



REVIEW AF DET VIDENSKABELIGE GRUNDLAG FOR FÆRDSELSREGLER I FØLSOMME OMRÅDER FOR DYRELIVET I GRØNLAND

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 242

2017



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

REVIEW AF DET VIDENSKABELIGE GRUNDLAG FOR FÆRDSELSREGLER I FØLSOMME OMRÅDER FOR DYRELIVET I GRØNLAND

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 242

2017

Morten Frederiksen¹
David Boertmann¹
Aili Labansen²
Karsten Laursen¹
Wendy M. Loya²
Flemming Merkel^{1,2}
Anders Mosbech¹
Peter Aastrup¹

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. 242
- Titel: Review af det videnskabelige grundlag for færdselsregler i følsomme områder for dyrelivet i Grønland
- Forfattere: Morten Frederiksen¹, David Boertmann¹, Aili Labansen², Karsten Laursen¹, Wendy M. Loya², Flemming Merkel^{1,2}, Anders Mosbech¹ & Peter Aastrup¹
- Institutioner: ¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience; ² Grønlands Naturinstitut
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: Oktober 2017
Redaktion afsluttet: 16. oktober 2017
- Faglig kommentering: Hans Meltofte
Kvalitetssikring, DCE: Kirsten Bang
Grønlandsk sammenfatning: Kelly Berthelsen
- Finansiel støtte: Miljøstyrelsen for Råstofområdet, Grønlands Selvstyre
- Bedes citeret: Frederiksen, M., Boertmann, D., Labansen, A., Laursen, K., Loya, W.M., Merkel, F., Mosbech, A. & Aastrup, P. 2017. Review af det videnskabelige grundlag for færdselsregler i følsomme områder for dyrelivet i Grønland. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 62 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 242
<http://dce2.au.dk/pub/SR242.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Menneskelige forstyrrelser påvirker dyrelivet, grundlæggende fordi dyrene reagerer på mennesker omtrent som de ville på rovdyr. I Grønland findes der flere forskellige sæt af 'færdselsregler', som regulerer menneskelige aktiviteter i områder som regnes for særligt vigtige for dyrelivet. Denne rapport gennemgår det videnskabelige grundlag for disse regler, herunder evidensen for hvordan forskellige dyregrupper påvirkes af forstyrrelser. Rapporten påpeger også områder hvor reglerne med fordel kunne forbedres eller forenkles.
- Emneord: Forstyrrelser, Grønland, fugle, pattedyr
- Layout: Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside: Peter Aastrup
- ISBN: 978-87-7156-289-7
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 62
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som
<http://dce2.au.dk/pub/SR242.pdf>

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	9
Eqikkaaneq	11
1 Indledning	13
1.1 Effekten af menneskelige forstyrrelser på dyrelivet	13
1.2 Typer af forstyrrelser	14
1.3 Arter og artsgrupper behandlet i denne rapport	16
2 Regulering af færdsel i Arktis af hensyn til dyrelivet	17
2.1 Eksisterende lovgivning og regler i Grønland	17
2.2 Regler i de øvrige arktiske lande – i hovedtræk	20
3 Relevante arter og artsgrupper	22
3.1 Gæs	22
3.2 Fældende ederfugle og andre dykænder	25
3.3 Ynglende havfugle	26
3.4 Rensdyr	33
3.5 Moskusokser	37
3.6 Isbjørn	38
3.7 Hvalros	40
3.8 Narhval	41
3.9 Hvidhval	43
3.10 Grønlandshval	44
4 Konklusioner	46
4.1 Grønlands regelsæt i forhold til andre arktiske lande	46
4.2 Er de nuværende regler i Grønland fyldestgørende?	46
5 Referencer	50

[Tom side]

Forord

Denne rapport beskriver resultaterne af et projektsamarbejde mellem Miljøstyrelsen for Råstofområdet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og Grønlands Naturinstitut om 'Review af det videnskabelige grundlag for færdselsregler i følsomme områder for dyrelivet i Grønland'. Arbejdet omfatter et egentligt review af den videnskabelige evidens for effekter af menneskelige forstyrrelser på fugle og pattedyr (fokuseret på de arter som er omfattet af gældende bestemmelser i Grønland), samt en gennemgang og sammenligning af regelsæt i Grønland og de øvrige arktiske lande. Arbejdet er gennemført af medarbejdere fra Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, og Grønlands Naturinstitut.

Det har vist sig vanskeligt at fremskaffe oplysninger fra de øvrige arktiske lande om gældende bestemmelser for færdsel i følsomme områder, da disse bestemmelser typisk ikke er samlet i generelt gældende regelsæt, men i stedet er fastlagt lokalt (fx i forbindelse med konkrete fredninger eller licensaftaler). Det har således ikke været muligt indenfor projektets tidsramme at gennemføre en udtømmende sammenligning mellem regler i Grønland og i andre arktiske lande. I stedet er der for hver art eller artsgruppe omtalt de regler, vi har fået kendskab til under projektet; de omtalte regler skal således ses som eksempler og er ikke udtømmende.

Det skal bemærkes, at denne rapport ikke beskæftiger sig med i hvilket omfang de nugældende bestemmelser efterleves i Grønland. Dette aspekt er dårligt belyst og kræver en særskilt undersøgelse.

Tak

Følgende har hjulpet med at finde litteratur samt regler og lovbestemmelser i de øvrige arktiske lande: Cynthia Pekarik (Canadian Wildlife Service), Kristinn Haukur Skarphéðinsson (Náttúrufræðistofnun Íslands), Erpur Snær Hansen (Náttúrustofa Suðurlands, Island), Mark Mallory (Acadia University, Canada), Micheline Manseau (University of Manitoba, Canada), Kjetil Flydal (Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet), Scott Gilliland (Canadian Wildlife Service).

Sammenfatning

Der findes i Grønland flere forskellige regelsæt, som regulerer færdsel og aktiviteter i områder som er særligt vigtige for dyrelivet med henblik på at undgå eller reducere forstyrrelser. Der er to landsdækkende regelsæt: ét specifikt for råstofrelaterede aktiviteter med færdsel (råstofmyndighedernes 'Regler for feltarbejde og rapportering vedrørende mineralske råstoffer (excl. kulbrinter) i Grønland', herefter omtalt som 'råstofmyndighedernes feltregler'), og ét i Fuglebekendtgørelsen (*Bekendtgørelsen om beskyttelse og fangst af fugle*, nr. 8 af 2. marts 2009) der indeholder en række relevante bestemmelser. Ud over de to landsdækkende regelsæt er der forskellige lokale regler, fx i Nationalparken i Nord- og Østgrønland (*Bekendtgørelsen om Nationalparken i Nord- og Østgrønland*, nr. 7 af 17. juni 1992). Bestemmelserne i de forskellige regelsæt er ikke altid sammenfaldende. Formålet med denne rapport er at sammenfatte det videnskabelige grundlag for regulering af forstyrrelser samt de gældende regler, og vurdere behovet for justeringer og muligheden for forenklinger af de eksisterende regelsæt.

Forstyrrende menneskelige aktiviteter påvirker grundlæggende dyr fordi de opfattes som farlige, på samme måde som rovdyr. De kan derfor have en stor effekt på dyrenes adfærd, og dermed på deres mulighed for at finde tilstrækkelig føde. Omfattende forstyrrelser kan føre til at dyrene ikke udnytter områder som ellers er rige på føde, og dermed føre til bestandsnedgang. Mindre omfattende forstyrrelser kan påvirke enkeltindividets fødeindtag og dermed fx føre til nedsat frugtbarhed. Jagt er i Grønland ofte den menneskelige aktivitet som forårsager de største forstyrrelser, men også anden færdsel kan have kraftige effekter, især færdsel med hurtige og støjende transportmidler ad uforudsigelige ruter. Dyr kan i nogle situationer vænne sig til forstyrrelser og dermed blive mere tolerante, især hvis forstyrrelserne ikke er forbundet med egentlig fare. Det modsatte kan imidlertid også forekomme, altså at dyr bliver mere og mere følsomme overfor forstyrrelser, jo oftere de forekommer. Følsomheden overfor forstyrrelser er generelt størst i perioder, hvor dyrene er samlet i små områder ved høj tæthed, og når deres mobilitet er nedsat (fx fældende fugle). Desuden er følsomheden overfor forstyrrelser ofte høj og effekterne markante når dyr har plejkrævende afkom.

De følgende arter eller artsgrupper er omfattet af beskyttelse overfor forstyrrelser, reguleret enten af råstofmyndighedernes feltregler, fuglebekendtgørelsen eller begge regelsæt. Nedenfor angives de vigtigste anbefalinger i forbindelse med en eventuel fremtidig revision af de eksisterende regelsæt. For flere detaljer, se rapportens kapitel 4.

- **Gæs** er generelt meget følsomme overfor forstyrrelser, især i yngle- og fældeperioden.
 - *Råstofmyndighedernes feltregler* regulerer færdsel i vigtige områder for gæs, og disse bestemmelser vurderes generelt som fyldestgørende til at beskytte mod væsentlige effekter af forstyrrelser. Mindre justeringer af områderne kan dog være relevante, især i forhold til blisgås.
 - *Fuglebekendtgørelsen* indeholder ikke særlige bestemmelser for gæs (ud over jagt). Det bør overvejes at regulere ikke-råstofrelateret færdsel.

- **Fældende ederfugle og andre dykænder** er på tilsvarende måde følsomme overfor forstyrrelser, da de er ude af stand til at flyve.
 - *Råstofmyndighedernes feltregler* indeholder generelle bestemmelser som vurderes som fyldestgørende.
 - *Fuglebekendtgørelsens* bestemmelser vurderes ikke som tilstrækkelige til at give en god beskyttelse mod forstyrrelser,
 - *desuden er der for begge regelsæt* behov for en opdatering af datagrundlaget mht. vigtige fældeområder.
- **Kolonier af havfugle** er følsomme overfor forstyrrelser, specielt fordi fuglene er højt koncentrerede og mange individer derfor påvirkes på én gang.
 - *Råstofmyndighedernes feltregler* indeholder bestemmelser for ynglende havfugle som ikke er sammenfaldende med de tilsvarende bestemmelser i *Fuglebekendtgørelsen*. Derudover vurderes bestemmelserne i *Råstofmyndighedernes feltregler* som fyldestgørende
 - *Fuglebekendtgørelsens* beskyttelsesperioder bør for visse arter justeres efter arternes yngletid. Mindsteafstanden som krydstogtturister skal holde til polarlomviekolonier vurderes som for restriktiv. Endelig er der voksende evidens for at skud afgivet i forbindelse med jagt på fx sæler kan påvirke havfuglekolonier på stor afstand (over 5 km), og der er derfor behov for en strengere regulering af jagt end almindelig færdsel omkring havfuglekolonier, hvis der skal opnås en god beskyttelse mod forstyrrelser fra jagt.
- **Rensdyr** er særligt følsomme i kælvningsperioden.
 - *Råstofmyndighedernes feltregler* indeholder bestemmelser der vurderes som stort set fyldestgørende, men tilsvarende regler bør indføres for andre aktiviteter hvis der skal opnås en generel beskyttelse mod forstyrrelser.
- **Moskusokser** forekommer primært i områder med meget få menneskelige forstyrrelser, og det vurderes ikke at der er behov for yderligere regulering.
- **Hvalrosser** er særligt følsomme overfor forstyrrelser når de opholder sig på land eller is.
 - *Råstofmyndighedernes feltregler* indeholder bestemmelser der vurderes som fyldestgørende.
 - I *Nationalparken* kunne man med fordel indføre bestemmelser, som svarer til de der gælder på Svalbard, dvs. at forskellige typer færdsel reguleres forskelligt ud fra potentialet for forstyrrelser. I fremtiden skal man være opmærksom på, at de gamle landgangspladser i Vestgrønland kan blive genindtaget, og hvis de skal sikres, skal en regulering af jagt og forstyrrende aktiviteter hurtigt kunne indføres.
- **Isbjørne** er særligt følsomme i forbindelse med ynglehi. De eksisterende regler vurderes som tilstrækkelige.
- **Narhvaler** er særligt følsomme overfor støj.
 - *Råstofmyndighedernes feltregler* bør udbygges med bestemmelser der beskytter narhvaler mod støj fra fly og skibe, ligesom andre aktiviteter af samme art bør reguleres.
- **Hvidhvaler og grønlandshvaler** er ikke omfattet af de gældende bestemmelser på råstofområdet i Grønland. Det bør overvejes at indføre regler til at beskytte disse to arter mod forstyrrelser, specielt støj fra fly og skibe.

Sammenfattende vurderes det, at det grønlandske regelsæt giver en udmærket beskyttelse mod væsentlige forstyrrelser, men at der med fordel kan ske forenklinger og visse stramminger. For at forenkle reglerne bør de samme aktiviteter udført i forskellig sammenhæng reguleres ens. Så vidt muligt bør der altså ikke gælde forskellige regler for den samme type færdsel udført hen-

holdsvis i forbindelse med råstofrelaterede aktiviteter, og i anden sammenhæng. I forhold til de andre arktiske lande er det karakteristisk for Grønland at de fleste bestemmelser er fastsat centralt, med relativt få lokale begrænsninger. Det gør de grønlandske regler betydeligt enklere at sætte sig ind i og administrere, og denne styrke kan med fordel fastholdes.

Summary

In Greenland, there are several separate sets of guidelines regulating traffic and activities in areas of special importance for wildlife, with the aim of eliminating or reducing disturbance. There are two sets of guidelines: one specific for mineral extraction activities involving traffic ('Rules for field work and reporting regarding mineral resources (excluding hydrocarbons) in Greenland'), and one in the Greenland Government's Executive Order on Birds, which contains relevant clauses. Finally, there are various local rules e.g. for the National Park in North and East Greenland. The rules in the various sets of guidelines do not always accord. The aim of this report is to summarise the scientific background for regulation of human disturbance and the existing rules, as well as to assess the need for adjustments and simplifications of existing rules.

Disturbing activities affect wildlife because they are perceived as dangerous, in a similar way as predators. Such activities can therefore have a strong impact on animal behaviour, and thus on their chances of obtaining sufficient food. Pervasive disturbance may lead to animals not exploiting areas rich in food, and thus to population decline. Less pervasive disturbance may affect individual food intake, and thus lead to e.g. reduced fecundity. In Greenland, hunting is often the human activity causing greatest disturbance, but other traffic may also have strong impacts, particularly traffic involving fast and noisy vehicles following unpredictable routes. In some circumstances, animals may habituate to disturbance and thus become more tolerant, particularly if the disturbance is unconnected to actual danger. However, the opposite may also occur, i.e. animals becoming increasingly sensitive to disturbance the more often it occurs. Sensitivity to disturbance is generally highest during periods when animals occur in small areas at high densities, and when their mobility is reduced (e.g. moulting birds). In addition, sensitivity to disturbance is often high and effects marked when animals have offspring needing parental care.

The following species or species groups are covered by existing rules regulating disturbance, either in the guidelines for mineral extraction activities, in the Executive Order on Birds, or both. Below, the most important recommendations for a potential future revision of the existing guidelines are summarised. For more details, refer to chapter 4 of this report (in Danish).

- **Geese** are generally very sensitive to disturbance, particularly during the breeding and moulting periods.
 - The *guidelines for mineral extraction activities* regulate traffic in important areas for geese, and these rules are assessed as sufficient. Minor adjustments may be relevant in relation to white-fronted geese.
 - The *Executive Order on Birds* does not contain specific rules for geese (except hunting). Consideration should be given to regulating traffic not related to mineral extraction activities.
- **Moulting eiders and other sea ducks** are similarly sensitive to disturbance.
 - The *guidelines for mineral extraction activities* contain general rules which are assessed as sufficient.
 - The *Executive Order on Birds* contains rules which are assessed as insufficient, and there is a need for better data on important moulting areas.

- **Colonial seabirds** are sensitive to disturbance, particularly because the birds are highly concentrated and many individuals thus are affected at the same time.
 - The *guidelines for mineral extraction activities* contain rules for breeding seabirds, which do not accord with the corresponding rules in the Executive Order on Birds, and there is a need for standardisation. Otherwise, the rules are assessed as sufficient.
 - The *Executive Order on Birds* regulates protection periods for some species, and these rules should be adjusted according to the timing of breeding. The distance that cruise ships should keep to murre colonies is assessed as excessive. In addition, there is growing evidence that shots fired during e.g. seal hunting may affect seabird colonies at a large distance (more than 5 km), and there is therefore a need for a stricter regulation of hunting than of general traffic around seabird colonies.
- **Caribou/reindeer** are particularly sensitive during calving.
 - The *guidelines for mineral extraction activities* contain rules, which are assessed as mostly sufficient, but similar rules should be introduced for other activities.
- **Musk oxen** primarily occur in areas with very little human disturbance, and there is no need for further restrictions.
- **Walrus** are particularly sensitive when they haul out on land or sea ice.
 - The *guidelines for mineral extraction activities* contain rules which are assessed as sufficient.
 - In the *National Park*, it would be advantageous to introduce rules for walrus similar to those in place in Svalbard, i.e. that different activities are regulated differently according to their potential for causing disturbance. In future years, old haul-outs in West Greenland may be reoccupied, and safeguarding such sites will require rapid introduction of restrictions of hunting and disturbing activities.
- **Polar bears** are particularly sensitive in connection with their breeding dens. The existing rules are assessed as sufficient.
- **Narwhals** are particularly sensitive to noise.
 - The *guidelines for mineral extraction activities* should be extended with provisions that protect narwhals against noise from aircrafts and ships, and other similar activities should also be regulated.
- **Belugas and bowhead whales** are not covered by existing regulations for mineral extraction activities in Greenland. Considerations should be made to introduce rules to protect these two species from disturbance, particularly aircraft and ship noise.

Overall, the assessment is that the rules in place in Greenland provide a good protection against important sources of disturbance, but that simplifications and some further restrictions would be advisable. To simplify rules, the same activities carried out in different contexts should be regulated in the same way. As far as possible, the same rules should thus apply for the same type of traffic carried out respectively in relation to mineral extraction activities, and in other contexts. Relative to other Arctic countries, it is characteristic for Greenland that most rules are set centrally, with relatively few local limitations. This makes the Greenland rules considerably easier to understand and manage, and this strength should be maintained.

Eqikkaaneq

Kalaallit Nunaanni piffinni uumasunut pingaarutilinni akornusersuinerit pinngitsoorniarlugit annikillisarniarlugilluunniit angallannermut iliuuserineqartunullu malittarisassat assigiinngitsut qassiiupput. Aatsitassarsiornermut angallannertalimmut immikkut malittarisassaqqarpoq, Timmissat pillugit timmissanut naleqquttunik qassiinik aalajangersagaqartaqqarpoq, kiisalu najukkani malittarisassat assigiinngitsuupput, soorlu Tunup avannaarsuani nunarujussuarimi eqqissisimatitami. Malittarisassani assigiinngitsuni aalajangersakkat imminut naapertuuttuaannanngillat. Nalunaarusiami matumani siunertarineqqarpoq malittarisassat kiisalu akornusersuineq pillugu malittarisassani ilisimatuussutsikkut tunngavigineqartut eqikkarneqassasut, kiisalu malittarisassat atuuttut iluarsisariaqqarfii pisariillisarneqartariaqqarfiilu nalilivigineqassallutik.

Akornusersuinerit uumasunut sunniuteqartarput navianartutut soorlu uumasutut kiisortutulli isigineqartaramik. Taamaammat uumasut pissusilersuutaannut assorujussuaq sunniuteqarsinnaapput, taamalu naammattumik nerisassarsiniarnissaannut sunniuteqartarlutik. Akornusersuinerit annertugaangata uumasut piffinnik nerisassaqqarluaraluartunik najuijunnaarnerannik nassataqarsinnaapput taamalu uumasut ikiliartulernerannik kingueqarsinnaallutik. Akornusersuinerit annikinnerusut uumasut ataasiakkaat neriniarnerannut sunniuteqarsinnaapput taamalu kinguaassiornerannik annikillisisinnaallutik. Inuit iliuuserisartagaanni piniarneq annerpaamik uumasunut akornusersuutaasarpog, aammali allatigut angallannerit annertuumik sunniuteqarsinnaapput, pingaartumik angallatit sukkasuut nipiliortullu siumut naatsorsorneqarsinnaanngitsukkut ingerlasut akornusersuisarput. Uumasut ilaannikkooriarlutik akornusersuinerit sungiussisinnaasarput taamalu sunnerneqannginnerulertarlutik, pingaartumik akornusersuinerit navianartuimmut attuumassuteqanngittaraangata (soorlu piniarnermut). Aamma paarlattuanik akornusersuinerit akulikilliartuinnartillugit uumasut misikkarissigaluttuinnarsinnaasarput. Uumasut akornusersuinerit misikkarinnerpaasarput uumasut piffinni annikitsuni amerlasoorsuullutik katersuussimatillugit, angallarlussisimatillugit (soorlu timmissat isatillugit), aammalu paarisarialinnik kinguaaqartillugit.

Uumasut makku Kalaallit Nunaanni malittarisassat ataanniipput:

- Nerlerit akornusersorneqarnerminnut misikkarissuusarput, pingaartumik manniliornermik isanermillu nalaanni. Taamaammat aatsitassalerinermut oqartussat malittarisassiaanni piffiit nerlernut pingaarutilit malittarisassaqqartitaapput, aalajangersakkallu taakku naammattutut isigineqarput. Pingaartumik nerlerit kajortut eqqarsaatigalugit iluarsilaarnissaq pisariaqarsinnaavoq.
- Mitit qerluutuukkullu alluumasartut allat taamattaq akornusersorneqarnerminnut misikkarissuusarput. Timmissanut naluanarummi aalajangersakkat amigartutut isigineqarput, taamaammat isarfiit pingaarutilit eqqarsaatigalugit nutarterneqarnissaat pisariaqqarpoq.
- Timmissat imarmiut piaqqiorfii akornusersorneqarnerminnut misikkarissuusupput, pingaartumik timmissat attarmoortorsuusarmata taamalu ataatsikkorsuaq sunnerneqartarmata. Timmissat piaqqiortut eqqarsaatigalugit aatsitassalerinermut oqartussat malittarisassiaat Timmissat pillugit

nalunaarummi malittarisassanut naapertuutinngillat, taamaammat assi-
giissarneqarnissaat pisariaqarpoq. Aamma uumasut ilaasa piffissat piaq-
qiorfii naapertorlugit piffissat illersorneqarfii iluarsineqartariaqarput.
Aamma uppernarsaatissaqartinneqariartuinnarpoq assersuutigalugu pui-
siniarnermi seqqortaarnerit timmissat imarmiuat najugaqarfiinut ungasik-
kaluanut (5 km sinnerlugit) sunniuteqarsinnaasartut, taamaammat tim-
missat imarmiuat piaqqiorfiisa eqqaanni angallannerinnaq pinnagu suka-
nganerusunik malittarisassaqtitsinissaq pisariaqarpoq.

- Tuttut piaqqinermik nalaani misikkarilluinnartarput. Aatsitassaleriner-
mut aalajangersakkat naammattutut isigineqarput, malittarisassalli assin-
gusut sulianut allanut atuutilersinneqartariaqarlutik.
- Piffiit inunnit akornusersuiffiunngingajattut annermik umimmaqarfiu-
sarput, taamaammat sukumiinerusunik malittarisassiorortoqarnissaa pisa-
riaqarsorineqanngilaq.
- Aarrit eqqarsaatigalugit Tunup avannaarsuani eqqissisimatitami aalajan-
gersakkanik Svalbardimi atorineqartut assinginiq atortuulersitsisoqarsin-
naavoq. Siunissami eqqumaffigineqartariaqarpoq Kitaani nunami qassi-
maffigisartagarisimasatik atoqqilersinnaammattigit, taakkulu isuman-
naarneqassappata piniarneq akornusersuutaasumillu iliornerit pillugit
malittarisassat pilertortumik atuutilersinneqarsinnaasariaqarput.
- Nannut eqqarsaatigalugit malittarisassat atuuttut naammattutut isigine-
qarput.
- Qilalukkat qernertat timmisartut umiarsuillu nipiliornerinut misikkaril-
luinnarmata taakku nipiliornerat pillugu pitsaanerusumik malittarisassi-
ortoqartariaqarpoq.
- Qilalukkat qaqortat arfiviillu Kalaallit Nunaanni aalajangersakkani atuut-
tuni malittarisassaqtitsivigineqanngillat. Uumasut taakku akornuser-
sorneqatsaaliorniarlugit, pingaartumik timmisartut umiarsuillu nipilior-
nerinut, malittarisassiorortoqarnissaa isumaliutigineqartariaqarpoq.

Ataatsimut isigalugit Kalaallit Nunaanni malittarisassat akornusersuiner-
nut annertuunut illersuutaalluarput, kisiannili pisariillisaasoqarsinnaavoq ilaati-
gullu sukaterisoqarsinnaalluni. Malittarisassat pisariillisarumallugit inuit
iliuusaat assigiit pisuni assigiinngitsuni pisaraluarunilluunniit assigiimmik
malittarisassiorneqartariaqarput, taamaalilluni ajornartinnagu aatsitassarsi-
ortoqarnerani angallannermut taamaallaat atuunnissaat pinngitsoorneqar-
tussanngorlugu. Nunanut issittumiittunut allanut sanilliullugu Kalaallit Nu-
naata immikkoorutaa tassaavoq aalajangersakkat amerlanerit qitiusumik
aalajangersagaasarmata, najukkanilu killilersuutit ikittuinnaasarmata. Taa-
maalillutik Kalaallit Nunaanni malittarisassat paasilertoruminarnerusaqaat
atortinnissaallu pisariinnerusaqaluni, pitsaaqqutaallu tamanna attanneqarta-
riaqarpoq.

1 Indledning

1.1 Effekten af menneskelige forstyrrelser på dyrelivet

Det er velkendt, at vilde pattedyr og fugle ofte reagerer mere eller mindre kraftigt på menneskelige forstyrrelser. Reaktionen spænder fra subtile ændringer i fødesøgningsadfærd, hvor fx græssende dyr bruger mere tid på at være årvågne og dermed nedsætter deres energiindtag, over bortskræmning af individer eller flokke fra foretrukne områder, til opgivelse af yngleforsøg, i ekstreme tilfælde hele kolonier. Dyrns potentielle og realiserede reaktioner på forstyrrelser indgår ofte som en vigtig del af miljøvurderinger af fx råstofprojekter (Johnson et al. 2005a).

Generelt tolkes dyrs reaktion på forstyrrelser som en anti-prædator-reaktion (Beale & Monaghan 2004b). Dyrene opfatter tilstedeværelsen af mennesker, eller disses aktiviteter, som en trussel mod sig selv eller deres afkom, og reagerer ved at afbryde deres normale adfærd. Graden af reaktion afhænger derefter af dyrenes vurdering af hvor alvorlig truslen er, og af deres tidligere erfaring med forstyrrelser. Når dyr forstyrres gentagne gange, kan der enten ske en tilvænning (habituering) eller en sensitivering, hvor reaktionen bliver kraftigere og kraftigere (Bejder et al. 2009).

Nyere forskning har fokuseret på at dyrs adfærd i meget høj grad påvirkes af tilstedeværelsen af rovdyr; man taler om at dyrene lever i et 'landscape of fear' hvor de konstant afvejer truslen om prædation mod mulighederne for fødesøgning (Willems & Hill 2009). I nogle tilfælde kan planteæderes reaktion på tilstedeværelse eller fravær af rovdyr være så kraftig, at det har omfattende konsekvenser på økosystemniveau, fx lavere græsningstryk fra hjortevildt (Laundré et al. 2001). Reaktionen på menneskelige forstyrrelser må forstås i denne sammenhæng. Tilsvarende kan jagt medføre at dyr får forøgede flugt-afstande overfor andre forstyrrelser, hvilket kan føre til at dyrene ikke udnytter ellers velegnede fourageringsområder. En sådan situation vil have en effekt svarende til tab af den pågældende habitat (Meltotte et al. 2013).

Følsomheden overfor forstyrrelser varierer oftest henover året, således at dyrene er mest følsomme i yngletiden, eller i andre perioder hvor de optræder særligt koncentreret og/eller har nedsat bevægelighed (såsom visse fuglearter i fældeperioden). Afhængigt af artens ynglebiologi kan der også være stor forskel på hanner og hunners følsomhed; således er det hos de fleste pattedyr alene hunnen som tager sig af afkommet, og hunner med unger er derfor typisk mest følsomme overfor forstyrrelser.

Dyr udviser ofte stor individuel variation i hvordan, de reagerer på forstyrrelser. En umiddelbar fortolkning vil ofte være, at de dyr som reagerer mindst er mere robuste og i bedre kondition. Dette kan imidlertid være misvisende; forsøg har vist at de individer som reagerer mindst ofte er i dårligst kondition og derfor har mest at tabe ved at opgive fødesøgning (Beale & Monaghan 2004a). På bestandsniveau kan man tilsvarende forestille sig, at de bestande som har gode alternative fødesøgningsmuligheder vil reagere kraftigt på forstyrrelser og søge væk, mens bestande uden alternativer vil være tvunget til at blive i området trods forstyrrelser (Gill et al. 2001); sidstnævnte kan dog udvise en tydelig fysiologisk respons (hjertefrekvens, stresshormoner). Man

kan således ikke konkludere, at de individer eller bestande som reagerer kraftigst med flugt, er dem som bliver mest påvirkede, eller vice versa.

Konsekvenser af forstyrrelser kan spænde vidt på både individ- og bestandsniveau. Kortvarige forstyrrelser kan føre til, at fødeindtaget og dermed energibalancen påvirkes negativt (Miller 1994), men hvis der i øvrigt er føde nok i området, er sådanne effekter ofte af midlertidig karakter. Længerevarende forstyrrelser kan imidlertid, specielt hvis der ikke er gode alternative fødesøgningsmuligheder, føre til nedsat reproduktion eller højere dødelighed. Hvis et tilstrækkeligt antal individer udsættes for sådanne effekter, kan det have omfattende effekter på bestandsniveau. For eksempel kan hele fuglekolonier vælge at opgive yngleforsøget, og enten flytte til en anden, måske mindre velegnet lokalitet, eller helt springe det år over. Tilsvarende kan forstyrrelser, der medfører varigt reduceret udnyttelse af et område, sammenlignes med habitatødelæggelse. I det omfang habitat er en bestandsbegrænsende faktor, fører dette til reducerede bestande. I særlige tilfælde kan panikreaktioner også føre til direkte dødelighed (typisk nedtrampning eller prædation af unger) i forbindelse med forstyrrelser af fx hvalrosser på land eller fuglefjelde.

1.2 Typer af forstyrrelser

Mange typer af menneskelige aktiviteter kan virke forstyrrende på fugle og pattedyr. Færdsel med fly, skib, snescooter og lignende har åbenlyst et stort potentiale for at forstyrre, og det er overvejende disse aktiviteter som er underlagt regulering i Grønland. Også mere stilfærdige fritidsaktiviteter kan under nogle omstændigheder forårsage betydelige forstyrrelser (fx kitesurfing), men det er næppe noget større problem i Grønland. Selve tilstedeværelsen af mennesker kan være problematisk, og derfor er der indført regler for adgangsforbud i yngletiden i fuglekolonier.

Der er dog næppe nogen tvivl om at de mest omfattende forstyrrelser af dyrelivet i Grønland er relateret til jagt. Mange fugle og pattedyr reagerer meget voldsomt på skud, da de forbinder lyden med en umiddelbar fare. Udøvelsen af jagt kan derfor have konsekvenser for dyrebestande som rækker ud over den dødelighed (inkl. anskydning) som jagten forårsager. Der er meget få studier af forstyrrelseseffekter af jagt i Arktis, men i Danmark foreligger der et betydeligt erfaringsgrundlag vedrørende forstyrrende effekter af jagt på vandfugle. Disse erfaringer opsummeres i det følgende afsnit, da de generelle konklusioner også vil være dækkende for jagtlige forstyrrelser i Grønland. Der er behov for konkrete undersøgelser af jagtlige forstyrrelser i Grønland, som fx den undersøgelse der er under udførelse om effekter af skud i nærheden af lomviekolonier (se afsnit 3.3).

1.2.1 Erfaringer med forstyrrelseseffekter af fuglejagt i Danmark

Jagt er blandt de aktiviteter, som har den største forstyrrende effekt på fugle og pattedyr (Hockin et al. 1992). Foruden antallet af dræbte dyr har jagt også en stor indirekte effekt. De indirekte effekter kommer til udtryk ved at jagtaktiviteter bl.a. ændrer fuglenes normale aktivitet ved at påvirke deres adfærd, fordriver dem fra deres foretrukne fødesøgningssteder til andre ofte mindre egnede steder, og eventuelt påvirker dem i den periode af året, hvor deres par dannelse finder sted (referencer i Madsen & Fox 1995, Fox & Madsen 1997).

Der er mange undersøgelser som viser, at jagt forårsager lokale forstyrrelser ved at jage fugle, især gæs og svømmeænder, bort fra deres foretrukne fødesøgningssteder og dermed sandsynligvis hindrer dem i at opbygge tilstrækkelige kropsreserver til at fortsætte trækket eller til at gennemføre den kommende ynglesæson (Madsen & Fox 1995, Fox & Madsen 1997). Flerårige undersøgelser i de såkaldte forsøgsreservater, hvor fuglene blev optalt og deres opholdssteder kortlagt gennem flere år, viste at fuglene blev forhindret i at udnytte store føderessourcer i form af vandplanter. Da jagtreguleringen blev ændret, så et kerneområde blev frihold for jagt, opholdt fuglene sig i de kerneområder hvor fødemængden var størst og hvor jagt tidligere havde forhindret dem i at opholde sig. Samtidig steg det samlede antal af andefugle betydeligt i områderne (Madsen 1998). Siden er der etableret et større netværk af reservater i Danmark (de såkaldte forstyrrelses- og jagtfrie kerneområder), hvor især svømmeænder og gæs er steget markant i antal (Clausen et al. 2004). Opfølgende undersøgelser har vist, at fuglene ikke kun har brugt reservatnetværket i en kort periode, men at reservaterne fortsat har værdi gennem de følgende 20 år (Clausen et al. 2014). Reservaterne bevirker at fuglene opholder sig i områderne i længere tid, især om efteråret. Det gavner ikke kun fuglene, men giver også et større jagtudbytte i de tilstødende områder, da antallet af fugle er større og fordi de bliver i området i længere tid.

Jagtens intensitet og den måde den drives på har stor betydning for fuglenes reaktion. I områder, hvor der hyppigt drives jagt med stor intensitet, udnyttes området af færre fugle end i områder med lav intensitet (Frikke & Laursen 1994, Bregnballe et al. 2004). Jagt fra fastliggende pramme, hvor jægerne venter på at fuglene trækker forbi, har en beskeden forstyrrende effekt sammenlignet med mobile pramme, hvor jægerne opsøger fuglene for at komme på skudhold (Madsen 1998). Ved den sidstnævnte jagtform jages fuglene op flere gange i løbet af en dag og forlader ofte området. Jagt fra motorbåd (som er en udbredt form for jagt i Grønland) er til sammenligning den jagtform, som har den største forstyrrende effekt. I det danske Vadehav har undersøgelser vist, at blot én motorbåd som drev jagt for hver 2 km² var tilstrækkelig til at reducere antallet af ederfugle betydeligt. Forøgedes antallet af motorbåde med jægere forlod ederfuglene de centrale dele af Vadehavet, hvor der var blåmuslinger, og opsøgte områder med beskeden eller ingen jagt (Laursen & Frikke 2008). Reaktionen var anderledes i januar-februar hvor ederfuglene skal opbygge deres kropsressourcer før yngletiden. I denne periode forblev en del af ederfuglene i den centrale del af Vadehavet, hvor de lå over blåmuslingebankerne, men nu i mindre flokke, formodentlig som konsekvens af at disse ikke opdages så let af jægere. Reaktionsmønstret er sandsynligvis en tilpasning til fortsat at kunne søge føde og samtidig at formindske risikoen for at blive skudt. Ederfuglene, som blev i den centrale del af Vadehavet for at søge føde, havde en større kropsvægt end fuglene der forlod området (Laursen et al. 2016). Da stor kropsvægt hos hunnen hænger sammen med bedre overlevelse af ællingerne hos ederfugl, antages det at der er en reproduktionsgevinst ved at blive på muslingebankerne på trods af et øget jagttryk. Intensiv jagt kan også forårsage adfærdsændringer hos fugle i tilstødende områder uden jagt, som det fx er set hos blishøns (Holm et al. 2011).

Jagtlige forstyrrelser kan også have en tidsmæssig effekt på fuglenes normale aktivitet. Det kan bl.a. medføre at fuglene udnytter en fødekilde om natten, hvis jagtaktivitet forhindrer fuglene i at søge føde om dagen, eller at jagtaktivitet forskyder tidspunktet hvor fuglene starter et fødesøgningsstræk (Madsen 1988, Bregnballe et al. 2001, Bregnballe & Madsen 2004). Stor jagtaktivitet kan

desuden bevirke at andefugle påbegynder efterårstrækket tidligere end normalt (Madsen 1988).

Tidspunkt på året har ligeledes betydning for hvilken effekt jagt har på fugle. Fødemængden falder gennem vinteren, og der skal bruges mere energi for at opretholde kropstemperaturen ved lave temperaturer. Samlet betyder det, at fuglene er mere følsomme overfor forstyrrelser på dette tidspunkt af året (Goss-Custard et al. 2006). Fuglenes forøgede fødebehov om vinteren medfører ofte en faldende kondition, og en generel reduktion af deres overlevelsesrate. Det er således ofte forholdene om vinteren, der sætter begrænsninger for bestandenes størrelse. For at formindske den efterfølgende dødelighed ophører jagttiden for de fleste arter ved midvinter.

Det er vanskeligt at kvantificere effekten af jagt og andre forstyrrende aktiviteter på fugles og pattedyrs overlevelse. Derfor foreslog Gill et al. (1996), at effekten af jagt og andre forstyrrelser bør sættes lig den mængde af føde, som forbliver uudnyttet på grund af forstyrrelser, da forstyrrelsen ofte nedsætter et områdets bærekapacitet, og dermed indirekte påvirker dyrenes mulighed for at overleve til næste ynglesæson.

1.3 Arter og artsgrupper behandlet i denne rapport

I denne rapport behandles forstyrrelser i forhold til de arter og artsgrupper af fugle og pattedyr som er nævnt i råstofmyndighedernes 'feltregler' (se også afsnit 3.1.3). Det vil sige ynglende havfugle (herunder specifikt polarlomvier), fældende ederfugle, gæs, moskusokse, rendyr, isbjørn, narhval og hvalros. Disse arter og artsgrupper er nævnt i feltreglerne, fordi de (med undtagelse af isbjørn) i hvert fald på nogle tider af året optræder stærkt koncentrerede i grupper, kolonier eller flokke, og en enkeltstående forstyrrelse kan derfor påvirke mange individer med potentielt omfattende konsekvenser for bestanden. Mere spredt forekommende arter (fx polarræv, ynglende vadefugle) kan lige så vel påvirkes af forstyrrelser, men her forventes effekten på bestandsniveau af en enkeltstående forstyrrelse at være minimal, og behovet for regulering af færdsel derfor mindre. Isbjørn lever spredt, men er medtaget i feltreglerne fordi arten anses for særligt vigtig i Grønland.

Desuden behandles kort effekten af forstyrrelser på de to andre hvalarter som forekommer i Grønland året rundt, og som ikke er nævnt i feltreglerne, nemlig hvidhval og grønlandshval.

Forstyrrelser af marine pattedyr i forbindelse med seismiske undersøgelser er ikke medtaget her, da dette emne er detaljeret behandlet i de strategiske miljøvurderinger af olieaktiviteter i grønlandske farvande (senest Boertmann et al. 2013).

2 Regulering af færdsel i Arktis af hensyn til dyrelivet

For at beskytte dyrelivet mod forstyrrelser benyttes der dels arealbeskyttelse af afgrænsede områder (reservater mv.), hvor der gælder specifikke regler, dels generelle regler for færdsel nær særlige forekomster af fx fuglekolonier.

2.1 Eksisterende lovgivning og regler i Grønland

2.1.1 Naturbeskyttelsesloven

Den grønlandske Landstingslov nr. 29 af 18. december 2003 ”skal medvirke til at beskytte Grønlands natur. Beskyttelsen skal ske på et økologisk bæredygtigt grundlag, i overensstemmelse med forsigtighedsprincippet og i respekt for menneskers livsvilkår og for bevarelsen af dyre- og plantelivet.” I forbindelse med forstyrrelser af pattedyr og fugle er specielt bestemmelserne i § 5 relevante:

”§ 5. Landsstyret kan fastsætte regler til beskyttelse af pattedyr og fugle, herunder regler om:

- 1) Fredning af en art, en bestand eller dele af en bestand.
- 2) Regulering af fangst og jagt på baggrund af køn, alder og størrelse.
- 3) Fastsættelse af fangst- eller jagttider.
- 4) Forbud mod fangst og jagt i nærmere afgrænsede områder.
- 5) Fastsættelse af kvoter for fangst og jagt på pattedyr samt fugle i hele Grønland eller i nærmere afgrænsede områder.
- 6) Beskyttelse af pattedyrs og fugles fødegrundlag.
- 7) Vedtagelse af forvaltningsplaner.
- 8) Forbud mod færdsel i nærmere afgrænsede områder eller i en periode.
- 9) Forbud mod aktiviteter i nærmere afgrænsede områder eller i en periode.

Stk. 2. Landsstyret skal ved fastsættelse af regler om beskyttelse af pattedyr og fugle tilstræbe at sikre den **bedst mulige succes for yngledygtigheden**, herunder at disse dyr så vidt muligt har fred i yngletiden.

Stk. 3. Landsstyret skal høre Fangstrådet ved fastsættelse af regler om beskyttelse af pattedyr og fugle.”

2.1.2 Bekendtgørelser

Der findes en lang række bekendtgørelser som er relevante i denne sammenhæng. Dels findes en række bekendtgørelser som omhandler fx fangst af specifikke arter eller artsgrupper, disse er omtalt i de relevante afsnit. Dels findes en række bekendtgørelser som regulerer færdsel i konkrete områder, med henvisning til et generelt hensyn til dyrelivet. Disse er nævnt nedenfor.

Bekendtgørelsen om beskyttelse og fangst af fugle, nr. 8 af 2. marts 2009. Indeholder følgende liste over fuglebeskyttelsesområder, hvor ilandstigning og færdsel i øvrigt ikke er tilladt indenfor 500 m i perioden 1. maj – 31. august:

- 1) Lion Øer syd for Qerqertat (forvaltningsområde Avanersuaq).
- 2) Kuup Apparsui / Kap Schackleton (forvaltningsområde Upernavik).

- 3) Toqqusaaq (forvaltningsområde Upernavik).
- 4) Kingittuarsuk, vestnordvest for Angissoq (forvaltningsområde Upernavik).
- 5) Upernaviup Apparsui / Sandersons Hope (forvaltningsområde Upernavik).
- 6) Kippaku Apparsuit (forvaltningsområde Upernavik).
- 7) Salleq (forvaltningsområde Uummanaq).
- 8) Assissut / Brændevinsskær ved Kronprinsens Ejland (forvaltningsområde Qeqertarsuaq).
- 9) Nunatsiaq / Rotten ved Hunde Ejland (forvaltningsområde Aasiaat).
- 10) Saattuarssuit ved Grønne Ejland (forvaltningsområde Aasiaat).
- 11) Fjordarmen Tasiussarsuaq bag ved Naternaq ved Nordenskjølds Bræ (forvaltningsområder Kangaatsiaq og Qasigiannuguit).
- 12) Appat Innaat/ Fuglefjeldet Appat ved Ritenbenk (forvaltningsområde Ilulissat).
- 13) Ydre Kitsissut (forvaltningsområde Qaqortoq).

Bekendtgørelsen om Nationalparken i Nord- og Østgrønland, nr. 7 af 17. juni 1992. Indeholder flere relevante bestemmelser:

§ 7. Der må ikke slås lejr på eller i umiddelbar nærhed af dyrs og fugles naturlige yngle-, fouragerings-, fælde- eller hvilepladser samt vandringsveje.

§ 11. Udenfor de faste stationer er kørsel med terrængående motorcykler eller andet terrængående motorkøretøj forbudt, når det ikke sker på is eller fast snedække. Brug af motorkøretøjer er forbudt i områder udlagt som zone I.

§ 13. Overflyvning af land, fjorde og hav i en højde af under 500 m over terræn, landing med fly og landgang fra skib samt nedkastning af depoter må kun ske efter forudgående indhentet tilladelse fra Landsstyret.

Bekendtgørelsen om naturreservatet i Melville Bugt, nr. 21 af 17. maj 1989. Færdsel, sejlads og flyvning under 500 m højde er ikke tilladt, undtagen for fangere fra de omliggende beboelser, som må færdes med båd eller hundeslæde under traditionel fangst i Zone I.

Bekendtgørelsen om fredning af et område ved Ivittuut og Kangillinguit, nr. 4 af 12. april 2010. Færdsel med motoriserede køretøjer og flyvning under 500 m over terræn forbudt af hensyn til dyreliv ligesom sejlads er reguleret i nogle delområder.

Bekendtgørelsen om fredning af Austmannadalen, nr. 23 af 14. juli 2008. Færdsel med motoriserede køretøjer og flyvning under 500 m over terræn forbudt af hensyn til dyreliv.

Bekendtgørelsen om fredning af Kitsissunguit, nr. 11 af 17. april 2008. Færdsel er reguleret forskelligt på de enkelte øer og flyvning under 500 m over terræn forbudt af hensyn til dyreliv.

Bekendtgørelse om fredning af Ilulissat Isfjord, nr. 10 af 15. juni 2007. Motoriseret færdsel er generelt ikke tilladt på land, bortset fra langs færdselskorridorer, der udlægges af kommunen. Flyvning under 1000 m er ikke tilladt undtagen for koncessioneret ruteflyvning.

§ 23, stk. 2 i Bekendtgørelsen om Nationalparken i Nord- og Østgrønland giver endvidere myndighederne mulighed for at "... stille sådanne betingelser for adgang til Nationalparken, som måtte anses for hensigtsmæssige". I henhold til denne bekendtgørelse får krydstogtskibe adgang til nationalparken på en række vilkår, som skal begrænse forstyrrelser af flora og fauna. I selve den tilladelse der udstedes medfølger et bilag som angiver minimumsafstande der skal holdes i forhold til en række særligt følsomme arter (Tabel 1).

Tabel 1. Regulering af krydstogtskibe og - turistfers færden i Nationalparken i forhold til en række forstyrrelsesfølsomme dyrearter.

Pinngortitamut, Avatangiisinut Inatsisinillu Atuutsitsinemut Naalakkersuisoqarfik
 Departementet for Natur, Miljø og Justitsområdet
 Ministry of Nature, Environment and Justice
 Expedition Office

NAALAKKERSUISUT
 GOVERNMENT OF GREENLAND



Annex 2a. Sensitive Periods

	Vulnerable period	Access regulation	
		Min. distance on land	Min. distance on water
	Season		
Walrus (<i>Odobenus rosmarus</i>)	Haul-out sites: 15. July -1. October Females with young: 1. May-15. October	400 m	75 m
Narwhal (<i>Monodon monoceros</i>)	Important areas Breeding holes and rendezvous-sites		500 m
Arctic wolf (<i>Canis lupus</i>)	(June.-Sept.) Nesting sites	1000 m	-
Great northern diver (<i>Gavia immer</i>)	1 June - 31 Aug. Breeding and moulting areas:	500 m from nest	500 m from nest
Pink-footed goose (<i>Anser brachyrhynchus</i>)	1 June - 31 May/ 15 June-10 Aug. Breeding colony: 15 May-10 July	1000 m	
Barnacle goose (<i>Branta leucopsis</i>)	Breeding and moulting areas: 1 June - 31 May/ 15 June-10 August	1000 m	
Brent goose (<i>Branta bernicla</i>)	Breeding and moulting areas: 1 June - 31 May/ 15 June-10 August	1000 m	
Sea bird colonies (except Guillemot and Eider)	1 June - 15. September		200 m*
Thick-billed Guillemot (<i>Uria lomvia</i>)	1 June - 15. September		5000 m*
Eider (<i>Somateria mollissima</i>)	15 July - 30 September		500 m*

* It is prohibited to enter all bird colonies. Access within the given radius is permitted until 50 m when exercising extreme care (i. e. avoid all unnecessary noise, approach cautiously, stop if birds shows sign of distress, stay less than 30 minutes).

2.1.3 Råstofmyndighedernes 'feltregler'

Råstofmyndighedernes 'Regler for feltarbejde og rapportering vedrørende minerale råstoffer (excl. kulbrinter) i Grønland' (Råstofdirektoratet 2000, herefter 'feltregler') beskriver i kapitel 2 de gældende regler for råstof-relateret færdsel i vigtige områder for dyrelivet. Afsnit 2.02 nævner de aktiviteter som kræver tilladelse (se nedenfor), mens afsnit 2.03 nævner de specifikke områder og perioder, hvor der skal søges om tilladelse af hensyn til bestemte arter eller artsgrupper (med henvisning til kortbilag). Bestemmelserne i afsnit 2.03 er nævnt under de relevante afsnit. Det bemærkes, at feltreglerne er under revision.

Bilag 1 til denne rapport indeholder opdaterede kort over de specifikke områder, som er beskyttet med henvisning til feltreglerne, samt andre områder som er beskyttet af hensyn til dyrelivet.

”2.02. Aktiviteter i områder og perioder af væsentlig betydning for dyrelivet

2.02.01. Vilkārene i afsnit 2.03. omfatter alle feltaktiviteter bortset fra flyvning med fastvingede fly, som foretages mindst 500 m over terræn eller havoverflade, medmindre vejrforhold eller gældende luftfartsregler nødvendiggør andet. Landing i felten med fastvinget fly skal godkendes af Råstofdirektoratet.

2.02.02. I de områder, som er angivet i punkt 2.03.03., 2.03.04.a., 2.03.05.-2.03.08. og 2.03.10., skal overflyvning af et område med helikopter ikke godkendes af Råstofdirektoratet, forudsat

- a) a) at denne overflyvning foretages mindst 500 m over terræn eller havoverflade, medmindre vejrforhold eller gældende luftfartsregler nødvendiggør andet, og
- b) b) at en sådan overflyvning kun kan undgås ved anvendelse af en betydelig merflyvning.

2.02.03. I de områder, som er angivet i punkt 2.03.03. og 2.03.04.a., skal følgende aktiviteter ikke godkendes af Råstofdirektoratet:

- a) a) enkeltflyvninger med helikopter for transport af udstyr eller mandskab til/fra området, som foretages med mindst 4 dages mellemrum, og som foretages mindst 500 m over terræn eller havoverflade, medmindre vejrforhold eller gældende luftfartsregler nødvendiggør andet
- b) b) sejlads med motordrevet fartøj med maks. 10 knob.

2.02.04. Uden for de i afsnit 2.03. angivne områder og perioder kan flyvning, sejlads og feltarbejde udføres uden særlige vilkår vedrørende dyrelivet.”

2.2 Regler i de øvrige arktiske lande – i hovedtræk

Ligesom i Grønland har de øvrige arktiske lande national lovgivning vedrørende naturbeskyttelse. Denne lovgivning danner udgangspunkt for mere specifikke regionale regler, fx på delstats- eller provinsniveau. Disse regionale regler udspecificeres ofte endnu mere for specifikke aktiviteter i følsomme områder; i afsnit 4 præsenteres eksempler på disse specifikke regler. De fleste arktiske lande har et netværk af vildtreservater eller beskyttede områder, som har specifikke retningslinjer for beskyttelse af dyrelivet.

I dette afsnit beskrives primært den nationale lovgivning.

2.2.1 Island

I Island er beskyttelsen af vilde dyr og fugle mod forstyrrelser ikke særligt formaliseret (K. H. Skarphéðinsson, pers. medd.). Naturbeskyttelsesloven (<http://www.althingi.is/lagas/nuna/1994064.html>) fastlægger generelle bestemmelser om, at der skal tages hensyn til vilde dyr og deres habitater, og at unødige forstyrrelser skal undgås; denne lov indeholder også enkelte mere specifikke bestemmelser for fuglefljede. Derudover findes ca. 30 områder, som er fredet af hensyn til dyrelivet, og hver af disse fredninger indeholder lokale bestemmelser. Disse bestemmelser er sjældent særligt restriktive, dog er enkelte særligt vigtige yngleområder for gæs underlagt adgangsforbud i yngletiden, og enkelte nyopståede vulkanske øer har totalt adgangsforbud for offentligheden.

Island har så vidt vides ikke specifikke regler for færdsel i relation til fx råstofeftersøgningsaktiviteter.

2.2.2 Norge (Svalbard)

Generelle regler for færdsel i naturen på Svalbard er fastlagt i loven om naturbeskyttelse på Svalbard (Svalbardmiljøloven, <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2001-06-15-79>). Denne lov foreskriver blandt andet at al færdsel skal foregå på en måde, som ikke fører til unødigt forstyrrelse af dyrelivet. Loven indeholder også specifikke bestemmelser for fuglefjelde. Eventuelle lokale adgangsbeskrænsninger er fastlagt i bestemmelserne for konkrete fredede områder (<http://www.sysselmannen.no/Toppmeny/Om-Svalbard/Lover-og-forskrifter/Forskrifter/>).

Eksempler på disse bestemmelser er, at det i nationalparker og naturreservater er forbudt at bruge terrængående køretøjer eller lande med fly, ligesom flyvning under 300-500 m højde er forbudt ud til 1 sømil fra land. Svalbard har 15 fuglereservater, hvor der er totalt adgangsforbud i perioden 15. maj – 15. august, inklusive på havet ud til 300 m fra land ved lavvande. Terrængående motorfærdsel er generelt forbudt med visse undtagelser, blandt andet for færdsel relateret til råstofundersøgelser eller –udvinding i områder hvor dette er tilladt (dvs. udenfor nationalparker og naturreservater).

2.2.3 Rusland

Det er ikke lykkedes at indhente oplysninger om regler for færdsel i arktiske områder i Rusland.

2.2.4 USA (Alaska)

En række nationale love danner basis for forvaltningen af naturområder og dyrestande. Blandt disse er 'National Environmental Protection Act', som fastlægger procedurerne for de miljøvurderinger, som er nødvendige for at få tilladelse til aktiviteter der forstyrrer dyrelivet. 'Endangered Species Act' fastlægger regler for at statslige styrelser skal rådføre sig med relevante nationale eksperter for at sikre, at deres aktiviteter ikke skader beskyttede dyrearter. 'Marine Mammal Protection Act' forbyder aktiviteter, som generer havpattedyr, herunder industrielle aktiviteter. 'Fish and Wildlife Act' opfordrer statslige styrelser til at beskytte ikke-jagtbare arter, og 'Migratory Bird Treaty Act' forbyder direkte og indirekte skade på trækfugle.

Den arktiske del af Alaska er opdelt i tre områder, hvor det østlige område er friholdt for licenser til råstofudnyttelse, det centrale område er åbent for licenser, mens råstofudnyttelse og naturbeskyttelse balanceres i det vestlige område.

2.2.5 Canada

Det canadiske system minder om det i USA, idet lovgivning på stats-, provins- og territorieniveau regulerer færdsel og andre aktiviteter for at undgå kritiske forstyrrelser af dyrelivet.

Nogle af de vigtigste nationale love er 'Species at Risk Act', som beskytter truede arter og økosystemer, 'Migratory Birds Convention Act', som beskytter trækfugle, og 'Environmental Enforcement Act', som tilpasser eksisterende lovgivning således at miljø- og naturbeskyttelsen fremmes.

3 Relevante arter og artsgrupper

3.1 Gæs

3.1.1 Indledning

Gæs er potentielt særdeles sårbare overfor forstyrrelser, og særligt følsomme perioder i yngletiden omfatter tiden før æggene lægges (*pre-nesting*), rugeperiode, samt perioden før gæslingerne bliver flyvefærdige (hvor forældrefuglene fælder og ikke kan flyve) (Miller 1994, Riddington et al. 1996, Overrein 2002, Madsen et al. 2009). Ikke-ynglende gæs samles på særlige lokaliteter for at fælde, og de er også sårbare over for forstyrrelser i denne periode da de er ude af stand til at flyve. Efter disse perioder, når ungerne er flyvefærdige og fældefuglene har genvundet evnen til at flyve, er gæssene mindre sårbare fordi de nu er mobile og har rigeligt med fourageringssteder at vælge imellem (Madsen et al. 2009).

3.1.2 Eksisterende regulering i Grønland

Råstofmyndighedernes 'feltregler' har flere bestemmelser om forstyrrelser af dyreliv, herunder gæs: De sårbare perioder i gæssenes årscyklus er afspejlet i denne regulering, idet der her er fokus på:

- Forårsrastepladser (blisgås)
- Fældeperioden (blisgås, kortnæbbet gås, bramgås, knortegås, snegås)
- Ruge- og ungeperioden (knortegås, bramgås).

Der er udpeget en række 'vigtige områder for dyrelivet' herunder områder med ynglende og fældende gæs, hvor flyvning med helikopter og sejlads er reguleret i de følsomme perioder:

- 15. maj til 31. maj - forårsrastepladser for blisgås,
- 15. juni til 10. august - fældeområder for alle gæs
- 15. maj til 10. juni - ynglekolonier for bramgås.

I Bekendtgørelsen om beskyttelse og fangst af fugle er det fastlagt (§11, stk. 2) at 'massedrivning af og jagt på fældende ænder og gæs er ikke tilladt'.

Endelig skal turister i Nationalparken holde en afstand på mindst 1000 m til områder med ynglende og fældende gæs (Tabel 1).

3.1.3 Regler i andre arktiske lande

I 'National Petroleum Reserve-Alaska' i den vestlige del af arktisk Alaska er der vigtige fældeområder for gæs (BLM 2012). Reglerne foreskriver at flyvning over disse områder skal undgås i perioden 20. maj – 20. august. Ligeledes er det forbudt at opføre permanente faciliteter, undtagen rørledninger, indenfor 1600 m fra søer der benyttes af fældende gæs. Prøveboringer skal foregå om vinteren og skal benytte midlertidige faciliteter såsom landingsbaner på is og køreveje på sne. I perioden 15. juni – 20. august skal færdsel på jorden så vidt muligt minimeres ved brug af konvojer osv. I den strengt beskyttede østlige del af det arktiske Alaska, hvor der også er vigtige fældeområder, er motorfærdsel kun tilladt for fastboende.

I Island er de vigtigste yngleområder for kortnæbbede gæs omfattet af totalt adgangsforbud i yngletiden.

3.1.4 Videnskabelig evidens for effekter af forstyrrelser

Her refereres til studier på yngle- og raste/fældepladser i arktiske områder. Der er foretaget lignende forstyrrelsesundersøgelser udenfor Arktis, fx af knortegæs i vinterkvarter (Owens 1977, Stock 1993, Riddington et al. 1996), kortnæbbede gæs i vinterkvarter (Madsen 1985, Gill et al. 1996) og snegæs på rastepladser under efterårstrækket (Bélanger & Bédard 1990).

Grønland

Forstyrrelseseffekter på gæs er undersøgt fire gange i Grønland. Madsen (1984) undersøgte reaktionen af fældende kortnæbbede gæs og bramgæs på overflyvende helikoptere i Jameson Land i forbindelse med olieeftersøgning. Konklusionen var at kortnæbbede gæs reagerede på op til 20 km afstand, og at panisk reaktion opstod ved afstande til helikopterne på op til 8 km, mens bramgæssene var langt mindre sky og først reagerede ved omkring 10 km afstand og med panik på op til 2 km afstand. Madsen (1984) beskrev også reaktioner på menneskers færdsel i terrænet, men kun kvalitativt. De fældende kortnæbbede gæs flygtede som regel over land fra den sø/dam de fældede på og vendte kun tilbage til søer med vandløbsforbindelse til andre søer eller kysten. Udover selve forstyrrelsen, som begrænsede gæssenes fødeindtag, var de gæs der flygtede over land tillige udsat for prædation fra ræve. Arbejdet i 1984 førte til en udpegning af følsomme og særligt følsomme områder med høje tætheder af fældende gæs. Disse blev tegnet ind på et kort med bufferzoner omkring.

Det andet grønlandske studie foregik også i Jameson Land, og det adresserede igen hvordan fældende bramgæs og kortnæbbede gæs blev påvirket af helikopteroverflyvning (Mosbech & Glahder 1991). Studiet her var mere systematisk og skelnede mellem helikoptertyper. Det påviste at en mindre helikoptertype forårsagede mindre forstyrrelser end en større, at kortnæbbede gæs reagerede på længere afstande end bramgæs og at den tid de kortnæbbede gæs havde til at søge føde i blev reduceret, og at de derved formentlig ikke fik dækket deres energibehov. Bramgæssenes tid til fødesøgning blev mindre påvirket.

De kortnæbbede gæs viste forstyrret adfærd på op til 6,5 km afstand (gennemsnit 4,4-5,3 km) over for den lille helikoptertype, hvor bramgæssenes afstand var max. 5 km (gennemsnit 2,5 km). Overfor den store helikoptertype var de tilsvarende afstande for kortnæbbet gæs op til 23 km (gennemsnit 8,7-9,8 km) og for bramgæs op til 15 km (gennemsnit 9,1-11,3 km).

I 1996 undersøgte Glahder (1999) pre-nesting blisgæs' reaktion overfor forstyrrelser. Rutefly i højder over 1000 m gav ikke anledning til reaktioner hos gæssene. Et Twin Otter-fly fik gæssene til at lette i en flyvehøjde af 700 m. En person i terrænet gav ikke anledning til reaktioner på en afstand ned til 675 m, mens gæssene blev opmærksomme på en afstand af 675-445 m, herfra (445 m) begyndte gæssene at gå væk fra personen og de fløj op på en afstand af 245 m. Desværre blev der kun udført ét forstyrrelseseksperiment af denne type. En ræv fik gæssene op at flyve på 50-100 m afstand.

Den sidste undersøgelse i Grønland omfattede fældende blisgæs i Naternaq i Vestgrønland, hvor de blev udsat for mennesker til fods (Glahder & Walsh

2006). Blisgæssene blev opmærksomme på personen på en gennemsnitsafstand af 653 m, og de begyndte at flygte fra deres sø på en gennemsnitsafstand af 448 m. Sådanne flygtende gæs (flokke) løb/svømmede i gennemsnit 26 minutter efter forstyrrelsen og tilbagelagde 1,1 km i gennemsnit. I nogle tilfælde vendte gæssene tilbage til deres fædelokalitet (efter i gennemsnit 3,2 dage), i andre tilfælde forblev fædelokaliteterne ubenyttede resten af sæsonen.

Svalbard

På Svalbard gennemførte Madsen et al. (2009) en større undersøgelse af, hvordan kortnæbbet gås, bramgås og knortegås i yngletiden reagerede på mennesker til fods. Alle tre arter forekommer også i Grønland. De tre arter blev undersøgt under tre forskellige forhold: Forårsrast (pre-nesting), rugning og ungeføring. Man undersøgte systematisk gæssenes reaktioner på mennesker, der vandrede i terrænet, og resultaterne viste, at generelt var kortnæbbet gås den mest sky, med flugtdistancer i pre-nesting perioden på op til 1500 m og op til 1700 m i ungeføringstiden, og knortegås den mindst sky. Der sås desuden forskelle i flugtafstande mellem køn, mellem forskellige lokaliteter og i de forskellige perioder. Der observeredes særlig stor variation i reaktionsafstande hos kortnæbbet gås, idet sneforhold og formodet tilvænning (habituation) i nogle (ekstreme) tilfælde kunne nedsætte afstanden betydeligt. De kortnæbbede gæs forlod ofte redestedet, hvis de blev skræmt af reden, og der påvistes øget prædation af sådanne reder.

Madsen et al. (2009) anbefalede at forstyrrelseseffekten af særligt snescooterkørsel i forårsrasteperioden blev undersøgt nærmere, da denne aktivitet potentielt kan have stor påvirkning. I selve rugetiden er særligt de kortnæbbede gæs følsomme, fordi de placerer rederne på mere eller mindre flad tundra i modsætning til bramgæssene, der yngler på utilgængelige klippesider og knortegæssene, der yngler på småøer med adgangsforbud. Madsen et al. (2009) anbefalede derfor, at områder med høj redetæthed af kortnæbbet gås kortlægges og at der udlægges en 1 km zone omkring disse, hvor der er adgangsforbud.

I ungeføringstiden anbefalede Madsen et al. (2009), at vandreturister ledes ad markerede ruter i områder med høje tætheder af kortnæbbet gås for at undgå masseforstyrrelser.

For at forebygge forstyrrelser i fældetiden anbefalede Madsen et al. (2009) at fældeområder kortlægges og at landing med fly og vandreturisme undgås i de vigtige fældeområder.

Endelig mente Madsen et al. (2009), at det ikke er nødvendigt med beskyttelsestiltag i perioden efter fældningen, da gæs i denne periode anses for meget mindre sårbare over for forstyrrelser, og udbuddet af alternative fourageringsområder er stort.

Andre arktiske områder

I Alaska undersøgte Miller et al. (1994) og Miller (1994) fældende knortegæs' væggtab ved gentagne overflyvninger med helikopter og opbyggede en simuleringsmodel. Dette arbejde indikerede, at der var en væsentlig risiko for stort væggtab (der kunne medføre ufuldstændig fældning og derved manglende mulighed for at gennemføre efterårstrækket) ved talrige (50) overflyvninger i relativt lav højde (610 m) hver dag. Planlægning af rute, højere flyvehøjde (>1680 m for en stor helikopter) og valg af mindre helikoptere kunne reducere påvirkningen væsentligt. Desuden ville en kraftig begrænsning i flyvningen i

de første to uger af gæssenes fældningstid give markant reduktion i forstyrrelseseffekten. Endelig nævnes det, at undersøgelser i felten i området viste, at knortegæssene ikke habituerede til overflyvningerne.

Ward et al. (1999) undersøgte reaktionerne ved overflyvning blandt efterårsrastende canadagæs og knortegæs i Alaska. Området studierne blev udført i er udenfor Arktis, men resultaterne og forvaltningsforslagene er af interesse, også i grønlandsk sammenhæng. Ward et al. (1999) påviste, at den bedste måde at reducere forstyrrelseseffekter var at øge den laterale afstand mellem fuglene og de benyttede flyvemaskiner (både helikoptere og fastvingefly), idet øget flyvehøjde i nogle tilfælde kunne øge forstyrrelseseffekten. Forfatterne nævner at de føderale myndigheder i USA anbefaler en flyvehøjde over 610 m når følsomme 'wildlife areas' skal overflyves. Forfatterne anbefalede, at flyvning i det pågældende område kun foregik på havsiden af området og i mere end 1,6 km horisontal afstand fra områdets grænse.

Miller et al. (2013) undersøgte i Nunavut (Canada) rugende canadagæs' reaktioner på mennesker, der nærmede sig. Gæssene fløj op fra rederne når personen var i en gennemsnitsafstand af 21 m ($\pm 0,9$ m), og hunner, der lå på reder omgivet af vegetation (der delvist skjulte fuglen), forblev på rederne længere end fugle på helt fritliggende reder. Fuglene vendte tilbage til reden efter i gennemsnit 45,4 min ($\pm 3,9$ min), hurtigst til reder med store kuld. Der observeredes en del individuel variation i disse afstande og tidsrum, og reaktionerne ved gentagne besøg ved rederne afveg ikke fra førstegangsbesøgene.

Konklusion

Gæs er sårbare overfor forstyrrelser i den tid de er i Grønland. Undersøgelser viser, at der er forskel mellem arterne i hvor følsomme de er overfor forstyrrelser, med kortnæbbet gås og blisgås som generelt mere følsomme end bram- og knortegås. Der er desuden en del variation i følsomheden indenfor hver art, afhængigt af individernes grad af habituering, deres behov for føde, fænologi og lokale forhold. Der er tilsyneladende nogen uenighed om i hvilken grad gæs habituerer til påvirkninger.

3.2 Fældende ederfugle og andre dykænder

3.2.1 Indledning

Ederfugle (både almindelig ederfugl og kongeederfugl) fælder lige som andre andefugle alle svingfjer samtidig og er derfor ude af stand til at flyve i en periode på nogle uger efter yngletiden, dvs. sidst på sommeren og først på efteråret. I denne periode opholder de sig i større eller mindre flokke på havet, på lokaliteter med pålideligt fødeudbud og minimal menneskelig forstyrrelse. Store antal af kongeederfugle fra den canadiske ynglebestand fælder i fjorde og andre kystnære områder ud for det nordlige Vestgrønland (Mosbech & Boertmann 1999), mens almindelige ederfugle fra den grønlandske ynglebestand fælder mere spredt langs kysten, formodentlig i nærheden af deres ynglesteder.

3.2.2 Eksisterende regulering i Grønland

I råstofmyndighedernes 'feltregler' er der en bestemmelse (punkt 2.03.03) om, at aktiviteter i 'områder med fældende edderfugle m.v.' i perioden 1. august – 30. september er omfattet af bestemmelserne i punkt 2.02.01 (se afsnit 3.1.3) og derfor skal godkendes af råstofmyndighederne, dog med undtagelserne nævnt i punkt 2.02.02 og 2.02.03.

I Bekendtgørelsen om beskyttelse og fangst af fugle er det fastlagt (§11, stk. 2) at 'massedrivning af og jagt på fældende ænder og gæs er ikke tilladt'.

3.2.3 Regler i andre arktiske lande

Det har ikke været muligt at finde særlige bestemmelser om restriktioner for færdsel i områder med fældende ederfugle eller andre dykænder i de øvrige arktiske lande. Fældefugle må derfor primært regnes for beskyttede gennem generelle bestemmelser om hensyn til dyrelivet, fx i [Svalbardmiljøloven](#).

3.2.4 Videnskabelig evidens for effekten af forstyrrelser

Studier i Grønland har vist at især fældende kongeederfugle reagerer meget kraftigt på forstyrrelser fra fly eller både (Frimer 1994, Mosbech & Boertmann 1999). På flere kilometers afstand af et fly begyndte fuglene at reagere og senere svømme aktivt væk fra området, en reaktion der var kraftigst ved en flyvehøjde på 400 fod. Ved en flyvehøjde på 250 fod dykkede fuglene intensivt på 1 km afstand, som reaktion på forstyrrelsen; denne reaktion sås ikke ved højere flyvehøjder (Mosbech & Boertmann 1999), mens den ved en lavere flyvehøjde kom senere men mere kraftigt. Detaljerede studier af overvintrende almindelig ederfugl har vist, at menneskelige forstyrrelser kan give anledning til en kraftig reduktion i fuglenes muligheder for at søge føde, hvilket de forsøger at kompensere for ved intensiv fødesøgning i uforstyrrede perioder (Merkel et al. 2009). Disse effekter af forstyrrelser kan formodes at være endnu kraftigere i fældeperioden, hvor fuglene er mere sky.

Der findes ganske få internationale studier af effekten af forstyrrelser på fældende havdykænder. Et studie af havlitter i Beauforthavet udfor Alaska fandt ingen effekt af 3-D seismiske undersøgelser på forekomsten af fældende fugle (Lacroix et al. 2003). Et andet studie i samme område viste umiddelbart ingen effekt af olieudvindingsaktiviteter på antallet af fældende havlitter, men fortolkningen var usikker pga. en generel nedgang i antallet af havlitter i området over en 10-15 årig periode (Johnson et al. 2005b).

Andre dykænder (i Grønland særlig havlit, toppet skallesluger og strømand) fælder også i kystområder i større koncentrationer og er på samme måde følsomme overfor menneskelige forstyrrelser. I de gældende regelsæt er arterne ikke eksplicit nævnt, men de vigtigste kendte områder er omfattet af bestemmelsen om 'fældende ederfugle m.v.' i feltreglerne.

3.3 Ynglende havfugle

3.3.1 Indledning

Ved havfugle forstås her kolonirugende arter, der yngler på fuglefjelde, dvs. på åbne klippehylder eller i klippesprækker på stejlvægge (fx lomvie, alk, ride og hvidvinget måge), hulrugende arter, der yngler på klippeskråninger i redehuller under græstørven eller mellem stenblokke (fx lunde, søkonge og tejt), eller jordrugende arter, der yngler på lave småøer (fx ederfugl og havterne. Kolonierne er oftest placeret på isolerede øer omgivet af hav, hvor de er svært tilgængelige for potentielle rovdyr. Kolonierne er således fra naturens side i høj grad beskyttet mod terrestriske forstyrrelser, men er til gengæld sårbar over for forstyrrelser fra vandsiden (Chardine & Mendenhall 1998). Sårbarheden skyldes først og fremmest, at potentielle forstyrrelser som oftest vil påvirke mange fugle på en gang, og at de fleste arter har åbne reder, som

er meget dårligt beskyttet såfremt de voksne fugle forlader kolonien. Forstyrrelser i grønlandske havfuglekolonier forårsages typisk af sejlads, flytrafik, ilandstigninger, ægsamling, jagt og biologiske undersøgelser (Egevang 2008). Havfuglene kan desuden være sårbare over for forstyrrelser uden for yngleperioden. I denne periode er fuglene ofte udbredt længere til havs, og er derfor som oftest i større sikkerhed fra menneskelige forstyrrelser, men i nogle tilfælde kan der forekomme overlap mellem de menneskelige aktiviteter og fuglenes trækveje eller deres mere stationære raste- eller overvintringsområder. Særlig kritisk er det, hvis overlappet falder sammen med fuglenes fældeperioder, hvor de i en periode på nogle uger er ude af stand til at flyve. I Grønland findes der ingen områdebeskyttelse for havfugle uden for yngletiden (undtaget fældende edderfugle m.v., se afsnit 4.2), så nedenstående gennemgang vedrører kun yngleområderne.

3.3.2 Eksisterende regulering i Grønland

Der findes i dag to forskellige regelsæt, som omfatter beskyttelse af fuglekolonier generelt i Grønland:

- Fuglebekendtgørelsen: Hjemmestyrets bekendtgørelse nr. 8 af 2. marts 2009 om beskyttelse og fangst af fugle:
 - § 8. Ved en fuglekoloni forstås i denne bekendtgørelse ethvert sted, hvor mindst 10 par havfugle yngler.
 - Stk. 2. Det er ikke tilladt i perioden 15. april – 15. september, at skyde eller på unødigt vis at frembringe forstyrrelser, herunder sejlads inden for en afstand af en fuglekoloni på: 1) 1000 meter, hvis kolonien bebos af polarlomvie, atlantisk lomvie, alk, søkonge, ride, mallebuk eller skarv. Beflyvning med fastvinge fly eller helikopter er ikke tilladt i en vertikal og horisontal afstand af 3000 meter. 2) 200 meter, hvis kolonien er en ø eller en halvø, der er beboet af edderfugl, tejst, lunde, havterne eller andre mågefugle end ride.
 - Stk. 3. Uanset bestemmelsen i stk. 2 kan der indsamles æg i henhold til § 7.
 - Stk. 4. Uanset bestemmelserne i stk. 2 kan der sejles ad afmærkede ruter (dvs. officielt afmærkede indenskærs sejlruiter).
 - § 9. Enhver ilandstigning og færdsel i øvrigt er ikke tilladt i perioden 1. maj - 31. august på følgende lokaliteter, samt indenfor en afstand af 500 meter fra disse: [Liste over Fuglebeskyttelsesområder]
 - Stk. 2. Uanset bestemmelserne i stk. 1 kan der sejles ad afmærkede ruter.
- Råstofmyndighedernes 'feltregler' (se Tabel 2).

Desuden reguleres krydstogtskibes aktiviteter i Nationalparken efter Nationalparkbekendtgørelsen (se Tabel 1).

Feltreglerne formulerer de gældende bestemmelser for, hvordan man skal forholde sig i felten i både udnyttelses- og efterforskningsfasen for råstofaktiviteter i Grønland.

Samlet set udgør feltreglerne og Fuglebekendtgørelsen et regelsæt for havfuglekolonier, hvor beskyttelsesperioder og sikkerhedsafstande varierer lidt alt efter artsgruppe, type færdsel og områdestatus (Tabel 2).

Tabel 2. Oversigt over eksisterende regler om færdsel ved havfuglekolonier i Grønland.

Regelsæt	Restriktioner	Gældende periode	Evt. artsopdeling	Afstand
FBKG § 8	Stk. 2 Ikke tilladt at skyde eller på unødigt vis at frembringe forstyrrelser, herunder fra fly og sejlads.	15. apr. - 15. sep. (gælder alle arter)	Polarlomvie, alm. Lomvie, alk, søkonge, ride, mallebuk, skarv	1000 m
			- Fastvinget fly og helikopter dog (horisontalt og vertikalt)	3000 m
			For tejest, lunde eller andre måge- fugle end ride	200 m
FBKG § 9	Enhver ilandsstigning og færdsel ikke tilladt i de definerede Fuglebeskyttelsesområder	1. maj - 31. aug.	-	500 m
Feltreglerne	Der skal søges om særlig tilladelse for feltarbejde i områder og perioder der er af betydning for dyrelivet - såfremt det foregår indenfor nævnte periode og afstande	1. jun. - 15. sep.	Polarlomvie	5000 m
			- Fastvinget fly dog	500 m
			Kolonier af ynglende havfugle (uden polarlomvie) - Fastvinget fly dog	200 m 500 m
Krydstogtskibe		1. jun.- 15. sep.	Havfuglekolonier*	200 m
			Polarlomviekolonier	5000 m
			Ederfuglekolonier	500 m
			*undtagen lomvie- og ederfuglekolonier	

Endvidere bør det nævnes, at en af begrundelserne for fredning af øgruppen Kitsissunguit i Disko Bugt er de ynglende havterner (*Bekendtgørelsen om fredning af Kitsissunguit*, nr. 11 af 17. april 2008).

3.3.3 Regler i andre arktiske lande

Reglerne i de andre arktiske lande er mangfoldige og nogle gange svært tilgængelige, så nedenstående gennemgang må ikke opfattes som udtømmende, men snarere som eksempler på regelsæt eller anbefalinger fra andre arktiske lande. Eksemplerne er sammenstillet i Tabel 3.

Generelt gælder det, at alle arktiske lande har regelsæt, der skal forhindre forstyrrelser af ynglefugle. I nogle tilfælde er reglerne knyttet til særligt beskyttede områder (reservater, nationalparker o.l.), og her kan reglerne variere fra område til område. Jævnfør eksempelvis Regular (2007), der viser en oversigt over reglerne i en række havfuglereservater ved Labrador og Newfoundland. I andre tilfælde er der tale om generelle regler, som er udmøntet i en periode- og/eller en afstands begrænsning, og endelig kan der være tale om helt generelle regler, som blot forbyder al form for forstyrrelse af ynglefuglene eller

deres habitater. I sidstnævnte tilfælde er det dog kun sjældent defineret, hvad en forstyrrelse er (jævnfør dog Environment Canada 2013).

For Finland, Rusland og USA varierer adgangsbegrænsningerne ved havfuglekolonier fra 100 – 1600 m når det gælder bådtrafik, og fra 0 - 2000 m for flytrafik (Tabel 3). Disse oplysninger stammer dog fra en ældre kilde (Chardine & Mendenhall 1998), og det er uvist om reglerne stadig er de samme.

I Canada er flytrafikken ikke lovmæssigt reguleret i forhold til havfuglekolonier. Transport Canada anbefaler dog at reservater og nationalparker overflyves i minimum 650 m højde (Transport Canada 2015), mens Canadian Wildlife Service anbefaler minimum 1100 m i de fleste beskyttede områder (C. Pekarik, CWS, pers. comm.). I Canada er der desuden udarbejdet guidelines om sejlads ved havfuglekolonier. Disse anbefaler en minimumsafstand på 300 m, at kolonierne passeres i moderat og konstant fart, at høje og pludselige lyde undgås, og at opankring sker i en afstand af minimum 500 m (Environment Canada 2013).

På Island er det forbudt (ifølge [naturbeskyttelsesloven](#)) at flyve, udløse skud og at anvende tågehorn inden for 500 m af et fuglefjeld, samt inden for 200 m når det gælder andre kolonier.

På Svalbard forbyder [Svalbardmiljøloven](#) at bruge tågehorn, løsne skud eller udøve anden kraftig støj inden for én sømil (1852 m) af et fuglefjeld, i perioden 1. april til 31. august. Samme afstand gælder for flytrafik, når det gælder større, kendte koncentrationer af pattedyr eller fugle. I forbindelse med krydstogtturisme er det tilladt for småbåde at nærme sig indtil 30 m fra fuglefjelde med lav fart.

Ifølge den norske [Viltlov](#) er det desuden forbudt at drive jagt inden for en afstand af 2 km fra land (inkl. skær og holme) fra motorbåd eller andet motordrevet fartøj (inklusive fly). Det er dog ikke tilfældet såfremt der er tale om eftersøgning af anskudte havfugle, hvor eneste begrænsning er at hastigheden ikke overstiger 5 knob.

Sammenstillingen i Tabel 3 viser med al tydelighed, at regelsættene eller anbefalingerne vedrørende færdsel ved havfuglekolonier varierer meget. Reglerne i den grønlandske fuglebekendtgørelse hører således til de mere restriktive bestemmelser, især når det gælder flytrafik. Reglerne i Felthåndbogen hører derimod til blandt de mindst restriktive bestemmelser (bortset fra de specifikke regler for polarlomvie).

I Island kan ejeren af ederfuglekolonier søge om midlertidige beskyttelsesforanstaltninger (10 år ad gangen), og disse kan indebære adgangsbegrænsninger i yngletiden (15. april – 14. juli).

Tabel 3. Eksempler på regelsæt eller anbefalinger i Grønland og andre arktiske lande vedrørende afstands begrænsninger ved havfuglekolonier.

Land	Afstand – Sejlads	Afstand - fly	Kilde
Grønland	1000 m (fuglefjeld), 200 m (andre kolonier)	500 m (Feltregler: fastvinget fly) 3000 m (FBKG: alle fly)	Feltregler & Fuglebekendtgørelse (Environment Canada 2013, Transport Canada 2015)
Canada	300 m (anbefaling)	650-1100 m (anbefaling)	(Chardine & Mendenhall 1998)
Finland	150 m (beskyttede øer)		(Chardine & Mendenhall 1998)
Island	500 m (fuglefjeld), 200 m (andre kolonier)	500 m (fuglefjeld), 200 m (andre kolonier)	Naturbeskyttelsesloven
Norge	2000 m	2000 m	Viltloven
Svalbard	1852 m (støjende skibe) 30 m (småbåde ved lav fart)	1852 m	Svalbardmiljøloven
Rusland	1000 m	2000 m (reservat) 300 m (helikopter, reservat)	(Chardine & Mendenhall 1998)
USA	100 – 1600 m	500 – 700 m	(Chardine & Mendenhall 1998)

3.3.4 Videnskabelig evidens for effekten af forstyrrelser

Negative effekter af forstyrrelser i havfuglekolonier kan være øgede energiske omkostninger, afkøling af æg/unger (nedsat klække- og ungeoverlevelse), direkte dødelighed af æg/unger (ved fx panik-udflyvninger og færdsel blandt reder), øget redeprædation, samt forladte reder eller hele kolonier ved gentagne forstyrrelser (Carney & Sydeman 1999, Regular 2007, Egevang 2008). Den samlede negative effekt for kolonien eller bestanden er oftest umulig at kvantificere, men teoretisk set kan forstyrrelserne resultere i reduktion af ynglebestanden på lokalt, regionalt eller globalt plan og dermed reducere en arts udbredelse eller mulighed for at re-kolonisere tidligere yngleområder.

Som det fremgår af nedenstående, kan fuglenes respons på forstyrrelser ofte variere betydeligt fra koloni til koloni, selv indenfor samme art. Årsagerne til disse forskelle er sjældent særlig godt belyst, men kan muligvis være at de kolonispecifikke forstyrrelser ikke er indbyrdes sammenlignelige, at undersøgelserne ikke altid bruger de samme adfærdselementer som kriterie for fuglenes respons, eller at der ikke observeres på det samme alderssegment i kolonien (fx ikke-ynglende fugle vs. ynglefugle). En anden væsentlig faktor er, at fuglene kan være mere eller mindre habituerede, afhængig af deres tidligere erfaringer med den aktuelle forstyrrelse eller lignende typer. Sidstnævnte er en ukendt faktor i de fleste undersøgelser. Yderligere kompliceret bliver det, såfremt en koloni har været udsat for mange forstyrrelser gennem mange år. Her kan individerne ikke blot være habituerede til forstyrrelserne, men der kan også være sket en naturlig selektion hen imod mere forstyrrelses-tolerante fænotyper (Viblanco et al. 2012). Endelig skal det nævnes, at eventuelt fravær af adfærdsmæssig respons ikke nødvendigvis er ensbetydende med, at fuglene ikke er påvirket af en given forstyrrelse. Fuglene kan udvise fysiologisk respons, som ikke umiddelbart kan registreres ved visuelle observationer, så som ændringer i hjertefrekvensen (Holmes et al. 2005, de Villiers et al. 2006).

Sejlads

Undersøgelser af forstyrrelses effekter ved sejlads synes at være yderst begrænsede når det gælder klipperugende havfugle, men noget mere omfattende hvis også de jordrugende arter inkluderes, jævnfør review af Regular (2007). I det følgende er der fokuseret på nogle af de undersøgelser, hvor afstandens betydning for forstyrrelsen er belyst.

Generelt for havfugle (klipperugende såvel som jordrugende) viser diverse studier, at forstyrrelses effekten stiger, jo mindre afstanden er mellem koloni og båd, jo hurtigere båden sejler og jo mere den larmer. Endvidere synes påvirkningen at være større, hvis sejlretning mod kolonien er meget direkte, hvis sejlhastighed ikke er konstant, hvis forstyrrelserne ligger tidligt på ynglesæsonen, hvis kolonien er stor, og hvis hyppigheden af forstyrrelser sædvanligvis er lav (således at fuglene ikke er habituerede), jævnfør referencer i Regular (2007).

I en undersøgelse af almindelig lomvie i det centrale Californien fandt man, at 33 % af alle fartøjer, som kom inden for en afstand af 500 m af kolonien, forårsagede forstyrrelser i kolonien (Rojek et al. 2007). Størstedelen af forstyrrelserne skete når fartøjerne var indenfor 50 m af kolonien og bortskræmning (udflyvning) skete kun indenfor 75 m. Nervøs adfærd (head-bobbing) blev typisk udløst ved ca. 200 m og i enkelte tilfælde ved ca. 800 m, hvis der var tale om meget støjende både. Den største forstyrrelse (tab af æg og unger) blev udløst af fiskefartøjer, som befandt sig indenfor 50 m i flere timer.

I et studie fra Vancouver Island, British Columbia, fandt man lignede resultater for en række arter af skarver, måger og alkefugle. Forstyrrelser fra motorbåde udløste nervøs adfærd når bådene nærmede sig 70 m (Chatwin et al. 2013). I områder med meget sejlads reagerede fuglene generelt lidt senere (ved ca. 50 m), hvilket forfatterne tilskrev habituering.

I en undersøgelse fra Florida udførte man eksperimentelle forstyrrelser af 15 arter af kolonirugende vandfugle, og kiggede på intra- og interspecifikke forskelle i flugtafstand. For havfuglearterne (herunder ternere og skarver) resulterede det i anbefalinger om en beskyttelseszone på 180 m (Rodgers Jr & Smith 1995). Andre undersøgelser af ternere eller terne-lignende havfugle (saksnæb) har resulteret i anbefalinger på minimum 100-120 m som beskyttelseszone (Burger 1998, Burger et al. 2010).

Ud fra disse undersøgelser synes afstandsbeskyttelsen fra Fuglebekendtgørelsens § 8 (1000 m og 200 m) at være fuldt ud dækkende. Personlige erfaringer fra Grønland vidner dog om, at havfuglene her generelt reagerer tidligere på motorbåde end refereret i disse undersøgelser. Vi vurderer dog, at 1000 m grænsen (overfor lomvie m.v.) er tilstrækkelig, såfremt bådene blot passerer kolonierne med konstant fart, men er mere usikre overfor om 200 m grænsen (overfor ternere m.v.) er tilstrækkelig i Grønland. Hvis de forbipasserende både samtidig driver jagt, er situationen en anden (jævnfør nedenstående), og 1000 m grænsen vil ikke længere være tilstrækkelig. Det skal desuden bemærkes, at bestemmelsen om, at alle afstandsregler tilsidesættes, hvis der er tale om officielle afmærkede sejlruiter (Fuglebekendtgørelsens § 8, stk. 4), kan udgøre et problem for visse fuglekolonier. Problemstillingen er mest aktuell for kolonier af lomvier og rider.

Den afstand på 5000 m til lomviekolonier, som krydstogtskibe skal overholde, er derimod unødvendigt høj, og bør sættes ned til samme niveau som de andre bestemmelser.

Flytrafik

Forsøg ved polarlomviekolonier på Svalbard viste, at helikopterstøj (Bell 212) fik de første fugle til at lette fra redehylderne i afstande på ca. 2,5 km fra kolonien (Fjeld et al. 1988). Dette var fra en koloni, som formodes til en vis grad at være tilpasset regelmæssig helikoptertransport i en afstand på ca. 5 km fra kolonien. Lignende forsøg ved en mere afsides koloni viste en lidt højere flugtafstand, hvilket gav anledning til at anbefale en beskyttelseszone på 3 km frem for en tidligere anbefaling på 2,5 km (Olsson & Gabrielsen 1990). Observationer fra kolonier med almindelig lomvie fra Californien har ligeledes vist en effekt af forstyrrelser fra fly, og særligt fra helikoptertrafik, men generelt på væsentlig kortere afstand end på Svalbard. Tilsyneladende blev ingen reaktioner observeret på afstande over 457 m (Rojek et al. 2007). Der blev ikke påvist en negativ effekt på bestandsniveau, men det blev vurderet at forstyrrelserne potentielt havde en negativ effekt på væksten i de i forvejen reducerede kolonier (grundet bifangst i fiskeredskaber). Et mindre studie i Skotland viste, at rugende individer af bl.a. almindelig lomvie, ride og mallebuk ikke forlod deres reder ved overflyvninger af både helikopter (Sikorsky S61) og små fly (Piper Aztec) kun 100 m fra klippetoppen (Dunnet 1977). Disse fugle var muligvis i forvejen tilpasset en vis flytrafik til olieplatforme, som på observationstidspunktet allerede havde befundet sig i området i længere tid.

Beskyttelseszonen på 3000 m i Fuglebekendtgørelsens § 8 er fastsat med baggrund i undersøgelserne fra Svalbard (Olsson & Gabrielsen 1990). Feltreglerne følger ikke samme anbefaling. Bortset fra en beskyttelseszone på 5 km for polarlomvie (helikopter), er beskyttelseszonerne her væsentlig mindre (500 m og 200 m), jævnfør Tabel 3.

Skudforstyrrelser

Studier af forstyrrelseseffekter forårsaget af jagt i nærheden af havfuglekolonier synes helt at mangle. Det kan fx dreje sig om sæljagt. Derfor er det relevant at nævne, at der p.t. pågår undersøgelser i Grønland, der forsøger at belyse dette (A. Labansen, unpubl.). Undersøgelserne har i første omgang fokus på polarlomvie, og de foreløbige resultater fra fire kolonier tyder på, at effekten af skud varierer meget mellem kolonierne, selv inden for et relativt lille område (< 10 km). To parametre er indtil videre blevet registreret, nemlig afstanden hvor fuglene begyndte at udvise nervøs adfærd samt deres flugtafstand. Som respons på skud affyret med riffel (kaliber .222 – almindeligt brugt ved sæljagt) varierede afstanden for initiering af nervøs adfærd mellem 1,5 og 5 km, mens flugtafstanden varierede mellem 0,5 og 4,5 km. Dette gjaldt for ikke-ynglende fugle som opholdt sig i kolonien. Reaktionen blandt ynglefugle indtraf på lidt kortere afstande, men denne del af undersøgelsen er endnu ikke afsluttet. For riden tyder undersøgelserne foreløbigt på, at denne art reagerer på samme eller lidt længere afstand end lomvien.

På baggrund af ovenstående må det konstateres, om end vidensgrundlaget må betegnes som spinkelt, at der ikke er videnskabelig evidens for at bruge en afstandsbeskyttelse på 1000 m når det gælder skudforstyrrelser. Tilsyneladende skal afstanden være væsentlig større, såfremt den skal sikre, at havfuglekolonier ikke påvirkes af eksempelvis sæljagt - i det mindste når kolonierne er beboet af lomvier og rider.

3.4 Rensdyr

3.4.1 Indledning

Rensdyr er udbredt i hele det cirkumpolare område enten som tamrener (Grønland, Norge, Sverige, Finland og Rusland) eller vildrener (USA, Canada, Grønland og Norge). For både tamrener og vildrener gælder, at de forekommer i forskellige økotyper, som i forskellig grad er knyttet til tundra, højjæld, skov eller andre typer levesteder. I det følgende lægges hovedvægten på vildrenbestande.

Nogle former er relativt stationære og forekommer fx primært i skov eller i afgrænsede fjeldområder (Norge, Grønland, Svalbard), mens andre foretager lange vandringer over flere hundrede kilometer mellem sommerområder på tundraen og vinterområder i mere taiga-prægede områder.

Vildrenbestandenes størrelse svinger betydeligt over tid i mange områder, og der er evidens for, at bestandenes vandringsmønster kan variere med bestandsstørrelsen i Grønland (Vibe 1967).

I de fleste vildrenbestande samles de drægtige hunner i kælvningstiden i afgrænsede områder, hvis størrelse og placering kan variere over tid og i forhold til bestandsstørrelse (Gunn & Miller 1986, Gunn 2000). I Grønland er der eksempler på, at rensdyr også kan kælte spredt over større områder.

3.4.2 Eksisterende regulering i Grønland

I lovgivningen findes følgende bestemmelser med henblik på beskyttelse af rensdyr:

- Jagttider – det er tilladt erhvervsfangere at jage rensdyr i perioden 1. august til 15. oktober. For fritidsjægere udløber jagttiden 30. september. Derudover er der i visse områder jagttid fra 11. marts til 11. april. Reglerne fastsættes årligt. I fredede områder kan der være totalt jagtforbud.
- Regulering af anvendelse af transportmidler ved fangst af rensdyr i Selvestyrets bekendtgørelse nr. 7 af 27. juni 2013 om beskyttelse og fangst af vilde rensdyr. Bekendtgørelsen fastsætter at transportmidler kun må anvendes ad godkendte transportkorridorer i bestemte forvaltningsområder til transport til og fra jagtområderne. Der skal desuden holdes en minimumsafstand på 500 m til levende rensdyr, når man færdes i transportmiddel. Bemærk at 'transportmiddel' ikke er nærmere defineret i bekendtgørelsen.
- I råstofmyndighedernes 'feltregler' findes følgende bestemmelser, som kun gælder i forbindelse med råstofaktiviteter (Råstofdirektoratet 2000):
 - Regelsættet indeholder en passus om at dyrelivet ikke må forstyrres unødigt. Konkret er kørsel, flyvning, sejls og sprængning og lignende aktiviteter omfattet af råstofmyndighedernes regelsæt. Dette indebærer at råstofmyndighederne har mulighed for at regulere konkrete aktiviteter under hensyntagen til dyrelivet.
 - I nærmere bestemte kælvningsområder for rensdyr skal alle aktiviteter i perioden 20. maj til 20. juni godkendes af råstofmyndigheden. Flyvning med fastvinget over 500 m over terræn er undtaget fra denne bestemmelse.

3.4.3 Regler i andre arktiske lande

Der synes i alle de arktiske lande at være konsensus om, at kælvningstiden og vintertiden er kritiske for rensdyr og at der er grund til særlige hensyn i forbindelse med forstyrrelser fra menneskelige aktiviteter på disse tidspunkter. Områder, som giver rensdyr muligheder for at opholde sig hvor 'insekt-plage' er reduceret, har også høj prioritet. Ligeledes er der generelt en holdning om, at forsigtighedsprincippet bør gælde i områder hvor der er rensdyrbestande.

I Alberta, Canada, skal selskaber udarbejde 'Rensdyr Beskyttelsesplaner - Caribou Protection Plan, CPP' (Anonym 2012) for alle nye efterforsknings- og konstruktionsaktiviteter i nærmere angivne rensdyrområder.

Selskaber, som påtænker efterforsknings- eller konstruktionsaktiviteter i de angivne områder, skal fremsende en 'CPP' til 'Environment and Sustainable Resource Development, ESRD' indenfor nærmere angivne frister for henholdsvis sommer- og vinteraktiviteter. En række råstofrelaterede aktiviteter er omfattet (Anonym 2013a).

Princippet bag CPP'en er (Boreal Caribou Committee):

- Bevarelse (beskyttelse) af rensdyr er en integreret del af det at tillade en industriel aktivitet i et rensdyrområde. Industrielle aktiviteter kan finde sted i rensdyrområder forudsat det er foreneligt med rensdyrs fortsatte forekomst i området.
- Innovative teknikker, planlægning, og koordinering mellem operatører og 'regulators' er nødvendigt for at sikre rensdyr.
- Regeringen og industrien vil have en fleksibel men konservativ tilgang til industriel udvikling.
- Regeringen og industrien vil anvende adaptiv forvaltning for at sikre, at retningslinjer er effektive og afspejler 'best knowledge'.
- Kumulative effekter skal adresseres i udvikling, anvendelse, og vurdering af retningslinjer for at sikre, at 'habitat and industry targets are met'.
- Forskningsresultater, initiativer, retningslinjer og erfaringer skal kommunikeres til stakeholders.
- Det er vigtigt at maksimere beskyttelse af rensdyr i forhold til den tid og de penge der investeres.
- Hvis der mangler præcise data, skal der anvendes en konservativ tilgang.
- Hvor der identificeres datamangler skal forskningsbehov defineres og de nødvendige data tilvejebringes.

For små og truede, isolerede bestande (fx 'Boreal woodland caribou' i Canada (Arsenault & Manseau 2011)) er der generelt større behov for beskyttelse end for store bestande, som ikke er truede. I det nævnte tilfælde peges bl.a. på genskabelse af tidligere habitater, beskyttelse af kælvningshabitater, planlægning af forstyrrelser i forhold til rensdyr mm.

I Alaska er der udarbejdet en 'Integrated Activity Plan/Environmental Impact Statement' for National Petroleum Reserve-Alaska (BLM 2012). Dette statement indeholder en lang række anbefalinger, der har til formål at beskytte rensdyr. På side 20 nævnes "For example, caribou calving and insect-relief habitat would receive special protection through development restrictions and timing and spatial constraints on activities."

Flyvning

I Yukon, Canada, har 'Mining and Petroleum Environmental Research Group (MPERG)' udarbejdet guidelines for flyvning i rensdyrområder (Environmental Dynamics Inc. 2008). Guidelines indeholder blandt andet bestemmelser om, at flyvninger skal foregå i mindst 300 m højde hele året, men i følsomme perioder omkring kælvning i mindst 600 m, og at flyvning i særligt vigtige områder helt bør undgås i disse følsomme perioder. Piloter skal forsøge at undgå kontakt med rensdyr, og skal tage forholdsregler, hvis panikreaktioner observeres. Fastvingede fly skal bruges frem for helikoptere når det er muligt.

'National Petroleum Reserve-Alaska' (BLM 2012) indeholder en lang række bestemmelser for aktiviteter i nærmere angivne følsomme områder. Vedrørende flyvning gælder det fx, at overflyvning skal ske mindst 300 m (1000 fod) over jordniveau i rensdyrs vinterområder, mens der i særligt udpegede områder indeholdende blandt andet kælvningsområder fastsættes en minimum flyvehøjde på 600 m (2000 fod) i perioden fra 20. maj til 20. august. I forbindelse med faste anlæg og infrastruktur kan der fastsættes regler for antallet af beflyvninger per dag og det kan bestemmes, at anvendelse af fx tungt udstyr ikke må finde sted i den samme periode.

Infrastruktur

I 'National Petroleum Reserve-Alaska' er det i nærmere angivne områder ikke tilladt at opføre faste anlæg. Det gælder fx i korridorer som rensdyr anvender til vandring og i kælvningsområder. Eksempler findes i kortmaterialet som udgør en del af rapporten (BLM 2012).

Anden trafik

Kørsel på veje reguleres i nogle tilfælde. Fx kan der fastsættes regler for indstilling af kørsel, når grupper over 10 individer er i færd med at passere under deres vandring. I den strengt beskyttede østlige del af det arktiske Alaska er motorfærdsel kun tilladt for fastboende.

3.4.4 Videnskabelig evidens for effekten af forstyrrelser

Menneskeskabte aktiviteters direkte påvirkninger kan resultere i ændringer af rensdyrs fordeling i landskabet (Vistnes et al. 2004, Vistnes & Nellemann 2007), vandringsmønstre (Vistnes et al. 2004, Reimers et al. 2007, Skarin et al. 2015), aktivitetsmønstre (Murphy & Curatolo 1987, Skogland & Grøvan 1988, Vistnes & Nellemann 2007, Vistnes 2008, Skarin & Åhman 2014), samt i ekstreme tilfælde i, at rensdyr bliver dræbt fx ved påkørsler. De fleste forskere nævner, at forekomsten af rensdyr påvirkes negativt indenfor en afstand af 4-5 km fra kilden til forstyrrelse (Vistnes & Nellemann 2007).

De indirekte effekter af menneskeskabte påvirkninger er indbyrdes forbundne:

- Ændringer i habitatvalg som følge af 'flytning' til nye områder kan påvirke dyrenes ernæringsmæssige forhold (Ihl & Klein 2000, Hansen et al. 2001, Polfus 2008, Wilson et al. 2014).
- Forstyrrelser reducerer den tid dyrene har til rådighed til fouragering (Crête et al. 1996) samtidig med at deres energiforbrug øges (Parker et al. 1990).

De indirekte effekter indvirker på reproduktion og dødelighed (Adamczewski et al. 1992, Weladji & Forbes 2002, Pinard et al. 2012) og derved på bestandenes populationsdynamik.

Ændringer i habitatvalg – ernæringsmæssige forhold

Hvis rendyr fordrives fra deres foretrukne optimale levesteder, er der risiko for, at deres muligheder for at overleve de fødebegrænsninger, der er forbundet med vinteren, forringes (Reimers 1982). Rensdyrenes kondition i sensommeren er en vigtig parameter for vinteroverlevelse, men også for deres reproduktion. Undersøgelser har vist en klar sammenhæng mellem simlernes kropsvægt i brunsttiden om efteråret og deres ynglesucces (Thomas 1982, Reimers 1983, Adamczewski et al. 1998, Pachkowski et al. 2013). Der er således stærkt belæg for, at rendyr kan blive påvirket negativt af at blive fortrængt fra optimale levesteder som følge af fx forstyrrelser eller etablering af infrastruktur, som påvirker fordelingen af rendyr i landskabet. Hvor stor påvirkningen bliver, afhænger af arealet af det påvirkede område, bestandsstørrelse i forhold til det samlede forekomstområde med mere.

Forstyrrelser - energibudget

En lang række undersøgelser har dokumenteret relationer mellem rendyrs energibudgetter og eksterne stimuli (Fancy & White 1986, Luick et al. 1996, Blehr 1997, Gotaas et al. 2000, White et al. 2013). Ved hyppige forstyrrelser reduceres den tid dyrene har til rådighed for at fouragere, samtidig med at deres energiforbrug stiger (Klein 1971, Skogland & Grøvan 1988, Bradshaw et al. 1998, Colman et al. 2000, Eftestøl et al. 2000, Stankowich 2008). Rensdyrs følsomhed for forstyrrelser afhænger bl.a. af flokstørrelse, tidspunkt på året (Aastrup 2000), køn og alder (Reimers et al. 2000).

Konklusion: Populationsdynamik – reproduktion og dødelighed

Vinterforholdene har stor betydning for rendyrbestandes trivsel (Forchhammer et al. 2002), men også bestandsstørrelse og kropsvægt har betydning (Pachkowski et al. 2013). Få studier er lykkedes med at sætte tal på menneskelige forstyrrelsers betydning for rendyrbestandes populationsdynamik. Russell et al. (1996) påpeger at nøgleparametrene fødselsrate og kalveoverlevelse naturligt kan variere betydeligt fra år til år. Skal man forstå betydningen af forstyrrelser må man være i stand til at fastsætte de demografiske parametre under forstyrrelse i forhold til de tilsvarende parametre uden forstyrrelse. Opskalering af et individs adfærdsmæssige respons til bestandsniveau forudsætter, at det er muligt at estimere omkostninger for individets evne til reproduktion og overlevelse (Gunn et al. 2013).

I Grønland spiller jagt en stor rolle for bestandenes populationsdynamik og for mange bestande er det formentlig den væsentligste årsag til dødeligheden. Usikkerhed om fangststatikken og bestandsstørrelser gør det imidlertid meget vanskeligt at sætte tal på. Det er således heller ikke muligt at sætte tal på, hvor meget større dødeligheden vil være i en bestand, som er udsat for forstyrrelser i forhold til en uforstyrret bestand. I den forbindelse er udførelse af jagten også en væsentlig forstyrrelse for de dyr der ikke bliver skudt. Væsentligst i denne sammenhæng er formentlig tilfælde, hvor forstyrrelserne kommer op på så højt et niveau, at dyrenes reducerer deres anvendelse af områderne op til forstyrrelseskilden og derved får færre føderessourcer til rådighed.

3.5 Moskusokser

3.5.1 Indledning

Moskusokser findes oprindeligt i Canada og Grønland og er genindført til Alaska og til Taimyr-halvøen samt Wrangel-øen i Sibirien (Gunn & Forchhammer 2008). Der findes indførte bestande i Norge og Sverige. I Grønland findes de oprindeligt i Nord- og Østgrønland, men der er indført moskusokser til Vestgrønland i flere omgange (Boertmann et al. 1992, Pedersen & Aastrup 2000). Senest er der udsat moskusokser i Sydgrønland i 2014 (<http://naalakkersuisut.gl/da/Naalakkersuisut/Nyheder/2014/10/211014-Flytning-af-19-moskusokser-til-Nanortaliks-opland>).

Moskusokser er afhængige af i løbet af sommeren at kunne akkumulere fedt-reserver til at overleve vinteren og for hunners vedkommende også for at kunne opfostre kalven som fødes i april-maj (Thing et al. 1987, Gunn et al. 1991, Gunn 1992a, b). Moskusoksekøernes reproduktion afhænger af deres ernæringsmæssige tilstand i parringstiden i september; jo bedre ernæringsmæssig tilstand, jo større chance for at blive drægtig og for at gennemføre drægtigheden (Adamczewski et al. 1992, Gustine et al. 2011, Gustine et al. 2014). Når de ernæringsmæssige betingelser er optimale, kan bestandene vokse meget hurtigt, som det er set fx hos indførte moskusokser i Angujaartorfiup Nunaat i Vestgrønland (Pedersen & Aastrup 2000) og i en oprindelig bestand på Banks Island i Canada (Gunn et al. 1991).

Om vinteren er moskusokseres adfærd præget af en energibevarende strategi, hvor de bevæger sig så lidt som muligt og tærer på de fedtressourcer, der er akkumuleret den foregående sommer (Lawler & White 2003). Undersøgelser i Jameson Land har vist, at der, formentlig om sommeren, forekommer lange vandringer (>75 km luftlinje), og at flokstrukturen er ustabil med hyppig udveksling af dyr mellem flokke (Aastrup 2003). Tilsvarende er vist i Alaska (Adams 2013). Undersøgelser i Zackenberg har vist, at moskusokserne her færdes over et område på ca. 5000 km² (Schmidt et al. 2016).

3.5.2 Eksisterende regulering i Grønland

Moskusokser er fredet i hele Grønland (Selvstyrets bekendtgørelse nr. 8 af 27. juni 2013), med undtagelse af områder hvor jagten reguleres med kvoter. Områder med kvotejagt besluttet fra år til år. I 2015 var der kvoter i områder i Avangersuaq (Inglefield Land, Kap Atholl), Ittoqqortormiit, Maniitsoq (Lersletten, Sisimiut, Maniitsoq) samt Ivittuut (Anonym 2014). I nationalparken i Nord- og Østgrønland er jagt på moskusokser forbudt, dog må personer med nærmere angivne tilhørsforhold til Nationalparken nedlægge højst én moskusokse som hundefoder pr. slædehold under rejser i Nationalparken (Hjemmestyrets bekendtgørelse nr. 7 af 17. juni 1992).

I råstofmyndighedernes 'feltregler' findes følgende bestemmelser, som kun gælder i forbindelse med råstofaktiviteter (Råstofdirektoratet 2000):

- I nærmere bestemte områder med større koncentrationer i Jameson Land i Østgrønland skal alle aktiviteter i perioden 15. april til 31. maj godkendes af råstofmyndigheden. Flyvning med fastvinget fly over 500 m over terræn er undtaget fra denne bestemmelse.
- En generel regel om at dyreliv ikke må forstyrres unødigt.

3.5.3 Regler i andre arktiske lande

I det nordlige Canada bevæger forvaltningen sig væk fra centrale reguleringer mod lokale forvaltningspaneler, som er ansvarlige for at udarbejde forvaltningsplaner med henblik på bæredygtig udnyttelse (Gunn & Forchhammer 2008). Forvaltningsaktiviteter omfatter systematiske optællinger af bestande som udgangspunkt for kvotefastsættelse. Bevaringsforanstaltninger omfatter vurdering af udviklingstendenser i bestandene, miljømæssig screening af alle planlagte aktiviteter for at beskytte moskusokseområder uden for de formelt fredede områder, samt uddannelsesprogrammer for lokalbefolkningerne i de områder hvor moskusokser er genindvandret.

I Alaska er alle fem moskusoksebestande genindførte. Bestandene er fredede, men der kan fastsættes kvoter for jagt, hvor 'First Nations' har forsteret (Gunn & Forchhammer 2008). I National Petroleum Reserve-Alaska (BLM 2012) gælder ingen særlige bestemmelser vedrørende beskyttelse af moskusokser.

3.5.4 Videnskabelig evidens for effekten af forstyrrelser

Et studie på Melville Island i Canada viste, at moskusokser begyndte at reagere på en snescooter på i gennemsnit 345 m afstand, og at 50 % af flokken blev opmærksom på i gennemsnit 267 m afstand (McLaren & Green 1985). Voksne hunner var som regel de første til at reagere på forstyrrelsen.

Det vurderes, at de forstyrrelser, som menneskelige aktiviteter påfører moskusokser, kan have en negativ effekt på deres reproduktion og vinteroverlevelse gennem deres effekt på dyrenes energiforbrug og fedtakkumulering.

Der er ikke i litteraturen fundet undersøgelser, der kan dokumentere effekter af menneskelige aktiviteter på bestandsniveau. Under de seismiske undersøgelser i Jameson Land i Østgrønland i 1980'erne blev der ikke dokumenteret effekter på bestandsstørrelsen (Aastrup & Mosbech 2000).

Ved Kangerlussuaq er der nu færre moskusokser i områder tæt på lufthavnen og langs vejnettet end tidligere. Hovedårsagen hertil er formentlig jagt, men der findes ikke undersøgelser der dokumenterer dette.

3.6 Isbjørn

3.6.1 Indledning

Isbjørne forekommer i hele Grønland, men er langt hyppigst i områder med havis. Hunner går i hi i snefaner på kysterne for at føde unger, men ellers er havisen det primære levested. Om sommeren færdes en del bjørne også på land, især hvis havisen er forsvundet (Born et al. 1997, Wiig et al. 2003). I Vestgrønland optræder isbjørne mere regelmæssigt i de nordlige områder (Qaanaaq og Upernavik) end længere sydpå. Bjørne, der optræder i Sydvestgrønland (syd for Paamiut), er sandsynligvis drevet med storisen fra østkysten rundt om Kap Farvel. Isbjørne i Østgrønland anses for at udgøre en adskilt bestand (Wiig 1995).

Isbjørne er mest sårbare over for forstyrrelser, når de ligger i hi (drægtige hunner) og når hunnerne har små unger. Bjørne, der færdes på havisen eller på land, er mindre sårbare, og nogle tiltrækkes tilmed af menneskelige aktiviteter. Jagt er den væsentligste forstyrrelse i Grønland, men andre aktiviteter, som helikopterflyvning, færdsel med køretøjer og snescooter og sejlads kan

også virke forstyrrende. Isbjørnen anses for at være en af de arktiske arter, som er mest følsomme overfor klimaændringer (Laidre et al. 2008).

3.6.2 Eksisterende regulering i Grønland

Råstofmyndighedernes 'feltregler' indeholder følgende bestemmelse for områder med ynglehi for isbjørne: "I perioden 1. oktober – 31. marts skal de i punkt 2.02.01 nævnte aktiviteter godkendes af Råstofdirektoratet, dog med undtagelsen i punkt 2.02.02."

3.6.3 Regler i andre arktiske lande

I Alaskas 'National Petroleum Reserve' er det ikke tilladt at flyve lavere end 1500 fod indenfor 800 m fra isbjørne på land eller is, og helikoptere må ikke cirkle indenfor samme radius uanset højde. Hvis vejrforholdene kræver lavere flyvehøjde, skal piloten undgå områder hvor det vides at der er isbjørn. Skibe skal også holde en minimumsafstand på 800 m til isbjørne på land eller is, undtagen i nødstilfælde. Der er også en bestemmelse om, at der i kystnære områder (indtil 1,2 km fra kysten) ikke må anlægges permanente faciliteter, inkl. veje, landingsbaner og rørledninger. Denne regel skal tilgodese habitat for ynglehi for isbjørne, samt landgangspladser for hvalros og sæler. I områder med olieefterforskning må der ikke opereres indenfor en afstand af 1600 m af kendte isbjørnehi.

På øgruppen Kong Karls Land i det østlige Svalbard, som er det vigtigste område for ynglehi for isbjørne, er der totalt adgangsforsbud hele året op til 500 m fra land, og overflyvning må ikke ske under 500 m højde.

Videnskabelig evidens for effekten af forstyrrelser

Hvis en hun-isbjørn forstyrres når den er ved at udvælge ynglehi, kan det få den til at opgive og forlade området (Belikov 1976, Ramsay & Stirling 1986, Amstrup 1993, Lunn et al. 2004). Efter fødslen stiger omkostningerne ved at skifte ynglehi dramatisk, da de små unger risikerer at blive udsat for kulde, prædation eller at moderen forlader dem (Amstrup 1993, Amstrup & Gardner 1994, Linnell et al. 2000); hunbjørne er derfor mindre tilbøjelige til at opgive ynglehi senere på vinteren (Amstrup 1993). Køretøjer eller snescootere, som færdes over land, risikerer at køre over ynglehi og få dem til at falde sammen; dette kan også ske som resultat af vejrforhold (Clarkson & Irish 1991).

Det vides at isbjørne ofte flygter fra støjkluder eller ved synet af fly, helikoptere og både (BLM 2012). Hvis ungerne bliver adskilt fra moderen, når de flygter fra en forstyrrelse, kan det føre til at de omkommer (Durner et al. 2011). Effekten på bjørne uden unger vil sandsynligvis være minimal i de fleste tilfælde, selvom en forstyrrelse, som forhindrer en svømmende bjørn i at nå frem til kysten eller isen, kunne være dødelig (Durner et al. 2011). Et studie, som målte bjørnes reaktion på forstyrrelser fra snescootere på Svalbard, fandt forskelle mellem køn og aldersklasser (Andersen & Aars 2008). Voksne hunner med unger samt enlige unge bjørne reagerede kraftigere på snescootere, som nærmede sig, end enlige voksne han- eller hunbjørne. Hunner med unger reagerede på en afstand af 500-2800 m (gennemsnit 1500 m), og enlige ungebjørne på en afstand af 400-1400 m (gennemsnit 1100 m). Det skal i den forbindelse nævnes, at der ikke er jagt på isbjørne på Svalbard.

Et studie har undersøgt hørelsen i luft hos isbjørne i fangenskab ved frekvenser mellem 125 Hz og 31,5 kHz (Owen & Bowles 2011). Resultaterne viste at bjørnenes hørelse var mest følsom mellem 8 og 14 kHz, hvorefter følsomheden faldt markant. Følsomheden ved forskellige frekvenser er vigtig for forvaltningen, da støj fra industrielle aktiviteter (som fx produktion af olie eller sejlads med store tankskibe) oftest er koncentreret ved lave frekvenser. Der er få data vedrørende støj i luft fra industrielle kilder i Arktis, men de tilgængelige data antyder at menneskelige aktiviteter producerer støj, hvor størstedelen af energien er koncentreret under 5 kHz (Blackwell et al. 2004).

3.7 Hvalros

3.7.1 Indledning

Der forekommer tre bestande af hvalros i Grønland: én i Nordøstgrønland, én i Nordvandsområdet, og én i Davis Strædet. De to sidstnævnte deles med Canada.

Hvalrosser anses for mest følsomme, når de opholder sig på land eller på havisen, mens de er mere tolerante overfor forstyrrelser når de er i vandet. I de beboede dele af Grønland er jagt en væsentlig forstyrrende aktivitet, ellers omfatter andre forstyrrende aktiviteter kørsel (nær landgangspladser), sejlads, flyvning i lav højde samt færdsel til fods. Alle køns- og aldersgrupper reagerer på forstyrrelser, men hunner med nyfødte unger i marts-august er mest følsomme. Forstyrrelser i denne periode kan således føre til at hunner bliver adskilt fra deres unger. Det skal nævnes, at hvalrosser på landgangspladser kan være meget tolerante over for mennesker til fods. Hvalrosser anses for moderat følsomme overfor klimændringer (Laidre et al. 2008).

3.7.2 Eksisterende regulering i Grønland

I Grønland er der landgangspladser for hvalros i Nationalparken i Nord- og Østgrønland, men tidligere har der også været en lang række landgangspladser i Vestgrønland.

Råstofmyndighedernes 'feltregler' indeholder følgende bestemmelse for områder med landgangspladser for hvalrosser: "I perioden 15. juli – 1. oktober skal de i punkt 2.02.01 nævnte aktiviteter indenfor en afstand af 500 m fra landgangspladsen godkendes af Råstofdirektoratet." Desuden er der i forbindelse med seismiske undersøgelser udpeget særlige beskyttelseszoner.

For områder med overvintrings- og forårsområder for hvalrosser gælder følgende regel: "I perioden 1. oktober – 15. juni skal de i punkt 2.02.01 nævnte aktiviteter godkendes af Råstofdirektoratet, dog med undtagelsen i punkt 2.02.02."

Der er i forbindelse med seismiske undersøgelser udpeget særlige 'areas of concern' for hvalros, både ud for Østgrønland og ud for Nordvestgrønland. Her er der mulighed for at regulere seismiske undersøgelser, hvis de foregår i de følsomme perioder og hvis det vurderes, at der er risiko for påvirkninger.

Turister fra krydstogtskibe i Nationalparken skal holde en afstand på mindst 400 m fra landgangspladser og mindst 75 m fra hvalrosser i vandet (Tabel 1).

3.7.3 Regler i andre arktiske lande

På Svalbard er hovedprincippet, at færdsel skal ske på en sådan måde at dyrene ikke forstyrres. Der findes et detaljeret sæt af retningslinjer for hvordan turister fra krydstogtskibe skal opføre sig i forhold til hvalrosser på land (<http://cruise-handbook.npolar.no/no/svalbard/traffic-and-wildlife.html>). Blandt andet skal landgang finde sted mindst 300 m fra flokken, og grupper af turister skal holdes samlet, når de nærmer sig en hvalrosflokk. Består flokken kun af hanner kan man nærme sig indtil 30 m, hvis dyrene ikke viser tegn på at være forstyrret, mens der skal holdes en afstand på mindst 150 m til flokke med hunner og unger.

I Alaskas 'National Petroleum Reserve' gælder stort set de samme regler for hvalros som for isbjørn (se sektion 3.6.3). Helikoptere skal dog holde en minimumshøjde på 3000 fod (fastvingede fly 1500 fod) indenfor 1600 m fra hvalrosflokk på land. Desuden skal skibe også holde en afstand på 800 m til hvalrosflokk i vandet, og må ikke afskære enkelt dyr fra flokken.

I Canada er et antal specifikke landgangspladser for hvalros beskyttet. I disse områder er det ikke tilladt at forstyrre dyrene eller deres habitat, herunder at udføre industrielle aktiviteter eller dumpe affald.

Videnskabelig evidens for effekten af forstyrrelser

Hvalrosser samles oftest i grupper når de er på land eller is, og forstyrres tilsyneladende når mennesker nærmer sig til fods (Jay et al. 1998), i motorkøretøj eller hundeslæde, i fly (Salter 1979) eller både (Fay et al. 1984). Hvalrossers syn anses for at være ringere end andre havpattedyrs (Nyholm 1975), og der findes ikke publicerede estimater af, på hvilken afstand fly eller både kan passere hvalrosser uden at forårsage forstyrrelse. Jægere og forskere har bemærket, at hvalrosser reagerer på tilstedeværelsen af mennesker eller maskiner på længere afstand mod end med vinden, hvilket antyder at lugte stimulerer flugtresponsen (BLM 2012).

Både hvalrossens stemme og følsomheden af dens hørelse er koncentreret i det lave frekvensområde, hvor menneskeskabt støj også forekommer (Kastelein et al. 2002, Hildebrand 2009). Støj kan således påvirke hvalrossers adfærd ved at afskrække dem fra fødesøgnings-, yngle- eller rasteområder (Salter 1979, Fay et al. 1984, Born & Knutsen 1990, Cosens & Dueck 1993, Richardson et al. 1995). Vedvarende forstyrrelser kan i sidste ende bidrage til faldende kropskondition og føre til sygdom eller nedsat ynglesucces. Forstyrrelse kan føre til at mødre og unger adskilles, så unger bliver mere udsat for prædation fra isbjørn (Fay et al. 1984). Unger kan også blive dræbt hvis forstyrrelser fører til panikreaktion i en flok på land (Fischbach et al. 2009), hvilket kan have effekt på bestandsniveau hvis tilstrækkelig mange unger går tabt (Udevitz et al. 2013).

3.8 Narhval

3.8.1 Indledning

Narhvalen er en specialiseret arktisk hval, hvis udbredelse er begrænset til den atlantiske del af Arktis (Laidre et al. 2008). Narhvalerne omkring Grønland tilbringer sommeren i særlige bugter og fjorde hvor gletsjere kælver, og de overvintrer til havs i dybe isdækkede områder omkring kontinentalskrænten (Heide-Jørgensen & Dietz 1995). Disse adskilte habitater forbindes af et årligt træk på ofte over 1000 km og med en varighed af trækket på omkring

to måneder (Dietz et al. 2001, Heide-Jørgensen et al. 2003). Kælvningen foregår om foråret, og meget tyder på at hvalerne tager meget begrænset føde til sig om sommeren (Laidre & Heide-Jørgensen 2005). Vinterhabitatet kan således være den vigtigste for narhvalernes ernæringstilstand. Narhvaler fra Vestgrønland udviser om vinteren stor stedtrofasthed overfor pakisområder i Davisstrædet og Baffinbugten, hvor der er kraftige gradienter i bundtemperatur, tilstrækkeligt åbent vand, og relativt høj tæthed af hellefisk (Laidre et al. 2004a, Laidre & Heide-Jørgensen 2005). Vinterområderne ud for Østgrønland er mindre kendt, men det er påvist at narhvalerne fra Scoresby Sund overvintre på kontinentalskrænten ud for Blosserville Kyst (Heide-Jørgensen et al. 2015) og der er mange observationer, der tyder på at de også overvintre i Grønlandshavet (Gjertz 1991).

Narhvaler anses for at være meget følsomme overfor menneskelige aktiviteter (Reeves et al. 2014). De regnes ligeledes for at være en af de arktiske arter, som er mest følsomme overfor klimaændringer (Laidre et al. 2008). Det skyldes deres høje grad af stedtrofasthed, deres afhængighed af forudsigelige sæsonmæssige svingninger i havisens udbredelse, og deres specialiserede fødesøgning (Heide-Jørgensen et al. 2003, Laidre et al. 2004a, Laidre et al. 2004b). For eksempel er narhvalbestande i Canada og Vestgrønland afhængige af intense perioder med fødesøgning i begrænsede vinterområder i Baffinbugten for at opfylde deres årlige energibehov. Disse områder skal både give adgang til høje fødetætheder og have tilstrækkeligt åbent vand, så hvalerne kan komme op til overfladen for at ånde (Reeves et al. 2014).

Narhvaler jages intensivt både på sommeropholdspladser i Melville Bugt, Inglefield Bredning, omkring Tasiilaq og i Scoresby Sund og om vinteren ud for det centrale Vestgrønland.

3.8.2 Eksisterende regulering i Grønland

Råstofmyndighedernes 'feltregler' indeholder følgende bestemmelse for områder med narhvaler: "I følgende perioder skal de i punkt 2.02.01 nævnte aktiviteter godkendes af Råstofdirektoratet, dog med undtagelsen i punkt 2.02.02.

- i Østgrønland: I perioden 1. juni – 31. oktober.
- i Nordvestgrønland: I perioden 1. august – 15. oktober."

Der er i forbindelse med seismiske undersøgelser udpeget særlige 'areas of concern' for narhval, både ud for Østgrønland og ud for Vestgrønland. Her er der mulighed for at regulere seismiske undersøgelser, hvis de foregår i de følsomme perioder og hvis det vurderes, at der er risiko for påvirkninger.

Turister fra krydstogtskibe i Nationalparken skal holde en afstand på min. 500 m fra narhvaler (Tabel 1).

3.8.3 Regler i andre arktiske lande

I Canada er der ikke specifikke regler til beskyttelse af narhvaler eller deres habitat, ud over bestemmelser for fangst o.l.

3.8.4 Videnskabelig evidens for effekten af forstyrrelser

Narhvaler er af naturen sky, og det er observeret at de ophører med at vokalisere og bevæger sig væk fra større skibe på afstande af 35-50 km (Finley et

al. 1990, Cosens & Dueck 1993). Reeves et al. (2014) rapporterer lokale observationer af at ”selv brugen af små påhængsmotorer eller tilstedeværelsen af sejlbåde kan stimulere undvigeadfærd eller andre adfærdændringer hos denne art (K. Kovacs og C. Lydersen, og P. Ewins, pers. obs.).”

Glahder (1995) rapporterede observationer og fortolkninger fra fangere i Kangerlussuaq, Østgrønland, om forstyrrelser af narhvaler fra menneskelige aktiviteter. Den generelle holdning vedrørende lavtgående helikoptere var, at de får narhvaler til at dykke eller søge væk, mens hvalerne ikke synes at reagere på højtgående helikoptere eller fastvingede fly. Med hensyn til både var den generelle holdning, at én båd som nærmer sig direkte, eller trafik af adskillige både, ville forstyrre narhvaler, mens begrænset bådtrafik i nærheden af narhvaler ikke ville forstyrre dem. Fangerne rapporterede at joller med påhængsmotor forårsager større forstyrrelser end motorbåde, på grund af deres hastighed. Ved lav hastighed kunne fangerne komme ind på 25 m fra narhvaler, men ved høj hastighed blev hvalerne skræmt væk på 100-500 m afstand.

3.9 Hvidhval

3.9.1 Indledning

Hvidhvalen er primært en træk- og vintergæst i Grønland. Den forekommer langs den nordlige del af vestkysten med overvintringsområder på Store Hellefiskebanke og i Nordvandet. Om sommeren opholder de vestgrønlandske hvidhvaler sig i arktisk Canada.

Hvidhvaler er ligesom narhvaler følsomme overfor forstyrrelser, og de jages intensivt under trækket og på vinteropholdsstederne.

3.9.2 Eksisterende regulering i Grønland

Der er i forbindelse med seismiske undersøgelser udpeget et særligt 'area of concern' for hvidhval ud for Vestgrønland. Her er der mulighed for at regulere seismiske undersøgelser, hvis de foregår i de følsomme perioder og hvis det vurderes, at der er risiko for påvirkninger.

3.9.3 Regler i andre arktiske lande

Canada har en forvaltningsplan for hvidhvaler i Beauforthavet (Anonym 2001), som indeholder forskellige restriktioner i områder med forskellig tæthed af hvaler og traditionel fangst. I de vigtigste områder er industrielle aktiviteter ikke tilladt, og aktiviteter udenfor disse områder skal evalueres for deres effekter i kerneområderne. Skibsfart må kun foregå langs udpegede ruter, og bør undgås frem til 15. august. I områder med lavere tæthed af hvidhvaler skal alle industrielle aktiviteter vurderes grundigt for deres umiddelbare og langsigtede effekter.

3.9.4 Videnskabelig evidens for effekten af forstyrrelser

Ligesom andre hvalarter er hvidhvaler følsomme overfor visse typer af støj. For eksempel er det observeret, at de flygter hurtigt fra isbrydere på 35-50 km afstand, og alarmkald blev udløst af et skib der var hele 80 km væk (Finley et al. 1990, Cosens & Dueck 1993). De kan ikke desto mindre tilvænne sig til ikke-truende skibsstøj, og findes i travle havne som Longyearbyen på Svalbard, Churchill i Manitoba og nær Anchorage i Alaska (Reeves et al. 2014).

Erbe & Farmer (2000) brugte en model til at vurdere påvirkningsafstande for hvidhvaler i relation til støj fra isbryderen *Henry Larsen* i Beauforthavet. Effekterne på hvidhvaler blev vurderet både på dybt vand og nær kysten. Modellen estimerede at *Henry Larsen* kan høres af hvidhvaler på 35-78 km afstand, og at adfærdsændringer vil optræde på næsten lige så stor afstand. Maskering af hvalernes kommunikation forventes på en afstand af 14-71 km, og midlertidige høreskader kan optræde, hvis en hvidhval opholder sig indenfor 1-4 km af isbryderen i mindst 20 minutter.

Patenaude et al. (2002) undersøgte kortvarige adfærdsreaktioner af hvidhval og grønlandshval overfor en Bell 212 helikopter og Twin Otter fly over fire forår. 38 % af hvidhvalflokkene reagerede på helikopteren, oftest når den fløj i mindre end 150 m og var mindre end 250 m væk. Syv ud af 14 flokke reagerede på helikopteren, når den stod på isen med motoren kørende på op til 320 m afstand. De fleste reaktioner på Twin Otter'en forekom ved højder under 182 m og afstande under 250 m, men det vurderes at andelen af flokke som reagerede, blev underestimeret, fordi der var meget kort tid til at registrere flokkene ved den lave flyvehøjde. Det vurderes at hvidhvaler næppe kan høre de kraftigste komponenter af støjen fra helikoptere og fly når de er neddykkede, og forstyrrelsen er således nærmere knyttet til synsindtryk eller mere hørfrekvente lyde.

3.10 Grønlandshval

3.10.1 Indledning

Grønlandshvalen forekommer i Grønland med to adskilte bestande, en ud for Vestgrønland som træk- og vintergæst, og en ud for Østgrønland hele året. Grønlandshvaler er knyttet til farvande med drivis.

Grønlandshvaler er følsomme over for forstyrrelser (se nedenfor).

Der er i Vestgrønland en begrænset jagt på hvalerne, og kvoten er for tiden på to dyr årligt.

3.10.2 Eksisterende regulering i Grønland

Der er i forbindelse med seismiske undersøgelser udpeget særlige 'areas of concern' for grønlandshval, både ud for Østgrønland og ud for Vestgrønland. Her er der mulighed for at regulere seismiske undersøgelser, hvis de foregår i de følsomme perioder og hvis det vurderes, at der er risiko for påvirkninger.

3.10.3 Regler i andre arktiske lande

I Canada er der etableret et reservat for grønlandshvaler ved Ninginganiq (Isabella Bay) på østkysten af Baffin Island, som er et meget vigtigt område i sensommer og efterår for bestanden i Baffinbugten og Davisstrædet.

I Alaska har National Marine Fisheries Service anbefalet et detaljeret sæt regler for etableringen af en kunstig ø i forbindelse med olieudvinding. Disse regler indebærer blandt andet, at skibsoperationer samt pilotering skal planlægges nøje og udføres således, at støj minimeres af hensyn til grønlandshvaler.

3.10.4 Videnskabelig evidens for effekten af forstyrrelser

Grønlandshvaler udviser undvigeadfærd overfor støj fra skibe, seismik og andre kilder på 30-50 km afstand under efterårstrækket, men tolererer højere støjniveau i fødesøgningsområderne, hvor mere subtile adfærdsændringer dog forekommer (Richardson et al. 1995, McDonald et al. 2012).

Richardson et al. (1985) rapporterede at grønlandshvaler ved overfladen på lavt vand reagerer kraftigere på overflyvning end hvaler, som er neddykkede på dybere vand. Reaktioner på et fly der nærmede sig var hyppige, hvis højden var under 1000 fod, ualmindelige ved 1500 fod, og forekom ikke ved 2000 fod. Når både kom indenfor 1-4 km fra hvalerne, blev deres dykkecyklus kortere og hvalerne svømmede hurtigt væk. Flugtadfærd ophørte når båden var kommet nogle km væk, men hvalerne var stadig mere spredte end før. Richardson et al. (1985) observerede grønlandshvaler ned til 4 km fra bore-skibe og under 1 km fra en muddermaskine, men ved afspilning af borestøj udviste hvalerne undvigeadfærd.

Patenaude et al. (2002) undersøgte kortvarige adfærdsreaktioner af hvidhval og grønlandshval overfor en Bell 212 helikopter og Twin Otter fly over fire forår. 14 % af flokke af grønlandshvaler reagerede på helikopteren, oftest når den fløj i mindre end 150 m højde og var mindre end 250 m væk. Én ud af 8 flokke reagerede på helikopteren, når den stod på isen med motoren kørende. De fleste reaktioner på Twin Otter'en forekom ved højder under 182 m og afstande under 250 m, men det vurderes at andelen af flokke som reagerede blev underestimeret, fordi der var meget kort tid til at registrere flokkene ved den lave flyvehøjde. Der var ingen eller meget lidt reaktion på et fly der cirklede i 1500 fods højde med 1 km radius. Neddykkede grønlandshvaler formodes at kunne høre de lave frekvenser, som er dominerende i flystøj.

4 Konklusioner

4.1 Grønlands regelsæt i forhold til andre arktiske lande

Den grønlandske regulering af færdsel i naturen under hensyntagen til dyrelivet adskiller sig fra de andre arktiske lande ved, at de fleste regler er fastsat centralt, enten i råstofmyndighedernes 'feltregler' eller i fuglebekendtgørelsen. Herudover findes der et mindre antal lokale bestemmelser for fredede områder og nationalparker. I de øvrige lande er forholdet omvendt, idet der er relativt få centralt fastsatte regler og til gengæld et stort antal, sommetider meget omfattende, lokale bestemmelser. Det er således betydeligt enklere at sætte sig ind i reglerne i Grønland end i fx Alaska.

4.2 Er de nuværende regler i Grønland fyldestgørende?

4.2.1 Generelt

Det kan virke forvirrende at råstofaktiviteter er omfattet af andre regler end anden færdsel i naturen. Forklaringen på dette er, at der historisk har været større behov for regulering i forhold til råstofaktiviteter, da intensiv færdsel med motorkøretøjer og lavtgående fly over land i Grønland ofte har været knyttet til disse aktiviteter. Færdsel i forbindelse med råstofeftersøgning er imidlertid i dag ikke så forskellig fra anden færdsel, inkl. færdsel i forbindelse med turisme. Hurtige motorbåde og jagt vurderes i en række områder at være den væsentligste kilde til forstyrrelser. Det vurderes derfor at det vil være hensigtsmæssigt at ensrette reglerne således, at andre former for aktiviteter end jagt omfattes af de samme restriktioner som råstofaktiviteter i forhold til gæs, fældende ederfugle og andre dykænder, landpattedyr og havpattedyr, og at reglerne for færdsel i nærheden af havfuglekolonier bliver de samme for alle typer af aktiviteter bortset fra jagt. Samtidig er der behov for en særlig regulering af forstyrrelser fra jagtaktiviteter.

Grønland og Arktis i almindelighed er under hurtig forandring som følge af klimaændringer og øget menneskelig aktivitet. Dette stiller krav til at de regler som skal beskytte dyrelivet mod forstyrrelser, og ikke mindst de områder, hvori reglerne er gældende, justeres regelmæssigt således at det sikres at de stadig opfylder deres formål. Det bør også overvejes om flere arter bør omfattes af sådanne regler (se ovenfor om hvidhval og grønlandshval). Specielt i forhold til øget skibsfart kan det blive nødvendigt med yderligere regulering, for eksempler se Huntington et al. (2015).

Ved en fremtidig revision af reglerne anbefales det at tage hensyn til følgende generelle konklusioner:

- Det bør overvejes, hvor og for hvilke arter der er behov for specifikt at udpege beskyttede områder til at supplere de generelle regler for færdsel, der ikke kan tilgodese alle beskyttelsesbehov. Det gælder f.eks. beskyttelse af fældeområder for ederfugle, hvor det er nødvendigt at udpege disse områder på et kort, da grænserne ikke er klart definerede i naturen. Under alle omstændigheder er der behov for, at kort i god opløsning over de vigtigste områder med begrænsninger er tilgængelige for alle, der færdes i områderne. Kortene skal vise både de færdselsbegrænsninger, der kommer af de generelle regler (f.eks. afstand til fuglekoloni), og de specifikt

udpegede områder. Kortene bør endvidere revideres, når der er sket væsentlige ændringer i fordelingen af dyrene.

- Der er behov for en særlig regulering af jagtlige forstyrrelser fra fx sælragt nær fuglekolonier og fældeområder for havdykænder. Reguleringen kan ske ved krav om større afstand end ved almindelig færdsel i båd.
- Det kan udnyttes, at der er en større sandsynlighed for habituering, hvis forstyrrende personer eller transportmidler opfører sig forudsigeligt og uskadeligt. Det vil således være gavnligt i områder, hvor der kan ske forstyrrelser, hvis både og snescootere følger særlige ruter med hastighedsbegrænsninger. Sådanne ruter bør fremgå af de nævnte kort.

4.2.2 Gæs

Færdselsreglerne omkring flyvning vurderes generelt som tilstrækkelige, men for blisgæs bør der indføres totalt flyveforbud i fældeperioden og over forårsrasteplasserne, på grund af bestandens ugunstige bevaringsstatus.

Med hensyn til færdsel i terrænet bør det overvejes, om ikke både færdsel til fods og med snescooter skal reguleres, idet der ses en stigende tendens i begge typer som funktion af stigende turisme. Snescooterkørsel bør undgås på særligt følsomme forårsrasteplasser for blisgæs, og færdsel til fods bør undgås eller kanaliseres i områder med tætte ynglebestande af blisgæs og i områder med store koncentrationer af fældende gæs. Endelig bør små øer med ynglende knortegæs friholdes for færdsel til fods i yngleperioden.

4.2.3 Fældende ederfugle m.v.

Princippet i de gældende regler i Feltreglerne vurderes som tilstrækkelige, mens Fuglebekendtgørelsens regler (at 'massedrivning af og jagt på fældende ænder og gæs er ikke tilladt') vurderes som utilstrækkelige. Det anbefales at der i et nyt fælles regelsæt specificeres hvilke arter, som er omfattet af bestemmelserne (kongeederfugl, almindelig ederfugl, havlit, strømand og toppet skallesluger) og der bør udføres en revision af områderne. Udpegningen af de nuværende fældeområder i feltreglerne bygger hovedsageligt på resultater fra flytællinger der blev udført for 20 år siden, og det vides at både bestande, færdsel og klima har ændret sig væsentligt siden da. Det anbefales derfor at foretage en revision bl.a. baseret på en ny flytælling af fældeområder mv. i Vestgrønland.

4.2.4 Havfugle

Med undtagelse af nedenstående eksempler vurderes det, at de eksisterende regler er tilstrækkelige. Dog virker minimumsafstanden som krydstogtturister skal holde overfor polarlomviekolonier (5000 m) for restriktiv og uden faglig begrundelse. Reglerne bør generelt ensrettes, således at der gælder de samme begrænsninger for alle aktiviteter. Enkelte forslag til mindre justeringer er givet i afsnit 4.3.

De grønlandske ynglekolonier er beskyttet i en større eller mindre del af yngleperioden, med definerede sikkerhedsafstande alt efter artsgrupper og aktivitet (Tabel 2). Beskyttelsesperioderne bør justeres for de enkelte arter og ensrettes mellem de forskellige bestemmelser. Yngleperioden varierer mellem de havfuglearter, som yngler i Grønland, og inden for samme art kan der være forskel på start- og sluttidspunktet for yngleperioden, alt efter hvor i Grøn-

land kolonien befinder sig. I Grønland kender vi bedst til polarlomviens yngletidspunkter. Her varierer perioden fra æglægningsstart til ungeudflyvning fra tidlig juni til starten af august i de tidligste kolonier (Maniitsoq og Arsuk), og fra slut juni til slut august i de sene kolonier (Qaanaaq området) (Falk & Kampp 2000). Fuglene ankommer dog til kolonierne op til halvanden måned før, bl.a. for at kurtisere og forsvare redepladser. Derudover kan yngletidspunktet variere fra år til år med op til 14 dage, alt efter vejrforholdene (Falk & Kampp 2000). For en art som riden er yngleperioden længere, i Grønland typisk en til to uger i begge ender. Set i forhold til denne viden er beskyttelsesperioden defineret i § 8 (generel) rimeligt dækkende, mens perioden for § 9 (ilandstigning og færdsel i øvrigt) er lidt for kort for nogle områder og særligt for riden. Periodebeskyttelsen defineret i feltreglerne starter ligeledes for sent, hvis formålet er at sikre fuglene fred i yngleperioden.

Endelig må det konkluderes, at den nuværende afstandsbeskyttelse på 1000 m i forhold til skudforstyrrelser ikke er tilstrækkelig. Afstanden skal tilsyneladende være væsentlig større, i det mindste når det gælder kolonier beboet af lomvier og rider. De omtalte igangværende undersøgelser forventes at kunne konkretisere det aktuelle behov. Hvad angår 200 m reglen for terner, ederfugle m.v., er det ligeledes tvivlsomt om denne afstand er tilstrækkelig, såfremt der er tale om skudforstyrrelser.

4.2.5 Landpattedyr

Sammenlignet med Norge, Canada og Alaska vurderes det, at der i Grønland er meget få og enkle bestemmelser med henblik på beskyttelse af rensdyr, og at disse stort set er fyldestgørende. Det vurderes at der i Grønland er behov for opdateret viden om kælvning, specielt i forhold til fremtidig udbygning og udarbejdelse af VVM'er. Der mangler viden om hvorvidt kælvningen foregår spredt eller i veldefinerede områder – det er her vigtigt at understrege at disse forhold kan variere i både tid og rum. Ligeledes er det vigtigt at identificere vigtige og sårbare områder, herunder vinterområder samt trækveje.

Det vurderes at de regler der i øjeblikket gælder for råstofaktiviteter bør udbygges med faste regler for flyvning i stil med de guidelines, der findes i Yukon. Vi vurderer, at der bør anvendes et forsigtighedsprincip i forhold til regulering af aktiviteter i områder, hvor der forekommer rensdyr. Specielt bør der være fokus på kerneområder for de store bestande, og på mindre bestande i afgrænsede områder.

Moskusokser har primært en højarktisk udbredelse, og der er derfor relativt sjældent større menneskelige aktiviteter i disse områder. Dette, koblet med den lave tæthed af moskusokser i mange arktiske områder, betyder, at der ikke kan forventes større effekter på moskusoksebestande i disse områder, og at der derfor ikke er det store behov for yderligere regulering. I områder med højere tætheder, som fx i Jameson Land og i de vestgrønlandske bestande ved Kangerlussuaq og Ivittuut, kan menneskelige aktiviteter derimod få en negativ indflydelse på bestandene. I disse områder kan der være god mening i at opstille krav til flyvehøjde og til aktiviteter, som foregår i områder med større tætheder af okser.

4.2.6 Havpattedyr

Mht. hvalros, så bør reguleringen omkring landgangspladser differentieres, sådan at jagt og egentlige forstyrrende aktiviteter holdes i en større afstand,

mens folk til fods (herunder turister, der instrueres i at tage behørigt hensyn) kan gå meget nærmere, jvf. reguleringen på Svalbard. I Vestgrønland er der ingen landgangspladser, men de gamle kan genopstå som følge af reduceret havis, og her skal man være klar til en regulering af jagt, færdsel og andre forstyrrende aktiviteter, hvis man vil sikre dem. For hvalrosser i vandet og på isen kan bestemmelserne for Svalbard også indføres i forbindelse med krydstogtskibe i Nationalparken.

For isbjørn vurderes de eksisterende regler som tilstrækkelige.

De gældende regler indeholder færdselsrestriktioner i vigtige områder for narhval og til dels grønlandshval. Det vurderes at der er behov for regulering for at beskytte disse to arter mod forstyrrelser, specielt i forhold til støj fra skibe og fly.

Skibsfart er generelt den vigtigste kilde til menneskeskabt støj i det marine miljø (Committee on Potential Impacts of Ambient Noise in the Ocean on Marine Mammals 2003), og maskering regnes for den primære påvirkning fra skibsstøj af havpattedyr (Clark et al. 2009). Historisk set har motoriseret skibsfart i overvejende grad produceret lyd ved lave frekvenser, men i dag ses en stigning i højfrekvent støj, muligvis i forbindelse med hurtigere fartøjer (Wright et al. 2007). Andre kilder til marin støj inkluderer sprængninger, boringer, trawl og seismiske undersøgelser. Havpattedyr udviser en lang række forskellige adfærdsmæssige reaktioner på støj.

Villegas-Amtmann et al. (2015) har udviklet en bio-energetisk model til at vurdere biologisk betydningsfulde responser på bestandsniveau, hvor reaktioner på forstyrrelser kvantificeres som mistet energiindtag, for at forstå konsekvenserne for individer og bestande. Modellen er udviklet for gråhval, men er formodentlig relevant for andre arter, især grønlandshval. Modellen antager at ændret adfærd som respons på forstyrrelser fører til nedsat kondition hos moderdyr, og dermed til nedsat fødselsrate eller højere dødelighed hos ungerne. Modellen viser at et årligt energitab på blot 4 % under drægtigheden vil forhindre en hun i at opfostre en unge. Reproduktionen hos gråhval er således særdeles følsom overfor forstyrrelser i drægtighedsperioden. Større energitab vil også kunne påvirke evnen til at blive drægtig samt overlevelsen hos voksne hunner.

5 Referencer

Adamczewski J, Gunn A, Laarveld B, Flood PF (1992). Seasonal changes in weight, condition and nutrition of free-ranging and captive muskox females. *Rangifer* 12: 179-183.

Adamczewski JZ, Fargey PJ, Laarveld B, Gunn A, Flood PF (1998). The influence of fatness on the likelihood of early-winter pregnancy in muskoxen (*Ovibos moschatus*). *Theriogenology* 50: 605-614.

Adams L (2013). A muskox on the move. National Park Service, US. <http://www.nps.gov/kova/blogs/A-Muskox-on-the-Move.htm>.

Amstrup SC (1993). Human disturbances of denning polar bears in Alaska. *Arctic* 46: 246-250.

Amstrup SC, Gardner C (1994). Polar bear maternity denning in the Beaufort Sea. *Journal of Wildlife Management* 58: 1-10.

Andersen M, Aars J (2008). Short-term behavioural response of polar bears (*Ursus maritimus*) to snowmobile disturbance. *Polar Biology* 31: 501-507.

Anonym (2001). Beaufort Sea beluga management plan. Fisheries Joint Management Committee.

Anonym (2012). Caribou Protection Plan guidelines and caribou calving information. Alberta Government. Environment and Sustainable Resource Development.

Anonym (2013a). Caribou Protection Plan (CPP) submission requirements for winter 2013/14. Alberta Government. Environment and Sustainable Resource Development.

Anonym (2014). Fangstperioder og -kvoter for rensdyr og moskusokser 2014 og 2015 vinter. Naalakkersuisut. Aalisarnermut Piniarnermut Nunalerinermullu Naalakkersuisoqarfik. Departementet for Fiskeri Fangst og Landbrug.

Arsenault AA, Manseau M (2011). Land management strategies for the long-term persistence of boreal woodland caribou in central Saskatchewan. *Rangifer Special Issue* 19: 33-48.

Beale CM, Monaghan P (2004a). Behavioural responses to human disturbance: a matter of choice? *Animal Behaviour* 68: 1065-1069.

Beale CM, Monaghan P (2004b). Human disturbance: people as predation-free predators? *Journal of Applied Ecology* 41: 335-343.

Bejder L, Samuels A, Whitehead H, Finn H, Allen S (2009). Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Marine Ecology Progress Series* 395: 177-185.

- Bélanger L, Bédard J (1990). Energetic costs of man-induced disturbance to staging snow geese. *Journal of Wildlife Management* 54: 36-41.
- Belikov SE (1976). Behavioral aspects of the polar bear, *Ursus maritimus*. *Bears: Their Biology and Management* 3: 37-40.
- 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.
- Blehr O (1997). Energy-expending behaviour in frightened caribou when dispersed singly or in small bands. *Rangifer* 17: 44-50.
- BLM (2012). National Petroleum Reserve-Alaska Final Integrated Activity Plan/ Environmental Impact Statement. U.S. Department of the Interior. Bureau of Land Management. Anchorage Alaska. In cooperation with: North Slope Borough U.S. Bureau of Ocean Energy Management U.S. Fish and Wildlife Service pp.
- Boertmann D, Forchhammer M, Olesen CR, Aastrup P, Thing H (1992). The Greenland muskox population status 1990. *Rangifer* 12: 5-12.
- Boertmann D, Mosbech A, Schiedek D, Dünweber M (2013). Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. DCE - Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. Roskilde, Denmark. DCE Scientific Report No. 71, 309 pp.
- Born EW, Knutsen LØ (1990). Satellite tracking and behavioural observations of Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in NE Greenland in 1989. Grønlands Hjemmestyre, Miljø- og Naturfovaltningen. Nuuk. Teknisk Rapport nr. 20, 68 pp.
- Born EW, Wiig Ø, Thomassen J (1997). Seasonal and annual movements of radio-collared polar bears (*Ursus maritimus*) in northeast Greenland. *Journal of Marine Systems* 10: 67-77.
- Bradshaw CJA, Boutin S, Hebert DM (1998). Energetic implications of disturbance caused by petroleum exploration to woodland caribou. *Canadian Journal of Zoology* 76: 1319-1324.
- Bregnballe T, Madsen J (2004). Tools in waterfowl reserve management: effects of intermittent hunting adjacent to a shooting-free core area. *Wildlife Biology* 10: 261-268.
- Bregnballe T, Madsen J, Rasmussen PAF (2004). Effects of temporal and spatial hunting control in waterbird reserves. *Biological Conservation* 119: 93-104.
- Bregnballe T, Rasmussen PAF, Laursen K, Kortegaard L, Hounissen JP (2001). Regulering af jagt på vandfugle i kystzonen: Forsøg med døgnregulering i Østvendssyssel. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 363.
- Burger J (1998). Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of common terns. *Condor* 100: 528-534.

Burger J, Gochfeld M, Jenkins CD, Lesser F (2010). Effect of approaching boats on nesting black skimmers: using response distances to establish protective buffer zones. *Journal of Wildlife Management* 74: 102-108.

Carney KM, Sydeman WJ (1999). A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. *Waterbirds* 22: 68-79.

Chardine JW, Mendenhall V (1998). Human disturbance at Arctic seabird colonies. Conservation of Arctic Flora and Fauna. Akureyri, Iceland. CAFF Technical Report no. 2, 28 pp.

Chatwin TA, Joy R, Burger AE (2013). Set-back distances to protect nesting and roosting seabirds off Vancouver Island from boat disturbance. *Waterbirds* 36: 43-52.

Clark CW, Ellison WT, Southall BL, Hatch L, Van Parijs SM, Frankel A, Poni-rakis D (2009). Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Marine Ecology Progress Series* 395: 201-222.

Clarkson PL, Irish D (1991). Den collapse kills female polar bear and two new-born cubs. *Arctic* 44: 83-84.

Clausen P, Bøgebjerg S, Hounissen JP, Jørgensen HE, Petersen IK (2004). Reservatnetværk for trækkende vandfugle. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 490, pp.

Clausen P, Holm TE, Therkildsen OR, Jørgensen HE, Nielsen RD (2014). Rastende fugle i det danske reservatnetværk 1994-2010 : Del 2: De enkelte reser-
vater. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnska-
belig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Nr. 132, 236 pp.

Colman J, Jordhøy P, Nellemann C, Strand O, Reimers E (2000). Fragmenta-
tion, overgrazing and anthropogenic disturbance in Norwegian reindeer
ranges. *Rangifer Special Issue* 12: 103.

Committee on Potential Impacts of Ambient Noise in the Ocean on Marine
Mammals (2003). Ocean noise and marine mammals. National Academies
Press, Washington, D.C.

Cosens SE, Dueck LP (1993). Icebreaker noise in Lancaster Sound, NWT, Can-
ada: implications for marine mammal behavior. *Marine Mammal Science* 9:
285-300.

Crête M, Couturier S, Hearn BJ, Chubbs TE (1996). Relative contribution of
decreased productivity and survival to recent changes in the demographic
trend of the Rivière George caribou herd. *Rangifer Special Issue* 9: 27-36.

de Villiers M, Bause M, Giese M, Fourie A (2006). Hardly hard-hearted: heart
rate responses of incubating northern giant petrels (*Macronectes halli*) to hu-
man disturbance on sub-Antarctic Marion island. *Polar Biology* 29: 717-720.

Dietz R, Heide-Jørgensen M, Richard P, Acquarone M (2001). Summer and
fall movements of narwhals (*Monodon monoceros*) from northeastern Baffin Is-
land towards northern Davis Strait. *Arctic* 54: 244-261.

Dunnet GM (1977). Observations on the effects of low-flying aircraft at seabird colonies on the coast of Aberdeenshire, Scotland. *Biological Conservation* 12: 55-63.

Durner GM, Whiteman JP, Harlow HJ, Amstrup SC, Regehr EV, Ben-David M (2011). Consequences of long-distance swimming and travel over deep-water pack ice for a female polar bear during a year of extreme sea ice retreat. *Polar Biology* 34: 975-984.

Eftestøl S, Colman J, Reimers E (2000). Response distances of Forelhogna reindeer after disturbance by humans on foot or skis. *Rangifer Special Issue* 12: 105.

Egevang C (2008). Forstyrrelser i grønlandske havfuglekolonier, med speciel fokus på ynglende havterne på Kitsissunnguit (Grønne Ejland), Disko Bugt. Pinnngortitaleriffik, Grønlands Naturinstitut. Nuuk. Teknisk rapport nr. 71, 24 pp.

Environment Canada (2013). Guidelines to avoid disturbance to seabird and waterbird colonies in Canada. Environment Canada. <https://www.ec.gc.ca/paom-itmb/default.asp?lang=En&n=E3167D46-1>.

Environmental Dynamics Inc. (2008). Flying in caribou country. How to minimize disturbance from aircraft. Mining and Petroleum Environmental Research Group (MPERG). 9 pp.

Erbe C, Farmer DM (2000). Zones of impact around icebreakers affecting beluga whales in the Beaufort Sea. *Journal of the Acoustical Society of America* 108: 1332-1340.

Falk K, Kampp K (2000). Lomvien i Grønland: mulige effekter af forskellige bestandspåvirkende faktorer, og praktiske grænser for ressourceudnyttelse. Pinnngortitaleriffik, Grønlands Naturinstitut. Nuuk. Teknisk rapport nr. 38, 54 pp.

Fancy SG, White RG (1986). Predicting energy expenditures for activities of caribou from heart rates. *Rangifer Special Issue* 1: 123-130.

Fay FH, Ray GC, Kibal'chich AA (1984). Time and location of mating and associated behavior of the Pacific walrus, *Odobenus rosmarus divergens* Illiger. In: Fay FH, Fedoseev GA (eds) Soviet-American cooperative research on marine mammals Volume 1 - pinnipeds, Vol 1. National Oceanic and Atmospheric Administration, Washington D.C., pp. 89-99.

Finley KJ, Miller GW, Davis RA, Greene CR (1990). Reactions of belugas, *Delphinapterus leucas*, and narwhals, *Monodon monoceros*, to ice-breaking ships in the Canadian High Arctic. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences* 224: 97-117.

Fischbach AS, Monson DH, Jay CV (2009). Enumeration of Pacific walrus carcasses on beaches of the Chukchi Sea in Alaska following a mortality event, September 2009. US Geological Survey. Reston, Virginia. Open-File Report 2009-1291, 18 pp.

Fjeld PE, Gabrielsen GW, Ørbæk JB (1988). Noise from helicopters and its effect on a colony of Brünnich's Guillemots (*Uria lomvia*) on Svalbard. *Norsk Polarinstitut Rapportserie* 41: 115-153.

Forchhammer MC, Post E, Stenseth NC, Boertmann DM (2002). Long-term responses in arctic ungulate dynamics to changes in climatic and trophic processes. *Population Ecology* 44: 113-120.

Fox AD, Madsen J (1997). Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: Implications for refuge design. *Journal of Applied Ecology* 34: 1-13.

Frikke J, Laursen K (1994). Forlandsjagt i Vadehavet. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 102, pp.

Frimer O (1994). The behaviour of moulting King Eiders *Somateria spectabilis*. *Wildfowl* 45: 176-187.

Gill JA, Norris K, Sutherland WJ (2001). Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation* 97: 265-268.

Gill JA, Sutherland WJ, Watkinson AR (1996). A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *Journal of Applied Ecology* 33: 786-792.

Gjertz I (1991). The narwhal, *Monodon monoceros*, in the Norwegian high Arctic. *Marine Mammal Science* 7: 402-408.

Glahder C (1995). Hunting in Kangerlussuaq, East Greenland 1951-1991: an assessment of local knowledge. *Meddelelser om Grønland* 300: 1-86.

Glahder CM (1999). Sensitive areas and periods of the Greenland White-fronted Goose in West Greenland. PhD thesis, National Environmental Research Institute, Denmark and University of Copenhagen.

Glahder CM, Walsh AJ (2006). Experimental disturbance of moulting Greenland White-fronted Gese *Anser albifrons flavirostris*. In: Boere GC, Galbraith CA, Stroud DA (eds) *Waterbirds around the world: a global overview of the conservation, management and research of the world's waterbird flyways* International conference on waterbirds held in Edinburgh in April 2004. The Stationery Office, Edinburgh, UK, pp. 640.

Goss-Custard JD, Triplet P, Sueur F, West AD (2006). Critical thresholds of disturbance by people and raptors in foraging wading birds. *Biological Conservation* 127: 88-97.

Gotaas G, Milne E, Haggarty P, Tyler NJC (2000). Energy expenditure of free-living reindeer estimated by the doubly labelled water method. *Rangifer* 20: 211-219.

Gunn A (1992a). Differences in the sex and age composition of two muskox populations and implications for male breeding strategies. *Rangifer* 12: 17-19.

Gunn A (1992b). The dynamics of caribou and muskoxen foraging in Arctic ecosystems. *Rangifer* 12: 13-15.

Gunn A (2000). Caribou calving grounds - dogma and diversity. *Rangifer Special Issue* 12: 106.

- Gunn A, Forchhammer MC (2008). *Ovibos moschatus*, muskox. The IUCN Red List of Threatened Species 2008 e.T29684A9526203:
- Gunn A, Miller FL (1986). Traditional behavior and fidelity to caribou calving grounds by barren-ground caribou. *Rangifer Special Issue 1*: 151-158.
- Gunn A, Russell DE, Daniel CJ, White RG, Kofinas G (2013). CARMA's approach for the collaborative and inter-disciplinary assessment of cumulative effects. *Rangifer Special Issue 21*: 161-166.
- Gunn A, Shank C, McLean B (1991). The history, status and management of muskoxen on Banks Island. *Arctic 44*: 188-195.
- Gustine DD, Barboza PS, Addison J, Shively R, Oliver L (2014). Isotopic nitrogen in fecal fiber as an indicator of winter diet in caribou and muskoxen. *Rapid Communications in Mass Spectrometry 28*: 625-634.
- Gustine DD, Barboza PS, Lawler JP, Arthur SM, Shults BS, Persons K, Adams LG (2011). Characteristics of foraging sites and protein status in wintering muskoxen: insights from isotopes of nitrogen. *Oikos 120*: 1546-1556.
- Hansen MJ, Franklin SE, Woudsma CG, Peterson M (2001). Caribou habitat mapping and fragmentation analysis using Landsat MSS, TM, and GIS data in the North Columbia Mountains, British Columbia, Canada. *Remote Sensing of Environment 77*: 50-65.
- Heide-Jørgensen M, Dietz R (1995). Some characteristics of narwhal, *Monodon monoceros*, diving behaviour in Baffin Bay. *Canadian Journal of Zoology 73*: 2120-2132.
- Heide-Jørgensen MP, Dietz R, Laidre KL, Richard P, Orr J, Schmidt HC (2003). The migratory behaviour of narwhals (*Monodon monoceros*). *Canadian Journal of Zoology 81*: 1298-1305.
- Heide-Jørgensen MP, Nielsen NH, Hansen RG, Schmidt HC, Blackwell SB, Jørgensen OA (2015). The predictable narwhal: satellite tracking shows behavioural similarities between isolated subpopulations. *Journal of Zoology 297*: 54-65.
- Hildebrand JA (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series 395*: 5-20.
- Hockin D, Ounsted M, Gorman M, Hill D, Keller V, Barker MA (1992). Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. *Journal of Environmental Management 36*: 253-286.
- Holm TE, Laursen K, Clausen P (2011). The feeding ecology and distribution of Common Coots *Fulica atra* are affected by hunting taking place in adjacent areas. *Bird Study 58*: 321-329.
- Holmes N, Giese M, Kriwoken LK (2005). Testing the minimum approach distance guidelines for incubating Royal penguins *Eudyptes schlegeli*. *Biological Conservation 126*: 339-350.

Huntington HP, Daniel R, Hartsig A, Harun K, Heiman M, Meehan R, Noongwook G, Pearson L, Prior-Parks M, Robards M (2015). Vessels, risks, and rules: planning for safe shipping in Bering Strait. *Marine Policy* 51: 119-127.

Ihl C, Klein DR (2000). Habitat selection and use by muskoxen and reindeer in western Alaska: a preliminary report. *Rangifer Special Issue* 12: 185-186.

Jay CV, Olson TL, Garner GW, Ballachey BE (1998). Response of Pacific walrus to disturbances from capture and handling activities at a haul-out in Bristol Bay, Alaska. *Marine Mammal Science* 14: 819-828.

Johnson CJ, Boyce MS, Case RL, Cluff HD, Gau RJ, Gunn A, Mulders R (2005a). Cumulative effects of human developments on Arctic wildlife. *Wildlife Monographs* 160: 1-36.

Johnson SR, Noel LE, Gazey WJ, Hawkes VC (2005b). Aerial monitoring of marine waterfowl in the Alaskan Beaufort Sea. *Environmental Monitoring and Assessment* 108: 1-43.

Kastelein RA, Mosterd P, van Santen B, Hagedoorn M, de Haan D (2002). Underwater audiogram of a Pacific walrus (*Odobenus rosmarus divergens*) measured with narrow-band frequency-modulated signals. *Journal of the Acoustical Society of America* 112: 2173-2182.

Klein DR (1971). Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. *Science* 173: 393-398.

Lacroix DL, Lanctot RB, Reed JA, McDonald TL (2003). Effect of underwater seismic surveys on molting male Long-tailed Ducks in the Beaufort Sea, Alaska. *Canadian Journal of Zoology* 81: 1862-1875.

Laidre KL, Heide-Jørgensen MP, Jørgensen OA, Treble MA (2004a). Deep-ocean predation by a high Arctic cetacean. *ICES Journal of Marine Science* 61: 430-440.

Laidre KL, Heide-Jørgensen MP, Logdson ML, Hobbs RC, Heagerty P, Dietz R, Jørgensen OA, Treble MA (2004b). Seasonal narwhal habitat associations in the high Arctic. *Marine Biology* 145: 821-831.

Laidre KL, Heide-Jørgensen M (2005). Winter feeding intensity of narwhals (*Monodon monoceros*). *Marine Mammal Science* 21: 45-57.

Laidre KL, Stirling I, Lowry LF, Wiig Ø, Heide-Jørgensen MP, Ferguson SH (2008). Quantifying the sensitivity of Arctic marine mammals to climate-induced habitat change. *Ecological Applications* 18: S97-S125.

Laundré JW, Hernández L, Altendorf KB (2001). Wolves, elk, and bison: reestablishing the "landscape of fear" in Yellowstone National Park, USA. *Canadian Journal of Zoology* 79: 1401-1409.

Laursen K, Frikke J (2008). Hunting from motorboats displaces Wadden Sea eiders *Somateria mollissima* from their favoured feeding distribution. *Wildlife Biology* 14: 423-433.

Laursen K, Møller AP, Holm TE (2016). Dynamic group size and displacement as avoidance strategies by eiders in response to hunting. *Wildlife Biology* 22: 174-181.

Lawler JP, White RG (2003). Temporal responses in energy expenditure and respiratory quotient following feeding in the muskox: influence of season on energy costs of eating and standing and an endogenous heat increment. *Canadian Journal of Zoology* 81: 1524-1538.

Linnell JDC, Swenson JE, Andersen R, Barnes B (2000). How vulnerable are denning bears to disturbance? *Wildlife Society Bulletin* 28: 400-413.

Luick BR, Kitchens JA, White RG, Murphy SM (1996). Modeling energy and reproductive costs in caribou exposed to low flying military jet aircraft. *Rangifer Special Issue* 9: 209-211.

Lunn NJ, Stirling I, Andriashek D, Richardson E (2004). Selection of maternity dens by female polar bears in western Hudson Bay, Canada and the effects of human disturbance. *Polar Biology* 27: 350-356.

Madsen J (1984). Study of the possible impact of oil exploration on goose populations in Jameson Land, East Greenland. A progress report. *Norsk Polarinstituttets Skrifter* 181: 141-151.

Madsen J (1985). Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. *Biological Conservation* 33: 53-63.

Madsen J (1988). Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea, and impact of food supplies and shooting on movements. *Danish Review of Game Biology* 13: 1-32.

Madsen J (1998). Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. *Journal of Applied Ecology* 35: 398-417.

Madsen J, Fox AD (1995). Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review. *Wildlife Biology* 1: 193-207.

Madsen J, Tombre I, Eide NE (2009). Effects of disturbance on geese in Svalbard: implications for regulating increasing tourism. *Polar Research* 28: 376-389.

McDonald TL, Richardson WJ, Greene Jr CR, Blackwell SB, Nations CS, Nielson RM, Streever B (2012). Detecting changes in the distribution of calling bowhead whales exposed to fluctuating anthropogenic sounds. *Journal of Cetacean Research and Management* 12: 91-106.

McLaren MA, Green JE (1985). The reactions of muskoxen to snowmobile harassment *Arctic* 38: 188-193.

Meltofte H, Barry T, Berteaux D, Bültmann H, Chrisriansen JS, Cook JA, Dahlberg A, Daniëls FJA, Ehrich D, Fjeldsá J, Friðriksson F, Ganter B, Gaston AJ, Gillespie LJ, Grenoble L, Hoberg EP, Hodgkinson ID, Huntington HP, Ims RA, Josefson AB, Kutz SJ, Kuzmin SL, Laidre KL, Lassuy DR, Lewis PN, Lovejoy C, Michel C, Mokievsky V, Mustonen T, Payer DC, Poulin M, Reid DG, Reist JD, Tessler DF, Wrona FJ (2013). Synthesis: implications for conservation. In: Meltofte H (ed) *Arctic Biodiversity Assessment: Status and trends in Arctic biodiversity. Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyri, Iceland*, pp. 21-65.

- Merkel FR, Mosbech A, Riget F (2009). Common Eider *Somateria mollissima* feeding activity and the influence of human disturbances. *Ardea* 97: 99-107.
- Miller MW (1994). Route selection to minimize helicopter disturbance of molting Pacific black brant: a simulation. *Arctic* 47: 341-349.
- Miller MW, Jensen KC, Grant WE, Weller MW (1994). A simulation model of helicopter disturbance of molting Pacific black brant. *Ecological Modelling* 73: 293-309.
- Miller V, Abraham KF, Nol E (2013). Factors affecting the responses of female Canada Geese to disturbance during incubation. *Journal of Field Ornithology* 84: 171-180.
- Mosbech A, Boertmann D (1999). Distribution, abundance and reaction to aerial surveys of post-breeding king eiders (*Somateria spectabilis*) in western Greenland. *Arctic* 52: 188-203.
- Mosbech A, Glahder C (1991). Assessment of the impact of helicopter disturbance on molting Pink-footed Geese *Anser brachyrhynchus* and Barnacle Geese *Branta leucopsis* in Jameson Land, Greenland. *Ardea* 79: 232-237.
- Murphy SM, Curatolo JA (1987). Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads, and traffic in northern Alaska. *Canadian Journal of Zoology* 65: 2483-2490.
- Nyholm ES (1975). Observations on the walrus (*Odobenus rosmarus* L.) in Spitsbergen in 1971 — 1972. *Annales Zoologici Fennici* 12: 193-196.
- Olsson O, Gabrielsen GW (1990). Effect of helicopters on a large and remote colony of Brünnich's Guillemot (*Uria lomvia*) in Svalbard. *Norsk Polarinstitutt Rapportserie* 64: 1-36.
- Overrein Ø (2002). Virkninger av motorferdsel på fauna og vegetation. *Norsk Polarinstitutt. Tromsø, Norge. Rapportserie Nr. 119, 30 pp.*
- Owen MA, Bowles AE (2011). In-air auditory psychophysics and the management of a threatened carnivore, the polar bear (*Ursus maritimus*). *International Journal of Comparative Psychology* 24: 244-254.
- Owens NW (1977). Responses of wintering brent geese to human disturbance. *Wildfowl* 28: 5-14.
- Pachkowski M, Côté SD, Festa-Bianchet M (2013). Spring-loaded reproduction: effects of body condition and population size on fertility in migratory caribou (*Rangifer tarandus*). *Canadian Journal of Zoology* 91: 473-479.
- Parker KL, White RG, Gillingham MP, Holleman DF (1990). Comparison of energy metabolism in relation to daily activity and milk consumption by caribou and muskox neonates. *Canadian Journal of Zoology* 68: 106-114.
- Patenaude NJ, Richardson WJ, Smultea MA, Koski WR, Miller GW, Würsig B, Greene CR (2002). Aircraft sound and disturbance to bowhead and beluga whales during spring migration in the Alaskan Beaufort Sea. *Marine Mammal Science* 18: 309-335.

Pedersen CB, Aastrup P (2000). Muskoxen in Angujaartorfiup Nunaa, West Greenland: monitoring, spatial distribution, population growth, and sustainable harvest. *Arctic* 53: 18-26.

Pinard V, Dussault C, Ouellet J-P, Fortin D, Courtois R (2012). Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *Journal of Wildlife Management* 76: 189-199.

Polfus JL (2008). Incorporating human impacts into habitat suitability models: a literature review. Report prepared for the Taku River Tlingit First Nation. 124 pp.

Ramsay MA, Stirling I (1986). Long-term effects of drugging and handling free-ranging polar bears. *Journal of Wildlife Management* 50: 619-626.

Reeves RR, Ewins PJ, Agbayani S, Heide-Jørgensen MP, Kovacs KM, Lydersen C, Suydam R, Elliott W, Polet G, van Dijk Y, Blijleven R (2014). Distribution of endemic cetaceans in relation to hydrocarbon development and commercial shipping in a warming Arctic. *Marine Policy* 44: 375-389.

Regular PM (2007). Expedition cruise ship and seabird colony interactions in Newfoundland and Labrador: conservation concerns and potential strategies. Nature Conservancy of Canada, Parks and Natural Areas Division, Department of Environment and Conservation, Government of Newfoundland and Labrador. 81 pp.

Reimers E (1982). Winter mortality and population trends of reindeer on Svalbard, Norway. *Arctic and Alpine Research* 14: 295-300.

Reimers E (1983). Reproduction in wild reindeer in Norway. *Canadian Journal of Zoology* 61: 211-217.

Reimers E, Colman J, Eftestøl S, Kind J, Dervo L, Muniz A (2000). Fright response of reindeer in four geographical areas in Southern Norway after disturbance by humans on foot or skis. *Rangifer Special Issue* 12: 112.

Reimers E, Dahle B, Eftestøl S, Colman JE, Gaare E (2007). Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer. *Biological Conservation* 134: 484-494.

Richardson WJ, Fraker MA, Würsig B, Wells RS (1985). Behavior of bowhead whales *Balaena mysticetus* summering in the Beaufort Sea: reactions to industrial activities. *Biological Conservation* 32: 195-230.

Richardson WJ, Greene Jr CR, Malme CI, Thomson DH (1995). Marine mammals and noise. Academic Press, San Diego.

Riddington R, Hassall M, Lane SJ, Turner PA, Walters R (1996). The impact of disturbance on the behaviour and energy budgets of Brent Geese *Branta b. bernicla*. *Bird Study* 43: 269-279.

Rodgers Jr JA, Smith HT (1995). Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbance in Florida. *Conservation Biology* 9: 89-99.

Rojek NA, Parker MW, Carter HR, McChesney GJ (2007). Aircraft and vessel disturbances to common murre *Uria aalge* at breeding colonies in central California, 1997-1999. *Marine Ornithology* 35: 61-69.

Russell DE, van De Wetering D, White RG, Gerhart KL (1996). Oil and the Porcupine caribou herd: can we quantify the impacts? *Rangifer Special Issue 9*: 255-258.

Råstofdirektoratet (2000). Regler for feltarbejde og rapportering vedrørende mineralske råstoffer (excl. kulbrinter) i Grønland. Grønlands Hjemmestyre, Råstofdirektoratet, Nuuk.

Salter RE (1979). Site utilization, activity budgets, and disturbance responses of Atlantic walruses during terrestrial haul-out. *Canadian Journal of Zoology* 57: 1169-1180.

Schmidt NM, van Beest FM, Mosbacher JB, Stelvig M, Hansen LH, Nabe-Nielsen J, Grøndahl C (2016). Ungulate movement in an extreme seasonal environment: year-round movement patterns of high-arctic muskoxen. *Wildlife Biology* 22: 253-267.

Skarin A, Nellemann C, Rønnegard L, Sandström P, Lundqvist H (2015). Wind farm construction impacts reindeer migration and movement corridors. *Landscape Ecology* 30: 1527-1540.

Skarin A, Åhman B (2014). Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. *Polar Biology* 37: 1041-1054.

Skogland T, Grøvan B (1988). The effects of human disturbance on the activity of wild reindeer in different physical condition. *Rangifer* 8: 11-19.

Stankowich T (2008). Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biological Conservation* 141: 2159-2173.

Stock M (1993). Studies on the effects of disturbance on staging Brent Geese: a progress report. *Wader Study Group Bulletin* 68: 29-34.

Thing H, Klein DR, Jingfors K, Holt S (1987). Ecology of muskoxen in Jameson Land, northeast Greenland. *Holarctic Ecology* 10: 95-103.

Thomas DC (1982). The relationship between fertility and fat reserves of Peary caribou. *Canadian Journal of Zoology* 60: 597-602.

Transport Canada (2015). Aeronautical information manual. Transport Canada. Ottawa, CA. 474 pp.

Udevitz MS, Taylor RL, Garlich-Miller JL, Quakenbush LT, Snyder JA (2013). Potential population-level effects of increased haulout-related mortality of Pacific walrus calves. *Polar Biology* 36: 291-298.

Vibe C (1967). Arctic animals in relation to climatic fluctuations. *Meddelelser om Grønland* 170: 1-227.

Viblanc V, Smith A, Gineste B, Groscolas R (2012). Coping with continuous human disturbance in the wild: insights from penguin heart rate response to various stressors. *BMC Ecology* 12: 10.

- Villegas-Amtmann S, Schwarz L, Sumich J, Costa D (2015). A bioenergetics model to evaluate demographic consequences of disturbance in marine mammals applied to gray whales. *Ecosphere* 6: art183.
- Vistnes I, Nellemann C (2007). Impacts of human activity on reindeer and caribou: The matter of spatial and temporal scales. *Rangifer Report* 12: 47-56.
- Vistnes I, Nellemann C, Jordhøy P, Strand O (2004). Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *Journal of Wildlife Management* 68: 101-108.
- Vistnes II (2008). Impacts of human development and activity on reindeer and caribou habitat use. PhD thesis, Norwegian University of Life Sciences.
- Ward DH, Stehn RA, Erickson WP, Derksen DV (1999). Response of fall-staging brant and Canada geese to aircraft overflights in southwestern Alaska. *Journal of Wildlife Management* 63: 373-381.
- Weladji RE, Forbes BC (2002). Disturbance effects of human activities on *Rangifer tarandus* habitat: implications for life history and population dynamics. *Polar Geography* 26: 171-186.
- White RG, Russell DE, Daniel CJ (2013). Modeling energy and protein reserves in support of gestation and lactation: glucose as a limiting metabolite in caribou and reindeer. *Rangifer Special Issue* 21: 167-172.
- Wiig Ø (1995). Distribution of polar bears (*Ursus maritimus*) in the Svalbard area. *Journal of Zoology* 237: 515-529.
- Wiig Ø, Born EW, Pedersen LT (2003). Movements of female polar bears (*Ursus maritimus*) in the East Greenland pack ice. *Polar Biology* 26: 509-516.
- Willems EP, Hill RA (2009). Predator-specific landscapes of fear and resource distribution: effects on spatial range use. *Ecology* 90: 546-555.
- Wilson RR, Gustine DD, Joly K (2014). Evaluating potential effects of an industrial road on winter habitat of caribou in north-central Alaska. *Arctic* 67: 472-482.
- Wright AJ, Soto NA, Baldwin AL, Bateson M, Beale CM, Clark C, Deak T, Edwards EF, Fernández A, Godinho A, Hatch LT, Kakuschke A, Lusseau D, Martineau D, Romero ML, Weilgart LS, Wintle BA, Notarbartolo-di-Sciara G, Martin V (2007). Do marine mammals experience stress related to anthropogenic noise? *International Journal of Comparative Psychology* 20: 274-316.
- Aastrup P (2000). Responses of West Greenland caribou to the approach of humans on foot. *Polar Research* 19: 83-90.
- Aastrup P (2003). Muskox site fidelity and group cohesion in Jameson Land, East Greenland. *Polar Biology* 27: 50-55.
- Aastrup P, Mosbech A (2000). Population demography of the muskoxen in Jameson Land, 1982-1990. *Rangifer* 20: 229-238.

REVIEW AF DET VIDENSKABELIGE GRUNDLAG FOR FÆRDELSREGLER I FØLSOMME OMRÅDER FOR DYRELIVET I GRØNLAND

Menneskelige forstyrrelser påvirker dyrelivet, grundlæggende fordi dyrene reagerer på mennesker omtrent som de ville på rovdyr. I Grønland findes der flere forskellige sæt af 'færdselsregler', som regulerer menneskelige aktiviteter i områder som regnes for særligt vigtige for dyrelivet. Denne rapport gennemgår det videnskabelige grundlag for disse regler, herunder evidensen for hvordan forskellige dyregrupper påvirkes af forstyrrelser. Rapporten påpeger også områder hvor reglerne med fordel kunne forbedres eller forenkles.