech & Johnson 1999).

Tejsten er mere eller mindre en trækfugl, og fugle længere nordfra i Grønland trækker ned til vurderingsområdet om vinteren. En flytælling i 1999 gav et estimat på 12.000 tejster i den kystnære zone mellem Diskobugten og sydspidsen af Grønland (Fig. 4.7.12) (Merkel et al. 2002).

Tejsten i Grønland har en gunstig bevaringsstatus og er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Sårbare koncentrationer findes hovedsageligt om sommeren nær kolonierne. Da kolonierne ligger meget spredt synes tejsten følsomhed på bestandsniveau for oliespild at være relativt lav.

Polarlomvie, *Uria lomvia*

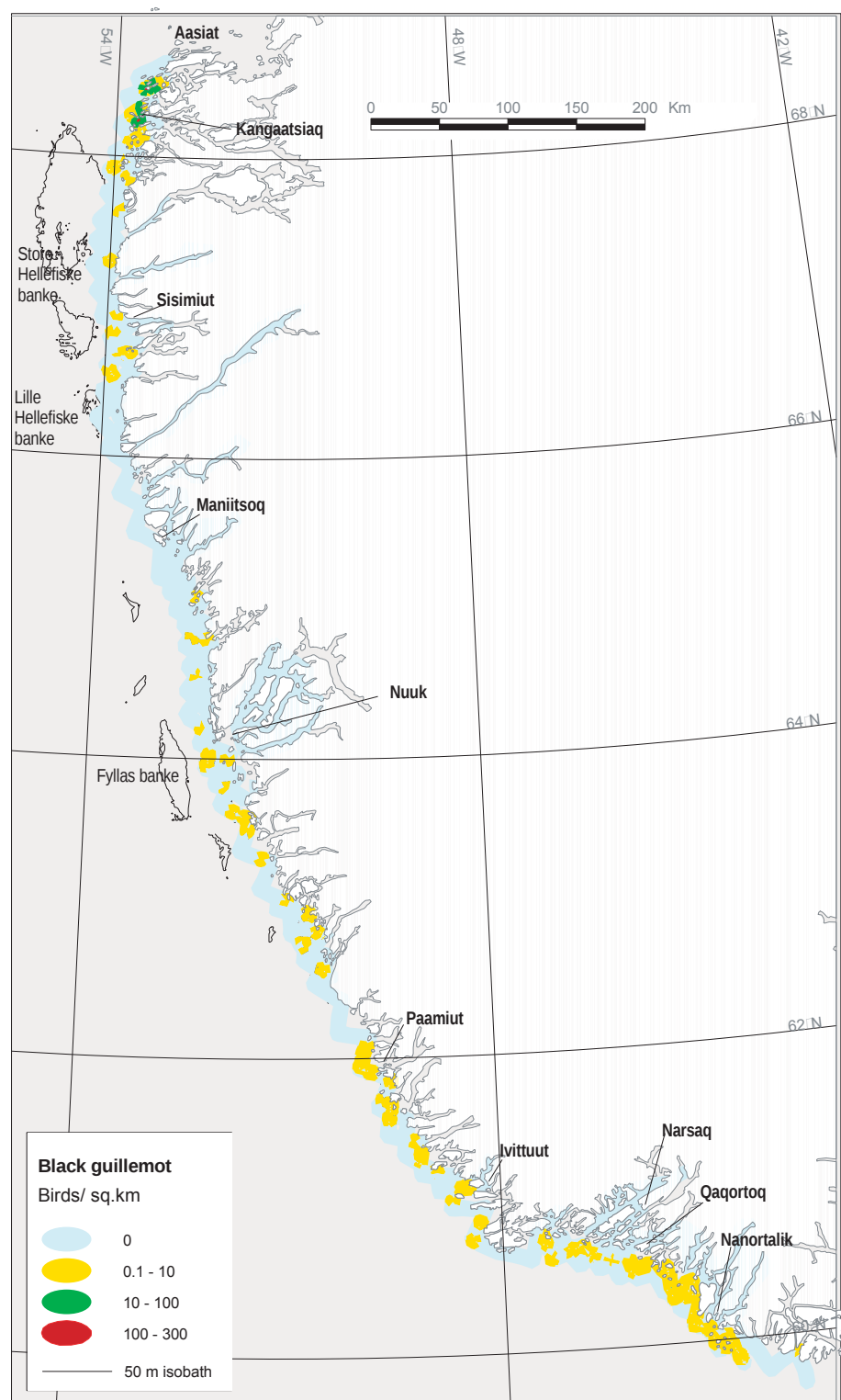
Denne alkefugl er en relativ talrig ynglefugl i vurderingsområdet, men der findes dog kun fire ynglepladser i området: En koloni nær Nuuk og tre i Maniitsoq distrikt (Fig. 4.7.1). Den seneste optælling fandt omkring 15.100 individer i de fire kolonier (GN & AU upubl. data).

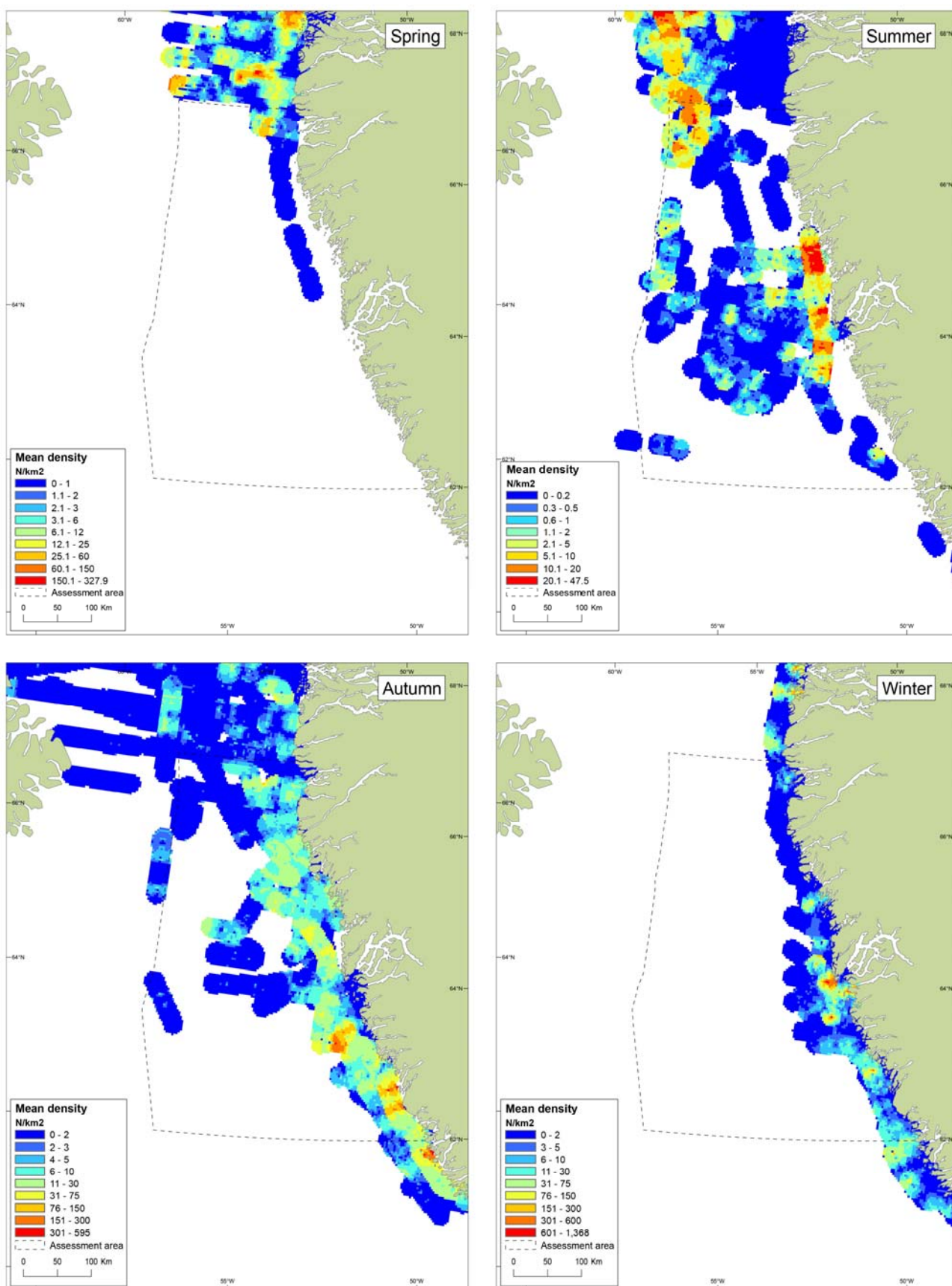
Om vinteren samles polarlomvier fra hele Nordatlanten i Åbentvandsområdet, og vinterbestanden anslås da til at rumme >1.5 millioner fugle (Merkel et al. 2002, Boertmann et al. 2006). Polarlomvien er den talrigeste havfugl i vurderingsområdet om vinteren (Fig. 4.7.13), bortset fra søkongen, der potentielt kan forekomme i endnu større tal.

Polarlomvier opholder sig for det meste på havoverfladen, og kommer kun på land i yngletiden. Når ungen er omkring tre uger gammel, og langt fra udvokset eller i stand til at flyve, forlader den kolonien i selskab med den gamle han og svømmer/driver ud på åbent hav. På dette tidspunkt fælder hannen alle svingfjer og kan ikke flyve i nogle uger. Den første del af trækket sydpå sker derfor ved at fuglene svømmer. Dette svømme-træk passerer vurderingsområdet i sensommeren og det tidlige efterår (Fig. 4.7.13).

Den Vestgrønlandske bestand af polarlomvier har en ugunstig bevaringsstatus, idet bestanden går tilbage. Den tilbagegang skyldes hovedsageligt en ikke-bæredygtig jagt, og måske også pga. kroniske olieudslip fra den transatlantiske skibsfart gennem de vinterkvarterer som ligger ved Newfoundland (hvor en del af den grønlandske bestand overvintrer) (Falk & Kampp 1997, Wiese et al. 2004).

Figur 4.7.12. Fordeling og interpolerede tætheder af tejt i Sydvestgrønland baseret på flytællinger i februar-marts 1999 (Merkel et al. 2002).





Figur 4.7.13. Fordeling på havet af polarlomvie i vurderingsområdet forår (april-maj), sommer (juni-aug.), efterår (sept.-dec.) og vinter (jan.-marts) baseret på data fra tilgængelige skibs- og flyoptællinger indsamlet i 1988 - 2010. Bemærk, at dækningen af optællingerne og densitetsskalaen varierer mellem sæsonerne.

Polarlomvier er meget følsomme over for både oliespild og for forstyrrelser ved deres ynglepladser, hvor en stor del af hele bestanden kan blive ramt ved blot en enkelt hændelse. Sårbare offshore koncentrationer forekommer i fødesøgningsområder, og fuglene er meget sårbare under svømme-trækket og svingfjersfældningen.

På grund af bestandsnedgangen er polarlomvien opført som *Sårbar* (VU) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Atlantisk lomvie, *Uria aalge*

Atlantisk lomvie yngler kun et sted i vurderingsområdet (Boertmann et al. 1996), i kolonien af polarlomvier sydvest for Nuuk. Det højeste antal talt her de seneste år er omkring 75 fugle.

Arten er opført som *Moderat truet* på den grønlandske Rødliste, da bestanden i andre kolonier syd for vurderingsområdet er gået tilbage (Boertmann 2007).

Alk, *Alca torda*

Alken er en vidt udbredt ynglefugl i vurderingsområdet. Der findes adskillige kolonier med mellem 5 og 300 individer både i fjordene og langs yderkysten. Hovedparten findes i Maniitsoq distrikt (Fig. 4.7.1).

Alken er en trækfugl, og nye studier antyder, at de grønlandske alke trækker til havet ud for det østlige Nordamerika for at overvintre (AU, upubl.).

Alkens opførsel og følsomhed over for oliespild svarer til lomviernes og tejestens. Ynglebestanden er dog meget mere spredt end polarlomviens, hvilket formentlig indebærer, at alkene har et bedre regenerationspotentiale. Alkens bevaringsstatus er gunstig, og den er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

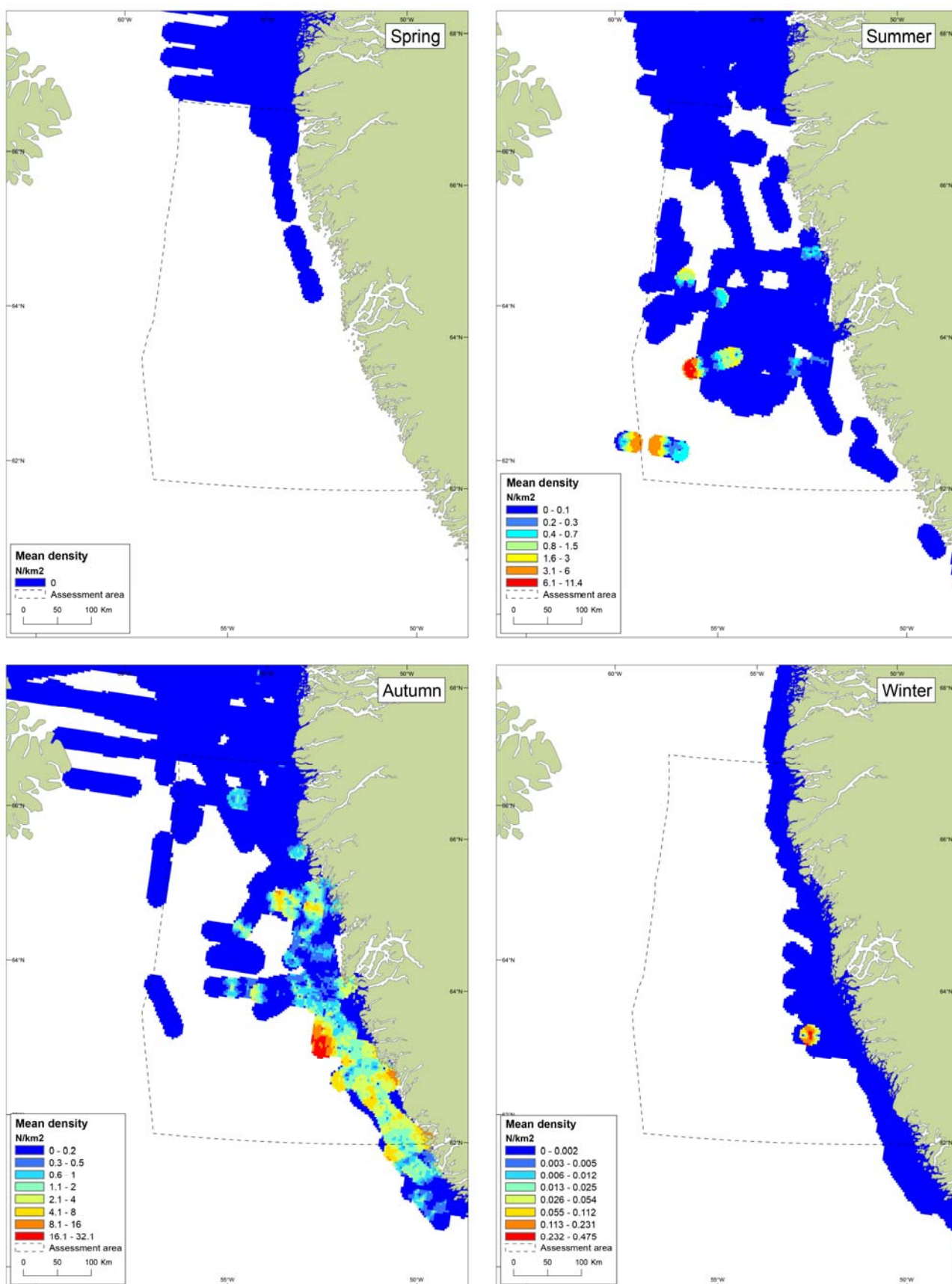
Lunde, *Fratercula arctica*

Ynglebestanden af lunder i vurderingsområdet er koncentreret til munden af Godthåbsfjorden. Her findes der omkring 8 små kolonier med til sammen cirka 1.000 fugle. Der findes yderligere nogle små kolonier i vurderingsområdet, hhv. syd og nord for Nuuk.

Lunden er en trækfugl, og dens vinterkvarterer er i det store hele ukendte, selvom fund af ringmærkede fugle indikerer, at nogle overvintrer ud for Nordøstcanada (Lyngs 2003). Om efteråret er der set store antal lunder offshore ud for den sydlige del af vurderingsområdet (Fig. 4.7.14), og disse fugle stammer sandsynligvis fra yngleområder uden for Grønland (Island, Norge; Boertmann in press).

Adskillige kolonier længere mod nord i Vestgrønland er gået tilbage, og den grønlandske lundebestand blev derfor opført som *Næsten truet* (NT) på Rødlisten (Boertmann 2007).

Lunder er meget følsomme for oliespild, både på individ- og på bestandsniveau (Boertmann et al. 1996, Boertmann in press), og de er mest sårbare ved kolonierne, hvor store antal kan ligge på vandet.



Figur 4.7.14. Fordeling på havet af lunde i vurderingsområdet forår (april-maj), sommer (juni-aug.), efterår (sept.-dec.) og vinter (jan.-marts) baseret på data fra tilgængelige skibs- og flyoptællinger indsamlet i 1988 - 2010. Bemærk, at dækningen af optællingerne og densitetsskalaen varierer mellem sæsonerne.

Søkonger, *Alle alle*

Søkongen er den mindste alkefugl, men den talrigeste af havfuglene i Nordatlanten. Den yngler ikke i vurderingsområdet, men er en talrig efterårs- og vintergæst (Fig. 4.7.15). Arten er dog vanskelig at optælle pga. dens beskedne størrelse, og en præcis viden om vinterudbredelse og talrigdom er derfor begrænset (Boertmann et al. 2004).

Søkonger er meget følsomme for oliespild, og store vinter koncentrationer kan rammes meget hårdt.

Den grønlandske bestand er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

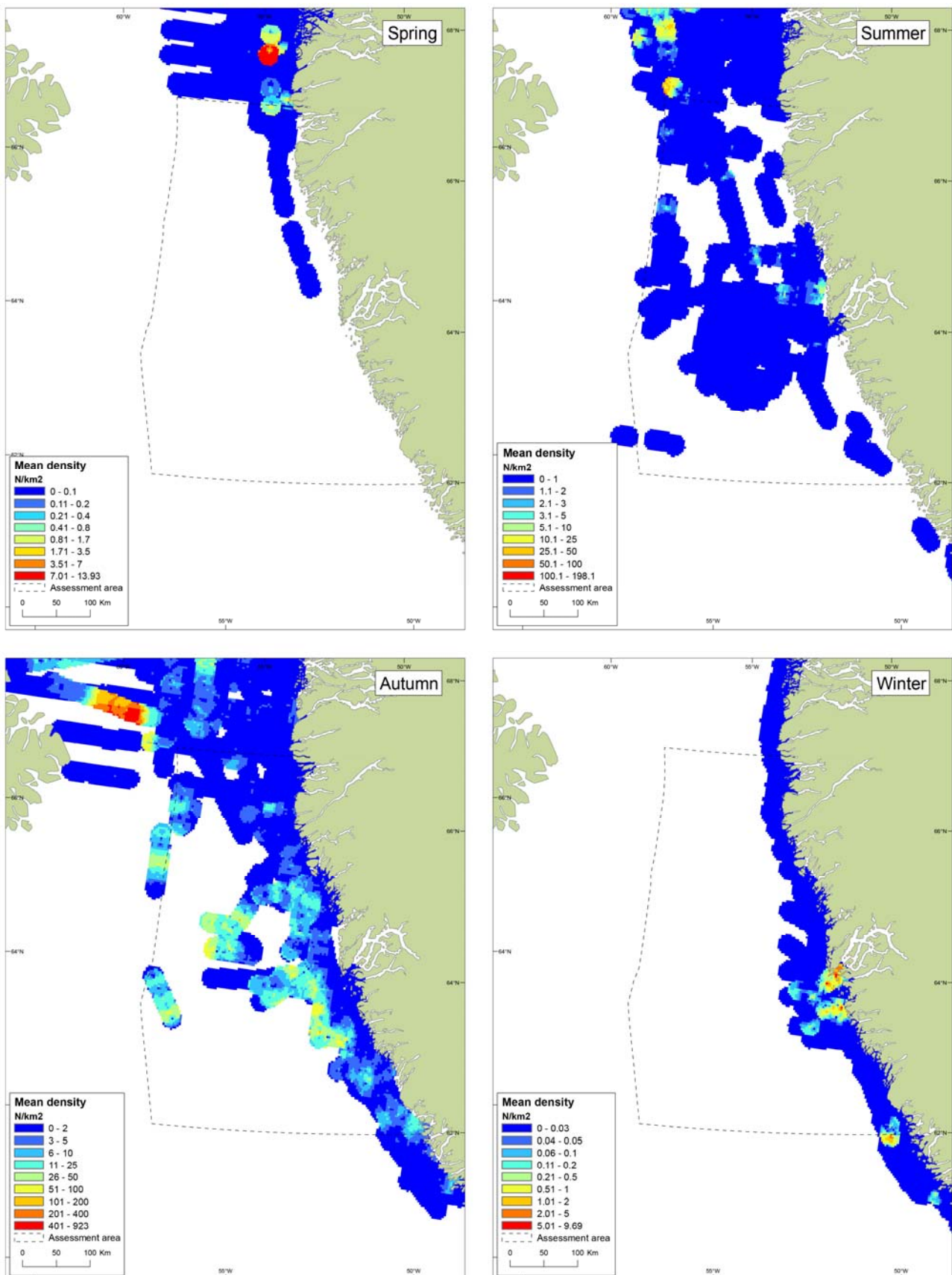
Havørn, *Haliaeetus albicilla*

Havørnen er standfugl inden for vurderingsområdet (Fig. 4.7.16). Der yngler par spredt i skærgården og fjordene, og den samlede grønlandske bestand blev i 1990 estimeret til 150-170 par (Kampp & Wille 1990). Bestanden anslås i dag til at være af nogenlunde samme størrelsesorden, men egentlige optællinger mangler.

Selvom den ikke er en havfugl, finder havørnen langt det meste af dens føde i det marine miljø (hovedsageligt fisk og fugle), og kan udsættes for olieforurening ved kontakt med forurenede vand eller ved at æde forurenede føde.

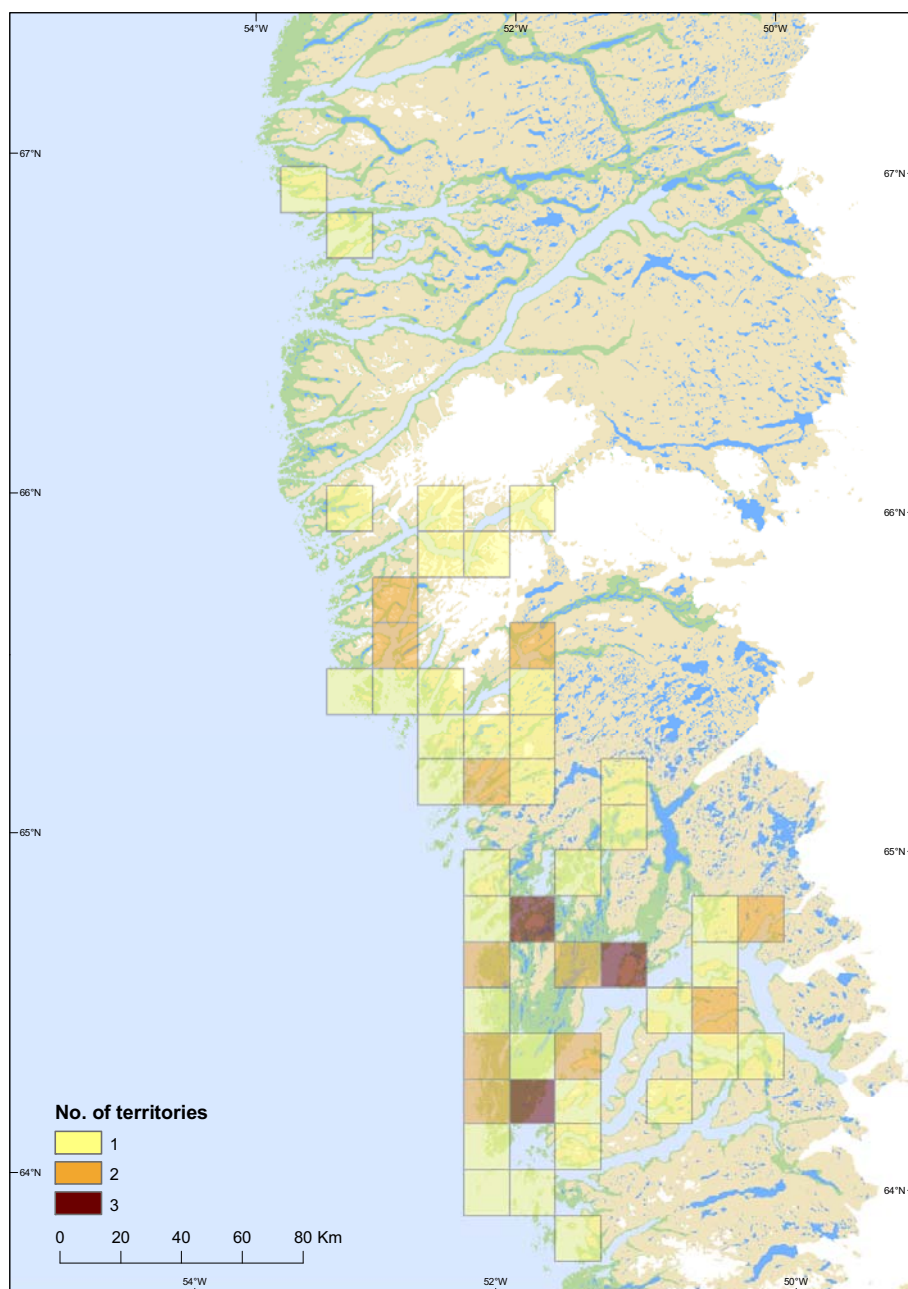
Adskillige (omkring 250) hvidhodede havørne (en nær slægtning til havørnen) blev dræbt af olie efter forureningen i Prince Williams Sound i 1989, og bestanden her regenererede inden for 6 år (Bowman et al. 1997). Tætheden af ørne i Prince William Sound er dog meget højere end i Grønland, hvilket formentlig betyder, at en regenerering fra en usædvanlig høj dødelighed i forbindelse med en olieforurening ville ske meget langsommere, og at havørnebestanden er mere følsom.

På grund af den lille bestandsstørrelse er havørnen opført som *Sårbar* (VU) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007). Bestanden er isoleret fra andre bestande, og derfor særlig følsom over for en øget dødelighed.



Figur 4.7.15. Fordeling på havet af søkonge i vurderingsområdet forår (april-maj), sommer (juni-aug.), efterår (sept.-dec.) og vinter (jan.-marts) baseret på data fra tilgængelige skibs- og flyoptællinger indsamlet i 1988 - 2010. Bemærk, at dækningen af optællingerne og densitetsskalaen varierer mellem sæsonerne.

Figur 4.7.16. Tætheder af havørn inden for et 15x15 km² kvadratnet omkring Nuuk og nordpå (Johansen et al. 2008). Syd for dette område findes en lignende eller endog højere tæthed af territorier langs kysten af den sydlige del af vurderingsområdet.



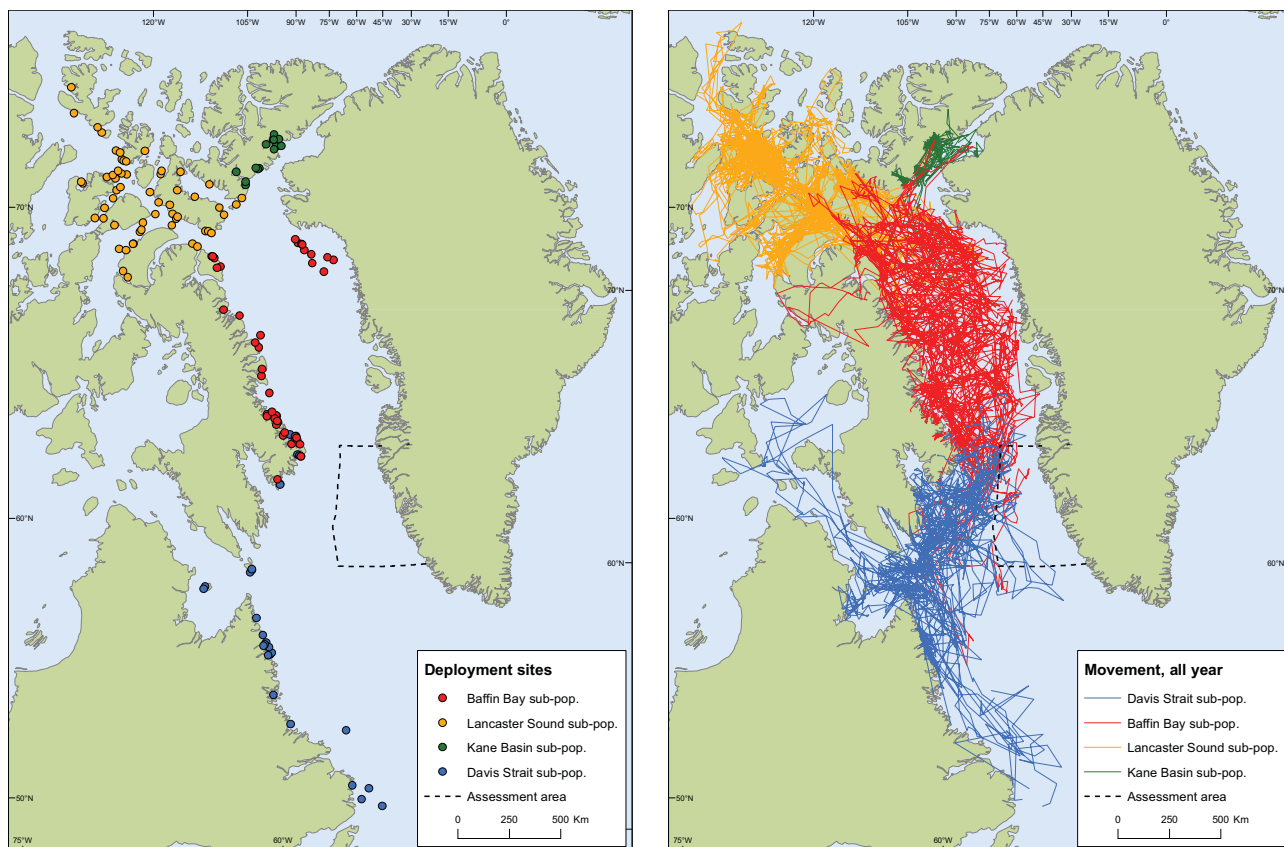
4.8 Havpattedyr

4.8.1 Isbjørn og hvalros

Erik W. Born (GN)

Isbjørn, *Ursus maritimus*

Udbredelse: Baseret på genfangst/nedlæggelse af mærkede dyr og på studier af bevægelserne hos voksne hunbjørne med satellitsendere, findes den såkaldte Davis Strædet delbestand (DS) af isbjørn i området syd for 66° N i Labradorhavet, i den østlige del af Hudson Strædet og i de isdækkede dele af Davis Strædet fra syd for Cape Dyer på den sydøstlige del af Baffin Island til udmundingen af Kangerlussuaq/Søndre Strømfjord i Vestgrønland (Obbard et al. 2010 og referencer deri).



Figur 4.8.1. Venstre: Steder hvor voksne isbjørnehunner er blevet udstyret med satellitsendere (1991-1995), fordelt på delbestand (Davis Strædet, Baffin Bugten, Lancaster Sound og Kane Basin). I alt 29 bjørne fra Davis Strædet delbestanden (blå) blev udstyret med satellitsendere og dyrenes bevægelser blev fulgt i årene 1991-2001. Bestemmelse og afgrænsning af de forskellige delbestande baseret på en 'hierarchal cluster' analyse er beskrevet i Taylor *et al.* (2001). Upublicerede data: Nunavut Wildlife Management Division, University of Saskatchewan, Canadian Wildlife Service og Grønlands Naturinstitut. Højre: Sporingslinjer der viser de overordnede bevægelser i årene 1991-2001 hos isbjørne udstyret med satellitsendere i Davis Strædet-Baffin regionen og omkringliggende områder. Der ses et vist overlap mellem de forskellige delbestande. Upublicerede data: Nunavut Wildlife Management Division, University of Saskatchewan, Canadian Wildlife Service og Grønlands Naturinstitut.

Et genetisk studie af isbjørne (Paetkau *et al.* 1999) indikerer, at der er signifikant forskel mellem bjørne fra Davis Strædet og fra naboområdet i Baffin Bugten. Delbestanden fra Davis Strædet opholder sig i den såkaldte 'seasonal-ice' økoregion (Amstrup *et al.* 2007, 2008), hvor den isfri periode strækker sig fra omkring august gennem november. Det årlige isdække i Davis Strædet er meget variabelt, og isens opbrud er sket tidligere siden 1991 (Stirling & Parkinson 2006).

Satellitssporing udført i årene 1991-2001 viste, at isbjørne fra DS delbestanden opholdt sig i et område som omfatter offshore pakisen i Davis Strædet (Mosbech *et al.* 2007). De sporede bjørnes bevægelser indikerede, at langt den overvejende del opholdt sig i fastisen og i brydningszonen mellem fastisen og pakisen langs den østlige del af Baffin Island. Der var dog i december-juni et overlap mellem udbredelsen af nogle isbjørne fra DS delbestanden og vurderingsområdet.

Omfanget af pakis i Davis Strædet varierer fra år til år (se kapitel 3). Det samme gør positionerne for klapmydsens (*Cystophora cristata*) ynglefelter i Davis Strædet (Bowen *et al.* 1987). I årene 1974-1984 varierede stederne for ynglefelter hvor der forekommer isbjørne (F.O. Kapel, pers. com. 1984) inden for et område afgrænset af omkring 55° 45'W – 60° W og omkring 61° 50'

N – 63° 15' N (Bowen et al. 1987: 286). Det er sandsynligt, at antallet af isbjørne ved Davis Strædets ynglefelter for klapmyds om foråret også varierer fra år til år, afhængig blandt andet af isforholdene i Davis Strædet, og af bjørnenes muligheder for at nå frem til sælernes ynglefelter fra østsiden af Baffin Island.

I de seneste år er der rapporteret om usædvanlige koncentrationer af grønlandssæler (*Pagophilus groenlandicus*) ved den østlige kant af Davis Strædets pakis. Her blev der i slutningen af januar og begyndelsen af februar således observeret store antal af grønlandssæler i pakisen vest for Sisimiut by (ca. 67° N) (Rosing-Asvid 2008). Derfor kan variationer i udbredelsen af byttedyr, herunder koncentrationer af grønlandssæler, også påvirke udbredelsen og antallet af isbjørne inden for vurderingsområdet.

Antal: Den seneste opgørelse af Davis Strædet delbestanden (DS) blev færdig i 2007, og resulterede i et estimat på 2.142 isbjørne (1.811 – 2.534, 95% log-normal CI) (Obbard et al. 2010).

Amstrup et al. (2007, 2008) indarbejdede projektioner af den fremtidige mængde af havis i fire forskellige økoregioner i Arktisk, baseret på ti forskellige 'general circulation models' fra International Climate Change Panel (ICCP), i to modeller om isbjørne habitater og mulige reaktioner fra bestanden. Den ene af disse økoregioner udgør en isbjørne-habitat med såkaldt sæson-is ('the seasonal ice ecoregion') som omfatter Davis Strædet, hvor der sædvanligvis ikke er is om sommeren. Den ene model (en deterministisk 'carrying capacity model') forudså en 7-10 % tilbagegang i isbjørnebestanden i 'sæson-is' økoregionen om ca. 45 år fra nu (og 22-32 % tilbagegang om ca. 100 år), mens den anden model (en kvasi-kvantitativ 'Bayesian network population stressor model') forudså, at isbjørnen ville være uddød i denne økoregion – altså inklusiv Davis Strædet – i midten af 2100-tallet.

Konklusioner: Isbjørne fra Davis Strædets delbestand (DS) optræder inden for vurderingsområdet i perioder med havis. Data fra satellitsporing foretaget i 1990'erne indikerer, at isbjørne kan forekomme i vurderingsområdet fra november-december indtil hen på foråret (maj-juni), afhængig af den årlige variation i havisens udbredelse. Det er sandsynligt, at fordelingen og antallet af de isbjørne fra Davis Strædets delbestand, som forekommer ved den østlige kant af Davis Strædets pakis til en vis grad er påvirket af hvor ynglefelterne for klapmydser ligger, og af usædvanlige forekomster af grønlandssæl.

Hvalros, *Odobenus rosmarus*

Generel biologi: De følgende dele af hvalrossens livshistorie er relevante for at vurdere potentielle påvirkninger fra olierelaterede aktiviteter. En vigtig karakteristika er, at hvalrosser er flokdyr året rundt (Fay 1982, 1985), hvilket indebærer, at påvirkninger rammer grupper af dyr frem for enkeltindivider (Wiig et al. 1996). Hvalrosser søger føde på bunden, og fouragerer sædvanligvis på dybder under omkring 100 m (Vibe 1950, Fay 1982, Born et al. 2003); de kan dog af og til dykke ned til mindst 200–250+ m dybde, både kystnært og offshore (Born et al. 2005, Acquarone et al. 2006). De har en forærlighed for at fouragere i ret lavvandede områder med passende bunddyr, og om vinteren til områder uden tæt dækkende is, dvs. områder hvor der ikke er 100 % isdække (Born et al. 1995 og referencer deri). I Vestgrønland findes denne habitat hovedsageligt i området mellem ca. 66° 30' N og 70° 30' N, og mellem kysten og udefter til ca. 56° W (Born et al. 1994, Born et al. 1995).

Under parringssæsonen (januar–april; Born 2001, Born 2003 og referencer deri) udfører han-hvalrosser en ritualiseret adfærd under vandet, der omfatter både visuelle og akustiske signaler (Fay et al. 1984, Sjare & Stirling 1996, Sjare et al. 2003).

Oversigt over bestande: Genetiske analyser indikerer, at der eksisterer tre delbestande i Baffin Bugt-Davis Strædet regionen (Cronin et al. 1994, Andersen et al. 1998, Andersen & Born 2000, Born et al. 2001, Andersen et al. 2009a, Andersen et al. 2009b, NAMMCO 2009): (1) en delbestand i den østlige del af Hudson Bugten og Hudson Strædet, (2) en delbestand i SØ Baffin Island - Vestgrønland, og (3) en delbestand i nordlige del af Baffin Bugten, begrænset til Nordvandspolyniet. Studierne indikerer (1) at hvalrosser fra Vestgrønland - SØ Baffin Island og Baffin Bugt-bestandene adskiller sig genetisk fra hinanden med en vis, formentlig meget begrænset, han-bårent genoverførsel mellem disse to bestande, (2) at hvalrosser fra SØ Baffin Island og Vestgrønland ikke adskiller sig genetisk fra hinanden, (3) at hvalrosser fra Hudson Strædet har et vist genetisk input til denne SØ Baffin Island-Vestgrønland-bestand.

Et satellitsporingsstudie i årene 2005-2008 understøtter resultaterne af de genetiske studier og viser ligeledes, at hvalrosser i Vestgrønland og ved den sydøstlige del af Baffin Island udgør den samme bestand, og at denne bestand jages i både Grønland og Nunavut (NAMMCO 2009, Dietz et al. 2010).

Udbredelse: Fra oktober–november og indtil slutningen af maj (timingene varierer fra år til år, afhængig af isforholdene) forekommer der hvalrosser fra den SØ Baffin Island-Vestgrønlandske delbestand (NAMMCO 2009) i pakisen omkring 30 til 100 km fra den vestgrønlandske kyst mellem ca. 65° 30' N og ca. 68° 15' N. Hovedudbredelsen i denne region er nord for ca. 66° 30' N; selvom direkte observationer, satellitsporing og fangstrapporter viser, at der forekommer hvalrosser inden for den nordlige del af vurderingsområdet (Born et al. 1994, GN/DMU upubl. data).

Adskillige systematiske flytællinger udført 1981–2008 (Born et al. 1994 og referencer deri, Mosbech et al. 2007, NAMMCO 2009, Heide-Jørgensen et al. 2010a) viste, at hvalrossernes vinterudbredelse ud for det centrale Vestgrønland var magen til den udbredelse som historiske informationer giver. Der findes to hovedkoncentrationer, en på de lave banker mellem ca. 66° 30' N og ca. 68° 15' N, og en på bankerne langs vestkysten af Disko mellem ca. 69° 15' og ca. 70° 30' N (*Ibid.*).

I deres vestgrønlandske vinterkvarterer foretrækker hvalrosserne områder med tæt pakis (sædvanligvis med mere end 60 % isdække) og mindre end 100 m dybde. Subadulte og hunner med unger forekommer generelt tættere på kysten end gamle hanner, og i områder med mindre tæt is og lavere vand (Born et al. 1994, Dietz et al. 2010). Selvom større ansamlinger på op til 100 eller 200 individer lejlighedsvis er blevet rapporteret ud for det centrale Vestgrønland (fx ud for Attu-Nassuttoq på ca. 67° 30' N og vest for Disko på ca. 69° 45' N; Born et al. 1994), blev de fleste hvalrosser på flytællingerne set enkeltvis eller parvist (Born et al. 1994, Dietz et al. 2010, Heide-Jørgensen et al. 2010a). Observationer af nyfødte kalve er ekstremt sjældne i dette område (Born et al. 1994, Born et al. 1995). Optagelser af undervandslyde indikerer, at hvalrosser parrer sig ud for det centrale Vestgrønland (Born et al. 1994).

Antal: Status for de forskellige delbestande af hvalros i Grønland og det østlige canadiske Arktis blev evalueret af 'the North Atlantic Marine Mammal Commission' (NAMMCO 2009) i 2009. De flytællinger, der i 2006 og 2008 var dedikeret til at frembringe et estimat af hvalrossernes talrigthed på deres vinterkvarterer ud for det centrale Vestgrønland, resulterede i vægtede gennemsnit af fuldt korrigerede estimater af antallet. Estimatet for det sydlige vinterkvarter (dvs. mellem ca. 65° 30' N og 68° 15' N og mellem den grønlandske kyst og ca. 56° W) var ca. 2.400 hvalrosser i 2006 og ca. 2.900 i 2008 (Tabel 5 i Heide-Jørgensen et al. 2010a). I den isfri sæson 2005, 2006, 2007 og 2008 foretog det canadiske 'Department of Fisheries' (DFO, Canada) og Grønlands Naturinstitut (GN) sammen flytællinger over hvalrossernes sommerpladser langs den sydøstlige kyst af Baffin Island mellem 62° 10' N og 69° 37' N. I 2007 foretog DFO, GN og DMU en optælling fra båd langs kysten af den sydøstlige del af Baffin Island, hvor hvalrosser fra den SØ Baffin Island-Vestgrønlandske delbestand ligger på land om sommeren. Formålet var at få et estimat på 'minimum antallet af hvalrosser i live' i disse områder. Det højeste antal talte dyr var 1.056 den 3-4. september 2007 (NAMMCO 2009). Dette tal er ikke korrigeret for antallet af dyr som var til havs, og derfor ikke til stede på landgangspladserne under tællingen. Studier af hvalrossers opførsel i andre dele af Arktis viser, at hvalrosser bruger omkring 25 - 40 % af deres tid på land (cf. Born 2005). Dette indikerer, at adskillige tusinde hvalrosser fra den SØ Baffin Island-Vestgrønlandske delbestand om sommeren kan findes langs den sydøstlige del af Baffin Island.

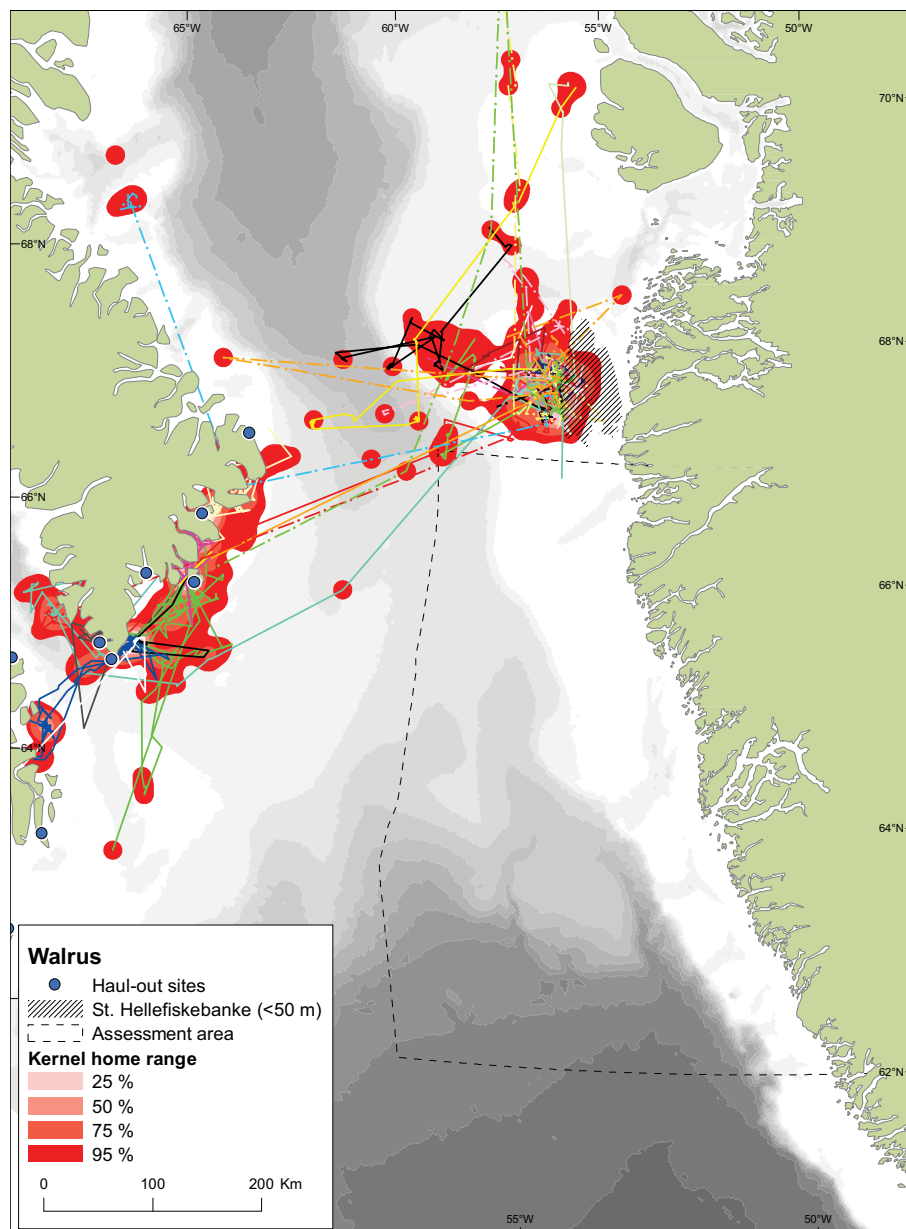
Vandringer: Spredte observationer offshore i Davis Strædet i marts-juli antyder, at hvalrosserne krydser Davis Strædet fra det vestlige Grønland til sydøstsiden af Baffin Island i løbet af foråret (Born et al. 1982, Born et al. 1994). Satellitsporing i foråret 2005-2008 understøtter denne opfattelse (Fig. 4.8.2) (NAMMCO 2009, Dietz et al. 2010).

De vestgående vandringer fandt sted mellem 7. april og 25. maj. Dyrenes ruter over Davis Strædet var ret ens, og lå omkring den laveste og smalleste (ca. 400 km) del af strædet. Så selvom hvalrossen føder deres unger over en lang periode (Born 2001), forlader dyrene deres vestgrønlandske vinterkvarterer inden fødselssæsonen toppe i slutningen af juni (Born 2001). Alle vandringer af hvalrosser med sendere fandt sted nord og vest for vurderingsområdet. Observationer gjort under syv flytællinger i 1981-1991 (Born et al. 1994), 2006 og 2008 (Heide-Jørgensen et al. 2010a) viser dog, at hvalrosser af og til kan forekomme i den nordlige del af vurderingsområdet i senvinteren.

Følsomhed for olie: På grund af den ofte meget lokale udbredelse af hvalrosser tæt på eller inden for vurderingsområdet kan en stor del af bestanden potentielt påvirkes af en enkelt og langvarig hændelse – et oliespild eller forstyrrelser fra en permanent infrastruktur eller konstruktion. En miljøvurdering af skibstrafik langs Nordøstpassagen konkluderede, at hvalrospopulationen kunne være negativt påvirket af skibstrafik og oliespild (Wiig et al. 1996).

Hvalrosser er især følsomme for forstyrrelser på deres landgangspladser, herunder sejlads, trafik på land og overflyvning (Born et al. 1995 og referencer deri). Dette blev f.eks. dokumenteret af Born & Knutsen (1990) der, baseret på feltarbejde i Nordøstgrønland, konkluderede at lufttrafik ikke skulle komme tættere end 5 km på landgangspladser. Denne minimums-distance kan formentlig også anvendes til hvalrosser på is.

Figur 4.8.2. Springs-linjer og 'kernel home range' polygoner fra 31 hvalrosser udstyret med satellitsendere på Store Hellefiskebanke i marts-april 2005-2008, og på SØ Baffin Island i august-september 2008 (Dietz et al. 2010). Figuren viser desuden landgangssteder (haul-out sites) på SØ Baffin Island.



Effekten på hvalrosser af oliespild er ikke studeret i felten. Born et al. (1995) og Wiig et al. (1996) fremførte dog, at hvis hvalrosser ikke undgår olie på vandet kan de tage skade hvis deres habitater påvirkes af olie og at de, ligesom andre havpattedyr, kan påvirkes af både korttids- og langtids-eksponering. Born et al. (1995) påpegede, at visse træk i hvalrossernes økologi gør dem mere sårbare end mange andre havpattedyr over for de skadelige virkninger af oliespild:

- På grund af hvalrossers store selskabelighed vil et oliespild, der rammer et individ sandsynligvis ramme adskillige andre.
- Deres udtalte tendens til at ligge og gnide sig op mod hinanden, når de ligger på is og på land, gør det sandsynligt, at olieforurenede hvalrosser vil gnide olie på skindet eller i øjnene på andre individer.
- Hvalrosser opholder sig oftest i kystnære områder eller i relativt åben pakis. Spildt olie akkumuleres typisk i netop sådanne områder (Griffiths et al. 1987). Hvalrosser har derfor en høj risiko for at blive forurenet, ikke alene i vandet, men også på deres landgangspladser.
- Da hvalrosser søger deres føde på havbunden, vil de sandsynligvis indtage flere olie komponenter end de fleste andre sæler. Bundlevende hvir-

velløse dyr er kendt for at akkumulere olie-kulbrinter fra føden, sedimentet og det omgivende vand (Richardson et al. 1989). Mortalitet hos adskillige arter benthiske invertebrater, herunder muslinger, er blevet observeret som en direkte effekt af oliespild (North 1967, Percy & Mullin 1975, begge fide U.S. Fish and Wildlife Service 1993). Desuden kan der ske betydelige ændringer af adfærd, fysiologi og produktivitet hos bundlevende bløddyr som udsættes for oliekomponenter (Clark & Finley 1977). For hvalrosserne kan implikationerne være alvorlige, da giftstoffer i deres føde med sikkerhed ophobes i deres eget væv. Og hvis en olieforurening reducerer biomassen eller produktionen hos de hvirvelløse dyr som hvalrosserne lever af, vil der klart være en sekundær påvirkning af hvalrosserne.

- Hvalrosser har et meget begrænset fødevalg og er afhængige af adgang til banker med bløddyr på lavt vand. Oliespild i visse fourageringsområder kan tvinge hvalrosserne til at søge alternativ føde eller flytte til andre fourageringsområder. Man kan ikke gå ud fra at alternative fødetyper eller alternative fourageringsområder faktisk er tilgængelige, og derfor kan et oliespild være skadeligt for hvalrosser.

Konklusioner: Hvalrosser fra delbestanden fra SØ Baffin Island-Vestgrønland kan forekomme fra en gang hen på efteråret og frem til hen i maj (perioden er sandsynligvis meget afhængig af isforholdene i et givet år) i Vestgrønland 30 til 100 km ud for kysten mellem ca. 65° 30' N og ca. 68° 15' N. Hovedudbredelsen i denne region er mellem ca. 66° 30' N og ca. 68° 15' N (dvs. Store Hellefiskebanke). Satellitsporing (2005-2008) og flytællinger (1981-2008) antyder, at kun en lille del af de hvalrosser, som overvintrer i disse områder, forekommer i vurderingsområdet. Derfor kan olieefterforskning og olieudnyttelse potentielt påvirke en mindre (men ukendt) del af hvalrosser fra delbestanden fra SØ Baffin Island-Vestgrønland i den periode, hvor de opholder sig i deres vestgrønlandske vinterkvarterer.

Da hvalrosser hovedsagligt forekommer nord for vurderingsområdet, vil den mest sandsynlige påvirkning af olieefterforskning i den nordlige del af vurderingsområdet derfor være en fortrængning af relativt få individer sfa. undervandsstøj og maskering (dvs. utydeliggørelse, dæmpning eller overdøvning af lyde som er vigtige eller interessante for dyret).

De havstrømme som flyder mod nord i stor dybde langs den vestgrønlandske kyst og gennem vurderingsområdet i Davis Strædet, kan dog bringe olie på land og ind i de vigtige nærliggende vinterkvarterer for hvalrosser på at Store Hellefiskebanke og på Disko Banke længere mod nord. Hvis havbunden på < 200 m dybde på Store Hellefiskebanke bliver forurenet kan essentielle fourageringsområder for hvalrosser blive ødelagt. I denne forbindelse må det bemærkes, at der langs SØ Baffin Island kun er få og geografisk begrænsede områder, der egner sig som vinterkvarterer for hvalrosser, sammenlignet med det vestgrønlandske Åbenvandsområde over Store Hellefiskebanke. Desuden er udstrækningen af lavvandede banker langs den sydøstlige del af Baffin Island meget mindre end der hvor hvalrosserne forekommer i Vestgrønland. Følgelig, selvom det ikke vides med sikkerhed, synes det plausibelt at hovedparten af SØ Baffin Island-Vestgrønland delbestanden overvintrer på de vestgrønlandske banker mellem ca. 65° 30' N og ca. 68° 15' N. Derfor vil enhver potentiel negativ indvirkning fra olieefterforskning og olieudvinding i Vestgrønland kunne påvirke denne bestand hårdt.

4.8.2 Sæler

Aqqalu Rosing-Asvid (GINR)

Der forekommer fem arter sæler i vurderingsområdet, hvoraf to (grønlands-sæl og klapmyds) foretager lange vandringer og hvis antal fluktuerer betydeligt fra sæson til sæson. Ringsæler opretholder åndehuller i det årlige isdække gennem hele vinteren. Nogle ringsæler i vurderingsområdet lever for det meste en relativ stationær tilværelse i isfjordene, mens andre kommer ind i området samtidig med, at pakisen i Davis Strædet spreder sig mod øst vinter og forår. Storisen (pakis fra østkysten) kan også nå ind i vurderingsområdet fra syd, og der kommer formentlig også et influx af ringsæler fra denne side. Remmesæler er også tilknyttet havis. De kan lave åndehuller, men kun i relativ tynd is. Den sæsonmæssige fordeling af remmesæler i Vestatlanten er ikke kendt i detaljer, men deres antal i vurderingsområdet stiger gennem vinter og forår, hvor især Store Hellefiskebanke synes at blive en vigtig habitat. Spættede sæler tilbringer det meste af deres tid tæt på kysten. De kystnære dele af vurderingsområdet havde en gang den højeste tæthed af disse sæler i Grønland, men de er gået betydeligt tilbage i det 20ende århundrede. Spættet sæl er opført på den grønlandske Rødliste som *Kritisk truet* (CR), og i 2010 blev al jagt på spættet sæl i Grønland forbudt.

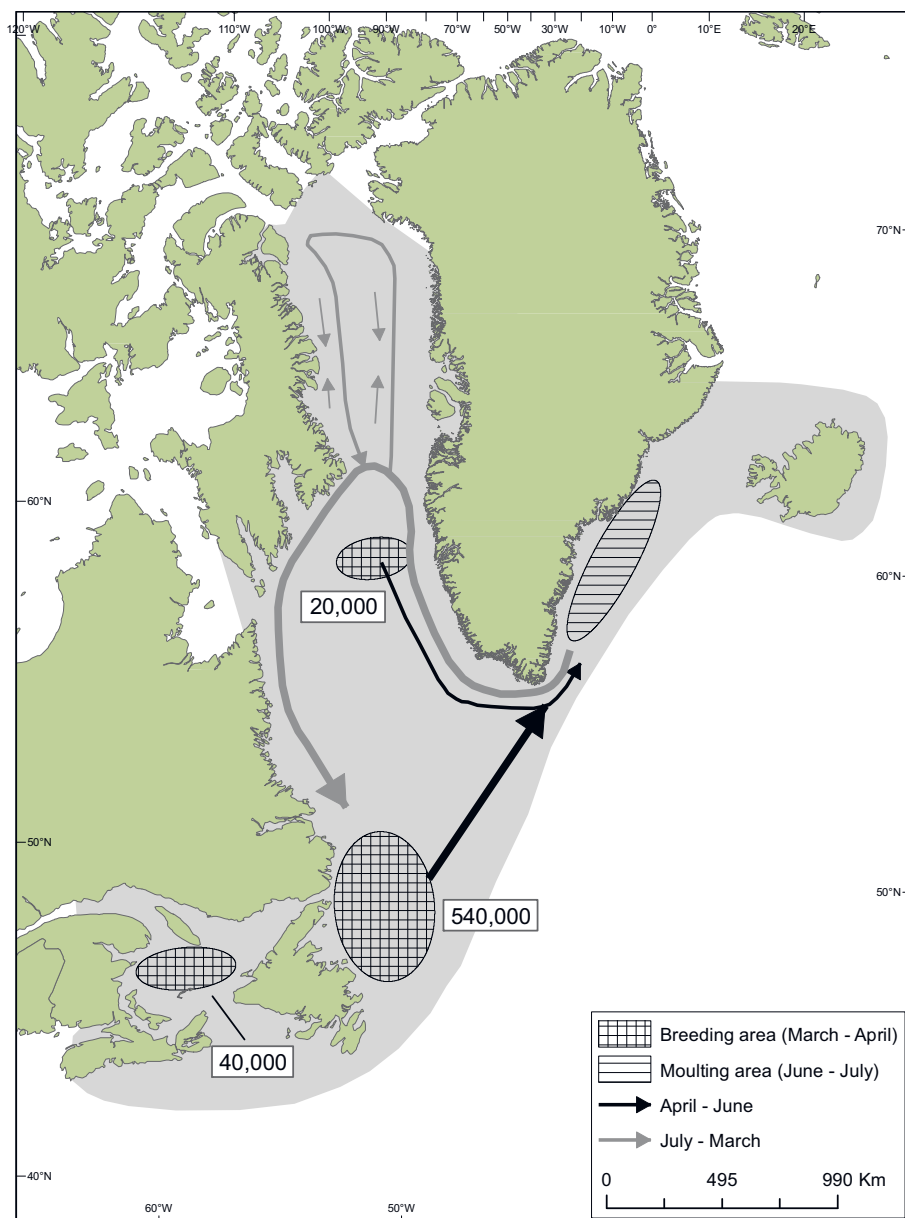
Sæler og olie

Effekten af olie på sæler er blevet grundigt vurderet af St. Aubin (1990). Sæler er følsomme over for oliespild, da olie kan beskadige deres pels, medføre skindirritationer og alvorlige skader på deres øjne samt de slimhinder som findes rundt om øjnene, i munden, i åndedrætsorganerne, analåbningen og den urogenitale åbning. Desuden kan olie forgive sæler via inhalation eller fordøjelse. Endelig kan oliespild have en sideeffekt ved at påvirke de normale adfærdsmønstre på forskellig vis. Effekten af olie på sæler er størst på hvalpene (St. Aubin 1990 og referencer deri). Sælunger er fastliggende under dieperioden og kan derfor ikke bevæge sig væk fra oliespild. De er beskyttet mod kulden af en tyk uldpels (lanugo pels) og olie vil ødelægge denne pels isolerende egenskaber. Desuden genkender moderen sin unge ved hjælp af lugtesansen, og en ændret lugt pga. olie kan derfor påvirke moderens evne til at genkende sin unge. Selvom sælernes sanseevner burde betyde, at de via syn og lugtesans kunne opdage oliespild, er sæler blevet observeret svømmende midt i oliepøle, hvilket antyder, at de ikke er klar over hvilken fare olie indebærer (St Aubin 1990).

Klapmyds, *Cystophora cristata*

Udbredelse og antal: Klapmydsen er en vandrende sæl (Fig. 4.8.3). Langt størstedelen af sælerne fra den vestatlantiske bestand føder deres unger i områder på isen nær Newfoundland, men en del af bestanden føder på isen i Davis Strædet. Positionen på sidstnævnte ynglefelt, såvel som antallet af sæler som yngler her, varierer meget fra år til år. Stedet for ynglefeltet i Davis Strædet skifter også gennem ynglesæsonen, da sælerne føder på opbrudt drivende pakis. Publicerede steder for ynglefeltet for klapmyds i Davis Strædet (Sergeant 1974, 1976, 1977, ICES/NAFO 1997, Kapel 1998) viser, at nogle år yngler sælerne inden for vurderingsområdet og andre år lige uden for.

Figur 4.8.3. Udbredelsen af Vestatlantiske klapmydser. Tallet angiver det omtrentlige antal sæler tilknyttet hvert af de tre ynglefelter i Vestatlanten i 2005.



Klapmydsen føder i slutningen af marts - starten af april, og dieperioden er kun 4 dage (Perry & Stenson 1992). Parringen sker kort efter at dieperioden er afsluttet, og de voksne sæler spredes i starten af april. Ungerne forbliver et par uger nær deres fødested før de også svømmer væk. De fleste klapmydser fra Vestatlanten (både de der har ynglet nær Newfoundland og i Davis Strædet) svømmer i maj-juni til Sydøstgrønland og fælder i drifvisen ud for Østgrønland i juni-juli. I august-september svømmer de tilbage til Davis Strædet og Baffin Bugten, hvor mange af dem fouragerer vinteren igennem ved regelmæssigt at dykke på dybder på mere end 500 m (helt ned til 1500 m (Andersen 2009)). De lever hovedsageligt af store fisk og blæksprutter, indtil de om foråret vender tilbage til ynglefelterne.

Den totale produktion af klapmyds-unger i Vestatlanten (ved Newfoundland og i Davis Strædet) blev i 2005 estimeret til 116.900 (SE = 7.918, CV = 6,8 %). Dette svarer til en total bestand på omkring 592.100 dyr (SE=94.800; 95 % C.I.= 404.400-779.800) (ICES 2006).

I 1984 blev ungeproduktionen i Davis Strædet alene estimeret til 19.000 (14.000-23.000) (Bowen et al. 1987), mens estimatet i 2005 kun var på 3.346 (SE = 2.237, CV = 66,8 %) (ICES 2006). Denne forandring afspejler formentlig ikke en ændring i bestanden, men blot en ændring i udbredelsen, idet de sæler som yngler ved Newfoundland og i Davis Strædet regnes for være dyr fra samme bestand.

Beskyttelsesstatus: Klapmydser fra den Vestatlantiske bestand er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste. Sælerne forvaltes internationalt af en arbejdsgruppe under ICES og NAFO, og fangsten er bæredygtig (ICES 2006).

Følsomhed: Ikke-ynglende klapmydser er ikke specielt følsomme over for oliespild og forstyrrelser. Men klapmydser kan påvirkes af oliespild på den samme måde som andre sæler (f.eks. forgiftning og vævsskader).

Vigtige og kritiske områder: Ynglefeltet i Davis Strædet er særligt følsomt for forurening og forstyrrelse i yngle- og parringssæsonen i marts-april.

Grønlandssæl, *Pagophilus groenlandica*

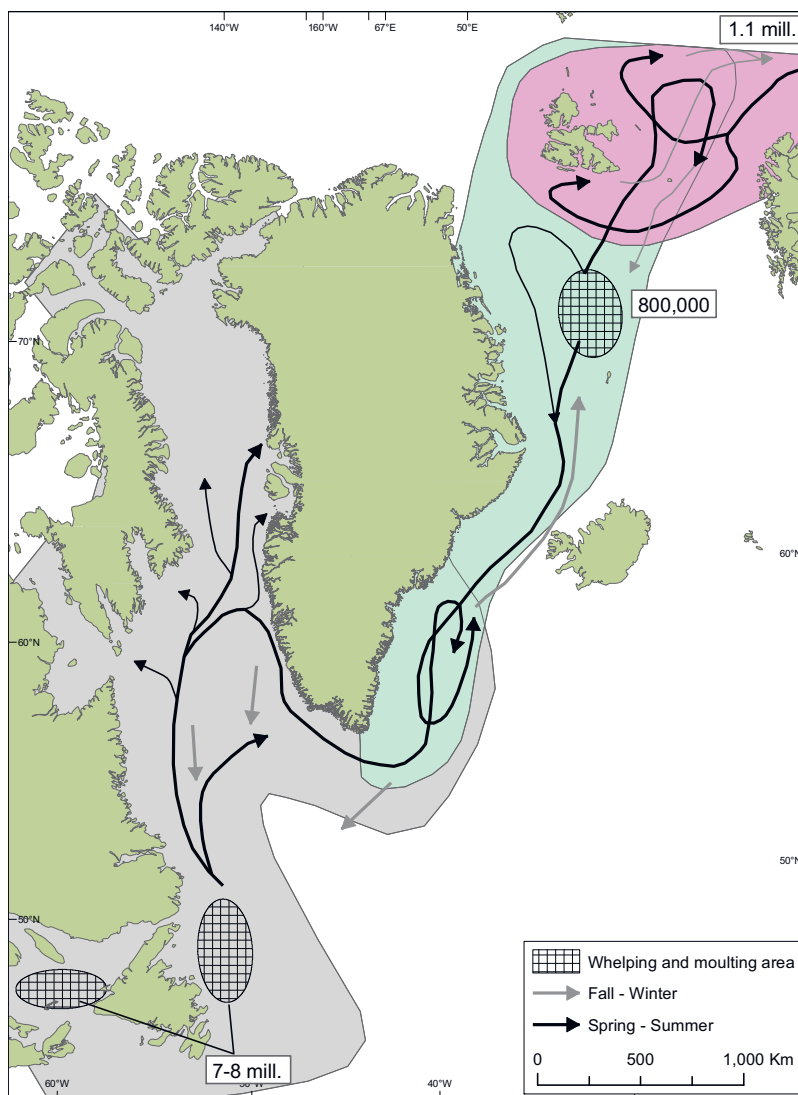
Udbredelse og antal: Grønlandssælen er en vandrende sæl. Langt den største del af den Vestatlantiske bestand koncentrerer omkring ynglefelterne ud for Newfoundland i februar-april. De føder ungerne i drivisen i marts og fælder i april. Efter fældningen spredes de ud i farvandene mellem Grønland og Canada, og nogle vandrer op langs den grønlandske østkyst (Fig. 4.8.4).

Antallet af grønlandssæler i vurderingsområdet stiger gennem sommeren og det tidlige efterår, men når isen begynder at dannes starter de deres vandring tilbage mod ynglefelterne ud for Newfoundland. De fleste voksne grønlandssæler fouragerer om sommeren typisk i småflokke på 5-20 individer. Unge grønlandssæler fouragerer alene, men alle ældre hovedsagelig lodde (*Mallotus villosus*) i de kystnære dele af vurderingsområdet, og tobis (*Ammodytes* spp.) på Store Hellefiskebanke, og sandsynligvis også i andre offshore områder (Kapel 1991 og upublicerede data fra Grønlands Naturinstitut).

Den vestatlantiske bestand, der yngler på isen ud for Newfoundland i starten af marts, er estimeret til at have vokset fra omkring 1,8 millioner i starten af 1970'erne til omkring 7-8 millioner individer i 2010 (Hammill & Stenson 2010). Andelen af grønlandssæler som passerer gennem vurderingsområdet er ukendt og formentlig også variabel, men kan være så høj som 50 %. Antallet af sæler i vurderingsområdet på et hvert givet tidspunkt er dog betydeligt lavere. Deres antal er højest om sommeren, men de største koncentrationer findes dog om vinteren, hvor mange grønlandssæler kan ses i et smalt bånd langs iskanten.

Udbredelsesmønsteret synes at være under forandring, idet mange tusinder grønlandssæler i de seneste år har opholdt sig langs iskanten i vurderingsområdet indtil få uger før fødslerne starter i ynglefeltet ud for Newfoundland. Desuden er der gjort observationer af dyr, der har ynglet i vurderingsområdet (Rosing-Asvid 2008). Øget konkurrence om føden kan tvinge sælerne til at springe den lange udmattende vandring til områder med færre isbjørne over, men klimatiske ændringer og perioder med mindre is omkring Newfoundland kan også udløse oprettelsen af nye ynglefelter.

Figur 4.8.4. Udbredelse af grønlandssæl, og antal associeret med kendte ynglefelter.



Beskyttelsesstatus: Grønlandssælen er det talrigeste havpattedyr på den nordlige halvkugle, og den vestatlantiske bestand er sandsynligvis på det højeste niveau i historisk tid. Arten er opført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste.

Vigtige og kritiske områder: Grønlandssæler findes i alle dele af vurderingsområdet det meste af året, og en stor del af bestanden vandrer gennem området sommer og efterår. De største koncentrationer ses dog langs iskanten midt på vinteren.

Følsomhed: Ikke-ynglende grønlandssæler er mindre følsomme over oliespild og forstyrrelser end ynglende, men kan rammes hårdt af vævsskader og forgiftning.

Remmesæl, *Erignathus barbatus*

Udbredelse og antal: Remmesælen er vidt udbredt i Arktis, men der vides kun lidt om deres antal og om sæsonrelaterede bevægelser. Hanner af remmesæl er meget vokale i yngletiden om foråret, og det enkelte individ kan genkendes på dets 'sang'. Langtidsstudier af remmesælens lyde har vist, at de enkelte hanner udviser en høj grad af stedfasthed (Risch et al. 2007). Sæsonmæssige ændringer i tætheden af remmesæler i nogle områder indikerer dog, at i det mindste en del af bestanden (sandsynligvis mest voksne hunner

og ungdyr) vandrer rundt. Disse ændringer i tæthederne synes at hænge sammen med de årstidsbestemte ændringer i havisens tilstand og udbredelse. Remmesæler laver åndehuller, men kun i relativ tynd is. Sæler som oversommer i områder med tyk vinteris må derfor enten overvintre i tilbagevendende våger og polynier, eller følge den ekspanderende eller sammentrækkende havis' rytme.

Remmesæler kan træffes i alle dele af vurderingsområdet og på alle tidspunkter af året. De største koncentrationer findes dog på Store Hellefiskebanke fra midt på vinteren og til hen på foråret, når kanten af Davis Strædets pakis ligger inden for vurderingsområdet (GN, upubl. data).

Remmesæler vides hovedsagligt at æde fisk og bundlevende hvirvelløse dyr på dybder ned til 100 m (Burns 1981). Fortsatte studier i Sydgrønland viser, at nogle remmesæler tilbringer meget tid i betydeligt dybere vand (>300 m), og rejer synes at være den vigtigste føde i dette område.

Remmesælen føder i april-maj på drivis eller nær iskanter med adgang til åbent vand, og dieperioden er omkring 24 dage (Gjertz et al. 2000). Der fødes antageligt nogle remmesæler i vurderingsområdet hvert år.

Beskyttelsesstatus: På grund af manglende viden om populationens udbredelse og antal er remmesælen opført som *Med utilstrækkelige data* (DD) på den grønlandske Rødliste, men er globalt opført som *Ikke truet* (LC), da dens vide og jævnt fordelte udbredelse anses for at give en god beskyttelse mod overudnyttelse.

Følsomhed: Remmesæler er ofte meget vokale, især i ynglesæsonen om foråret (Burns 1981), og kan derfor være følsomme over for akustiske forstyrrelser (støj). Deres fødesøgning nær og ved havbunden vil også betyde, at de er sårbare over for forurenede bunddyr, og remmesæler kan rammes af oliespild på samme måde som andre sæler (fx vævsskader og forgiftning).

Vigtige og kritiske områder: Der vides kun lidt om hvilke habitater remmesælen bruger i Grønland. Dens vide og jævnt fordelte udbredelse antyder, at den kan tilpasse sig adskillige habitater. Om vinteren begrænser isdækket antallet af brugbare habitater, og Store Hellefiskebanke har derfor sandsynligvis stor betydning som vinterkvarter for remmesæler.

Ringsæl, *Pusa hispida*

Udbredelse og antal: Ringsælen findes i alle de dele af Arktis, der har årlig havis. Ringsælerne føder ungerne i marts-april i huler i snedriver som dækker et åndehul i isen. Nogle unger fødes på fjordis i vurderingsområdet, mens andre fødes i pakisen i Davis Strædet. Omfanget af fødsler såvel som det samlede antal ringsæler i vurderingsområdet veksler sandsynligvis meget afhængig af mængden af is og sne. Ungerne dier i op til 7 uger i fastisen ved Canada (Hammill et al. 1991), men det er sandsynligt, at unger født i pakisen har en kortere dieperiode, formentlig afhængig af isens opbrud. Fældningen finder hovedsageligt sted i juni, hvor sæler tilbringer det meste af dagen med at sole sig på isen. De er nød til at tilbringe en del tid på isen i denne periode. Deres antal falder derfor i nogle kystnære områder, idet en del sæler trækker ind i isfjordene, mens en andel del følger pakisen, mens den trækker sig tilbage mod nord og vest. Når isen atter begynder at brede sig østpå i starten af vinteren følger ringsælerne med. De laver åndehuller i

nyis og opretholder dem gennem hele vinteren. Det er hovedsagelig voksne sæler som etablerer territorier i isdækkede områder, hvorimod de unge sæler tilbringer vinteren i områder med løs is.

Fangsten i vurderingsområdet har været på omkring 3.000 dyr per år siden 2003 (hvilket var en varm periode). Fangsten var dog omkring tre gange højere i den sidste kølige periode i 1990'erne, hvor pakisen fra Davis Strædet var tættere på den grønlandske kyst, og hvor mængden af havis i fjordene var større.

Beskyttelsesstatus: Ringsælen har generelt en gunstig beskyttelsesstatus, da de har en ret ensartet og vid cirkumpolar udbredelse, som vanskeliggør overudnyttelse på artsplan. Ringsæl er opført som Ikke truet (LC) på den grønlandske Rødliste.

Følsomhed: Ynglende ringsæler er afhængige af stabil havis i de to måneder hvor de føder og passer ungerne. Denne stationære adfærd gør dem sårbare overfor forstyrrelser og især aktiviteter som kan opbryde stabil is. Ringsæler var dog ikke specielt sky i forbindelse med seismiske operationer i Canada, hvor de kun undgik skibene i beskedent omfang (Lee et al. 2005). Ringsæler kan rammes af oliespild på samme måde som alle andre sæler (f.eks. vævsskader og forgiftning).



Figur 4.8.5. Ringsælens hule med unge. Foto af en udstilling på Zoologisk Museum i København (Foto Aqqalu Rosing-Asvid).

Vigtige og kritiske områder: Ringsælens ret ensartede og vide cirkumpolare udbredelse medfører, at der ikke er nogen områder, der har kritisk betydning for arten som sådan. Enhver opbrydning af fastis om foråret kan dog have stor betydning for lokalt ynglende ringsæler.

Spættet sæl, *Phoca vitulina*

Udbredelse og antal: Den spættede sæl findes i den kystnære zone. Denne art har kun beboet de grønlandske farvande siden mellemistiden, og den er ret fåtallig i forhold til de andre arktiske sælarter. Spættet sæl koncentrerer sig i kolonier på land igennem yngle- og fældeperioden, og dens tilknytning til de kystnære farvande og dens udprægede stedfasthed mod visse landgangssteder i yngle- og fældetiden har gjort dem sårbare over for fangst. De føder deres unger i juni på sandbanker i fjorde eller på små øer ud for kysten. Indtil 1950'erne var spættede sæler relativt almindelige i vurderingsområdet, men grundet jagt er de nu næsten forsvundet (Rosing-Asvid 2010). I det seneste tiår har Grønlands Naturinstitut kun registreret tre koncentrationer af spættet sæl i vurderingsområdet. En blev fundet på sandbanker nær Kangerlussuaq lufthavn (67°00'N; 50°45'W), hvor syv spættede sæler blev set i 2009. Fangere har indrapporteret en anden koncentration på 60-100 sæler omkring 70-80 km oppe af smeltevandselven Majoqqaq (65°53'N; 50°38'W). Disse sæler er dog muligvis flyttet andetsteds hen, idet de ikke er set siden 2007. Det tredje sted er sandbanker i Alangorlia (63°37'N - 50°32'W), hvor der er set omkring 20 sæler både i 2009 og 2010. Vinterkvarterene for disse sæler er ikke kendt (Rosing-Asvid 2011).

Beskyttelsesstatus: Spættet sæl er opført som *Kritisk truet* (CR) på den grønlandske Rødliste.

Følsomhed: De kendte koncentrationer af spættet sæl udgøres af to steder i bunden af dybe fjorde og et sted oppe i en elv. Det er næppe sandsynligt, at disse områder vil blive påvirket af oliespild. Det er dog muligt (og sandsynligt), at der findes ukendte kolonier af spættet sæl på afsidesliggende øer, og at disse vil være mere udsatte ved oliespild.

Vigtige og kritiske områder: Spættet sæl udviser stor stedfasthed mod sine yngle- og fældeområder.

4.8.3 Hvaler, delfiner og marsvin (ordenen Cetacea)

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

Ordenen Cetacea, der omfatter hvaler, delfiner og marsvin, er opdelt i to underordner: Mysticeti (bardehvaler) og Odontoceti (tandhvaler). Hovedforskellen mellem bardehvaler og tandhvaler er, at de førstnævnte bruger barder (omdannede og forhornede ganefolder) til at fange deres føde, mens de sidste har og bruger tænder. Der er også generelle forskelle i deres vandringmønstre, hvor de fleste bardehvaler har veldefinerede sæsonbestemte vandringer mellem yngleområderne og vinterkvarterene. Det mest relevante forhold for at evaluere påvirkningen fra menneskelige aktiviteter er, at barde- og tandhvaler har forskelligt frekvensområde i de lyde de bruger som kommunikation, navigation og under fødesøgningen. Bardehvaler udsender lavfrekvente kald (10-10.000 Hz) som kan høres flere hundrede km væk (Mellinger et al. 2007). I modsætning hertil bruger tandhvaler højere frekvenser (80 Hz-130 kHz) for at udsende tonale lyde til brug ved kommuni-

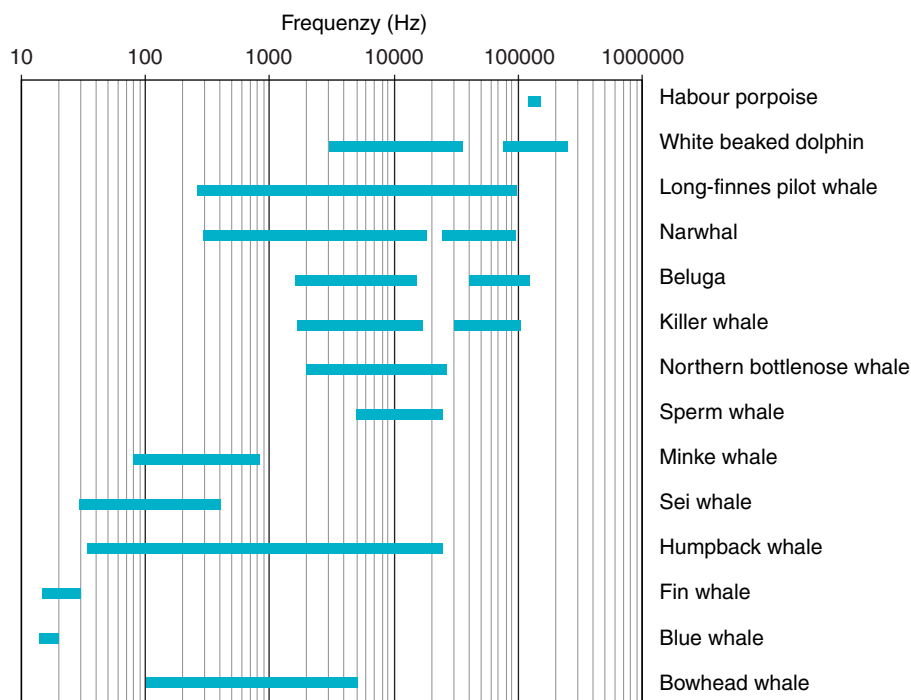
kation, og klik som også bruges til kommunikation, og til at få detaljeret information om objekter foran dyret ved at lytte til de reflekterede ekkoer (Mellinger et al. 2007). En oversigt over frekvenser brugt af de hvalarter, som findes i vurderingsområdet ses i tabel 4.8.1 og figur 4.8.6.

Høresansen og udsendelsen af lyde er derfor vital for hvaler, og de kan påvirkes af menneskelig produceret støj, herunder den støj som fremkommer ved olieefterforskning og -udnyttelse til havs. Potentielle følgevirkningen af menneskeskabt støj omfatter adfærdsændringer (f.eks. at undgå støjramte områder eller afbrydelse af fouragering), fysisk skade (hovedsageligt på høreorganer) og maskering (utydeliggørelse eller overdøvning af lyde, der er vigtige for dyret). Hvalernes følsomhed over menneskeskabt støj fra olieefterforskning og -udnyttelse til havs diskuteres detaljeret i kapitel 10. Hvaler er også følsomme overfor olieforurening, hvilket diskuteres i kapitel 11.

Tabel 4.8.1. Frekvensområde af de hyppigst brugte typer af lyd hos hvaler i vurderingsområdet, angivet som minimum og maksimum frekvenser i Hz.

Art	Latin	Lyd type	Min frek. (Hz)	Max frek. (Hz)	Referencer
<i>Odontocetes</i>					
Marsvin	<i>Phocoena phocoena</i>	Klik	120.000	150.000	(Villadsgaard et al. 2007)
Hvidnæse	<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	Klik	75.000	250.000	(Rasmussen & Miller 2002)
		Fløjt	3.000	35.000	(Rasmussen & Miller 2002)
Langluffet grindehval	<i>Globicephala melas</i>	Klik	4.100	95.000	(Eskesen et al. 2011)
		Fløjt	260	20.000	(Rendell & Gordon 1999)
Narhval	<i>Monodon monoceros</i>	Klik	24.000	95.000	(Miller et al. 1995)
		Fløjt	300	18.000	(Ford & Fisher 1978)
Hvidhval	<i>Delphinapterus leucas</i>	Klik	46.600	112.600	(Au et al. 1985)
		Fløjt	1.400	14.000	(Belikov & Bel'kovich 2006, 2007)
Spækhugger	<i>Orcinus orca</i>	Klik	30.000	100.000	(Simon et al. 2007)
		Fløjt/kald	1.500	18.000	(Ford 1989, Thomsen et al. 2001)
Nordlig døgling	<i>Hyperoodon ampullatus</i>	Klik	2.000	26.000	(Hooker & Whitehead 2002)
Kaskelot	<i>Physeter macrocephalus</i>	Klik	5.000	24.000	(Madsen et al. 2002)
<i>Mysticetes</i>					
Vågehval	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Kald / sang	80	800	(Mellinger et al. 2000)
Sejhval	<i>Balaenoptera borealis</i>	Kald / sang	30	400	(Rankin & Barlow 2007)
Pukkelhval	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Kald / sang	35	24.000	(Payne & Payne 1985)
Finhval	<i>Balaenoptera physalus</i>	Kald / sang	15	30	(Watkins et al. 1987)
Blåhval	<i>Balaenoptera musculus</i>	Kald / sang	14	20	(Cummings & Thompson 1971)
Grønlandshval	<i>Balaena mysticetus</i>	Kald / sang	100	5.000	(Ljungblad et al. 1982)

Figur 4.8.6. Hovedfrekvensområdet af lyde brugt af hvaler i vurderingsområdet. Se også tabel 4.8.1 for detaljer.



Nyere viden om udbredelse og talrigdom af hvaler i vurderingsområdet kommer fra flytællinger foretaget af GN i september 2005, april 2006 og september 2007, samt fra Passiv Akustisk Monitoring (PAM), kontinuerlige optagelser fra en type undervandsmikrofoner forankret tværs over Davis Strædet i den nordlige ende af vurderingsområdet fra oktober 2006 til september 2008. Yderligere informationer om hvalernes sæsonvariationer, udbredelse og biologi kommer fra en række kilder, herunder videnskabelige studier, fangststatistikker og registreringer fra havpattedyr-observatører ombord på seismiske skibstogter.

Med undtagelse af blåhvaler, sejrhvaler og kaskelotter, der er fredet, og nordlig døgling, hvis spæk har en laksativ virkning, jages alle hvaler i Grønland, og anses som en vigtig resurse af både økonomiske og kulturelle grunde. Jagten omtales mere detaljeret i kapitel 5.

4.8.4 Bardehvaler (Mysticeti)

De seks arter af bardehvaler, der forekommer i vurderingsområdet hører til to familier: rørhvalerne (*Balaenopteridae*, fem arter) og rethvalerne (*Balaenidae*, en art). Blandt rørhvalerne er vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*), finhval (*Balaenoptera physalus*), pukkelhval (*Megaptera novaeangliae*) og sejrhval (*Balaenoptera borealis*) sæsonbestemt, men regelmæssigt forekommende og relativt talrige. Blåhval (*Balaenoptera musculus*) er sjælden, men sæsonbestemt forekommende. Grønlandshval (*Balaena mysticetus*) foretager sæsonbestemte vandringer gennem vurderingsområdet. Grønlandshvalen er en af de to rethvaler som findes i Nordatlanten. Den kritisk truede nordkaper (*Eubalaena glacialis*) kan have forekommet i vurderingsområdet tidligere, men dens nuværende udbredelse i Grønland er formentlig begrænset til farvandet ved Kap Farvel, syd for vurderingsområdet.

Vestgrønland er et vigtigt fourageringsområde, hvor bardehvaler opsøger tætte forekomster af byttedyr. Forekomsten af hvalerne er således korreleret

med forekomsten af visse byttedyr, såsom lodde (*Mallotus villosus*), kril (*Meganyctiphanes norvegica* og *Thysanoessa* sp.) og tobis (*Ammodytes* sp.) (Heide-Jørgensen & Laidre 2007, Laidre et al. 2010, Simon 2010). Under en optælling, der fokuserede på fordelingen af hvaler, kril og lodde i september 2005, var den overordnede fordeling af finhval, vågehval, pukkelhval og sejhval kraftigt korreleret med høje tætheder af kril på dybder større end 150 m. Der findes et område med meget høje tætheder indenfor vurderingsområdet og et syd for (Laidre et al. 2010). Tidligere studier har vist, hvordan et pludseligt skift i byttedyrenes udbredelse kan medføre et lignende skift i hvalernes udbredelse (Weinrich et al. 1997). Derfor kan ændringer i byttedyrenes udbredelse som følge af klimatiske forandringer være et vigtigt led til at forudsæ potentielle ændringer i udbredelse og talrighed af bardehvaler i vurderingsområdet, og i andre dele af Grønland.

Udover byttedyr udgør havis en begrænsende faktor for den nordlige forekomst af finhval, og det samme gør sig formentlig gældende for de andre arter af rørhvaler (*Balaenopteridae*) (Simon et al. 2010). Derfor har ændringer i udbredelsen af havis sandsynligvis også indflydelse på udbredelsen af bardehvaler i vurderingsområdet. I den følgende tekst fokuseres på biologien og forekomsten af de forskellige arter bardehvaler i vurderingsområdet.

Finhval, *Balaenoptera physalus*

De nordatlantiske finhvaler når en gennemsnitlig længde på 19–20 m og en gennemsnitlig vægt på 45–75 tons, hvilket gør dem til det næststørste dyr på planeten efter blåhvalerne. Finhvaler findes over hele verden fra de tempererede have til polhavene, men er mindst talrige i de tropiske have. Omkring 3.200 finhvaler per sæson besøger de vestgrønlandske farvande (fra Kap Farvel til nord for Disko), og arten er specielt talrig inden for vurderingsområdet langs 200 m dybdekurven (Heide-Jørgensen et al. 2008a, Laidre et al. 2010). I Grønland jager finhvaler bytte som tobis, offshore koncentrationer af kril og kystnære ansamlinger af lodde (Kapel 1979). Den stærke korrelation mellem offshore kril-koncentrationer og høje tætheder af finhvaler indikerer, at vurderingsområdet udgør et vigtigt fourageringsområde for finhvaler (Laidre et al. 2010).

Finhvaler i de grønlandske farvande antages, at vandre mod syd til ukendte yngleområder. Passiv akustisk monitoring (PAM) viser dog, at finhvalerne er til stede i Davis Strædet indtil slutningen af december, og en stigende mængde hvalsang antyder, at parringen allerede starter i oktober-november, mens hvalerne stadig er i vurderingsområdet (Simon et al. 2010). Vandringer syd på falder sammen med dannelsen af havis i området, hvilket antyder, at isdække er en vigtig begrænsende faktor for finhvalers nordlige udbredelse om vinteren (Simon et al. 2010).

I Grønland er finhvalen opført som *Ikke truet* (LC) på den nationale Rødliste på grund af sin talrighed og tegn på bestandsvækst i Nordatlanten (Boertmann 2007). På globalt plan er arten dog betragtet som truet pga. en stor tilbagegang som følge af hvalfangst på den sydlige halvkugle (IUCN 2008).

Vågehval, *Balaenoptera acutorostrata*

Vågehvalen er den mindste (ca. 7 m og 8 tons) og talrigeste af bardehvalerne i de grønlandske farvande. Den vandrer mellem yngleområder på lave breddegrader og fourageringsområder på høje breddegrader, og ankommer til Grønland om foråret. Populationen i Vestgrønland anslås for tiden (2007)

at være større end 16.600 dyr (Heide-Jørgensen et al. 2008b, Heide-Jørgensen et al. 2010d); der er dog store variationer i den relative talrighed af vågehvaler fra år til år, hvilket antyder, at den del af vågehvalerne som bruger de vestgrønlandske banker som sommerfourageringsområde formentlig også varierer fra år til år (Heide-Jørgensen & Laidre 2008). Der er molekylære beviser på, at vågehvalerne i vurderingsområdet hører til en afgrænset population, der oversommer i hvad den Internationale Hvalkommision (IWC) betegner som det vestgrønlandske forvaltningsområde (Andersen et al. 2003, Born et al. 2007). Som mange andre arter vandrer vågehvalen sandsynligvis frem og tilbage mellem Grønland og det østlige Canada (Horwood 1989). Desuden viser data fra fangsten af vågehvaler en tydelig kønsmæssig adskillelse i den vestgrønlandske delbestand, idet der fanges en overvægt af hunner i vurderingsområdet og i Nordvestgrønland, mens hanner overvejende holder sig til Sydvestgrønland (Laidre et al. 2009).

Vågehvaler findes både offshore og i de kystnære farvande i bugter og fjorde inden for hele vurderingsområdet. Vågehvalen er den mest fiskespisende af bardehvalerne, og æder hovedsageligt tobis og lodde (Kapel 1979). Både IUCN (2008) og den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007) opfører vågehvalen som *Ikke truet* (LC).

Pukkelhval, *Megaptera novaeangliae*

Pukkelhvaler er i gennemsnit 13 m lange og vejer 28 tons. De vandrer mellem deres yngleområder i det Caribiske Hav og deres fødesøgningsområder i Vestgrønland. De ankommer til vurderingsområdet om foråret (maj) og bliver der til hen i det sene efterår (oktober). En lille del overvintrer dog i grønlandske farvande (Simon 2010).

I Grønland æder pukkelhvalerne hovedsageligt lodde, tobis og kril. De svømmer langs kysten og ind i fjordene for at udnytte koncentrationer af lodde på lavt vand (Heide-Jørgensen & Laidre 2007). Tilsyneladende opholder hovedparten af pukkelhvalerne sig dog offshore, hvor de udnytter de store forekomster af byttedyr som findes på bankerne, herunder et område med høj tæthed af kril inden for vurderingsområdet (Laidre et al. 2010). Selvom enkelte individer udviser stedfasthed mod specifikke fourageringsområder og vender tilbage til disse områder år efter år inden for nogle få km (Boye et al. 2010), bliver de ikke i det samme område i gennem hele sæsonen, men skifter fourageringsområder (Heide-Jørgensen & Laidre 2007).

I 1966 blev den kommercielle hvalfangst på pukkelhvaler stoppet, og i 1986 blev der udstedt et moratorium. I 1981 estimerede Whitehead et al. (1983) bestanden af vestgrønlandske pukkelhvaler til 85-200 dyr. De mange års fredning af pukkelhvalen har dog betydet, at den er blevet mere talrig. I dag fouragerer omkring 3.000 pukkelhvaler langs den vestgrønlandske kyst, og vækstraten er estimeret til 9,4 % om året (Heide-Jørgensen et al. 2008, Heide-Jørgensen et al. in press). Derfor er pukkelhvalen nu opført som *Ikke truet* (LC) både på IUCN Rødlisten (2008) og på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Sejhval, *Balaenoptera borealis*

Sejhvaler er i gennemsnit 14 m lange og vejer 20-25 tons. De æder næsten udelukkende kril (Kapel 1979); men små stimefisk og blæksprutter udgør dog en vigtig del af deres diæt i nogle områder. Sejhvalen antages at foretage sæsonbestemte vandringer mellem vinterkvarterer på lave breddegrader og fourageringsområder på høje breddegrader. Sejhvalens udbredelse er

dog dårlig kendt, og forekomsten af sejhvaler i Vestgrønland kan hænge sammen med år med et øget influx af varme havstrømme fra Østgrønland (Kapel 1985). Lydsignaler fra sejhvaler blev optaget i Davis Strædet i august-september 2006-07 (Simon 2010). Sejhvalernes talrigthed i Vestgrønland blev efter en skibstælling i 2005 estimeret til 1.599 individer (95 % CI=690-3.705). Ligesom med fin-, pukkel- og vågehval fandt man et område med høj tæthed inden for vurderingsområdet. Den overordnede udbredelse af disse fire hvalarter var korreleret med høje tætheder af kril på mere end 150 m dybde (Laidre et al. 2010). Sejhvalen er opført som truet på IUCN Rødlisten (2008) og som *Med utilstrækkelige data* (DD) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Blåhval, *Balaenoptera musculus*

Blåhvalen er det største dyr, der nogensinde har eksisteret på jorden. Voksne dyr når en gennemsnitlig længde på 25 m og en vægt på op til 120 tons. Blåhvalen er globalt udbredt fra de lave breddegrader og til polhavene, hvor tæt pakis og iskanten begrænser hhv. deres nordlige og sydlige udbredelse (Norris 1977). Som hos de andre rørhvaler antages det, at blåhvalen vandrer mellem fourageringsområder på høje breddegrader om sommeren og yngleområder på lave breddegrader om vinteren. Blåhvalens vigtigste føde er kril, men lodde og tobis indgår også (Kapel 1979).

Observationer af blåhvaler i Vestgrønland er få, og hvalernes forekomst i vurderingsområdet er dårlig kendt. Der er dog flere iagttagelser af dyr indenfor vurderingsområdet mellem 62°-66°N. Det er også dokumenteret, at nogle individer vandrer mellem fourageringsområder i Gulf of St. Lawrence og i Vestgrønland, hvilket antyder at det er dyr fra den samme bestand af blåhvaler, der opholder sig i Vestgrønland og Østcanada (Sears & Larsen 2002). Passiv akustisk monitoring i 2006-2007 optog kald fra blåhvaler i august-september i Davis Strædet (Simon 2010).

Globalt er blåhvalen opført som *Truet* på IUCN Rødlisten (2008), fordi de fleste bestande, inklusiv de nordatlantiske, blev decimeret af hvalfangst i det 20ende århundrede. Antallet af blåhvaler i Vestgrønland er ukendt, og arten er derfor opført som *Med utilstrækkelige data* (DD) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007). I den centrale del af Nordatlanten er blåhvaler kun relativt almindelige et sted, nemlig omkring Island/Østgrønland. Her indikerer optællinger mellem 1987 og 2001 en bestand på omkring 1.000 dyr, og en mulig vækstrate på omkring 4-5 % om året (Pike et al. 2010). Blåhvaler er ekstremt sjældne i den østlige del af Nordatlanten, og er i den vestlige del kun almindelig omkring Gulf of St. Lawrence, hvor omkring 400 forskellige dyr er blevet identificeret ud fra fotografier (Ramp et al. 2006). Bestandsstrukturen hos blåhvaler i Nordatlanten er ukendt, men tidsforskellen i overudnyttelsen i hhv. Norge, Island og Vestatlanten antyder, at der findes adskilte grupper af dyr i forskellige fødesøgningsområder.

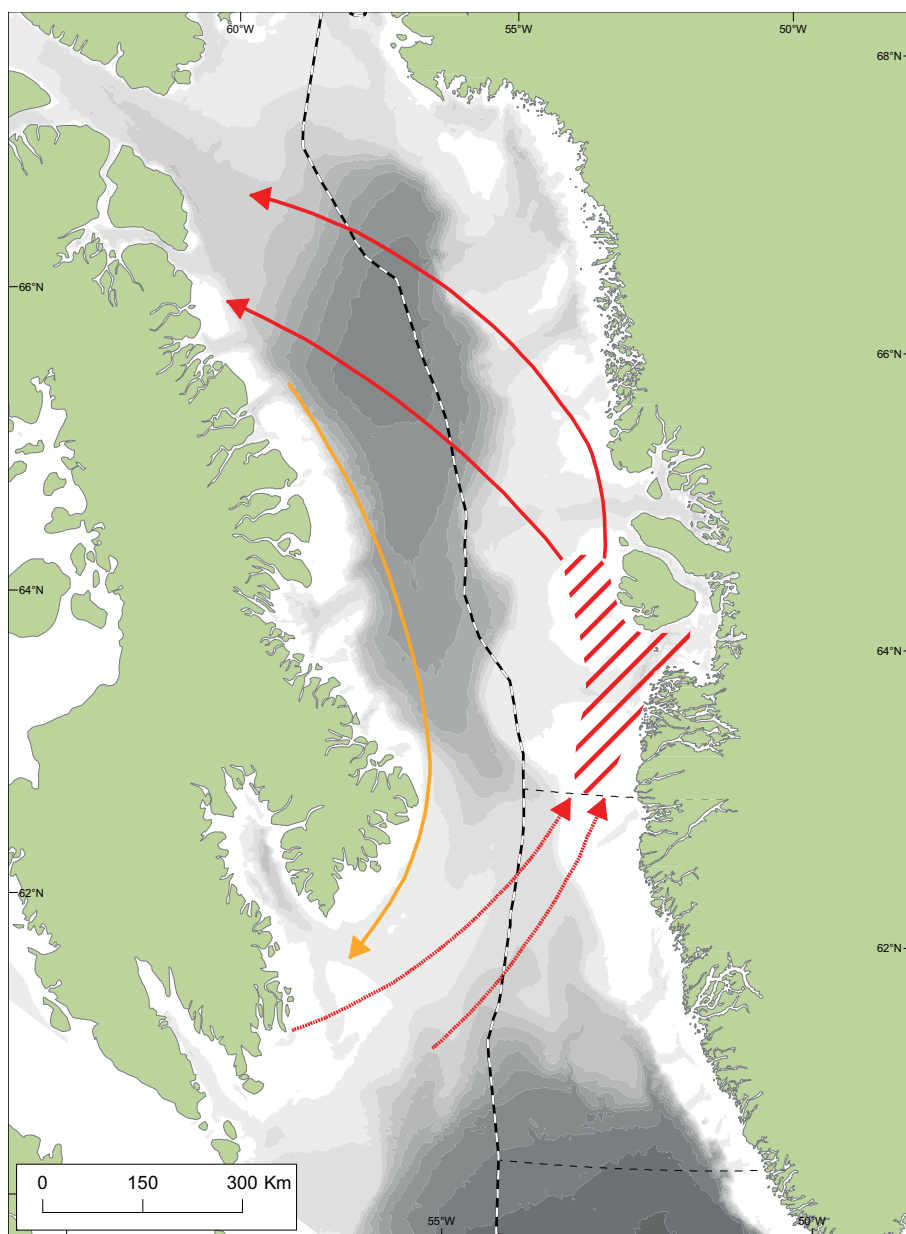
Grønlandshval, *Balaena mysticetus*

Grønlandshvaler lever længe og kan blive mere end 200 år gamle (George et al. 1999). De voksne dyr når en gennemsnitlig længde på 14-18 m og en vægt på op til 60-100 tons. Grønlandshvalerne fra Baffin Bugt-bestanden bruger det meste af året i canadisk arktisk omkring Baffin Island (Heide-Jørgensen et al. 2010b). Om vinteren (januar-februar) vandrer en del af bestanden til Vestgrønland for at æde af de store koncentrationer af arktiske copepoder i Disko Bugt (Fig. 4.8.7) (Heide-Jørgensen et al. 2006, Laidre et al. 2007, Heide-Jørgensen et al. 2010b). Blandt de hvaler som vandrer til Vestgrønland udgør

hunner 78 %, og udover at fouragere kan hvalerne bruge området til deres parringer (Heide-Jørgensen et al. 2010b). Et ukendt antal individer passerer vurderingsområdet på deres vandring mellem Canada og Vestgrønland. Dette understøttes yderligere af passiv akustisk monitoring i Davis Strædet, hvor grønlandshvalernes sang hørtes fra januar til juni med en klar top i marts-maj (Simon 2010).

Omfattende kommerciel hvalfangst af grønlandshvaler reducerede i slutningen af det 19ende århundrede bestanden til et punkt, hvor fangsten ikke længere var profitabel (Ross 1993), og hvalerne var sjældne i Vestgrønland. Bestanden er nu i bedring, og grønlandshvalerne er vendt tilbage til deres fødesøgnings- og parringsområder i Disko Bugt. Det nyeste estimat af grønlandshvaler i Disko Bugt er 1.229 (95 % CI 495-2.939) (Heide-Jørgensen et al. 2007a), og grønlandshvalen er nu opført som *Ikke truet* på IUCN Rødlisten (2008) og som *Næsten truet* (NT) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Figur 4.8.7. Vandringsruter for grønlandshvaler i Davis Strædet og Baffin Bugten. I januar-februar vandrer hvalerne gennem vurderingsområdet på vej til deres fødesøgnings- og parringsområder lige nord for vurderingsområdet (skraveret område).



4.8.5 Tandhvaler (Odontoceti)

Otte arter tandhvaler kan forekomme i vurderingsområdet: kaskelot (*Physeter macrocephalus*), langluffet grindehval (*Globicephala melas*), hvidnæse (*Laegenorhynchus albirostris*), spækhugger (*Orcinus orca*), marsvin (*Phocoena phocoena*), hvidhval (*Delphinapterus leucas*), narhval (*Monodon monoceros*) og nordlig døgling (*Hyperoodon ampullatus*). Som det gælder hos bardehvaler vil ændringer i byttedyrenes udbredelse eller i isdækket sandsynligvis medføre ændringer i tandhvalernes udbredelse. Udbredelsen af f.eks. hvidhval afhænger hovedsageligt af isdækkets udbredelse, idet hvalerne opholder sig nær iskanten. De bevæger sig så længere nordpå eller længere vestpå eller tættere på kysten, alt efter pakisens udbredelse (Heide-Jørgensen et al. 2009). Derfor kan ændringer i isdække og i temperatur medføre ændringer i udbredelsen hos visse tandhvaler.

Kaskelot, *Physeter macrocephalus*

Kaskelotten er den største af tandhvalerne, og når i gennemsnit en længde på 18 m og en vægt på 50 tons. Selvom kaskelotter findes i alle oceaner har arten en udpræget kønsmæssig adskillelse, hvor hunner og kalve opholder sig i tropiske og subtropiske farvande året rundt. Hannerne derimod findes hovedsagelig på høje breddegrader, og besøger kun deres yngleområder på lave breddegrader af og til (Best 1979). Kaskelotter lever især af fisk og blæksprutter. Maveprøver fra 221 kaskelotter fanget mellem Island og Grønland viste, at både bundlevende og pelagiske fisk (især stenbider *Cyclopterus lumpus*) udgjorde hovedparten af diæten, men blæksprutter var også en vigtig del af kosten i dette område (Martin & Clarke 1986). Maveindholdet fra kaskelotter fanget i Vestgrønland bestod udelukkende af fisk (Kapel 1979).

Hyppigheden af kaskelotter i Grønland og inden for vurderingsområdet kendes ikke, men kaskelotter ses regelmæssigt (f.eks. Larsen et al. 1989). Kaskelotter optræder hovedsageligt i dybt vand langs kontinentalsoklen, men kan også ses i dybe fjorde, og er blevet set i Nuuk fjordsystem (dvs. inden for vurderingsområdet) både i 2009 og 2010 (GN, upubl. data). Ekko-klik fra kaskelotter er også blevet optaget tæt på den vestgrønlandske kontinentalsokkel i Davis Strædet (GN, upubl. data). Kaskelot-hanner fouragerer både på relativt lavt vand (f.eks. på 117 m dybde) og på helt nede på havbunden på 1860 m dybde, hvilket viser at de har fleksible fourageringsvaner (Teloni et al. 2008). Kaskelotter forventes at bruge vurderingsområdet i isfrie perioder og på passende habitater, såsom dybhavet nær kontinentalsoklen og dybe undervandsdale med mange blæksprutter eller fisk.

Den Internationale Hvalkommission (IWC) opfatter de nordatlantiske kaskelotter som hørende til en enkelt bestand, hvilket yderligere er understøttet af genetiske analyser (Lyrholm & Gyllensten 1998). På globalt plan er kaskelot opført som *Sårbar* (IUCN 2008), men da artens optræden i Grønland er meget dårligt dokumenteret, er den opført som *Ikke mulig at vurdere* (NA) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Langluffet grindehval, *Globicephala melas*

Langluffet grindehval forekommer i de tempererede og subpolare zoner, men i følge Grønlands fangststatistik fanges de nogle gange så langt mod nord som Upernavik (DFFL, upubl. data). I USA foretager grindehvalen sæsonmæssige vandringer som synes at være bestemt af deres vigtigste byttedyr, langfinnet loligoblæksprutte (*Loligo pealei*) (Payne & Heinemann 1993, Gannon et al. 1997). Langluffede grindehvaler optræder i grupper på op til 100 dyr. For nyligt blev grindehvalens udbredelse og antal estimeret langs

den vestgrønlandske kyst, baseret på en flytælling i 2007. Flytællingen viste, at grindehvalerne foretrak dybe havområder offshore, og den største talrig-
hed blev fundet inden for den nordligste del af vurderingsområdet, på Store
Hellefiskebanke (Hansen 2010). Der blev også fundet grupper længere syd-
på inden for vurderingsområdet (på Lille Hellefiskebanke og Danas Banke),
og Hansen et al. (2010) estimerede den vestgrønlandske bestand til omkring
7.440 individer. Baseret på sammenligninger af kropsmål af langluffede
grindehvaler fra Newfoundland og Færøerne antog Bloch & Lastein (1993),
at grindehvaler fra hhv. den østlige og den vestlige del af Nordatlanten var
adskilt i to forskellige bestande. En genetisk sammenligning af dyr fra USA's
østkyst, Vestgrønland, Færøerne og Storbritannien viste, at dyrene fra Vest-
grønland adskiller sig distinkt fra dem fra andre steder. Sandsynligvis er
grindehval-bestandene i forskellige havområder adskilt fra hinanden ved
forskelle i havoverfladens temperatur (Fullard et al. 2000). Antallet af dyr i
den centrale og østlige del af Nordatlanten er estimeret til 780.000 (Buckland
et al. 1993), mens den relative talrig-
hed ved Newfoundland blev estimeret til
13.200 dyr i 1980 (Hay 1982). Langluffet grindehval er følgelig talrig, og op-
ført som *Ikke truet* (LC) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007). På
IUCN Rødlisten (2008) er arten opført som *Med utilstrækkelige data* pga. util-
strækkelige data på globalt plan.

Hvidnæse, *Lagenorhynchus albirostris*

Hvidnæse er en endemisk delfinart i Nordatlanten, hvor den forekommer i
de kolde dele af den tempererede zone og i den subpolare zone (Reeves et al.
1999). Dens føde består af stimefisk som sild, torsk og hvilling samt blæk-
sprutter og skaldyr (Jefferson et al. 2008). Hvidnæsens føde i de grønlandske
farvande er dog ikke kendt, men må antages at bestå bl.a. af torsk, lodde og
tobis. Hvidnæser findes mest i grupper på op mod 30 dyr, men træffes i
større flokke med hundreder af individer (Rasmussen 1999, Jefferson et al.
2008). Hvidnæser træffes mest offshore og langs kontinentalsoklerne. I Vest-
grønland har et studie for nylig vist, at arten forekommer fra kysten og op til
90 km offshore. Studiet dokumenterede også en sammenhæng mellem dyb-
de, havskråninger og hvidnæsens talrig-
hed, hvor større koncentrationer
fandtes ved stejle skråninger og på store dybder (Hansen 2010). Det samme
studie fandt også en sammenhæng mellem havdybde og flokstørrelse, hvor
små flokke især fandtes på dybt vand, mens store flokke oftest forekom på
dybder mellem 300 og 1000 m.

Hvidnæse forekommer inden for hele vurderingsområdet, men i Vestgrøn-
land findes hovedparten i den sydlige del, og Disko området synes at udgø-
re den nordlige græns for artens forekomst (Reeves et al. 1999, Hansen 2010).
Der findes dog uverificerede fangstoplysninger som indikerer, at hvidnæser
kan træffes så langt nordpå som Upernavik (GN, upubl. data). Hvidnæsens
forekomst og biologi i Grønland er dårlig kendt, og det første estimat på tal-
righeden i landet - 11.800 dyr i Vestgrønland - er først lige publiceret
(Hansen 2010). Hvidnæse er opført som *Ikke mulig at vurdere* (NA) på den
grønlandske Rødliste (Boertmann 2007).

Spækhugger, *Orcinus orca*

Spækhuggeren er en top-predator, der forekommer i alle oceaner i forskelli-
ge dybder, og som tilsyneladende kun har få andre begrænsninger i dens fo-
rekomst end havis. Den er dog mest talrig i køligt vand nær kysten (Jeffer-
son et al. 2008). Spækhuggere æder byttedyr som spænder fra små stimefisk
til store havpattedyr, og på grund af deres meget høje grad af specialisering i
fødevalget kan man opdele dem i *økotyper*. Eksempler på deres specialisere-

de fødevalg er sild i Norge (Christensen 1982), hajer i New Zealand (Visser 2005), søløver og søelefanter i Patagonien (Lopez & Lopez 1985), og enten vågehvaler og fisk eller sæler og pingviner i Antarktisk (Pitman & Ensor 2003). Parringer mellem spækhuggere af forskellige økoterer sker sjældent (Pilot et al. 2009). Spækhuggere lever i familiegupper, og parringer sker under kontakt med andre grupper (Pilot et al. 2009). Disse grupper indeholder oftest 3-30 dyr, men kan tælle mere end 100 (oversigt i Baird 2000).

Der findes praktisk talt ingen studier af spækhuggere i Grønland, og deres udbredelse er meget dårlig kendt. Heide-Jørgensen (1988) gennemgik dog både publicerede og ikke-publicerede oplysninger om spækhuggere i Grønland, og udførte en spørgeskema-undersøgelse om iagttagelser af spækhuggere. Han fandt, at der var set spækhuggere i alle dele af Vestgrønland, med flest omkring Qaanaaq, Disko, Nuuk og Qaqortoq. Iagttagelser af spækhuggere langs den vestgrønlandske kyst er dog generelt få (Teilmann & Dietz 1998).

Det vides ikke om de spækhuggere, som forekommer i Grønland, udgør en selvstændig bestand, eller om de er del af en større bestand i hele Atlanterhavet. Tanken om en genetisk selvstændig bestand i Nordøstatlanten, og dermed inden for farvandene i Vestgrønland og Østcanada støttes af satellit-sporing af et enkelt dyr, der fra august til november 2009 vandrede fra Lancaster Sound i canadisk arktisk over Baffin Bugten og Davis Strædet til farvandene vest for Azorerne (Petersen et al. 2009). På grund af den beskedne viden om spækhuggerne i Grønland, er arten opført som *Ikke mulig at vurdere* (NA) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007). Trods omfattende studier i andre dele af verden er spækhugger opført som *Med utilstrækkelige data* på IUCN Rødlisten (IUCN 2008) pga. uenigheder omkring taksonomien.

Marsvin, *Phocoena phocoena*

Marsvinet er den mindste hval i Grønland, og når en gennemsnitlig længde på 1,8 m og en vægt på op til 90 kg. Marsvinet er en af de talrigeste hvalarter i Nordatlanten og i Vestgrønland, hvor den forekommer fra sydspidsen til Avanersuaq i Nordvestgrønland (Teilmann & Dietz 1998). Hovedudbredelsen i Vestgrønland ligger dog mellem Sisimiut og Paamiut (Teilmann & Dietz 1998), hvilket svarer til hele vurderingsområdet fra 62°-67°N. I Vestgrønland forekommer marsvinet i fjorde, kystnært og på kontinentalsoklen, og talrigheden aftager med dybden (Hansen 2010). Selv om isdannelser tvinger marsvinet til at forlade området nord for Disko fra januar til april, viser fangststatistikkerne, at de findes i Vestgrønland året rundt. Det er dog muligt, at hovedparten vandrer fra kysten og ud offshore i det sene efterår for at vende tilbage om foråret (Teilmann & Dietz 1998).

Marsvinets vigtigste føde er fisk og blæksprutter. I Vestgrønland udgør lodde den overvejende del af føden (Lockyer et al. 2003).

Indtil for nylig havde man ikke noget bud på størrelsen af den vestgrønlandske bestand, men den er nu estimeret til omkring 33.000 dyr (Hansen 2010). Det antages, at bestanden er adskilt fra nabobestanderne i Island og Newfoundland. Da bestandsstørrelsen kun er blevet estimeret for nylig, er det ikke klart om fangsten af marsvin i Grønland er bæredygtig. Derfor er marsvinet opført som *Med utilstrækkelige data* (DD) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007), mens deres generelle talrighed på den nordlige halvkugle anbringer dem i *Ikke truet* kategorien på IUCN Rødlisten (IUCN 2008).

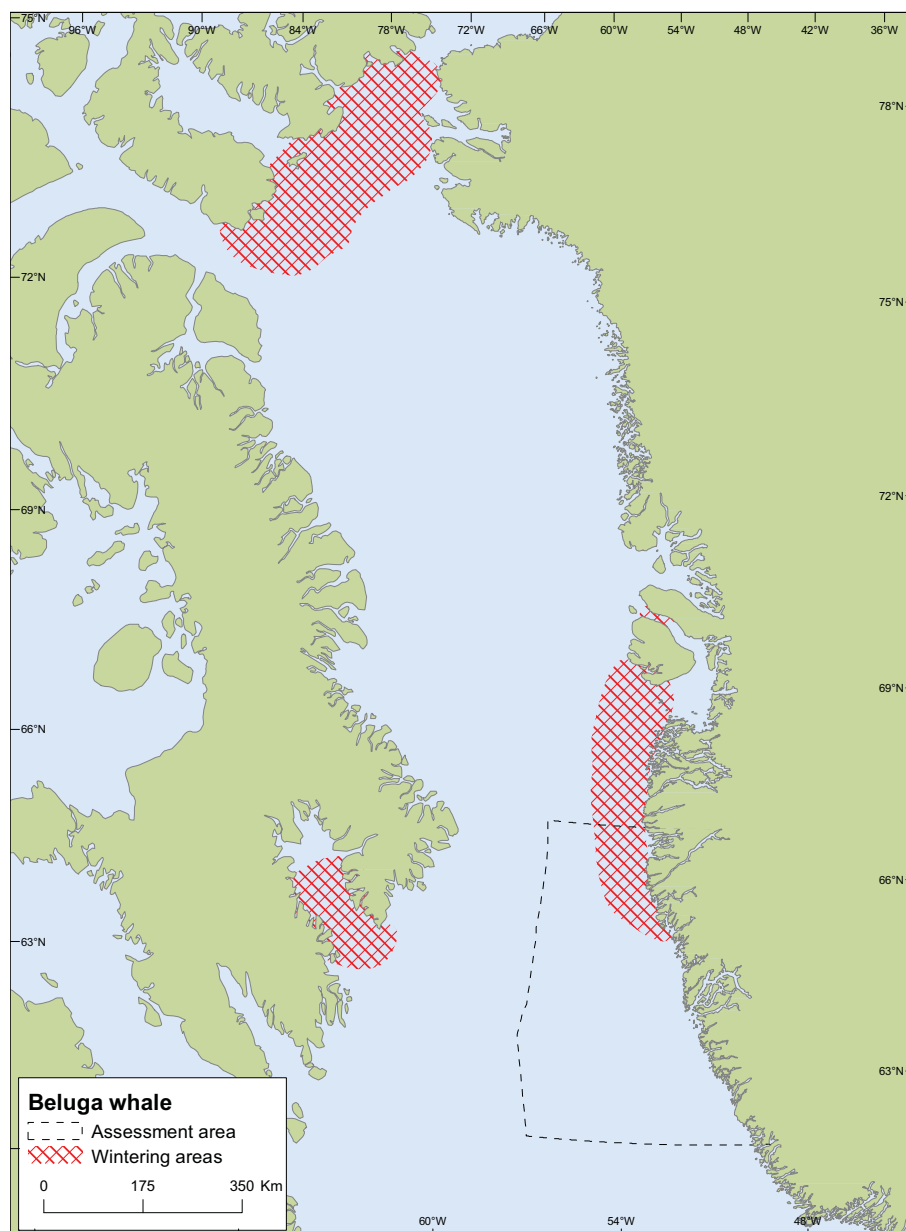
Hvidhval, *Delphinapterus leucas*

Hvidhvaler når en gennemsnitlig længde på 5 m og en vægt på op til 1.500 kg. De er grå når de fødes og bliver hvide med alderen. De æder hovedsageligt fisk, især polartorsk, men blæksprutter og rejer udgør også en del af deres føde (Heide-Jørgensen & Teilmann 1994). Hvidhvaler ses oftest i grupper på 2-10 dyr, men større flokke er ikke ualmindelige.

Hvidhvaler findes kun i den arktiske og subarktiske zone, hvor de overvintrer i våger og polynier, og vandrer til lavvandede bugter og flodudmundinger om sommeren (NAMMCO 2008). De hvidhvaler som forekommer i Vestgrønland om vinteren tilbringer sommeren i det canadiske højarktiske øhav. Satellitsporing har vist, at kun en mindre del af de oversomrende hvidhvaler vandrer til Vestgrønland, mens hovedparten sandsynligvis overvintrer i Nordvandspolyniet (Heide-Jørgensen et al. 2003a). De dyr, der overvintrer i Vestgrønland, vandrer langs den nordvestgrønlandske kyst og ankommer til fourageringsområderne syd for Disko i december. Her spredes de ud på de lavvandede banker, hvor de bliver indtil foråret (Heide-Jørgensen et al. 2009). Selvom hvidhvaler forekommer inden for den nordlige del af vurderingsområdet, har de ikke deres hovedudbredelse her. På Store Hellefiskebanke lige nord for vurderingsområdet findes der derimod høje tætheder af hvidhvaler, og kun isdækket synes at begrænse artens bevægelser længere nordpå eller vestpå (Fig. 4.8.8) (Heide-Jørgensen et al. 2009). Hvidhvalerne finder størsteparten af deres årlige føde i vinterkvartret.

De hvidhvaler, der overvintrer i hhv. Vestgrønland og i Nordvandet, regnes som tilhørende to forskellige bestande, som begge tilbringer sommeren i den canadiske del af højarktisk (NAMMCO 2008). Det seneste estimat af den vestgrønlandske bestandsstørrelse er fra 2006, hvor den blev beregnet til at omfatte 10.595 dyr, hvilket er en betydelig nedgang (Heide-Jørgensen et al. 2009, NAMMCO 2008). På grund af dette er hvidhvalerne i Vestgrønland opført som *Kritisk truet* (CR) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007). På global skala er de dog kun opført som *Næsten truet* (IUCN 2008).

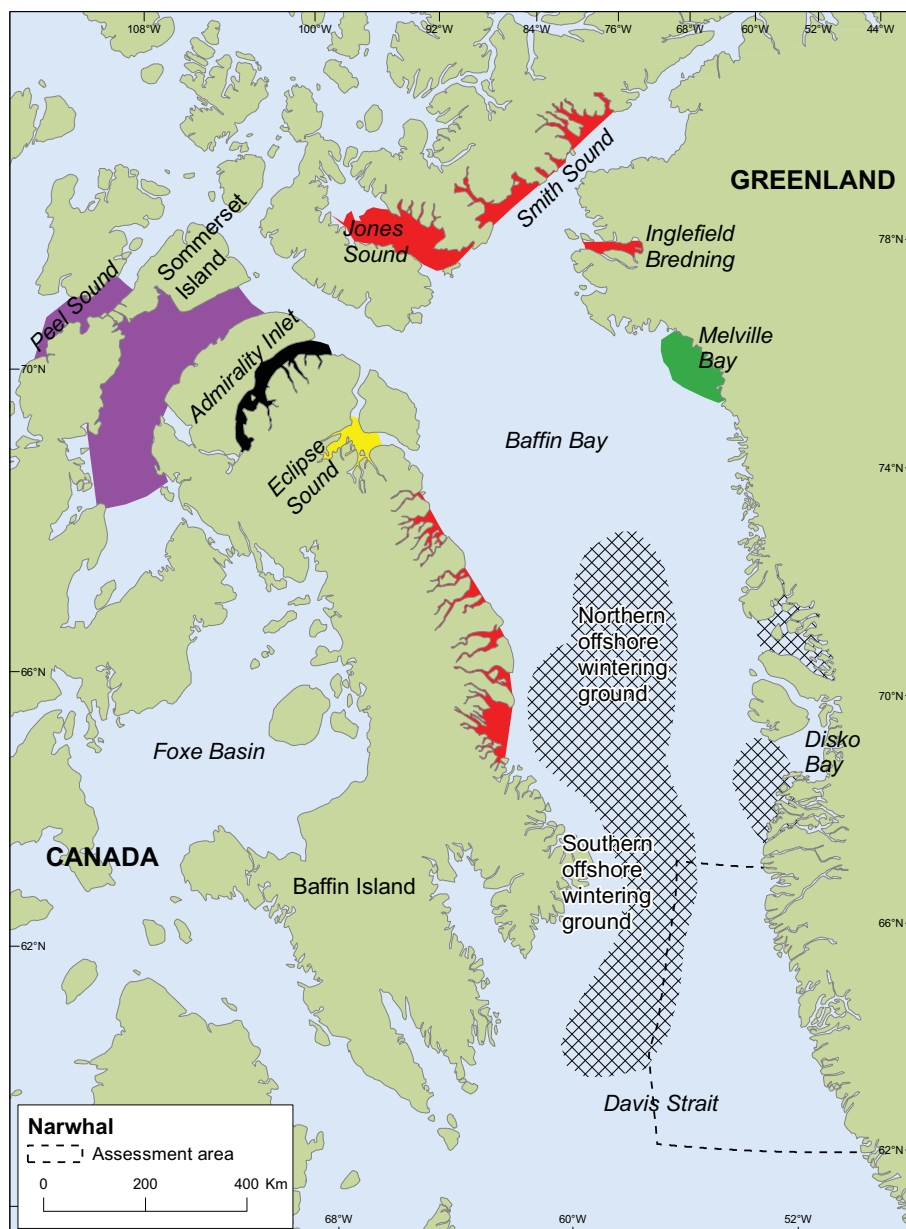
Figur 4.8.8. Kort over kendte overvintringsområder for hvidhvaler i Vestgrønland og det østlige Nunavut. Dyrene oversommerer i Arktisk Canada. Hvidhvaler kan træffes langs hele Nordvestgrønlands kyst under dyrenes vandringer mellem vinter- og sommerområderne. Kort modificeret efter Heide-Jørgensen & Laidre (2006).



Narhval, *Monodon monoceros*

Narhvalen forekommer udelukkende i den højarktiske zone. Dens vigtigste føde udgøres af hellefisk, men den æder også andre arktiske fisk og blæksprutter (Laidre & Heide-Jørgensen 2005). Narhvalen vandrer mellem sommerkvarterer, hvor dyrene stort set ikke æder, og vinterkvarterer hvor de æder det meste af årets fødeindtag (Dietz & Heide-Jørgensen 1995, Laidre & Heide-Jørgensen 2005, Dietz et al. 2008). Narhvaler er stedtro mod både deres sommer- og vinterområder. Individuer med påsatte satellitsendere er fulgt på deres vandringer mellem sommerkvarterer i Arktisk Canada og Melville Bugten, og vinterkvarterer i Baffin Bugten og den nordlige del af Davis Strædet. Vinterkvarterene omfatter både dybvandsområder mellem Grønland og Canada, og kystnære farvande i Vestgrønland (Fig. 4.8.9) (Dietz & Heide-Jørgensen 1995, Dietz et al. 2001, Heide-Jørgensen et al. 2003b, Dietz et al. 2008). Narhvalerne opholder sig i eller nær pakisen om vinteren, og når isen åbner sig med lange våger og revner om foråret vender de tilbage til deres sommerområder.

Figur 4.8.9. Narhvalens vigtigste sommer- og vinterkvarterer i Vestgrønland og det østlige canadiske Arktis. Under deres vandringer mellem disse områder, kan narhvaler træffes langs hele Nordvestgrønlands kyst. Kortet modificeret fra Heide-Jørgensen & Laidre (2006).



Intens fødesøgning ved havbunden er blevet dokumenteret for narhvaler i deres vinterkvarter, hvilket antyder, at størstedelen af dyrenes årlige energiindtag finder sted på denne tid af året (Laidre et al. 2004, Laidre & Heide-Jørgensen 2005). Derfor udgør vinterkvarteret sandsynligvis et yderst vigtig habitat for narhvalerne (Laidre et al. 2008). Endvidere overvintrer en betydningsfuld del af hele den globale population af narhvaler i det område, som udgøres af den nordlige del af Davis Strædet og den sydlige del af Baffin Bugten.

Den nordlige del af vurderingsområdet kan overlappe med den sydlige del af narhvalernes vinterkvarterer. Der overvintrer omkring 18.000 narhvaler i pakisen offshore (Laidre & Heide-Jørgensen 2011). Disse narhvaler kan findes i særdeles høje tætheder (i snit 77 narhvaler per km² åbent vand i 2008) i våger i den tætte pakis (Laidre & Heide-Jørgensen 2011). Der fandtes omkring 6.500 narhvaler i vinterkvarteret i Vestgrønland i 2006 (Heide-Jørgensen et al. 2010c). Som nævnt ovenfor kommer de narhvaler der overvintrer i eller tæt på vurderingsområdet fra flere forskellige sommerkvarterer i Arktisk Canada og Nordvestgrønland. Baseret på en serie optællinger i

2002-2004 blev det estimeret, at mere end 60.000 narhvaler oversommer på en række lokaliteter i højarktisk Canada (Richard et al. 2010). Antallet af narhvaler i Inglefield Bredning og i Melville Bugten (Nordvestgrønland) blev i 2007 estimeret til hhv. 8.368 (95 % CI: 5.209–13.442) og 6.024 (95 % CI: 1.403–25.860) (Heide-Jørgensen et al. 2010c).

På grund af intens jagt har den grønlandske narhval været under hårdt pres, og er opført som *Kritisk truet* (CR) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007). På global skala er narhvalen udsat for forskellige niveauer af trusler og er opført som *Næsten truet* på IUCN Rødlisten (IUCN 2008).

Nordlig døgling, *Hyperoodon ampullatus*

Denne art findes kun i Nordatlanten, hvor den lever i dybt vand ud for kontinentsoklen og nær dybe undersøiske dale (Jefferson et al. 2008). Nordlig døgling kan blive 7-9 m lang og dykke ned til 1.400 m (Hooker & Baird 1999). Her æder den hovedsageligt blæksprutter (f.eks. Lick & Piatkowski 1998), men andre hvirvelløse dyr og fisk indgår også i diæten. Arten lever i små grupper (Gowans et al. 2001). Nordlig døgling ses i Grønland om sommeren (Mosbech et al. 2007), og er almindelig i vurderingsområdet. Arten er dog ikke blevet studeret i Grønland, og dens antal, udbredelse og vandringer langs vestkysten er ukendte. Det eneste sted hvor nordlig døgling er blevet studeret i detaljer er ud for Nova Scotia, Canada, hvor hvalerne udviste høj stedfasthed i et relativt lille kerneområde og beskeden genetisk udveksling med andre områder (Hooker et al. 2002, Whitehead & Wimmer 2005, Dalebout et al. 2006). Alle disse faktorer gør nordlig døgling sårbar over for påvirkning fra menneskelige aktiviteter.

Grundet den meget beskedne viden om nordlig døgling i Grønland er arten opført som *Ikke mulig at vurdere* (NA) på den grønlandske Rødliste (Boertmann 2007). Manglen på data om virkningen af menneskelige forstyrrelser sammen med den overudnyttelse af arten der fandt sted under tidligere tiders hvalfangst, gør at arten på globalt plan er opført som *Med utilstrækkelige data* på IUCN Rødlisten (IUCN 2008).

4.9 Sammenfatning af Valued Ecosystem Components (VEC'er)

Som en del af en konsekvensvurdering af virkninger på miljøet (VVM-redegørelse) i et givent område anvendes ofte et koncept, der kaldes *Valued Ecosystem Components* (VEC) eller 'prioriterede økosystemkomponenter'. Ideen er, at identificere vigtige økosystem-komponenter, da det ofte ikke muligt at evaluere alle økologiske komponenter enkeltvis. VEC'er kan være arter, bestande, biologiske hændelser eller andre karakteristiske miljømæssige træk som er vigtige for mennesket (ikke kun økonomisk), har en national eller international profil, kan bruges som indikatorer på miljømæssige ændringer eller som har forvaltningsmæssig eller anden administrativ fokus. VEC'er kan også være vigtige flora- eller faunagrupper, habitater og processer som f.eks. forårsopblomstringen i primærproduktionen.

Baseret på den tilgængelige viden, som er sammenfattet i de foregående sektioner, og en vurdering af den økologiske, økonomiske og kulturelle vigtighed af organismer og habitater foreslås de efterfølgende VEC'er for vurderingsområdet i Davis Strædet. I kapitel 9 findes en mere detaljeret beskrivelse af VEC-konceptet, og hvordan det er anvendt i denne rapport.

4.9.1 Pelagiske hotspots

Bankerne (f.eks. Fyllas Banke) på og skråningerne langs kontinentalsoklen antages at have en øget primærproduktion om foråret, grundet næringsrige upwellings skabt af vind- og strømforhold i Davis Strædet. Der er kun begrænsede data fra vurderingsområdet i form af fysiske målinger af primærproduktionen til at understøtte denne antagelse. Data fra satellitovervågning (MODIS, klorofyl-a), der viser produktion i overfladevand identificerer dog tydeligt Fyllas Banke som stedet for den første forårsopblomstring i marts. Resultater fra Nuuk Basic overvågningsprogrammet støtter dette. Produktiviteten toppe i april og maj, hvorefter den forekommer mere udbredt over kontinentalskråningerne og i de nærtliggende offshore områder.

Den forøgede primærproduktion ernærer zooplankton såsom copepoder, som igen udnyttes af fiskelarver. Generelt anses skråningerne af kontinentalsoklen og bankerne på den for at være vigtige opvækstområder for fiskelarver pga. den høje biomasse af de copepoder larverne lever af. For hellefisk antages de vigtigste gydeområder at ligge i den vestlige del af vurderingsområdet, og æg og larver vides at drive gennem vurderingsområdet, indtil ynglen slår sig ned på havbunden længere mod nord.

4.9.2 Tidevandszonen

Tidevandszonen (den tidale og subtidale zone) er en vigtig habitat for makrofytter, mange hvirvelløse dyr, fisk, havpattedyr og havfugle. Blandt andet giver zonen kritisk vigtige gyde- og opvæksthabitater for lodde og stenbider. Lodden er en økologisk nøgleart, som er vigtig for større fisk, hvaler, sæler, havfugle og mennesket, mens stenbideren udgør grundlaget for et mindre kommercielt fiskeri efter stenbiderrogn. Havbundens makrofauna, f.eks. muslinger og søpindsvin, spiller en nøglerolle for arter, der lever af bunddyr, såsom ederfugl, kongeederfugl og havlit.

Desuden er tidevandszonen meget vigtig for havfuglejagt og turisme.

4.9.3 Bundfisk og bunddyr

Havbunden og de nærliggende dele af vandsøjlen giver grundlag for det kommercielt vigtige fiskeri efter hellefisk, dybvandsrejer og snekrabber. Hellefiskens vigtigste gydeplads ligger antageligt i den vestlige del af vurderingsområdet.

Desuden er tobiser (den vigtigste føde for mange havfugle og hvaler) vidt udbredt i høje tætheder på de sandede sedimenter på kontinentalsoklens banker (f.eks. Fylla Banke). Havbundens makrofauna på soklens banker, såsom muslinger og søpindsvin, spiller også en central rolle for arter som lever af bunddyr, f.eks. kongeederfugl, remmesæl og hvalros. Havbunden og de nærliggende dele af vandsøjlen er også vigtig for torsken, der oppebar et betydningsfuldt fiskeri før i tiden, og som har potentialet til atter at blive kommercielt vigtigt.

4.9.4 Ynglende havfugle

For ederfugl, ride, hvidvinget måge, tejst, atlantisk lomvie, lunde og havørn er de kystnære områder og fjordene i vurderingsområdet vigtige som yngleområder. Ynglebestandene af atlantisk lomvie og lunde er små, men vigtige for den grønlandske bestand.

4.9.5 Ikke-ynglende havfugle

Store mængder trækkende, overvintrende og fældende havfugle fra hele Nordatlanten forekommer i vurderingsområdet. Blandt de vigtigste arter er trækkende/overvintrende polarlomvier, søkonger, ederfugle, kongeederfugle, havlitter, rider, ismåger, skarver, havørne og fældende/overvintrende strømændere. De fleste arter er knyttet til de kystnære farvande og delvist til fjordene og shelfen, men nogle arter udnytter også den vestlige del af vurderingsområdet, fx søkonge, ride og ismåge.

Desuden er polarlomvie, ederfugl og ride vigtige byttedyr for fangerne i vurderingsområdet.

4.9.6 Havpattedyr (sommer)

Fra forår til efterår udgør vurderingsområdet et vigtigt fourageringsområde for mange arter af hvaler og sæler. Vågehval, finhval og grønlandshval æder kril, lodde og tobis både på kontinentalsoklen og inde i fjordene. Marsvinet forekommer på kontinentalsoklen, og æder småfisk som lodde og små torsk samt blæksprutte og kril. Langluffet grindehval, hvidnæse, kaskelot og nordlig døgling æder større fisk på dybt vand og langs kontinentalsoklerne. Grønlandssælen ankommer til området om foråret for at æde lodder og tobiser, både offshore og inde i fjordene. Klapmyds er talrig sensommer og efterår, når arten vandrer fra fældeområder i Sydøstgrønland til fourageringsområder i Baffin Bugten. Klapmyds æder store fisk og blæksprutter på dybt vand. Vurderingsområdet er vigtigt for mindst en gruppe af spættet sæl, en art som er kritisk truet i Grønland.

Alle arterne nævnt ovenfor, med undtagelse af kaskelot, nordlig døgling og spættet sæl, jages i Grønland, og anses som en vigtig ressource af både økonomiske og kulturelle årsager.

4.9.7 Havpattedyr (vinter)

Adskillige vigtige arter af havpattedyr er tilknyttet den nordlige og vestlige del af vurderingsområdet om vinteren. Det gælder blandt andet hvalros, hvidhval, narhval, isbjørn, klapmyds, remmesæl og ringsæl. Hovedovervintringsområdet for disse arter ligger lige nord og/eller vest for vurderingsområdet; i år med omfattende isdække overlapper dette område dog med vurderingsområdet. Grønlandshvalen vandrer gennem vurderingsområdet i januar-februar på vej mod fourageringsområder (og måske parringsområder) i Disko Bugt. Nogle af de havpattedyr, der forekommer om sommeren, kan blive vinteren over i de isfri dele af vurderingsområdet.

I varierende omfang jages alle disse havpattedyr i Grønland, og betragtes som en vigtig ressource af både økonomiske og kulturelle årsager. Samtidig er isbjørn, narhval, hvidhval, grønlandshval og hvalros opført som sårbar, næsten truet eller truet på den grønlandske Rødliste.

5 Udnyttelse af naturressourcer

5.1 Kommercielt fiskeri

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

Kommercielt fiskeri er den vigtigste eksport-industri i Grønland, idet fiskeprodukter udgjorde 88 % af hele den grønlandske eksportindtægt (1.7 milliarder kr.) i 2009 (Grønlands statistik 2010). De fire vigtigste arter er dybhavsreje (eksportindtægt i 2009: 1.044 millioner kr.), hellefisk (398 millioner), torsk (130 millioner) og snekrabbe (45 millioner) (Grønlands statistik 2010). Hellefisk, reje, snekrabbe og torsk er de vigtigste kommercielt udnyttede arter inden for vurderingsområdet. Stenbider, havkat, rødfisk og laks udnyttes i de mere kystnære dele af området.

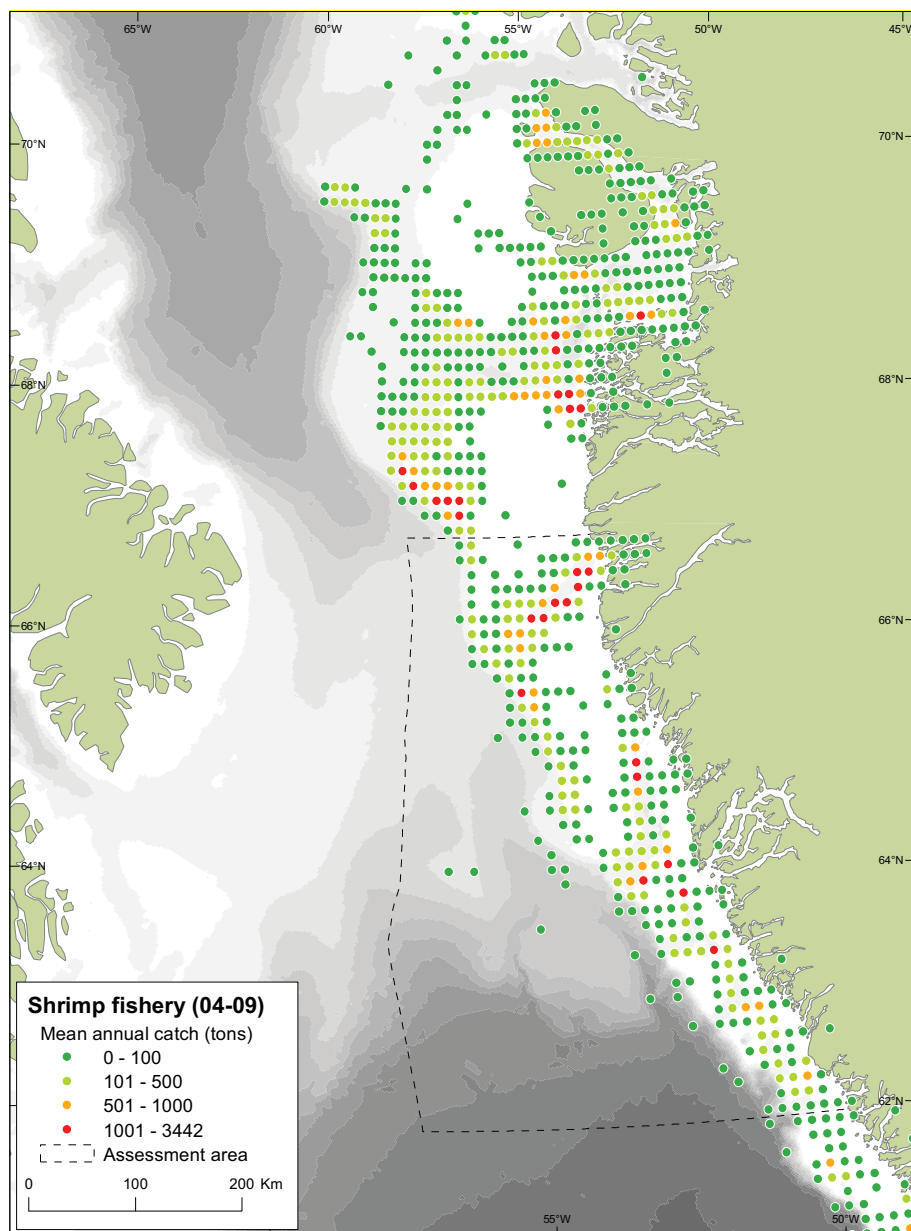
Dybhavsreje, *Pandalus borealis*

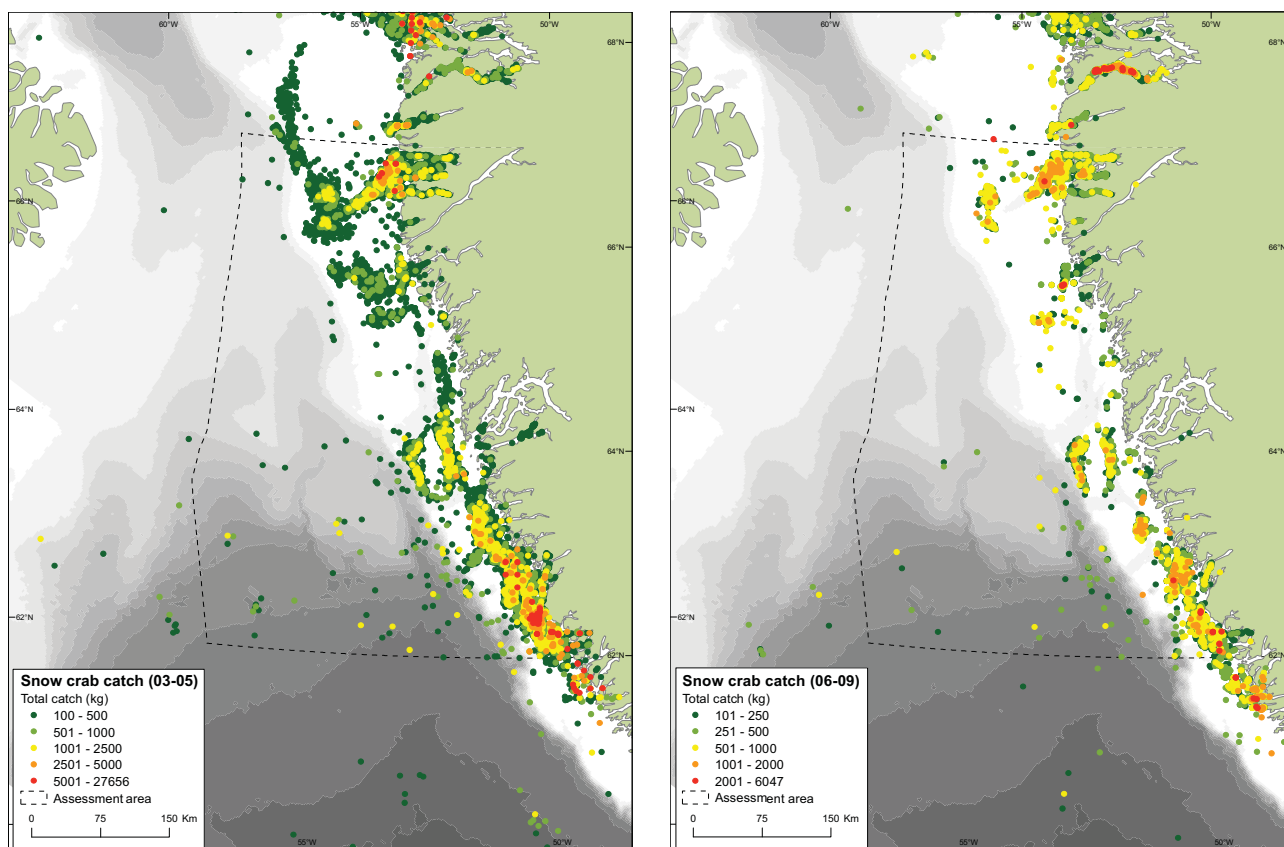
Dybhavsrejer fanges på kontinentalsklens skråninger og i Diskobugten. Rejefiskeriet begyndte i kystnære farvande i 1935. Det startede som et beskedent fiskeri, og udviklede sig langsomt til et fiskeri i 150.000 tons klassen. Hovedparten af fangsten tages nu af store moderne trawlere, som bearbejder fangsten ombord. Fangstområdet i Vestgrønland strækker sig fra 59°30'N til 74°N. Den årlige fangst omkring 2010 var på ca. 135.000 tons (Hammeken & Kingsley 2010). Vurderingsområdet indeholder meget vigtige rejefelter (Fig. 5.1.1), og mellem 50 % og 70 % af den samlede årlige fangst i Grønland blev taget her fra 1990 og frem til omkring 2005. Fra 2009 faldt den andel af den årlige fangst, der blev taget i vurderingsområdet fra 50 % til 20 %.

Snekrabbe, *Chionoecetes opilio*

Snekrabben er vigtig for samfundene i vurderingsområdet. Arten må fanges mellem 60°N og 74°N langs den grønlandske vestkyst, hvor det kommercielle fiskeri startede i 1996. Landingerne toppede i 2002 med omkring 15.000 tons, og snekrabben var på det tidspunkt den tredje vigtigste art i det grønlandske fiskeris samlede eksportindtægt. Vurderingsområdet er det vigtigste område for fiskeriet efter snekrabber. De fanges både kystnært og offshore, og det er kun få fjorde, der ikke fiskes i. Fiskeriet finder dog især sted langs de indre og ydre kanter af offshore bankerne fra 62°N til 67°N, men også Simiut Dyb og Nuuk Dyb er vigtige fangstpladser. Den totale fangst i vurderingsområdet toppede med omkring 9.500 tons i 2001 (Fig. 5.1.2). I de efterfølgende år er fangsten faldet betydeligt til omkring 1.500 tons i 2009 (Burmeister 2010).

Figur 5.1.1. Fordeling og størrelse af rejefangster inden for og nær vurderingsområdet. Fangstens størrelse er beregnet som det årlige gennemsnit for 2004-2009.





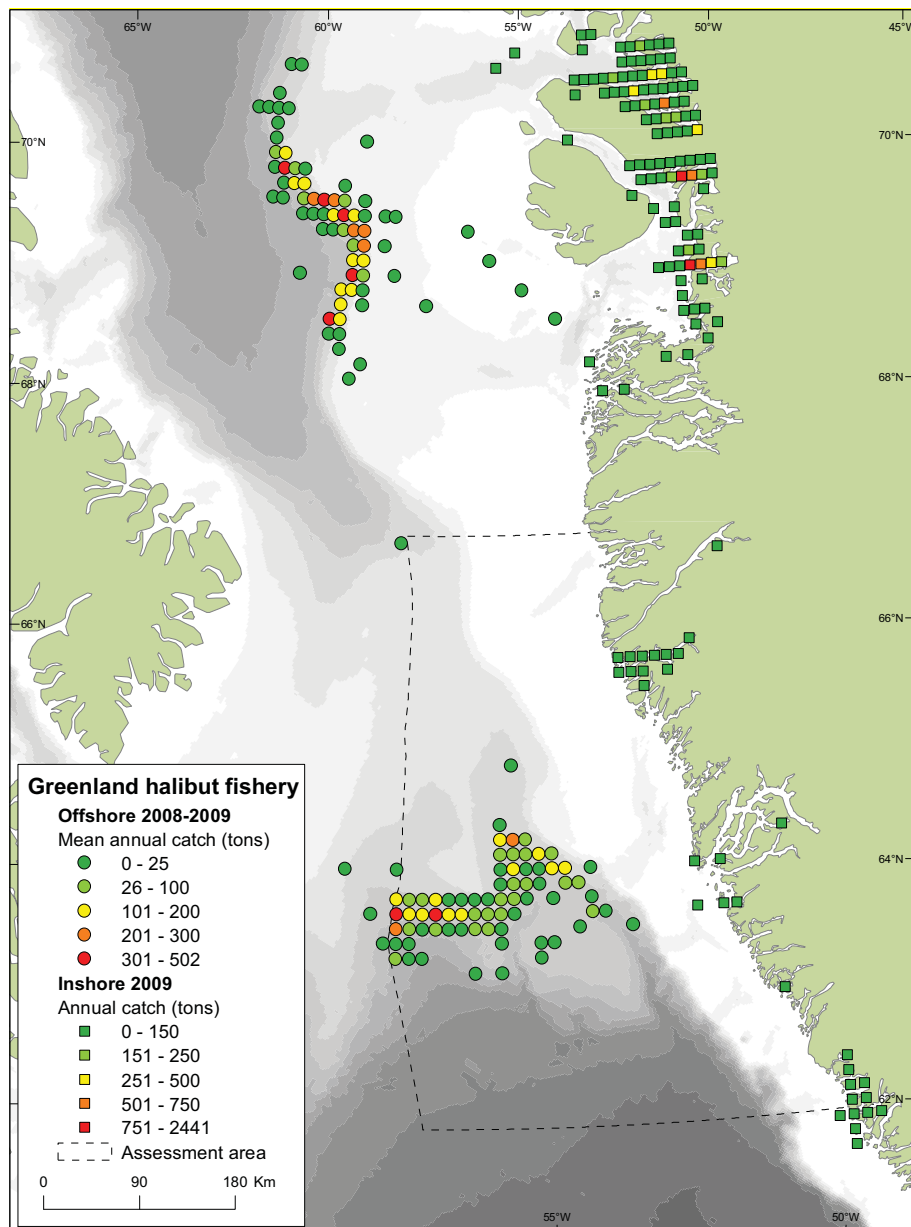
Figur 5.1.2. Fordeling og størrelse af fangster af snekrabbe i og nær vurderingsområdet i 2003-2005 (venstre) og 2006-2009 (højre). Fangster på mindre end 100 kg er ikke vist.

Hellefisk, *Reinhardtius hippoglossoides*

I perioden 2003-2009 lå den årlige fangst af hellefisk i Davis Strædet på 10.000-12.000 tons, men steg i 2010 til omkring 14.000 tons (Jørgensen 2010). Halvdelen af denne fangst er fra grønlandske farvande (Fig. 5.1.3), og udgør en betydelig del af den samlede grønlandske fangst. Den anden halvdel af fangsten er taget i canadisk farvand nær den grønlandske territorialgrænse. I de seneste år er der i de grønlandske farvande brugt bundtrawl til fangsten, bortset fra en lille del (20 tons) som er taget med langliner. Fiskeriet har geografisk været fordelt på samme vis gennem perioden (Fig. 5.1.3).

Kystnær fangst af hellefisk: Hellefiskene i Vestgrønlands kystnære farvande anses for at være rekrutteret fra offshore bestandene i Davis Strædet (Riget & Boje 1988). I den nordlige del af Grønland (her nord for 67°N) vil et stort kystnært fiskeri med en samlet fangst på op mod 25.000 tons årligt (Nygaard et al. 2010) formentlig blive påvirket, hvis offshore bestanden kollapse. Inden for vurderingsområdet har kystfiskeri efter hellefisk hovedsageligt fundet sted i Nuup Kangerlua (Nuuk fjord), hvor fangsten toppede i starten af 1980'erne med mere end 2.000 tons om året. Bestanden kollapsede dog pga. overfiskeri, og der blev ikke fisket hellefisk i fjorden før 2009. I 2010 lå landingerne fra Nuup Kangerlua på omkring 230 tons.

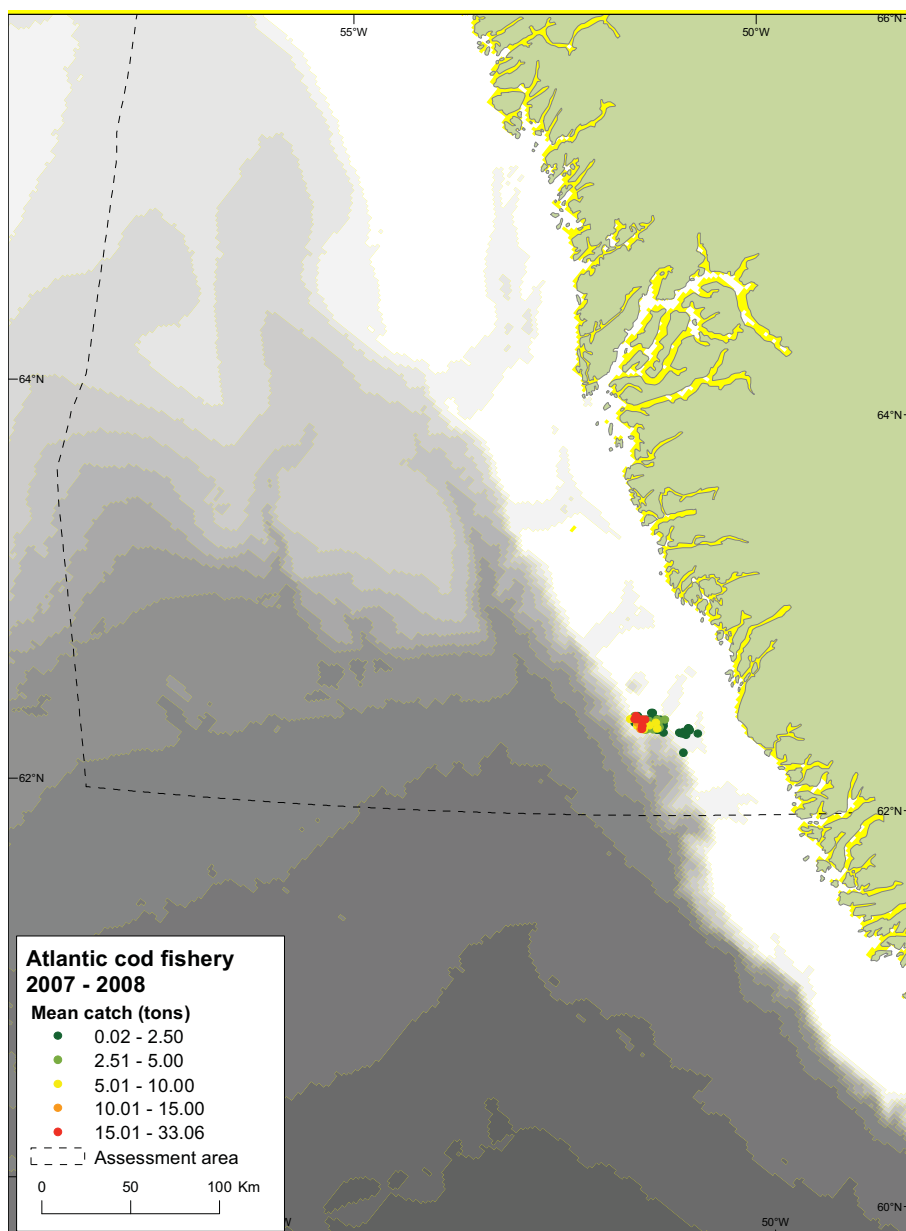
Figur 5.1.3. Fordeling og størrelse af fangster af hellefisk i vurderingsområdet. Bemærk, at der er brugt forskellig skala for kystnære og for offshore fangster. Kystnære fangster er kun vist for 2009, offshore fangster ved det årlige gennemsnit for 2008-2009.



Torsk, *Gadus morhua*

I vurderingsområdet har torskefiskeri historisk været meget vigtigt. Det kommercielle vestgrønlandske torskefiskeri startede i 1911 med lokalt fiskeri i fjordene (Horsted 2000). I 1920'erne udviklede offshore fiskeriet sig, og de totale landinger steg igennem de følgende årtier. De kulminerede i 1960'erne med årlige fangster på 350.000-500.000 tons. Derefter faldt både gydebestandens størrelse og havtemperaturen, og i slutningen af 1960'erne kollapsede bestanden (Buch et al. 1994). Bortset fra en midlertidig bedring i 1988-90 forblev bestanden på et meget lavt niveau indtil starten af 2000. Siden er bestanden vokset, og der blev dokumenteret en forekomst af store gydetorsk i Østgrønland i 2007 (ICES 2010b). I 2008 toppede den totale fangst med 25.000 tons, men faldt der efter (Fig. 5.1.4). I 2009 og 2010 var offshore områderne lukket for torskefiskeri.

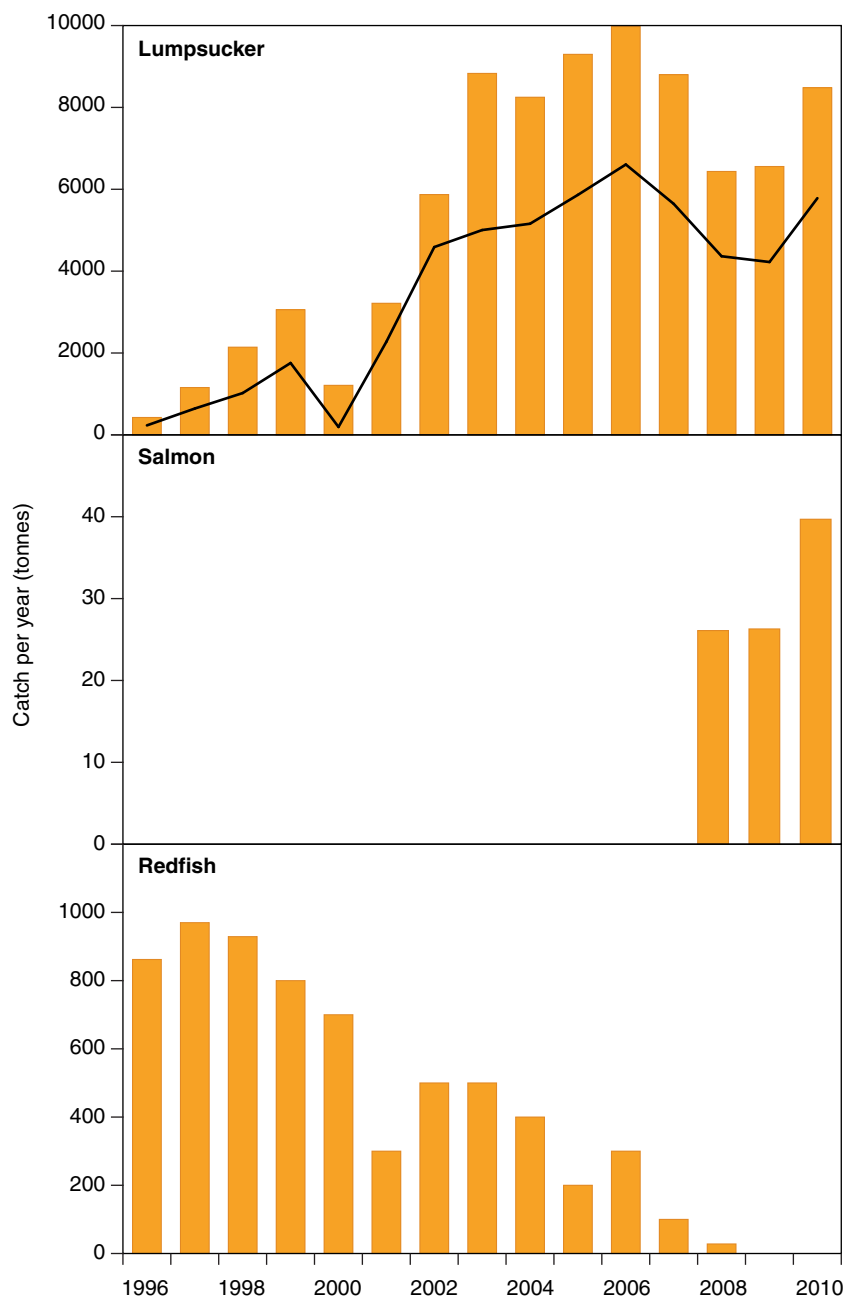
Figur 5.1.4. Fordeling og størrelse af fangster af torsk i vurderingsområdet. Størrelsen af fangsten er vist som det årlige gennemsnit for 2007-2008. Fangststatistik for det kystnære fiskeri var ikke tilgængelig. I 2009 og 2010 var offshore områderne i Vestgrønland lukket for torskefiskeri.



Stenbider, *Cyclopterus lumpus*

Stenbider fanges kommercielt langs hele Grønlands vestkyst (GN, upubl. data), med en samlet fangst på næsten 10.000 tons i 2006. I det sidste tiår blev 65 % af den totale fangst taget i vurderingsområdet. Fiskeriet drives hovedsageligt med synkegarn, og finder sted forår og tidlig sommer, når fiskene bevæger sig ind på lavt kystnært vand for at gyde. Det er rognen, som er det primære kommercielle produkt, og den mængde som opkøbes af de lokale fabrikker i vurderingsområdet varierer betydeligt fra år til år. Siden 2002 er den totale fangst dog steget betydeligt til 8.000-10.000 tons om året (Fig. 5.1.5a). Det samme mønster ses i vurderingsområdet, hvor hovedparten af fangsterne er landet.

Figur 5.1.5. Den totale årlige fangst af stenbider (lumpsucker), laks (salmon) og rødfisk (redfish) i Vestgrønland fra 1996 til 2010. Den sorte linje hos stenbider viser den kombinerede fangst rapporteret fra Paamiut, Nuuk, Maniitsoq og Sisimiut, dvs. vurderingsområdet (data fra APNN).



Lodde, *Mallotus villosus*

Lodde fiskes ikke kommercielt, men fanges til lokalt forbrug. Der har dog været flere prøvefiskerier efter rognbærende hunner, senest i 2007, men det er ikke lykkedes disse fiskerier at finde udnyttelige loddeforekomster. En akustisk kortlægning i september 2005 fandt betydelige koncentrationer af lodder i flere grønlandske fjorde, herunder to i vurderingsområdet (Bergstrøm & Wilhjámsson 2006). Især i Nuup Kangerlua (Nuuk fjord; 64°N) var der høje tætheder af lodder, hvorimod der kun blev fundet små koncentrationer af lodder uden for fjordene langs den grønlandske vestkyst. Årlige registreringer med trawl udført langs kysten af Grønlands Naturinstitut viser dog, at lodden vandrer ud på shelfen, hvor de formentlig er fra efterår til vinter (Friis-Rødel & Kanneworff 2002). Der findes ikke andre pålidelige estimater af lodde-biomasse, og den nuværende status for bestanden er ukendt.

Laks, *Salmo salar*

Det kommercielle fiskeri efter laks i de grønlandske farvande startede i 1960-62 og toppede i starten af 1970'erne, hvor der blev landet mere end 2.000 tons om året (Jensen 1990). Fra 1972 blev fiskeriet kvote-reguleret, men pga. faldende bestande anbefalede NASCO i 1998, at kommercielt fiskeri efter laks ikke skulle være tilladt. Siden da har eksport af laks fra Grønland været forbudt, og fiskeriet begrænset til hvad der kan sælges og konsumeres på hjemmemarkedet. Dette kystnære laksefiskeri giver en betydelig indkomst for nogle få fiskere i hvert lokalsamfund. I 2010 blev der indrapporteret landinger på 40 tons (Fig. 5.1.5b). Omkring halvdelen af den samlede grønlandske laksefangst sker i vurderingsområdet.

Rødfisk, *Sebastes mentella* og *Sebastes marinus*

Før midten af 1980'erne landedes der mere end 5.000 tons rødfisk per år i Vestgrønland. Siden da er der her landet under 1.000 tons om året, og under 100 tons i 2010 (Fig. 5.1.5c). En del af fangsten tages i de vestgrønlandske fjorde. Fangststatistikker for vurderingsområdet alene findes ikke.

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

Fangststatistikkerne er for tiden ikke opdelt på art, og de tre arter rapporteres samlet som 'havkat'. Havkat fanges hovedsageligt kystnært (Nygaard & Jørgensen 2010), ofte som bifangst i langline- eller garnfiskeri efter hellefisk og torsk, og af og til i krabbetejner. Gennem det sidste tiår er landingerne af havkat steget fra mindre end 100 tons til mere end 1.000 tons om året. Indekset af stribet havkat fra EU/tyske vurderingstogter er nu meget lavt i forhold til midten af 1980'erne. Den nuværende biologiske rådgivning for stribet havkat er 'intet direkte fiskeri'. Indekset af Plettet havkat øgedes mellem 2002 og 2008 til et niveau over gennemsnit.

Kammusling, *Chlamys islandica*

Kammusling fanges på lavt, hurtigt strømmende vand i vurderingsområdet. Der var kun en aktiv fiskerbåd, hvis samlede fangst i 2009 var 511 tons.

5.2 Erhvervsfangst samt fritidsjagt og -fiskeri

Tenna Kragh Boye, Fernando Ugarte, Malene Simon, Erik W. Born, Lars M. Rasmussen, Aqqalu Rosing-Asvid (GN) & Daniel Clausen (AU)

Jagt og fiskeri er en integreret del af den grønlandske kultur. Erhvervsfangst har stadig økonomisk betydning (se nedenstående), og fritidsjagt og -fiskeri yder et væsentligt bidrag til private husholdninger. I Sydvest- og Sydgrønland har en stor del af erhvervsfangsten (fisk, fugl og havpattedyr) gradvist udviklet sig til fritidsaktiviteter.

Fritidsjagt og -fiskeri er vigtige aktiviteter i vurderingsområdet, både i de større byer og især i bygderne, hvor der er færre muligheder for andet arbejde. Den indkomst, der generes af erhvervsfangst (ikke at forveksle med indtægt fra kommerciel fangst, hvor fangsten indhandles til videre forarbejdning), dvs. lokalt salg af kød og skind, udgør en vigtig indkomst og et supplement til kosten hos jægerne og deres slægtninge (Rasmussen 2005). Jagt anses som et grundlæggende element af den grønlandske kultur, og animalske produkter som skind, ben, gevirer, tænder osv. indgår i design, smykker og kunst.

Størstedelen af den grønlandske befolkning deltager i og drager nytte af erhvervs- og fritidsfiskeri. En andel af de fangsttal, der præsenteres under afsnittet om kommercielt fiskeri, kan inkludere fangster fra husholdnings- og fritidsfiskeriet, idet der i fangststatistikken ikke skelnes mellem de forskellige fiskerier.

De vigtigste arter for erhvervsfangere er plettet havkat (*Anarchichas minor*), hellefisk (*Reinhardtius hippoglossoides*) rødfisk (*Sebastes* spp.), torsk (*Gadus morrhua*), polartorsk (*Boreogadus saida*), grønlandstorsk (*Gadus ogac*) og grønlandshaj (*Somniosus microcephalus*).

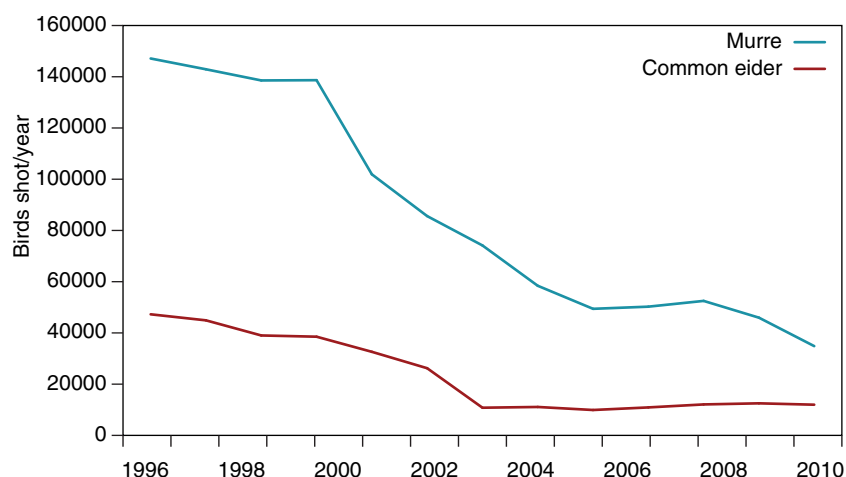
5.2.1 Fuglejagt

Fugle har historisk spillet en stor rolle som supplement til jagten på havpatedyr og rener, og til fiskeri. De mest jagtede fuglearter er polarlomvie (*Uria lomvia*), ederfugl (*Somateria mollissima*), kongederfugl (*Somateria spectabilis*), søkonge (*Alle alle*) og tejst (*Cepphus grylle*).

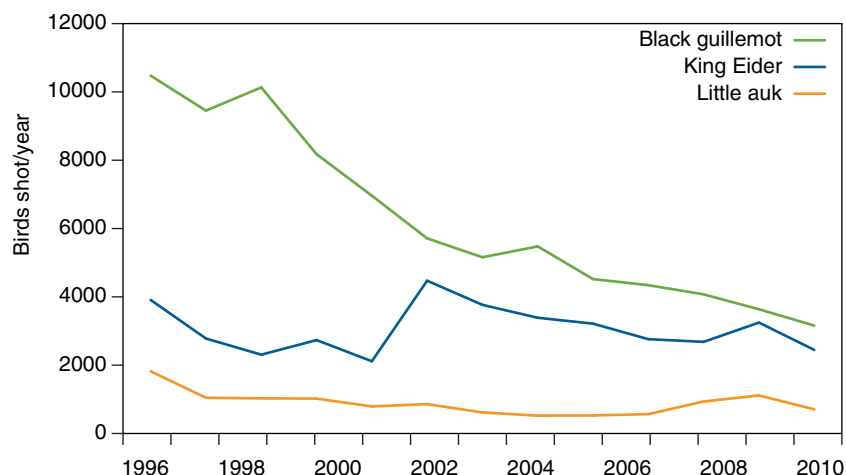
Siden 1993 er fangsterne af fugle årligt blevet indrapporteret til Piniarneq, den officielle grønlandske jagtstatistik, og denne rapportering udgør den vigtigste kilde af information om fuglejagten. De indrapporterede data kvalitetssikres generelt ikke, men antallet af fugle antages over tid at give et sammenligneligt indeks over jagten. Siden 1996 er den rapporterede fangst af alle arter faldet betydeligt (Fig. 5.2.1 og 5.2.2). Inden for vurderingsområdet faldt antallet af rapporterede skudte ederfugle fra 33.000 i 2000 til 11.000 i 2002 (hvor det stabiliserede sig), da jagttiden blev forkortet med omkring to måneder.

De specifikke jagttider fastsættes af Departementet for fiskeri, fangst og landbrug, og varierer for art og region. For de fleste arter falder jagttiden i vurderingsområdet fra 15. oktober til 1. marts (15. marts for ederfugl). Den daglige kvote for de mest jagtede arter er 30 fugle for erhvervsfangere og 5 fugle for fritidsjægere (Anon 2009).

Figur 5.2.1. Årligt antal nedlagte lomvier (murre) og ederfugle (common eider) i Vestgrønland fra Paamiut til Sisimiut (vurderingsområdet) i perioden 1996-2008. Upublicerede data from Piniarneq, Grønlands jagtstatistik, Departementet for fiskeri, fangst og landbrug (APNN), 2011.



Figur 5.2.2. Årligt antal nedlagte kongeederfugle (king eider), tejster (black guillemot) og søkonger (little auk) i Vestgrønland fra Paamiut til Sisimiut (vurderingsområdet) i perioden 1996-2008. Upublicerede data from Pinia-meq, APNN, 2011.



5.2.2 Sæljagt

Sæler er vigtige for både fritids- og erhvervsfangere i vurderingsområdet. Skindene købes og klargøres til det internationale marked af garveriet i Sydvestgrønland, og kødet spises lokalt. I perioden 2000-2008 blev der handlet mere end en halv million sælskind i Grønland. Markedet for sælskind kollapsede dog i 2008-2009, og det er nu svært at sælge skindene (Rosing-Asvid 2010).

Grønlandssæler fanges i stort antal (Fig. 5.2.3), især om sommeren (Fig. 5.2.4). Vinter og forår opholder de fleste grønlandssæler og klapmydser sig nær ynglefelterne ud for Newfoundland. En lille del af disse sæler bliver dog i de vestgrønlandske farvande året rundt.

Klapmyds kan således fanges året rundt, men de fleste fanges om foråret lige før og efter fødeperioden, hvor mange klapmydser opholder sig nær vurderingsområdet – og om efteråret, hvor sælerne efter deres fældning vandrer gennem vurderingsområdet på vej til fourageringsområderne i Davis Strædet og Baffin Bugten.

Ringsælen er normalt tilknyttet havis, og nogle lever i eller nær isfjordene i vurderingsområdet året rundt. Fangsterne stiger om vinteren og om foråret. De fleste fangede sæler er ungdyr, hvoraf nogle formentlig er blevet jaget ud af isfjordene, hvor de voksne sæler opretter territorier, når der begynder at dannes fast vinteris. Vurderingsområdet modtager dog sandsynligvis også yderligere tilgang af sæler fra Davis Strædets pakis, når denne nærmer sig kysten om vinteren.

Fangsterne af remmesæl stiger også senvinter-forår (marts-april) i den nordlige del af vurderingsområdet, når pakisen kommer tæt på kysten.

Årlig Fangst

Grønlandssæl: 27-37.000 dyr/år i de seneste tiår

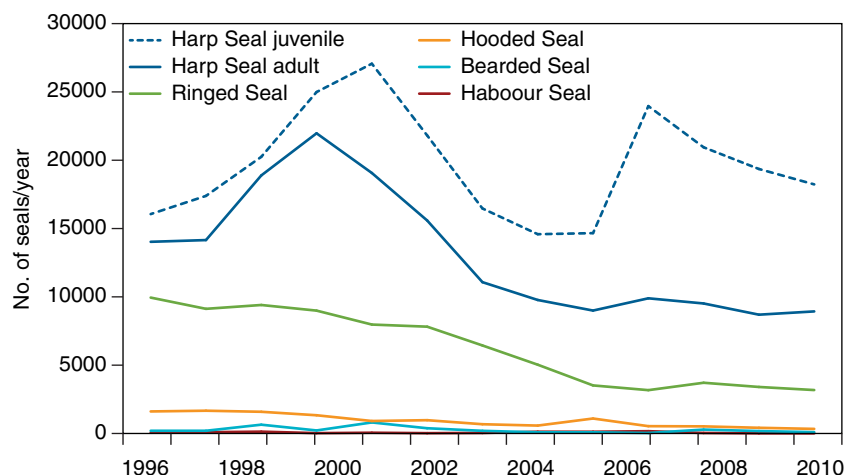
Ringsæl: <4.000 dyr/år siden 2004

Klapmyds: 400-1.1000 dyr/år i det sidste tiår

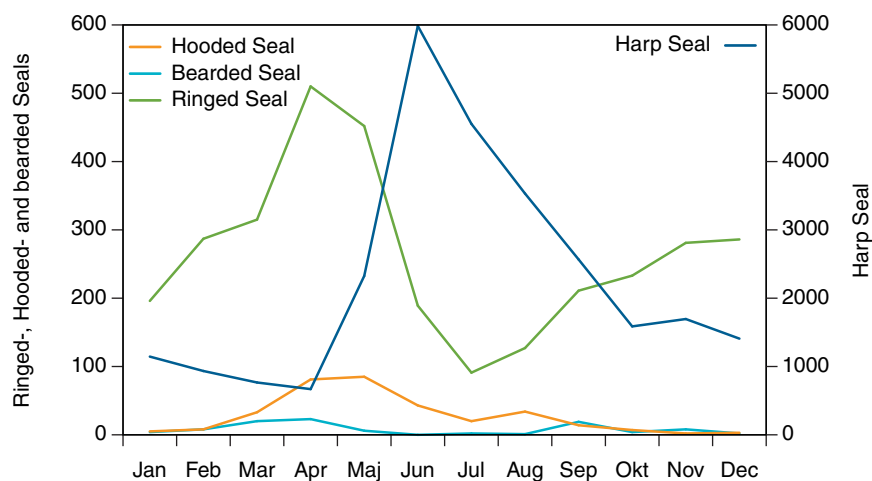
Remmesæl: Omkring 100-300 dyr/år

Spættet sæl: Fredet.

Figur 5.2.3. Fangststatistik for juvenile og adulte grønlandssæler (harp seal), ringsæl (ringed seal), klapmyds (hooded seal), remmesæl (bearded seal) og spættet sæl (harbour seal) i vurderingsområdet, 1996-2008 (data fra Piniarnek, APNN).



Figur 5.2.4. Sæsonmæssig fangstfordeling af klapmyds (hooded seal), remmesæl (bearded seal), ringsæl (ringed seal) og grønlandssæl (harp seal) i vurderingsområdet i 2008 (data fra Piniarnek, APNN).



5.2.3 Hvalros og isbjørn

Hvalros

Hvalrosser fra Vestgrønland/SØ Baffin Island-bestanden jages hovedsageligt i Vestgrønland om foråret indtil pakisen trækker sig tilbage mod vest, og hvalrosserne forlader deres vestgrønlandske vinterkvarterer (Born et al. 1994, Born et al. 1995). Hvalrosser fra denne bestand jages også langs sydøstkysten af Baffin Island (Nunavut), hovedsageligt i perioden maj-november (COSEWIC 2006, Stewart 2008) – altså når de generelt er væk fra Vestgrønland.

Kvoten for Vestgrønland/SØ Baffin Island-bestanden i 2007, 2008 og 2009 var hhv. 80, 65, og 50 dyr (Anon 2006a, b). I Vestgrønland blev der dog kun landet hhv. 43, 28 og 33 hvalrosser fra denne bestand i disse tre år (Ugarte 2011). Den grønlandske kvote for bestanden for perioden 2010-2012 er 61 dyr per år (Anon 2010b, a).

Under den femårige periode 1998/99-2002/03 lå den rapporterede fangst af hvalrosser fra den samme bestand på det sydøstlige Baffin Island i bygderne Iqaluit, Qikiqtarjuaq, Pangnirtung og Kanngiqtugaapik/Clyde River i snit

på 27,2 dyr/år (sd=11,3, range=15-43, n=5 år). Dette er et minimums-estimat af det totale udtag af dyr, idet nogle fangster fra nogle af disse bygder ikke er rapporteret. Desuden indgår anskudte, mistede dyr heller ikke i afrapporteringen (DFO upubl. data *in lit.* 2009).

Isbjørn

Den totale årlige kvote for jagt på isbjørne fra Davis Strædet-bestanden er 46 for Nunavut, 2 for Grønland, 6 for Nunatsiavut (Newfoundland og Labrador). Der er ingen kvote i Nunavik (Quebec). Den grønlandske kvote på 2 dyr blev fastlagt i januar 2006 (Obbard et al. 2010).

Bardehvaler

Vågehvaler, finhvaler, grønlandshvaler og pukkelhvaler jages i Vestgrønland, og den årlige kvote fastsættes hvert femte år af IWC (The International Whaling Commission) (Tab. 5.2.1). Grønlands Hjemmestyre fordele derefter kvoten mellem de forskellige kommuner.

Finhvaler er blevet fanget regelmæssigt i Grønland siden 1920'erne, og vågehvaler siden 1940'erne. Fra 1995 til 2009 forblev kvoten for finhval 19 dyr om året, men denne kvote blev sjældent brugt. Med introduktionen af en årlig kvote på 9 pukkelhvaler i Vestgrønland i årene 2010-2012, blev kvoten på finhval tilsvarende sat ned til 10 hvaler om året. Kvoten for vågehval i Vestgrønland er 178 dyr per år, med mulighed for at overflytte 15 fra et år til det næste (IWC 2010).

Bort set fra en periode mellem 1987 og 2009 er pukkelhvaler blevet fanget i Grønland i århundreder (Fabricius 1780). Seks ud af ni pukkelhvaler fra kvoten for 2010 og 2011 kan tages inden for eller tæt på vurderingsområdet (APNN 2011b). Hvalsafari med fokus på pukkelhval er en aktivitet, der er vokset betydeligt i Grønland de seneste år, og som drives af både kommercielle firmaer og af lokale i private skibe (Boye et al. 2010). For at undgå interessekonflikter mellem hvalfangst og hvalsafarier, er hvalfangere og turoperatører i Sermersooq kommune blevet enige om, at undgå et overlap af deres aktiviteter i tid og sted (Bergstrom 2010). For at minimere forstyrrelsen af pukkelhvaler har Grønlands Turist og Erhvervsråd foreslået et sæt retningslinjer for hvalsafarier (Boye et al. 2010, Boye et al. 2011).

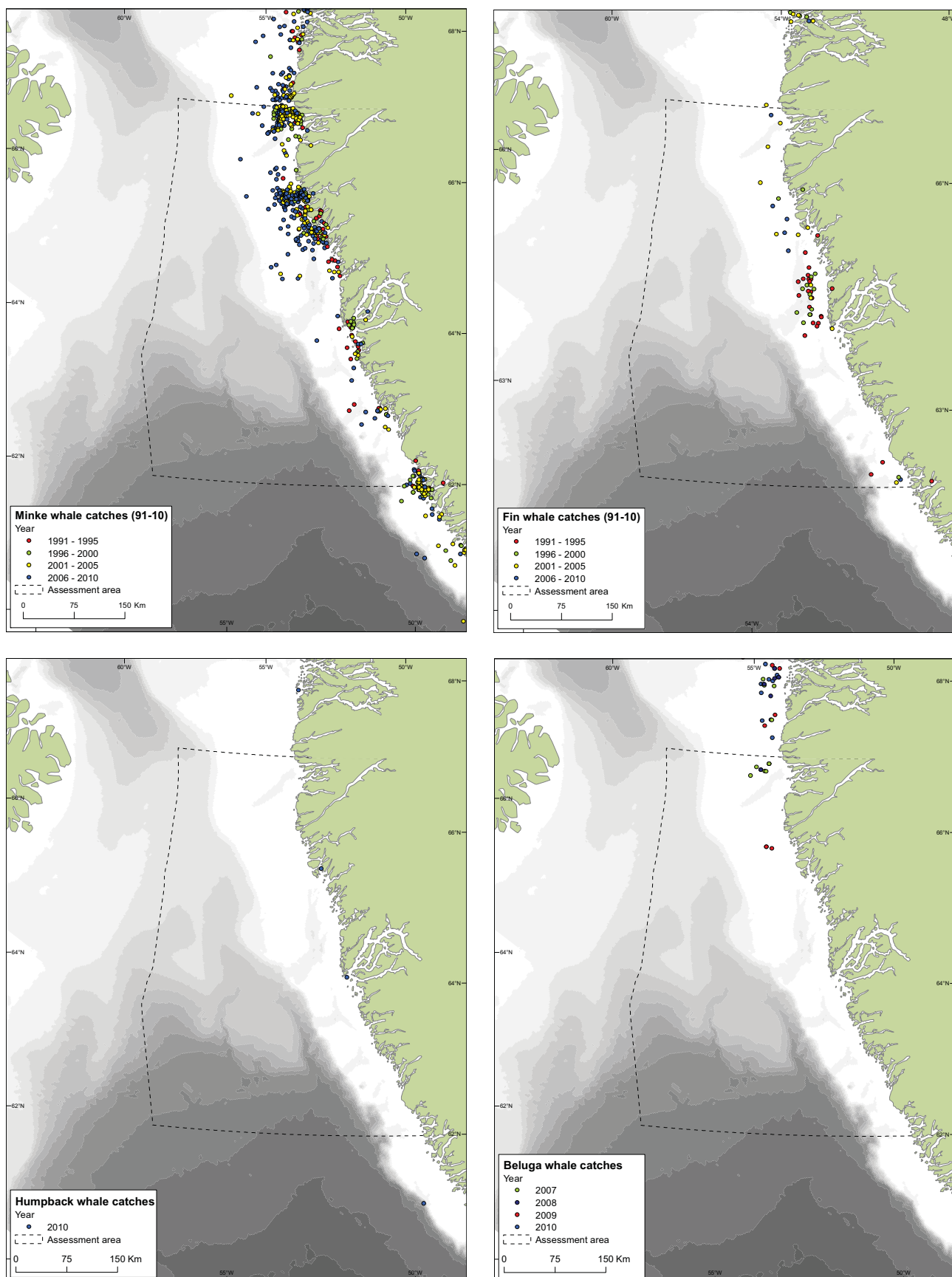
Grønlandshvalen er blevet jagtet siden Thule Inuitterne slog sig ned i Grønland for omkring 1.000 år siden (Jensen et al. 2008a). Europæiske og nordamerikanske hvalfangere decimerede bestanden i det 17.-19. århundrede, og i starten af det 20. århundrede var arten blevet sjælden i Grønland. I 1927 blev grønlandshvalen fredet. Bestanden er nu kommet sig så meget, at IWC har tiltrådt en kvote på 2 dyr per år i 2008-2012. De første grønlandshvaler blev fanget i 2009. De fanges i Diskobugten, nord for vurderingsområdet.

Tabel 5.2.1. Kvoter for 2011 for de fire arter bardehvaler og to arter tandhvaler, der fanges i vestgrønlandske farvande (APNN 2011b).

Art	Vestgrønlands kvote	Kvote i vurderingsområdet	Fangst i vurderingsområdet i 2010
Vågehval (<i>Balaenoptera acutorostrata</i>)	185 (178 + 7 overført fra 2010)	Åben (12 til kollektiv jagt)	83
Finhval (<i>Balaenoptera physalus</i>)	10	Åben	3
Pukkelhval (<i>Megaptera novaeangliae</i>)	9	6	6
Grønlandshval (<i>Balaena mysticetus</i>)	2	0	0
Narhval (<i>Monodon monoceros</i>)	310	6	NA
Hvidhval (<i>Delphinapterus leucas</i>)	310	41	NA

De fleste vågehvaler jages fra både udstyret med harpuncanoner ladet med eksplosive penthrite granater, men et begrænset antal må tages som 'kollektiv jagt' fra joller (Anon 2010c). I 2010 var den totale fangst af vågehvaler i zoner inden for vurderingsområdet på 83 dyr: 21 fra Sisimiut området, 37 fra Maniitsoq, 11 fra Nuuk og 14 fra Pamiut (APNN, upubl. data). De fleste vågehvaler som fanges inden for vurderingsområdet (Fig. 5.2.5) er hunner, hvilket skyldes, at hunner har en tendens til at vandre længere mod nord til deres sommerfourageringsområder end hanner. Der er derfor flere hunner end hanner i Vestgrønland (Laidre *et al.*, 2009).

Finhvaler, Grønlandshvaler og pukkelhvaler må kun jages med harpuncanoner ladet med eksplosive penthrite granater (Anon 2010c). Da der ikke findes skibe udstyret med harpuncanoner i den nordligste del af Vestgrønland, fanges finhvaler og pukkelhvaler normalt i Disko Bugt eller længere sydpå (som nævnt ovenfor fanges grønlandshvaler kun i Disko Bugt). I 2010 blev der fanget tre finhvaler inden for vurderingsområdet, og to lige syd for Disko i Qeqertarsuaq og Ilulissat, nord for vurderingsområdet. Af den samlede kvote på ni pukkelhvaler for hvert af årene 2010 og 2011, blev tre hvaler givet til Qeqqata kommune og tre til Sermersooq kommune, begge inden for eller tæt på vurderingsområdet. To pukkelhvaler blev givet til Qaasuisup kommune, nord for vurderingsområdet og en til Kujalleq kommune, syd for vurderingsområdet. Figur 5.2.5 viser positionen på finhvaler fanget i årene 1988-2007, og på pukkelhvaler fanget i 2010. Udover jagten fanges der utilsigtet op til omkring fem pukkelhvaler i fiskeredskaber hvert år i Grønland.



Figur 5.2.5. Fangsten af vågehval (minke whale), pukkelhval (humpback whale), hvidhval (beluga whale) og finhval (fin whale) i Vestgrønland inden for forskellige tidsperioder. For hvidhval viser figuren kun 7 % af den rapporterede fangst. Resten af data-sættet er endnu ikke blevet georefereret (data fra APNN).

5.2.4 Tandhvaler

Narhval og hvidhval er blandt de vigtigste fangstedyr for lokalsamfundene i Nordvestgrønland (Heide-Jørgensen 1994). Sisimiut og Maniitsoq, i den nordlige del af vurderingsområdet, er de sydlige egne i Grønland hvor der regelmæssigt fanges narhval og hvidhval. Store fangster over flere årtier medførte en åbenbar nedgang i bestandene af de to arter. I 2004 indførte Grønlands Hjemmestyre kvoter. De årlige kvoter er 310 narhvaler og 310 hvidhvaler (Tab. 5.2.1). Med disse kvoter er der en 70 % chance for at bestandene af disse to arter vil øges (NAMMCO 2010). For Sisimiut er kvoten 2 narhvaler og 26 hvidhvaler per år i 2011-2012. I den samme periode er kvoten for Maniitsoq 2 narhvaler og 10 hvidhvaler (APNN 2011a). Narhval og hvidhval er de eneste tandhvaler, hvis fangst i Grønland er reguleret ved hjælp af kvoter (Anon 2011b). Figur 5.2.5 viser positionerne af hvidhvaler fanget i årene 2006-2010.

Marsvin, grindehval og – i noget omfang – hvidnæse, spækhugger og måske nordlig døgling fanges også. Fangsten af disse tandhvaler er ikke reguleret, men der findes et frivilligt indrapporteringssystem som siden 1993 har omfattet marsvin. Grindehval og spækhugger blev inkluderet i rapportsystemet i 1996, og hvidnæse samt nordlig døgling i 2003. Fangstdata indføres i en stor database administreret af Departementet for fiskeri, fangst og landbrug. De data som vises nedenfor kommer fra denne database. En delvis validering af data på spækhugger viser, at der er menneskelige fejl i afrapporteringen.

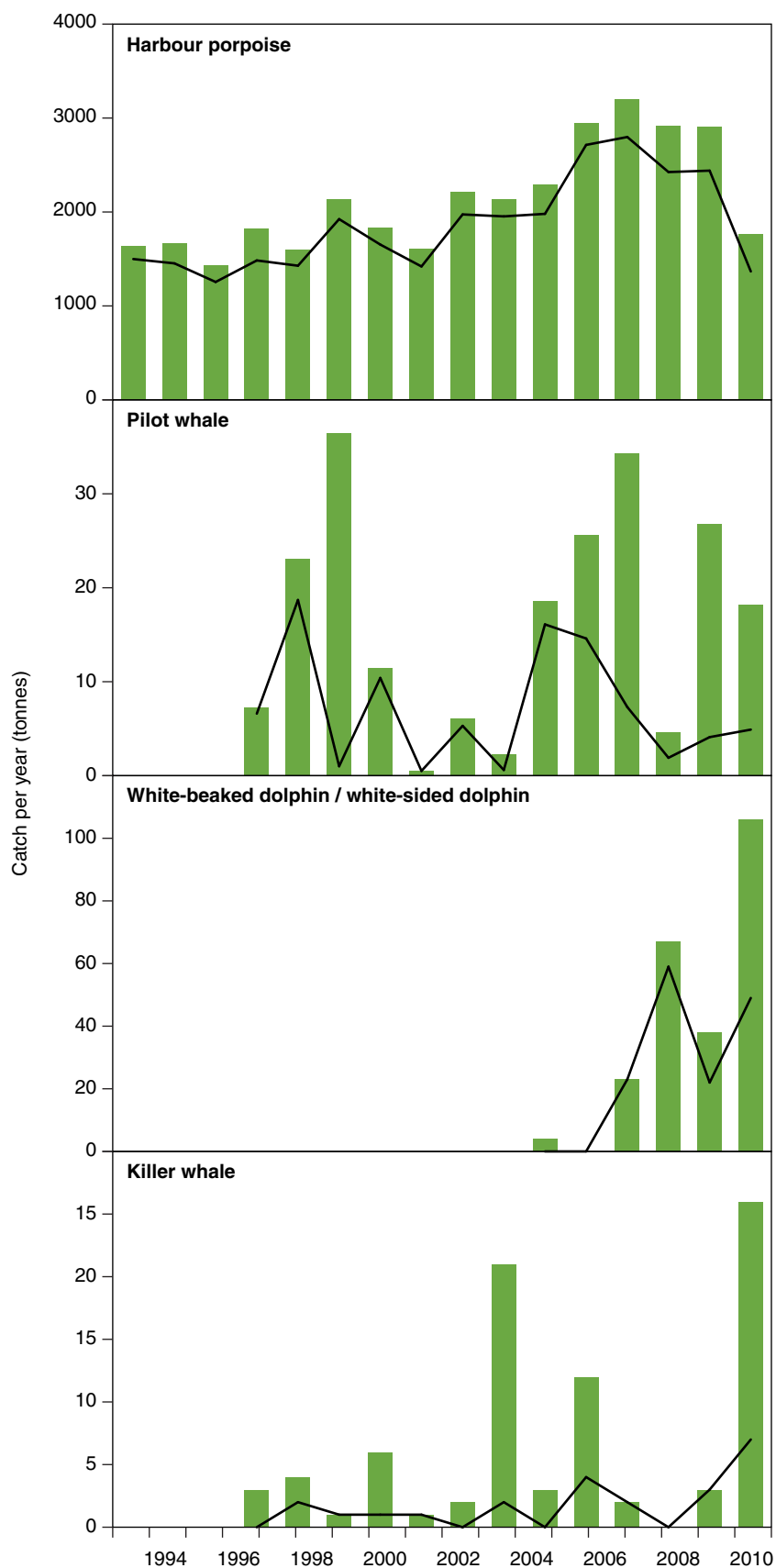
I perioden 1993-2008 blev der i gennemsnit fanget 2.271 marsvin årligt. Af de totalt 34.064 fangster af marsvin indberettet i Vestgrønland i disse år blev 30.443 dyr (89 %) taget i eller nær vurderingsområdet, dvs. mellem Paamiut og Sisimiut (Fig. 5.2.6a).

På grund af deres uforudsigelige forekomst fanges grindehval, hvidnæse og spækhugger på opportunistisk basis. Den årlige fangst af grindehval i Vestgrønland varierer mellem 0 og 300, og i årene 1996-2008 blev der her fanget 2.154 grindehvaler i alt. De fleste af disse grindehvaler blev fanget syd for Diskobugten, og omkring halvdelen blev taget inden for vurderingsområdet (Fig. 5.2.6b).

Delfin-arterne hvidnæse og hvidskæving er ikke adskilt i det grønlandske indrapporteringssystem, og på grønlandsk har begge arter samme navn. Man kan dog antage, at langt den største del af delfinfangsterne har drejet sig om hvidnæse, da hvidskæving har en mere sydlig udbredelse. I gennemsnit er der blevet fanget 40 delfiner om året i perioden 2003-2008 (Fig. 5.2.6c). Af de 238 delfiner, der totalt blev fanget i Vestgrønland i denne periode, blev 154 (dvs. 64 %) fanget i vurderingsområdet.

Spækhuggere jages dels til husholdningsbrug, dels som foder til slædehunde. Da de anses som konkurrenter til sæl- og hvalfangere, er dette for nogen en yderligere grund til at jage dem. Fra 1996-2008 blev der totalt fanget 84 spækhuggere i Vestgrønland, med en gennemsnitlig årlig fangst for hele perioden på 13 dyr, varierende mellem 0 og 26 dyr per år (Fig. 5.2.6d). Spækhuggerne er blevet fanget med uregelmæssige mellemrum langs hele vestkysten fra Upernavik i nord til Nanortalik i syd, med 27 % af fangsten (dvs. 23 dyr) taget inden for vurderingsområdet.

Figur 5.2.6. Den Vestgrønlandske fangst (grønne søjler) af marsvin (harbour porpoise), grindehval (pilot whale), hvidnæse (white beaked dolphin) og spækhugger (killer whale). Den sorte linje viser den kombinerede fangst fra Paamiut, Nuuk, Maniitsoq og Sisimiut, dvs. vurderingsområdet (data fra APNN).



Nordlig døgling spises ikke i Grønland, da deres spæk kan give diarré hos både mennesker og hunde. Ikke desto mindre bliver der dog indrapporteret nogle få fangster. Det er muligt, at disse rapporter for det meste er fejltagelser, men de er ikke valideret. I følge fangstrapporterne fra 2006, 2007 og 2008 blev der fanget hhv. to, ni og 21 døglinger disse år. På nær tre, kommer alle disse rapporter fra vurderingsområdet.

5.3 Turisme

Michael Dünweber & David Boertmann (AU)

Turistindustrien er en af de tre største sektorer i den grønlandske økonomi, og dens betydning stiger hurtigt, ikke mindst inden for vurderingsområdet. Det vigtigste aktiv for turistindustrien er den vilde og uberørte natur. Der findes ingen statistik på antallet af turister og deres regionale fordeling i Grønland, men hotellerne rapporterer antallet af husede gæster og hvor mange overnatninger de har solgt. I 2008 var der i hele Grønland omkring 82.000 gæster og omkring 250.000 overnatninger (Grønlands Statistik 2010). Heraf havde den midterste del af Vestgrønland, omfattende hovedstaden Nuuk, omkring 117.000 overnatninger. Langt den største del af overnatningerne fandt sted i vurderingsområdet, og kun 5-10 % i Nordvest- og Østgrønland (= de tidligere kommuner Qaanaaq, Upernavik, Uummannaq, Ittoqqortoormiit og Tasiilaq).

Derudover bringer krydstogtskibe et stigende antal turister til Grønland. Antallet af forskellige krydstogtskibe steg fra 37 i 2007 til 42 i 2008, og antallet af krydstogtanløb steg fra 148 til 165 i samme periode (Grønlands Statistik 2010). I følge Søfartsstyrelsen i Grønland steg antallet af besøgende fra krydstogtskibe fra 23.000 i 2006 til 55.000 i 2007 (Fig. 5.3.1). Den nationale turismestrategi for 2008-2010 planlægger en 10 % stigning per år i antallet af krydstogsturister (Erhvervsdirektoratet 2007). Krydstogtskibene fokuserer på kystnære områder, og besøger ofte meget afsides egne, der ellers på anden vis er næsten utilgængelige. Fugle og havpattedyr er blandt højdepunkterne på disse ture.

Mange turister tager også til Grønland for at dyrke friluftsliv (bjergbestigning, kajaksejls, osv.) eller som deltagere i videnskabelige ekspeditioner (primært naturhistoriske) (Fig. 5.3.2).

5.3.1 Turistaktiviteter

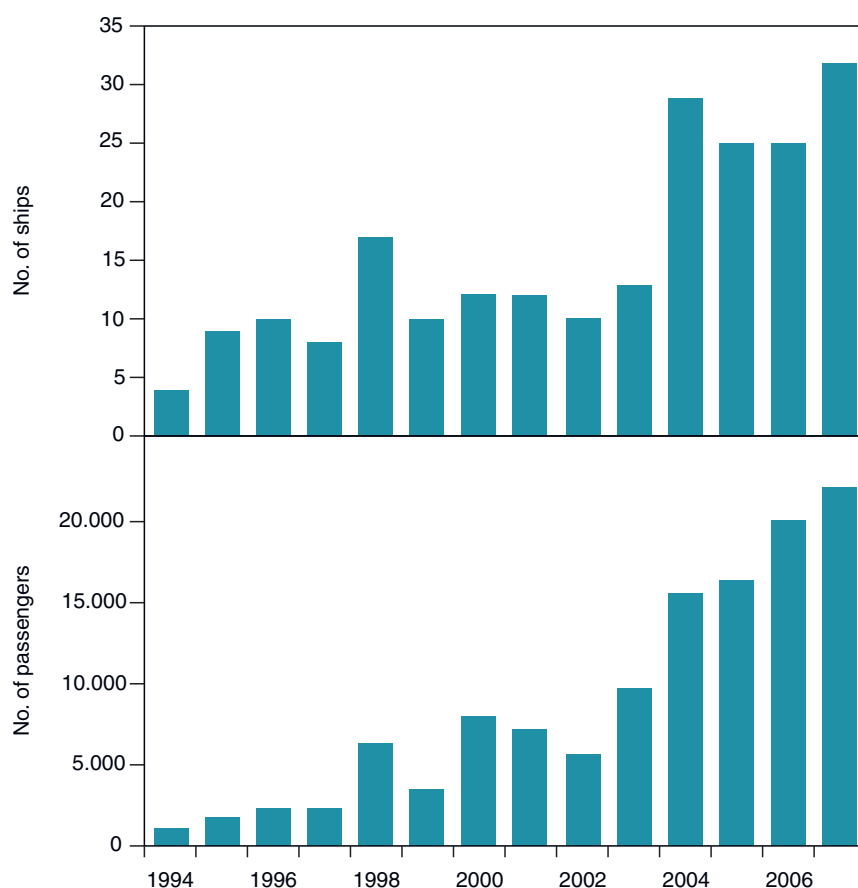
Turistaktiviteterne er centreret i de to største byer i vurderingsområdet, Nuuk og Sisimiut, hvor der er indkvarteringsmuligheder, og hvor turoperatorerne har sæde. Sæsonen starter i det tidlige forår, hvor der er mulighed for hundslædekørsel (Sisimiut) på land, men højsæsonen er om sommeren (juli-august). På dette tidspunkt er det muligt at sejle fra byerne ud til forskellige attraktioner så som historiske steder, fuglefjelde, hvalområder, bræer, bygder, vandreområder og udsigtspunkter. Følgende aktiviteter finder sted fra Nuuk (www.greenland.com):

- Hvalsafarier – sommer og efterår.
- Fiskeri og jagt, herunder bådture med lokale jægere – hovedsageligt i sommersæsonen.
- Kajak i juni til august. Kajak-roere udforsker den kystnære zone og medbringer eget udstyr og mad.

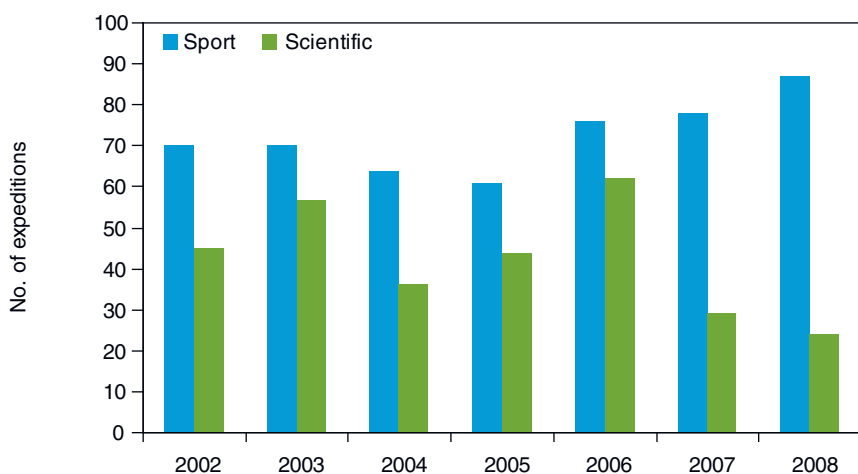
- Krydstogtskibe, hovedsageligt i august og september. Besøgende i Nuuk udforsker især byen; sightseeing, museer, kunststillinger og restauranter.
- Skisport (langrend og alpint), hovedsageligt februar til april.
- Vandring, klatren og bjergbestigning. Hovedsageligt i forårs- og sommersæsonen.

Meget af turistaktiviteten finder sted i den kystnære zone, og et omfattende oliespild i dette område vil have alvorlig konsekvenser for lokale turistaktiviteter og på turistindustrien.

Figur 5.3.1. Antallet af krydstogtskibe (øvre graf) og antallet af passagerer (nedre graf) i Grønland, 1994–2007. Der findes ikke særskilte data for krydstogtskibenes aktiviteter i vurderingsområdet, men tendensen her er tilsvarende (Grønlands Turistråd, pers. comm.).



Figur 5.3.2. Antallet af ekspeditioner i Grønland fordelt på år. Data stillet til rådighed af Dansk Polar Center (DPC). Det er ikke muligt at udskille ekspeditioner som besøgte vurderingsområdet.



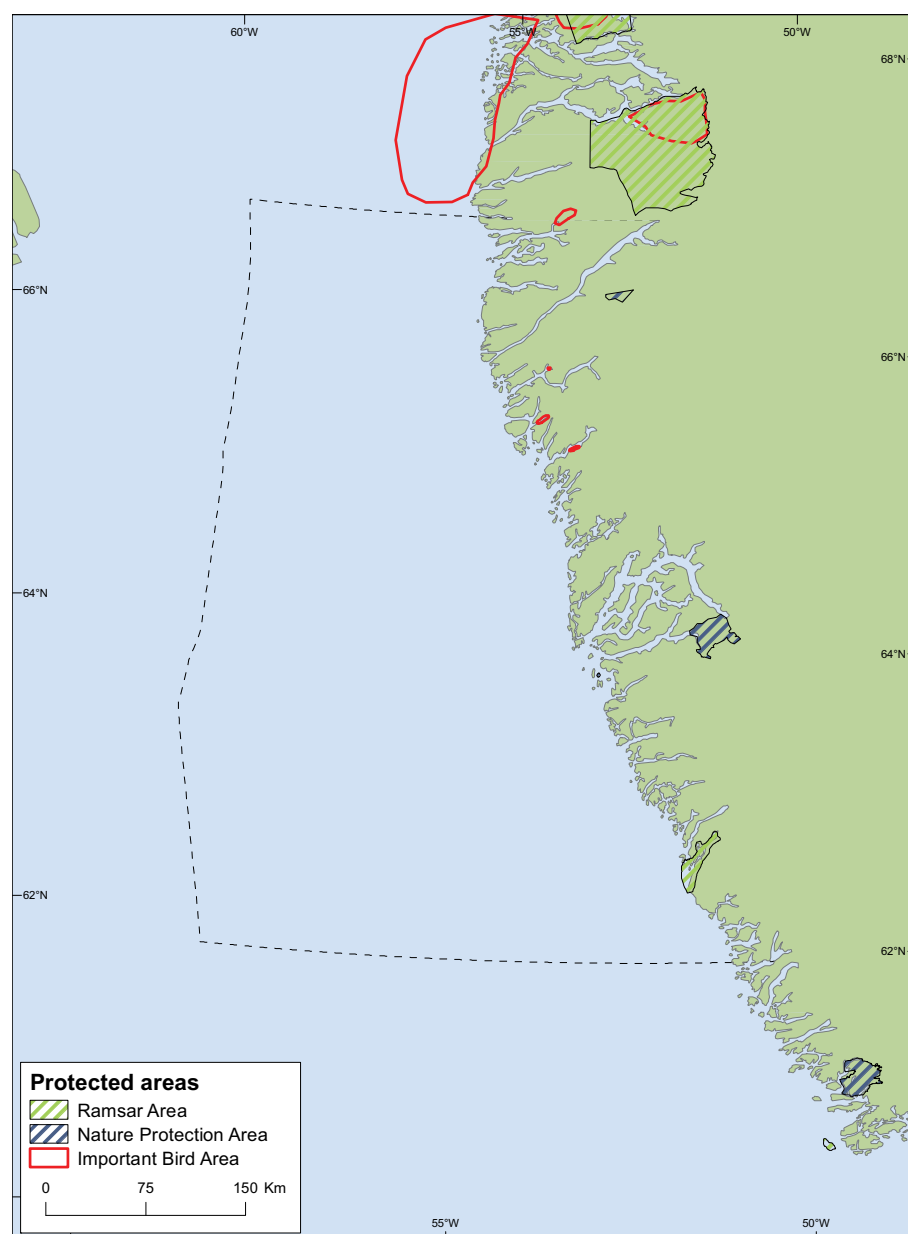
6 Beskyttede områder og truede arter

David Boertmann & Daniel Clausen(AU)

6.1 Internationale naturbeskyttelseskonventioner

I henhold til Konvention om Vådområder (Ramsar Konventionen, <http://www.ramsar.org>) har Grønland udpeget elleve områder til optagelse på Ramsarlisten over vådområder af international betydning (Ramsarområder). Disse områder skal bevares som vådområder, og indarbejdes i national naturbeskyttelseslov; det er dog kun et af Grønlands Ramsarområder som indtil videre er blevet lovmæssigt beskyttet. Der findes et enkelt Ramsarområde inden for vurderingsområdet, fjorden Ikkattok og tilstødende skærgårde nær Paamiut (Egevang & Boertmann 2001) - se fig. 6.1.1.

Figur 6.1.1. Områder i eller nær vurderingsområdet som er beskyttet i henhold til Grønlands Naturbeskyttelseslov, eller som er udpeget som Important Bird Areas (IBAs) eller Ramsarområder.



6.2 National naturbeskyttelseslovgivning

Kun tre områder inden for vurderingsområdet er omfattet af en arealfredning efter grønlandsk naturfredningslov. To af disse er dog indlandslokaliteter, der ikke vil blive påvirket af offshore olieaktiviteter. Det tredje sted er Akilia nær Nuuk (Hjemmestyrets bekendtgørelse nr. 19 af 1. november 1998), der ligger tæt på yderkysten, og som er beskyttet pga. geologiske interesser (Fig. 6.1.1).

Ifølge Hjemmestyrets bekendtgørelse om beskyttelse og fangst af fugle (nr. 8 af 2. marts 2009) er der ingen lokaliteter inden for vurderingsområdet, som er udpeget som reservat for ynglende havfugle. Men denne lov fastslår også, at alle havfuglekolonier generelt er beskyttet mod forstyrrende aktiviteter (jvf. kortene over havfuglekolonier inden for vurderingsområdet (Fig. 4.7.1 og 4.7.2)). Ifølge Råstofloven er et antal områder udpeget som 'vigtige områder for dyrelivet', og mineral (og olie) efterforskningsaktiviteter er her reguleret for at beskytte dyrelivet. Der er adskillige af disse 'vigtige områder for dyrelivet' inden for vurderingsområdet, og de omfatter også de vigtigste havfuglekolonier. De 'vigtige områder for dyrelivet' kan findes på dette link: <http://dmugisweb.dmu.dk/rdimportantareas/>.

6.3 Truede arter

Grønland har rødlistet (udpeget i forhold til risikoen for udryddelse) fem arter havpattedyr, tretten arter fugle og en fiskeart (Tab. 6.3.1), der kan forekomme i vurderingsområdet (Boertmann 2007), selvom nogle af dem er sjældne.

Tabel 6.3.1. Arter, der er opført som truede på den Grønlandske Rødliste (Boertmann 2007) og som forekommer i vurderingsområdet.

Art	Rødliste kategori
Spættet sæl	Kritisk truet (CR)
Hvalros	Moderat truet (EN)
Grønlandshval	Næsten truet (NT)
Hvidhval	Kritisk truet (CR)
Narhval	Kritisk truet (CR)
Islom	Næsten truet (NT)
Grønlandsk blisgås	Moderat truet (EN)
Ederfugl	Sårbar (VU)
Strømand	Næsten truet (NT)
Jagtfalk	Sårbar (VU)
Havørn	Næsten truet (NT)
Sabinemåge	Næsten truet (NT)
Ride	Sårbar (VU)
Ismåge	Sårbar (VU)
Havterne	Næsten truet (NT)
Polarlomvie	Sårbar (VU)
Atlantisk lomvie	Moderat truet (EN)
Lunde	Næsten truet (NT)
Laks*	Sårbar (VU)

* lokal bestand, der kun gyder i en eneste elv i Godthåbsfjord.

Nogle få arter er opført som *Med utilstrækkelige data* (DD) på den grønlandske Rødliste, og de kan blive rødlistede, når yderligere information bliver tilgængelig. Disse arter er remmesæl, marsvin, blåhval og sejhval. Status for nordlig døgling, der er opført som *Ikke mulig at vurdere* (NA) på den Grønlandske Rødliste og som 'Data Deficient' på IUCNs globale Rødliste, kan også ændres når yderligere information bliver tilgængelig.

Nationale ansvarsarter er arter, hvor en betydelig del af den globale population (20 %) findes i Grønland, hvorfor artens globale overlevelse er afhængig af en gunstig bevaringsstatus i Grønland. Endemiske arter eller endemiske underarter er også nationale ansvarsarter, idet hele den globale population findes inden for Grønlands grænser. De, som forekommer i vurderingsområdet, er opført i tabel 6.3.2.

Tabel 6.3.2. Nationale ansvarsarter og endemiske arter/underarter som forekommer i vurderingsområdet.

Nationale ansvarsarter
Narhval
Hvalros
Isbjørn
Lysbuget knortegås
Grønlandsk blisgås (endemisk underart)
Gråand (endemisk underart)
Ederfugl
Havørn (endemisk underart)
Hvidvinget måge (endemisk underart)
Tejst
Søkonger
Arter med isolerede bestande i Grønland (endemiske arter ikke inkluderet)
Skarv
Toppet skallesluger
Strømand
Spættet sæl
Marsvin
Laks (lokal gydebestand)

IUCN (International Union for Conservation of Nature; IUCN 2010) opfører arter, der er globalt truet. Se tabel 6.3.3 for hvilke truede arter, der forekommer inden for vurderingsområdet.

Tabel 6.3.3. Arter der forekommer i vurderingsområdet, og som er kategoriserede som globalt truet (IUCN 2010).

Art	Rødliste kategori
Ismåge	Næsten truet (NT)
Isbjørn	Sårbar (VU)
Finhval	Moderat truet (EN)
Blåhval	Moderat truet (EN)
Kaskelot	Sårbar (EN)
Narhval	Næsten truet (NT)
Hvidhval	Næsten truet (NT)

6.4 NGO udpegede områder

Den internationale fuglebeskyttelsesorganisation BirdLife International har udpeget et antal 'vigtige fugleområder' – Important Bird Areas (IBAs) – i Grønland (Heath & Evans 2000), af hvilke otte ligger inden for vurderingsområdet (Fig. 6.1.1). Disse områder er udpeget på baggrund af adskillige kriterier, fx at mindst 1 % af en fuglebestand skal forekomme i området. For yderligere information, se IBA hjemmesiden (<http://www.birdlife.org/action/science/sites/index.html>). Nogle af disse IBAs er inkluderet i, eller beskyttet af, grønlandske love og bestemmelser som f.eks. beskyttelsen af havfuglekolonier mod forstyrrende aktiviteter, men mange er uden beskyttelse og uden reguleringer af forskellige menneskelige aktiviteter.

7 Kontaminanter, baggrunds niveauer og effekter

Doris Schiedek (AU)

Det er vigtigt med kendskab til baggrunds niveauer af kontaminanter i områder hvor olieudvinding finder sted, eller forventes at finde sted, for derved at danne basis for overvågning og vurderinger af eventuelle fremtidig forurening af miljøet. Forekomsten af kontaminanter i det grønlandske marine miljø og deres eventuelle påvirkning på flora og fauna, har været undersøgt gennem årene i forskellige områder og med forskellige formål. En oversigt kan findes i Boertmann et al. (2009). I det følgende opsummeres den eksisterende viden med fokus på studier, der er relevante for vurderingsområdet i Davisstrædet.

Baggrundskoncentrationer af bly, cadmium, kviksølv og selen i muslinger, krebsdyr, fisk, havfugle, sæler, hvalros, hvaler og isbjørn er sammenstillet for forskellige geografiske områder, såsom Vest-, Nordvest- og det centrale Vestgrønland (Dietz et al. 1996). Kun data for dyr som ikke er påvirket af lokale forureningskilder, såsom tidligere mineområder, er medtaget. Den overordnede konklusion var, at niveauerne af bly i grønlandske marine dyr er lave, mens niveauerne af cadmium, kviksølv og selen er høje og i nogle tilfælde overskrider de danske grænseværdier for fødevarer. Der var ingen klar konklusion vedrørende geografiske forskelle i niveauerne af bly, kviksølv og selen. Niveauerne af cadmium var generelt højere i dyr fra Nordvestgrønland sammenlignet med sydligere områder i Grønland.

7.1 AMAP Overvågnings aktiviteter

Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) blev etableret i 1991, med det formål at overvåge identificerede kontaminanter og deres påvirkninger på arktiske økosystemer. I det arktiske område findes næsten ingen industri eller landbrug. Langt hovedparten af de svært nedbrydelige organiske forbindelser (POP) og en betydelig andel af metaller (f.eks. kviksølv) som forekommer i Arktis, er menneskeskabt. De svært nedbrydelige forbindelser, kviksølv og andre substanser bliver transporteret i atmosfæren og med havstrømme og floder over store afstande (AMAP 2004). I Arktis kan kontaminanterne optages i de fedtstofrige marine fødekæder. Generelt er niveauet af kviksølv steget i Arktis med implikationer for menneskers og dyrs sundhedstilstand. Der er forhold der tyder på at Arktis virker som en 'fælde' for det globale atmosfæriske kviksølv (Outridge et al. 2008).

Som en del af AMAP's aktiviteter, er der igangsat et biologisk overvågningsprogram i Grønland med fokus på en række POP'er, heriblandt PCB (Polychlorede biphenyler) og forskellige tungmetaller, som cadmium (Cd), kviksølv (Hg) og selen (Se). I Boertmann & Mosbech (2011) giver Schiedek en detaljeret oversigt over kontaminantniveauer og tidsmæssig udvikling i de overvågede arter, som også omfatter resultaterne af det seneste AMAP assessment fra 2009 (Muir & de Wit 2010).

Generelt har AMAP assessments fastslået, mht. POP'er, at niveauerne i Arktis er højest i marine organismer tilhørende den øverste del af fødekæderne (f.eks. storkjove, gråmåge, svartbag, spækhugger, grindehval, fjeldræv og

isbjørne). Det er især gældende i relation til bio-akkumulering af PCB'er og DDT. AMAP's aktiviteter har også vist et fald i niveauerne af POP'er (f.eks. PCB'er og DDT), som er et resultat af indførelse af forbud og begrænsninger i andre dele af Verden (AMAP 2004, Muir & de Wit 2010). Samtidig er brugen af nye svært nedbrydelige stoffer imidlertid steget og produceres nu i store mængder (AMAP 2004, Muir & de Wit 2010). Sådanne nye forbindelser er også blevet fundet i grønlandske dyr, f.eks. flammehæmmerne hexabromocyclododecane (HBCD) og tetrabromobisphenol (TBBPA) der produceres i store mængder. I de seneste år er de påvist i sedimenter, og dyr fra det marine miljø (Frederiksen et al. 2007), med generelt lavere koncentrationer af HBCD i vestgrønlandske dyr end i de samme arter fra Østgrønland. Denne forskel mellem Vest- og Østgrønland er tidligere beskrevet for andre halogenerede forbindelser såsom polybromerede diphenyl ether (PBDEs) (Vorkamp et al. 2007)

En anden og mere lokal forureningskilde er mine aktiviteter som f.eks. olivin minen ved Seqi i Niaqunqunaq (Fiskefjord) nord for Nuuk. Den nærmeste bygd er Atammik i fjordmundingen. Minen opererede mellem 2005 og 2010 og årlige miljøovervågninger har været gennemført siden 2004, for at vurdere påvirkninger fra mineaktiviteten. Under minedriften blev der konstateret forøgede niveauer i lav, blåmusling og tang af nogle metaller, især krom og nikkel. Hovedkilden til denne forurening blev anset for at være metalforurennet vejstøv samt faciliteter til malm-knusning. Siden lukning af minen i 2010, er påvirkningen af miljøet mindsket og betragtes i dag at uden væsentlig betydning for Niaquungunaq fjordsystemet (Søndergaard & Asmund 2011).

7.1.1 Tributyltin (TBT)

Antibegroningsmidlet, tributyltin (TBT) kan forekomme i mange kystnære marine områder, i både industrialiserede lande og udviklingslande, med de højeste niveauer i havne og langs skibsruter (Sousa et al. 2009). I fjerne områder som det Arktiske miljø, er TBT niveauerne oftest lave med undtagelse af havneområder (f.eks. Sisimiut, Villumsen & Ottosen 2006) og skibsruter (Strand & Asmund 2003, AMAP 2004, Berge et al. 2004). Tilstedeværelsen af TBT forbindelser i grønlandske marsvin viser at organotin forbindelse har spredt sig til det arktiske område selvom koncentrationerne er lave (Jacobsen & Asmund 2000, Strand et al. 2005).

7.1.2 Petroleum kulbrinter og aromatiske kulbrinter (PAH)

Petroleum kulbrinter omfatter flere hundred kemiske forbindelser, som alle stammer fra råolie, f.eks. benzin, petroleum og dieselolie. De aromatiske kulbrinter (f.eks. benzen, ethylbenzen, toluen og xylene) har den største interesse ved vurderinger af de miljømæssige påvirkninger. En anden vigtig gruppe er de polyaromatiske kulbrinter (PAH'er), som stammer fra to hovedkilder: forbrænding og råolie. PAH'er er den mest toksiske del af olien og udledes til miljøet ved oliespild og udledning af produktionsvand (se også kapitel 10 og 11). Treogtyve PAH'er er inkluderet i listen af prioriterede kontaminanter af Verdenssundhedsorganisationen og Miljøstyrelsen i USA (EPA).

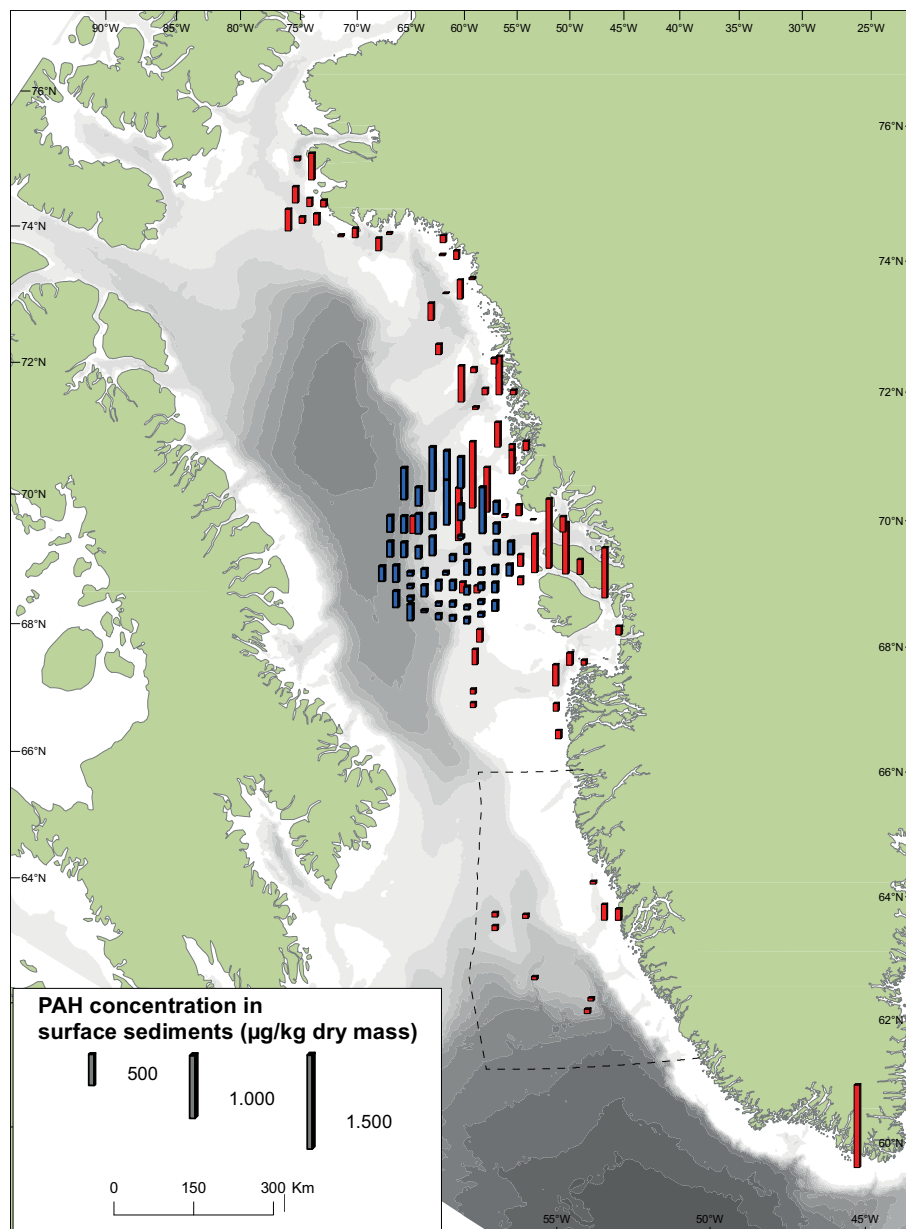
Niveauerne af petroleum kulbrinter (inklusive PAH'er) er generelt lave i det arktiske marine miljø og er ofte tæt på baggrundskoncentrationerne, undtaget i områder med menneskelige påvirkninger, såsom havne. Hovedparten

af petroleum kulbrinter i Arktis stammer i dag fra naturlige udsivning fra undergrunden (Skjoldal et al. 2007).

Tidligere undersøgelser af PAH niveauer i grønlandske sedimenter, flora og fauna (udenskærs områder, lokale lossepladser og områder med ingen kendte lokale forureningskilder), inklusiv vurderingsområdet, har vist at niveauerne af petroleum forbindelser er relativt lave og kan betragtes som baggrundskoncentrationer (Fig. 7.1.1, PAH koncentrationer i Vestgrønland).

De høje PAH koncentrationer i nogle områder udenfor Nuussuaq kysten (Fig. 7.1.1) skyldes sandsynligvis Marrat olie udsivningen, som blev undersøgt for nogle år siden (Mosbech et al. 2007).

Figure 7.1.1. Koncentrationen af aromatiske kulbrinter ($\mu\text{g kg}^{-1}$ tør vægt) i overfladesedimenter (sædvanligvis i 0-1cm) fra Vestgrønland. De farvede søjler viser PAH koncentrationer og indsamlinger udført af forskellige selskaber/- institutioner. Røde søjler viser indsamling foretaget af DMU (Aarhus Universitet, Danmark) og blå søjler af Capricorn (Cairn, Edinburg). Note: Data er baseret på 23 PAH værdier som er inkluderet i USA's miljøstyrelses (EPA) prioriterede liste over kontaminanter.



7.2 Konklusioner på kontaminant niveauer

Generelt har AMAP undersøgelser vist, at niveauerne af svært nedbrydelige organiske forbindelser i arktiske dyr er højest i marine dyr i toppen af fødekæderne (f.eks. hvaler). Det er især tilfældet med bio-akkumulering af PCB'er og DDT. AMAP's aktiviteter har også vist et fald i niveauerne af nogle af POP'erne (f.eks. PCB'er og DDT), som er et resultat af indførelsen af forbud og begrænsninger af forbruget i andre dele af Verden (AMAP 2004, Muir & de Wit 2010). Samtidig er niveauerne af nye svært nedbrydelige forbindelser, såsom brommerede flammehæmmere, imidlertid steget (AMAP 2004, Muir & de Wit 2010), også i dyr fra Grønland. Niveauerne af petroleum kulbrinter, inklusiv PAH'er, er relativt lave i det grønlandske miljø og kan betragtes som baggrunds niveauer.

Som det fremgår af denne korte opsummering er vores nuværende viden om niveauerne af kontaminanter i marine organismer fra Vestgrønland, inklusiv vurderingsområdet, relativt begrænset. Det er nødvendigt med nye undersøgelser, som skal afklare i hvilken grad dyr i vurderingsområdet allerede er påvirket af kontaminanter, men også skabe baggrundsviden for fremtidig overvågninger og vurderinger. I den forbindelse er det vigtigt at vide mere om årsagssammenhænge mellem kontaminanter og mulige påvirkninger af dyr, herunder ikke-dødelige sundhedseffekter eller skader.

7.3 Biologiske effekter

De undersøgelses- og overvågningsaktiviteter som er beskrevet i foregående afsnit viser entydigt tilstedeværelsen af forskellige kontaminanter (f.eks. POP'er og tungmetaller) i grønlandske dyr. Geografiske forskelle i kontaminantniveauerne er konstateret, såvel som forskelle mellem arter, med de højeste niveauer i de øverst led i fødekæderne (f.eks. isbjørne, sæler). Kontaminant niveauerne er dog stadig ofte lavere end fundet i dyr fra sydligere områder, som f.eks. Nordsøen og Østersøen. Spørgsmålet rejser sig om niveauer i Arktis er så høje, at de forårsager effekter på dyr, samt hvor tærskelværdien ligger.

Tærskelværdier er blevet beregnet for forskellige kontaminanter i en række arter, både under laboratorieforhold og i naturen, i europæiske havområder. Disse studier har klart vist, at dyr påvirkes af kontaminanterne og at deres fysiologiske reaktioner afhænger af varigheden og graden af påvirkning. De observerede effekter, som følge af kontaminanter, varierer fra nedsat enzymaktivitet og forandringer i cellernes processer, til nedsat immunforsvar, effekter på nervesystemet og genetiske effekter, og til nedsat reproduktions-evne eller forandringer i organer. Forskelle i reaktioner mellem arter og geografiske områder er blevet påvist (Van der Oost et al. 2003, Lehtonen et al. 2006, Picado et al. 2007). Toksicitetstest har været vidt udbredt i tempererede regioner, til at relatere miljørelaterede koncentrationer til biologiske effekter, men kun meget få test med arktiske arter er publiceret.

Arktiske og lav-arktiske arter har meget specifikke livsstrategier og populationsdynamikker som et resultat af tilpasninger til det hårde miljø. Derudover kan deres fedtindhold og sæsonbestemte omsætning variere betydeligt sammenlignet med dyr i sydligere områder (AMAP 2004). De lave vandtemperaturer i Grønland påvirker formentlig kontaminanternes toksicitet.

Der findes kun få data, der kan belyse om arter tilpasset til det kolde miljø er mere (eller mindre) følsomme overfor kontaminanter end tempererede arter,

og dermed også om årsagssammenhængen mellem kontaminantkoncentrationer og effekter, som stammer fra undersøgelser af tempererede arter, kan overføres til lav- og høj-arktiske miljøer. I AMAP assessmentet fra 2009 er de seneste studier gennemgået og opsummeret i relation til biologiske effekter og hvordan de hænger sammen med eksponeringen overfor svært nedbrydelige organiske forbindelser (Letcher et al. 2010). De første forsøg er gjort, for at vurdere kendte koncentrationer i vævs/kropsdele i relation til mulige tærskelværdier, for arter placeret øverst i fødekæderne, heriblandt havfugle (gråmåger), isbjørne og fjeldørreder.

Der findes kun et begrænset grundlag, for at sige at de svært nedbrydelige organiske forbindelser har en udbredt effekt på sundhedstilstanden hos de arktiske dyr. Effekter er dog blevet påvist på en mindre skala. Flere nøgle arter og populationer er blevet identificeret baseret på resultaterne af diverse studier på arktiske og lav-arktiske dyr og fisk (Letcher et al. 2010). Blandt disse er østgrønlandske isbjørne og sæler, Grønlandshaj i Baffin Bugt/Davisstrædet og nogle få sø-bestande af fjeldørred.

Effekter af kontaminanter er blevet undersøgt i nærmere detaljer for isbjørne, idet niveauer af nogle af kontaminanterne (f.eks. organokloriner, PBDE'er, PFC'er og kvivksølv) er blandt de højeste i Arktis, især for populationer ved Østgrønland og Svalbard (Norge). Effekterne på isbjørnens sundhed af disse komplekse bio-akkumulerende forbindelser, der optræder i varierende forhold i dyrene, er opsummeret og vurderet i Sonne (2010). Gennemgangen viser at hormon og vitamin koncentrationer, forandringer i lever, nyre og skjoldbruskkirtel, såvel som immunsystem og reproduktion, sandsynligvis er negativt påvirket af eksponeringen overfor kontaminanter.

7.3.1 Aromatiske kulbrinter (PAH) og deres mulige biologiske effekter

De nuværende niveauer af aromatiske kulbrinter (PAH) i grønlandske dyr er lave, selvom punktkilder som havneområder forekommer, som beskrevet i tidligere afsnit. Dette kan dog ændre sig med stigende menneskelige aktivitet, f.eks. i forbindelse med udnyttelsen af olie, og nødvendiggør pålidelige redskaber til miljøovervågning, for at identificere eventuelle biologiske effekter.

PAH'er optages af marine dyr direkte fra vandet (over kropsoverfladen eller gæller) eller gennem fødeindtagelse. Mange undersøgelser har vist, at PAH'er mere eller mindre nedbrydes i hvirvelløse dyr og generelt nedbrydes effektivt i hvirveldyr som fisk (Hylland et al. 2006a). Derfor bioakkumuleres PAH'er ikke i det marine fødenet, modsat de fleste svært nedbrydelige organiske stoffer. Indtaget af PAH'er med føden, kan derimod blive højt i arter som foretrækker byttefyr med dårlig evne til at nedbryde PAH'er, såsom muslinger (Peterson et al. 2003). I den lavere ende af fødekæden kan zooplankton som lever af at filtrere vandet blive eksponeret for høje niveauer, ved at filtrere oliedråber indeholdende PAH'er.

Effekterne af PAH'er på dyr er omfattende og forekommer på forskellige niveauer, såsom biokemiske og fysiologiske og/eller genotoksisk (Hylland et al. 2006). Tolerancen overfor PAH'er kan variere betragteligt mellem organismer afhængig af arternes udbredelsesmønster, men også af PAH sammensætningen. PAH'er er en stor gruppe af stoffer spændende fra 2-ring naphthalener og naphthalene afledninger, til komplekse ringstrukturer indeholdende op til 10 ringe. Effekter som følge af PAH eksponering, er også

blevet observeret på populationsniveau, sandsynligvis afspejlende tidligere eksponeringer og/eller arvelige, genetiske forandringer i populationer som har været kronisk eksponeret overfor PAH'er.

PAH'er bidrager også meget til toksiciteten i produktionsvand som udledes ved olie og gas produktionen. Produktionsvand er en kompleks blanding og indeholder adskillige toksiske forbindelser, såsom dispergeringsmidler, metaller, alkylphenoler (AP'er) og aromatiske kulbrinter (PAH'er). Sammensætningen varierer mellem boringer, som følge af at forskellige kemikalier er blevet anvendt under olieudvindingen. Mulige biologiske effekter som følge af PAH'er er diskuteret i detaljer i kapitel 10 og 11. Generelt kan det fastslås, at PAH eksponering giver effekter på forskellige biologiske niveauer og at tærskelværdierne kan være forskellige fra art til art.

For bedre at kunne vurdere den potentielle risiko ved olierelateret forurening, f.eks. oliespild, i forhold til arktiske og lav-arktiske dyr samt deres miljø, er det nødvendigt med mere integrerede undersøgelser. Det er også nødvendigt med mere viden om følsomheden af nøglearter i vurderingsområdet og deres respons overfor olie eller PAH eksponering.

Norske undersøgelser af polartorsk og andre typiske arktiske/lav-arktiske arter, har vist at anvendelsen af en række biomarkører bør anbefales når biologiske effekter vurderes. Derudover er det nødvendigt at fastsætte kriterier som gør det muligt, at vurdere enhver ikke acceptabel påvirkning. Sådanne kriterier er baseret på økotoksikologiske test som dækker et passende følsomhedsinterval for relevante arter tilhørende forskellige led i fødekæden, f.eks. OSPAR Environmental Assessment Criteria (EAC). For Davisstrædet er det imidlertid ikke muligt at fastsætte sådanne kriterier, idet de relevante toksikologiske test mangler. Viden om arternes følsomhed, fastsættelse af vurderingskriterier samt en tilstrækkelig overvågningsstrategi, bør være tilgængelig forud for en forøgelse af boreaktiviteterne i Vestgrønland.

8 Effekter af klimaændringer

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

8.1 De store linjer

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 gennemsnitstemperature været dobbelt så stor i Arktis som på resten af kloden. Der er også registreret ændringer i vejrmonstre 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 km² 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 udbredelsesmonstre og artsdiversitet, med vidtrækkende konsekvenser for sammensætningen af biologiske samfund og deres produktivitet samt for økosystemer på både lokal og regional skala.

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 forsurening 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 'fodafttryk' af organismernes respons på klimaændringer (Tabel 8.1.1).

Tabel 8.1.1. Sammendrag af 'fodafttryk' 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 (inklusive 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 domi-

nerende, som Kjellerup (2011) har vist eksperimentelt. En sådan ændring forventes at påvirke højere trofiske niveauer, på grund af det lavere energiindhold per 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 stimefisk såsom sild (Falk-Petersen et al. 2007).

C. finmarchicus spiller også en vigtig rolle som bytte for torskelarver, og i Vestgrønland er den det vigtigste bytte (Drinkwater 2005). Ændringer i dens hyppighed og udbredelse forventes at have en effekt på torsken og dermed på andre arter.

Da *C. finmarchicus* lever af fytoplankton, er dens udbredelse og livscyklus ikke kun påvirket af temperatur, men også af fødemængde (målt som klorofylmængde). Baseret på satellitdata fra 1997-2009 (Kahru et al. 2011) er det allerede vist at klorofylmængden topper tidligere på året ved Grønland, hvilket indikerer ændringer i forårsopblomstringen og dermed primærproduktionens størrelse.

En ændring i tidspunkt for og størrelse af primærproduktionen vil ikke kun påvirke *C. finmarchicus* men også andre zooplanktonarter, med konsekvenser for artssammensætningen.

Fytoplankton er også den vigtigste kilde til optagelse og omdannelse af CO₂ 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

Klimaændringer kan også påvirke vekselvirkningerne mellem pelagiske og bentiske økosystemer indenfor vurderingsområdet. Fremtidige ændringer i bunddyrssamfundene vil afhænge af arternes temperaturtolerance og deres evne til at tilpasse sig. Hvis temperaturen stiger yderligere, vil arter som tolererer varierende temperaturer blive mere hyppige. Disse ændringer i artssammensætningen forventes at påvirke økosystemets funktion, især i kystområder, med konsekvenser for højere trofiske niveauer. Vores nuværende viden om temperaturtolerance og tilpasningsdygtighed hos større bunddyr i vurderingsområdet er begrænset, og det er ikke muligt at forudsige specifikke ændringer i udbredelse og interaktioner mellem arter. Wassmann et al. (2011) angiver 12 eksempler på ændringer i bunddyrssamfund. Effekter af klimaændringer inkluderer artsspecifikke forandringer i vækst, hyppighed og udbredelse, og ændringer i artssammensætningen. De fleste eksempler stammer fra Svalbard og Beringhavet, hvor forskningsindsatsen er højest. Ikke desto mindre kan de regnes som eksempler på forventede ændringer i mange arktiske økosystemer, også i 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 gennem-

sigtighed og øget sedimentering af uorganisk materiale, hvilket også forventes at påvirke bunddyrene (f.eks. Wlodarska-Kowalczyk & Pearson 2004, Wlodarska-Kowalczyk et al. 2005, Pawłowska et al. 2011, Węśławski 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 livscyklusser, 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 1920'erne og 1930'erne 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 1960'erne og 1970'erne, 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 forventes at føre til en nordlig forskydning i udbredelsen (Hansen & Hermann 1953). I den sydligste del af Grønland kan det tænkes at gydebestanden af lodde forsvinder (Huse & Ellingsen 2008).

Ændringer i de fysiske forhold i arktiske marine økosystemer vil formodentlig også påvirke fiskeriet. En positiv effekt af opvarmning er allerede registreret for torsk i Barentshavet (MacNeil et al. 2010). Denne bestand har stærkere aldersklasser i varme år og svagere aldersklasser i kolde år, og den nordlige bestandsgrænse har flyttet sig nordpå (Drinkwater 2006, Drinkwater 2009). Som en konsekvens af opvarmning forventes fiskeriudbyttet af sild og torsk ved Island at stige med 20% over de næste 50 år, og ved Grønland forventes en stigning på 200% (Arnason 2007). Klima-drevne invasioner af fisk i arktiske marine økosystemer, inklusive vurderingsområdet, forventes at blive mere omfattende end noget andet sted på Jorden (Cheung et al. 2010). På trods af de forventede positive effekter af temperaturstigninger for fiskeriet, er det stadig ikke klart hvordan disse sydfra kommende arter vil vekselvirke med de 'indfødte' arter, og hvordan dette vil påvirke hele fødekæden.

8.5 Havpattedyr og havfugle

Klimaændringer kan forventes at have omfattende effekter på havpattedyr og havfugle, men disse konsekvenser er komplekse og ikke lette at forudsige (ACIA 2005). Laidre et al. (2008) sammenlignede syv arktiske og fire subarktiske havpattedyrarter med hensyn til deres habitatkrav og evidens for effekter af klimaændringer. De forskellige arters følsomhed overfor klimaændringer vurderedes ud fra en lang række karakteristika, blandt andet udbredelse, bestandsstørrelse, føde, vandring, og kapacitet til bestandsvækst. Arter som er tilknyttet havis (f.eks. klapmyds, isbjørn og narhval) er de mest følsomme. Arter som ringsæl og remmesæl er mindre følsomme, primært på grund af deres store udbredelse og bestandsstørrelse, 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).

Arktiske havfugle, som typisk er afhængige af store, energirige zooplanktonarter, forventes at blive negativt påvirket af stigende temperaturer og mindre isdække, mens sydlige fiskespisende arter kan blive begunstiget (jvf. Kitaysky & Golubova 2000). For eksempel har nedgang i isdækket over de seneste årtier i arktisk Canada ført til ændringer i ynglebiologien hos polarlomvier, blandt andet nedsat ungevækst (Gaston et al. 2005). Et cirkumpolart studie af bestandsændringer hos polarlomvie og almindelig lomvie viste at

begge arter oftest går tilbage efter større ændringer i havtemperatur (Irons et al. 2008). Indenfor vurderingsområdet er det sandsynligt at ynglebestanden af den delvist planktonspisende polarlomvie vil blive erstattet af den fiske-spisende almindelig lomvie (Gaston & Irons 2010). På grund af den stærke tilknytning til ynglepladserne samt menneskelig forstyrrelse vil dette sandsynligvis være en meget langsom proces. Andre sydlige arter kan også blive begunstiget af stigende temperaturer, blandt andet den nyligt indvandrede sildemåge. Det er sandsynligt at de fleste arter vil trække og yngle gradvist tidligere i de kommende årtier. Nord for vurderingsområdet yngler almindelig ederfugl og polarlomvie allerede tidligere end før i tiden (AU & GN, upubl.), og dette kan også være tilfældet i vurderingsområdet hvor der ikke findes data. Ændrede yngleforhold længere nordpå, f.eks. tidligere ynglen, ændret fødeudbud eller tilgængelighed af ynglesteder, kan tænkes at føre til ændringer i antallet af overvintrende fugle i vurderingsområdet.

8.6 Konklusioner

Eksemplerne ovenfor viser klart at klimaændringer har et stort potentiale til at ændre marine økosystemer, især i arktiske områder, enten gennem effekter på plankton (bottom-up) eller på toprovdyr (top-down) (Macdonald et al. 2005). Forandringer i udbredelse eller antal af vigtige arter på forskellige trofiske niveauer kan få vidtrækkende, hurtige konsekvenser for struktur og funktion af de økosystemer de indgår i.

I 2008 vedtog FN's Miljøprogram og Miljøorganisation (UNEP) en resolution som udtrykte 'ekstrem bekymring' over klimaændringernes påvirkninger af biodiversiteten. Selvom klimaændringer er en gennemgående stressfaktor, er der også andre faktorer som påvirker den arktiske biodiversitet, f.eks. fjerntransport af kontaminanter, ikke-bæredygtig fangst og råstofudvinding (CAFF 2010).

Spredningsmønstre og giftighed af mange kontaminanter kan forventes at ændre sig i et varmere klima, og organismer vil sandsynligvis blive mindre tolerante overfor kontaminanter når temperaturen er højere (Macdonald et al. 2005, Schiedek et al. 2007).

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

9 Miljøvurdering

David Boertmann, Anders Mosbech, Doris Schiedek & Susse Wegeberg (AU)

9.1 Metode og anvendelsesområde

Den følgende miljøvurdering er baseret på tilgængelig information uddraget af studier offentliggjort i videnskabelige artikler og rapporter, fra tidligere tekniske rapporter fra DMU (f.eks. Mosbech et al. 1996a, Boertmann et al. 1998, Mosbech et al. 1998, Mosbech 2002, Mosbech et al. 2007), og fra information fra de atlasser over kystområder der er særligt følsomme for oliespild, som er udarbejdet for det meste af Vestgrønland, herunder for vurderingsområdet (Mosbech et al. 2000, Mosbech et al. 2004b, a). Baseret på behovet for information og på de videnshuller der er identificeret i kapitel 12, kan supplerende studier udføres efter offentliggørelsen af denne præliminære strategiske miljøvurdering. Resultaterne fra sådanne studier vil indgå i en opdateret version af denne miljøvurdering.

9.1.1 Afgrænsning

Vurderingsområdet omfatter det område som er beskrevet i indledningen (Fig. 1.1.1). Det er denne region der potentielt kan påvirkes af olieefterforskningsaktiviteter, og især af et stort og længerevarende oliespild fra aktiviteter i de forventede licensområder. Det kan dog ikke udelukkes, at miljøpåvirkninger kan ramme et endnu større område, herunder kysterne både nord og syd for vurderingsområdet, og områder på den canadiske side af Davis Strædet.

Miljøvurderingen omfatter, så vidt muligt, alle aktiviteter forbundet med et oliefelt, lige fra efterforskningen starter til nedlukningen af feltet har fundet sted. Efterforskningsaktiviteter forventes at finde sted om sommeren og om efteråret pga. muligheden for isdække vinter og tidligt forår, især i den vestlige del af vurderingsområdet.

Produktionsaktiviteter vil, hvis det bestemmes og aktiviteterne indledes, foregå året rundt. Hvordan eventuelle produktionsanlæg vil blive konstrueret vides endnu ikke, men opbygningen vil sandsynligvis være magen til det som er beskrevet for Disko West området i APA-studiet (2003), jf. sektion 2.6.

9.1.2 Miljøvurderingens procedurer

Det først trin i en miljøvurdering består i at identificere potentielle interaktioner (overlap/kontaktflader) mellem mulige kulbrinte-aktiviteter og vigtige økologiske komponenter i det givne område, både i tid og sted. Herefter vurderes de enkelte interaktioners potentielle påvirkning af miljøet.

Da det ofte ikke er muligt at evaluere alle økologiske komponenter i et givet område, kan man anvende et koncept kaldet Valued Ecosystem Components (VEC; prioriterede økosystemkomponenter). VEC'er kan være arter, bestande, biologiske hændelser eller andre karakteristiske miljømæssige træk som er vigtige for mennesket (ikke kun økonomisk), har en national eller international profil, kan bruges som indikatorer for miljømæssige ændringer eller

som har forvaltningsmæssig eller anden administrativ fokus. VEC'er kan også være vigtige flora- eller faunagrupper, habitater og processer som f.eks. forårsopblomstringen i primærproduktionen.

Den potentielle påvirkning på forskellige VEC'er af de aktiviteter, der finder sted gennem de forskellige faser i en hel livscyklus i et kulbrinte licensområde, er opsummeret i en række tabeller i kapitlerne 10 og 11.

Tabellerne er baseret på et worst-case scenarie for påvirkningerne, under antagelse af, at de nuværende (2011) retningslinjer for forskellige aktiviteter beskrevet i teksten følges. For hver VEC er der bragt eksempler på typiske sårbare organismer (arter eller større grupper) i relation til specifikke aktiviteter. Det skal bemærkes, at disse eksempler ikke er udtømmende.

Potentielle miljøpåvirkninger er vurderet efter tre hovedområder: forflytning, livstruende indvirkning og direkte dødelighed. Forflytning betegner en rumlig bevægelse af dyr væk fra en påvirkning, og klassificeres med en varighed som ingen, kort tid, lang tid eller permanent. For fastsiddende eller planktoniske organismer er forflytning ikke relevant, hvilket er angivet med en tankestreg (-). Livstruende indvirkninger omfatter alle genkendelige konditionsrelaterede påvirkninger, undtagen de som medfører omgående død hos voksne individer. Denne kategori omfatter derfor påvirkninger som mindsker fertiliteten eller som medfører øget dødelighed i de juvenile livsstadier. Livstruende indvirkninger og direkte dødelighed klassificeres som ingen, ubetydelig, mindre, moderat eller stor. Tankestreg (-) bruges i de tilfælde hvor det ikke er relevant at diskutere den beskrevne effekt (f.eks. hvis ingen medlemmer af en VEC er sårbare over for en given aktivitet).

Skalaen for potentielle påvirkninger angives som lokal, regional eller global. Påvirkningerne kan være større end lokale hvis aktiviteten er vidt udbredt, hvis den påvirker bestande som stammer fra et større område (f.eks. trækfugle), eller hvis den påvirker en stor del af en regional bestand (f.eks. en stor havfuglekoloni). Global påvirkning kan potentielt påvirke en stor del (eller hele) verdensbestanden af en eller flere arter.

Det skal understreges, at kvantifikation af påvirkninger på økosystemets komponenter er vanskelig, og i mange tilfælde ikke mulig. Det rumlige overlap af de forventede aktiviteter kan kun vurderes i begrænset omfang, da det kun er de indledende aktiviteter som kendes på nuværende tidspunkt. Desuden kendes de fysiske egenskaber for den olie som potentielt spildes heller ikke. Endvidere er der stadig mangel på viden om vigtige komponenter i økosystemet, og om hvordan disse interagerer. Yderligere kan klimaforandringer i nær fremtid medføre ændringer i økosystemets funktioner.

Der er i denne miljøvurdering anvendt relevante undersøgelser om toksikologi, økotoksikologi og følsomhed for forstyrrelser, og der er trukket på konklusioner fra forskellige kilder såsom Arctic Council Oil and Gas Assessment (Skjoldal et al. 2007), den omfattende litteratur fra Exxon Valdez olie-spildet i Alaska i 1989 og den norske miljøvurdering for kulbrinte-aktiviteter i Lofoten-Barentshavet (Anon 2003b).

Der forbliver stadig mange usikkerheder, og eksperters vurderinger samt generelle konklusioner fra videnskabelige undersøgelser og miljøvurderinger udført i andre subarktiske eller arktiske områder er blevet anvendt for at

vurdere risiko og påvirkning af miljøet. Mange af usikkerhederne i denne miljøvurdering er dog uundgåelige, og angives med formuleringer som 'rimeligvis' eller 'højest sandsynligt'.

10 Påvirkninger fra mulige rutineaktiviteter

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

10.1 Efterforskningsaktiviteter

Generelt er alle efterforskningsaktiviteter midlertidige, og afsluttes efter nogle få år, hvis der ikke findes kommercielt værdifulde kulbrinteforekomster. Et andet vigtigt aspekt i forhold til efterforskning er, at aktiviteterne kun kan finde sted i de måneder, hvor havet stort set er isfrit.

Miljøpåvirkninger fra efterforskningsaktiviteter henføres til:

- Støj fra seismiske undersøgelser og fra boringer.
- Borespåner og boremudder.
- Bortskaffelse af forskellige affaldsstoffer.
- Udledninger til luften.
- Placering af strukturer.

I relation til efterforskningsaktiviteter vil kun de mest væsentlige påvirkninger (fra støj, borespåner og boremudder) blive omtalt her. De andre påvirkninger omtales i produktions- og udviklingsafsnittene, da de er langt mere betydningsfulde igennem disse faser af et oliefeltets livscyklus.

10.1.1 Vurdering af støj

Støj fra seismiske undersøgelser

De vigtigste miljøpåvirkninger fra seismisk lydgenerering kan potentielt omfatte:

- Fysisk skade (læsioner af kropsvæv og skader på hørelsen fra lydbølger).
- Forstyrrelse og bortskræmning (påvirkning af adfærd, herunder maskering (overdøvelse, utydeliggørelse) af havpattedyrs undervandskommunikation).

En nyligt publiceret oversigtsartikel om virkningen af seismiske lydbølger på vandlevende dyr konkluderede, at 'seismisk lyd i det marine miljø ikke er helt uden konsekvenser, men medfører ej heller med sikkerhed betydelig og uigenkaldelig skader på miljøet' (DFO 2004). Men der er nogle potentielt skadelige konsekvenser. Korttidsændringer i adfærd (såsom at undgå områder med seismisk aktivitet) er kendte og i nogle tilfælde veldokumenterede, mens adfærdsændringer på længere sigt stadig debatteres, og der mangler studier for at belyse dette forhold.

I de arktiske farvande er der visse specielle forhold som skal tages i betragtning. Det kan således ikke blot forudsættes, at der er en simpel sammenhæng mellem lydtryk og afstand til kilden, da lydbølgerne kan afbøjes af f.eks. en stærkt lagdelt vandsøjle. Det er derfor svært, at basere påvirkningsvurderinger på simple transmissions-tabs modeller (sfærisk eller cylindrisk spredning), og at anvende vurderingsresultater fra sydlige breddegrader i Arktis (Urick 1983). Eksempelvis kan lydtrykket være meget højt i konvergenszoner langt fra lydkilden (> 50 km), hvilket er særligt tydeligt i lagdelte

arktiske farvande. Dette er for nylig blevet dokumenteret ved hjælp af akustiske sensorer påsat kaskelotter. Disse sensorer optog høje lydtryk (160 dB re μPa , pp) mere end 10 km fra en seismisk undersøgelse (Madsen et al. 2006).

Et andet spørgsmål, som sjældent diskuteres, er at seismiske luftkanoner generer en betydelig lydenergi på frekvenser, der er mange oktaver højere end de frekvenser, som har interesse for de geofysiske studier. Dette forhold øger bekymringen for den potentielle påvirkning, især på tandhvaler (Madsen et al. 2006).

Påvirkninger af fisk fra seismisk støj

Adskillelige eksperter er enige om, at voksne fisk generelt vil undvige seismiske lydbølger, ofte ved at søge mod bunden, og således vil undgå skader. Unge torsk og rødfisk, så små som 30–50 mm lange, er i stand til at svømme væk fra den dødelige zone nær luftkanonerne (omfattende nogle få meter) (Nakken 1992).

Det er vurderet, at voksne fisk kan reagere på aktive seismiske luftkanoner på afstande af mere end 30 km, og at intens undvigeadfærd kan forventes på afstande inden for 1–5 km (se nedenfor). Norske studier har målt fald i fisketætheden på afstande mere end 10 km fra intens seismisk aktivitet (3D). Det kan derfor ikke udelukkes at fiskestammer kan påvirkes negativt, hvis voksne fisk skræmmes væk fra velafgrænsede gydeområder i gydetiden. Uden for gydeområderne bliver fiskestammerne sandsynligvis ikke påvirket af forstyrrelsen, men fisk kan blive midlertidigt fortrængt fra vigtige fødesøgningsområder (Engås et al. 1996, Slotte et al. 2004).

Voksne fisk holdt i bure i en lavvandet bugt og udsat for en aktiv luftkanon (0,33 l, lydstyrke på 1 m's afstand 222,6 dB rel. til 1 μPa (peak to peak) på ned til 5–15 m afstand fik vedvarende og omfattende øreskader, uden tegn på gendannelse næsten to måneder senere (McCauley et al. 2003). Det blev estimeret, at en sammenlignelig udsættelse for støj kunne forventes i afstande på < 500 m fra en stor seismisk lydkilde (44 l) (McCauley et al. 2003). Det synes således som om fiskenes undvigeadfærd, sådan som den er vist i åbent hav, beskytter fiskene mod skader. I kontrast til disse resultater, flyttede fisk og hvirvelløse dyr ved et kystnært rev, overvåget med videokamera, sig ikke væk fra lyden af en luftkanon med lydstyrker så kraftige som 218 dB (på 5,3 m rel. til 1 μPa , peak to peak) (Wardle et al. 2001). Rev-fiskene udviste en ufrivillig spjæt-reaktion, men svømmede ikke væk med mindre eksplosionens kilde var synlig for fiskene på en afstand af kun omkring 6 m. På trods af spjæt-reaktionen som alle fisk udviste hver gang luftkanonen blev affyret, viste kontinuerlig videoovervågning af fisk nær revet og af mærkede individer intet tegn på desorientering. Fiskene vedblev at opføre sig normalt før, under og efter affyringen af luftkanonen (Wardle et al. 2001). Et andet studie under en hel seismisk undersøgelse (2,5 dage) viste også, at seismisk skydning havde en moderat effekt på adfærden hos havtobis (*Ammodytes marinus*) (Hassel et al. 2004). Der blev ikke observeret nogen umiddelbar dødelig virkning på tobiserne, hverken i bur-eksperimenter eller i bundprøver taget om natten, hvor tobiserne ligger nedgravet i sedimentet (Hassel et al. 2004).

Studierne omtalt ovenfor indikerer, at adfærdsmæssige og fysiologiske reaktioner på seismiske lyde hos fisk kan variere fra art til art (f.eks. i forhold til om fiskene lever pelagisk eller er territoriale), og også i forhold til det an-

vendte seismiske udstyr. Generaliseringer skal derfor foretages med forsigtighed.

Påvirkninger af zoo- og ichtyoplankton fra seismisk støj

Zooplankton og fiskelarver og -æg (= ichtyoplankton) kan ikke undvige trykbølgen fra luftkanonerne, og kan dræbes inden for en afstand på < 2 m, mens livstruende kvæstelser kan findes sted inden for 5 m (Østby et al. 2003). Den relative volumen af berørt vand er meget lille, og bestandspåvirkninger, hvis nogen overhovedet, anses for at være meget begrænsede i f.eks. norske og canadiske miljøvurderinger (Anon 2003a). I Norge har specifikke gydeområder dog på visse tidspunkter af året meget høje tætheder af fiskelarver i de øverste vandlag, og områder i Lofoten-Barentshavet er lukket for seismiske undersøgelser i torskens og sildens gydeperioder i maj-juni (Anon 2003a). I en vurdering af seismiske aktiviteter i Disko West området blev det konkluderet, at det var højst sandsynligt, at påvirkningerne fra seismisk aktivitet (3D) var ubetydelige i forhold til rekrutteringen til fiskestammerne i de vestgrønlandske farvande (Mosbech et al. 2007). Generelt er tæthederne af ichtyoplankton lave i de øvre 10 m af vandsøjlen, og de fleste fiskearter gyder spredt og om vinteren og foråret, med beskedent eller intet tidsmæssigt overlap med seismiske aktiviteter. Nylige studier tyder på, at æg og larver driver langsomt gennem vurderingsområdet i dybder på 13-40 m (Simonsen et al. 2006). Der findes kun begrænsede data på tæthederne af ichtyoplankton, men det kan antages, at tæthederne i de øvre 10 m ikke vil være signifikant højere end hvad der til dato er fundet i andre grønlandske farvande. Det er derfor højst sandsynligt, at påvirkningerne fra seismisk aktivitet (selv 3D) på zooplankton og på rekrutteringen til fiskestammerne er ubetydelige i vurderingsområdet.

Påvirkninger af fiskeriet fra seismisk støj

Norske studier (Engås et al. 1996) har vist, at 3D seismiske undersøgelser (et skud affyret hvert 10 sekund og 125 m mellem 36 liner 10 sømil lange) reducerede fangsterne af torsk (*Gadus morhua*) og kuller (*Melanogramma aeglefinus*) på 250–280 m dybde. Dette skete ikke kun i affyringsområdet, men op til 18 sømil borte. Fangsten vendte ikke tilbage til normalt niveau inden for fem dage efter skydningerne (hvor forsøget blev afsluttet), men det blev antaget, at effekten var kortvarig, og at fangsten atter ville blive normal efter studiernes ophør. Påvirkningen var desuden mere udtalt hos store fisk end hos små.

De kommercielle fiskerier som kan overlappe i rum med seismiske undersøgelser er offshore trawling efter hellefisk, samt reje- og krabbefangsterne.

En canadisk oversigtsartikel (DFO 2004) konkluderede, at den økologiske påvirkning fra seismiske undersøgelser af fisk er lav, og at ændringer i fangstbarhed sandsynligvis er artsafhængig. En norsk oversigtsartikel (Dalen et al. 2008) konkluderede, at resultaterne publiceret af Engås et al. (1996), som beskrevet ovenfor, ikke kan overføres til andre fiskearter, eller til fiskerier på andre vanddybder. Hellefisk er meget anderledes end torsk og kuller i forhold til anatomi, taxonomi og økologi. For eksempel har hellefisken ingen svømmeblære, hvilket indebærer, at dens høreevne er reduceret sammenlignet med fisk, der har svømmeblære. Dette gælder især ved højere lydfrekvenser, da den sandsynligvis kun er følsom overfor den partikelbevægende del af lyden, og ikke lydtrykket. Desuden finder fiskeriet efter hellefisk sted på meget større dybder end i det norske eksperiment med torsk og kuller. Det eneste studie, der omfatter hellefisk er et norsk studie,

som omhandler synkegarn og langline-fiskeri (Løkkeborg et al. 2010). Dette studie gav dog modsigende resultater, hvor garnfangsten steg under seismiske skydninger og forblev højere i perioden efter, mens langlinefangsten på den anden side faldt under de seismiske skydninger.

Baseret på disse resultater, og på det faktum, at udenskærsfiskeriet af hellefisk ikke er blevet studeret, er det vanskeligt at vurdere påvirkningen fra seismisk aktivitet. Hvis fangsterne påvirkes negativt af en seismisk undersøgelse er det højst sandsynligt midlertidigt, og vil sandsynligvis kun påvirke et specifikt fiskeri i nogle få dage. Udenskærsfiskeriet efter hellefisk i vurderingsområdet er stort i forhold til den samlede fangst i Grønland, og trawlingområderne er begrænset til specifikke dybder på omkring 1.500 m. Alternative fiskeområder ville derfor være begrænsede, hvis hellefisken blev fortrængt af seismisk aktivitet. En anden potentiel påvirkning er risikoen for at skræmme gydende hellefisk væk fra deres gydeområder. Disse antages at ligge på tærsklen mellem Grønland og Baffin Island, men da gydningen antages at finde sted i den tidlige vinter vil den seismiske aktivitet her sandsynligvis være meget lav eller fraværende. Som tidligere nævnt er nogle gydeområder for sild og torsk i Norge lukket for seismiske undersøgelser i gydeperioden.

Det skal nævnes, at der er andre eksempler hvor fiskeriet er øget efter seismisk skydning, hvilket antages at være en effekt af ændringer i fiskenes vertikale fordeling (Hirst & Rodhouse 2000).

De få tilgængelige studier af seismisk påvirkning af skaldyrsfiskeriet har ikke fundet nogen reduktion i fangstbarheden (Hirst & Rodhouse 2000, Christian et al. 2003, Andriguetto-Filho et al. 2005, Parry & Gason 2006), hvilket indikerer, at reje- og krabbefiskeriet i vurderingsområdet (Fig. 5.1.1 og 5.1.2) ikke vil påvirkes af seismiske undersøgelser.

Påvirkninger af havfugle fra seismisk støj

Havfugle anses generelt ikke for at være følsomme overfor seismiske undersøgelser, da de er meget mobile og i stand til at undgå støjkilden. I kystnære farvande kan seismiske undersøgelser tæt på kysten dog medføre forstyrrelser (pga. tilstedeværelsen af skibet og af dets aktivitet) af store forekomster af ynglende og fældende fugle.

Der vides praktisk talt intet om dykkende havfugles høreevner under vand, og ingen har forsøgt at vurdere den mulige påvirkning af lyden fra luftkanonerne under fuglenes dykning. Fuglenes høreevne under vand er rimeligvis ringere end havpattedyrenes, og vil i alle tilfælde være begrænset til lavere frekvenser, som ikke når op i det ultrasoniske område. Dykkende fugle er ikke kendt for at bruge deres hørelse under vand, men kan muligvis gøre det. De kan da potentielt få skader på deres indre øre, hvis de dykker meget tæt på luftkanonerne. Men i modsætning til havpattedyr kan fugles føleceller i det indre øre regenerere efter at have været skadet (Ryals & Rubel 1988), og en nedsættelse af hørelsen, selv efter kraftig påvirkning, vil derfor være midlertidig.

Påvirkninger af havpattedyr fra seismisk støj

Havpattedyrs respons på støj kan inddeles i tre kategorier: fysiologisk, adfærdsmæssig og akustisk (Nowacek et al. 2007). Fysiologisk respons omfatter nedsat hørelse og egentlige fysiske skader på høresansen. Adfærdsmæssig respons omfatter ændringer i uddykning, dykning og svømmeretning,

og kan resultere i at dyrene forlader de påvirkede områder eller i en lavere fødesøgnings succes. Lavfrekvente lyde kan effektivt maskere kald fra bardehvaler, og kan således hæmme deres sociale aktiviteter og/eller navigation samt fødesøgning. Akustisk respons omfatter ændringer i typen af eller i timingen af dyrenes lydytringer. Desuden kan der være en indirekte effekt af seismisk støj, idet tilgængeligheden af byttedyr kan blive ændret (Gordon et al. 2003).

Der er evidens for, at havpattedyrs adfærd påvirkes af seismiske undersøgelser (Compton et al. 2008). Direkte dødelighed er ikke blevet dokumenteret, men der er potentielt risiko for fysiske skader, især på høreevnen. Under eksperimenter har man observeret midlertidige hørenedsættelser (Richardson et al. 1995, Anon 2005). I USA anses et lydtryk på 180 dB (re 1 μ PA) (rms) eller højere at kunne fremkalde permanent eller midlertidig hørenedsættelse, og anvendes af US National Marine Fisheries Service som en forebyggende standard til beskyttelse af hvaler (NMFS 2003, Miller et al. 2005).

Bortskræmning er en adfærdsmæssig respons, og der er mange dokumenterede tilfælde af bortskræmning fra fourageringsområder eller vandringsruter, hos havpattedyr der bliver udsat for seismisk lyd. Bortskræmnings omfang varierer fra art til art, og også blandt individer fra samme art. For eksempel har et studie i Australien vist, at vandrende pukkelhvaler generelt undgik seismiske lyde på 4-8 km afstand, men af og til kom de dog tættere på.

I Beauforthavet undgår grønlandshvaler på efterårsvandring områder, hvor støjen fra efterforskningsboringer og seismiske undersøgelser overstiger 117-135 dB, og holder sig på en afstand op til 35 km fra kilden til de seismiske lyde (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); et canadisk studie har fundet noget kortere afstande (Lee et al. 2005). Hvidhvaler holdt sig 10-20 km fra seismiske undersøgelser i arktisk Canada (Lee et al. 2005). Stone & Tasker (2006) viste et signifikant fald i observationer af havpattedyr under seismiske operationer i Storbritannien, når der blev skudt sammenlignet med når der ikke blev skudt. I Middelhavet indikerede retningsbestemte bevægelser hos syngende finhvaler, optaget med passive akustiske mikrofoner, at hvalerne bevægede sig væk fra lydkilden og ud af området i en tidsperiode, som var tydeligt længere end den periode hvor der blev anvendt luftkanoner (Castellote et al. 2010). Modsat er vågehvaler observeret så tæt på aktive luftkanoner som 100 m (AU upubl.), hvilket potentielt er tæt nok til at dyrene kunne få fysiske skader.

Den økologiske betydning af bortskræmninger er generelt ukendt. Hvis alternative områder er tilgængelige vil påvirkningen sandsynligvis være lav, og den midlertidige karakter som seismiske undersøgelser har, vil tillade dyrene at vende tilbage efter undersøgelserne er afsluttet.

I vestgrønlandske farvande udnyttede satellitmærkede pukkelhvaler store områder, og bevægede sig store afstande mellem forskellige fødesøgningsområder, efterhånden som byttedyrenes (især kril, tobis og lodde) tilgængelighed ændrede sig i løbet af sæsonen (Heide-Jørgensen & Laidre 2007). Pukkelhvalernes evne til at finde bytte på forskellige lokaliteter kan være et udtryk for, at de vil have adgang til alternative fourageringsområder, hvis de blev fortrængt fra et område af seismiske undersøgelser.

Selvom mange områder kan bruges, synes nogle få kerneområder dog at være specielt vigtige. De satellitmærkede pukkelhvaler foretrak en zone med høje tætheder af tobis på kontinentalsoklen inden for vurderingsområdet (Heide-Jørgensen & Laidre 2007). På samme vis har et modeleret studie baseret på hval- og byttedyrsundersøgelser vist, at gruppen af finhvaler (dvs. fin-, sej-, blå-, våge- og pukkelhval) og kril især samles i tre områder med høje tætheder på de vestgrønlandske banker (Laidre et al. 2010). Et af disse vigtige fødesøgningsområder dækker den nordlige del af vurderingsområdet. Bortskræmning fra vigtige fourageringsområder kan derfor have negativ indflydelse på energioptaget, hos de finhval-arter der opholder sig i Vestgrønland for at opfede sig inden deres vandring mod syd. Med den udstrækning olieefterforskning har i Grønland er der en risiko for kumulative indvirkninger, hvis flere seismiske undersøgelser finder sted på samme tidspunkt i tilstødende områder. I sådanne tilfælde kunne havpattedyr tvinges væk fra kerneområder uden at være i stand til at udnytte alternative fourageringsområder.

US National Marine Fisheries Service definerer radius omkring et seismisk skib, hvor det modtagne lydtryk er 160 dB (re 1 μ PA), som afstanden inden for hvilken nogle hvaler kan udsættes for adfærdsmæssige forstyrrelser (NMFS 2005). Den aktuelle afstand vil da afhænge af lydstyrken fra luftkanonerne, vandets saltholdighed og temperaturlag samt dybden hvor målingen foretages. Nogle få studier har observeret mangel på målbare adfærdsmæssige forandringer hos hvaler der udsættes for lyd fra seismiske undersøgelser flere kilometer væk. For eksempel fandt Madsen et al. (2002) ingen reaktion hos kaskelotter til en fjern seismisk undersøgelse, som var nogle snese kilometer væk. For nylig fandt Dunn & Hernandez (2009) ingen adfærdsforandringer hos blåhvaler der var 15-90 km væk fra aktive luftkanoner. Forfatterne estimerede, at hvalerne oplevede lydtryk på mindre end 145 dB (re 1 μ PA) og konkluderede, at selvom deres studie understøttede de nuværende US-NMFS retningslinjer, var yderligere studier med mere detaljerede observationer nødvendige (Dunn & Hernandez 2009).

En akustisk effekt der ofte diskuteres i forbindelse med hvaler og seismiske undersøgelser, er maskeringen af kommunikation og ekkolokalisering. Der er dog meget få studier der dokumenterer sådanne effekter (men se Castellote et al. 2010, Di Iorio & Clark 2010), hovedsageligt fordi en forsøgsopsætning er meget vanskelig. Maskering kræver overlap i frekvens og tid samt et tilstrækkeligt højt lydtryk. Hvalerne og sælerne i vurderingsområdet bruger et bredt interval af frekvenser (fra < 10 Hz til > 100 kHz, Fig. 4.8.6), så de lavfrekvente lyde fra seismiske undersøgelser vil sandsynligvis overlappe med i det mindste nogle af de lyde havpattedyr udstøder.

Maskering vil sandsynligvis forekomme som resultat af kontinuerlig støj fra olieboringer og skibspropeller, således som det er dokumenteret for hvidhval og spækhugger i Canada (Foote et al. 2004, Scheifele et al. 2005). På grund af den lave frekvens i deres lydfrembringelse, er bardehvaler og dernæst sæler, de havpattedyr der vil være mest påvirket af maskering fra seismiske undersøgelser (Gordon et al. 2003). Det er desuden blevet vist, at blåhvaler øger hyppigheden af deres kald under seismiske undersøgelser, antagelig for at kompensere for den forhøjede baggrundsstøj (Di Iorio & Clark 2010). På samme måde indikerer ændringer i de akustiske parametre i finhvalens kald i nærværelse af aktive luftkanoner, at finhvaler også modifi-

cerer deres akustiske adfærd for at kompensere for øget baggrundsstøj (Castellote et al. 2010).

Kaskelotter udviser formindsket fødesøgningsaktivitet under affyring af luftkanoner, men det er ikke klart om dette skyldes maskering af ekkolokationen eller adfærdsmæssig respons fra hvalerne eller fra byttedyrene (Miller et al. 2005).

De mest støjfølsomme hvalarter i vurderingsområdet hører til bardehvalerne – vågehval, finhval, blåhval og pukkelhval – og til tandhvalerne – kaskelot og sandsynligvis døgling – hvilke alle er til stede i området i de isfri måneder, hvor de seismiske undersøgelser finder sted. I skrivende stund findes så vidt vides ingen studier over påvirkningen af seismiske undersøgelser på døgling, grindehval, hvidnæse eller marsvin. Hvidhval, narhval og grønlandshval er også følsomme for seismiske lyde, men findes kun i området om vinteren. Grønlandshvaler, for eksempel, vandrer gennem vurderingsområdet i december-januar (Heide-Jørgensen & Laidre 2010). Risikoen for overlap mellem tilstedeværelsen af disse arter og seismiske operationer er derfor begrænset til om vinteren.

Generelt udviser sæler betydelig tolerance over for undervandsstøj (Richardson et al. 1995), hvilket er konfirmeret af et studie i arktisk Canada, hvor ringsæler kun undgik seismiske operationer i begrænset omfang (Lee et al. 2005). I et andet studie blev det påvist, at ringsæler vænnede sig til industristøj (Blackwell et al. 2004). Hvalrosser kan dog, især på deres landgangspladser, blive forstyrret af seismisk aktivitet, om end ikke så meget af den seismiske lyd. Der findes et vigtigt vinterfødesøgnings- og parringsområde for hvalrosser direkte nord for vurderingsområdet. Her benytter de isen til at hvile sig på.

Afværgeforanstaltninger for påvirkninger fra seismisk støj

Under afværgeforanstaltninger anbefales generelt en gradueret start af luftkanonerne i den seismiske opstilling hver gang en ny linje startes (oversigt hos Compton et al. 2008). En sådan start giver havpattedyrene mulighed for at opdage og undgå lydkilden, før den når et niveau, der er farligt for dyrene.

Dernæst anbefales det, at uddannede havpattedyr-observatører er tilstede på de seismiske skibe for at opdage hvaler, og instruere besætningen i at udsætte skydningen når hvaler er inden for en bestemt afstand (sædvanligvis 500 m) fra skibets luftkanoner. I følsomme områder kan opdagelsen gøres mere effektiv, afhængig af art, ved også at bruge hydrofoner for at optage hvallyde (såkaldt PAM, passiv akustisk monitoring), selvom hvaler dog ikke nødvendigvis udstøder lyde. Der er imidlertid usikkerhed forbundet med visuelle observationer. I arktiske farvande kan selv høje lydtryk dukke op langt fra kilden, og ude af syne for observatørerne. Et andet problem er at seismiske undersøgelser foretages både dag og nat, og visuelle observationer er kun mulige i de lyse timer.

En tredje afværgeforanstaltning er at lukke område i følsomme perioder. Gydeområderne for sild og torsk i Lofoten-Barentshavet er således lukket for seismiske undersøgelser i gydeperioden.

DMU (nu DCE) har udstedt et sæt retningslinjer for udførelsen af seismiske undersøgelser i grønlandske farvande, og beskyttelsesområder (hvor seismi-

ske undersøgelser er reguleret) for narhval og hvalros er udpeget i områder uden for nærværende vurderingsområde (Boertmann et al. 2010). Et lignende beskyttelsesområde for grønlandshval bør overvejes i Disko Bugt om året.

Endelig anbefales det, at myndigheder og fangerorganisationer underrettes før seismiske operationer finder sted i deres lokale område. Fangerne kan således medtage i deres overvejelser, at dyrene kan være forstyrret og bortskræmt fra visse områder, i de perioder hvor de seismiske undersøgelserne foregår.

I arktisk Canada er et antal afværgeforanstaltninger blevet anvendt for at minimere påvirkningen fra seismiske undersøgelser på havpattedyr og på jagten af disse (Miller et al. 2005). Nogle af foranstaltningerne var identiske med de ovennævnte. Den vigtigste var en udsættelse af starten på de seismiske operationer, indtil jagten på hvidhvaler var slut, og indtil hvidhvalerne havde forladt de vigtigste lokaliteter. Nogle særlig vigtige områder for hvidhval blev endog helt lukket for seismiske undersøgelser.

I DCEs retningslinjer for seismiske undersøgelser (Boertmann et al. 2010) er der opført nogle vigtige punkter til overvejelse, når påvirkninger af seismiske undersøgelser skal vurderes:

- Hvilke arter bliver påvirket; tolerancen over for seismiske undersøgelser varierer fra art til art.
- Disse arters naturlige adfærd når seismiske undersøgelser pågår. Følsomheden overfor forstyrrelser varierer i henhold til artens årlige cyklus, f.eks. graden af følsomhed hos dyr som parrer sig eller har unger, eller hos de dyr som søger føde eller er på vandring.
- Alvorligheden og varigheden af påvirkninger. Selv kraftige opskræmthedsreaktioner pga. af et skib som nærmer sig kan have en beskeden total påvirkning, hvorimod små, langvarige (dage eller uger) forstyrrelser af fødesøgningen kan give en meget større påvirkning.
- Det totale antal dyr der sandsynligvis bliver påvirket. Det er ikke muligt at foretage seismiske undersøgelser i Arktis uden at påvirke havpattedyr. Det antal dyr som sandsynligvis bliver påvirket skal vurderes i forhold til den samlede bestandstørrelse, lokal bestandstørrelse og sæson.
- Lokale forhold ved lydtransmission, såsom hydrografiske forhold og bundforhold, kan resultere i højst usædvanlige lydtransmissions-egenskaber. Mulige konsekvenser af disse virkninger bør inkluderes i vurderingen.

Når seismiske undersøgelser planlægges, bør der tages skridt til at mindske den samlede eksponering mest muligt ved at anvende det mindste antal luftkanoner, som kan løse den givne opgave. Den totale eksponering er en kompleks funktion af antallet af eksponerede havpattedyr, den tid dyrene er eksponeret og det lydniveau hvert dyr oplever. Ikke desto mindre vil enhver reduktion af disse parametre reducere den totale eksponering, så muligheden for at reducere en eller flere faktorer skal overvejes nøje i planlægningsfasen.

Konklusioner om forstyrrelser fra seismisk støj (Tabel 10.1.1)

De VEC'er, der er mest følsomme for seismisk støj i vurderingsområdet, er bardehvalerne vågehval, finhval, blåhval og pukkelhval og tandhvaler som kaskelot og døgling. Disse kan risikere at blive bortskræmt fra kritisk vigtige

sommerhabitater. En bortskræmning kan også påvirke dyrenes tilgængelighed for fangere, hvis habitaterne omfatter traditionelle fangstområder. Narhval, hvidhval, grønlandshval og hvalros er også følsomme over for seismisk støj, men deres udbredelse vil kun overlappe med seismiske undersøgelser om vinteren.

Da seismiske undersøgelser er midlertidige, er risikoen for langtidspåvirkninger lav. Men langtidspåvirkninger skal vurderes hvis flere seismiske undersøgelser udføres samtidigt, eller i de samme potentielt kritisk vigtige habitater gennem flere på hinanden følgende år (kumulativ effekt). Der er en lille risiko for langtidsskader med permanent hørenedsættelse hos tandhvaler, der har været udsat for kritisk høj seismisk støj.

Fiskeriet efter hellefisk er det fiskeri i vurderingsområdet som bærer den største risiko for påvirkninger fra seismiske undersøgelser. Der er en risiko for en midlertidig bortskræmning af fisk fra de store trawlområder, og dermed for nedsatte fangster. Selvom den præcise placering af gydeområdet for hellefisk ikke kendes, bør planlægningen af seismiske undersøgelser i det område, hvor hellefiskene antages at gyde, overveje at undgå et overlap med selve gydeperioden. Fiskeriet efter reje og snekrabbe vil sandsynligvis ikke blive påvirket.

Tabel 10.1.1. Oversigt over potentielle påvirkninger fra en enkel seismisk 2D undersøgelse på VEC'er i vurderingsområdet i Davis Strædet. Se afsnit 4.9 for en sammenfatning af VEC'erne. Det er vigtigt at bemærke, at en enkel seismisk undersøgelse er midlertidig (dage eller nogle få uger), og at kumulative påvirkninger fra flere samtidige eller fortløbende undersøgelser kan være mere udtalte. I denne vurdering antages det, at de nuværende (2011) afværgeforanstaltninger følges (se tekst for detaljer).

VEC	Typiske sårbare organismer	Populationspåvirkning* - worst case		
		Forflytning	Livstruende effekt	Direkte dødelighed
Pelagiske hotspots	vandlopper, fiskelarver	-	ubetydelig (L)	ubetydelig (L)
Tidal/subtidal zone	ingen	-	-	-
Demersale fisk & offshore benthos	hellefisk	korttids (L)	ubetydelig	ingen
Havfugle (ynglende)	ingen	-	-	-
Havfugle (ikke-ynglende)	ingen	-	-	-
Havpattedyr (sommer)	barde- og tandhvaler	korttids (L)	ubetydelig (R)	ingen **
Havpattedyr (vinter)	grønlands-, hvid- & narhval	korttids (L)	ubetydelig (R)	ingen **

* L = lokal, R = regional og G = global; ** For tandhvaler kan permanente høreskader teoretisk være dødelige, men døden ville indtræffe lang tid efter hændelsen der medførte høreskaden. Her defineres risikoen som livstruende.

Støj fra boreplatforme

Denne støj har to kilder, selve boreprocessen og de propeller som holder boreskibet/platformen på plads. Støjen er vedvarende i modsætning til støjen fra seismiske luftkanoner.

Generelt genererer et boreskib mere støj end en flydende platform, som igen er mere støjende end en jackup (en type boreplatform med nedsænkkelige støtteben). Jackup's vil dog sandsynligvis ikke blive anvendt inden for vurderingsområdet pga. vanddybderne og risikoen for kollision med isbjerge eller drivis.

Hvaler anses for at være de organismer, der er mest følsomme over for denne form for undervandsstøj (Tabel 10.1.2), fordi deres orientering og kommunikation er afhængig af det akustiske miljø under vandet. Det anses for

sandsynligt, at denne kommunikation kan maskeres af støjen. Men også sæler (især remmesæl) og hvalrosser kommunikerer under vand.

Systematiske studier af hvaler og støj fra boreplatforme er dog meget fåtallige. Det antages generelt, at hvaler er mere tolerante over for støj fra faststående støjkilder end over for støj fra bevægelige kilder (Davis et al. 1990), og maskering pga. lyde fra skibe er blevet påvist for hvidhvaler og spækhugger i Canada (Foote et al. 2004, Scheifele et al. 2005).

I farvandene ved Alaska undgik vandrende grønlandshvaler et område med en radius på 10 km fra et boreskib (Richardson et al. 1995). Deres vandringsruter blev fortrængt væk fra kysten under olieproduktion på en kunstig ø, men denne reaktion blev hovedsagelig tillagt støjen fra støtteskibene (Greene et al. 2004).

Som beskrevet i afsnit 4.8 forekommer der grønlandshvaler i vurderingsområdet om vinteren og under forårsvandringen. Deres vandringskorridor synes bred nok til at give mulige alternative vandringsruter (Fig. 4.8.7), og bortskræmning af enkeltindivider mager til den beskrevet fra Beauforthavet vil sandsynligvis ikke have stor betydning her, forudsat at der ikke foregår bore-operationer flere steder samtidigt.

Forekomsten af narhval, hvidhval og hvalros vil også kun overlappe med sæsonen for prøveboringer i en kort periode om vinteren, men der forventes ikke nogen større påvirkning.

Hvaler fra finhval-gruppen (fin-, våge, pukkel- og blåhval), hvidnæse og marsvin der opholder sig på kontinentalsoklen, og kaskelot, døgling og grindehval på kontinentalsoklen kan blive bortskræmt af bore-operationer. Til dato findes der dog ingen viden om kritisk vigtige habitater for disse arter.

Tabel 10.1.2. Oversigt over potentielle påvirkninger fra støj¹ og udledninger² fra en enkelt efterforskningsboring på VEC'er i Davis Strædet vurderingsområdet. Se afsnit 4.9 for en sammenfatning af VEC'erne. I denne vurdering antages det, at de nuværende (2011) afværgeforanstaltninger følges, se tekst for detaljer (ingen brug af oliebaseret mudder).

VEC	Typiske sårbare organismer	Populationspåvirkning* - worst case		
		Forflytning	Livstruende effekt	Direkte dødelighed
Pelagiske hotspots ²	plankton, zooplankton	-	ubetydelig (L)	ubetydelig (L)
Tidal/subtidal zone	ingen	-	-	-
Demersale fisk & offshore benthos ²	hellefisk, tobis	korttids (L)	mindre (L)	ingen
	filtrerende organismer (f.eks. koraller)	korttids (L)	mindre (L)	mindre (L)
Havfugle (ynglende)	ingen	-	-	-
Havfugle (ikke-ynglende) ²	kongeederfugl	korttids (L)	ubetydelig (R)	ingen
Havpattedyr (sommer) ¹	barde- og tandhvaler	korttids (L)	mindre (L)	ingen
Havpattedyr (vinter) ¹	grønlandshval, klapmyds, hvalros, narhval	korttids (L)	mindre (L)	ingen

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

Konklusioner om forstyrrelser fra efterforskningsboreplatforme

Efterforskningsaktiviteter er midlertidige, og bortskræmning af havpattedyr forårsaget af støj fra boreplatforme vil også være midlertidige. De mest sårbare VEC'er i vurderingsområdet er bardehvalerne såsom fin-, våge- og pukkelhval og tandhvaler som kaskelot og marsvin. Hvalrosserne i den nordlige ende af vurderingsområdet er også meget sårbare. Hvis der findes alternative habitater til hvalerne forventes der ingen langtidseffekter (Tabel

10.1.2), men hvis adskillige platforme opererer i den samme region er der risiko for kumulativ påvirkning og bortskræmning fra nøglehabitater.

10.1.2 Boremudder og borespåner

Boringer skaber betydelige mængder boreaffald, der udgøres af borespåner og rester af boremudder (se afsnit 2.3). Borespåner og -mudder udledes sædvanligvis i havet ved boreplatformen, hvor disse udledninger kan ændre den fysiske og kemiske sammensætning af bundsubstratet (f.eks. ved øgede koncentrationer af visse metaller og kulbrinter) (Breuer et al. 2008). Den flydende del af boremuddet kan være vand (WBM – water based mud; vandbaseret mudder) eller syntetiske væsker (SM – synthetic mud; syntetisk mudder; ether, estere, olefiner osv.). Tidligere blev der også brugt olie (OBM – oil based mud; oliebaseret mudder), men det er næsten helt stoppet af miljømæssige hensyn. OBM bruges nogle gange til specielle boringer, men da pumpes muddet tilbage i borehullet eller bringes i land.

Det generelle mønster for påvirkninger af den benthiske fauna fra borespåner og -mudder fra norske boringer er, at OBM spåner medfører de mest omfattende påvirkninger, WBM spåner de mindste. Esterer-baserede spåner har påviseligt en alvorlig men kortlivet effekt, da de nedbrydes hurtigt, hvilket kan medføre iltmangel i sedimentet. Olefin-baserede spåner nedbrydes også ret hurtigt, men uden at medføre iltmangel, og de har derfor kun en kort og moderat virkning på faunaen.

De fleste studier af påvirkninger fra boremudder og borespåner 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). Effekten af OBM var vidt udbredt (op til 6 km fra udledningsstedet) og varede ved længere end selve udledningsfasen. Desuden voksede størrelsen af det påvirkede område i flere år efter udledningen stoppede (Breuer et al. 2008), og livstruende effekter blev fundet i fiskearter der levede nær borehullerne (Davies et al. 1984). Afsmag i kommercielt fangede fisk (se afsnit 11.2.6) udgør endnu en risiko ved olieforurened borespåner.

Syntetisk mudder medfører også påvirkninger af bunddyr, om end mindre udtalt end ved brugen af OBM (Jensen et al. 1999).

Der findes kun få feltstudier af påvirkninger fra WBM. Nogle få specialdesignede undersøgelser indikerede, at effekten er begrænset til en afstand på under 100 m fra platformen (Schaaning et al. 2008 og referencer deri). Brugen af WBM kombineret med rensning af borespåner kan derfor begrænse effekten på bundlevende dyr til meget begrænsede områder omkring hver prøveboringsplatform (Tabel 10.1.2). Brugen af WBM flytter potentielt en del af påvirkningerne fra havbunden og op i vandsøjlen, hvor fortyndning er en vigtig faktor i at begrænse skadevirkningen. I Norge medførte et skift til WBM til et tydeligt fald i påvirkningen af havbunden (Renaud et al. 2007).

Koldtvandskoraller og havsvampe er følsomme over for opslået materiale i vandsøjlen (Tabel 10.1.2) (Freiwald et al. 2004, SFT 2008). Koraller er fundet i den vestlige del af Davis Strædet (Edinger et al. 2007), og i de grønlandske farvande træffes de hyppigt langs den sydvestgrønlandske kontinentalsokkel, inklusiv vurderingsområdet (ICES 2010a). For nylig blev et forbud mod trawling foreslået for to områder syd for Maniitsoq (64°N)

pga. observationer af store mængder koraller. Da havbunden på alle potentielle boreringssteder undersøges for forekomsten af disse organismer, burde det være muligt at undgå påvirkninger af disse følsomme dyr i grønlandske farvande.

Flere borer i et oliefelt i udviklingsfase kan forårsage mere udbredte påvirkninger af den bentiske fauna. Det er vigtigt at notere sig, at i denne henseende er havbundens flora i vurderingsområdet stadig dårlig kendt. Udledninger af boremudder og –spåner fra vandbaserede borevæsker vil sandsynligvis fordeles vidt omkring i vandsøjlen inden de når havbunden, hvorfor de også kan påvirke pelagiske organismer såsom plankton (Røe & Johnsen 1999, Jensen et al. 2006).

Der behøves dog mere viden om hydrodynamikken for at evaluere spredning, fortynding og sedimentation af indholdsstofferne. Biologiske virkninger fra partiklerne i det vandbaserede mudder er blevet observeret på fisk og muslinger under laboratorieforhold (Bechmann et al. 2006).

Afværgeforanstaltninger for påvirkninger fra udledning af boremudder og borespåner

Den bedste måde at forebygge påvirkninger fra boremudder og borespåner er at bringe det i land, eller at pumpe det tilbage i brønden. Dette skaber dog andre miljømæssige påvirkninger såsom udledning af drivhusgasser under transporten og pumpningen, og problemer med behandling eller genbrug på land (SFT 2008). Disse skal så afvejes mod påvirkningerne på vandsøjlen og på havbunden. I en nylig rapport (SFT 2008) blev det derfor anbefalet, at generelle nul-udlednings krav i relation til vandbaseret boremudder og –spåner ikke skulle bruges i Norge.

Det vurderes generelt, at påvirkninger fra vandbaseret boremudder er begrænsede, hvorfor dette oftest udledes i havet, når boringen er ovre. Som en del af den miljøovervågning som licensholdere i Grønland er forpligtiget til at udføre under efterforskningsboringer, skal partikeltransport i relation til boremudder dog modelleres, og sedimentfælder skal sættes op for at måle den rumlige fordeling af disse partikler. Påvirkningerne kan yderligere reduceres ved anvendelse af miljøvenlige borekemikalier, såsom de der er klassificeret af OSPAR (HOCNF) som 'grønne' (herunder PLONOR: Pose Little Or No Risk to the Environment) eller 'gule'. Disse kemikalier er dog ikke blevet evaluerede under arktiske forhold med hensyn til nedbrydelighed og giftighed, og alle kemikalier bør vurderes inden de godkendes til brug.

I Norge er udledningerne til det marine miljø af miljøfarlige stoffer ('røde' og 'sorte' kemikalier) blevet reduceret med 99 % i perioden 1997-2007 gennem anvendelse af de internationale standarder BAT og BEP (SFT 2008). I Grønland er brugen af 'sorte' kemikalier ikke tilladt, og specifik tilladelse kræves ved brug af 'røde' kemikalier.

Påvirkninger fra olieforurenede borespåner bør forebygges ved at beholde dem ombord indtil de kan deponeres eller renses på land.

Konklusion om udledninger fra efterforskningsboringer

Inden for vurderingsområdet forventes der kun meget lokale påvirkninger af den bentiske fauna fra udledningen af vandbaseret boremudder (WBM) under efterforskningsboringer (Tabel 10.1.2). Derfor vil den potentielle på-

virkning af dyr som fouragerer på bunden, såsom kongeederfugl, hvalros og remmesæl, formentlig være beskeden. Der bør dog foretages basisstudier og miljøovervågning ved alle borepladser for at dokumentere virkninger i rum og tid, og for at vurdere om der findes unikke biologiske samfund eller arter som kan lide skade.

10.2 Vurderingsaktiviteter

Aktiviteterne under vurderingsfasen (the appraisal phase) er magen til efterforskningsaktiviteter (se ovenfor), og påvirkningerne er de samme. Der er dog en øget risiko for kumulative påvirkninger, da denne fase sædvanligvis finder sted over flere år.

10.3 Udviklings- og produktionsaktiviteter

I modsætning til de midlertidige aktiviteter i udforskningsfasen er aktiviteterne under udvikling og produktion sædvanligvis langvarige, afhængigt af mængden af producerbare olieprodukter og produktionshastigheden. Aktiviteterne er mange og omfattende, og virkningerne på miljøet kan sammenfattes under de følgende overskrifter:

faste og flydende affaldsmaterialer der skal bortskaffes
placering af strukturer
støj fra faciliteter og transport
udledninger til luften

10.3.1 Produktionsvand

Under produktionsfasen fremkommer der flere biprodukter og affaldsprodukter som skal bortskaffes på den ene eller anden måde. Produktionsvand udgør langt den største del af disse biprodukter fra et oliefelt (se afsnit 2.4).

Det vurderes generelt, at de miljømæssige påvirkninger fra produktionsvand udledt i havet er små pga. fortynding. For eksempel vurderes udledninger under de 5 % 'off normal time' i Lofoten-Barentshavet til ikke at have indvirkning på stammerne af vigtige fiskearter. Men i den samme miljøvurdering fremføres det, at langtidseffekterne af udledningerne af produktionsvand er ukendte (Rye et al. 2003). Polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH), hormonforstyrrende phenoler, radioaktive komponenter og næringsstoffer vækker særlig bekymring i relation til giftige koncentrationer, bioakkumulering, gødningseffekt osv. (Rye et al. 2003).

Påvirkninger af det marine miljø fra produktionsvand kan reduceres ved at pumpe vandet tilbage i borehullerne. Dette er ikke altid muligt (STF 2008), og hvis det skal udledes, skal internationale standarder (OSPAR) som minimum anvendes. Dette indebærer, at olieindholdet ikke må være højere end 30 mg/l. I Norge har udledt produktionsvand i de senere år haft et gennemsnitligt olieindhold på 11 mg/l (Anon 2011a).

Næringsstofkoncentrationen kan være meget høj i produktionsvand (f.eks. op til 40 mg/l ammoniak). Disse næringsstoffer have samme økologiske virkning som gødning, hvilket især kan påvirke sammensætningen af primærproducenter (planktoniske alger) (Rivkin et al. 2000, Armsworthy et al. 2005).

Selvom oliekoncentrationen i produktionsvand i gennemsnit er lav, kan olie-film ("sheen") opstå på vandoverfladen hvor produktionsvandet udledes, især i stille vejr. Dette giver anledning til bekymring, da oliehindrer er nok til at påvirke havfugle, og sammen med andre lavkoncentrerede olieudledninger kan denne påvirkning være af betydning (Fraser et al. 2006).

For at teste potentielle påvirkninger af produktionsvand på levende organismer blev der opsat bure med hhv. torsk og blåmusling i forskellige afstande (0-5000 m) og i forskellige retninger fra olieplatforme i Norge. Desuden blev der anvendt to referencelokaliteter, begge 8000 m væk fra de samme platforme. PAH restkoncentrationer i blåmuslingernes væv lå på 0-40 ng/g vådvægt, afhængig af afstanden til olieplatformene. PAH galde metaboliter i torsk bekræftede, at de var udsat for spildevand, men niveauet var lavt i forhold til torsk fra kystnære farvande (Hylland et al. 2008). De biologiske effekter, der blev fundet i blåmuslinger afspejler eksponeringsgradienten og viser, at muslingerne blev påvirket af komponenter i produktionsvandet.

Torsk blev også anvendt for at vurdere mulige påvirkninger fra alkylphenoler, hvilke også findes i produktionsvand og mistænkes for at tilhøre de stoffer som medfører endokrine forstyrrelser hos fisk (Lie et al. 2009). Et andet studie har dokumenteret det genotoksiske potentiale hos vandopløste oliekomponenter på torsk (Holth et al. 2009).

Udledningen af produktionsvand under is giver ligeledes grund til bekymring, da der er en risiko for akkumulering lige under isen, hvor nedbrydning, fordampning osv. sker langsomt, og hvor det følsomme økosystem her kan være udsat, herunder æg og larver af nøglearten polartorsk (Skjoldal et al. 2007).

10.3.2 Andre udledte stoffer

Udover produktionsvand sker der også udledning af oliekomponenter og forskellige kemikalier i forbindelse med afløbsvand (fra dækket), kølevand, ballastvand, bundvand, cementslam og afprøvning af sikkerhedsventiler (blowout preventers). Sådanne udledninger er reguleret af OSPAR konventionen, og disse standarder bør som minimum anvendes for at mindske påvirkninger. Sanitært spildevand udledes sædvanligvis også i havet. De miljømæssige påvirkninger af disse udledninger er generelt små fra den enkelte bore- eller produktionsplatform, men udledninger fra mange steder og/eller i længere tid kan være bekymrende. BAT (Best Available Technology), BEP (Best Environmental Practice), anvendelse af internationale standarder (OSPAR og MARPOL), introduktion af mindre miljøskadelige kemikalier og reduktion i størrelsen af udledninger repræsenterer måder hvorpå miljøpåvirkninger kan reduceres. Det skal nævnes, at udledningerne af miljøfarlige stoffer fra olieindustrien til det marine miljø i de norske farvande er reduceret med 99 % over 20 år ved at anvende disse foranstaltninger (SFT 2008).

Ballastvand fra skibe udgør et specielt biologisk problem, hvor fremmede og invasive arter (på engelsk ANS, Aquatic Nuisance Species) introduceres til det lokale økosystem (Anon 2003a). Dette anses generelt for en alvorlig trussel mod marin biodiversitet og, for eksempel, opblomstring af giftige alger i Norge er blevet henført til udledning af ballastvand fra skibe. Der er også mange eksempler på introducerede arter, der har påvirket fiskeriet på en negativ måde, f.eks. ribbegoplen *Mnemiopsis* i Sortehavet (Kideys 2002).

De arktiske have er endnu de mindst påvirkede af fremmede og invasive arter (Molnar et al. 2008). Men mange tankskibe som udleder ballastvand nær en olieterminal og de stigende havtemperaturer især i Arktis, kan øge risikoen for utilsigtede, men succesfulde introduktioner af fremmede, invasive arter i fremtiden.

Der findes metoder til at minimere risikoen ved at udlede ballastvand, f.eks. ved at anvende konventionen fra 'International Ballast Water Management', som begrænser og regulerer udvekslingen af ballastvand. 'International Maritime Organization' (IMO) har implementeret denne konvention, og kræver, at skibe følger en streng ballastvandsregulering, og i fremtiden installerer ballastvandssystemer til at rense ballastvandet inden det udledes (IMO 1998). Alle fartøjer og boreenheder involveret i kulbrinteaktiviteter i Grønland skal følge IMOs retningslinjer eller de relevante canadiske regulationer.

Invasive arter kan dog også introduceres via transport af organismer som sidder fast på skibes skrog.

10.3.3 Placering af strukturer

Konstruktion af brønde på havbunden og rørledninger kan potentielt ødelægge dele af vigtige levesteder på havbunden. I andre regioner anses specielt havsvampe-haver og rev af koldtvandskoraller som følsomme. Andre vigtige habitater udgøres af fourageringsområder for remmesæl, hvalros og kongeederfugl, der lever af bentiske muslinger og andre hvirvelløse dyr. En vurdering af virkningen af sådanne konstruktioner må vente, indtil produktionsstedernes placering er kendte, og stedspecifikke miljøvurderinger og baggrundsundersøgelser er blevet udført. Strukturer kan også have en forstyrrende virkning på især havpattedyr.

Belysning og afbrænding af gas tiltrækker fugle om natten (Wiese et al. 2001). I Grønland vedrører dette problem især ederfugle. Under visse vejrforhold (f.eks. tåge og snevejr) i vinternætter tiltrækker lys på skibe ederfugle (Merkel 2010b). Lejlighedsvis er hundredvis af ederfugle blevet dræbt af et enkelt skib. Fuglene er så tunge, at de samtidig kan ødelægge antenner og andre skibskonstruktioner (Boertmann et al. 2006). En foreløbig undersøgelse af dette spørgsmål er blevet udført af GN (Merkel 2010b).

Et beslægtet problem findes i Nordsøen, som millioner af trækfugle krydser på deres natlige træk efterår og forår. Under visse vejrforhold tiltrækkes store antal trækfugle af lyset fra boreplatforme, herunder gasafbrænding (Bourne 1979, Jones 1980). Sådanne træk finder ikke sted i vurderingsområdet. For nyligt er der dog udtrykt bekymring for nattrækkende søkonger (Fraser et al. 2006), og denne art forekommer i meget store tætheder i vurderingsområdet. Problemet kan reduceres ved at ændre farven på belysningen til farver, der ikke tiltrækker fugle, f.eks. grøn (Poot et al. 2008).

Placering af strukturer til havs vil påvirke fiskeriet på grund af de udlagte sikkerhedszoner. Disse områder vil dog være små sammenlignet med det samlede fiskeribare område. En boreplatforms sikkerhedszone med en radius på 500 m dækker ca. 7 km². I Lofoten-Barentshavet skønnes virkningerne af sikkerhedszonerne for fiskeriet generelt at være lav, undtagen i områder, hvor meget lokalt og intensivt fiskeri finder sted. I sådanne områder kan reducerede fangster forventes, fordi der ikke findes alternative områder til rådighed (OED 2006). Rørledninger i Lofoten-Barentshavet forventes ikke at

påvirke fiskeriet, fordi de vil blive konstrueret på en sådan måde, at trawling kan ske henover dem. En midlertidig sikkerhedszone må dog forventes i rørledningerne anlægsfase. Erfaringerne fra Nordsøen viser, at store skibe vil trawle henover undersøiske strukturer og rørledninger, mens små skibe ofte vælger at undgå passage af sådanne strukturer (Anon 2003b).

En anden virkning af sikkerhedszoner er, at de fungerer som reservater, og i kombination med de kunstige rev som skabes af undersøiske strukturer (Kaiser & Pulsipher 2005), tiltrækker de fisk og endda sæler. Især fisk kan dog blive udsat for de forurenende stoffer fra udledning af produktionsvand.

Placering af strukturer på land i kystnære habitater kan påvirke elve med gydende og overvintrende fjeldørreder ved at skabe forhindringer, de ikke kan krydse, hvilket kan resultere i tabet af en lokal population.

Placering af strukturer på land udgør desuden en risiko for at ødelægge levesteder for unik kystflora og fauna.

Ved placering af strukturer, navnlig på land og i kystnære habitater, skal æstetiske aspekter også overvejes i en landskabsbevaringsmæssig sammenhæng. Risikoen for at ødelægge indtrykket af uberørt natur er høj. Baggrundsstudier i felten kombineret med omhyggelig planlægning kan reducere sådanne indvirkninger på landskabet. Landskabelige aspekter er f.eks. vigtige, når det drejer sig potentielle virkninger på turistindustrien. Den grønlandske turismes største aktiv - landets uspolerede natur - gøres let meget mindre attraktivt af bygninger, infrastruktur og andre faciliteter.

10.3.4 Støj/Forstyrrelse

Støj fra boring og positionering af platforme er beskrevet under overskriften Udforskningsboring i afsnit 2.2. Disse aktiviteter fortsætter under udviklings- og produktionsfasen, suppleret med støj fra mange andre aktiviteter. Hvis flere produktionsfelter er aktive i farvandet vest for, f.eks. Nuuk by, skal virkningerne af støj adresseres, især på forekomsten af hvaler. Grønlandshvaler i Beauforthavet undgår at komme tæt på (op til 50 km) boreplatforme, hvilket har vist sig at resultere i et betydeligt tab af sommerhabitater (Schick & Urban 2000). Dette kunne være et problem for nogle af bardehvalbestandene i vurderingsområdet.

En af de mere væsentlige støjklender under udvikling og produktion er skibe og helikoptere anvendt til intensiv transport (Overrein 2002). Skibe og helikoptere er meget udbredt i Grønland i dag, men niveauet forventes at stige væsentligt i forbindelse med udvikling af et eller flere olie-felter i vurderingsområdet. Forsyningsskibe vil sejle mellem offshore-anlæg og havne på kysten. Shuttle-tankere vil regelmæssigt sejle mellem råolie-terminaler og omladningsfaciliteter, selv om vinteren. De højeste støjniveauer fra skibsfart kommer fra store isbrydere, især når de braser igennem isen. Spidsstøjsniveauerne kan der overstige baggrundsstøjen op til 300 km fra sejl-ruten (Davis et al. 1990).

Skibstransport (inkl. isbrydning) kan potentielt fortrænge havpattedyr, især hvis dyrene forbinder negative begivenheder med støjen. I denne forbindelse vil finhvaler, vågehvaler, hvidhvaler, narhvaler og hvalrosser, der jages fra motorbåde forventes at være særligt følsomme (fangst på grønlandshval

og pukkelhval er for nylig startet igen). Også koncentrationer af havfugle kan bortskræmmes ved regelmæssig trafik. Disse påvirkninger kan forebygges ved en omhyggelig planlægning af sejlruterne.

Helikoptere producerer en kraftig støj der kan skræmme havpattedyr og fugle. Især hvalrosser der ligger på isen er følsomme over for denne aktivitet, og der er risiko for at fortrænge hvalrosserne fra kritisk vigtige fourageringsområder. Hvalrosserne har en smal fourageringsniche begrænset til de lave dele af kontinentalsoklen. Aktiviteter i disse områder kan fortrænge hvalrosserne til sub-optimale fourageringsområder eller til kystområder, hvor de er mere udsat for jagt. De vigtigste levesteder for hvalrosser overlapper med den nordlige del af vurderingsområdet.

Havfuglekoncentrationer er også følsomme over for overflyvninger med helikopter. Den mest følsomme art er polarlomvien i dens kolonier. Polarlomvierne vil ofte forlade deres reder i lange perioder, og når de skræmmes væk fra deres yngleafsætser kan de ofte komme til at skubbe æg eller små unger ud fra afsatsen, hvilket indebærer et mislykket yngleforsøg (Overrein 2002).

Der er kun få ynglekolonier af polarlomvie inden for vurderingsområdet (Fig. 4.7.1), og kun en er beliggende på yderkysten over hvilken helikoptere kunne passere på vej til offshore-installationer.

Koncentrationer af fouragerende fugle kan også være følsomme, da de kan miste tid til fouragere på grund af forstyrrelse.

Flyvning i Grønland med både fastvingefly og helikoptere er reguleret i områder med havfuglekolonier (bekendtgørelse af 8. marts 2009 om beskyttelse og fangst af fugle). I perioden 15. april til 15. september skal afstanden til kolonier af polarlomvier og en række andre arter være > 3000 m både horisontalt og vertikalt, mens afstanden til andre kolonier (ederfugl, havterne osv.) skal være mindst 200 m.

Flyvning i relation til mineralefterforskning er også reguleret af særlige feltregler udstedt af Råstofdirektoratet. Disse regler omfatter områder med rastende og fældende gæs, områder med fældende havdykænder mv.

Virkningerne af forstyrrelser af fældende havdykænder kan afbødes ved at anvende bestemte flyvehøjder og ruter, da mange fugle vænner sig til regelmæssige forstyrrelser, så længe disse ikke er forbundet med andre negative konsekvenser, såsom jagt (Burger 1998).

Konstruktionsaktiviteter offshore, såsom sprængning, kan potentielt medføre adfærdsmæssige forstyrrelser og fysiske skader hos havpattedyr, især hvaler (Ketten 1995, Nowacek et al. 2007). Ud for Newfoundland fandt Ketten et al. (1993, i Gordon et al. 2003) skader svarende til sprængningsskader i ørerne af pukkelhvaler fanget i fiskeredskaber efter sprængninger i området. I dette tilfælde fremprovokerede sprængningerne ikke tydelige adfærdssændringer hos hvalerne, selv om de kan have forårsaget alvorlig fysisk skade. Dette tyder på, at hvalerne ikke opfatter den fare, som kraftig støj udgør. Sådanne påvirkninger er dog lokale og vil hovedsageligt være en trussel på individniveau.

10.3.5 Udledninger til luften

De store mængder af drivhusgasser, der frigives fra et oliefelt vil øge den samlede grønlandske udledning væsentligt. CO₂-udledningen fra Statfjordfeltet i Norge (afsnit 2.8), for eksempel, er det dobbelte af den aktuelle samlede grønlandske CO₂-udledning, som var 685.500 tons i 2008 (Nielsen et al. 2010). Sådanne mængder vil have en betydelig indvirkning på Grønlands drivhusgasudledninger i forhold til Kyoto-protokollen (FNs rammekonvention om klimaændringer) og dens efterfølger. En anden meget aktiv drivhusgas er metan (CH₄), der frigives i små mængder sammen med andre flygtige organiske forbindelser (VOC) fra produceret olie under omladning eller fra udledt gas.

Noget andet er bidraget af drivhusgasser fra forbrænding af den producerede olie, der, afhængig af mængden, også vil bidrage til den globale stigning af CO₂ i atmosfæren.

Udledning af SO₂ og NO_x bidrager, blandt andre påvirkninger, til forsurening af nedbør, og kan få indflydelse især på næringsfattige vegetationstyper inde i land langt fra udledningsstedet. Det store norske felt Statfjord udledte næsten 4.000 tons NO_x i 1999. I den norske strategiske miljøvurdering om kulbrinteaktiviteter i Lofoten-Barentshavet, blev NO_x-udledningen, selv fra et omfattende scenarie, anset for at have ubetydelig indvirkning på vegetationen på land. Det blev dog også taget i betragtning, at der ikke var nogen viden om tålegrænser for NO_x og SO₂ i arktiske habitater, hvor næringsfattige naturtyper er vidt udbredt (Anon 2003b). Denne mangel på viden gælder også for det terrestriske miljø i vurderingsområdet.

Udledning af sod (BC – black carbon) fra forbrænding er et andet spørgsmål, der har særlig interesse i Arktis, fordi de sorte partikler reducerer albedo fra sne- og isoverflader, og øger afsmeltningen. Udledning af BC er især problematisk, når der anvendes tung fuelolie. Brug af denne er dog ikke tilladt i de grønlandske farvande i forbindelse med til olie-aktiviteter, hvor kun gasolier med lavt svovlindhold (<1,5 % efter vægt) kan anvendes.

Den internationale konvention om langtrækkende grænseoverskridende luftforurening (LRTAP) omfatter alle de ovennævnte udledninger, men da Danmark underskrev de protokoller, der dækker NO_x og SO₂, blev der taget nogle forbehold i Grønlands tilfælde.

10.3.6 Kumulative påvirkninger

Kumulative påvirkninger er ændringer i miljøet, som er forårsaget af en aktivitet i kombination med andre tidligere, nuværende og fremtidige menneskelige aktiviteter. Påvirkningen fra en enkelt aktivitet kan være ubetydelig, men summen af påvirkninger fra den samme aktivitet, der udføres på mange steder på samme tid og/eller over tid kan udvikle sig til at være betydelig. Kumulative påvirkninger omfatter også samspillet med andre menneskelige aktiviteter, såsom jagt og fiskeri; klimaforandringerne medtages desuden også ofte i denne sammenhæng (Anon 2003a).

Et eksempel kunne være mange seismiske undersøgelser gennemført på samme tid i et begrænset område. En enkelt undersøgelse vil efterlade mange alternative habitater til rådighed for dyrene, men omfattende aktiviteter flere steder kan udelukke, for eksempel, bardehvaler fra nøglehabitater. Det-

te kan reducere deres fødeoptagelse og dermed reducere de fedtdepoter, som er nødvendige til deres vintervandringer og yngleaktiviteter.

Koncentrationen af olie udledt fra produktionsvand er lav. Men mængden af produktionsvand fra en enkelt produktionsplatform er betydelig, og mange platforme vil udlede endnu mere.

Bioakkumulering er et problem, når det drejer sig kumulative virkninger af produktionsvand. De lave koncentrationer af PAH, spormetaller og radionuklider kan alle potentielt bioakkumuleres i faunaen på havbunden og i vandsøjlen og efterfølgende overføres til de højere niveauer i fødekæden, dvs. til de havfugle og havpattedyr der lever af bentiske organismer (Lee et al. 2005).

Havfuglejagten er udbredt og intensiv i Vestgrønland, og nogle havfuglebestande er gået tilbage, primært på grund af en ikke-bæredygtig jagt. Dette gælder i særdeleshed ederfugl og polarlomvie i og nær vurderingsområdet, hvor antallet af kolonier er faldet gennem de seneste årtier. Begge arter behøver en høj overlevelse af de voksne fugle for at de kan få mange sæsoner til at reproducere sig i. En strammere jagtlovgivning blev indført i 2001, hvilket har resulteret i, at færre fugle er blevet rapporteret nedlagt. Ederfuglebestanden er da også øget siden 2001 (Merkel 2010a), mens polarlomviebestanden stadig er faldende i flere af kolonierne i Vestgrønland. En ekstra dødelighed som følge af olieudslip, eller livstruende påvirkninger forårsaget af forurening fra kulbrinteaktiviteter har potentialet til at være additiv til påvirkningerne fra jagten, og kan dermed medvirke til at øge bestandsnedgangen (Mosbech 2002).

Polarlomvier er særligt sårbare under deres svømmetræk, som udføres af fældende, flyveudygtige voksne fugle og deres unger som stadig ikke i stand til at flyve. Dette træk blev undersøgt i Disko Bugt i 2005 og 2006, og lignende studier er indledt i Qaanaaq i 2007.

10.3.7 Afværgeforanstaltninger for påvirkninger fra udvikling og produktion

Baseret på tidligere erfaringer, f.eks. fra Nordsøen, anbefaler Arktisk Råds retningslinjer (PAME 2009), at udledninger så vidt muligt undgås. Når der anvendes vandbaseret mudder, skal tilsætningsstoffer der indeholder olie, tungmetaller eller andre bioakkumulerende stoffer undgås, eller der bør fastsættes kriterier for de maksimale koncentrationer (PAME 2009). Kun kemikalier registreret i HOCNF og det danske produktregister PROBAS bør tillades, og kun dem, der er klassificeret af OSPAR som 'grønne' (herunder PLONOR) eller 'gule'. Desuden bør, så vidt muligt, strategien 'nul udledning af boreaffald og produktionsvand' anvendes. Dette kan opnås ved anvendelse af nye teknologier, såsom tilbagepumpning i brønde og gamle borehuller. I Arktisks Råds offshore Olie og Gas Retningslinjer anbefales at udledning (af boreaffald) til havmiljøet kun overvejes, hvor nul udledningsteknologi eller re-injektion er ikke mulig (PAME 2009).

Hvis nul-udledning ikke er mulig, bør udledninger til havmiljøet som minimum følge de standarder, der er beskrevet af OSPAR, dvs. ved at anvende forsvarlig miljøforvaltning baseret på forsigtighedsprincippet, Best Available Techniques (BAT) og Best Environmental Practice (BEP).

Baseret på viden om stedspecifikke is-, biologiske og oceanografiske forhold, skal udledninger ske på eller nær havbunden eller på en passende dybde i vandsøjlen, for at undgå store sedimentfaner. Sådanne faner har potentialet til at påvirke bentiske organismer, plankton og produktivitet, og kan også påvirke højere trofiske niveauer som fisk og pattedyr. Udledninger bør vurderes fra sag til sag.

I den norske del af Barentshavet bliver borespåner og boremudder ikke udledt (undtagen fra boringen af det øverste hul, der normalt udføres med havvand som borevæske) af miljøhensyn, men i stedet re-injiceres det i brønden eller bringes tilbage til land (Anon 2003b). Dette giver dog øgede udledninger til luften fra transporten og pumpningen.

Forstyrrelser kan afbødes ved omhyggelig planlægning af de støjende aktiviteter med henblik på at undgå aktiviteter i følsomme områder og perioder, baseret på detaljerede baggrundsundersøgelser af de følsomme dele af miljøet.

Påvirkninger fra placering af strukturer inde på land kan bedst forebygges ved brug af de samme foranstaltninger som beskrevet for aktiviteter, der involverer forstyrrelser: Omhyggelig planlægning baseret på detaljerede baggrundsundersøgelser af de følsomme dele af miljøet for at undgå ødelæggelse af unikke og følsomme levesteder.

10.3.8 Konklusioner om udviklings- og produktionsaktiviteter

Boringer vil fortsætte under udviklings- og produktionsfasen, og boremudder og borespåner vil blive produceret i meget større mængder end i udforskningsfasen. Hvis disse stoffer frigøres til havbunden må der forventes påvirkninger af de bentiske samfund nær udledningsstederne.

Derfor er det nødvendigt med en streng regulering baseret på giftighedstest af kemikalierne i boremudderet, og overvågning af virkningerne på udledningsstederne for at afbøde påvirkningerne.

Men den udledning der giver mest grund til bekymring for miljøet er produktionsvandet. Nylige undersøgelser har indikeret, at selv de små mængder af olie og næringsstoffer i produktionsvandet kan påvirke fugle og primærproduktionen, og der er også bekymring for de langsigtede virkninger af radionuklider og hormon-forstyrrende kemikalier. Disse påvirkninger skal forebygges ved regulering, overvågning af borestederne og ved nye teknologier til at rense vandet.

Der vil være en risiko for indførelse af fremmede og invasive arter fra ballastvand, og denne risiko vil stige i takt med virkningerne af klimaændringerne, medmindre nye regler, såsom Ballastvand Konventionen, vil sikre, at ballastvand skal renses før det udledes. Risikoen for at nye arter indføres via vækst på skibsskrog vil sandsynligvis også vokse i takt med en øget skibstrafik i Arktis.

Udledningen til atmosfæren fra olieproduktion er betydelig, og vil øge Grønlands bidrag af drivhusgasser væsentligt.

Boringer, skibe og helikoptere producerer støj, der kan påvirke havpattedyr og havfugle. De mest følsomme arter inden for vurderingsområdet er de ko-

lonirugende havfugle samt grønlandshvaler, narhvaler og hvidhvaler. Der er en risiko for permanent bortskræmning af populationer fra kritisk vigtige habitater, og derfor for en negativ udvikling for disse populationer.

Placering af strukturer har både biologiske og æstetiske konsekvenser. Biologiske påvirkninger omfatter hovedsagelig permanent bortskræmning fra kritisk vigtige habitater - hvalros er meget følsom, og findes i den nordlige del af vurderingsområdet. Ødelæggelse af unikke havbundssamfund, såsom svampehaver og koldtvandskoralrev, er også en risiko. Æstetiske påvirkninger omfatter primært konsekvenser for det uberørte landskab, som kan have indflydelse på den lokale turistindustri.

Det kommercielle fiskeri kan blive påvirket af sikkerhedszoner, hvis bore-rigge, rørledninger og andre anlæg er placeret på fiskepladser for hellefisk. Men indvirkningen på fiskeriet vil formentlig være forholdsvis lav. Fisk og sæler, der er tiltrukket af kunstige rev skabt af undersøiske konstruktioner kan blive udsat for forurenende stoffer fra frigivelsen af produktionsvand.

Der er en risiko for nedsat tilgængelighed af jagtbare arter, fordi de kan blive fortrængt fra traditionelle jagtområder.

Generelt er den bedste måde at forebygge påvirkninger fra udviklings-og produktionsaktiviteter at kombinere en detaljeret baggrundsundersøgelse af miljøet (for at lokalisere følsomme økosystemkomponenter) med en omhyggelig planlægning af strukturplaceringer og transportkorridorer. Derefter kan BEP, BAT og anvendelse af internationale standarder såsom OSPAR og HOCNF gøre meget for at reducere udledninger til luft og hav. En udledningspolitik, som planlagt for Barentshavet, kan bidrage væsentligt til at minimere belastningen. Desuden er overvågning af påvirkningerne på borestederne afgørende.

10.4 Afvikling

Påvirkninger fra afviklingsaktiviteter udgøres hovedsageligt af støj på de pågældende steder, og fra trafik, forudsat at alle materialer og alt affald fjernes fra vurderingsområdet og deponeres på et sikkert sted. Der vil også være en risiko for forurening fra utilsigtede udledninger. Men afviklingsaktiviteter er kortvarige, og omhyggelig planlægning og implementering af BAT, BEP og internationale standarder vil kunne minimere påvirkningerne.

Allerede i planlægningsfasen er det vigtigt at få designet anlæg som er lette at fjerne, når aktiviteterne afsluttes.

11 Påvirkninger fra utilsigtede oliespild

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

11.1 Oliespild

Et stort olieudslip fra kulbrinteaktiviteter i det marine arktiske miljø er et alvorligt miljøproblem (Skjoldal et al. 2007). Sandsynligheden for en sådan hændelse er lav, og generelt er mængden af spildt olie faldende på globalt plan (Schmidt-Etkin 2011). Men påvirkningerne fra et stort oliespild kan være alvorlige og langvarige, især i nordlige områder.

Der er flere omstændigheder, der øger risikoen for alvorlige konsekvenser af et stort olieudslip i vurderingsområdet. De arktiske forhold i området hæmmer nedbrydningen af olie og forlænger potentielle virkninger. Forekomsten af is kan, i hvert fald om vinteren, have indflydelse på oliens fordeling og videre skæbne (se nedenfor) og vil også vanskeliggøre olieforureningsbekæmpelsen, særligt i perioder med meget is eller andre barske vejrforhold.

Ifølge AMAP's 'Oil and Gas Assessment' er tankskibe den primære potentielle udslipsskilde (Skjoldal et al. 2007). En anden potentiel kilde er udslip fra et blowout under borer, som i modsætning til spild fra tankskibe er kontinuerlig og kan vare ved i mange dage. For eksempel varede udslippet fra Deepwater Horizon 106 dage, før det blev stoppet af en aflastningsboring.

11.1.1 Sandsynlighed for oliespild

Generelt sker store oliespild meget sjældent. Risikoen er dog til stede og kan ikke elimineres. I forhold til olieboringer i Barentshavet er det blevet beregnet, at et muligt blowout på mellem 10.000 og 50.000 tons kan ske en gang hvert 4.600 år ved et oliefeltsudviklings-scenarie i lille skala, og en gang hvert 1.700 år i et intensivt udviklings-scenarie (Anon 2003b). Sandsynligheden for et stort olieudslip fra en tankskibssulykke skønnes at være højere end for et olieudslip fra et blowout (Anon 2003b).

Boring på dybt vand¹ og ultra-dybt vand² øger risikoen for et langvarigt olieudslip, på grund af det høje tryk i brønden og på grund af vanskeligheder med at operere på disse dybder. Det tog tre måneder at sætte en prop i Macondo oliebrønden (Deepwater Horizon-oliespildet), delvist på grund af vanddybden (1500 m) (Graham et al. 2011).

11.1.2 Et oliespilds skæbne og opførsel

Tidligere erfaringer med oliespild i havmiljøet fra andre dele af verden viser, at oliens skæbne og opførsel er meget varierende. Skæbne og opførsel afhænger af oliens fysiske og kemiske egenskaber (let olie eller svær olie), hvordan den blev udledt (på overfladen eller undersøisk, øjeblikkelig eller kontinuerlig), og om forholdene på havet hvor spildet skete (temperatur, is, vind og strøm).

Generel viden om et udslips potentielle skæbne og nedbrydning, relevant for det marine miljø i Grønland, er blevet gennemgået af Pritchard & Karlsson (i Mosbech 2002). Ross (1992) evaluerede potentielle offshore-olieudslips opførsel i Vestgrønland særligt med hensyn til mulighederne for oprydning. Simuleringer af olieudslips-baner i vestgrønlandske farvande har tidligere været udført af Christensen et al. (1993) ved anvendelse af SAW-modellen og af SINTEF (Johansen 1999) ved anvendelse af OSCAR-modellen som forberedelse til Statoil boringen i Fylla-området i 2000. For nyligt har DMI simuleret olieudslips-baner og oliens skæbne i Disko West-området (Nielsen et al. 2006), i den østlige del af Baffin Bugten (Nielsen et al. 2008), i Sydgrønland (Ribergaard et al. 2010) og i øjeblikket arbejder de på simulering af undersøiske udslip på dybt vand ud for Sydgrønland. Opdaterede scenarier for olieudslips-baner i den østlige del af Davis Strædet er endnu ikke udarbejdet.

Overfladespild

Olie udledt på åbne vandoverflader spredes hurtigt, hvilket resulterer i en meget tynd oliepl (ofte omkring 0,1 mm tyk på den første dag), der dækker et stort område. Vinddrevne overfladestrømme bevæger olien med ca. 3 % af vindhastigheden og forårsager turbulens i overfladevandlaget, hvilket opbryder oliepl til pletter og får noget af olien til at dispergere i den øvre del af vandsøjlen. Denne dispergerede olie vil sædvanligvis forblive i de øvre 10 m af vandsøjlen (Johansen et al. 2003). Lave temperaturer og tilstedeværelsen af havis kan hæmme processen med spredning betydeligt, og kompleksiteten af et olieudslip i is kan være meget større end et tilsvarende olieudslip i åbent vand.

Oliespilds-simulationer har generelt behandlet overfladespild og den måde, olien efterfølgende bevæger sig på. Imidlertid kan olie også synke ned på havbunden afhængigt af tætheden af den spildte olie. Selv let olie kan synke, hvis den absorberes i sedimentpartikler i vandet (Hjermann et al. 2007). Sedimentpartikler findes ofte i det kystnære grønlandske overfladevand, hvor smeltevand fra gletsjerne kan nå langt ud på åbent hav.

Undersøisk spild

Et blowout på en olieplatform vil i starten skabe et overfladeudslip, men kan fortsætte som et undersøisk udslip, hvis stigrøret, som går op fra brøndhovedet, bryder sammen. Risikoen for et sådant sammenbrud er større, jo dybere vandet er. Oliens i et undersøisk blowout kan flyde op til overfladen, eller forblive i vandsøjlen i længere tid. Den olie, der forbliver i vandsøjlen vil typisk først dispergere i små dråber. Hvorvidt olien i et undersøisk blowout forbliver i vandsøjlen som en dispergeret fane, eller den stiger op til overfladen afhænger af olietypen, olie/gas-forholdet, temperaturen og vanddybden. Da den potentielle olietype og olie/gas-forholdet ikke kendes for vurderingsområdet, kan oliens adfærd ikke forudsiges med nogen sikkerhed. Dette er grunden til, at DMI har modelleret undersøiske oliespild i Vestgrønland, som hurtigt stiger op til overfladen (Nielsen et al. 2006), mens SINTEF modellerede underjordiske spild, som ikke ville nå overfladen overhovedet, men dannede en undersøisk fane i en dybde på 300-500 m (Johansen 1999). En høj total kulbrintekonzentration (> 100 ppb efter vægt) i vandet blev estimeret i et område tæt ved udstrømningen.

Deepwater Horizon-oliespildet i Den Mexicanske Golf i 2010 var usædvanligt både i størrelse, placering og varighed (selvom det svarede til Ixtoc blowoutet i 1979, også i Den Mexicanske Golf). Det afslørede nye og ube-

skrevet måder, hvorpå olie kan fordele sig i miljøet (hvilket formentlig også var tilfældet under Ixtoc udslippet) (Jernelöv 2010). Den usædvanlige spredning af olien skyldtes hovedsageligt, at borehullet befandt sig på havbunden på mere end 1500 m dybde. Dispergeringsmidler blev anvendt ved brøndhovedet, og enorme undersøiske faner af dispergeret olie blev dannet i forskellige dybder, hvor de drev lange afstande med havstrømmene (Diercks et al. 2010, Thibodeaux et al. 2011). Olien bundfældede desuden på havbunden langt fra området (Schrope 2011). Deepwater Horizon-oliespildet er blevet anslået til 840.000 tons olie, hvilket gør det til det største registrerede olie-spild i fredstid. Olien dispergerede ved brøndhovedet og flød meget langsomt op til havoverfladen, hvilket indebar, at flygtige carbonhydrater kunne opløses i vandsøjlen. Tilsætningen af dispergeringsmidler ved brøndhovedet bidrog til dannelsen af store faner af dispergeret olie i forskellige dybder på mellem 800 og 1200 m (Hazen 2010, Valentine 2010). Det anslås, at 50 % af den dispergerede olien sank ned på havbunden, eller blev nedbrudt i vandsøjlen (Kerr 2010).

Studier af blowouts på dybt vand har forudsagt, at en væsentlig fraktion af den frigivne olie og gas vil blive opslæmmet i pelagiske faner, og at dette kan finde sted selv uden tilsætning af dispergeringsmidler (Johansen et al. 2001). Oliens skæbne på dybt vand er sandsynligvis meget forskellig fra olie på overfladen, fordi processer såsom fordampning og fotooxidation ikke finder sted (Joye & MacDonald 2010). Mikrobiel nedbrydning og måske sedimentation på havbunden er de processer der primært sker med olie, som slippes ud på dybt vand (Joye & MacDonald 2010). I den Mexicanske Golf finder der naturlige olieudslivninger sted i havet med anslået 140.000 tons olie årligt (Kvenvolden & Cooper 2003), hvilket betyder, at der burde være potentiale for lokal mikrobiel nedbrydning (dvs. tilstedeværelse af de dertil egnede organismer) (Hazen 2010). Dette blev bekræftet ved at bionedbrydningen skete hurtigere end forventet i de dybe oliefaner ved 5° C.

Dog kan mikrobiel nedbrydning af olie have afledte effekter, såsom iltsvind. I dybt vand kan iltsvind være ved i lange perioder, fordi ilt her ikke gendannes på stedet ved fotosyntese, således som det er tilfældet i overfladevand (Joye & MacDonald 2010).

Der er tegn på uventede og alvorlige dybhavs-virkninger efter Deepwater Horizon-blowoutet (Schrope 2011). I skrivende stund er de miljømæssige konsekvenser dog hverken beskrevet eller forstået i detaljer (Graham et al. 2011, Schrope 2011) og det har derfor ikke været muligt at medtage klare konklusioner i denne miljøvurdering. Men en vurdering af skaderne på naturressourcerne er under udarbejdelse (Graham et al. 2011), og konsekvenserne af det undersøiske blowout fra Deepwater Horizon vil blive diskuteret nærmere i en senere version af denne miljøvurdering.

11.1.3 Opløsning af olie og giftighed

Total oliekoncentration i vand er en kombination af de små dispergerede oliedråber og oliekomponenter opløst fra disse og fra overfladehinden. Opløsningsprocessen er af særlig interesse, da den øger biotilgængeligheden af oliekomponenterne. De toksiske bestanddele kan øge risikoen for akut giftighed for marine organismer. Hastigheden og udstrækningen med hvilken oliebestanddele opløses i havvand afhænger primært af mængden af vandopløselige fraktioner (WSF) i olien. Graden af naturlig dispersion er også

vigtig for opløsningshastigheden, skønt overfladespredning og vandtemperaturen kan også have en vis indflydelse.

PAH'er er blandt de giftige komponenter i råolie. Den højeste PAH-koncentration fundet i vandsøjlen i Prince William Sound inden for en seks-ugers periode efter Exxon Valdez-udslippet var 1,59 ppb i en dybde af 5 m. Dette er langt under det niveau, der anses for at være akut giftigt for den marine fauna (Short & Harris 1996).

SINTEF (Johansen et al. 2003) reviderede eksisterende standardiserede toksicitetsstudier og fandt akut toksicitet ned til 0,9 mg olie/l (0,9 ppm eller 900 ppb), og anvendte en sikkerhedsfaktor på 10 for at nå frem til en PNEC (Predicted No Effect Concentration) på 90 ppb olie under en 96-timers eksponering. Dette er baseret på frisk olie, der lækker den opløselige fraktion, som er mest giftig for æg og larver. Forvitret olie vil være mindre toksisk.

Koncentrationerne af olie i farvandene ved Deepwater Horizon-oliespildet offentliggjort til dato var > 50 pg/l (50 ppb) BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen og xylen, der kun udgør en brøkdel af olien) målt i en undersøisk fane af olie 16 km fra borestedet (Camilli et al. 2010). De samlede PAH-koncentrationer var på op til 189 mg/l tæt på borestedet (Diercks et al. 2010). Det sidstnævnte studie fandt PAH-koncentrationer forbundet med akut toksicitet i adskilte dybdelag på mellem 1000 og 1400 m dybde, som strakte sig mindst 13 km fra brøndhovedet.

Vandopløselige komponenter (WSC) kan lække fra olie indkapslet i is. Kontrollerede forsøg i felten med olie indkapslet i førsteårsis i op til 5 måneder har været udført på Svalbard (Faksness & Brandvik 2005). Resultaterne viser, at koncentrationen af vandopløselige bestanddele i is aftager med isens tykkelse, men at komponenterne kan måles selv i bunden af iskernen. En koncentrationsgradient som funktion af tid blev også observeret, hvilket indikerer, at vandopløselige bestanddele vandrer gennem den porøse is og ud i vandet via saltvandskanaler. Koncentrationen af vandopløselige bestanddele i bunden af 20 cm iskerner blev reduceret fra 30 ppb til 6 ppb i forsøgsperioden. Selv om koncentrationerne var lave, var eksponeringstiden lang (næsten fire måneder). Dette kunne indikere, at isens fauna udsættes for en væsentlig dosis af toksiske vandopløselige komponenter, og i det mindste i laboratorieforsøg med havis-amfipoder er livstruende virkninger blevet påvist (Camus & Dahle 2007, Olsen et al. 2008). Udsivning af vandopløselige komponenter til isen er af særlig interesse på grund af den høje biotilgængelighed for marine organismer, hvilket er relevant både i forbindelse med utilsigtede olieudslip og udslip af produktionsvand.

11.2 Et olieudslips indvirkninger på miljøet

Der er generelt to typer af indvirkninger fra olie i det marine miljø: fysisk kontakt (fx med fugles fjerdragt og fiskeæg) og forgiftning ved indtagelse, indånding og kontakt. Kontakt giver akutte virkninger, mens forgiftning kan give både akutte og langsigtede (livstruende) virkninger.

Tabel 11.2.1 giver en oversigt over potentielle påvirkninger fra et stort olie-spild.

Tabel 11.2.1. Oversigt over potentielle påvirkninger fra et stort oliespild på VEC'er i vurderingsområdet i Davis Strædet. Se afsnit 4.9 for en sammenfatning af VEC'erne. I denne vurdering antages det at, at de nuværende (2011) afværgeforanstaltninger følges (se tekst for detaljer).

VEC	Typiske sårbare organismer	Populationspåvirkning* - worst case		
		Forflytning	Livstruende effekt	Direkte dødelighed
Pelagiske hotspots	hellefiskelarver	-	moderat (L)	moderat (R)
Tidal/subtidal zone	lodde, muslinger	langtids (L)	stor (L)	stor (L)
Demersale fisk & offshore bentiske arter	tobis, hellefisk, reje, shelfbankerne, bentiske arter	korttids (L)	moderat (L)	moderat (L)
Havfugle (ynglende)	alkefugle, ederfugle	korttids (L)	stor (R)	stor (R)
Havfugle (ikke-ynglende)	alkefugle, ederfugle, strømændere	korttids (L)	stor (R)	stor (R)
Havpattedyr (sommer)	barde- & tandhvaler	korttids (L)	moderat (R)	mindre (R)
Havpattedyr (vinter)	grønlandshval, remmesæl, hvalros, narhval	korttids (L)	moderat (R)	moderat (R)

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

11.2.1 Et olieudslips indvirkninger på plankton og fisk inkl. larver af fisk og skaldyr

Voksne fisk og rejer

På grund af spredning og fortynding vil et olieudslip på overfladen af det åbne hav normalt ikke resultere i oliekoncentrationer, der er dødelige for voksne fisk. Desuden kan mange fisk opdage olie og vil forsøge at undgå den, hvorfor bestande af voksne fisk i det åbne hav sandsynligvis ikke vil blive væsentligt påvirket af et olieudslip. Situationen er anderledes i kystområder, hvor høje og giftige oliekoncentrationer kan opstå i beskyttede bugter og fjorde, og medføre høj dødelighed blandt fisk (se nedenfor).

Voksne rejer lever på og nær bunden på relativt dybt vand (100-600 m), hvor oliekoncentrationen fra et overfladeudslip vil være meget lav, eller ikke eksisterende. Der blev ikke påvist indvirkninger på rejebestanden (samme art som i Grønland) i Prince William Sound efter den store olieforurening fra Exxon Valdez i 1989 (Armstrong et al. 1995). Under visse betingelser kan et undersøisk blowout medføre høje koncentrationer af olie og dispergeringsmidler i vandsøjlen, sådan som det blev registreret under blowoutet fra Deepwater Horizon i 2010 (Thibodeaux et al. 2011). I sådanne tilfælde kan rejerens levesteder derfor blive påvirket.

Fiske- og skaldyrslarver

Æg og larver af fisk og rejer er mere følsomme over for olie end voksne. Teoretisk set kan konsekvenserne for fiske- og krebsdyrlarver være betydelige og reducere den årlige rekruttering, hvilket kan have betydning for den efterfølgende bestandsstørrelse og for fiskeriet i en række år. Sådanne påvirkninger er dog yderst vanskelige at identificere og bortfiltrere fra den naturlige variation, og de har aldrig været dokumenteret efter et oliespild.

Fordelingen af fiskeæg og tidlige larvestadier i vandsøjlen er styret af vandets densitet, strømme og turbulens. I Barentshavet stiger de pelagiske æg af torsk op og bliver fordelt i den øverste del af vandsøjlen. Da olie også stiger op, vil den største eksponering af æg ske under rolige vindforhold, mens blæst og høj sø vil blande æg og olie dybere ned i vandsøjlen, hvor både olie og æg fortyndes og eksponeringen derfor begrænses. Når larverne bliver ældre, bliver deres evne til at bevæge sig i stigende grad vigtig for deres fordeling i vandsøjlen.

Generelt vil arter med distinkte gydekonzentrationer og med æg og larver i distinkte geografiske koncentrationer i det øvre vandlag være særligt sårbare. Torskene i Barentshavet er netop en art, hvis æg og larver koncentrerer i de øverste 10 m af vandsøjlen i et ret begrænset område. Baseret på simuleringer af olieudslip i forskellige scenarier og med forskellig giftighed af den opløste olie, individuel olieeksposering og bestandsstørrelse har man beregnet dødeligheden hos torsk fra Barentshavet. Indvirkningen af olieudslip på bestanden afhænger i høj grad af, om der er match eller mismatch mellem høje oliekoncentrationer i vandsøjlen (hvilket kun sker i en kort periode mens olien er frisk) og de højeste koncentrationer af æg eller larver (som også kun er der i nogle uger eller et par måneder, og som kun er koncentreret i overfladevandet i roligt vejr). I forskellige kombinationer af ugunstige omstændigheder og under anvendelse af en PNEC med 10 X sikkerhedsfaktor (Johansen et al. 2003), kunne der være omkring 5 % tab, og i nogle tilfælde op til 15 %, i forbindelse med et blowout på mindre end to uger, mens et meget langvarigt udslip kunne give tab af æg og larver på over 25 %. Et 20 % tab i torskens rekruttering skønnedes at kunne forårsage et 15 % tab i torskens gydebiomasse, og det ville tage ca. otte år for bestanden at komme sig helt efter en sådan hændelse.

Hjermann et al. (2007) reviderede miljøvurderingen for Barentshavets bestand af torsk, sild og lodde (Johansen et al. 2003), og foreslog forbedringer ved at fremhæve behovet for mere fokus på oceanografi og økologisk variation i modelleringen. Det blev også understreget, at det ikke er muligt at drage konklusioner om de langsigtede virkninger på grund af variabiliteten i økosystemet. I bedste fald kan man ved modelberegning forsøge, at opnå en kvantitativ angivelse af de mulige påvirkninger af olieudslip i en økosystem sammenhæng. Kvalitativt kan man vurdere på hvilke steder og på hvilke tidspunkter, et olieudslip kan forventes at have de mest betydende langsigtede virkninger.

Sammenlignet med Lofoten-Barentshavet findes der langt mindre tilgængelige viden om koncentrationer af æg og larver i Vestgrønland, herunder i vurderingsområdet. Men de meget lokaliserede gydeområder for torsk og de høje koncentrationer af æg og larver fra en hel bestand nær havoverfladen der findes i Lofoten-Barentshavet, forekommer i øjeblikket ikke i Vestgrønland. Der har dog været gydeområder for torsk i Vestgrønland i det sidste århundrede og en rekolonisering af torsk i vurderingsområdet er mulig. I øjeblikket er torskefiskeri i Sydvestgrønland stærkt påvirket af rekruttering fra islandske gydepladser. Lejlighedsvis bliver betydelige mængder af afkom fra Island transporteret med Irmingerstrømmen til de grønlandske farvande.

Torskeæg koncentrerer i de øverste 10 m af vandsøjlen, mens larver af rejer og hellefisk findes dybere, og vil derfor være mindre udsatte for skadelige oliekoncentrationer fra et udslip på overfladen. Dette indebærer, at et olieudslip sandsynligvis vil have konsekvenser for en langt mindre andel af sæsonens produktion af æg/larver fra disse arter end den der er modelleret for torsk i Barentshavet. Indvirkninger på rekrutteringen af hellefisk og rejer vil derfor sandsynligvis være ubetydelig. Men et undersøisk blowout med samme egenskaber og mængder som Deepwater Horizon-oliespildet i 2010, med store faner af dispergeret olie i vandsøjlen, kan påvirke æg og larver i meget store områder og i forskellige dybdeintervaller, og kan potentielt påvirke rekrutteringen af og bestandsstørrelsen hos disse bundlevende arter.

Udover hellefisk og reje kan et undersøisk blowout få konsekvenser for snekrabbe og tobis. Tobis er en vigtig art i økosystemet i vurderingsområdet, og de potentielle virkninger af et olieudslip på denne art bør undersøges nærmere i nye baggrundsstudier før en opdateret version af denne rapport udgives. Med hensyn til hellefisk, snekrabbe og reje hører vurderingsområdet til blandt de vigtigste fiskepladser i Grønland, hvilket indebærer, at konsekvenserne for fiskeindustrien kan være store, hvis larvekoncentrationer udsættes for et stort undersøisk olieudslip.

For hellefisken er vurderingsområdet kendt som den vigtigste gydeplads i det nordvestlige Atlanterhav og fiskene på vigtige fiskepladser i Davis Strædet, Baffin Bugten, det østlige Canada og de kystnære farvande i Nordvestgrønland er rekrutteret fra dette område. Nylige undersøgelser tyder på, at æg og larver langsomt driver gennem vurderingsområdet på 13-40 m dybde (Simonsen et al. 2006).

Copepoder, fødekæden og vigtige områder

Copepoder er meget vigtige i fødekæden, og kan blive påvirket af de giftige oliekomponenter (WSF, PAH) i vandet under et olieudslip. Men i betragtning af den normalt begrænsede vertikale fordeling af disse oliekomponenter til den øverste zone under olieudslip på havoverfladen, og den meget større dybdefordeling af copepoder, kan et spild på havoverfladen ikke forventes at have større virkninger på bestandsniveau. Indtagelse af dispergerede oliedråber i større dybde fra et undersøisk blowout eller efter en storm kan dog udgøre et problem. Undersøgelser af de potentielle virkninger af olieudslip på copepoder i Barentshavet (Melle et al. 2001) viste dog, at dyrene var fordelt over så store områder, at et enkelt olieudslip på havoverfladen kun ville påvirke en mindre del af bestanden, og derfor ikke udgjorde en væsentlig trussel (Anon 2003a). Nylige undersøgelser har vist negative effekter af pyren (PAH) på reproduktion og fødeoptagelse hos *Calanus*-arter (Jensen et al. 2008b), og på overlevelsen hos hunner, fødeoptagelse og nukleinsyre indhold hos *Microsetella* spp. fra det vestlige Grønland (Hjorth & Dahllöf 2008). Der er også blevet påvist negative indvirkninger af kombinerede temperaturændringer og PAH eksponeringer på afføring, ægproduktion og klækning hos *C. finmarchicus* og *C. glacialis* (Hjorth & Nielsen 2011).

De indhøstede erfaringer fra Deepwater Horizon-oliespildet, hvor enorme undersøiske faner af dispergeret olie blev fundet i forskellige dybder, kan dog eventuelt komme til ændre disse konklusioner fra at udgøre relativt milde påvirkninger til at udgøre mere akutte og alvorlige påvirkninger fra store undersøiske spild.

Vigtige områder for plankton, herunder fiske- og krebsdyrlarver, findes ofte, hvor hydrodynamiske diskontinuiteter forekommer. Særlig opmærksomhed bør derfor rettes mod konsekvenserne af olieudslip i forbindelse med sådanne steder, især i løbet af forårsopblomstringen. Fronter, upwellingsområder og isrand-zonen er eksempler på sådanne hydrodynamiske diskontinuiteter, hvor høje overfladekoncentrationer af fytoplankton og zooplankton (herunder reje- og fiskelarver) kan forventes. Bortset fra bankerne på shelfen findes der meget lidt information om sådanne begivenheder i vurderingsområdet.

Den mest følsomme sæson for primærproduktionen og plankton - altså der hvor et olieudslip kan forventes at have de mest alvorlige økologiske konsekvenser - er under forårsopblomstring af plankton, hvor høj biologisk aktivi-

tet i den pelagiske fødekæde fra fytoplankton til fiskelarver er koncentreret i overfladelagene.

En undersøgelse af tætheden og fordelingen af klorofyl (som et mål for primærproduktionen) i Disko Bugt i foråret 2006 (Mosbech et al. 2007) indikerede brede rumlige og tidsmæssige variationer i klorofyl-niveauerne, og at høje klorofyl-niveauer (forårsopblomstringen) er fordelt over store områder. Desuden varierer områder af stor betydning for primærproduktionen både mellem årstiderne og fra år til år, afhængigt af f.eks. isforhold. Et olieudslip har derfor i det mindste potentiale til at påvirke små og lokaliserede primærproduktionssteder, mens primærproduktion som helhed kun vil blive en smule påvirket, selv under et stort spild i åbne farvande. Yderligere oplysninger om primærproduktion er til rådighed for området omkring Nuuk, herunder Fyllas Banke (Grønlands Klimaforskningscenter), og disse oplysninger bør indgå i en opdateret version af denne vurdering.

11.2.2 Et olieudslips indvirkninger på den bentiske flora

Den direkte virkning af et olieudslip er en forventet massedødelighed blandt makroalger og bunddyr på olierede kyster, hidrørende fra en kombination af forgiftning og kvælning. En anden mere subtil måde olieudslip kan påvirke alger er ved, at hydrocarboner interfererer med køns-feromoner som det er observeret hos *Fucus vesiculosus* (Derenbach & Gereck 1980).

Der er forskellige rapporter om virkningerne af olieforurening på makroalgerne. Efter olieudslippet fra Exxon Valdez i 1989 blev makroalgerne i litoralsonen (primært *Fucus gardneri*) udryddet i store områder. Det har taget mange år at genetablere disse områder fuldt ud, der har været årlige udsving i dækket af *Fucus*, og nogle områder er stadig ikke kommet sig helt (NOAA 2010). Disse udsving kan være et resultat af dynamikken med de dyr der græsser på algerne, således som det blev påvist efter Torrey Canyon-ulykken ud for kysten af Cornwall (Hawkins et al. 2002). I Prince William Sound blev udsvingene anset for at være et resultat af homogeniteten af udviklingen i *Fucus*-samfundet (f.eks. genetik, størrelse og alder), hvilket gjorde det mere sårbart over for naturlige miljøpåvirkninger (f.eks. var der ingen voksne *Fucus*-planter til at beskytte og sikre rekrutteringen), hvilket resulterede i et længere tidsrum før *Fucus*-samfundets heterogenitet genopstod (Driskell et al. 2001).

I modsætning hertil blev der ikke observeret en større virkning i et studie over virkningen af rå og kemisk dispergeret olie på lave sublitorale makroalger på den nordlige del af Baffin Island, gennemført af Cross et al. (1987).

Scenarierne for Exxon Valdez ulykken og Baffin Island Oil Spill-studierne (BIOS) adskiller sig ved, at Exxon Valdez-oliespildet inkluderede tung olie, mens den testede olie i BIOS var en mediumsvær råolie (Sergy & Blackall 1987). Desuden blev BIOS-studierne af makroalger foretaget i den øvre sublitorale zone, og ikke i den litorale zone, hvor de mest dramatiske virkninger blev observeret i forbindelse med Exxon Valdez-oliespildet (Dean & Jewett 2001).

Rengøring af kysten kan øge virkningerne af en olieforurening. Efter olieudslippet fra Exxon Valdez blev voksne *Fucus*-makroalger belagt med olie, men døde ikke nødvendigvis. En del af oprydningsindsatsen blev foretaget ved at trykspule kysterne med store mængder varmt havvand. Denne be-

handling forårsagede en næsten total dødelighed hos voksne *Fucus*, og dræbte sandsynligvis kimsprene fra *Fucus* ved skoldning. På lang sigt fandtes der dog ingen signifikant forskel i dynamikken hos *Fucus*-samfund på olierede og uvaskede steder versus olierede og vaskede (Driskell et al. 2001). Brugen af dispergeringsmidler ved rengøring af oliespild, som det er blevet praktiseret tidligere, kan øge restitutionstiden hos de behandlede kyster. Restitutionen varede fra 2-3 år til mindst 10 år efter Torrey Canyon udslippet, og op til 15 år på kyster hårdt ramt af dispergeringsmidler (Hawkins et al. 2002).

Hvordan pyren kan påvirke naturlige alger og bakteriesamfund i arktisk sediment blev undersøgt ved Sisimiut (Vestgrønland). Benthiske mikroalger var især følsomme over for pyren og øget toksicitet blev fundet ved høje niveauer af UV-lys allerede ved lave pyren-koncentrationer (Petersen & Dahllöf 2007, Petersen et al. 2008). Pyrens udtalte virkninger forårsagede algedød og frigivelse af organisk stof, hvilket igen stimulerede den bakterielle nedbrydning.

11.2.3 Et olieudslips indvirkninger på den benthiske fauna

Bundlevende organismer er generelt meget følsomme over for olieudslip og høje koncentrationer af kulbrinter i vandet. Følsomheden hos mange benthiske arter er blevet undersøgt i laboratoriet, og en række livstruende virkninger er blevet demonstreret under omstændigheder, der ikke nødvendigvis 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).

Påvirkninger vil især forekomme på lavt vand (< 50 m), hvor giftige koncentrationer kan nå havbunden. I sådanne områder er omfattende dødelighed blevet observeret efter et olieudslip, f.eks. blandt krebsdyr og bløddyr (McCay et al. 2003a, McCay et al. 2003b). Olie kan også synke til havbunden som tjærebolde, hvilket skete efter Prestige udslippet ud for det nordlige Spanien i 2002. Her blev der ikke påvist påvirkninger på de bundlevende dyr (Serrano et al. 2006), men muligheden for påvirkning er åbenbar. At olie bundfældes kan fremmes ved opslæmning af sedimentpartikler. I de grønlandske farvande spredtes smeltevandsafstrømning med sediment fra gletsjerne vidt omkring i det åbne hav.

Påvirkninger på benthiske dyr er blevet dokumenteret fra det undersøiske blowout fra Macondo (Deepwater Horizon) i Den Mexicanske Golf i 2010, hvor undersøiske oliefaner drev snesevis af kilometer væk fra blowout-stedet (Diercks et al. 2010, Schroepe 2011, Thibodeaux et al. 2011), men det er for tidligt at drage endelige konklusioner.

Mange benthiske arter, især muslinger, akkumulerer kulbrinter, som kan forårsage livstruende virkninger (f.eks. reduceret reproduktion). Muslingerne kan fungere som vektorer af giftige kulbrinter til højere trofiske niveauer, især remmesæler, hvalrosser og ederfugle. Viden om de benthiske arter i vurderingsområdet er alt for fragmenteret til at vurdere virkningerne af potentielle olieudslip, og virkningen af et muligt olieudslip er derfor endnu ikke vurderet i detaljer.

I store træk har lavtvands-samfundene (ned til 50 m) dog den største artsrigdom (muslinger, makroalger osv.), og faunaen er tilgængelig for højere

trofiske niveauer, såsom ederfugle og hvalrosser. Et andet karakteristisk træk er, at individerne hos flere arter har en anslået maksimal alder på mere end 25 år (muslingerne *Mya spp.*, *Hiatella arctica*, *Chlamys islandica* og søpindsvin *Strongylocentrotus droebachiensis*). Dette tyder på, at de bentiske samfund kan være meget langsomme til at komme sig efter enhver form for forstyrrelse, der forårsager dødelighed af disse gamle individer, som ofte udgør hovedparten af biomassen. Fra et biodiversitets-perspektiv antyder den høje forekomst af arter, der findes på blot ét sted, og af arter, der kun er repræsenteret med et enkelt eksemplar i de indsamlede prøver tillige, at dødelighed som følge af forstyrrelser fra olieudslip eller olieeftersforskning potentielt kan medføre en betydelig reduktion i den samlede artsrigdom i en lang tidsperiode.

11.2.4 Et olieudslips indvirkninger på habitater i is

Der findes meget lidt viden om olieudslips indvirkning på havisens økosystem (Camus & Dahle 2007, Skjoldal et al. 2007). Olie kan samle sig under isen og forblive der, indtil isen bryder op og smelter. Det indebærer, at olien ikke udsættes for vejr og vind, at fordampningen nedsættes eller forhindres, og at oliens toksicitet dermed kan bestå meget længere end i de åbne farvande. Se også afsnit 11.1.3 ovenfor.

I hvert fald i laboratorieforsøg er der hos havis-tanglopper fundet livstruende virkninger efter eksponering med WSF (Camus & Olsen 2008, Olsen et al. 2008). Polartorsk er også blevet udsat for PAH'er og råolie, både i felten og i laboratorium, og flere livstruende virkninger blev påvist. Polartorsk synes at være en egnet indikatorart i forhold til overvågning af olieforureningens virkninger (Nahrgang et al. 2009, Christiansen et al. 2010, Jonsson et al. 2010, Nahrgang et al. 2010a, Nahrgang et al. 2010b og Nahrgang et al. 2010c, Nahrgang et al. 2010d).

Isens økosystem er imidlertid tilpasset muligheden for at gendannes, da det nødvendigvis må genetableres hver sæson, når ny is dannes, i det mindste i områder domineret af førsteårsis.

Det er tydeligt, at polartorsk kan være særligt følsomme, da deres æg længe forbliver lige under isen, der hvor olie også vil akkumuleres (Skjoldal et al. 2007).

11.2.5 Et olieudslips indvirkninger på kystnære habitater

En af erfaringerne fra Exxon Valdez-oliespildet var, at de kystnære områder var de mest belastede naturtyper (NOAA 2010). Mange af dyrebestandene fra denne naturtype er vurderet til at have kommet sig (fugle, fisk), men visse bestande er stadig i opbygningsfasen (flere fuglearter, muslinger) og et par arter er stadig ikke kommet sig (Beringstejst - en nær slægtning til tejsten i Grønland, og Stillehavssild) (NOAA 2010).

I kystnære områder, hvor olien kan samle sig i lavvandede bugter og vige, kan oliekoncentrationen i vandsøjlen øges til niveauer, der er dødelige for voksne fisk og hvirvelløse dyr (fx McCay 2003).

Et olieudslip i vurderingsområdet, der når kysten kan potentiel mindske bestanden af lodde og stenbider, fordi disse fisk gyder her, og de følsomme æg og larver kan blive udsat for høje oliekoncentrationer. Fjeldørred kan blive

tvunget til at opholde sig i olieforurenede lavvandede farvande, når de samles, før de bevæger sig op i deres eget flodsystem for at gyde og overvintre. Andre fiskearter, der kan blive påvirket i de kystnære farvande omfatter helleflynder (*Hippoglossus hippoglossus*), lodde, stenbider og de lokale bestande af torsk.

I de kystnære områder, hvor olie kan blive begravet i sediment, mellem sten og indlejres i sprækker i klipperne, kan en situation med kronisk olieforurening være ved i årtier, og medføre små til moderate effekter. Mange kystområder i vurderingsområdet ligner morfologisk kysterne i Prince William Sound, hvor olien blev fanget under sedimentoverfladen efter Exxon Valdez-oliespildet.

I et studie foretaget 12 år efter olieforureningen, blev det vurderet hvor meget olie, der var tilbage på strandene i Prince William Sound. Olie blev fundet på 78 af 91 strande, udvalgt tilfældigt og efter deres olieringsforløb. Analysen viste, at over 90 % af overfladeolien og alt olie under overfladen stammede fra Exxon Valdez (Short et al. 2004). I dag (2010) findes der stadig olie i begravede pletter på de berørte kyster, og denne olie kan medføre en vedvarende eksponering hos havodder og fugle, der søger føde i sedimentet (NOAA 2010).

Olie kan også forurene terrestriske naturtyper, som lejlighedsvis oversvømmes ved højvande. Strandenge er særligt følsomme, og de udgør vigtige fourageringsområder for gæs. Under Braer-udslippet på Shetlandsøerne påvirkede vindbårne olieholdige dråber marker og græsarealer tæt på kysten.

Turistindustrien kan blive påvirket, hvis et stort olieudslip rammer kysterne. Turister, der rejser til Grønland for at opleve den uberørte, uspolerede arktiske ødemark, vil højst sandsynligt undlade at rejse til olieforurenede områder.

De kystnære områder er blevet kortlagt og klassificeret efter deres følsomhed for olieudslip (Mosbech et al. 2000).

11.2.6 Et olieudslips indvirkninger på fiskeriet

Afsmag og lugt af olie (på engelsk 'tainting') i fiskekød er et alvorligt problem i relation til olieudslip. Fisk udsat selv for meget lave koncentrationer af olie i vandet, i deres føde eller i sedimentet, hvor de lever, kan have afsmag og lugt, der gør dem ubrugelige til konsum (GESAMP 1993, Challenger & Mauseth 2011). Problemet er mest udtalt i lavvandede farvande, hvor høje oliekoncentrationer kan være ved i længere perioder. Fladfisk og bundlevende hvirvelløse dyr er særligt udsatte. Afsmag og lugt er dog ikke blevet registreret hos fladfisk efter olieudslip i dybere offshore farvande, hvor nedbrydning, spredning og fortynding reducerer oliekoncentrationen til et meget lavt niveau. Afsmag og lugt kan også forekomme hos fisk, der lever hvor olieforurenede borespåner er blevet udledt på havbunden.

Et meget vigtigt spørgsmål i denne sammenhæng er den skade på omdømmet, et olieudslip vil medføre for fiskeprodukter fra de ramte områder. Det vil derfor være nødvendigt at indstille fiskeriet i et påvirket område for at undgå risikoen for at markedsføre kontaminerede produkter (Rice et al. 1996, Challenger & Mauseth 2011, Graham et al. 2011). Dette problem gælder for store kommercielle fiskerier efter rejer og hellefisk i vurderingsom-

rådet, og for det lokale fiskeri efter torsk, stenbider, lodde, havkat og helleflynder. Store olieudslip kan medføre store økonomiske tab på grund af problemer i forbindelse med markedsføringen af produkterne. Streng regulering og kontrol af fiskeriet i forurenede områder er derfor nødvendig for at sikre kvaliteten af den fisk, der er til rådighed på markedet.

I udenskærsområder varer en suspendering af fiskeriet normalt nogle uger og i kystnære farvande længere. Det kystnære fiskeri blev forbudt i fire måneder efter Braer-oliespildet ud for Shetlandsøerne i 1993, og i ni måneder efter Exxon Valdez-oliespildet i Alaska i 1989 (Rice et al. 1996). Men nogle muslinge- og hummerfiskepladser blev lukket i mere end 18 og 20 måneder efter Braer-oliespildet. Under Deepwater Horizon-oliespildet i april 2010, blev 230.000 km² lukket for både kommercielt og rekreativt fiskeri, og i september 2010 var ca. 83.000 km² stadig lukket (Graham et al. 2011). Nogle fiskerier var stadig lukket et år efter udslippet (Law & Moffat 2011, NOAA 2011a).

Udenskærsfiskeriet efter hellefisk inden for vurderingsområdet udgør en betydelig andel af det samlede grønlandske/canadiske fiskeri i Davis Strædet. I 2010 blev halvdelen af alle landinger fra Davis Strædet fanget i vurderingsområdet (14.000 tons, Jørgensen 2010). De vigtigste udenskærsfiskepladser findes vest for Nuuk (Fig. 5.1.3). Lukning af fiskeriet i dette område kan derfor have socio-økonomiske virkninger. Der er en risiko for, at lukningszoner kan strække sig længere mod vest og dermed også dække canadiske fiskepladser. Dette skyldes, at hellefisk bevæger sig over store afstande på meget kort tid, og forurenede fisk (med afsmag eller lugt) kan flytte sig ud af vurderingsområdet, og fanges langt fra et udslipstede.

11.2.7 Et olieudslips indvirkninger på havfugle

Det er veldokumenteret, at fugle er ekstremt sårbare over for oliespild i havet (Schreiber & Burger 2002). Fugle der hviler sig på og/eller dykker fra havoverfladen, såsom alkefugle, havdykænder, skarver og lommer, er mere udsat for flydende olie end fugle, der bruger mere tid i luften eller på land. Men alle havfugle risikerer at komme i kontakt med olie på havoverfladen. Den særlige sårbarhed skyldes fuglenes fjerdragt. Olie opsuges let i fjerdragten, og ødelægger dens evne til isolering og opdrift. Derfor dør olierede havfugle let af underafkøling, sult eller drukning. Fugle kan også indtage olie ved at forsøge at rense deres fjerdragt, og ved at æde olieforurenede føde. Olie irriterer fordøjelsesorganerne, giver skader på lever, nyrer og saltkirtler og forårsager anæmi. Dette kan være livstruende og medføre langsigtede virkninger. Men den væsentligste årsag til havfugles død efter et olieudslip er en direkte oliering af fjerdragten.

Mange havfugle samles i små og begrænsede områder i visse perioder af deres livscyklus. Selv små olieudslip i sådanne områder kan forårsage en meget høj dødelighed hos disse fugle. De høje koncentrationer af havfugle som findes ved kysterne, f.eks. ved ynglekolonier og i overvintringsområder, eller offshore på vigtige fourageringsområder, er særligt sårbare.

Olierede fugle, der er drevet i land, er ofte i mediernes søgelys, når der sker olieudslip, og ofte falder fokus på enkeltindividers skæbne. Der er dog grund til større bekymring når hele bestande rammes af oliespild. For at vurdere forureningens betydning for bestande, er omfattende undersøgelser af den naturlige bestandsdynamik og det økosystem de lever i, nødvendige.

De havfuglearter, der er mest sårbare over for olieudslip, er dem som har en lav reproduktion og en tilsvarende høj gennemsnitlig levealder. En sådan livsstrategi findes blandt alkefugle, mallebukker og mange havdykænder. Alkefuglen polarlomvie begynder f.eks. ikke at yngle før den er 4-5 år gammel, og hunnen lægger kun et enkelt æg om året. Den lave årlige reproduktion opvejes af en meget lang forventet levetid på 15-20 år eller mere. Disse havfugle er derfor særligt sårbare over for en øget dødelig blandt voksne fugle forårsaget f.eks. af et olieudslip.

Hvis en hel ynglekoloni af havfugle bliver udslettet ved et olieudslip, skal kolonien genbesættes med fugle fra nærliggende kolonier. En sådan rekolonisering afhænger af nærhed, størrelse og produktivitet i de nærmeste kolonier. Hvis antallet af fugle i disse er faldende, f.eks. på grund af jagt, vil der ikke være nogen eller kun få fugle til rådighed for en rekolonisering af en uddød koloni.

Ynglefugle

Der yngler et stort antal havfuglearter i vurderingsområdet (se afsnit 4.7.5), de fleste tilknyttet habitater langs yderkysten (klipper ud mod havet eller lave holme), som er meget udsatte over for et drivende oliespild. Disse udsatte områder er næsten altid svært tilgængelige for en oliebekæmpende indsats på grund af deres afsides beliggenhed og de ofte barske vejrforhold. Et andet risikofyldt tidspunkt er, når de gamle fugle svømmer væk fra kolonien sammen med deres unger, som det finder sted hos f.eks. polarlomvier og havdykænder. Nogle arter søger ind til beskyttede områder ved inderkysten, andre (f.eks. lomvier) søger ud offshore, hvor de spredes over store områder. To af de arter, der yngler i vurderingsområdet, lunde og atlantisk lomvie, er sjældne ynglefugle i Grønland og opført som hhv. Næsten Truet (NT) og Moderat Truet (EN) på den grønlandske Rødliste, mens to andre arter, hvidvinget måge og havørn, findes som underarter, der er endemiske for Grønland. De to alkefugle yngler i kolonier, hvilket indebærer, at en stor del af den grønlandske bestand kan rammes ved et enkelt oliespild.

Rastende, fældende og overvintrende fugle

Et stort olieudslip i vurderingsområdet kan potentielt påvirke havfugle fra mange områder i Nordatlanten, da Sydvestgrønland er et internationalt vigtigt fourageringsområde for havfugle gennem det meste af året. Området huser bl.a. ikke-ynglende fugle fra Europa og fra den sydlige halvkugle (fx hhv. ride og storskråpe), fældende fugle fra Canada (f.eks. strømand) og overvintrende fugle fra en lang række yngleområder i Nordatlanten (f.eks. polarlomvier fra Island og Svalbard). Alene i den kystnære del af Sydvestgrønland skønnes antallet af overvintrende fugle at være højere end 3,5 millioner, og en meget stor del af disse findes i vurderingsområdet. Hertil kommer at mange kongeederfugle finder deres føde på det relativt lave vand på offshore-banker, og at et ukendt, men stort, antal lomvier, lunder, rider og især søkonger udnytter områder længere til havs (Boertmann et al. 2004, Boertmann et al. 2006). Store antal af ederfugle, lomvier og søkonger passerer antageligt også gennem vurderingsområdet under deres træk frem og tilbage mellem vinterkvarterer i Sydvestgrønland og ynglepladser i den nordlige del af Baffin Bugt og i det østlige Canada (Mosbech et al. 2006a, Mosbech et al. 2006b, Mosbech et al. 2007, Boertmann et al. 2009). Antallet af fugle som potentielt kan påvirkes af et stort olieudslip i vurderingsområdet kan derfor være endog meget stort. På deres forårstræk nordpå gennem Davis Strædet antages polarlomvier og søkonger at følge iskanten langs den

vestlige pakis, hvor også olie vil have en tendens til at akkumuleres i tilfælde af et udslip.

11.2.8 Et olieudslips indvirkninger på havpattedyr

Havpattedyr er relativt robuste og kan generelt overleve kortvarig tilsmudsning og kontakt med olie, dog med undtagelse af isbjørne og sælunger, for hvem selv korte eksponeringer kan være dødelige (Geraci & St. Aubin 1990).

Sælunger er meget følsomme over for direkte oliering, fordi de ikke har udviklet et isolerende spæklag og derfor stadig er afhængige af deres ungepels isolerende evner (Geraci & St. Aubin 1990). Klapmydsen er særlig følsom i denne henseende, fordi ynglefelterne er beliggende inden for vurderingsområdet langs den østlige kant af pakisen i Davis Strædet. For isbjørn indebærer kontakt med olie også tab af pelsens isolerende egenskaber. Isbjørne kan få olie på sig, når de svømmer mellem isflagerne og vil uundgåeligt indtage olie, når de rengør sig ved at slikke pelsen. Begge dele kan være dødeligt. Antallet af isbjørne i vurderingsområdet er dog lavt, og deres forekomst er afhængig af tilstedeværelsen af havis.

Havpattedyr er nød til at komme op til overfladen for at ånde. Derfor udgør inhalation af oliedampe en potentiel fare for sæler og hvaler. En nylig rapport tyder på, at dødeligheden hos spækhuggere efter Exxon Valdez-oliespildet i 1989 var relateret til indånding af oliedampe fra udslippet (Matkin et al. 2008). Disse spækhuggere undgik ikke olieudslippet og blev observeret mens de dykkede ud det oliedækkede vand for at ånde. Spættede sæler fundet døde kort efter Exxon Valdez-oliespildet udviste tegn på hjerne-skader forårsaget af olieeksponering, og mange af disse sæler var desorienterede og sløve en tid før de døde (Spraker et al. 1994). I perioder med is, hvor olie kan udfylde mellemrummene mellem isflagerne, kan risikoen for indånding af giftige dampe være endnu mere alvorlig, fordi havpattedyrene er tvunget til at søge overfladen disse isfrie steder, hvor olien kan samles.

Der er også bekymring for skade på øjenvæv ved kontakt med olie, og for toksiske virkninger og skader i mavetarmkanalen, hvis olien indtages under fouragering ved havoverfladen (Albert 1981, Braithwaite et al. 1983, St. Aubin 1990). Hvaler der fouragerer i eller nær havoverfladen, såsom grønlandshval, våge-, fin-, sej-, blå- og pukkelhval er specielt udsatte. Desuden er bardehvaler i fare under selv korte eksponeringer af olie, fordi de lever af at filtrere byttefyldt vand gennem deres barder. Indvirkningen af tilsmudsning af barderne med olie og de langsigtede virkninger kendes ikke, men formodes at kunne påvirke filtreringssystemet (Werth 2001).

Risikoen for lange eksponeringer, såsom indånding af oliedampe, indtagelse af olie og oliens kontakt med øjenvæv, forværres fordi dyrene måske ikke er i stand til at opfatte olie som en fare. Havpattedyr er gentagne gange rapporteret svømmende direkte ind olieudslip (f.eks. Harvey & Dalheim 1994, Smultea & Würsig 1995, Anon 2003a, Matkin et al. 2008).

Som topprædatorer er havpattedyr udsat for at blive påvirket gennem giftige stoffer, der ophobes i fødekæden. Hvalrosser er særligt følsomme, fordi de lever af muslinger nedgravet i havbunden i lavvandede farvande, hvor giftige koncentrationer af olie kan nå havbunden. Remmesæler er også sårbare, da deres kost indeholder bentiske organismer såsom børsteorme, muslinger og søpølser.

De arter havpattedyr, der kunne rammes af et olieudslip om vinteren i vurderingsområdet, omfatter remmesæl, klapmyds, ringsæl, spættet sæl, grønlandshval, narhval, hvidhval, isbjørn, marsvin og lejlighedsvis også hvalros, døgling og kaskelot.

Spættede sæler er særligt sårbare, fordi de er udryddelsestruede i Grønland og bevarelsen af den tilbageværende population, der stadig findes i vurderingsområdet, er afgørende for hele bestanden. Klapmyds er, som tidligere nævnt, også meget sårbar, da dens ynglefelter ligger ved den østlige kant af pakisen i Davis Strædet. Almindelige havpattedyr i vurderingsområdet om sommeren omfatter grønlandssæl, klapmyds, ringsæl, finhval, pukkelhval, vågehval, sejhval, marsvin, hvidnæse, døgling, kaskelot, og grindehval. Blåhvalen forekommer kun sjældent i vurderingsområdet, men er sårbar på grund af en meget lille bestand, hvor selv overlevelsen af enkeltindivider har betydning for bestandens genvækst.

Vurdering af olierelateret dødelighed hos havpattedyr er svær, da de døde dyr sjældent findes mens de er egnede til obduktion. En øget dødelighed hos spækhuggere, havoddere og spættede sæler under Exxon Valdez-oliespildet 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-oliespildet i 2010 fra gennemsnitligt 17 strandinger om året i 2003-2007 til 101 i 2010. Begge tal forventes dog kun at repræsentere en lille fraktion (ca. 2 %) af den sande dødelighed (Williams et al. 2011).

Bankerne på vurderingsområdets shelf er vigtige fourageringsområder for sæler og bardehvaler. Hvis deres byttedyr er forurenede med giftige stoffer fra et olieudslip, kan det påvirke de topprædatorer, der er afhængige af dette fourageringsområde.

11.2.9 Langtidsvirkninger

En syntese af 14 års studier af Exxon Valdez-oliespildet i Prince William Sound er blevet offentliggjort i tidsskriftet 'Science' (Peterson et al. 2003), og her er det dokumenteret, at der forekommer forsinkede, kroniske og indirekte virkninger fra den marine olieforurening. Olien forblev i mere end et årti i visse kystnære habitater i overraskende store mængder og i stærkt giftige former. Olien var tilstrækkeligt bio-tilgængelig til at fremkalde kronisk biologisk eksponering, og havde langsigtede indvirkninger på bestandsniveau. Stærkt olieret groft sediment dannede underjordiske reservoirer af olie, der hvor de var beskyttede mod forvitring og bortskylning i tidevandszonen.

I disse habitater udviste f.eks. strøømænd, der åd bentiske invertebrater, klare forskelle mellem olierede og ikke-olierede kyster. Olierede kyster indeholdt afgiftningssenzymet CYP1A endnu ni år efter udslippet. Samtidig udviste de en højere dødelighed (22 % mod 16 %), deres vægt var lavere og bestanden gik ned, hvor bestanden på ikke-olierede kyster var stabil (Peterson et al 2003). Olien findes stadig i miljøet, og både strøømænd og andre bestande af kystfugle vurderes endnu som 'i genetableringsfasen' (NOAA 2010).

Langsigtede kroniske virkninger af olie på havpattedyr kan omfatte nedsat overlevelse og lavere reproduktiv succes (NOAA 2011b). I det første år efter Exxon Valdez-udslippet i 1989 havde en velkendt gruppe lokale spækhuggere et tab på 41 %, og gruppen har ikke reproduceret sig siden udslippet

(Matkin et al 2008). Årsagen til den tilsyneladende sterilitet er ukendt, men dette tilfælde viser, at umiddelbar død ikke er den eneste faktor, der kan føre til en langsigtet bestandsnedgang.

Mange kyster i vurderingsområdet i Vestgrønland har samme morfologi som kysterne i Prince William Sound, hvor olien blev fanget. Dette indikerer, at lignende langsigtede konsekvenser må forventes i vurderingsområdet, hvis et oliespild rammer kysterne.

En anden indikation af langsigtede virkninger blev registreret 17 måneder efter Prestige-udslippet ud for det nordlige Spanien i november 2002. Øgede PAH-niveauer blev fundet i både voksne måger og i deres unger, hvilket ikke kun indikerer en eksponering fra den resterende olie i miljøet, men også, at forurenende stoffer er blevet indarbejdet i fødekæden, da ungerne kun kan være udsat for forurenede organismer gennem deres kost (fx fisk og krebsdyr) (Alonso-Alvarez et al. 2007, Perez et al. 2008).

11.2.10 Forebyggelse af oliespild

Risiko for olieudslip og de potentielle konsekvenser kan minimeres med høje HSE standarder, brugen af BAT og BEP og et højt oliebekæmpelsesberedskab. Men oliebekæmpelse er især vanskelig om vinteren på grund af barske vejrforhold, og i dele af vurderingsområdet vil is forhindre en effektiv opsamling.

Et vigtigt redskab i planlægningen og gennemførelsen af bekæmpelse af oliespild er den kortlægning af følsomhed for olieudslip, som er blevet gennemført i vurderingsområdet, men som bør ajourføres (Mosbech et al. 2000). Se også næste afsnit, 11.3.

En supplerende måde at mindske den potentielle indvirkning på dyrebestande, der er følsomme over for oliespild, fx havfugle, fisk og havpattedyr, er at forsøge at forvalte bestandene ved at regulere andre menneskeskabte pres på bestanden (såsom jagt), så de er bedre i stand til at kompensere for en ekstra dødelighed fra et olieudslip.

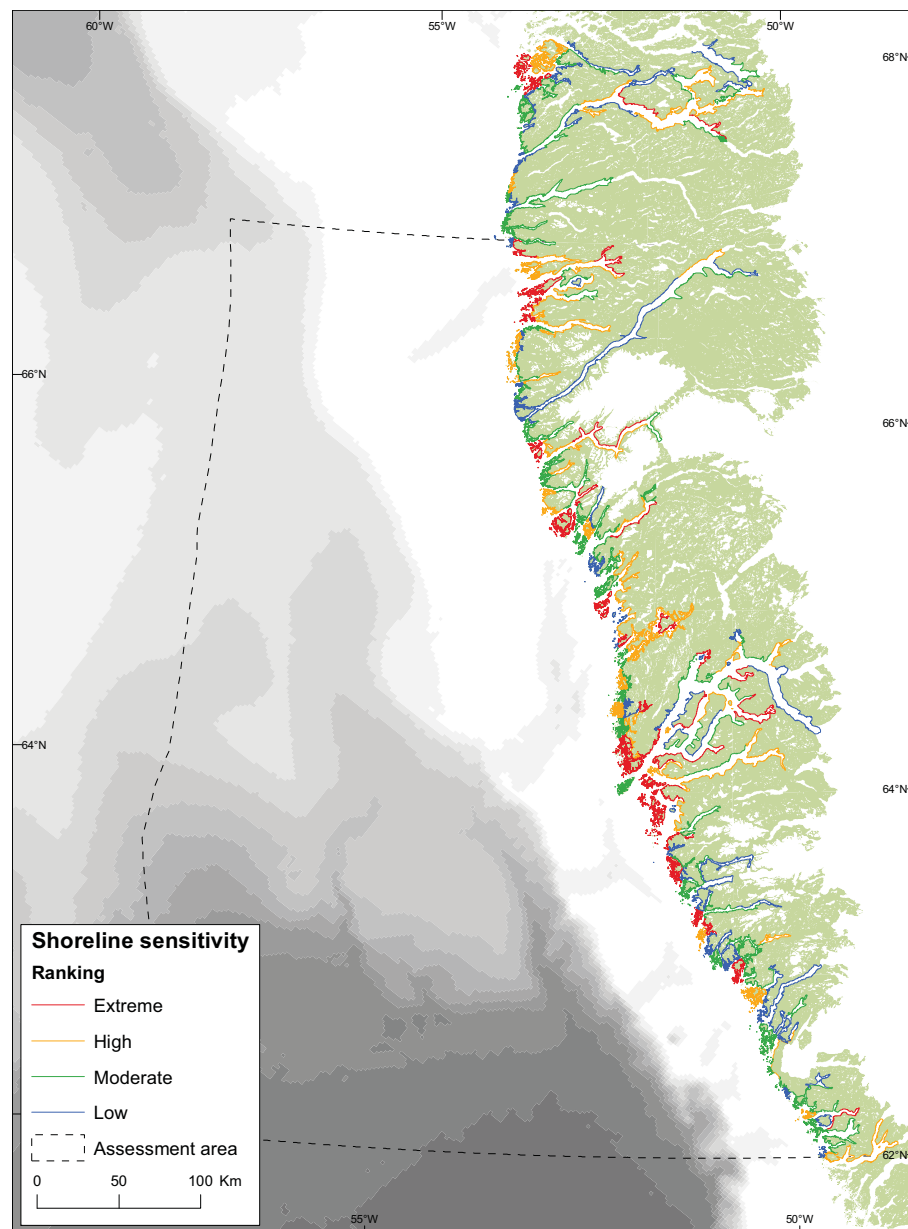
Før olie aktiviteter overhovedet indledes er det meget vigtigt at give information til de lokale samfund, både på regionalt og lokalt plan. I forbindelse med afværgeforanstaltninger bør oplysninger om aktiviteter, der kan forårsage forstyrrelser meddeles til f.eks. lokale myndigheder og fangernes organisationer, da fangsten kan blive påvirket af f.eks. fortrængning af vigtige arter. Sådanne oplysninger kan hjælpe fangere og fiskere til at planlægge deres aktiviteter i overensstemmelse hermed.

11.3 Kortlægning af områder, der er følsomme over for oliespild

Kysten af vurderingsområdet er blevet kortlagt i henhold til dens følsomhed over for olieudslip (Mosbech et al. 2000). Dette atlas integrerer al tilgængelig viden om kystmorfologi, biologi, ressourceudnyttelse og arkæologi. Det klassificerer kystdele af ca. 50 km i længden i henhold til deres følsomhed over for marine olieudslip. Denne klassificering er vist på kortblade og andre kortblade viser kysttype, logistik og foreslåede metoder til bekæmpelse af oliespild. Omfattende beskrivelser af isforhold, klima og oceanografi er også medtaget.

En oversigt over følsomheds-klassificeringen af kysterne i vurderingsområdet ses i Fig. 11.3.1. En stor del af kysten er klassificeret som meget eller ekstremt følsom over for oliespild, især i den centrale og nordlige del af vurderingsområdet. Det skal bemærkes, at dette følsomheds-atlas (Mosbech et al. 2000) blev offentliggjort for 10 år siden, og det anbefales at udarbejde en opdateret version, der inkorporerer de nyeste informationer.

Figur 11.3.1. Kysterne i vurderingsområdets følsomhed over for oliespild i henhold til atlas over kysternes følsomhed for oliespild (Mosbech et al. 2000). Extreme = ekstremt, High = høj, Moderate = moderat, Low = lav, Assessment area = vurderingsområdet.



11.3.1 Sæsonvis sammenfatning af offshore oliespildsfølsomhed

I relation til denne strategiske miljøvurdering er klassificering af offshore områder særlig relevant, og er her opdateret med de nyeste tilgængelige data (Fig. 11.3.2). Offshore-områderne blev defineret på grundlag af en klyngeanalyse for at finde økologisk vigtige områder, og de fire årstider blev beregnet enkeltvis. Klyngeanalysen omfattede tolv variable: lufttemperatur, lufttryk, havoverfladens temperatur (to forskellige målinger), temperatur i en dybde af 30 m, saltholdighed i overfladen og i 30 m dybde, vindhastighed, isdække, havdybde, hældning af havbund og afstand til kysten (for detaljer se Mosbech et al. 2004b).

For hver sæson og hvert offshore-område er forskellige symboler vist i Fig. 11.3.2 for vigtige arter eller artsgrupper efter deres relative talrighed. For hver sæson er den relative følsomhed over for olieudslip beregnet for hvert offshore-område, og angivet med en spændvidde fra lav til ekstrem følsomhed. Denne klassifikation er baseret på den relative talrighed af ressourcerne, men også på artsspecifikke følsomhedsværdier, et 'oil residency index' (index over hvor længe olie vil forblive i en forurenede område), en menneskelig brugsfaktor og et par andre parametre. Det bør bemærkes, at følsomhedsrangeringerne vist i Fig. 11.3.2 er relative for hver sæson.

En direkte sammenligning af sæsonerne for vurderingsområdet, baseret på absolutte følsomhedsværdier og på et gennemsnit på tværs af alle offshore områder, viser, at vinteren er den mest følsomme sæson over for oliespild (indekssværdi 48), tæt fulgt af forår og efterår (begge indekssværdi 46), mens sommeren er mindst følsom over for olieudslip (indekssværdi 36). En generel grund til at vinter, forår og efterår er relativt mere følsomme end sommer, er det store antal overvintrende/trækkende havfugle, som alle er meget følsomme over for oliespild (især alkefugle og havdykænder). For flere detaljer se den sæsonmæssige beskrivelse nedenfor.

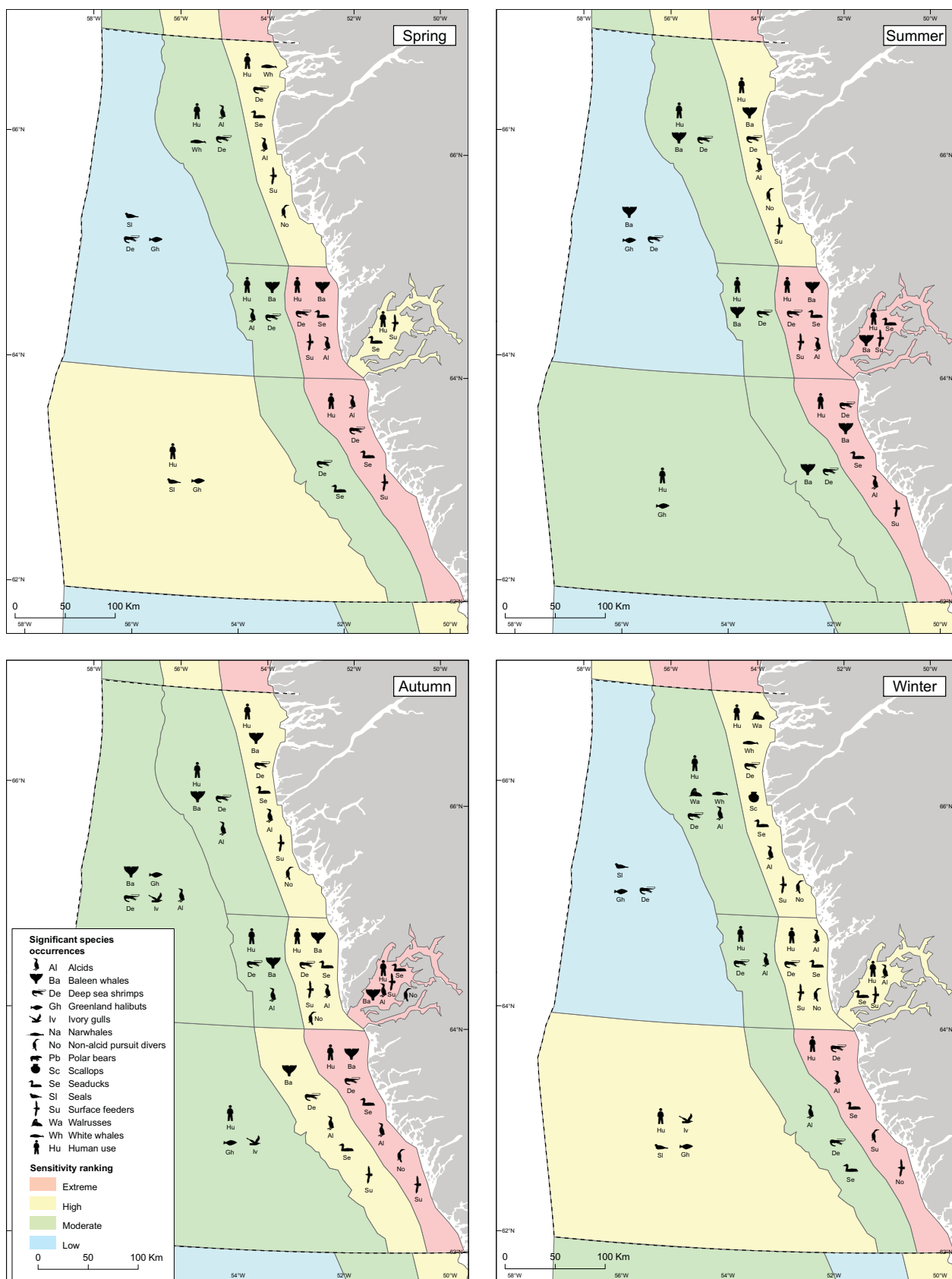
Forår (april/maj-juni)

Afhængigt af vinterens hårdhed kan iskanten af vestisen stadig være til stede i den nordlige og vestlige del af vurderingsområdet, men i begyndelsen af maj er der normalt åbent vand i hele området. Mens havisen går i opløsning og forsvinder, indleder et stort antal overvintrende alkefugle og havdykænder deres træk ud af vurderingsområdet og mod yngleområderne nord, vest eller øst for Sydvestgrønland. Et stort antal rider og mallebukker, der har overvintret længere sydpå, passerer også gennem vurderingsområdet på vej til ynglekolonier længere mod nord. Mens mange fuglearter forlader eller trækker gennem vurderingsområdet i løbet af foråret, bevæger bardehvaler sig nordpå for at bruge vurderingsområdet som en del af deres sommeropholdsområde. De drager nytte af de produktive upwellingsområder på bankerne og af byttedyr som krill, lodde og tobis, der er særligt vigtige for hvalerne. Om foråret bevæger store stimer af lodde og stenbider sig mod kysterne, hvor de gyder i tidevandszonen. Dette tiltrækker både havfugle og havpattedyr.

Følsomhedsklassificeringen af offshoreområder (Fig. 11.3.2) viser, at de kystnære offshore havområder er klassificeret som meget følsomme eller ekstremt følsomme over for oliespild i løbet af foråret. Dette skyldes især det store antal af overvintrende/trækkende fugle og omfattende menneskelig udnyttelse. Især fiskeri efter rejer og krabber er vigtig i de kystnære offshore-blokke, men også jagt og kystnært fiskeri. Offshore-blokken i det sydvestlige hjørne af vurderingsområdet er også klassificeret som meget følsom over for oliespild pga. det omfattende fiskeri efter hellefisk (Fig. 5.1.3), og pga. klapmydsens ynglefelter i den vestlige del af pakisen i marts og april.

Sommer (juli-august)

Af mange af de samme grunde som nævnt ovenfor for forårsperioden, dvs. især bardehvaler, menneskets fangst af rejer og krabber og mange havfugle, er de kystnære offshoreområder klassificeret som meget følsomme eller ekstremt følsomme over for oliespild i løbet af sommeren (Fig. 11.3.2); selv om det er relativt mindre følsomt end på andre årstider (se ovenfor).



Figur 11.3.2. Følsomhed over for oliespild i offshore områder i vurderingsområdet, delvist baseret på og videreudviklet fra atlas over kysternes følsomhed for oliespild (Mosbech et al. 2000). Symbolerne viser de hyppigst forekommende arter eller artsgrupper. Se tekst for detaljer. Spring = forår, sommer = sommer, autumn = efterår, winter = vinter. Significant species occurrences = forekomsten af vigtige arter. Al = alcids = alkefugle, Ba = baleen whales = bardehvaler, De = deep sea shrimps = rejer, Gh = Greenland halibut = hellefisk, Iv = ivory gull = ismåger, Na = narwhals = narhvaler, No = non-alcid pursuit divers = fiske- og planktonædende havfugle (bortset fra alkefugle), Pb = polar bears = isbjørne, Sc = scallops = kammuslinger, Se = seaducks = havdykænder, Sl = seals = sæler, Su = surface feeders = organismer (primært fugle) som finder deres føde på havoverfaden, Wa = walrus = hvalrosser, Wh = white whales = hvidhvaler, Hu = human use = menneskelig udnyttelse.

Selv om de fleste overvintrende fugle nu har forladt vurderingsområdet, er der stadig en række ynglefugle (ca. 20 arter), som i vid udstrækning fouragerer i offshoreområder. Desuden anvender oversomrende ikke-ynglende havfugle shelf-områderne, mens andre ikke-ynglende havfugle udnytter de kystnære områder under deres fældning

Efterår (september-november)

Om efteråret er de kystnære offshoreområder stadig klassificeret som de mest følsomme områder i forhold til oliespild (Fig. 11.3.2). Alkefugle og havdykænder fra en lang række ynglepladser vender nu tilbage til vurderingsområdet, hvilket øger mængden af fugle. Bardehvalerne begynder gradvist deres vandring sydpå, men antallet er fortsat højt i det meste af perioden. Reje- og krabbefiskeriet er stadig vigtigt.

Om efteråret er også den midterste offshoreblok i den sydlige del klassificeret som meget følsom over for oliespild. Dette skyldes primært, at der ankommer en mængde lomvier, søkonger, lunder, storskråper, rider og mallemukker til dette område.

Vinter (december-april)

Vinteren er generelt den mest følsomme periode på året, hvilket i høj grad skyldes de mange havfugle, der overvintrer i vurderingsområdet.

Igen er de kystnære offshoreområder klassificeret som nogle af de mere følsomme blokke (Fig. 11.3.2). Ud over de mange overvintrende havfugle, er den menneskelige udnyttelse omfattende igennem hele perioden (havfuglejagt, reje- og krabbefiskeri), og overvintringsområdet for hvidhvaler når ned i den nordøstlige offshoreblok. I kolde vintre kan de sydlige områder blive mere og mere vigtige, da den vestlige pakis kan tvinge dyrene mod syd.

Som tilfældet er om foråret, er offshoreblokken i det sydvestlige hjørne af vurderingsområdet klassificeret som meget følsom over for oliespild. Igen er det det omfattende fiskeri efter hellefisk (Fig. 5.1.3) og ynglefeltet for klapmydser i den vestlige del af pakisen i marts og april, der er de vigtigste bidragydere til følsomhedsindekset.

12 Foreløbig identifikation af informationsbehov og videnshuller til brug for miljøforvaltning og regulering af olieaktiviteter i Davis Strædet

Anders Mosbech (AU) & Fernando Ugarte (GN)

12.1 Videnshuller

I Davis Strædet findes der en række mangler i vores viden, der skal udfyldes med henblik på at: a) vurdere, planlægge og regulere aktiviteter, så risikoen for påvirkninger af miljøet minimeres; b) identificere de mest følsomme områder, og c) tilvejebringe et grundlag for 'før og efter' undersøgelser i tilfælde af påvirkninger fra store uheld. Desuden sker klimaændringerne i Arktis hurtigt, og ændrer de økologiske betingelser. Disse forhold kræver langtidsstudier og overvågning for at forstå økosystemets dynamik og virkningerne af menneskelige aktiviteter. Lange tidsserier er uvurderlige, og et koordineret langsigtet overvågningsprogram bør overvejes. Et program af denne art vil kunne drage fordel af eksisterende overvågning af udnyttede arter og af de internationale standarder, som er ved at blive udviklet af Circumpolar Biodiversity Monitoring Program under Arktisk Råds Kommission for Bevarelse af de Arktiske Dyr og Planter (Conservation of Arctic Flora and Fauna; CAFF).

Nedenfor anføres en kommenteret liste over de vigtigste informationsbehov og videnshuller i forhold til kulbrinteaktiviteter i vurderingsområdet i Davis Strædet. Listen er ikke udtømmende, idet nye videnshuller kan opstå, for eksempel når konsekvenserne af klimaændringerne bliver mere synlige.

Nogle af videnshullerne er specifikke for vurderingsområdet, mens andre gælder for alle kulbrinteaktiviteter i Arktis, jf. Arktisk Råds 'Oil and Gas Assessment' (Skjoldal et al. 2007). De sidstnævnte bør imødegås ved fælles international forskning, og Grønlands deltagelse heri kan sikre, at bestemte grønlandske perspektiver inkluderes. De vigtigste af disse er også anført nedenfor.

12.1.1 Specifikke videnshuller for vurderingsområdet

Steder med tilbagevendende offshore hotspots med høj biologisk produktivitet og biodiversitet

Relevans: Sådanne hotspots omfatter forudsigeligt tilbagevendende områder med lokaliseret (i tid og rum) primærproduktion, høje koncentrationer af fiske- og rejelarver, zooplankton, havfugle og havpattedyr. Sådanne steder er følsomme over for oliestild og mulige udledninger af produktionsvand (vand med olierester udledt under olieproduktion).

Metoder: Optællinger, fjernregistrering og modellering af oceanografiske data.

Reje- og snekrabbelarvers udbredelse, drift og 'etablering' i Davis Strædet

Relevans: Rejefiskeriet er det vigtigste erhverv i Grønland, og fangsten af snekrabber er også et vigtigt fiskeri. Larverne fra disse to arter bevæger sig

passivt i den øvre del af vandsøjlen, hvor de kan blive udsat for olieudslip og produktionsvand. Det er vigtigt, at identificere rekrutteringsområder og tilbagevendende koncentrationer, herunder larvernes dybdeudbredelse.

Metoder: Studier af rejer og snekrabbers tidlige livshistorie, herunder larvernes drift, variation i 'etableringen' på havbunden, forekomst af bundlevende stadier og interaktion med klimaændringer. Dedikerede feltstudier og modellering.

Bentisk flora og fauna – identifikation af følsomme områder og baseline undersøgelser (mangfoldighed, rumlig variation, biomasse, primærproduktion)

Relevans: Bentisk flora og fauna er følsom over for olieudslip, for placering af strukturer og udledning af boremudder. Svampehaver og koldtandskoralrev er særligt følsomme over for sedimentation fra boremudder og borepåner. Følsomme bentiske områder er vigtige at tage i betragtning, når undersøiske aktiviteter skal finde sted, og når boresteder skal fastlægges. For kysthabitater (subtidale og tidale zoner) er viden om havbundens flora og fauna især vigtig for fastlæggelse af de mest følsomme områder, således at afværgeforanstaltninger potentielt kan etableres sådanne steder under et oliespild.

Metoder: Dedikerede regionale (strategiske) feltundersøgelser i kombination med de stedspecifikke studier der gennemføres af licensholderne.

Fisk – biologi, gydeområder, relationer mellem stammer af vigtige arter (især hellefisk, lodde, tobis, stenbider, torsk)

Relevans: Fisk, især æg og larver, kan være følsomme over for oliespild og produktionsvand, og fisk kan få afsmag, hvis der er oliekomponenter i sedimentet. Voksne fisk kan fortrænges af akustiske aktiviteter, såsom seismiske undersøgelser, og denne fortrængning kan påvirke rekrutteringen, hvis gydende fisk bliver skræmt væk fra optimale gydepladser.

Metoder: Dedikerede undersøgelser, mærkning, modellering og andre metoder for at stedfæste vigtige gydepladser, herunder dybden hvor gydningen finder sted, larvernes drift og bufferområder med høje koncentrationer af larver. Dette er især relevant for hellefisk, hvis vigtigste gydepladser findes i den centrale del af Davis Strædet, og for arter, der gyder i kystområder, hvor oliekoncentrationerne kan være høje under et olieudslip. Adfærdsmæssige og fysiologiske eksperimenter af reaktionerne hos udvalgte lokale fisk på lyde fra seismiske undersøgelser.

Havfugle – udbredelse og talrigdom af ynglende og overvintrende fugle, trækbevægelser og koncentrationer, bestandsafgrænsninger og populationsdynamik, især hos arter i tilbagegang og hos dårligt undersøgte arter

Relevans: Havfugle er meget følsomme over for oliespild, og viden om koncentrationer af havfugle i bestemte områder er vigtig for at forebygge påvirkninger. Vurderingsområdet er et internationalt vigtigt overvintringsområde for havfugle fra hele Nordatlanten.

Metoder: Optællinger og økologiske studier i havfuglekolonier. Sporing af trækfugle via satellitsendere, geo-dataloggere, bio-loggere og molekylære teknikker kombineret med dedikerede undersøgelser med skib og fly (i kombination med de hotspot-undersøgelser, der er anført ovenfor).

Havpattedyr – udbredelse og talrigheid, relation til havis, afgrænsning af bestande og vandringer, generel biologisk viden om mindre kendte arter og truede arter

Relevans: Havpattedyr er følsomme over for olieudslip og menneskeskabt støj. For at afbøde virkningerne og forstå konsekvenserne af disse påvirkninger er det vigtigt at vide, hvor havpattedyrene er, hvorfor de er der, og hvad deres status er.

Metoder: Sporing ved hjælp af satellitsendere og bio-loggere, dedikerede undersøgelser, passiv akustisk overvågning (PAM), molekylære undersøgelser og fangst-genfangst (mærker, biopsier eller foto-ID, afhængig af art).

Havpattedyr – reaktioner på støj fra borer og seismiske undersøgelser

Relevans: Havpattedyr er følsomme for støj, og der er risiko for fortrængning fra kritisk vigtige habitater, især hos hvaler, hvis der er en kumulativ virkning af samtidige aktiviteter i adskillige licensblokke. Viden om reaktionsafstand og potentialet for tilvænning til støj er vigtig.

Metoder: Feltstudier, passiv akustisk overvågning, satellitsporing.

12.2 Videnshuller fælles for Arktis

Virkningerne af olie og forskellige oliekomponenter på marine organismer er til en vis grad blevet undersøgt i laboratorier. Virkningerne i naturen og især i Arktis er dog mindre kendte, og fordi den arktiske fødekæde er afhængig af nogle få udvalgte arter, vil det være meget relevant at undersøge virkningerne på disse med henblik på at vurdere og afbøde potentielle påvirkninger. Der bør etableres vurderingskriterier og passende overvågningsstrategier.

Nedenfor anføres nogle vigtige spørgsmål, der bør adresseres, før olieproduktion er indledt i Grønland. Nogle af disse bør adresseres i internationale forskningssamarbejder. Mange af dem handler om, hvordan spild og udslip opfører sig og hvordan de påvirker organismer under arktiske forhold.

I forhold til oliespild er det vigtigt at få adresseret følgende spørgsmål:

- Biologiske virkninger af og følsomhed over for PAH'er og andre oliekomponenter hos vigtige arter (f.eks. tobis, lodde) under arktiske forhold
- Graden af nedbrydning af olie og kemikalier i arktiske farvande og sedimenter
- Olieamper og deres indvirkning på havpattedyr.

Lignende spørgsmål i forbindelse med produktionsvand er:

- Skæbne, opførsel og toksicitet af produktionsvand i kolde og isdækkede farvande
- Biologiske virkninger på og følsomheden hos vigtige arter (f.eks. tobis, lodde) af de forskellige komponenter i produktionsvand.

Interaktion af kontaminanter:

- Der mangler viden om samspillet mellem virkningerne af olierelateret forurening og andre forurenende stoffer såsom POP'er og tungmetaller, for arter der lever i vurderingsområdet. Integrerede studier angående disse spørgsmål er nødvendige.

12.2.1 Økotoksikologisk overvågning

Vurderingskriterier skal etableres ved hjælp af biologiske indikatorer for at vurdere, om der sker en uacceptabel påvirkning fra udledninger. Disse vil blive baseret på økotoksikologiske test, der dækker følsomhedsspændet hos de relevante arter på forskellige trofiske niveauer. For at etablere sådanne miljømæssige vurderingskriterier (EAC; environmental assessment criteria), skal toksikologiske test udvikles eller tilpasses ved hjælp af relevante arter fra Davis Strædet. Der bør udvikles viden om arternes følsomhed, deres vurderingskriterier samt en passende overvågningsstrategi.

12.3 Forslag til et nyt miljøundersøgelsesprogram

Baseret på denne indledende strategiske miljøvurdering for vurderingsområdet i Davis Strædet, foreslår DCE og GN at udvikle et strategisk miljøundersøgelsesprogram for området for at styrke vidensgrundlaget for planlægning, risikobegrænsning og regulering af olieaktiviteter. Undersøgelsesprogrammet vil inkludere en opdateret miljøvurdering og et opdateret atlas over kystområder der er særligt følsomme for oliespild.

13 Referencer

ACIA (2005). Impacts of a warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment (ACIA). Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Acquarone M, Born E, Speakman J (2006). Walrus (*Odobenus rosmarus*) field metabolic rate measured by the doubly labeled water method. *Aquatic Mammal* 32: 363-369.

Akvaplan-niva, Acona (2003). Muligheter for og konsekvenser ved deponering av borekaks på land og konsekvenser ved reinjeksjon. Akvaplan-niva. Tromsø. Unpublished Report.

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, Lopez-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 W, Renaud P (1995). Benthic response to water column productivity patterns: Evidence for benthic-pelagic coupling in the Northeast water polynia. *Journal of Geophysical Research* 100: 4411-4421.

Amstrup SC, Marcot BG, Douglas DC (2007). Forecasting the rangewide status of polar bears at selected times in the 21st century. USGS Alaska Science Center. Anchorage. Administrative Report.

Amstrup SC, Marcot BG, Douglas DC (2008). A Bayesian Network Modeling Approach to Forecasting the 21st century worldwide status of polar bears. In: DeWeaver ET, Bitz CM, Tremblay LB (eds) Arctic sea ice decline: observations, projections, mechanisms, and implications. Geophysical Monograph 180, American Geophysical Union, Washington, DC, p. 213-268.

Andersen JB, Böcher J, Guttman B, Johnsen I, Kampp K, Skov H, Wegeberg S (2005). Baseline Ecological Survey - Thule Air Base. Zoological and Botanical Inventory of the Thule Air Base and north Star Bay. DHI Water & Environment. 181 pp.

Andersen JM, Y. F. Wiersma, G. Stenson, M. O. Hammill, and A. Rosing-Asvid. (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 Fish Science 42: 1-11.

Andersen LW, Born EW (2000). Indications of two genetically different subpopulations of Atlantic walruses (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in west and northwest Greenland. Canadian Journal of Zoology 78: 1999-2009.

Andersen LW, Born EW, Dietz R, Haug T, Oien 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, Born EW, Doidge DW, Gjertz I, Wiig Ø, Waples RS (2009a). Genetic signals of historic and recent migration between sub-populations of Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) west and east of Greenland. Endangered Species Research Doi:10.3354/esr00242: 1-15.

Andersen LW, Born EW, Gjertz I, Wiig O, Holm LE, Bendixen C (1998). Population structure and gene flow of the Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in the eastern Atlantic Arctic based on mitochondrial DNA and microsatellite variation. Molecular Ecology 7: 1323-1336.

Andersen LW, Born EW, Stewart REA, Dietz R, Doidge DW, Lanthier C (2009b). A genetic comparison of West Greenland and Baffin Island (Canada) walruses: management implications. NAMMCO Scientific Committee Working Group on Walrus Stock Status of Atlantic walrus in Greenland and adjacent seas. Copenhagen, Denmark. 23-26 November 2009. NAMMCO Working Paper SC/17/WWG/06.

Andersen OGN (1985). Forsøgsfiskeri efter tobis i Vestgrønland 1978. Biologiske resultater. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser. Copenhagen. Fiskeri- og Miljøundersøgelser i Grønland serie III, 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 (1987). Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. Norsk Institutt for Naturforskning. Trondheim. Vildtrapport No. 44, 114 pp.

Anon (1978). Bundinvertebrater på Store og Lille Hellefiskebanke og i Holsteinsborgdybet. Marine Identification Agency Aps. Skodsborg, Denmark. Rapport til Ministeriet for Grønland, 102 pp.

Anon (2003a). Cumulative Environmental Effects of Oil and Gas Activities on Alaska's North Slope. National Research Council. The National Academies Press, Washington, D.C.

Anon (2003b). Utredning av konsekvens av helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten-Barentshavet. Olje- og Energiministeriet. Oslo. Sammen-dragsrapport.

Anon (2004a). The 2004 Licence Area 1 (Lady Franklin Basin). A summary of the environment and a preliminary assessment of environmental impacts from exploration and development of hydrocarbon resources. National Environmental Research Institute. Roskilde. Unpublished Report, 28 pp.

Anon (2004b). The 2004 Licence Area 2 (Kangaamiut Basin). A summary of the environment and a preliminary assessment of environmental impacts from exploration and development of hydrocarbon resources. National Environmental Research Institute. Roskilde. Unpublished Report, 29 pp.

Anon (2004c). The 2004 Licence Area 4 (Paamiut Basin). A summary of the environment and a preliminary assessment of environmental impacts from exploration and development of hydrocarbon resources. National Environmental Research Institute. Roskilde. Unpublished Report, 31 pp.

Anon (2005). Marine mammal populations and ocean noise. Determining when noise causes biologically significant effects. National Research Council. The National Academies Press, Washington, D.C.

Anon (2006a). Quotas for the catch of walruses and polar bears for the years 2007-2009. Press release 13 December 2006 (J.no. 66.22/04). Greenland Home Rule Government. Department of Fishery, Hunting and Agriculture, Nuuk.

Anon (2006b). Quotas for the catch of walruses during 1 August-1 December 2006. Press release 20 September 2006 (J.no. 66.22/04). Greenland Home Rule Government. Department of Fishery, Hunting and Agriculture, Nuuk.

Anon (2009). Hjemmestyrets bekendtgørelse nr. 8 af 2. marts 2009 om beskyttelse og fangst af fugle. Executive order by the Government of Greenland.

Anon (2010a). Hvalroskvoter 2010 (Walrus quotas 2010). Government of Greenland.
http://dk.nanoq.gl/Emner/Landsstyre/Departementer/Departement_for_fiske/ri/Nyhedsforside/Nyheder_fra_dep_fiskeri/2010/07/hvalroskvoter.aspx.

Anon (2010b). Hvalroskvoter 2011 (Walrus quotas 2011). Tusagassiorfinnut nalunaarut/Pressemeddelelse (Press release), 30 December 2010. Government of Greenland. Department of Fishery, Hunting and Agriculture, Nuuk.

Anon (2010c). Selvstyrets bekendtgørelse nr. 11 af 16. juli 2010 om beskyttelse og fangst af store hvaler. Executive order by the Government of Greenland.

Anon (2011a). Miljøteknologi. Delutredning til sektorutredning Petroleum og energi. Helheltlig forvaltnionsplan for Nordsjøen. Kartlegging av tignengelig miljøteknologi. Oljedirektoratet. <http://www.npd.no>.

Anon (2011b). Selvstyrets bekendtgørelse nr. 7 af 29. marts 2011 om beskyttelse og fangst af hvid- og narhvaler. Executive order by the Government of Greenland.

APA (2003). Greenland offshore (West Disko) oil development feasibility assessment. Project no. 10166. APA Petroleum Engineering Inc. Unpublished Report.

APNN (2011a). Kvoter for fangst af hvid- og narhval. Press release from the Government of Greenland.

http://dk.nanoq.gl/Emner/Landsstyre/Departementer/Departement_for_fiske/Nyhedsforside/Nyheder_fra_dep_fiskeri/2011/03/hvid_narhval.aspx.

APNN (2011b). 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.

Arendt KE, Nielsen TG, Rysgaard S, Tönnesson K (2010). Differences in plankton community structure along the Godthabsfjord, 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 crustaceans species in Prince William Sound following the Exxon Valdez oil spill. In: Wells PG, Buttler JN, Hughes JS (eds) *The Exxon Valdez oil spill: fate and effects in Alaskan waters*. American Society for Testing and Materials STP1219, 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. *National Resource Modelling* 20: 163-197.

Au WWL, Carder DA, Penner RH, Scronce BL (1985). Demonstration of adaptation in beluga whale echolocation signals. *Journal of the Acoustical Society of America* 77: 726-730.

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.

Barrett RT, Chapdelaine G, nker-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.

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.

Becker S, Walter B, Bischof K (2009). Freezing tolerance and photosynthetic performance of polar seaweeds at low temperatures. Botanica Marina 52: 609-616.

Belikov RA, Bel'kovich VM (2006). High-pitched tonal signals of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) in a summer assemblage off Solovetskii Island in the White Sea. Acoustical physics 52: 125-131.

Belikov RA, Bel'kovich VM (2007). Whistles of beluga whales in the reproductive gathering off Solovetskii Island in the White Sea. Acoustical physics 53: 528-534.

Berge JA, Brevik EM, Bjorge A, Folsvik 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 B, Wilhjámsen H (2006). Cruise report and preliminary results of the Acoustic / pelagic trawl survey off West Greenland for capelin and cod 2006. Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. Unpublished Report, 60 pp.

Bergstrom BI (1991). Yearly immigration of *Pandalus borealis* (Kroyer) into periodically isolated fjord populations. Sarsia 76: 133-140.

Bergstrom BI (2000). The biology of *Pandalus*. Advances in Marine Biology 38: 55-245.

Bergstrom E (2010). Udtalelse om mødet med NAPP og turistaktørerne i Nuuk. Press release from the municipality of Sermersooq. August 13. 2010.

Bertness MD, Leonard GH, Levine JM, Schmidt PR, Ingraham AO (1999). Treating the relative contribution of positive and negative interactions in rocky intertidal communities. 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 F, 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 (2007). Grønlands Rødliste 2007. Grønlands Hjemmestyre & Danmarks Miljøundersøgelser, Nuuk.

Boertmann D (2008a). Harlequin ducks in Greenland. *Waterbirds* 31: 4-7.

Boertmann D (2008b). The lesser black-backed gull, *Larus fuscus*, in Greenland. *Arctic* 61: 129-133.

Boertmann D (in press). Seabirds in the central north Atlantic, September 2006, further evidence for an oceanic seabird aggregation area. *Marine Ornithology*.

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 (1997). Breeding distribution and abundance of the great cormorant *Phalacrocorax carbo* carbo in Greenland. *Polar Research* 16: 93-100.

Boertmann D, Mosbech A (2001). 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 (2002). Molting Harlequin ducks in Greenland. *Waterbirds* 25: 326-332.

Boertmann D, Mosbech A (eds) (2011). Eastern Baffin Bay. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. DCE - Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University, Roskilde. DCE Scientific Report No. 9, 270 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.

Boertmann D, Tougaard J, Johansen K, Mosbech A (2010). Guidelines to environmental impact assessment of seismic activities in Greenland waters. 2nd edition. National Environmental Research Institute, Aarhus University. Roskilde. NERI Technical Report No. 785.

Boje J (2002). Interminingling and seasonal migrations of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) populations determined from tagging studies. *Fishery Bulletin* 100: 414-422.

Booth JA (1984). The epontic algal community of the edge zone and its significance to the Davis Strait ecosystem. *Arctic*: 234-243.

Born E (2005). An assessment of the effects of hunting and climate on walruses in Greenland. Greenland Institute of Natural Resources and Oslo University, Nuuk, Greenland.

Born E, Dietz R, Heide-Jørgensen MP (1982). Catch and distribution of walrus (*Odobenus rosmarus*) in West Greenland International Council for Exploration of the Sea (ICES). Copenhagen. ICES Report C.M. 1982/N:10, 27 pp.

Born E, Gjertz I, Reeves RR (1995). Population assessment of Atlantic walrus. *Norsk Polarinstituts Meddelser* 138: p. 1-100.

Born E, Rysgaard S, Ehlmé G, Sejr M, Acquarone M, Levermann N (2003). Underwater observations of foraging free-living Atlantic walruses (*Odobenus rosmarus*) and estimates of their food consumption. *Polar Biology* 26: 348-357.

Born EW (2001). Reproduction in female Atlantic walruses (*Odobenus rosmarus rosmarus*) from Northwest Greenland. *Journal of Zoology* 255: 165-174.

- Born EW (2003). Reproduction in male Atlantic walruses (*Odobenus rosmarus rosmarus*) from the North Water (N Baffin Bay). *Marine Mammal Science* 19: 819-831.
- Born EW, Acquarone M, Knutsen LØ, Toudal E (2005). Homing behaviour in an Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*). *Aquatic Mammals* 31: 23-33.
- Born EW, Andersen LW, Gjertz I, Wiig O (2001). A review of the genetic relationships of Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) east and west of Greenland. *Polar Biology* 24: 713-718.
- Born EW, Heide-Jørgensen MP, Davis RA (1994). The Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in West Greenland. *Meddelelser om Grønland, Bioscience* 40: 1-33.
- Born EW, Kingsley MCS, Riget 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 acutorostrata*. *Wildlife Biology* 13: 84-97.
- Born EW, Knutsen LØ (1990). Satellite tracking and behavioural observations of Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in NE Greenland in 1989. Greenland Home Rule, Dept. of Environment and Nature. Nuuk. Technical Report No. 20, 68 pp.
- 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.
- Bowen WD, Myers RA, Hay K (1987). Abundance estimation of a dispersed, dynamic population - hooded seals (*Cystophora cristata*) in the Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 282-295.
- Bowering WR (1984). Migration of Greenland Halibut, *Reinhardtius hippoglossoides*, in the Northwest Atlantic from tagging in the labrador-newfoundland region. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 5: 85-91.
- Bowering WR, Brodie WB (1995). Greenland halibut, *Reinhardtius hippoglossoides*. A review of the dynamics of its distribution and fisheries off eastern Canada and Greenland. In: G. HA (ed) Deep water fisheries of the North Atlantic Slope, Vol 296. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, p. 113-160.
- Bowering WR, Chumakov AK (1989). Distribution and relative abundance of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*, Walbaum) in the Canadian Northwest Atlantic from Davis Strait to the Northern-Grand-Bank. *Fisheries Research* 7: 301-327.

Bowman TD, Schempf PF, Hodges JI (1997). Bald eagle population in Prince William Sound after the Exxon Valdez oil spill. *Journal of Wildlife Management* 61: 962-967.

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.

Boye TK, Simon M, Ugarte F (2011). A note on guidelines for sustainable whale watching in Greenland, with special focus on humpback whales. A report for the Greenland Tourism and Business council and Kommuneqarfik Sermersooq. Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. Unpublished Report.

Braithwaite LF, Aley MG, Slater DL (1983). The effects of oil on the feeding mechanism of the Bowhead whale. Report AA851-CTO-55, prepared for the Department of the Interior, from Brigham Young University, Provo, UT.

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 EAG, Stevenson AG, Howe JA, Carroll JC, 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 Part I: Oceanographic Research Papers* 53: 1865-1879.

Buch E (2000). A monograph on the physical oceanography of the Greenland waters. Danish Meteorological Institute (DMI). Copenhagen. Scientific Report No. 00-12, 405 pp.

Buch E (2002). Present oceanographic conditions in Greenland Waters. Danish Meteorological Institute (DMI). Copenhagen. Scientific Report No. 02-02, 39 pp.

Buch E, Horsted SA, Hovgård H (1994). Fluctuations in occurrence of cod in the Greenland waters and their possible causes. *ICES Marine Science Symposia* 198: 158-174.

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 (2005). Ecosystem variability in West Greenland waters. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 34: 13-28.

Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001). Introduction to Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.

Buckland ST, Bloch D, Cattanaach 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. Cambridge. Report of the International Whaling Commission Special Issue No. 14, p. 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.

Bulleri F, Bertocci I, Micheli F (2002). Interplay of encrusting coralline algae and sea urchins in maintaining alternative habitats. Marine Ecology Progress Series 243: 101-109.

Burger J (1998). Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of common terns. Condor 100: 528-534.

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, SainteMarie B, Shirley TC, Woodby D (eds) Crabs in Cold Water Regions: Biology, Management, and Economics, Vol 19. Lowell Wakefield Fisheries Symposia Series, 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.

CAFF (2010). Arctic Biodiversity Trends 2010 – Selected indicators of change. CAFF International Secretariat. Akureyri, Iceland.

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, Grosvik BF, Gulliksen B, Lonne 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.

Camus L, Olsen GH (2008). Embryo aberrations in sea ice amphipod *Gammarus wilkitzkii* exposed to water soluble fraction of oil. *Marine Environmental Research* 66: 221-222.

Camus L, S. D (2007). Biological impact of oil on the sea ice of the Arctic. *Exploration & Production, Oil & Gas Review* 11: 28-30.

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, 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 Vol. 2*, p. 693-707.

Christensen I (1982). Killer whales in Norwegian coastal waters. Cambridge. Report of the International Whaling Commission No. 39, p. 633-641.

Christensen T (1975). Some marine algae from West Greenland. *Botanisk Tidskrift* 70: 143-146.

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, 56 pp.

Christiansen JS, Karamushko LI, Nahrgang J (2010). Sub-lethal levels of waterborne petroleum may depress routine metabolism in polar cod *Boreogadus saida* (Lepechin, 1774). *Polar Biology* 33: 1049-1055.

Clark RC, Finley JS (1977). Effects of oil spills in arctic and subarctic environments. In: Malins DC (ed) Effects of petroleum on arctic and subarctic marine environments and organisms Vol II Biological effects. Academic Press, New York, p. 411-476.

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.

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.

COSEWIC (2006). Assessment and update status report on the Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in Canada. Committee on the status of endangered wildlife in Canada, Ottawa, ix, 65 pp.
http://www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm.

Cronin MA, Hills S, Born EW, Patton JC (1994). Mitochondrial-dna variation in Atlantic and Pacific walruses. Canadian Journal of Zoology 72: 1035-1043.

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). Kunnskapsstatus of forskningsbehov med hensyn til skremmeeffekter og skadevirkninger av seismiske lydbølger på fisk og sjøpattedyr. Oljedirektoratet, Fisjkeridirektoratet af Statens Forureningstilsyn. Bergen, Norway.

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 of Underwater noise. Finnish Initiative on Protection of the Arctic Environment.

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*, Alaska Sea Grant College Program, Vol AK-SG-02-01, 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 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. *Habitat Status Report 2004/002*.

Di Iorio L, Clark C (2010). Exposure to seismic survey alters blue whale acoustic communication. *Biological Letters* 6: 51-54.

Diercks AR, Asper VL, Highsmith RC, Woolsey M, Lohrenz SE, McLetchie K, Gossett A, Lowe M, III, Joung D, McKay L (2010). The discovery of deep oil plumes at the deepwater Horizon oil spill site (invited). *American Geophysical Union, Fall Meeting 2010*.

Dietz R, Born EW, Stewart REA, Heide-Jørgensen MP, Stern H, Riget F, Toudal L, Lanthier C, Villum Jensen M, Teilmann J (2011). Movements of walruses (*Odobenus rosmarus*) tracked with satellite transmitters between Central West Greenland and Southeast Baffin Island 2005-2008. In: Stewart REA, Born EW, Kovacs K, Acquarone M (eds) *Studies of the Atlantic walrus (Odobenus rosmarus rosmarus) in the North Atlantic Arctic NAMMCO Special Publication: submitted*.

- Dietz R, Heide-Jørgensen MP (1995). Movements and swimming speed of narwhals, *Monodon monoceros*, equipped with satellite transmitters in Melville Bay, northwest Greenland. Canadian Journal of Zoology 73: 2106-2119.
- Dietz R, Heide-Jørgensen MP, Richard P, Orr J, Laidre K, Schmidt HC (2008). Movements of narwhals (*Monodon monoceros*) from Admiralty Inlet monitored by satellite telemetry. Polar Biology 31: 1295-1306.
- Dietz R, Heide-Jørgensen MP, Richard PR, Acquarone M (2001). Summer and fall movements of narwhals (*Monodon monoceros*) from northeastern Baffin Island towards northern Davis Strait. Arctic 54: 244-261.
- Dietz R, Riget F, P. J (1996). Lead, cadmium, mercury and selenium in Greenland marine animals. The 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.
- 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. Cambridge. Report of the International Whaling Commission Special Issue No. 13, p 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.
- Dunbar MJ (1954). Arctic and subarctic marine ecology: immediate problems. Arctic 7: 213-228.
- Dunlap E, Tang CCL (2006). Modelling the mean circulation of Baffin Bay. Atmosphere-Ocean 44: 99-109.
- 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: $\delta^{13}\text{C}$ evidence. Marine Biology 93: 615-625.

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.

Düwel D, Wegeberg S (1990). Kalkinkrusterede rødalger på Disko: Artsbestemmelse, systematik og biologi. In: Andersen PF, Düwel L, Hansen OS (eds) *Feltkursus i Arktisk Biologi*, Godhavn 1990. Copenhagen University, p. 61-94.

Edinger E, Baker K, DeVillers R, Wareham V (2007). Coldwater corals off Newfoundland and Labrador: Distribution and fisheries impacts. World Wildlife Foundation. Toronto, Canada. WWF Report No. 899, 41 pp.

Egevang C, Boertmann D (2001). The Greenland Ramsar sites. A status report. National Environmental Research Institute (NERI). Copenhagen.

Egevang C, Stenhouse IJ, Phillips RA, Petersen A, Fox JW, Silk JRD (2010). Tracking of Arctic terns *Sterna paradisaea* reveals longest animal migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107: 2078-2081.

Elnor 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 (*Melanogramma 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. *Journal of the Acoustical Society of America* 130: 9-12.

Fabricius O (1780). *Fauna Groenlandica - pattedyr og fugle*. Det Grønlandske selskabs skrifter VI (translated to Danish by O. Helms), Copenhagen 1929.

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.

Falk K, Benvenuti S, Dall'antonia L, Kampp K, Ribolini A (2000). Time allocation and foraging behaviour of chick-rearing Brunnich's Guillemots *Uria lomvia* in high-arctic Greenland. *Ibis* 142: 82-92.

Falk K, Kampp K (1997). A manual for monitoring thick-billed murre populations in Greenland. Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. Technical Report No. 7, 90 pp.

Falk K, Møller S (1997). Breeding ecology of the fulmar *Fulmarus glacialis* and the kittiwake *Rissa tridactyla* in High-Arctic northeastern Greenland, 1993. *Ibis* 139: 270-281.

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.

Fay FH (1982). Ecology and Biology of the Pacific walrus, *Odobenus rosmarus divergens* Illiger. U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service. North American Fauna No. 74, 279 pp.

Fay FH (1985). *Odobenus rosmarus*. American Society of Mammalogists. Lawrence, Kansas. Mammalian Species No. 238, p 1-7.

Fay FH, Ray GC, Kibal'chich AA (1984). Time and location of mating and associated behaviour of the Pacific walrus *Odobenus rosmarus divergens* Illiger, . In: Fay FH, Fedoseev GA (eds) *Soviet-American Cooperative Research on Marine Mammals Vol 1- Pinnipeds* NOAA Technical Reports NMFS 12, Washington D.C, p. 89-99.

Foote AD, Osborne RW, Hoelzel AR (2004). Whale-call response to masking boat noise. *Nature* 428: 910.

Ford JKB (1989). Acoustic behaviour of resident killer whales (*Orcinus orca*) off Vancouver Island, British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 67: 727-745.

Ford JKB, Fisher HD (1978). Underwater acoustic signals of the narwhal (*Monodon monoceros*). *Canadian Journal of Zoology* 56: 552-560.

Foyle T, O'Dor RK, Elner R (1989). Energetically defining the thermal limits of the snow crab. *Journal of Experimental Biology* 145: 371-393.

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, 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 ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{C}$) analysis. *Marine Ecology Progress Series* 260: 71-81.
- Freiwald A (1995). Sedimentological and biological aspects in the formation of branched rhodoliths in northern Norway. *Beitrage Paläontologie* 20: 7-19.
- 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-Jorgensen 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 coasts. *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 - murre (guillemots). In: CAFF (ed) Arctic Biodiversity Trends 2010 – Selected indicators of change. CAFF International Secretariat, Akureyri, Iceland, p. 35-37.
- George JC, Bada J, Zeh J, Scott L, Brown SE, O'Hara T, Suydam R (1999). Age and growth estimates of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) via aspartic acid racemization. *Canadian Journal of Zoology* 77: 571-580.
- 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, Gavrilov 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.
- Gilliland S, Gilchrist HG, Rockwell R, Robertson GJ, Savard J-P, Merkel FR, Mosbech A (2009). Evaluating the sustainability of harvest among Northern Common Eiders in Greenland and Canada. *Wildlife Biology* 15: 24-36.

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.

Glud R, Gundersen J, Røy H, Jørgensen B (2003). Seasonal dynamics of benthic O₂ uptake in a semienclosed bay: Importance of diffusion and faunal activity. *Limnology and Oceanography* 48: 1265-1276.

Glud RN, Berg P, Hume A, Batty P, Blicher ME, Lennert K, Rysgaard S (2010). Benthic O₂ exchange across hard-bottom substrates quantified by eddy correlation in a sub-Arctic fjord. *Marine Ecology Progress Series* 417: 1-12.

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.

Gosselin M, Levasseur M, Wheeler PA, Horner RA, Booth BC (1997). New measurements of phytoplankton and ice algal production in the Arctic Ocean. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 44: 1623-1644.

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.

Gradinger R, Friedrich C, Spindler M (1999). Abundance, biomass and composition of the sea ice biota of the Greenland Sea pack ice. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 46: 1457-1472.

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.

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.

- Griffiths DJ, Øritsland NA, Øritsland T (1987). Marine mammals and petroleum activities in Norwegian waters. Fisker og Havet Serie B No. 1, 179 pp.
- Gundersen AC, Stenberg C, Fossen I, Lyberth B, Boje J, Jorgensen OA (2010). Sexual maturity cycle and spawning of Greenland halibut *Reinhardtius hippoglossoides* in the Davis Strait. *Journal of Fish Biology* 77: 211-226.
- 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.
- Hamilton LC, Brown B, Rasmussen OR (2003). West Greenland's cod-to shrimp transition: local dimensions of climate change. *Arctic* 56: 271-282.
- Hammeken NA, 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.
- 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.
- Hammill MO, Stenson GB (2010). Abundance of Northwest Atlantic harp seals (1952-2010). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. No. 2009/114. iv, 12.
- 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 Part I-Oceanographic Research Papers* 50: 171-187.
- Hansen BU, Elberling B, Humlum O, Nielsen N (2006). Meteorological trends (1991-2004) at Arctic Station, Central West Greenland (69°15'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 (2012a). 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. DCE - Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University, Roskilde.

Hansen JLS, Sejrh MK, Josefson AB, Batty P, Hjorth M, Rysgaard S (2012b). Benthic invertebrate macrofauna in the Disko West area emphasising the area around the Store Hellefiske Bank. In: Schiedek D, Dünweber M, Boertmann D (eds) Disko West A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the Disko West area. DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 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 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. Master Thesis, Copenhagen University, Denmark and Greenland Institute of Natural Resources.

Harvey JT, Dalheim ME (1994). Cetaceans in oil. In: 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.

Hay K (1982). Aerial line-transect estimates of abundance of humpback, fin and long-finned pilot whales in the Newfoundland-Labrador area. International Whaling Commission Report 32: 475-486.

Haynes EB, Wigley RL (1969). Biology of Northern shrimp *Pandalus borealis* in the Gulf of Maine. Transactions of the American Fisheries Society 98: 60-.

Hazen (2010). Deep-sea oil plume enriches indigenous oil-degrading bacteria. Science 330: 204-208.

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.

- Heath MF, Evans MI (2000). Important bird areas in Europe. Priority sites for conservation. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Hedeholm R, Gronkjaer 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. Ph.D. Thesis, Aarhus University, Denmark and Greenland Institute of Natural Resources, Greenland.
- Heide-Jørgensen M, Laidre K (2006). Greenland's winter whales: The beluga, the narwhal and the bowhead whale. Ilinnisiorfik Undervisningsmiddel-forlag, Nuuk, Greenland.
- Heide-Jørgensen MP (1988). Occurrence and hunting of killer whales in Greenland. Rit Fiskideildar 11: 115-135.
- Heide-Jørgensen MP (1994). Distribution, exploitation and population status of white whales (*Delphinapterus leucas*) and Narwhals (*Monodon monoceros*) in West Greenland. Meddelelser om Grønland, Bioscience 39: 135-151.
- 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, Born EW, Laidre KL, Fossette S, Hansen RG, Dietz R, Rasmussen M, Stern H (2011). Abundance and trends in abundance of the Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in Central West Greenland. In: Stewart REA, Born EW, Kovacs K, Acquarone M (eds) Studies of the Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in the North Atlantic Arctic NAMMCO Special Publication: *submitted*.
- Heide-Jørgensen MP, Dietz R, Laidre KL, Richard P, Orr J, Schmidt HC (2003a). The migratory behaviour of narwhals (*Monodon monoceros*). Canadian Journal of Zoology 81: 1298-1305.
- Heide-Jørgensen MP, Garde E, Nielsen NH, Andersen ON (2010a). Biological data from the hunt of bowhead whales in West Greenland 2009 and 2010 Cambridge. Report of the International Whaling Commission No. SC/62/BRG27.
- Heide-Jørgensen MP, Laidre K, Borchers D, Samarra F, Stern H (2007a). Increasing abundance of bowhead whales in West Greenland. Biology letters 3: 577-580.
- 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.

Heide-Jørgensen MP, Laidre KL (2010). Studies of bowhead whales in relation to the Disko West environmental assessment, 2009-2010. Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. GINR report to NERI for the Disko West Environmental Forum.

Heide-Jørgensen MP, Laidre KL, Borchers D, Marques TA, Stern H, Simon M (2009). The effect of sea-ice loss on beluga whales (*Delphinapterus leucas*) in West Greenland. *Polar Research* 29: 198-208.

Heide-Jørgensen MP, Laidre KL, Burt ML, Borchers DL, Marques TA, Hansen RG, Rasmussen M, Fossette S (2010b). Abundance of narwhals (*Monodon monoceros*) on the hunting grounds in Greenland. *Journal of Mammalogy* 91: 1135-1151.

Heide-Jørgensen MP, Laidre KL, Hansen RG, Rasmussen M, Burt ML, Borchers DL, Dietz R, Teilmann R (2008). Revised abundance estimates of humpback whales in West Greenland Cambridge. Report of the International Whaling Commission No. SC/60/AWMP7, 35 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, Laidre KL, Jensen MV, Dueck L, Postma LD (2006). Dissolving stock discreteness with satellite tracking: Bowhead whales in Baffin Bay. *Marine Mammal Science* 22: 34-45.

Heide-Jørgensen MP, Richard P, Dietz R, Laidre KL, Orr J, Schmidt HC (2003b). An estimate of the fraction of belugas (*Delphinapterus leucas*) in the Canadian high Arctic that winter in West Greenland. *Polar Biology* 26: 318-326.

Heide-Jørgensen MP, Stern H, Laidre KL (2007b). Dynamics of the sea ice edge in Davis Strait. *Journal of Marine Systems* 67: 170-178.

Heide-Jørgensen MP, Teilmann J (1994). Growth, reproduction, age structure and feeding habits of white whales (*Delphinapterus leucas*) in West Greenland waters. *Meddelelser om Grønland, Bioscience* 39: 195-212.

Heide-Jørgensen MP, Witting L, Laidre KL, Hansen RG (2010c). Fully corrected estimates of 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.

Hirche HJ, Kosobokova K (2007). Distribution of *Calanus finmarchicus* in the northern North Atlantic and Arctic Ocean - Expatriation and potential colonization Effects of Climate Variability on Sub-Arctic Marine Ecosystems - A GLOBEC Symposium, GLOBEC-ESSAS Symposium on "Effects of climate variability on sub-arctic marine ecosystems" Victoria, Canada, p 2729-2747.

- Hirst AG, Rodhouse PG (2000). Impacts of geophysical seismic surveying on fishing success. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10.
- 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 thier 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*: 1-9.
- 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 BRA, Skarpheðinsdottir HÜ, 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 (2002). Click characteristics of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*). *Marine Mammal Science* 18: 69-80.
- 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 Northwater Atlantic Fish 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.
- 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 KE, Ruus A, Jonsson G, Sundt RC, Sanni S, Røe Utvik TI, Johnsen S, Nilssen I, Pinturier L, Balk L, Barsiene J, Marigómez 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 (2010a). Report of the ICES/NAFO Joint Working Group on Deep-water Ecology (WGDEC), 22-26 March 2010, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2010/ACOM:26. 160 pp.
- ICES (2010b). Stock Annex: Cod Stocks in the Greenland Area (NAFO Area 1 and ICES Subdivision XIVB). North Western Working Group (NWWG). Copenhagen. ICES NWWG Report 2010, 28 pp.
- ICES/NAFO (1997). Report of the joint ICES/NAFO Working Group on harp and hooded seals, August-September 1997. ICES/NAFO. Copenhagen. ICES Working Group Report C.M. 1998/Assess:3 (NAFO SCS Coc. 97/17, Ser. No. N2943), 35 pp.
- Irons DB, Anker-Nilssen T, Gaston AJ, Byrd GV, Falk K, Gilchrist HG, Hario M, Hjærnquist M, Krasnov YV, Mosbech A, Olsen B, Petersen A, Reid JB, Robertson GJ, Strom H, Wohl KD (2008). Fluctuations in circumpolar seabird populations linked to climate oscillations. *Global Change Biology* 14: 1455-1463.
- IUCN (2008). The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/>.
- IUCN (2010). Red List of Threatened Species. Version 2010.4. IUCN, <http://www.iucnredlist.org>.

IUCN (2011). Red List of Threatened Species. Version 2011.1.

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.

Jefferson TA, Webber MA, Pitman RL (2008). Marine mammals of the world, a comprehensive guide to their identification. Academic Press, London.

Jensen AM, Sheehan GW, MacLean SA (2008a). Inuit and Marine Mammals. In: Perrin WF, Wursig B, Thewissen JGM (eds) Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press, p. 628 - 637.

Jensen JM (1990). Atlantic salmon at Greenland. Fisheries Research 10: 29-52.

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 (2008b). 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 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.

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. SINTIF Technical Report.

Johansen Ø, Skognes K, Aspholm OØ, Østby C, Moe KA, Fossum P (2003). Utredning af helårs oljevirkksomhet i området Lofoten-Barentshavet, Uhellsutslipp av olje – konsekvenser i vannsøylen (ULB 7-c). SINTEF rapport, Trondheim.

Johansen P, Aastrup P, Boertmann D, Glahder C, Johansen K, Nymand J, Rasmussen LM, Tamstorf MP (2008). Aluminiumsmelter og vandkraft i det centrale Vestgrønland. Datagrundlag for natur og ressourceudnyttelse i forbindelse med udarbejdelse af en Strategisk Miljøvurdering (SMV). National Environmental Research Institute, Aarhus University and Greenland Institute of Natural Resources. Roskilde, Denmark. Faglig rapport fra DMU nr. 664, 116 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. Charlottelund, Denmark. Unpublished Report.

Jones PH (1980). The effect on birds of a North Sea gas flare. *British Birds* 73: 547-555.

Jonsson H, Sundt RC, Aas E, Sanni S (2010). The Arctic is no longer put on ice: Evaluation of Polar cod (*Boreogadus saida*) as a monitoring species of oil pollution in cold waters. *Marine Pollution Bulletin* 60: 390-395.

Jørgensen OA (1997). Pelagic occurrence of greenland halibut, *Reinhardtius hippoglossoides*, at West Greenland waters. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 21: 39-50.

Jørgensen OA (1997). Movement patterns of Greenland halibut, *Reinhardtius hippoglossoides*, at West Greenland, as inferred from trawl survey distribution and size data. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 21: 23-37.

Jørgensen OA (2010). Assessment of the greenland halibut stock component in NAFO Subarea 0 + division 1A offshore + division 1B-1F. Northwest Atlantic Fisheries Organization Dartmouth, Canada. NAFO Scientific Council Research Document No. 10/24.

Joye S, MacDonald (2010). Offshore oceanic impacts from the BP oil spill. *Nature Geoscience* 3: 446.

Juul-Pedersen T, Gissel Nielsen T, Michel C, Friis Møller E, 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.

Juul-Pedersen T, Rysgaard S, Batty P, Mortensen J, Retzel A, Nygaard R, Burmeister A, Mikkelsen DM, Sejr MK, Blicher ME, Krause-Jensen D, Christensen PB, Labansen AL, Rasmussen LM, Simon M, Boye TK, Madsen PT, Ugarte F (2008). Nuuk Basic: The MarineBasic Programme. In: Jensen LM, Rasch M (eds) Nuuk Ecological Research Operations, 2nd Annual Report, 2008. National Environmental Research Institute (NERI), Aarhus University, Roskilde, Denmark, p. 39-51.

Juul-Pedersen T, Rysgaard S, Batty P, Mortensen J, Retzel A, Nygaard R, Burmeister A, Søgaard DH, Martinsen W, Sejr MK, Blicher ME, Krause-Jensen D, Christensen PB, Marbà N, Olesen B, Labansen AL, Rasmussen LM, Witting L, Simon M, Ugarte F (2009). Nuuk Basic: The MarineBasic Programme. In: Jensen LM, Rasch M (eds) Nuuk Ecological Research Operations, 3rd Annual Report, 2009. National Environmental Research Institute (NERI), Aarhus University, Roskilde, Denmark, p. 42-53.

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.
- 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.
- Kampp K, Wille F (1990). The white-tailed eagle population in Greenland. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 84: 37-44.
- 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.
- Kapel FO (1979). Exploitation of large whales in West Greenland in the twentieth century. International Whaling Commission. Unpublished Report No. 29.
- Kapel FO (1985). On the occurrence of sei whales (*Balaenoptera borealis*) in West Greenland Waters. . Cambridge. Report of the International Whaling Commission No. 35, p. 349-352.
- Kapel FO (1991). Grønlandssælernes fødevalg ved Vestgrønland. Grønlands Fiskeriundersøgelser. Copenhagen, Denmark. Unpublished Report, 63 pp.
- Kapel FO (1998). The Davis Strait hooded seal breeding patch. Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. Unpublished Report, 10 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 Meteorological Institute (DMI). Greenland Survey Report (ASIAQ) No. 2001 - 1, 36 pp.
- Karnovsky NJ, Kwasniewski S, Weslawski JM, Walkusz W, Beszczynska-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, Paffenhöfer GA, Pond D, Saito H, Ståbing D, Virtue P (2007). Perspectives on marine zooplankton lipids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 1628-1639.
- Kerr RA (2010). A lot of oil on the loose. Not so much to be found. *Science* 329: 734-735.
- 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, Swailethorp R, Hansen BW, Nielsen TG, Møller EF (2011). 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*. Submitted to *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.

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.

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.

Kvenvolden KA, Cooper CK (2003). Natural seepage of crude oil into the marine environment. *Geographical Marine Letters* 23: 140-146.

Labansen A, Merkel FR, Boertmann D, Nyeland J (2010). Status of the black-legged kittiwake (*Rissa tridactyla*) breeding population in Greenland, 2008. *Polar Research* 29: 391-403.

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 (2005). Winter feeding intensity of narwhals (*Monodon monoceros*). *Marine Mammal Science* 21: 45-57.

Laidre KL, Heide-Jørgensen MP (2011). Life in the lead: extreme densities of narwhals *Monodon monoceros* in the offshore pack ice. *Marine Ecology Progress Series* 423: 269-278.

Laidre KL, Heide-Jørgensen MP, Heagerty P, Cossio A, Bergstrom 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, Jørgensen OA, Treble MA (2004). Deep-ocean predation by a high Arctic cetacean. *ICES Journal of Marine Science* 61: 430-440.

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 O, 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. Cambridge. Report of the International Whaling Commission No. 39, p 443-446.

Law RJ, Moffat CF (2011). The Braer oil spill, 1993. In: Fingas M (ed) *Oil spill science and technology*. Elsevier, 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: al. Ae (ed) *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.

- 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.
- Lippert H, Iken K, Rachor E, Wiencke C (2001). Macrofauna associated with macroalgae in the Kongsfjord (Spitsbergen). Polar Biology 24: 512-522.
- Ljungblad D, Thompson PO, Moore SE (1982). Underwater sounds recorded from migrating bowhead whales, *Balaena mysticetus*, in 1979. Journal of the Acoustical Society of America 71: 477-482.
- 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.
- Løkkeborg S, Ona E, Vold A, Pena H, Salthaug A, Totland B, Øvredal JT, Dalen J, Handegard NO (2010). Effects of seismic surveys on fish distribution and catch rates of gillnets and longlines in Vesterålen in summer 2009. Havforskningsinstituttet, Bergen. Fisken og Havet 2/2010 (In Norwegian with summary in English).
- 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.
- 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.
- 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, Gyllenstein 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.
- 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 P, Aguilar de Soto N, P. T (2006). Quantitative measures of airgun pulses impinging on sperm whales using onboard tags and controlled exposures. *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.

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, 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.

Meier S, Klungsøyr J, Svoldal 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.

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, Stafford KM, Moore SE, Dziak RP, Matsumoto H (2007). An overview of fixed passive acoustic observation methods for cetaceans. Oceanography 20: 36-45.

Merkel FR (2008). Bestandsstatus for ederfuglen i Ilulissat, Uummannaq og Upernavik kommuner, 2001 - 2007. Resultater fra overvågning gennemført af lokale optællere i samarbejde med Grønlands Naturinstitut. Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. Technical Report No. 73, 36 pp.

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, Jamieson SE, Falk K, Mosbech A (2007). The diet of Common Eiders wintering in Nuuk, Southwest Greenland. Polar Biology 30: 227-234.

Merkel FR, Mosbech A, Boertmann D, Grøndahl L (2002). Winter seabird distribution and abundance off south-western Greenland, 1999. Polar Research 21: 17-36.

Michel C, Nielsen TG, Nozais C, Gosselin M (2002). Significance of sedimentation and grazing by ice micro- and meiofauna for carbon cycling in annual sea ice (northern Baffin Bay). Aquatic Microbial Ecology 30: 57-68.

Mikkelsen D, Rysgaard S, Glud R (2008). Microalgal composition and primary production in Arctic sea ice: a seasonal study from Kobbefjord (Kangerluarsunnguaq), West Greenland. Marine Ecology Progress Series: 65-74.

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.

Miller LA, Pristed J, Møhl B, Surlykke A (1995). The click-sounds of narwhals (*Monodon monoceros*) in Inglefield Bay, Northwest Greenland. Marine Mammal Science 11: 491-502.

Moles A, Stone RP (2002). Habitat preferences of juvenile tanner and red king crabs: Substrate and crude oil. In: Paul AJ, Dawe EG, Elnor R, Jamieson GS, Kruse GH, Otto RS, SainteMarie B, Shirley TC, Woodby D (eds) Crabs in Cold Water Regions: Biology, Management, and Economics, Vol 19. Lowell Wakefield Fisheries Symposia Series, p. 631-644.

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.

Moller PR, Nielsen JG, Knudsen SW, Poulsen JY, Sunksen K, Jorgensen OA (2010). A checklist of the fish fauna of Greenland waters. Zootaxa: 1-84.

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 (ed) (2002). Potential environmental impacts of oil spills in Greenland. An assessment of information status and research needs. National Environmental Research Institute (NERI), Roskilde, Denmark. NERI 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, Platen FV, 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, Olsen BØ, Olsvig S, Platen FV, 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, Platen FV, 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, D. B, Nymand J, Riget F, M. A (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, 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. In: Boere CG, Galbraith C, Stroud DA (eds) Waterbirds around the world. The Stationery Office, Edinburgh, p 769-776.

Mosbech A, Dietz R, Boertmann D, Johansen P (1996a). 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, Dietz R, Boertmann D, Johansen P (1996b). Oil exploration in the Fylla area. An initial assessment of the potential environmental impacts. National Environmental Research Institute (NERI), University of Aarhus, Denmark. Roskilde. NERI Technical Report No. 156, 92 pp.

Mosbech A, Gilchrist HG, Merkel FR, Sonne C, Flagstad A, Nyegaard H (2006b). Year-round movements of Northern Common Eiders *Somateria mollissima borealis* breeding in Arctic Canada and West Greenland followed by satellite telemetry. *Ardea* 94: 651-665.

Mosbech A, Johnson SR (1999). Late winter distribution and abundance of sea-associated birds in south-western Greenland, the Davis Strait and southern Baffin Bay. *Polar Research* 18: 1-17.

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: 2851-3051.

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.

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.

Munk P, Nielsen TG, Hansen BW (2000). Spatial patterns in growth rate variability of Arctic cod in Disko Bay, West Greenland. ICES annual meeting 2000. ICES Report CM2000/N:22.

Murua H, Saborido-Rey F (2003). Female reproductive strategies 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.

Nahrgang J, Camus L, Broms F, Christiansen JS, Hop H (2010a). Seasonal baseline levels of physiological and biochemical parameters in polar cod (*Boreogadus saida*): Implications for environmental monitoring. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1336-1345.

Nahrgang J, Camus L, Carls MG, Gonzalez P, Jonsson M, Taban IC, Bechmann RK, Christiansen JS, Hop H (2010b). Biomarker responses in polar cod (*Boreogadus saida*) exposed to the water soluble fraction of crude oil. *Aquatic Toxicology* 97: 234-242.

Nahrgang J, Camus L, Gonzalez P, Goksoyr A, Christiansen JS, Hop H (2009). PAH biomarker responses in polar cod (*Boreogadus saida*) exposed to benzo(a)pyrene. *Aquatic Toxicology* 94: 309-319.

Nahrgang J, Camus L, Gonzalez P, Jonsson M, Christiansen JS, Hop H (2010c). Biomarker responses in polar cod (*Boreogadus saida*) exposed to dietary crude oil. *Aquatic Toxicology* 96: 77-83.

Nahrgang J, Jonsson M, Camus L (2010d). EROD activity in liver and gills of polar cod (*Boreogadus saida*) exposed to waterborne and dietary crude oil. *Marine Environmental Research* 70: 120-123.

Nakken O (1922). Scientific Basis for Management of Fish Resources with Regard to Seismic Exploration. Fisheries and Offshore Petroleum Exploitation, Proceedings of Petropiscis, Second International Conference, Bergen, Norway.

NAMMCO (2009). Meeting Report of the NAMMCO Scientific Committee on Atlantic Walrus, 23-26 November 2009, Copenhagen. 23 pp.

NAMMCO (2010). NAMMCO Annual Report 2009. North Atlantic Marine Mammal Commission. Tromsø, Norway. 529 pp.

NAMMCO (2008). Status of marine mammals in the North Atlantic. The beluga whale.
<http://www.nammco.no/webcronize/images/Nammco/667.pdf>.

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.

Nielsen JW, Murawski J, Kliem N (2008). Oil drift and fate modelling off NE and NW Greenland. Danish Meteorological Institute, Denmark. Technical Report No. 08-12.

Nielsen OK, Lyck E, Mikkelsen MH, Hoffmann L, Gyldenkerne S, Winther M, Nielsen M, Fauser P, Thomsen M, Plejdrup MS, Albrechtsen 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>

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.

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. http://sero.nmfs.noaa.gov/deepwater_horizon_oil_spill.htm.

NOAA (2011b). Impacts of oil on marine mammals and sea turtles. Fact sheet. http://www.nmfs.noaa.gov/pr/pdfs/health/oil_impacts.pdf.

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.

North WJ (1967). Tampico; a study of destruction and restoration. Sea Front 13: 212-217.

Nowacek DP, Thorne LH, Johnston DW, Tyack PL (2007). Responses of cetaceans to anthropogenic noise. Mammal Review 37: 81-115.

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.

Nygaard R, Lyberth B, Boje J (2010). An assessment of the Greenland halibut stock component in NAFO Division 1A inshore. Northwest Atlantic Fisheries Organization. Dartmouth, Canada. NAFO Scientific Council Research Document No. 10/30.

Obbard ME, Thiemann GW, E. P, DeBruyn T (2010). Proceedings of 15th Working Meeting of the Polar Bear Specialist Group, Copenhagen, Denmark. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. IUCN Occasional Papers of the IUCN Species Survival Commission No. 43, 225 pp.

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.

Olsen GH, Carroll J, Sva E, Camus L (2008). Cellular energy allocation in the Arctic sea ice amphipod *Gammarus wilkitzkii* exposed to the water soluble fractions of oil. *Marine Environmental Research* 66: 213-214.

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.

Østby C, Nordstrøm L, Moe KA (2003). Konsekvenser av seismisk aktivitet. Alpha Miljørådgivning. Oslo, Norway. ULB delutredning 18.

Outridge PMRW, 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.

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.

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-Kowalczyk 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 (*Globecephala spp.*) in shelf/shelf-edge and slope waters of the Northeastern United States 1978-1988. Cambridge. Report of the International Whaling Commission Special Issue No. 14, p. 51-68.
- Pedersen PM (1976). Marine, benthic algae from southernmost Greenland. *Meddelelser om Grønland* 199: 1-80.
- Pedersen PM (2011). Grønlands havalger. Forlaget Epsilon.dk, Denmark.
- Pedersen SA, Kannevorff 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. *Large Marine Ecosystems of the North Atlantic: Changing States and Sustainability*: 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.
- Percy JA, Mullin TC (1975). Effects of crude oils on arctic marine invertebrates Environment Canada. Victoria, British Columbia. Beaufort Sea Technical Report No. 11, 167 pp.

- Perez C, Velando A, Munilla I, Lopez-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* 2008: 707-713.
- Perry EA, Stenson GB (1992). Observations on nursing behavior of hooded seals, *Cystophora cristata*. *Behaviour* 122: 1-10.
- 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 and Technology* 42: 1371-1376.
- Petersen S, Ferguson S, Matthews (2009). First killer whales to be tagged in the Eastern Canadian Arctic. *Aarluk News* 2: 2-3.
- Peterson C, H., Rice SD, Short JW, Esler D, Bodkin JL, Ballachey BE, B. ID (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. *Hydrobiologica* 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, Wlodarska-Kowalczyk M (2010). Towards a pan-Arctic inventory of the species diversity of the macro- and megabenthic fauna of the Arctic shelf areas. *Marine Biodiversity*.
- 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.

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.

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.

Quillfeldt CHv, Hegseth EN, Johnsen G, Sakshaug E, Syvertsen EE (2009). Ice algae. In: Sakshaug E, Johnsen G, Kovacs K (eds) *Ecosystem Barents Sea*. Tapir Academic Press, Trondheim.

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 borealis* off the Hawaiian islands. *Bioacoustics* 16.

Rasmussen LM (2010). Ynglefugle ved Akia, Vestgrønland, juni 2009. Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. Technical Report No. 82, 30 pp.

Rasmussen LM (2011). Ynglende havfugle i Sydvestgrønland, 2009-2011. Greenland Institute of Natural Resources. Nuuk. Technical Report No. 86, 51 pp.

Rasmussen MH (1999). Hvidnæsens lydproduktion, adfærd samt udbredelse. Master Thesis, University of Odense.

Rasmussen MH, Miller LA (2002). Whistles and clicks from white-beaked dolphins, *Lagenorhynchus albirostris*, recorded in Flaxaflói 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 Issues and Solutions*. Plenum Press, New York and London.

Reeves RR, Ljungblad DK, Clarke JT (1984). Bowhead whales and acoustic seismic surveys in the Beaufort Sea. *Polar Record* 22: 271-280.

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.
- 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 (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, Pedersen SA, Adlandsvik B, Kliem N (2004). Modelling the ocean circulation on the West Greenland shelf with special emphasis on northern shrimp recruitment. *Continental Shelf Research* 24: 1505-1519.
- Ribergaard MH, Wilkenseld S, Nielsen JW (2010). Ensemble oil drift modeling off Southwest Greenland. Danish Meteorological Insitute. Copenhagen. Technical Report No. 10-19, 40 pp.
- Rice SD, Spies RB, Wolfe DA, Wright BA (1996). Proceedings of the Exxon valdez Oil Spill Symposium. American Fisheries Society, Maryland.
- Richard PR, Laake JL, Hobbs RC, Heide-Jorgensen MP, Asselin NC, Cleator H (2010). Baffin Bay Narwhal population distribution and numbers: Aerial surveys in the Canadian High Arctic, 2002-04. *Arctic* 63: 85-99.
- Richardson WJ, Greene CRJ, Malme CI, Thomson DH (1995). *Marine mammals and noise*. Academic Press, San Diego, US.
- Richardson WJ, Hickie JP, Davis RA, Thomson DH (1989). Effects of offshore petroleum operations on cold water marine mammals: A literature review American Petroleum Institute (API). Health and Environmental Sciences Department King City, Ontario, Canada. Report prepared by LGL Ltd. Publication No. 4485, 385 pp.
- 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.
- Riget F, Boje J (1988). Hellefisk ved Vestgrønland, Godthåbsfjorden. Grønlands Fiskeriundersøgelser. Copenhagen. Unpublished Report.
- Rignot E, Kanagaratnam P (2006). Changes in the velocity structure of the Greenland ice sheet. *Science*: 986-990.
- Risch D, Clark CW, Corkeron PJ, Elepfandt A, Kovacs KM, Lydersen C, Stirling I, Van Parijs SM (2007). Vocalizations of male bearded seals, *Erignathus barbatus*: Classification and geographical variation. *Animal Behaviour* 73: 747-762.

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.

Robert M, Mittelhauser GH, Jobin B, Fitzgerald G, Lamothe P (2008). New Insights on Harlequin Duck Population Structure in Eastern North America as Revealed by Satellite Telemetry. *Waterbirds* 31: 159-172.

Røe TI, Johnsen S (1999). Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the North Sea. *Environmental Science Technology* 33: 1963-1969.

Rosenvinge LKR (1893). Grønlands havalger. Meddelelser om Grønland 3: 765-981.

Rosenvinge LKR (1898). Deuxième mémoire sur les algues du Groenland. Meddelelser om Grønland 20: 1-125.

Rosing-Asvid A (2008). A new harp seal whelping ground near South Greenland. *Marine Mammal Science* 24: 730-736.

Rosing-Asvid A (2010). Seals of Greenland. Ilinniuisiorfik Undervisnings-middelforlag, Nuuk.

Rosing-Asvid A (2010). 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 (2011). Status of harbor seals and grey seals in Greenland. NAMMCO. NAMMCO Working Group Paper on Coastal Seals, 12 pp.

Ross SL (1992). Evaluation of the behaviour and cleanup of offshore oil-well blowout spills in west Greenland. S.L. Ross Ltd. 87 pp.

Ross WG (1993). Commercial whaling in the North Atlantic sector. In: Burns JJ, Montague JJ, Cowles CJ (eds) *The bowhead whale*. Society for Marine Mammalogy. Special Publications No. 2. Allan Press.

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 Cortunix quail. *Science* 240: 1774-1776.

Rye H, Nordtug T, Skognes K (2003). Spredning og deponering av kaks og slam. Spredning av produsert vann med doser på organismer. Spredning av radioaktivitet. OED studie 5a og 5b – udredning Lofoten-Barentshavet. Sintef. Unpublished Report.

Rysgaard S, Arendt K, Frederiksen MS, Egevang C, Labansen A, Mortensen J, Simon M, Pedersen LF, Witting L, Bergstrøm B, Mikkelsen D (2008). Nuuk Basic: The MarineBasic Programme 2005–2006. In: Jensen LM, Rasch M (eds) Nuuk Ecological Research Operations, 1st Annual Report, 2007. Danish Polar Centre, Danish Agency for Science, Technology and Innovation, Ministry of Science, Copenhagen, p. 38–73.

Rysgaard S, Glud RN (2007). Carbon cycling and climate change: Predictions for a High Arctic marine ecosystem. *Meddelelser om Grønland, Bioscience* 58: 206-214.

Rysgaard S, Kuhl M, Glud R, Hansen J (2001). Biomass, production and horizontal patchiness of sea ice algae in a high-Arctic fjord (Young Sound, NE Greenland). *Marine Ecology Progress Series*: 15-26.

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 (1950). *The Birds of Greenland*. Munksgaard, Copenhagen.

- 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.
- 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, 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.
- Schreiber EA, Burger J (2002). *Biology of marine Birds*. CRC Press.
- Schrope M (2011). Deep wounds. *Nature* 472: 152-154.
- 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.
- 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-Kowalczyk 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.
- 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. 214.
- Sejr MK, Jensen KT, Rysgaard S (2000). Macrozoobenthic community structure in a high-arctic East Greenland fjord. *Polar Biology* 23: 792-801.

Sergeant DE (1974). A rediscovered whelping population of Hooded Seals *Cystiphora cristata erxleben* and its possible relationship to other populations. *Polarforschung* 44: 1-7.

Sergeant DE (1976). Research on hooded seals *Cystiphora cristata erxleben* in 1976. ICNAF Research Document No. 76/126 Ser. No. 5132, 8 pp.

Sergeant DE (1977). Research on hooded seals in the western North Atlantic in 1977. ICNAF Research Document No. 77/XI/57, 8 pp.

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 (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.
<http://www.klif.no/publikasjoner/2468/ta2468.pdf>.

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.

Simon M (2010). The sounds of whales and their food: Baleen whales, their foraging behaviour, ecology and habitat use in an arctic habitat. Ph.D. Thesis, Aarhus University, Denmark.

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, Gundersen AC (2005). Ovary development in Greenland halibut *Reinhardtius hippoglossoides* in west Greenland waters. *Journal of Fish Biology* 67: 1299-1317.

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, p 1225-1249.
- Sjare B, Stirling I (1996). The breeding behavior of Atlantic walruses, *Odobenus rosmarus rosmarus*, in the Canadian High Arctic. Canadian Journal of Zoology 74: 897-911.
- Sjare B, Stirling I, Spencer C (2003). Structural variation in the songs of Atlantic walruses breeding in the Canadian High Arctic. Aquatic Mammals 29: 297-318.
- Skjoldal HR, Thurston D, Baffrey M, Crandall B, Dahle G, Gilman A, Huntington HP, Klungsør J, Lockhart L, Macdonald CL, Mosbech A, Thomas D (2007). AMAP Oil and Gas Assessment. Chapter 7. Scientific findings and recommendations Arctic Council, <http://www.amap.no/oga/>.
- 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, Part B: Chemistry, Biology, and Geology. Academic Press, London.
- 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.
- 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.
- Søndergaard J, Asmund G (2011). Environmental monitoring at the Seqi olivine mine 2010. National Environmental Research Institute, Aarhus University. NERI Technical Report No. 813, 36 pp.
- 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.
- Sorensen 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.
- Sousa A, Laranjeiro F, Takahashi S, Tanabe S, Barroso CM (2009). Imposen and organotin prevalence in a European post-legislative scenario: Temporal trends from 2003 to 2008. Chemosphere 77: 566-573.
- 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, 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. Academic Press, Toronto.
- St. Aubin DJ (1990). Physiologic and toxic effects on pinnipeds. In: Geraci JR, D.J. SA (eds) Sea mammals and oil Confronting the risks. Academic Press, p. 24.
- 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 Northwest Atlantic Fisheries Science 39: 1-20.
- Stenberg C (2007). Recruitment processes in West Greenland waters. With special focus on Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*, W.). Ph.D Thesis, University of Bergen, Norway.
- Stewart REA (2008). Redefining walrus stocks in Canada. Arctic 61: 292-398.
- Stirling I, Parkinson CL (2006). Possible effects of climate warming on selected populations of polar bears (*Ursus maritimus*) in the Canadian Arctic. Arctic 59: 261-275.
- 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.
- 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.
- 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.
- Swalethorp R, Kjellerup S, Dünweber M, Nielsen TG, Møller EF, Rysgaard S, Hansen BW (2011). Grazing, production and biochemical evidence for differences in the life strategies of *Calanus finmarchicus*, *C. glacialis* and *C. hyperboreus* in Disko Bay, Western Greenland. Submitted to Marine Ecology-Progress Series.
- Tang CCL, Ross CK, Yao T, Petrie B, DeTracey BM, Dunlap E (2004). The circulation, water masses and sea-ice of Baffin Bay. Progress in Oceanography 63: 183-228.

- Taylor MK, Akeeagok S, Andriashek D, Barbour W, Born EW, Calvert W, Cluff HD, Laake J, Rosing-Asvid A, Stirling I, Messier F (2001). Delineating Canadian and Greenland polar bear (*Ursus maritimus*) populations by cluster analysis of movements. *Canadian Journal of Zoology* 79: 690-709.
- 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. Alaska Sea Grant College program Report 90-04:283-291.
- 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.
- Thormar J (2006). The rhodoliths of Disko Fjord, greenland: first visual record of the *Lithothamnion glaciale* / *tophiiforme* (Corallinales, Rhodophyta) aggregation in Disko Fjord, 69 N, Greenland. In: Halberg KA (ed) Arctic Biology Field Course, Qeqartarsuaq 2006. Copenhagen University, p. 87-112.
- Turner JT (2002). Zooplankton fecal pellets, marine snow and sinking phytoplankton blooms. *Aquatic Microbial Ecology* 27: 57-102.
- Ugarte F (2011). Greenland Progress Report. North Atlantic Marine Mammal Commission. Tromsø, Norway. NAMMCO Annual Report 2010.
- Urick RJ (1983). Principles of underwater sound. Peninsula publishing, Los Altos.
- Valentine (2010). Propane respiration jump-starts microbial response to a deep oil spill. *Science* 330: 208-211.
- Valeur HH, Hansen C, Hansen KQ, Rasmussen L, Thingvad L (1996). Weather, sea and ice conditions in eastern Baffin Bay, offshore Northwest Greenland. A review. Danish Meteorological Institute. Copenhagen. Technical Report No. 96-12.
- 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.
- Velicogna I (2009). Increasing rates of ice mass loss from the Greenland and Antarctic ice sheets revealed by GRACE *Geographical Research Letters* 36:

- 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, Bioscience* 124: 1-42.
- Vibe C (1950). The marine mammals and the marine fauna in the Thule District (Northwest Greenland) with observations on the ice conditions in 1939-41. *Meddelelser om Grønland, Bioscience* 150: 1-115.
- Vilhjalmsson H (2002). Capelin (*Mallotus villosus*) in the Iceland-East Greenland-Jan Mayen ecosystem. *ICES Journal of Marine Science* 59: 870-883.
- Vilhjalmsson H (1994). The Icelandic Capelin Stock. *Journal of the Marine Research Institute*: 279 pp.
- Villadsgaard A, Wahlberg M, Tougaard J (2007). Echolocation signals of wild harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *The Journal of Experimental Biology* 210: 56-64.
- Villumsen A, Ottosen LM (2006). Heavy metal and TBT contamination in the sediment around Sisimiut, Greenland. Department of Civil Engineering, Technical University of Denmark, Lyngby. In: *The Greenlandic Environment, Pollution and Solutions*, p. 103.
- 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 Mammal* 31: 83-88.
- Vopel K, Thistle D, Rosenberg R (2003). Effect of the brittle star *Amphiura filiformis* (Amphiuridae, Echinodermata) on oxygen flux into the sediment. *Limnology and Oceanography* 48: 2034-2045.
- 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 Research Institute (NERI), University of Aarhus Roskilde, Denmark. NERI Technical Report No. 525, 97 pp.
- 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, Bangsholt J, Dolmer P, Hertz O, Mortensen AM, Pedersen PM (2005). Nordic Seaweed Project. Grønland. Resultat-status for 2004. Københavns Universitet. 22 pp.

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 Museum of Comparative Zoology 156(1): 189-203.

Węśławski JM, Kendall MA, Włodarska-Kowalczyk M, Iken K, Kędra M, Legezyska 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. Cambridge. Report of the International Whaling Commission No. 33, p. 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.

Wiese FK, Robertson GJ, Gaston AJ (2004). Impacts of chronic marine oil pollution and the murre hunt in Newfoundland on thick-billed murre *Uria lomvia* populations in the eastern Canadian Arctic. Biological Conservation 116: 205-216.

Wiig Ø, Belikov SE, Boltunov AN, Garner GW (1996). Selection of Marine Mammal Valued Ecosystem Components and description of impact hypotheses in the Northern Sea Route Area. INSROP Working Paper No. 40, 86 pp.

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 0: 1-6.

Wlodarska-Kowalczyk M, Kendall MA, Weslawski 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 degrees N). Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers 51: 1903-1914.

Wlodarska-Kowalczyk 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.

Wlodarska-Kowalczyk 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.

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 Antartic. Botanica Marina 52: 491-507.

Zachary TS, Andrew JW, Heather NK, Rosalind MR, Scott DK (2009). Metabolism of ingested lipids by North Atlantic right whales. Marine Ecology Progress Series 6: 259-271.

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.

[Tom side]

DAVIS STRÆDET

En foreløbig, strategisk miljøvurdering af aktiviteter forbundet med olieefterforskning og -udvinding i den østlige del af Davis Stræde

Råstofdirektoratet planlægger at udbyde flere licensområder med henblik på efterforskning og udvinding af olie og gas i den grønlandske del af Davis Stræde. 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 det østlige Davis Stræde mellem 62° og 67° N.

Med baggrund i publicerede såvel som ikke-publicerede kilder, inklusiv tre tidligere miljøvurderinger udarbejdet i forbindelse med de eksisterende licensblokke, beskriver denne miljøvurdering det fysiske og biologiske miljø, inklusiv beskyttede områder, truede arter, kontaminantniveauer og naturlige resurser. 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.