

GRØNLANDS FISKERI- OG MILJØUNDERSØGELSER

Vandkraft i Grønland:

Rensdyr



Tagensvej 135

2200 Kbh N.

Juni 1984

Renbuk

Foto: Peter Aastrup

Vandkraft i Grønland:

Rensdyr

af

Peter Aastrup

ISBN 87-87838-39-7

tryk

Grønlands Tekniske Organisation

<u>Indholdsfortegnelse</u>	side
Resumé	4
imakarnersiut	6
Summary	8
1. Indledning	10
1.1. Rensdyrets udbredelse i Grønland	11
1.2. Rensdyrs fangstmæssige betydning	13
1.3. Rensdyrenes habitatvalg og -krav året igennem	15
1.3.1. Forår	16
1.3.2. Sommer	16
1.3.3. Efterår	19
1.3.4. Vinter	19
1.4. Bestandssvingninger	21
1.4.1. Bestandenens status i forskellige områder	32
1.4.2. Vandringer	33
2. Miljømæssige konsekvenser af vandkraftværker med henblik på rensdyr	35
2.1. Reservoir	35
2.2. Påvirkninger nedstrøms for reservoir	37
2.3. Kraftstation, mandskabslejr, veje, landingspladser og lignende	37
2.4. Brug af/deponering af lokale råstoffer	37
2.5. Transmissionslinie	37
2.6. Anlægsarbejde	38
2.7. Lokalklima	38
3. Miljøpåvirkningernes betydning for rensdyr	40
3.1. Areal af anvendelige områder	40
3.2. Ændringer af eksisterende vegetationstyper	43
3.3. Forstyrrelser	47
3.3.1. Transmissionslinier	56
3.3.2. Forbedrede adgangsmuligheder	57
4. Muligheder for afbødning af miljøeffekter	58
5. Referencer	61
Appendix 1	66

<u>Figurer</u>	side
Fig. 1 De grønlandske rensdyrbestande pr. marts 1982. Detaljerede kort for 4-19 findes i Appendix 1. Kilde: Strandgaard et al. 1983.	12
Fig. 2 Udbytte af rensdyrjagt i Grønland 1954-1979. Efter Strandgaard et al. 1983.	14
Fig. 3 Årsvariation i habitatvalg hos rensdyr ved Sdr. Strømfjord.	15
Fig. 4 Ældre hundyr hviler på en snefane i august 1983. På varme dage søger dyrene ofte op i højtliggende områder på grund af varme og insektplage. Dette dyr er kullet (har ikke gevir).	17
Fig. 5 Om vinteren graver rensdyrene dybe kratere i sneen for at nå ned til fødeplanterne.	20
Fig. 6 Sidst på vinteren dør en del rensdyr af sult. Ofte findes de liggende i sovestilling. Sdr. Strømfjord, august 1983.	21
Fig. 7 Relationerne mellem rensdyr, klimaforhold, vegetation og rovdyr/jagt. Tallene henviser til tekst.	22
Fig. 8 Rensdyrs aktivitetsmønster på Hardangervidda under forstyrrelse og uforstyrret. Data efter Reimers (1980, se Tabel 1).	25
Fig. 9 Svælgbremselarver fundet i svælget på gammel buk, østenden af Kangerluarsunnguup tasersua, Buksefjord.	26
Fig. 10 Efter Bergerud (1980). Faseinddeling er tilføjet. På figuren er forudsat en bæreevne på 2 dyr pr. km ² . Dette vil variere på de forskellige lokaliteter alt efter vegetationens kvalitet som føderessource, men det ændrer i øvrigt ikke ved det principielle i figuren.	29
Fig. 11 Skematisk fremstilling af vandstandsvariationerne ved opdæmnet sø. Tallene 1-4 refererer til zoneringen ved søen (se tekst).	35
Fig. 12 Skematisk fremstilling af vandstandsvariationerne ved neddæmnet sø. Tallene 1-4 refererer til zoneringen ved søbredden (se tekst).	36
Fig. 13 Forskellige dværgbuskheders afhængighed af pil og sne-dækning.	46
Fig. 14 Renbuk i flugt.	47
Fig. 15 Stor renkalv i august. Tasersuaq, Sisimiut/Holsteinsborg.	50

side

Fig. 16	Ung renbuk. Tasersuaq, Sisimiut/Holsteinsborg, august 1982.	51
Fig. 17	Opsprækningszoner ved reservoirsøer kan forhindre rensdyrs passage. Billedet viser sammenstuvet is ved Kangerluarsunnguup tasersua, Buksefjord, juni 1983.	55

Tabeller

Tabel 1	Population activity pattern and maintenance energy cost in reindeer in Hardangervidda (HV) and Svalbard (S).	24
---------	---	----

Appendix

App. 1	Detailkort. Grønlandske rensdyrsbestandes udbredelse. Se i øvrigt Fig. 1.	66
--------	--	----

Resumé

I denne rapport fremlægges resultatet af et litteraturstudie vedrørende rensdyr og miljøeffekter i forbindelse med etablering af vandkraftværker i Grønland.

Rensdyr kræver en væsentlig variation i terrænformer og vegetations typer året igennem. Vinteren er næsten altid en kritisk periode, hvor der til dels tæres på ressourcer akkumuleret i sommerens løb. Laver er den bedste vinterføde. Vinterfødens tilgængelighed og mængde er oftest begrænsende for bestandens størrelse. Områder med tidlig fremvækst af friske planter er overordentlig vigtige for kælvnings succes, og de samme områder opsøges år efter år om foråret.

I sommerperioden følger rensdyrene fremvæksten af planterne i forskellige dele af området. Dyrenes rastløse adfærd er stærkt præget af de gener, som påføres af insekter. Dette har betydning for akkumulering af fedtreserver.

De grønlandske rensdyrbestande er genstand for store svingninger. Disse svingninger følges ikke ad i de forskellige bestande. Rensdyrenes udnyttelse af det enkelte område afhænger af den pågældende bestands status i relation til nævnte bestandssvingninger og af den geografiske placering af føderessourcerne. Sæsonmæssige vandringer mellem sommer- og vinterområder foregår i flere bestande.

De vigtigste negative effekter ved etablering af et vandkraftværk er følgende: 1) Reduktion af det samlede vegetationsareal (føderessourcer), 2) vegetationsændringer og 3) forstyrrelser, herunder blokering af vandringsveje.

For rensdyrbestande betyder dette en reduktion af føderessourcerne og dermed en reduktion af områdets bæreevne. Forstyrrelse påfører rensdyrene et øget energiforbrug samtidig med en formindsket ædetid. Dette forringer dyrenes muligheder for at akkumulere fedtreserver, hvilket i hårde vintre kan øge dødeligheden betydeligt. Dyrenes fedtakkumulering og vækst i sommerens løb har desuden betydning for tidspunktet for kønsmodning og drægtighedsprocent.

Rensdyrenes trækveje påvirkes af transmissionslinier, faste anlæg i snævre passager og forstyrrelser.

Et vandkraftanlæg vil næppe have betydelige positive effekter. På

langt sigt kan det samlede vegetationsareal øges ved neddæmning. Forbedrede adgangsmuligheder til vanskeligt tilgængelige områder kan gøre det lettere at forvalte en bestand fangstmæssigt.

Vurdering af konkrete vandkraftanlægs betydning må bygge på kendskab til de pågældende bestandes tilstand, deres arealudnyttelse og til kvaliteten og lokaliseringen af føderessourcerne. Effekternes omfang bestemmes af, hvor stor en del af det samlede område, der berøres, og dettes betydning for bestanden, samt forstyrrelsernes lokalisering og omfang.

imakarnersiut

nalunaerúme uvane Kalâtdlit-nunâne evrngup nukinganik nukilior-filiornigssamut atatitdlugo tugtunik mingugtitsíssutaussartunigdlo agdlauserissaussartunik pásissagssarsiornerup inernera sarkúmiúne-karpok.

tugtut ukioK ilūngât nunap kâvata ilusê naussuisalo sūssusê avdlángorartorujugssuit najugariumanerussarpait. ukiûnera tamatigungajak atugardliorfiussarpok ilâtigut pigssamautit aussaunerane amerdlísagaussartut nungusagaussardlutik. orssuaussat ukiúkut nerissáuput pitsaunerpât. ukiúkut nerissat tikí kuminássusiat pekássusiatdlo tugtut amerdlássusiánut kigdlilíssûgajugtarput. nunat naussunik naorkânik sujusigsúkut naussokalersartut tugtut piarkinerisa iluagtínigssâpingârdluínartûput, nunatdlo tamáko ukiut tamaisa upernagssákut orni-garnekartarput.

aussaunerane nunap tamatuma avgornerisa ássigíngitsut naussuisa naujartornerat tugtut maligtarissarpât. tugtut erkigsivêrútarnerat sugdlinerit nâgdliugtitsineránit píssutekartartorujugssûvok. tamána tugtut puatdlarsernigssânut malungniutekartarpok.

Kalâtdlit-nunâta tugtuisa amerdlássusê avdlángokátârtorujugssûput. avdlángorarnerit tamáko tugtut amerdlássusíne ássigíngitsune ingiakatigíngitdlat. nunatamik atautsimik tugtut atuinerat tugtut amerdlássusísa avdlángorarnerinut tainekartunut atássutilingmik tugtut amerdlássusiánit tugtutdlo nerissáinik pigssamautekássutsip nu-name sûp tungâne pekarfigissânit aulajangigaussarpok. aussame ukiu-milo najortagkat akornâne ukiup kanok-ilissarnerine nikerarnerit tugtokarfít tugtuine ardlalíkûtâne pissarput.

evrngup nukinganik nukiliorfiliornierme ajokutigssaunerpât má-kûput: 1) nunap naussokarfiata (nerissagssakarfiússusiata) tamarmius-sup migdlisínekarnera, 2) nunap naussuinik avdlángortitsinerit, 3) akornusersuinerit, tamatumûnákutdlo tugtut avkutaísa avssernekartarnerat.

tamána tugtokássusianut isumakarpok tugtunut nerissagssamautit ikilinerat tamatumûnákutdlo nunap tamatuma átássisínaunerata migdlinera. akornusersuinerit tugtut nukingmik atuinerulersísavait tamánalo pekatigalugo pivfigssak nerinermingnut atortagât sivikitdlisitdlugo. tamána tugtut puatdlarsernigssânut periarfigssakitdlisautáusaok ukiordlûnerine tokorartôrujugssuautausínaussumik. âmátaok aussap ingerdlanerane tugtut puatdlarserternerat agdliartortarneratdlo (ineríkiartortarnerat) nulialerfigssânut ilumigtugssartakalernigssânut-

dlo pingârtûput.

tugtut avkutínâve nukiliûtít avkutáinit, itivnerne nerukitsune sa-
naortugkanit uníngavigsunit akornusersuinernitdlo ajokusersugáúsáput.

evrngup nukínganik nukiliorfik angnertûnik iluakutigssartakangâr-
naviángílak. sujúnigssak ungasígsok issígalugo nunap naussokarfia ta-
marmíussok agdlisarnexarsínauvok nunalersuiníkut. nunat tikíkumináitsut
tikíkuminarsagaunere tugtúniarnerup tungâtigut tugtokássusermik nákti-
giuminarsautausínáuput.

Summary

In this publication the result of a survey of literature concerning caribou and environmental effects establishing hydro power plants in Greenland is reported.

Caribou demand much variation in terrain forms and vegetation type the year round. Winter is a critical period, when resources accumulated during summer are used to a high degree. Lichens are the best winter food. The availability and amount of winter food is most often limiting the population size. Areas with early growth of fresh, green plants are extremely important for the success of calving and the same areas are visited in spring year after year.

In summer the caribou follow the growth of plants in different parts of the area. The restless behaviour is strongly influenced by the activity of insects. This has an important impact on the accumulation of fat resources.

The caribou populations in Greenland undergo strong fluctuations. The fluctuations do not follow each other in different populations. The use of the caribou of the area depend on the current status of the population and the geographical location of the food resources in relation to the fluctuations of population size. Seasonal migrations are going on in several populations.

The most important negative effects of establishing hydro power plants are expected to be the following: 1) Reduction of total vegetational area (food resources), 2) vegetation changes and 3) disturbances, including impoundment of migration routes.

With regard to caribou populations this means reduced amounts of food resources and thereby a reduction of the carrying capacity. Disturbances cause stronger energy-expense and diminished eating time. This deteriorates the possibilities of accumulating fat reserves, which in hard winters can increase the mortality significantly. Fat accumulation and growth in summer are important for the age of maturity and pregnancy.

The migration routes are influenced by transmission lines, buildings in passes and disturbances.

A hydro power plant can hardly be expected to have important positive effects. In the long run the total vegetation area might be increased by

lowered water level in lakes. Better possibilities of getting into the area might make management of the caribou population easier.

Evaluation of the effects of a certain hydro power project must build on knowledge of the state of the population, its use of the area, and the quality and localization of food resources. The degree of the effects is determined by the size of the total area flooded or changed and the localization and amount of disturbances.

1. Indledning

Siden 1974 har Grønlands Tekniske Organisation og Grønlands Geologiske Undersøgelse foretaget undersøgelser af mulighederne for etablering af vandkraftanlæg i Grønland. I 1982 blev undersøgelserne udvidet til også at omfatte miljøet. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser står for disse undersøgelser.

Ved Sisimiut/Holsteinsborg, ved Nuuk/Godthåb og ved Paamiut/Frederikshåb findes vandkraftpotentialer i områder med rensdyrbestande, og det blev besluttet at udføre undersøgelser af disse med henblik på at vurdere de eventuelle vandkraftanlægs betydning for rensdyrene.

Arbejdet består i feltundersøgelser i de aktuelle områder og i litteraturstudier. Denne rapport er resultatet af et litteraturstudie omfattende baggrundsviden om rensdyr og miljøeffekter i forbindelse med etablering af vandkraftværker. Resultater af feltundersøgelserne fremlægges sammen med de øvrige miljøundersøgelser i særskilte rapporter hvert område for sig (f.eks. GF 1983 a, b, c).

Rapporten består af fire dele, hvor 1. del sammenfatter eksisterende viden om rensdyr i Grønland, mens 2. del beskriver, hvorledes et vandkraftanlæg griber ind i rensdyrenes livsbetingelser. I 3. del behandles den biologiske betydning af indgrebene, og endelig behandles mulighederne for at afbøde miljøeffekter i rapportens 4. del.

De emner, der behandles i rapportens første del, er valgt med henblik på at give baggrund for forståelse af de problemstillinger, der rejses i rapportens 2. del. Forhold i naturen, som er analoge med de problemer, som vandkraftværker kan påføre rensdyrbestande, er behandlet særlig udførligt.

1.1. Rensdyrets udbredelse i Grønland

De grønlandske vildrener antages at være indvandret fra Nordamerika, og det er den samme race som i USA og Canada benævnes caribou, nemlig *Rangifer tarandus groenlandicus* Gmlin.

Herudover findes bestande af forvildede tamrener flere steder i Grønland (se Strandgaard et al 1983). Disse stammer alle fra de tamrener (*Rangifer tarandus tarandus* L.), som i 1952 blev indført fra Norge til Itinnera i Godthåbsfjorden (Lassen & Aastrup 1981), hvor der nu drives rendrift af et lokalt andelsselskab. Desuden findes en lille tamrendrift ved Narssaq.

I praksis vil det i langt de fleste tilfælde være vanskeligt at afgøre, om et individ stammer fra tam- eller vildrener. Den individuelle variation i såvel gevirets udformning som pelsens farvetegning er så stor hos begge racer, at analyse af blodet vil være nødvendig for at skelne dem fra hinanden. Videre er der sket en sammenblanding af vild- og tamrener. Visse træk, som forekomsten af hvide dyr og hvide tegninger i hovedet eller hvide pletter i pelsen, vil dog pege i retning af tamrenoprindelse.

Alle vild- og tamrenbestandes udbredelse er vist på Fig. 1. De vigtigste bestande er Nassuttuup nunaa-, Sisimiut-, Nuuk- og Ameralik-bestandene. De øvrige bestande blev i 1982 skønnet til at være under 1000 dyr (Strandgaard).

Udbredelsen af en del af de grønlandske rensdyrbestande pr. 1982 er nærmere angivet i Appendix 1.

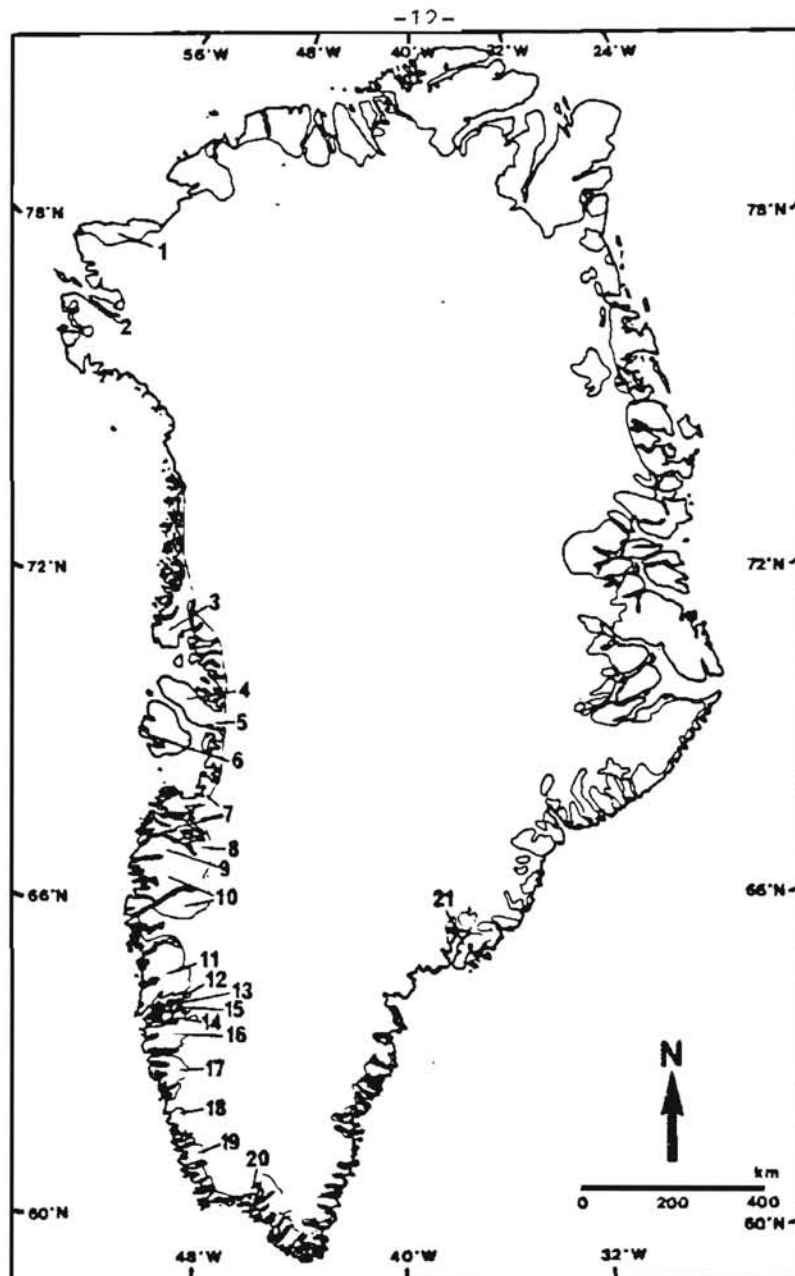


Fig. 1. De grønlandske rensdyrbestande pr. marts 1982. Detaljerede kort for 4-19 findes i Appendix 1. Kilde: Strandgaard et al. 1983.

- | | |
|---|--|
| 1. Inglefield Land, meget lille bestand. | 11. Nuuk, 6700, marts 1982. |
| 2. Olrik Fjord - udsatte tamrener. Meget lille bestand. | 12. Qeqertarssuaq - udsatte tamrener. |
| 3. Nunavik, meget lille bestand. | 13. Qoornuup qeqertarsua - udsatte tamrener. |
| 4. Nuussuaq/Saqqaq, ca. 20 dyr, sommeren 1980. | 14. Itinnera - tamrendrift. |
| 5. Nuussuaq/Qeqertap ilua - udsatte tamrener, ca. 250 dyr, sommeren 1980. | 15. Kangerlupiluk - tamrendrift. |
| 6. Qeqertarssuaq - udsatte tamrener, ca. 190, sommeren 1980. | 16. Ameralik - vis sammenblanding med tamrener. 2100, marts 1983. GF 1984. |
| 7. Qasigiannnguit - Nassuttooq, ca. 100, marts 1982. | 17. Sermilik, 300, marts 1982. |
| 8. Eqaalummiut nunaat, ca. 500, marts 1982. | 18. Qassit, 200, marts 1982. |
| 9. Nassuttuup nunaa, 2300, marts 1982. | 19. Neria, 400, sommeren 1980. |
| 10. Sisimiut, 3000, marts 1982. | 20. Qingua - tamrendrift, 600 dyr. |
| | 21. Tasiilaq - udsatte tamrener, 80 dyr, sommeren 1980. |

1.2. Rensdyrenes fangstmæssige betydning

Rensdyret er det eneste landdyr, der indtager en central stilling som jagtobjekt og kødresource. På trods af fangererhvervets tilbagegang spiller rensdyret stadig en væsentlig rolle i visse af de områder, hvor det er udbredt. På Fig. 2 er vist fangsttallene for de tre vigtigste områder, Maniisq, Nuuk og Sisimiut.

Alene af den grund at rensdyr er fredet det meste af året, er ingen fangere totalt afhængige af renfangsten. Fangsten er fordelt over et meget stort antal personer, for hvem den i visse områder udgør et betydeligt tilskud til privathusholdningen, ligesom en del kød sælges "på brædtet". På grundlag af fangstlisterne og de officielle statistikker (Ministeriet for Grønland, 1981) kan det beregnes, at i årene 1978, 1979 og 1980 indhandles kun henholdsvis ca. 25%, ca. 17% og ca. 15% af kødet til KGH og private virksomheder.

Personer, der er i besiddelse af bevis med angivelse af, at de driver jagt og fangst som hovederhverv, har ret til frit at drive rensdyrjagt i jagttiden fra 10. august til 25. september. Personer, der driver jagt og fangst som bierhverv, har ret til at nedlægge 8 rensdyr pr. husstand. Endelig må fritidsjægere samt danske statsborgere med fast bopæl i Grønland nedlægge 3 dyr pr. husstand. Rensdyrkød kan således udgøre et betydeligt tilskud til husholdningen i områder, hvor der er væsentlige rensdyrbestande. Under særlige omstændigheder såsom længere tids misfangst og/eller isproblemer for fiskeriet kan landsstyremedlemmet for erhvervsmæssige anliggender tillade en begrænset rensdyrjagt i enkelte kommuner i tiden mellem 1. marts og 15. marts for fiskere og fangere.

Antallet af rensdyr og bestandenes status i de forskellige områder svinger betydeligt, og det er derfor en ustabil kødresource. Bestands-svingningerne afspejler sig i udbyttetallene. Fig. 2 viser udbyttet i perioden 1954-79.

Figuren er baseret på fangstlister og behæftet med en del usikkerhed. Tallene må anses at være minimumstal, da der visse år kan mangle opgivelser fra enkelte bygder, og der desuden foregår ulovlig jagt af ukendt omfang. Videre spiller forhold som vejrliget i jagtsæsonen muligvis ind på jagtintensiteten. Eksempelvis skal den store nedgang i udbyttet i 1972 næppe betragtes som udtryk for en bestandsnedgang. Her må ukendte faktorer have spillet ind på fangstopgivelserne eller på jagttrykket.

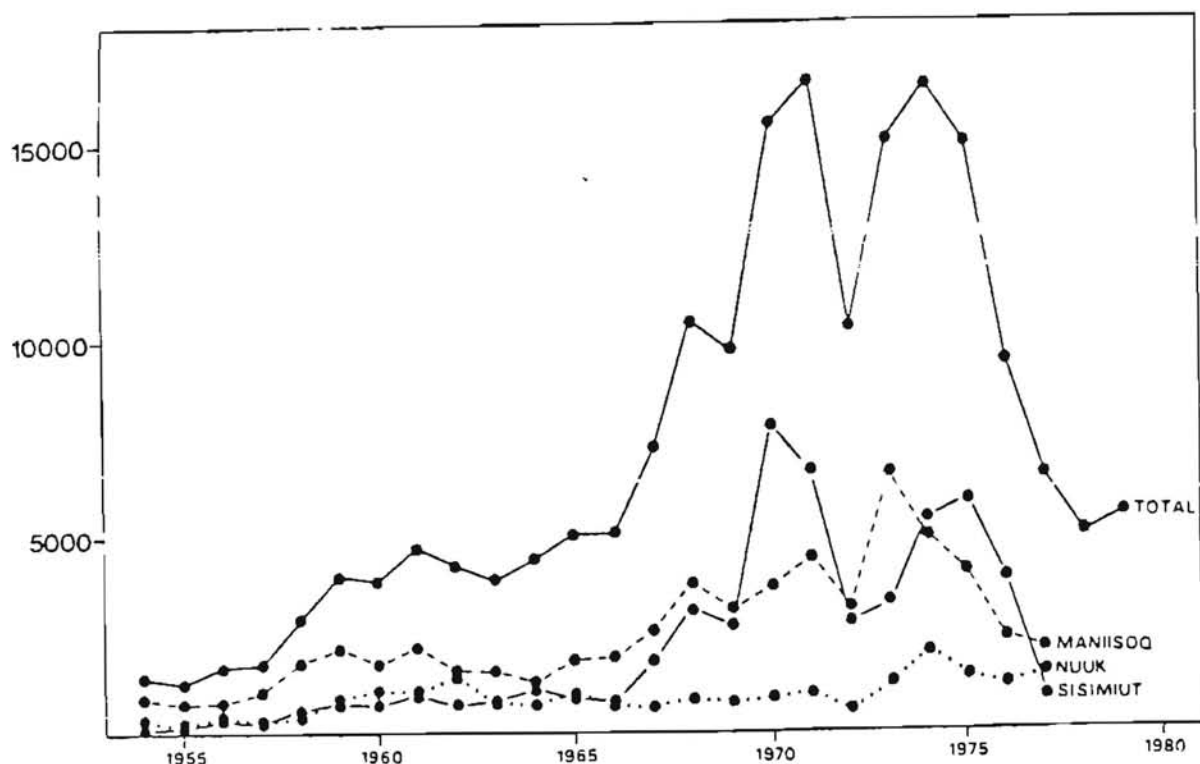


Fig. 2. Udbytte af rensdyrjagt i Grønland 1954-1979. Efter Strandgaard et al. 1983.

Vildtbiologisk Station, Kalø, har med baggrund i undersøgelser i perioden 1977-1983 udarbejdet forslag til en fremtidig forvaltning af de grønlandske rensdyrbestande (Strandgaard et al. 1983), og dette vil formentlig på længere sigt kunne bidrage til en vis stabilisering af bestandene.

1.3. Rensdyrenes habitatvalg og -krav året igennem

Dette afsnit bygger på resultater af undersøgelser i Sisimiut-bestanden i perioden 1977-83 (Thing 1981, Holt 1981) suppleret med data fra Nord-skandinavien og Nordamerika. Der lægges vægt på de forhold og begivenheder (kælvning, brunst, sne etc.), som dyrene møder på forskellige årstider. Hver årstid behandles for sig, idet rensdyrenes valg af vegetationstyper varierer betydeligt året igennem, som det fremgår af Fig. 3.

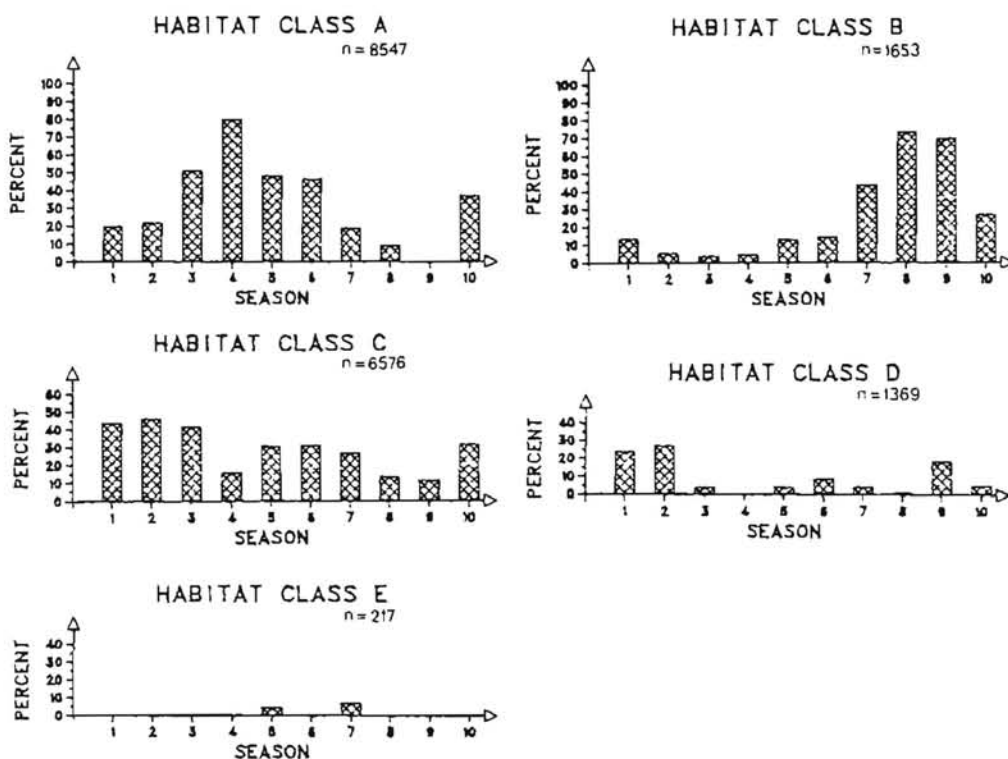


Fig. 3. Årsvariation i habitatvalg hos rensdyr ved Sdr. Strømfjord. Tallene 1-10 refererer til: 1) forårsvandring 26. april - 21. maj, 2) før-kælvning 22. maj - 28. maj, 3) kælvning 29. maj - 23. juni, 4) efter-kælvning 24. juni - 7. juli, 5) sommerspredning 8. juli - 31. august, 6) efterårsvandring 1. september - 9. oktober, 7) brunst 10. oktober - 4. november, 8) tidlig vinter 5. november - 15. december, 9) midtvinter 16. december - 15. marts og 10) sen-vinter 16. marts - 25. april.

Habitat class A = forskellige kær-typer
 - B = forskellige rige dværgbuskhedetyper
 - C = forskellige fattige dværgbuskhedetyper
 - D = tørre skråninger med *Kobresia myosuroides*, *Salix glauca* og *Carex supina*
 - E = fjeldmark

Efter Thing (1981)

1.3.1. Forår

Kælvningen finder i Sisimiut-bestanden sted i perioden 29.5. - 23.6., og i Ameralik-bestanden tyder foreløbige undersøgelser på et lidt tidligere tidspunkt. De drægtige hundyr vender tilbage til de samme områder år efter år. Kælvningsområder er karakteriseret ved at være tidligt snefrie og med tidlig fremvækst af friske næringsrige skud og spirer. Kærområder er således særdeles vigtige. Kuropat & Bryant (1980) mener, at renerne selekterer nyligt fremkomne blade og skud for at undgå tanniner og andre sekundære plantestoffer samt for at få et højt næringsindhold i forhold til den indtagne fødemængde. Dette er vigtigt, fordi kælvningstiden er kritisk for nyfødte kalve og deres mødre og for drægtige dyr. Efter vinteren er dvrene ofte i en tilstand af underernæring, og dette i forbindelse med øget fysiologisk pres på grund af mælkeproduktion gør det særdeles vigtigt, at der er rigelig føde tilgængelig. I modsat fald kan man forvente en øget kalvedødelighed. Kalvedødeligheden er i de fleste bestande ganske betydelig i det første leveår. Westerling (1971) angiver, at ca. 30% af de levendefødte kalve i Nordsverige ikke når at blive 1½ år, og Skjenneberg & Slagsvold (1968) angiver et tab på 10 - 20% som normalt på sommerområdet i tamrendrifter i Norge. Thing (1982) har for Sisimiut-bestanden fundet en reduktion af kalveandelen på 60% i løbet af det første leveår. Væsentlige årsager til kalvedødelighed er dårligt vejr umiddelbart efter fødselen og moderdyrs dårlige ernæringsmæssige tilstand.

1.3.2. Sommer

Rensdyr er meget selektive i deres fødevalg, og dette giver sig bl.a. udslag i en stadig søgen efter specielle fødeplanter (Gaare & Skogland, 1975). Den rastløse adfærd forstærkes i varme perioder yderligere af, at rensdyrene da er stærkt generet af varmen og af insekter (stikmyg (*Culicidae*), kvægmyg (*Simuliidae*), hudbremsen (*Oedemagena barandi*) og svælgbremser (*Cephenomyia trompe*)) og derfor vandrer meget rundt. Ofte trækker dyrene op i højtliggende områder på snefaner eller til vindeksponerede steder, hvor insekterne ikke er aktive. Alt i alt er disse aktiviteter meget energikrævende. Reimers (1978) fandt, at rensdyr på Spitsbergen, hvor der ikke er insekter, går ca. 5 km/dag, mens rensdyr i Norge kan gå op til 30 - 50 km/dag, når der er stærk insektplage. White (1978) har vist, at ved mild insektplage kan rensdyrs stofskifte være 2,5 x hvilestofskifte, mens det ved uforstyrret fouragering kun er 1,6 x hvilestofskifte. Det meste af øgningen skyldes, at dyrene går mere under insektplage. Insektplagen påfører således rensdyrene et stort energiforbrug samtidig med, at den tid, der er tilbage til fouragering og øvrige aktiviteter, reduceres.



Fig. 4. Ældre hundyr hviler på en snefane i august 1982. På varme dage søger dyrene ofte op i højtliggende områder på grund af varme og insektplage. Dette dyr er kullet (har ikke sat gevir).

Reimers (1980) har undersøgt aktivitetsmønstret hos rensdyr på Svalbard, hvor der ikke er forstyrrende insekter og på Havdangevidda, hvor der er insektplage om sommeren. Det viste sig, at rensdyr fouragerede 11 - 25% mindre og hvilede 4 - 24% mindre end rensdyr på Svalbard. Desuden brugte dyrene fra 4 - 18% mere tid på energikrævende aktiviteter som gang, løb og andet.

Thing (1981) har fundet, at dyrene i vid udstrækning foretrækker kær med kæruld (*Eriophorum sp.*), engrapgræs (*Poa pratensis*), rørhvene (*Calamagrostis sp.*) og blågrå pil (*Salix glauca*). Dværgbuskhede med dværgbirk (*Betula nana*), rørhvene og engrapgræs var ligeledes vigtige. Fjeldmarksområderne er derimod af ringe fødemæssig værdi, men de har betydning for muligheden for at undgå varme- og insektgener.

Om sommeren opholder rensdyrene sig ofte i fjeldmarksområder i dagtimerne, hvorfra de trækker ned til lavereliggende kær områder for at fouragere om aftenen og natten.

I Sdr. Strømfjord viste det sig, at dyrene i høj grad selekterede nye, friske skud. Det gav sig bl.a. udslag i, at fourageringsområderne skiftede fra lavtliggende sydeksponerede områder om foråret til højtliggende nord-eksponerede områder sidst på sommeren. Derved fulgte de fremkomsten af friske planteskud.

Skogland (1980) har påvist, at rensdyr i apline områder i Norge er mere selektive i fødevalg end tundrarener ved Prudhoe Bay i Alaska, hvor dyrene åd forskellige planter i forhold til deres udbredelse. Dette tolkes som en tilpasning til, at vegetationen er mindre produktiv ved Prudhoe Bay, og selektering ville kræve en så lang fourageringstid, at energi- og næringsbehov ikke ville kunne opfyldes. Særlig diegivende hundyr minimerede fødesøgningstiden.

Det er vigtigt for rensdyr at opnå vækst og akkumulering af fedtreserver i løbet af sommeren. Dette gælder både med henblik på at klare vinteren og af hensyn til produktionen af kalve. Dette er undersøgt nærmere af Thomas (1982), der i en undersøgelse af sammenhængen mellem kropsvægt og drægtighedsprocent fandt, at der til et fald i kropsvægt fra ca. 59 kg til ca. 55 kg svarede et fald i drægtighedsprocent fra ca. 90% til ca. 5%. Tilsvarende bratte fald blev fundet for andre parametre for ernæringstilstanden.

1.3.3. Efterår

Brunsten foregår om efteråret (10.10. - 4.11. i Sisimiut-bestanden), hvor specielt de ældre bukke kun indtager en ringe mængde føde. Undersøgelser i Skandinavien har vist, at næsten alle hundyr over 1 år befrugtes, og i særlig gode områder befrugtes endda årskalve (Skjenneberg og Slagsvold, 1968). Drægtighedsprocenten er dog som nævnt meget afhængig af forholdene om sommeren.

Ældre bukke tærer ofte så meget på reserverne under brunsten, at de, allerede inden vinteren sætter ind, har opbrugt de fleste reserver. Vinterdødeligheden er derfor ofte relativt stor hos de ældre bukke (Leader - Williams & Ricketts, 1981).

Så længe græsser, starer og visse urter er friske og grønne, foretrakkes disse. Thing fandt, at kær og dværgbuskheder var af væsentlig betydning.

Hen mod slutningen af efteråret går renerne mere og mere over til at æde laver og/eller skud og stedsegrønne urter, som stilkfladstjerne (*Stellaria longipes*).

1.3.4. Vinter

Sneforholdene er af væsentlig betydning for tilgængeligheden af vinterføden. Snelagets tykkelse og/eller hårdhed kan i vanskelige tilfælde hindre dyrene i at nå ned til føden (Shogland, 1978). Ofte kræves mere energi til at grave i sneen, end der opnås ved at æde de fremgravede planter. Roly (1980) fandt, at rensdyr fra Sisimiut-bestanden tilbragte mere tid liggende inaktivt sidst på vinteren end en bestand i Alaska. Dette tolkes som en tilpasning til de dårlige vinterfødemuligheder i Sisimiut-området sammenlignet med forholdene i området i Alaska er så dårlige, at det giver under-skud at finde og fremgrave føden.



Fig. 5. Om vinteren graver rensdyrene dybe kratere i sneen for at nå ned til fødeplanterne.

Snefrie flader og områder med ringe snedække foretrækkes. Ofte udnyttes toppe, hvor sneen er blæst af først. Når disse ressourcer er opbrugt, begynder dyrene at udnytte de mere snedækkede lavninger. Dette mønster reducerer energiforbruget ved fødesøgning. Pruitt (1979) samt Laperriere og Lent (1977) har vist, at rensdyr fortrinsvis graver fødekratere i sneen, hvor snelaget er tyndest. Sidstnævnte refererer Pegau, at 50 - 60 cm tykt snelag udgør en øvre grænse, og at islag ikke må overskride 4 - 5 cm. Findes både sne- og islag, opgives stedet ved mindre værdier. Dette har en speciel betydning i områder, som hyppigt udsættes for føhnvinde med overisninger til følge. Den manglende forekomst af rensdyr i det sydligste Grønland kan muligvis henføres til de hyppige føhnstorme i denne del af Grønland.

Hyvärinen *et al.* (1977) har undersøgt ernæringens og årstidernes indflydelse på mineralstatus hos rensdyr og fundet, at dyrene i vid udstrækning resorberer mineraler fra skelettet under vanskelige vinterforhold. Den forskel mellem drægtighedsprocent om efteråret og om foråret, der oftest observeres, har formodentlig også en sammenhæng med vanskelige vinterforhold og skyldes primært resorption af fostre og abortering. Hen på

senvinteren og om foråret er ofte opstået et underskud af mineraler. Senvinteren er derfor en særdeles kritisk tid ikke mindst for kalvene fra det foregående år.

Laver er en god energikilde om vinteren, men de er fattige på proteiner og mineraler (Skjenneberg & Slagsvold, 1968). De vigtigste laver er af slægten *Cladonia*, *Stereocaulon* og *Alectoria*. På lokaliteter, hvor der ikke findes lav, udnyttes andre fødeplanter, som oftest er af ringere kvalitet, bl.a. dværgbuskheder med dværgbirk, stilkfladstjerne, græsser og starrer. White & Trudell (1980) har i Alaska observeret, at rensdyr undgår områder præget af visne græsser. Fra Sydgeorgien har man et eksempel på, at rensdyrene efter at have overgræsset laverne begyndte at udnytte en rapgræs, som faktisk giver føde af bedre kvalitet end lav (Leader - Williams, 1980). På den nordlige halvkugle kendes ikke bedre vinterføde end laver.

1.4. Bestandssvingninger

Det er karakteristisk, at de grønlandske rensdyr i lighed med en lang række andre arktiske pattedyrbestande svinger betydeligt i antal. I følge Vibe (1967) har hver periode en varighed af ca. 60 år, hvor hver periode starter med et langt tidsrum, hvor antallet af dyr er meget lille. Herefter vokser bestanden i løbet af få år til et højt niveau, som efterfølges af en brat nedgang. Seneste top var omkring 1970, da der menes at have været ca. 100.000 dyr. I 1982 var bestanden faldet til ca 15.000 dyr (Thing, 1982).

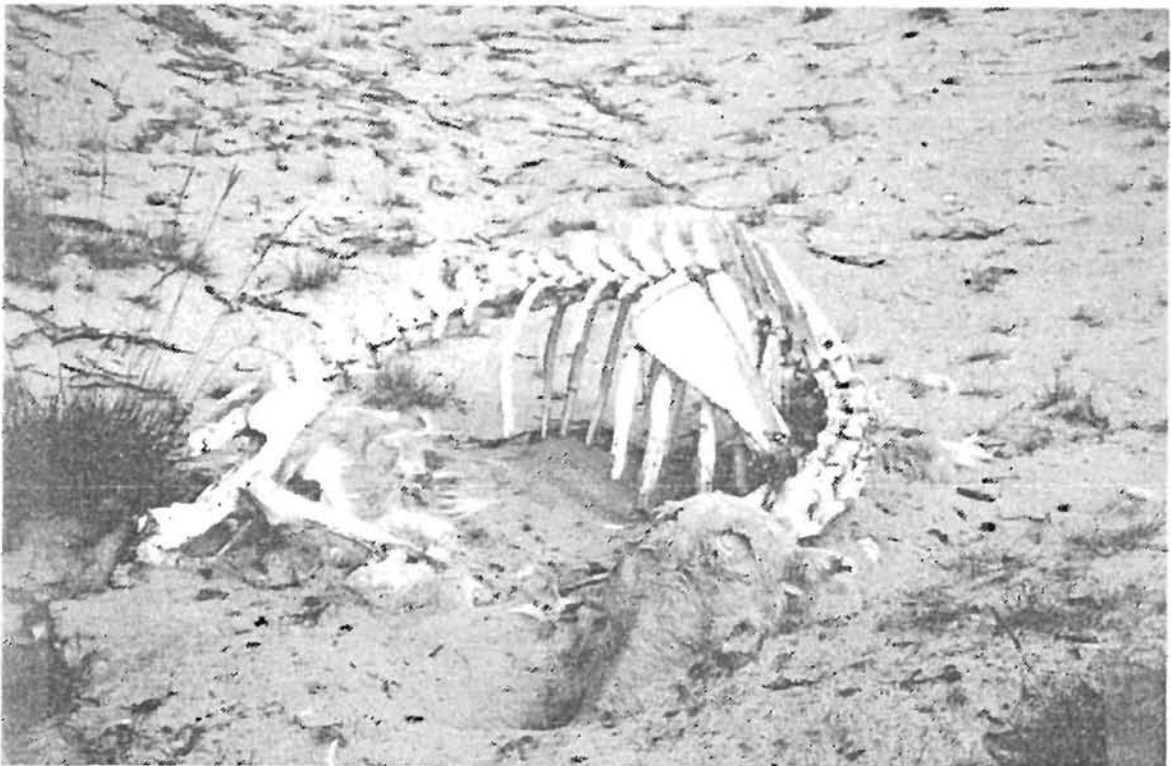


Fig. 6. Sidst på vinteren dør en del rensdyr af sult. Ofte findes de liggende i sovestilling. Sdr. Strømfjord, august 1983.

For at anskueliggøre baggrunden for disse bestandssvingninger gennemgås her en simpel model af relationerne mellem vegetation, klimaforhold og rensdyr.

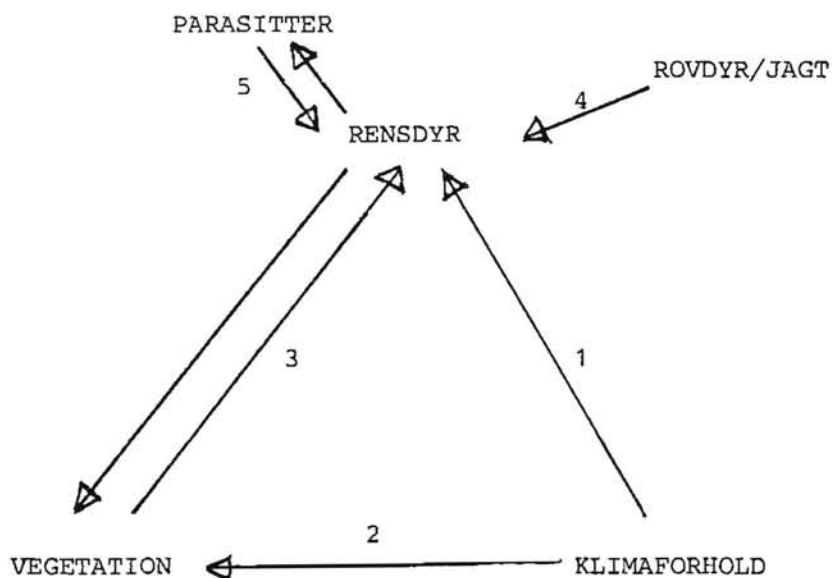


Fig. 7. Relationerne mellem rensdyr, klimaforhold, vegetation og rovdyr/jagt. Tallene henviser til tekst.

1. Klimatiske forhold/rensdyr

De klimatiske forhold opvirker primært rensdyrene på to felter:

1) Om vinteren er fødeplanternes tilgængelighed for rensdyrene afhængig af snelagets tykkelse og hårdhed. Disse to faktorer kan hver for sig eller i kombination forhindre rensdyrene i at nå ned til føden med katastrofale følger for rensdyrene. 2) Nyfødte kalves overlevelse er i høj grad bestemt af vejrforholdene i kælvningsperioden. Regn og kraftig vindpåvirkning kan forårsage stor kalvedødelighed.

2. Klimatiske forhold/vegetation

Den naturlige vegetation er resultatet af en lang proces, hvor forskellige plantesamfund har afløst hinanden. Vigtige faktorer i denne proces er jordbundens egenskaber og de klimatiske forhold, som både har indflydelse på, hvilke planter der kan gro i et givet område, og for hvilke plantesamfund, der opstår. Generelle klimaændringer kan forårsage vegetationsændringer.

For den enkelte plante eller planteart har de skiftende klimatiske forhold fra år til år betydning for planternes produktion. Korte og kølige somre vil normalt give en lav produktion, mens lange og varme somre vil give en høj produktion. Rensdyrenes føderessourcer bestemmes således i høj grad af klimaforhold.

3. Rensdyr/vegetation

Der er mange undersøgelser af vekselvirkningen mellem rensdyr og vegetation. I Grønland er der foretaget undersøgelser i Sisimiut-bestanden (Holt 1980, Thing 1981). Som eksempel på rensdyrenes påvirkning af vegetationen kan nævnes overgræsning af lavheder og udvikling af de såkaldte "rapgræs-golfbaner" ved Sdr. Strømfjord. Her har rensdyrenes græsning fremkaldt en helt speciel vegetationstype. Se endvidere afsnit

4. Jagt/rensdyr

Betydningen af jagten skal ses i sammenhæng med produktionen i bestanden og bestandens størrelse i forhold til områdets bæreevne. I visse områder hindrer et højt jagttryk tilvækst i bestanden, skønt der er potentielle muligheder for en større bestand. I andre områder er jagttrykket så lavt i forhold til produktionen i bestanden, at der forekommer overgræsninger, når bestanden overstiger bæreevnen. Disse bestande er karakteriseret ved kraftige bestandssvingninger. Endelig er der bestande, hvor jagten tilsyneladende medvirker til en stabilisering omkring områdets bæreevne, og hvor føderessourcerne således udnyttes optimalt.

5. Parasitter/rensdyr

Ved indførslen af tamrener til Grønland blev to parasitter, hudbremse (*Oedemagena tarandi*) og svælgbremse (*Cephenomyra trompe*) indslæbt. De er nu begge udbredte hos vildrenerne på renernes fourageringstid og mulighed for fedtakkumulering. Der er således en del, der tyder på, at bremserne ved deres forstyrrende aktivitet forhindrer rensdyrene i at udnytte de potentielle sommerføderessourcer, som ellers kunne have været anvendt til fedtakkumulering. I Sdr. Strømfjord havde hundyr med kalv sjældent et fedtlag af betydning sidst på sommeren, og dette kan tænkes at være en væsentlig del af årsagen til de hyppige vinterdødsfald i denne bestand (H. Thing, pers. medd.).

Som nævnt er der i Grønland indikationer for, at hud- og svælgbremse indvirker på rensdyrenes vinteroverlevelse gennem deres indflydelse på

rensdyrenes muligheder for at akkumulere fedtreserver i løbet af sommeren. Reimers (1980) har sammenlignet tids- og energiforbruget for forskellige aktiviteter hos henholdsvis uforstyrrede rensdyr på Svalbard og insekt- og vandrerforstyrrede rensdyr på Hardangervidda i Norge. Tallene er opstillet i nedenstående Tabel 1 og i Fig. 8, som viser aktivitetsmønstret på Hardangervidda for henholdsvis forstyrrede og uforstyrrede rensdyr. Den store forskel i tid anvendt på energioptagelse og på energiforbrugende aktiviteter er tydelig.

Tabel 1.

ACTIVITY		SUMMER				WINTER				ACTIVITY COST AS MULTIPLE OF FMR ²
		ACTIVITY DISTRIB.% ¹		ACTIVITY COST (kcal)		ACTIVITY DISTRIB.% ¹		ACTIVITY COST (kcal)		
		HV	S	HV	S	HV	S	HV	S	
GRAZING	Harassed	36.6		1082						
	Non-harassed	50.8	61.7	1502	1953	47.3	61.1	1398	1934	1.59 ⁴
	Mean ³	47.0		1389						
LYING WITH RUMINATING	Harassed	9.9		232						
	Non-harassed	29.7	34.0	696	853	37.8	33.6	885	843	1.26 ⁴
	Mean	24.4		572						
WALKING	Harassed	21.8		811						
	Non-harassed	11.4	3.7	424	147	5.8	3.5	216	139	2.00 ⁵
	Mean	14.2		528						
STANDING	Harassed	14.9		305						
	Non-harassed	5.0	0.6	102	13	6.2	1.7	127	37	1.10 ⁶
	Mean	7.7		157						
OTHER, MOSTLY RUNNING	Harassed	16.9		2513						
	Non-harassed	2.9	0	431	0	3.0	0	446	0	8.00 ⁷
	Mean	6.7		996						
TOTALS	Harassed	100.1		4943						
	Non-harassed	100.0	100.0	3155	2966	100.1	99.9	3072	2953	
	Mean	100.0		3642						
MULTIPLE of FMR	Harassed			2.66						
	Non-harassed			1.70	1.49			1.65	1.48	
	Mean			1.96						

¹ Data from Thomson (1971, 1973), Skogland (1974) and Kastnes (1979).

² $FMR = 97 \times W^{0.75}$, (McEwan 1970).

³ Calculated on the assumption that the animals are harassed 27% of the time in the summer growth season by insects (Thomson 1973, Tabs 3, 4) and hunters and hikers. Values are adjusted to equal 100%.

⁴ Graham (1964).

⁵ Guesstimate in this study.

⁶ Crampton and Harris (1969).

⁷ Estimated by Moen (1973) from data in Hammel (1962) and Crampton and Harris (1969).

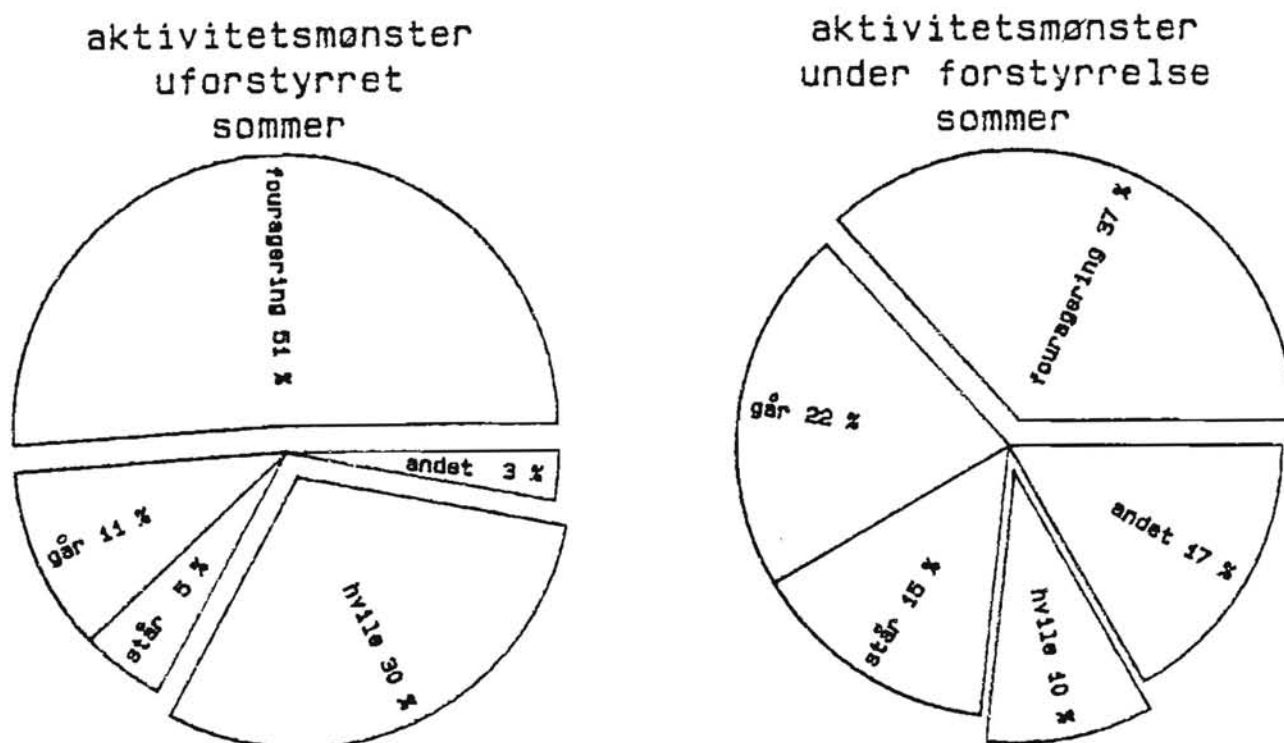


Fig. 8. Rensdyrs aktivitetsmønster på Hardangervidda under forstyrrelse og uforstyrret. Data efter Reimers (1980, se Tabel 1).

Der er en betydelig forskel mellem den tid, der anvendes på energioptagende aktiviteter (græsning og hvile med drøvtygning) og de energiforbrugende aktiviteter (gang, ståen og løb). Det ses, at energiforbruget hos forstyrrede bestande er mellem 1,3 og 1,6 gange større end hos uforstyrrede bestande. Den relativt korte tid til fouragering afspejler sig i en lavere vægtøgningssrate. På Svalbard øges dyrenes vægt i gennemsnit 141 g/dag mod kun 62 g/dag på Hardangervidda. Dette modsvares af et betydeligt større vintervægttab på Svalbard på grund af vinterfødens ringe kvalitet. Alligevel er der 5,7 dyr/km² på Svalbard, mens der kun er 1,8 på Hardangervidda. Reimers konkluderer, at aktivitetsmønstret måske snarere end fødemængden er bestemmende for dyrenes vækst og fedtakkumulering.

Normalt regner man med, at sommergræsningsområder ikke begrænser rensdyrbestandes vækst. Derimod ser det ud til, at forstyrrelser fra insekter kan være begrænsende ved at forårsage en reduktion af den tid, der er til

rådighed for fouragering og drøvtygning. Bestande, der er udsat for forstyrrelser, har derved en ringere vinteroverlevelseschance end uforstyrrede bestande, hvis der er utilstrækkelige vinterføderessourcer, og der ikke har været mulighed for akkumulering af fedtreserver. Dette gør sig netop gældende i Sisimiutbestanden.



Fig. 9. Svælgbremselarver fundet i svælget på gammel buk, østenden af Kangerluarsunnguup tasersua, Buksefjord, 6. juni 1983. I alt fandtes 105 larver.

Ved et områdes bæreevne forstås således det antal dyr, som områdets fødeproduktion på længere sigt kan opretholde. For rensdyr beregnes bæreevnen sædvanligvis som et antal individer pr. km^2 effektiv græsningsflade. Ved effektiv græsningsflade forstås det samlede forekomstområdes areal fratrukket søer, barfjeld, gletscher o.a., som ikke er dækket af vegetation. Bæreevnen er bl.a. afhængig af vegetationens produktionsforhold. Man kan få et begreb om størrelsesordenen ved at sammenligne med Sydnorge, hvor man regner med overgræsningsproblemer, når der er flere end 2 rensdyr/ km^2 eff. græsningsflade og på Svalbard 4 - 5,6 rensdyr/ km^2 eff. græsningsflade. På de canadiske, arktiske øer nord for fastlandet angives 0,01 - 1,6 rener/ km^2 eff. græsningsflade (Reimers, 1977). Klein (1968) har rapporteret, at en bestand på St. Matthew Island ved Alaska kom helt op på 17,5 rener/ km^2 eff. beiteflade. Dette førte til svær overgræsning, hvorefter bestanden uddøde. For tamrenbestanden ved Itinnera er anbefalet 1,5 dyr/ km^2 vinterbeite (Aastrup, 1978). For Sisimiut-bestanden blev det vurderet, at en tæthed mindre end 1 dyr pr. km^2 eff. græsningsflade på vinterområdet stadig hindrede reetablering af vinterressourcerne efter alvorlig overgræsning. På sommerområdet oversteg bestanden med 4 rener/ km^2 eff. græsningsflade ikke bæreevnen. Da bestanden var på sit højeste omkring 1970, var der sandsynligvis 25 dyr/ km^2 på sommerområdet (Thing, 1981).

Bæreevnen er ikke en konstant, men varierer gennem tiden med skiftende klimaforhold, med lokalitet og med udnyttelsesgrad. I langt de fleste tilfælde vil det være vinterforholdene, der er kritiske.

Spørgsmålet om, hvad der er årsag til bestandssvingningerne i de grønlandske rensdyrbestande, er blevet angrebet fra to vinkler af henholdsvis Vibe (1967, 1982) og af Vildtbiologisk Station, Kalø (Thing, 1981; Strandgaard et al., 1983, o.a.).

Vibe betragter klimasvingninger som den afgørende faktor gennem deres betydning for plantevækstens produktion og tilgængelighed. Denne teori kaldes i det følgende klimateorien og lægger især vægt på tæthedsuafhængige faktorer. I ugunstige klimaperioder antages planteproduktionen at falde så kraftigt, at rensdyrbestanden på kort tid overgræsser vegetationen, hvorefter bestandsstørrelsen falder brat. I ugunstige klimaperioder er ekstreme sne og/eller isforhold desuden hyppigere end normalt og kan da være katastrofale særlig for mindre bestande i begrænsede områder. Omfattende

sultedød og i værste fald udslettelse af bestanden kan være resultatet heraf. Fraværet af rensdyrbestande i mindre isolerede områder, som ser ud til at være egnede for rensdyr, kan antagelig sættes i forbindelse med dette forhold.

I delvis modsætning til klimateorien har Strandgaard et al. og Thing taget udgangspunkt i relationen mellem rensdyr og vegetation uden dog at lade de klimatiske forhold ude af betragtning. Konklusionen på undersøgelsen var, at antallet af rensdyr i sig selv er i stand til at afstedkomme overgræsning af vinterområderne, mens de klimatiske forhold tænkes at have indflydelse på periodiciteten gennem deres betydning for regenerations-hastigheden af lavdækket. Teorien kaldes i det følgende overgræsningsteorien og tillægger de tæthedsafhængige faktorer den største rolle.

Ugunstige klimaforhold har under alle omstændigheder en negativ effekt på rensdyrbestande ved at mindske planteproduktion og ved at øge særlig vinterdødeligheden, men også kalvenes overlevelse i de første måneder efter fødslen er stærkt afhængig af vejrliget.

Bergerud (1980) har behandlet de nordamerikanske rensdyrbestandes populationsdynamik. Han forestiller sig, at bestandsregulering foregår i en serie af faser, hvor der for hver fase er forskellige regulerende faktorer alt efter tætheden af dyr. Bergerud beskriver en bestands udvikling med kurven Fig. 6. I det følgende beskrives kurven, idet forløbet er opdelt i 6 faser. Forhold fra både klima- og overgræsningsteorien inddrages i beskrivelsen.

Figuren er opdelt i 6 forskellige faser. Det skal bemærkes, at en bestand ikke nødvendigvis gennemgår alle faserne, som det fremgår af følgende beskrivelse af de enkelte faser.

Fase 1. Udgangspunktet er ubegrænsede føderessourcer efter en lang periode med meget få dyr. Dette skaber basis for bestandstilvækst.

Fase 2. Fødemængden er stadig ikke begrænsende. Til gengæld finder der så meget predation (jagt eller rovdyr) sted, at bestanden stabilise-

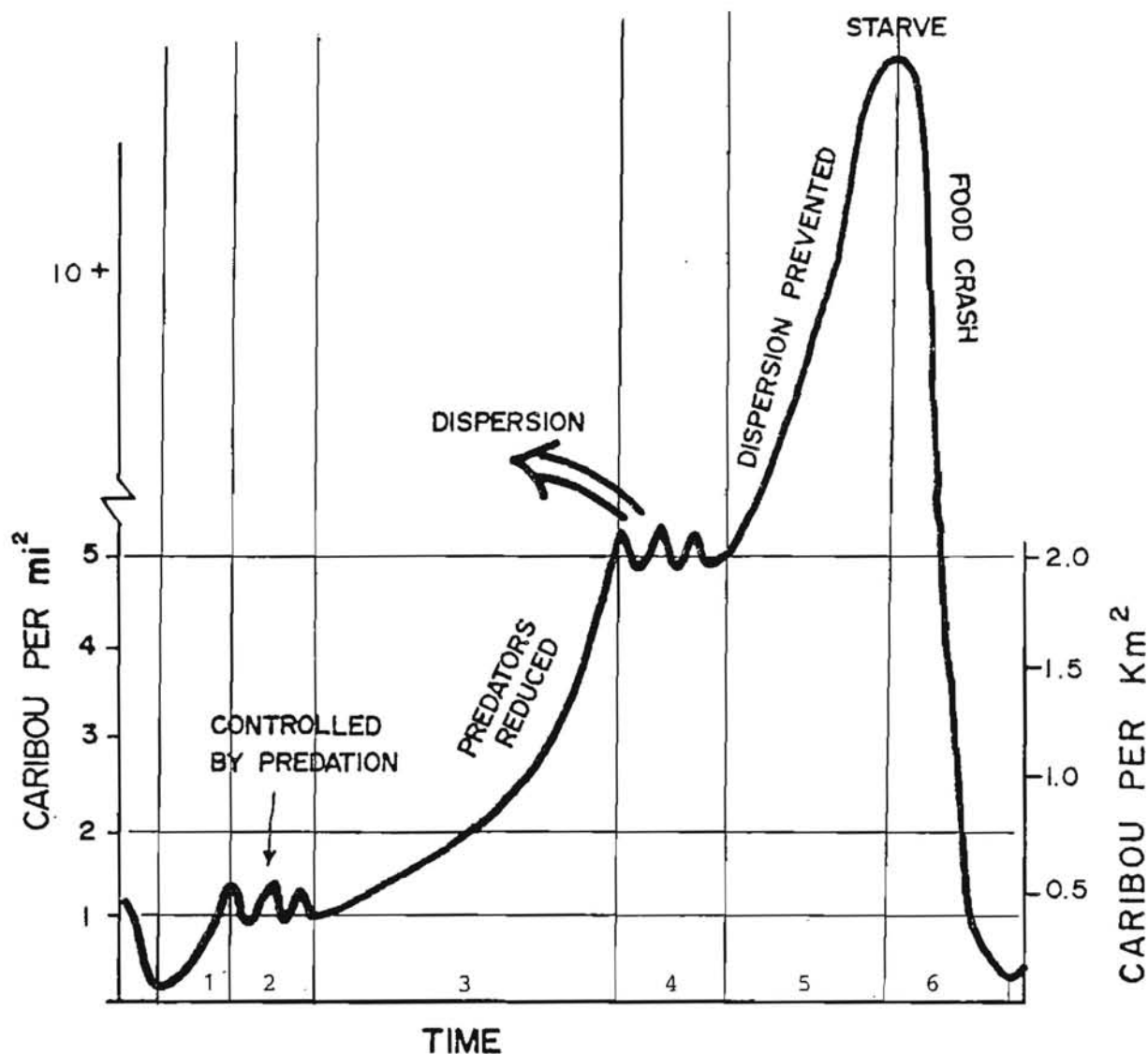


Fig. 13. The population growth limits of caribou envisioned as a staircase of limits imposed by predation and dispersion and a crash-decline caused by density-dependent food shortage.

Fig. 10 Efter Bergerud (1980). Faseinddeling er tilføjet. På figuren er forudsat en bæreevne på 2 dyr pr. km^2 . Dette vil variere på de forskellige lokaliteter alt efter vegetationens kvalitet som føde-ressource, men det ændrer i øvrigt ikke ved det principielle i figuren.

res (den årlige produktion af dyr opvejes af jagt eller rovdyr) på et niveau under bæreevnen, spm på figuren er sat til 2 dyr/km². I et område uden rovdyr og jagt gennemløbes denne fase ikke.

Fase 3. Her må man forestille sig, at rovdyrene begrænses i antal, eller at jagten er væsentlig mindre end den årlige produktion. Dette tillader en bestandstilvækst, da der stadig forudsættes at være føde nok.

Fase 4. Fødeknapheden begynder at vise sig ved, at dyrene spreder sig til hidtil ukendte områder. Bestandsstørrelsen øges ved, at der indtages nye områder. Antallet af dyr pr. arealenhed stabiliseres imidlertid. Er spredning ikke mulig, mangler denne fase.

Fase 5. Alle muligheder for at begynde at udnytte nye områder er opbrugt, og tætheden af dyr vokser, idet der indtil en vis grænse er føde nok til at sikre produktionen af kalve.

Fase 6. Fødemængden reduceres nu så kraftigt af den store tæthed af dyr, at der opstår sultproblemer. Dette vil i reglen først slå kraftigt igennem om vinteren, hvor stor dødelighed forekommer, og tætheden af dyr reduceres katastrofalt (Tæthedsafhængig bestandsregulering).

Efter fase 6 kan man forestille sig, at bestanden uddør helt, og en ny indvandring skal ske, før der kan etableres en bestand, eller bestanden holdes på et lavt niveau på grund af de dårlige fourageringsmuligheder. Begge dele vil tillade en genetablering af vegetation og føderessourcer (særlig vinterføden, laverne, kræver en lang regenerationstid). Klimaet tænkes da at have en væsentlig betydning for regeneration af vegetation.

Sammenfattende kan det konkluderes, at de behandlede teorier ikke synes at udelukke hinanden, når man blot ikke anvender dem samtidig på samme bestand.

I perioder med stabile klimatiske forhold bærer flere områder præg af overgræsning, og overgræsningsteorien synes da mest anvendelig til beskrivelse af bestandenes tilstand. Flere undersøgelser bl.a. ved Buksefjord peger på, at overgræsning og dermed bestandssvingninger vil forekomme uanset svingner i de klimatiske forhold. Således var der alvorlige overgræsninger og sammenbrud i bestanden i temrenområ-

det ved Itinnera i Godthåbsfjorden omkring 1970 (Lassen og Aastrup, 1981) samtidig, med at bestanden andre steder i Grønland toppede.

I en bestand, som er så stor, at områdets bæreevne fuldt ud er udnyttet, er der en væsentlig risiko for overgræsning. I de fleste tilfælde er vinterområderne begrænsende, mens sommerområderne giver føde nok. På tidspunktet for befrugtning i oktober er dyrene derfor generelt i god kondition, og et stort antal hundyr bliver drægtige. I Sisimiut-bestanden fødes lige så mange kalve som i andre bestande med bedre føderessourcer. På trods af utilstrækkelige føderessourcer vokser antallet af dyr stadig. Først når føderessourcerne er blevet reduceret så stærkt, at der forekommer massedødsfald om vinteren, bliver bestanden reduceret til et niveau, som tillader regeneration af lavdækket.

Tilbage står nu spørgsmålet om klimaforværring i sig selv kan medføre en så kraftig reduktion i områdernes bæreevne, at der sker sammenbrud i rensdyrbestande. For bestande i områder nær grænserne for rensdyrs udbredelse synes dette sandsynligt. I mindre, begrænsede områder kan en eller to ekstremt ugunstige vintre ligeledes have en katastrofal virkning for rensdyrbestanden.

Teorierne for bestandsregulering har stor betydning for forvaltning af rensdyrbestande.

Jagt kan kun have en stabiliserende virkning for bestandsstørrelsen, hvis det er rensdyrenes egen græsning, der er hovedårsag til, at føden bliver utilstrækkelig. Jagten kan da medvirke til at holde bestanden på et niveau, hvor der ikke forekommer overgræsning. Er forværring af klimaforholdene derimod hovedårsag til, at føden bliver utilstrækkelig til opretholdelse af bestandsniveauet, kan jagt ikke forhindre bestandssvingninger. Fødemængden vil reduceres, uanset om der er mange eller få dyr.

For en endelig afklaring af problemet kræves langvarig og fortløbende registrering af forskellige bestandes udvikling, føderessourcer og klimaforhold til belysning af samspillet mellem disse faktorer.

1.4.1. Bestandenens status i forskellige områder

Rensdyrbestandenes struktur med hensyn til køn og alder, individernes ernæringsmæssige tilstand, kalveprocenten (kalve pr. 100 hundyr) og dens udvikling året igennem, dødeligheden og antal i forhold til bærekapaciteten sammenfattes i denne rapport under betegnelsen bestandens status. Disse parametre har en nær sammenhæng med fordelingen af føderessourcer og deres kvalitet og uden at kende i det mindste nogle af dem, er det ikke muligt at vurdere bestandens mulighed for at klare sig eller at forudsige bestandens eventuelle vækst og fremtidige fordeling og udnyttelse af området. Ved miljøundersøgelser i de relevante bassiner lægges derfor stor vægt på at tilvejebringe viden om så mange af disse parametre som praktisk muligt.

Svingningerne i de forskellige grønlandske rensdyrbestande følges ikke ad, og deres status såvel som føderessourcernes tilstand varierer. Dette svarer til, at bestandene kan henføres til forskellige faser, jvf. afsnit 1.4. I august - september 1982 udførte GF miljøundersøgelser i tre områder i Vestgrønland, og her trådte dette forhold tydeligt frem. Undersøgelserne fandt sted ved Tasersuaq, hvor en del af Sisimiut-bestanden hører til, ved Buksefjorden med Ameralik-bestanden og ved Iterlaa med Qassit-bestanden. Forholdene i disse 3 områder var meget forskellige og er beskrevet i særskilte rapporter. Her gives et kort resumé for at anskueliggøre problemet.

Tasersuaq. Enkelte dyr findes i området hele året, men hovedparten af de dyr, der træffes, kommer først om efteråret. I første halvdel af august fandtes antagelig nogle få hundrede dyr i bassinområdet. Vinterfødemulighederne er meget ringe, da der næsten ikke findes lav. Dyrenes kondition tydede på, at der heller ikke havde været optimale betingelser i løbet af sommeren. Jagttrykket er højt i Sisimiut-bestanden, men på grund af afstandene er der store områder, hvor jagten er beskeden. Dette gør sig gældende ved Tasersuaq. Denne bestand befinder sig formodentlig i fase 6 eller 7 i øjeblikket.

Buksefjorden. Ameralik-bestanden tæller ca. 1.500 dyr pr. 1. april 1982 (GF, 1983) og findes tilsyneladende stationært i området ind mod indlandsisen, hvorfra enkelte dyr strejfer ud i de omliggende områder. Der findes særdeles gode fødemuligheder i hele området, men der er et tydeligt slid på lavdækket i den østlige del. Mod vest fremstår lavhederne derimod næsten urørte. Jagttrykket er lavt. Bestanden formodes at be-

finde sig i fase 3.

Iterlaa. Qassit-bestanden er koncentreret mod nord lige syd for Frederikshåb Isblink. I bassinområdet findes optimale fødemuligheder, men området besøges kun af strejfende dyr. I modsætning til de to andre områder, skønnes det meget høje jagttryk her at begrænse bestanden (GF, 1983). Bestanden formodes at være i fase 1.

De 3 eksempler illustrerer bestandenes varierende status. Sisimiut-bestanden er i bund med nedslidte lavområder som følge af overgræsning. Ameralik-bestanden er på vej op, og der er begyndende slid i det nuværende forekomstområde. Der er til gengæld mulighed for en spredning af bestanden, og lavforekomsterne er endnu gode. Qassit-bestanden er på et meget lavt niveau med rige lavforekomster over store områder. Potentielt er der særdeles gode muligheder for en spredning og vækst i denne bestand.

1.4.2. Rensdyrenes vandringer

Sæsonvandringer er kendt fra de fleste større rensdyrbestande i verden. Vandringerne kan strække sig op til 600 km (Miller, Russell & Gunn 1977) hos Peary caribou, men i Grønland trækkes højst op mod 150 km.

Rensdyrene stiller forskellige krav til føden i løbet af året, og ved at vandre kan disse tilgodeses (Skogland 1975, Kuropat & Bryant 1980).

Vandringerne foregår om foråret lige før kælvningen, hvor de samme områder med specielt gode ernærings- og sneforhold (Kuropat & Bryant 1980) opsøges år efter år, og om efteråret, når dyrene er på vej mod vinterområderne, som optimalt har et godt lavdække.

Vandringerne følger som regel de strøg og dale, hvor passagemuligheder og sneforhold gør det lettest at gå, og meget tyder på, at vandringsvejene og kælvningsområdernes placering er tillærte gennem ældre dyr (Miller et al. 1972). Lent (1980) har analyseret trækvejene i relation til sneafsmeltningsmønstret og fundet, at kælvningsområde og trækveje er baseret herpå. Pruitt (1959) mener, at sneen og sneforholdene er den overordnede faktor. Desuden er det af betydning, at de forskellige krav til føden i løbet af året kan tilgodeses ved vandringer.

Ved forårsvandringerne er dyrene som regel i dårlig foderstand efter vinteren, og hundyr er stærkt påvirkede af den forestående kælvning.

I Sisimiut-bestanden foregår forårsvandringen 26.4. - 21.5. med kælvning 29.5. - 23.6. Efterårsvandringen finder sted 1.9. - 9.10. efter-

fulgt af brunsten 10.-10. - 4.11. (Thing 1981). De øvrige vandrede bestande følger antagelig dette mønster nogenlunde, men tidspunkterne kan forskydes fra år til år på grund af skiftende sneforhold.

I Grønland vides Sisimiut-bestanden og Nuuk-bestanden at vandre, mens det er mere usikkert med de mindre bestande. Ameralik-bestanden forbliver nok ret stationært i det samme område året rundt.

Vibe (1967) refererer Banfield, at vandringer ophører, når en bestand når under et vist niveau. Ifølge Vibe begyndte vandringerne i Sisimiut-bestanden i 1959, da bestanden var på vej op efter i en årrække at have ligget på et lavt niveau, som havde tilladt fremkomsten af egnede lavområder i indlandet. Bestanden havde i denne periode været stationær og fået alle sine behov opfyldt i det samme område. I 1959 var lavforekomsterne begyndt at forsvinde, og der var derfor ikke længere fødegrundlag til, at dyrene kunne forblive i indlandet om vinteren.

Man kan forestille sig, at Ameralik-bestanden i øjeblikket er på et niveau svarende til Sisimiut-bestanden i årene før 1959, og at Ameralik-bestanden i løbet af nogle år vil begynde at vandre mod de rige lavforekomster i kystområderne om vinteren.

Så længe vinterføderessourcerne i indlandet er små i forhold til bestandens størrelse, vil dyrene formodentlig blive ved med at vandre mod kystområderne om vinteren. Når lavdækket er regenereret i indlandet, vil der her være gode fødemuligheder. Bestanden er på dette tidspunkt så lille, at der er rigeligt føde, og dette skaber basis for, at dyrene kan ophøre med at vandre. Samtidig er det muligt at udnytte de mere fordelagtige sneforhold i indlandet.

De vegetationstyper, dyrene udnytter om sommeren, er øjensynlig ikke nær så følsomme for overgræsning som lavområderne, og det har vist sig, at dyrene generelt klarer sig godt om sommeren, selv når bestanden er på et lavt niveau med stor vinterdødelighed (Thing 1982). Dette er i øvrigt medvirkende til de meget høje kalveprocenter i Sisimiut-bestanden, selv når der ikke er tilstrækkelig gode fødemuligheder.

2. Miljømæssige konsekvenser af vandkraftanlæg - med henblik på rensdyr.

I denne del gennemgås kort, hvorledes de enkelte elementer i et vandkraftanlæg ændrer miljøet. For en mere detaljeret teknisk beskrivelse henvises til diverse rapporter fra GTO (f.eks. GTO 1983a, b og c).

2.1. Reservoir

Reservoiret for et vandkraftanlæg etableres oftest i forbindelse med en naturlig sø, som op- eller neddæmmes under dannelse af en zone, hvor vandstanden varierer gennem året. Opdæmning kræver bygning af dæmning.

Dæmning. En dæmning udgør et iøjnefaldende landskabsforstyrrende element, som i visse tilfælde kan blokere for passage. Hertil kommer, at dæmningen lægger beslag på et areal, som i de fleste tilfælde tidligere var vegetationsdækket.

Opdæmning af søer eller etablering af kunstigt reservoir. Ved en generel forøgelse af vandstanden oversvømmes en del af de omliggende områder permanent eller i en del af forårs- eller sommerperioden. I lavtliggende flade områder kan det påvirkede areal være betydeligt. Vandstanden vil generelt være højest sidst på sommeren, hvor sneafsmeltningen er slut, og forbruget af vand til kraft er mindst. I særligt nedbørsrige år kan opstå flom, hvorved områder over den normale højeste regulerede vandstand (HRV) oversvømmes. Forholdene er illustreret skematisk i Fig. 11.

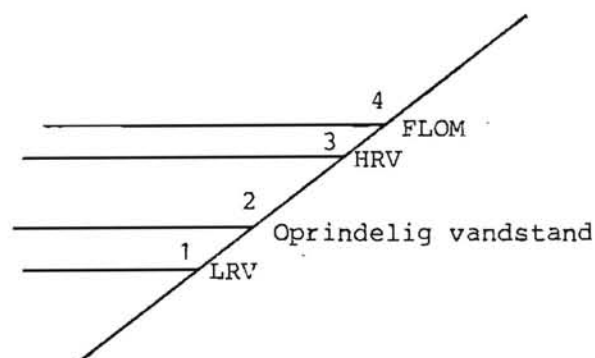


Fig. 11. Skematisk fremstilling af vandstandsvariationer ved opdæmning
sø. Tallene 1-4 refererer til zonerne ved søen (se tekst).

Som det ses på figuren, kan man skelne mellem fire zoner ved søbreden. Zone 1 og 2 eroderes kraftigt for løst materiale og vil fremstå næsten uden vegetation (Sundborg, 1977). Dog kan visse arter etablere sig i tidsrummet mellem LRV og til vandstanden stiger igen. Dette gælder især amfibiske arter, eller arter hvis frø kan bevare spireevnen i flere år under vand (Nilsson, 1981). Arterne vil skulle starte forfra hvert år, og

der vil ikke fremkomme et stabilt vegetationsdække. Vækstperioden er meget kort som følge af, at der ofte ligger is på bredden mellem HRV og LRV. Spiringen kan derfor først starte, når denne is er bortsmeltet. Det areal, der svarer til zone 2, må derfor betragtes som tabt med henblik på dække af "normal vegetation". Zone 3 påvirkes kun ved flom. Sjældne kortvarige flomsituationer vil næppe have nogen væsentlig betydning for vegetationen, mens hyppige langvarige flomtilstande på længere sigt vil have effekter som i zone 2. Påvirkningen af zone 4 og udstrækningen af det påvirkede område er det aspekt, der knytter sig mest usikkerhed til. I det arktiske område, hvor jorden er frossen det meste af året, og hvor hovedparten af planternes vandforsyning stammer direkte fra overfladevand, forventes effekten at være ubetydelig i de fleste tilfælde. En vis forsumpning kan dog forventes at finde sted i visse tilfælde ifølge svenske undersøgelser (Sundborg, 1977). Denne afhænger dog i høj grad af jordbundens evne til at lede og holde på vand. Emnet behandles nærmere i afsnit 3.2.

Neddæmning af søer. Ved neddæmning af søer undgås dæmningsbyggeri, og der sker ingen direkte beskæring af det vegetationsdækkede areal. Forholdene er skematisk fremstillet på Fig. 12.

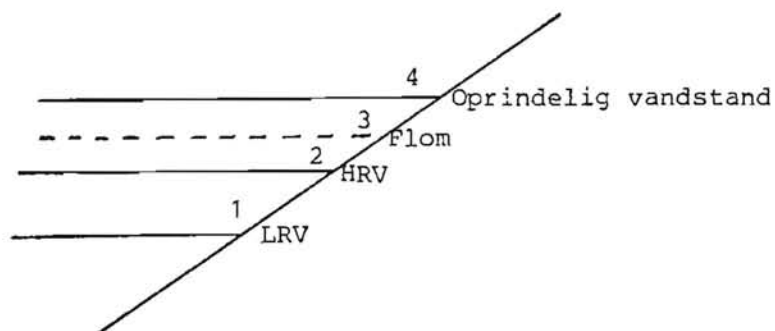


Fig. 12. Skematisk fremstilling af vandstandsvariationerne ved neddæmning af sø. Tallene 1-4 refererer til zonerne ved søbredden (se tekst).

Her skelnes mellem fire zoner. Zone 1, 2 og 3 er ifølge sagens natur ikke dækket af vegetation, og zone 1 vil aldrig blive det på grund af vandstandsvariationerne, jvnf. afsnit om opdæmmede søer. Zone 2 vil afhængig af flomhyppighed og -varighed på langt sigt kunne blive dækket af vegetation. I zone 3 vil der ske en indvandring af planter, og en stabil vegetation kan forventes at udvikles på langt sigt. I zone 4 vil der kunne

ske en vis udtørring (Sundborg, 1977), men det er vanskeligt at vurdere, hvor stort et område, der påvirkes, da det bl.a. afhænger af de lokale jordbundsforhold. Emnet behandles nærmere i afsnit 3.2.

Isforhold. Tidspunktet for islægning og isløsning kan forskydes frem eller tilbage, jvnf. afsnit 2.7. Den faldende vandstand i løbet af vinteren medfører, at isen sprækker op langs bredden og gør passage vanskelig eller umulig. Denne is bliver desuden liggende i lang tid efter afsmeltningen af is på selve søen om foråret.

Ved eventuelle tærskler i søen opstår ofte specielle strømforhold, der bevirker, at isen sprækker op, eller at islægning forhindres.

2.2. Påvirkninger nedstrøms for reservoir

Ændret vandføring i vandløb. Ved nogle vandkraftprojekter er der tale om total tørlægning af vandløb, mens der i andre tilfælde sker en udligning af vandføringen året igennem. I de fleste tilfælde i Grønland ligger kraftværket ved havniveau med tilførsel af vand gennem en tunnel, og der vil derfor ske en kraftig reduktion af vandføringen i et eller flere vandløb. Emnet behandles nærmere i afsnit 3.2.

Overføring af reservoir/kraftstation. Begrænsede arealer anvendes til deponering af materialer, men i øvrigt forventes ingen påvirkning fra tunneler.

Rørledninger optager i sig selv kun et beskedent areal, men de blokerer til gengæld for passage, med mindre der etableres overgangsmuligheder. Eventuelle kanaler påvirker kun i begrænset omfang passagemulighederne, såfremt de udføres uden stejle sider, og det fjernede materiale ikke placeres som en vold langs kanten.

2.3. Kraftstation, mandskabslejr, veje, landingspladser og lignende

Forstyrrelser af forskellig art er forbundet med disse anlæg.

2.4. Brug af/deponering af lokale råstoffer

Her sker en afdækning af eventuelle vegetationsdækkede områder.

I tilfælde, hvor nye bjergarter blotlægges eller tilføres et område, kan surhedsgraden i jordbunden i de områder, som modtager overfladevand herfra, ændres.

2.5. Transmissionslinie

Højspændingsledninger er et betydeligt landskabsforstyrrende element. Det areal, som direkte påvirkes, er tilgæld beskedent. Spørgsmålet om,

i hvor høj grad højspændingsledninger virker blokerende for rensdyrpassage, har været genstand for en til tider hed debat i bl.a. Norge og behandles specielt i afsnit 3.5.

2.6. Anlægsarbejde

Kørsel, flyvning samt brug af entreprenørmaskiner, sprængninger og lignende er forbundet med større eller mindre grad af forstyrrelse, som kan påvirke rensdyrenes brug af områderne.

Kørsel uden for etablerede veje kan lokalt have væsentlige skadelige effekter for kær-vegetation (Babb & Bliss, 1974) og visse hedetyper.

2.7. Lokalklima

Vandkraftanlægs påvirkning af lokalklimaet er behandlet i rapporten Vandkraft i Grønland: Lokalklima og isforhold (GF, 1983b). Af særlig interesse i forbindelse med rensdyrene er de ændringer, der kan forventes at ske omkring regulerede søer og elve. Her refereres kort fra ovenstående rapport.

Ved opdæmmede søer forventes en senere islægning og højere lufttemperatur og fugtighed i omgivelserne. Første frostnat vil komme senere i den nye strandzone, og frekvensen af tåge, frostrøg og rim eller is vil øges inden islægning. Før issmeltningen om foråret vil vandstanden være reduceret, og tidligere overfladeis vil ligge på tørlagte områder. Dette kan medføre en lokal sænkning af lufttemperaturen.

Idet reservoiret fyldes op med koldt vand i løbet af sommeren, bliver overfladetemperaturen lavere end før reguleringen, hvorved varmeafgivelsen og fordampningen til atmosfæren bliver mindre.

Fra Lokkamagasinet i Finland (417 km²) refereres en stigning i $T_{\min}$ om efteråret på 1,5°C i en afstand på 100 m fra bredden og 0,9°C i 400 m's afstand. Om sommeren faldt $T_{\max}$ med 0,5°C i 100 m's afstand, mens ingen effekt kunne påvises 400 m fra bredden. Fra en mindre sø i Norge (8,8 km²) refereres, at $T_{\min}$ om efteråret steg med 0,45°C, og $T_{\max}$ i sommerperioden faldt med 0,22-0,28°C.

Ved neddæmmede søer er effekterne stort set de modsatte af ved opdæmmede søer. Man vil forvente tidligere islægning om efteråret og hurtigere stigning i vandtemperatur om foråret efter issmeltningen. Lokalt kan dette give lavere lufttemperatur og luftfugtighed om efteråret og dermed mindre tåge, frostrøg og rim. Om foråret og sommeren forventes højere

lufttemperaturer end før reguleringen.

I elve med forøget vandføring neden for et kraftværk vil vandet være varmere om efteråret og vinteren og koldere om foråret og sommeren end i en naturlig elv. Man kan derfor forvente øget tågedannelse langs elven om efteråret og øget frostrøg og rimdannelse om vinteren. Ved Ulvedal elven i Norge observeredes en forøgelse af dage med tågedannelse fra 5 til 13 dage. Videre forventes mindre ekstreme minimumstemperaturer i området tæt ved elven. Islægningen af elven forsinkes eller udebliver.

Den forholdsvis lave vandtemperatur om foråret tillige med højere grundvandstand kan give lavere jord- og lufttemperaturer i områderne nær elven.

Ved elve med reduceret vandføring fås lavere temperaturer og luftfugtighed om efteråret, vinteren og det tidlige forår med øget sandsynlighed for frost. Om sommeren vil der sædvanligvis observeres højere dagtemperaturer. Isdannelsen vil starte tidligere, hvilket reducerer sandsynligheden for frostrøg og rimdannelse. Isløsningen forsinkes om foråret.

Generelt konkluderes det, at ændringerne i lokalklimaet i Grønland er begrænset til en afstand af få km fra de berørte søer og elve.

3. Miljøpåvirkningers betydning for rensdyr

Vandkraftanlægs påvirkning af miljøet kan opsummeres i tre grupper:

1. Effekter, der påvirker arealet af vegetation.
2. Effekter, der ændrer vegetationen.
3. Forstyrrelser, transmissionslinje og andre anlæg, der kan virke forstyrrende.

Alle aktiviteter såsom opdæmning af søer, vejbyggeri, tørlægning af vådområder etc. griber ind i samspillet mellem de forskellige faktorer i økosystemet. Indgrebene kan da slå ud i positiv eller negativ retning alt efter, hvilke værdier, man lægger til grund for vurderingerne og alt efter, hvilket niveau i systemet man er interesseret i (Mysterud & Østbye, 1981).

3.1. Areal af anvendelige områder

Når betydningen af de områder, der oversvømmes eller på anden måde gøres uanvendelige for rensdyr, skal gøres op, har følgende forhold betydning:

1. Det berørte områdes størrelse.
2. Den oprindelige vegetationstype, herunder dens andel af det samlede areal med pågældende vegetationstype. Videre er det vigtigt, om typen eventuelt er begrænsende for rensdyrbestanden.
3. Områdets eventuelle funktion som vandringsvej, kælvningsområde eller lignende i relation til rensdyrbestandens udnyttelse af det samlede område.

Villmo (1981) har beskrevet virkningerne for tamrendrift ved tab af græsningsareal (beite) ved kraftværksudbygning således:

"Ved inngrep i beiteområdene, slik som ved neddemming av land, blir det av regulantene ofte argumentert med at dette kan ikke bety noe for reindriften ettersom det er så store arealer tilbake. Det kan derfor være grunn til å diskutere dette litt nærmere.

Reinen er som beitedyr forholdsvis arealkrevende. Under barmarkstiden vil den helst bevege seg over store arealer. Reinen er svært selektiv i sitt beiteopptak. Den velger bare det beste, og det beste hos de grønne plantene er unge, ferske blad og spirer. Det blir sagt at reinen er kresen i valg av beiteplanter. Dette gjelder også i valg av beiteland. Beiteområdene er oftest slik at det mest produktive beite udgjør meget små arealer, spredt utover et større område. Dette gjelder kanskje særlig i Nord-Norge. Det fører igjen til at reinen blir tvunget til å streife over store arealer under beitingen.

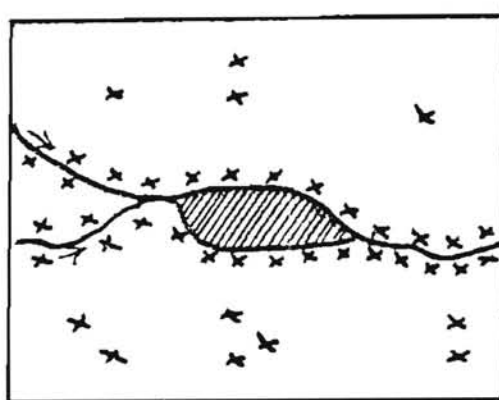
I vår tid er presset på utmarksområdene meget store. Vassdragsreguleringene er bare en inngrepstype. Ved siden av dette kan det være utbygging av vegnettet, turist- og fritidsanlegg, industri- og

gruveanlegg, kraftlinjer, militære anlegg m.m. Selv om hvert enkelt inngrep kanskje ikke betyr så mye, vil summen av alle inngrep kunne få katastrofale følger for reindriften. Dette gjør seg særlig gjeldende dersom beitemene er optimalt udnyttet, og dersom den beitetype som går tapt er minimumsfaktor i beiteområdet, slik som lavarealer, tidlig vårbeite og kalvingsland.

Det er oftest langs vassdragene at vi finner de mest produktive beitearealer. Her får vi også den mest intensive beiting.

Det er lavbeitet som er hovedernæringen for reinen om vinteren. Lavet er en ensidig energikilde med negativ proteinverdi. Om våren har reinen derfor stort behov for proteinrik næring. Det gjelder særlig kalvesimlene (hundyr med kalv). Det er langs vassdrag og på lågereliggende myrer at det blir tidligst snøbart. Det er her de første grønne planter spirer fram. Her graver også reinen etter proteinrike røtter og utløpere av ulike myrplanter.

Dersom slike arealer blir neddemt ved en vassdragsregulering, kan selv små tapte arealer få store konsekvenser for reindriften. Det er da liten nytte i store områder som kanskje for en stor del består av uproduktive arealer. Vi skal vise dette ved en skisse.



Skissen gir et forenklet bilde af reinens beiteintensitet i et område. Kryssene markerer antatt beiteintensitet. Langs vassdraget finner vi det mest produktive beite og også den største beiteintensitet. I fjellssidene finner vi de fleste steder at det produktive beitet er mosaikformig spredt på småarealer. Et stort totalareal gir derfor ikke noe sikkert uttrykk for beitekapasiteten."

Ved lokale klimaendringer, som forårsaker øget risiko for overisning af sne og vegetation i forbindelse med tåge og rim, kan opstå en midlertidig reduktion af græsningsareal. Dette kan udgøre en væsentlig hindring for renernes mulighed for at finde vinterføde.

Ændringer i temperaturforhold og tidspunkt for nattefrostens begyndelse og ophør har betydning for længden af planternes vækstsæson og dermed for planternes produktion. Klein (1982) påpeger stedsegrønne planter (*Carex*, *Equisetum* og andre karplanter samt de kvælstoffikserende laver *Stereocaulon* og *Peltigera*) betydning som kvælstofkilde som supplement

til laver som vinterføde. Det anføres videre, at netop denne type planter især findes ved søer og vandløb og derfor er særlig udsat ved vandstandsreguleringer og overisninger af ovennævnte type.

Når en rensdyrbestand afskæres fra at udnytte dele af dens hidtidige område, reduceres føderessourcerne i forhold til områdets størrelse og kvalitet. I en bestand, som er nær eller over det samlede områdes bærekapacitet, kan den øjeblikkelige effekt af indgrebet være betydelig med overgræsning og øget dødelighed til følge. Hos bestande, som er under bærekapaciteten, vil der ikke på kort sigt opstå fødemangel, men i begge tilfælde vil områdets bærekapacitet reduceres.

Reduktionen af bæreevnen kan udtrykkes i et antal dyr, og der er i flere tilfælde foretaget sådanne beregninger. Beregningerne har ofte taget udgangspunkt i tætheden af dyr (antal dyr pr. km^2) og arealet af føderessourcer af forskellig type eller i skøn af tamrenavlere i det pågældende område. Nieminen & Nieminen (1983) brugte denne metode til at vurdere effekten af en etablering af vandkraftanlæg i forbindelse med Ounasjoki-elve i det vestlige Finland. I 1979 var det samlede rendriftsareal ca. 18.000 km^2 . Det maksimale tilladte antal rener i området var 34.500. I 1979/80 var der ca. 28.500 dyr i området, hvor ca. 10.000 blev slagtet om efteråret. Om vinteren var der således kun ca. 18.500 dyr i området. Etablering af vandkraftanlæg ville betyde en samlet reduktion af rendriftsareal på 1,2%, hvoraf en væsentlig del ville bestå af kærømråder og skovømråder, som er væsentlige for rensdyrene henholdsvis forår/sommer og om vinteren. Reduktionen af landareal på 1,2% ville med en tæthed på i gennemsnit $1,6 \text{ dyr/km}^2$ betyde en reduktion i antallet af rensdyr på 1,7% af de optalte rensdyr. Dette tal er imidlertid ikke korrigeret for de mistede føderessourcers kvalitet. For at opnå denne korrektion ganges med en faktor 8, hvilket giver en reduktion af antallet af rener på 9,8% svarende til ca. 2.500 dyr (omregningsfaktorens beregning er ikke medtaget i den foreliggende kilde). Til sammenligning fandt rendriftsejerne, som byggede deres skøn på detaljeret kendskab til de aktuelle græsningsområder og flytningsveje året igennem, en reduktion på 24,1%. Der er en meget markant forskel mellem de tre tal, som genspejler den store usikkerhed ved sådanne beregninger.

En beregning udelukkende baseret på arealet af det mistede område tager ikke hensyn til, at rensdyrene ikke udnytter forskellige områder i forhold til deres areal, men snarere i forhold til mængden af føderessour-

cer i en arealenhed. En beregning bør derfor tage udgangspunkt i forholdet mellem mængden af føderessourcer før og efter indgrebet, og det er dette, der er taget hensyn til i ovenstående eksempel med omregningsfaktoren 8. Som nævnt mangler de teoretiske overvejelser bag fastsættelsen af denne værdi (foreligger på finsk: Helle, T. & Vasama, V., 1982) i den refererede artikel, og det er derfor vanskeligt at vurdere, om den kan overføres til grønlandske forhold. Rendriftsejernes skøn er overvejende subjektivt, og på det foreliggende grundlag er det ikke muligt at vurdere rimeligheden af det. Forholdene i Finland adskiller sig meget fra de grønlandske, både hvad angår vegetationstyper og klima. Desuden er der i det finske tilfælde tale om ret intensiv tamrendrift. Yderligere vil en omregningsfaktor ikke være generelt anvendelig, men må vurderes i det konkrete tilfælde under hensyntagen til de lokale forhold.

Ved neddæmning af søer kan der på langt sigt ske en forøgelse af bæreevnen, hvis der sker en indvandring af planter til de områder, der er indvundet ved neddæmning af søer. Dette forudsætter dog en nettoforøgelse af vegetationsarealet, når arealer, der er brugt til veje og lignende, medregnes.

3.2. Ændring af eksisterende vegetationstyper

Vegetationsændringer kan forventes i forbindelse med fugtighedsændringer ved regulerede søer og vandløb, ved kørsel direkte på vegetation og ved ændringer i jordbundens surhedsgrad ved tilførsel eller fjernelse af bjergarter.

I alle tilfælde sker der en ændring af planternes fysiske og kemiske vækstbetingelser, som vil sætte en succession i gang med indvandring af visse arter og eliminering af andre arter. Slutresultatet vil enten være en helt ny vegetationstype eller i andre tilfælde en type næsten som den oprindelige.

Webber & Ives (1978) anser fugtighedsforholdene og permafrostens tykkelse og udbredelse samt den årlige gennemsnitsjordbundstemperatur som væsentlige for skadernes omfang ved en given forstyrrelse. En genopretning af tundraen er langsom i arktis, særlig hvis hele vegetationslaget fjernes eller beskadiges, og erosionen ikke forsøges standset ved genbeplantning.

Kendskabet til plantesuccession i arktis er begrænset bl.a. på grund af den relativt store variation i vegetationstyper og miljøfaktorer med

hensyn til fugtighedsforhold, snedække og meget andet. Webber & Ives (op. cit.) mener, at tundrasuccession, særlig i lavarktiske områder, er hurtigere end normalt antaget og nævner, at sekundær succession eller genopretning af oprindelig vegetation ofte kan være næsten fuldendt efter 5-10 år. Dette forudsætter dog, at forstyrrelsen ikke gentages. Under varierende miljøforhold må en etablering af et stabilt vegetationsdække forventes at være en meget langvarig proces. Genetableringen af vegetationsdække eller udvikling af et nyt stabilt vegetationsdække er tæt forbundet med reetableringen af det fysiske miljø og her særlig temperaturforholdene i jordbunden (Komarkova, 1983). Komarkova (op. cit.) har undersøgt vegetationen ved Fish Creek i Alaska, hvor der i 1949 blev konstrueret en test oliekilde, hvorved vegetationen og meget af overfladelaget af organisk materiale blev fjernet. Ved undersøgelsen viste det sig, at de forstyrrede kær- og lavlandsområder havde udviklet sig således, at de i høj grad lignede de uforstyrrede områder. Derimod var der kun ringe lighed mellem forstyrrede og uforstyrrede højlandsområder og højderygge. Det konkluderes, at kær- og engagtige områder synes mere følsomme, men også bedre i stand til at udvikle sig tilbage til det oprindelige efter forstyrrelse end de mere tørre højtliggende områder.

Reetablering af kær- og engvegetation estimeres til 100-200 år og for tør højtliggende vegetation til 600-800 år.

Der foreligger en del svenske undersøgelser (Nilsson, 1977, 1978, 1979 og 1981) af floraen langs regulerede vandløb. Undersøgelserne har primært været af floristisk art, og altså ikke beskæftiget sig med udstrækning og sammensætning af vegetationstyper. I forbindelse med rensdyr har netop dette forhold størst interesse. En del af undersøgelserne har udelukkende beskæftiget sig med zonen mellem højeste og laveste regulerede vandstand. Paralleller til grønlandske forhold kan være problematiske på grund af forskellen i klimaet.

Nilsson (1979) undersøgte forholdene ved Gejman i det sydlige Lappland i Sverige. Syv år efter tørlægningen viste floraen en sammensætning næsten identisk med floraen ved uberørte elve. Ændringerne forløber langsomt, og vegetationen i de øvre strandbælter er kun forandret i ringe grad.

Umeälven i Sverige blev reguleret således, at den maksimale regulerede vandstand kom til at ligge ca. 1,5 m over normalvandstanden. Nilsson (1977) undersøgte virkningerne. Vegetationen over højeste regulerede vandstand var i det store hele uændret, men der var tegn på en begyndende forbuskning af tidligere engområder. Lige omkring grænsen for højeste regulerede vandstand blev forskellige fugtighedskrævende eller amfibiske stater dominerende.

I Grønland vil det påvirkede område formodentlig være lille, da de fleste planter vandforsyning er mere eller mindre uafhængig af grundvand. Fugtigheden er en væsentlig faktor for udbredelsen af grønlandske plantesamfund, som stærkt simplificeret kan ordnes på følgende måde efter faldende fugtighed: kær → krat → fugtig dværgbuskhede → tør dværgbuskhede → fjeldmark. Ud fra denne opstilling kan man få et indtryk af, hvad slutresultatet af en af fugtighedsændringer fremkaldt succession kan blive.

Ændrede fugtighedsforhold vil ofte efterfølges af ændret surhedsgrad. Dette hænger sammen med, at vandholdig jord rummer mindre ilt end løs, tør jord. Udtørring kan således efterfølges af stigende pH-værdi.

Surhedsgraden er videre afhængig af de bjergarter, der forekommer i området, hvorfor pH-ændringer eventuelt også kan forventes neden for deponeringssteder for bortsprængte bjergarter. Nedenstående skema viser forskellige vegetationstypers afhængighed af pH og varighed af snedække og giver et begreb om, hvordan vegetationen kan tænkes at ændres ved pH-ændringer.

Fjeldhedernes dværgbuske	Klimatisk udbredelses- type	Snedækning om vinteren			Jordbundens surhedsgrad		
		moderat konstant	mindre ±	ringere ± ustabil	sur	neutral	baseret
Arktisk pil	højarktisk	—	—	—	—	—	—
Grønlandsk fjeldsimmer	arktisk	—	—	—	—	—	—
Kirtel-fjeldsimmer		—	—	—	—	—	—
Arktisk alperose		—	—	—	—	—	—
Kantlyng	arktisk kontinental	—	—	—	—	—	—
Blågrå pil	lavarktisk	—	—	—	—	—	—
Fjeld-revling		—	—	—	—	—	—
Småbladet mosebølle		—	—	—	—	—	—
Tyttebær		—	—	—	—	—	—
Fjeldpryd		—	—	—	—	—	—
Dværg-birk	lavarktisk kontinental	—	—	—	—	—	—
Mose-post		—	—	—	—	—	—
Bjerg-melbærris		—	—	—	—	—	—
Blålyng	lavarktisk oceanisk	—	—	—	—	—	—
Kryblyng		—	—	—	—	—	—
Melbær-pil		—	—	—	—	—	—
Kirtel-birk	boreal	—	—	—	—	—	—
Fjeld-ene		—	—	—	—	—	—
Hede-melbærris		—	—	—	—	—	—
Grønlandsk post		—	—	—	—	—	—
Blåbær		—	—	—	—	—	—

Fig. 13. Forskellige dværgbuskheders afhængighed af pH og snedækning.

Kilde: Danmarks Natur, bind 10. Politikens Forlag 1971. K. Holmen.

Vegetationsændringernes betydning for rensdyr afhænger af arealforholdene, jvf. afsnit 3.1. Det påvirkede areal vil i de fleste tilfælde være meget lille i forhold til et eventuelt oversvømmet område.

3.3. Forstyrrelser

Rensdyr opfatter hovedsagelig deres omgivelser gennem lugtesans og syn. Det er tydeligt, når man færdes blandt rensdyr, at lugtesansen er væsentligst, når det gælder udløsning af flugtreaktion. Ofte vil lyd- og synsindtryk i kombination eller hver for sig ikke udløse flugtreaktion, mens lugteindtryk alene eller i kombination med lyd eller syn udløser øjeblikkelig reaktion. Videre virker synet af objekter i bevægelse langt stærkere end stillestående objekter.

Forstyrrelsers betydning for rensdyr er mindre håndgribelige end tab af græsningsareal og derfor vanskeligere at kvantificere. Der er endvidere kommet mange delvis modstræbende vurderinger af betydningen af forskellige typer af forstyrrelse. En del af uenigheden kan skyldes, at man har arbejdet med henholdsvis vild- og tamrener i enten skov eller fjeld, samt at tidshorisonten for vurderingen har været forskellig. Disse forhold må man gøre sig klart, inden man overfører resultater fra et område til et andet. De resultater, som synes overensstemmende mellem forskellige undersøgelser, refereres her delvis efter Klein (1980) suppleret med eksempler.



Fig. 14 Renbuk i flugt.

1. *Veje, jernbaner, kraftlinjer, kunstige eller ændrede vandløb og andre menneskeskabte indslag i miljøet kan uafhængigt af anden menneskelig aktivitet blokere, forsinke eller ændre rensdyrs træk.*

Graden af respons er afhængig af, hvordan anlægget er konstrueret, og hvor meget det ændrer de eksisterende terrænformer. Jo mere diskret anlægget er passet ind i naturen, jo mindre vil rensdyrene tage sig af det. I visse tilfælde synes den negative adfærd at være forbundet med faren for, at rovdyr skjules af anlægget. I Grønland har rensdyrene ikke naturlige fjender. Det kan dog ikke udelukkes, at adfærden stadig findes hos grønlandske rensdyr.

Miller, Jonkel & Tessier (1972) søgte i Canada at indfange vildrener ved hjælp af ledegærder og indfangningsgærder. I denne forbindelse gjordes en del relevante iagttagelser, som kort refereres her. Dyrene var på vej til kælvningsområde, og gærderne var placeret direkte i den traditionelle trækvej. Dyrene søgte vedvarende at passere på det sted, hvor gærdet tvang dem væk fra den normale trækvej. Til sidst brød de igennem. Konklusionen på en undersøgelse af dyrenes adfærd i forbindelse med forsøgene på passage var, at vandringsveje er tillærte gennem ældre dyr, og at vandringsvejene ligger, hvor terrænet er mest fremkommeligt. Endelig er det bemærkelsesværdigt, at der ikke var nogen negativ reaktion over for hegnet i sig selv.

Hvis forhindringen blokerer totalt for passage, kan dyrene enten vente, til forholdene tillader passage, eller de kan vælge en anden rute. Den første mulighed er normalt ikke aktuel, og før eller senere vil dyrene søge nye veje. Dette kan medføre forsinket ankomst til det traditionelle kælvningsområde, eller at dyrene ledes ind i områder, som er mindre egnede for kælving (Miller et al. (op. cit.)).

Skogland, Gaare & Mølmen (1980) har behandlet forholdene omkring Dovrebanen i Norge. Her forløber en bane, en bilvej og en højspændingsledning parallelt tværs gennem et gammelt vildrenområde. Man ved, at renerne siden før-historisk tid har haft et øst-vest gående træk over den nuværende bane. På det tidspunkt, da banen blev bygget, var rensdyrbestanden meget lille, og der foregik ikke sæsontræk. Senere voksede bestanden, men selv da den var blevet så stor, at der var alvorlige overgræsninger, trak dyrene ikke over banen. Dette skete først, da områderne på den ene side var fuldstændig overgræssede. Man regner med, at kombinationen jernbane, vej og elmaster forsinkede et træk, som ellers ville have foregået langt tidligere.

Kjos-Hanssen (1981) omtaler et tilfælde, hvor en 12 m bred vej mellem Nedre Moen og Oddajuvet i Norge over en strækning på 2-3 km har blokeret tværgående vildrentræk. Det nævnes, at virkningerne på langt sigt er usikre, men antagelig små, da dyrene forventes at gå uden om hindringen uden at lade sig stoppe.

Mysteryd og Østbye (1981) nævner, at veje om vinteren kræver mindre energi at befærde end bløde snemasser. Veje kan altså tænkes at åbne op for nye områder ved at udvide dyrenes aktionsradius.

2. *Mængden og typen af trafik og anden menneskelig aktivitet ved veje, jernbaner og lignende influerer betydeligt på rensdyrenes reaktion. Erfaringer i Norge har vist, at rensdyrene forstyrres mere af aktivitet ved anlæg end af anlægget i sig selv (E. Gaare, pers. medd., E. Reimers, pers. medd.).*

Klein (1980) refererer fra Surrendi og Debock (1976), at rensdyr viste større reaktion på trafik på en vej end på selve vejen. Yderligere viste det sig, at dyrene tøvede længere før passage af en vej, når der var krat eller vandløb langs vejen, end når der var frit udsyn. Dette hænger formodentligt sammen med faren for skjulte rovdyr. Det viste sig også, at dyrene reagerede stærkere over for store og hurtigkørende køretøjer end over for mindre og langsomme og ofte udsatte passage til om natten, når trafikken var mindre.

3. *Rensdyr reagerer forskelligt på forhindringer og forstyrrelser på forskellige årstider.*

4. *Der er udtalte forskelle i respons med hensyn til køn, alder og flok-størrelse.*

Under feltarbejdet i Buksefjordsområdet (GF, 1984 in prep.) i foråret og sommeren 1983 observeredes en markant forskel i flugtreaktion hos henholdsvis flokke med kalve og flokke uden kalve. I kælvningstiden omkring 1. juni var det meget vanskeligt at komme flokke med kalve nærmere end ca. 250 m, mens det var relativt let at komme tæt på flokke uden kalve. Flokkene med kalve reagerede med omgående flugt selv ved svag forstyrrelse af en person, der nærmede sig, mens flokke uden kalve først reagerede på kort afstand og ofte først, når dyrene havde fået fart af personen. Flokke med kalve flygtede tilsyneladende også længere væk end flokke uden kalve. Forskellen i flugtreaktion var ikke til stede senere på sommeren og er formodentlig hovedsagelig knyttet til kælvningstiden. Forholdet undersøges nærmere sommeren 1984.

Cameron & Whitten (1980) viste, at kalve og hundyr var mere følsomme over for forstyrrelser fra en vej end bukke og grupper uden kalve. Følsomheden aftog hen på efteråret. Klein (1980) omtaler, at rensdyr synes at være mere villige til at passere forhindringer, når der er insektplage om sommeren, hvis de derved kan komme op i kølige, højtliggende områder, hvor insektplagen er mindre. Noget lignende gælder under sæsonvandring forår og efterår. Klein konkluderer, at rensdyr reagerer mest negativt over for fremmedelementer i terrænet, når de ikke samtidig er under andre stærke adfærdsmæssige stimuli.



Fig. 15. Stor renkalv i august. Tasersuaq, Sisimiut/Holsteinsborg.

Calef et al. (1976) studerede rensdyrs reaktion på overflyvning med helikopter og fastvinget fly. Generelt var der de stærkeste reaktioner, jo lavere flyvehøjden var, men ved flyvehøjder over 150 m var der kun meget svag eller ingen reaktion. Under 150 m viste de fleste dyr panikreaktioner i kælvningsområder og om vinteren. Under forårs- og efterårsvandring var panikreaktioner mindre udbredte. Der blev i øvrigt ikke registreret adskillelse af moder-kalv par under overflyvning, men kalve reagerede stærkere på overflyvning end ældre dyr.

Klein (1980) henviser til, at bukke vænner sig hurtigere til forstyrrelse og menneskeskabte anlæg end hundyr og kalve. Generelt forventes en større reaktion, jo større flokken er.



Fig. 16. Ung renbuk. Tasersuaq, Sisimiut/Holsteinsborg, august 1982.

Cameron et al. (1979) har iagttaget, at rensdyr helt har forladt et tidligere kælvningsområde ved Prudhoe Bay, hvor der i 1972 blev igangsat olieefterforskningsaktiviteter og anlægsarbejde. Kælvingerne ebbede helt ud i løbet af 3-4 år.

5. *Rensdyr vænner sig hurtigst til forhindringer og forstyrrelser i forbindelse hermed, når dyrene er stationære gennem længere tid.*

Reaktionerne er størst over for hindringer, som dyrene kan konfronteres med få gange f.eks. i forbindelse med sæsontræk.

Endvidere synes tilvænnning at ske hurtigst i ikke-jagede bestande, hvor der heller ikke findes naturlige fjender.

Effekterne af forstyrrelse og forhindringer falder i to grupper:

1) Rensdyrene afskæres totalt fra dele af deres hidtidige område eller undgår helt at udnytte området i nærheden af forstyrrelsen eller 2) rensdyrene vedbliver at færdes i aktivitetsområdet, men påvirkes adfærdsmæssigt og/eller fysiologisk.

ad 1) Rensdyrene kan afskæres fuldstændigt fra dele af deres hidtidige område ved en rent fysisk afspærring eller på grund af langtidsændringer i adfærd og trækveje.

Når der er tale om fysisk afspærring, svarer effekten til de tidligere omtalte tab af græsningsareal. Anderledes forholder det sig, når områder forlades på grund af forstyrrelser. Dyrene forlader ikke området på én gang fra den ene dag til den anden. Der er tale om en gradvis proces (Klein, 1971), hvor dyrene i stigende grad undgår de forstyrrende stimuli. Da vandringsveje formodes at være tillærte, og yngre dyr er mest følsomme for forstyrrelser, kan man tænke sig, at nye vandringsveje etableres af yngre dyr i løbet af en årrække. Spørgsmålet er da, om ændringerne fører til, at andre mere eller mindre velegnede områder udnyttes, eller om der blot er tale om omlægning af vandringsveje. På grund af lokale terrænforhold kan selv små ændringer bevirke en radikal omlægning af rensdyrenes udnyttelsesmønster.

Miller et al. (1972) mener, at blokering af traditionelle trækveje kan fremkalde en stress-situation med øget risiko for, at de drægtige dyr aborterer eller forlader nyfødte kalve. Renernes foderstand er normalt kritisk lige før kælvingen, og dette, sammenholdt med at hunddyrene skal producere mælk, bevirker, at energiomkostningerne ved at gå omveje eller ved forstyrrelser kan have betydning for kalvenes overlevelse i den første kritiske tid.

ad 2) Rensdyrene vedbliver at færdes i aktivitetsområdet, men påvirkes adfærdsmæssigt og/eller fysiologisk.

Et vandkraftværk, og den aktivitet der er forbundet med etablering og drift, kan ikke anses at være neutralt i forhold til områdets rensdyrbestand. I visse tilfælde vil rensdyrbestanden fortrænges, men oftest forbliver dyrene i området, hvor de påvirkes adfærdsmæssigt og fysiologisk. Over en periode forventes en vis tilvænnning til forstyrrelserne. Det er f.eks. velkendt, at visse individer, oftest ældre bukke, i forbløffende høj grad vænner sig til forstyrrelser, jvnf. hyppige observationer af fouragerende rensdyr tæt ved landingsbanen i Sdr. Strømfjord.

Rensdyr vænner sig tilsyneladende bedst til forstyrrelser og forhindringer, når de foregår i områder, hvor dyrene er relativt stationære. Der er ikke foretaget videnskabelige undersøgelser af rensdyrs tilvænnning til forstyrrelser, men der er hos de fleste forskere enighed om, at der sker en vis tilvænnning til de fleste former for forstyrrelser (Klein, 1980). Tilvænnningen vil dog næppe kunne blive så udpræget, at forstyrrelserne bliver neutrale i forhold til dyrene, og tilvænnning vil især ske til anlæg og forstyrrelser, der ikke er forbundet med menneskelig aktivitet.

Rensdyr lever under hårde klimatiske forhold og som oftest med et begrænset udbud af føde, hvorfor mange forskere (etc. Klein, 1980; Reimers, 1980 m.fl.) har tillagt forstyrrelser en væsentlig betydning for dyrenes energibalance. Klein (op.cit.) anfører, at forstyrrelser utvivlsomt påfører dyrene øgede fysiologiske krav, og tillægger studiet af disse forhold en høj prioritet ved fremtidig forskning.

Flugt og anden stærkt energiforbrugende adfærd kan ved hyppige gentagelser påvirke dyrenes overlevelsesh- og/eller reproduktionsforhold, da fedtreserver er væsentlige for dyrenes vinteroverlevelse, og tidspunktet for første drægtighed er afhængig af kropsvægten. Videre er gennemførelsen af drægtigheden og kalvens overlevelseshchance afhængig af moderdyrets ernæringsmæssige tilstand. Øget energiforbrug til flugt og reduceret fourageringstid på grund af forstyrrelser kan kun kompenseres ved, at renerne anvender færre ressourcer til vækst og reproduktion samt akkumulering af fedtreserver. Her kan drages paralleller til undersøgelser af bremsere o.a. insekter af betydning for rensdyr (afsnit 1.4 og Tabel 1).

En høj grad af forstyrrelser kan forventes at reducere den tid, dyrene har til rådighed til fouragering og derved forhindre, at potentielle føderessourcer udnyttes. Dette kan resultere i det paradoks, at rensdyrene på trods af rigelige føderessourcer til akkumulering af fedtreserver ikke får "tid" til at optage føde nok til fedtakkumulering. Følgen heraf kan være stor vinterdødelighed i hårde vintre, og drægtige simler kan have vanskeligt ved at gennemføre drægtighedsperioden og senere opfostringen af kalven. Alt i alt påvirkes både bestandsstørrelsen og produktionen i bestanden.

Et særligt aspekt er den forstyrrelse, der fremkommer ved mere voldsomme begivenheder, som sprængninger og overflyvning i lav højde. Følgen heraf vil oftest være panikreaktioner omfattende sammenstød mellem dyr, fald, styrt og lignende. Brud på ben og abortering vil antagelig være blandt de hyppigst forekommende skader. Om vinteren kan løb i koldt vejr fremkalde lungeskader (Calef et al., 1976).

Ved rensdyrtælling i Buksefjordsområdet i november 1983 anvendtes helikopter (Jet Ranger), og flyvehøjden varierede mellem 150 og 300 m. Der blev i alt observeret ca. 1.600 dyr, og det skønnes, at 90-95% af dyrene reagerede med flugt. Dyr som ikke reagerede med flugt var i de fleste tilfælde langt væk og i hvile. Videre var det tydeligt, at dyr, der befandt sig på isdækkede søer, hvor der ikke var sne, kom i store vanskeligheder, når de blev skræmt.

Den forstyrrende virkning af bygninger, dæmninger og lignende vil være minimal, hvis der ikke er forbundet menneskelig aktivitet med dem, og de ikke blokerer trækveje.

Særlige problemer er forbundet med reservoirsøer om vinteren, hvor iskanterne sprækker op, efterhånden som vandstanden falder. I søer med tærskler opstår ofte åbentvandsområder ved strømsteder. Begge dele gør rensdyrenes passage vanskelig eller umulig, hvilket er uheldigt, da isdækkede søer ofte er væsentlige vandringsveje, hvor det er relativt let for rensdyrene at gå. I tilfælde, hvor passage umuliggøres, tvinges dyre-

ne til at gå ad andre mere vanskelige veje, og i værste fald udelukkes dyrene fra at udnytte visse områder. Endelig er der risiko for, at renerne går igennem isen og drukner under forsøg på passage.



Fig. 17. Opsprækningszoner ved reservoirsøer kan forhindre rensdyrs passage. Billedet viser sammenstuvet is ved Kangerluarsunnguup tasersua, Buksefjord, juni 1983.

3.3.1. Transmissionslinier

Transmissionsliniers betydning for rensdyrs passage har været genstand for særlig interesse bl.a. i Norge, hvor problemet har været aktuelt. Fra Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen foreligger en sammenfattende rapport (Mellquist, 1975). I rapporten nævnes fire fænomener, i forbindelse med master og kabler, som kan skræmme rensdyr.

- a. Transmissionslinien som visuel hindring.
- b. Knitre-lyde fra ledningerne (specielt i fugtigt vejr).
- c. Svage tordenlyde (specielt i nærheden af master).
- d. Strengelyd fra master.

Der er ikke lavet egentlige videnskabelige undersøgelser af rensdyrs reaktioner på transmissionslinier, men der kan drages paralleller med undersøgelser i Alaska af, hvorledes rensdyr reagerer over for olierørledninger. Der er på denne baggrund ikke tvivl om, at rensdyr vil reagere negativt over for en transmissionslinie, men den vil ikke blokere for passage. Villmo og Tveitnes (efter Mellquist op. cit.) giver udtryk for, at rensdyr efter kortere eller længere tid vil vænne sig til lydene, og såfremt motivationen til passage er stærk, vil dyrene passere. Der kan dog i visse tilfælde gå flere år, før det sker. Følgen heraf kan være en uhenigtsmæssig udnyttelse af græsningsområder, hvor der sker overgræsninger i området op til transmissionslinien, jvf. det tidligere omtalte tilfælde fra Norge, hvor der dog foruden kraftlinien fandtes en vej og en jernbane. Motivation til passage vil ofte være uudnyttede føderessourcer på den ene side af linien samtidig med overgræsning af de områder, hvor dyrene hidtil har befundet sig.

I anlægsperioden (f.eks. ved Buksefjord anslået til at forløbe fra maj til september-oktober i 3 år) vil der være livlig aktivitet inkl. flyvning i området, og graden af forstyrrelse vil være høj i de områder, hvor der arbejdes. Rensdyrene vil næppe passere her. Da der imidlertid ikke arbejdes over hele linien på en gang, forventes det, at der heller ikke i anlægsperioden vil være tale om total blokering.

På længere sigt (5-10 år efter arbejdets ophør) forventes effekterne af transmissionslinien at være beskedne, men der er næppe tvivl om, at gamle trækveje vil påvirkes i en periode.

3.3.2. Forbedrede adgangsmuligheder for fangere

Anlægning af kajanlæg og veje kan medføre lettere adgang til tidligere vanskeligt tilgængelige områder. Hermed åbnes mulighed for et forøget jagttryk.

Betydningen af et øget jagttryk må ses i sammenhæng med bestandens status. I områder med en relativt stor tæthed af dyr kan det med henblik på at undgå overgræsning være en fordel med et øget jagttryk, som kan stabilisere bestanden på et niveau svarende til planteproduktionen. Omvendt kan et øget jagttryk være katastrofalt for små isolerede bestande. Ønskeligheden af jagtlige reguleringer bør derfor vurderes i hvert enkelt tilfælde.

4. Muligheder for afbødning af miljøeffekter

En del af miljøeffekterne af et vandkraftanlæg kan afbødes allerede i planlægningsfasen ved, at man ved udformningen af anlægget tager hensyn til de gener, der kan forventes at opstå.

Der skal ikke her gives generelle retningslinier for, hvorledes miljøeffekter kan afbødes, idet dette bør gøres i forbindelse med det konkrete projekt. Forudsætningen herfor er at grundigt kendskab til rensdyrenes udnyttelse af området og til lokaliseringen af føderessourcer, kælvningsområde og trækveje.

De væsentligste tab af græsningsarealer vil ske ved etablering af vandkraftreservoir gennem opdæmning af en sø, hvorved områder oversvømmes permanent eller en del af sommeren. Effekten heraf kan begrænses ved at sætte en grænse for den højeste regulerede vandstand. Neddæmning af søer påregnes ikke at give noget tab af græsningsområde, selv om der eventuelt sker en vis ændring af vegetationen umiddelbart i den oprindelige bredzone. Til gengæld vil der måske indvandre planter til det tørlagte areal. Særligt bevaringsværdige er kærområder, som ofte findes i flade områder op til søer, hvor der vil kunne bevares store områder selv ved en beskedne reduktion af HRV. Veje, mandskabslejr, tipområder og lignende kan ofte placeres på vegetationsfrie arealer, hvorved ødelæggelse af vegetation kan undgås helt eller delvis.

På arealer, der blotlægges for vegetation, er det ønskeligt, at der hurtigt kommer ny vegetation både af æstetiske grunde for at forhindre erosion og for at bevare eller skabe en føderessource. Forudsætningen herfor kan være tilførsel af et passende substrat af jord til områder, der er blottet til grundfjeldet, eller hvor substratet er ændret drastisk. I Canada og USA har man anvendt forskellige metoder. Webber & Ives (1978) anser en direkte transplantation af unge eller færdigudviklede planter, eventuelt som græstørv, som den mest realistiske løsning. Shaver et al. (1983) og Komarkova (1983) mener, at genbeplantning bør ske med naturligt forekommende planter i området. Anvendelse af fremmede planter og gødskning er ikke ønskeligt, da det kan hæmme gendannelsen af en naturlig vegetation. Gødskning kan fremme den naturlige indvandring de første 5-10 år efter forstyrrelsen, men på længere sigt kan også dette hæmme reetablering af en naturlig artssammensætning. De første naturlige indvandrere er i reglen forskellige graminoider. Webber & Ives (op. cit.) nævner bl.a. følgende i

Grønland forekommende arter *Deschampsia caespitosa* (L.), *Eriophorum scheuchzeri* Hoppe, *Luzula confusa* Lindeb., *Poa arctica*, R. Br., og *Poa glauca* M. Vahl. I øvrigt anses mange af de arktiske planter at have væsentlige egenskaber som kolonisatorer eller pionerplanter.

Vegetationsændringerne vil som nævnt kun berøre små områder, og processen vil være langvarig. Afbødning kan kun foregå ved allerede i planlægningsfasen at begrænse regulering eller ved at undgå at inddrage vandløb af særlig betydning.

Forstyrrelser er i første række knyttet til anlægsfasen, men en del af ulemperne skal der allerede tages højde for i planlægningsfasen, hvor det f.eks. bør vurderes, hvorledes landskabsforstyrrende elementer som transmissionslinier og kanaler påvirker rensdyrenes trækveje.

Totale afspærringer af trækveje bør undgås. Rensdyr vil næppe kunne passere en rørledning, medmindre der etableres overgangsmuligheder, og selv da har man erfaringer fra Alaska for, at rensdyr ikke umiddelbart er villige til at passere. Længde og placering af rørledning bør derfor vurderes i relation til rensdyrenes trækveje.

Transmissionslinier som landskabsforstyrrende element er behandlet i afsnit 3.3.1.

Åbne kanaler vil normalt ikke blokere for rensdyrs passage. Rensdyr er udmærkede svømmere, og hvis der ikke er stejle sider og meget stærk strøm, vil en kanal forholdsvis let kunne forceres, når bortses fra nyfødte kalve.

Det skal dog bemærkes, at det opgravede materiale fra kanalen bør placeres diskret i landskabet for at reducere den forstyrrende effekt.

Som nævnt i tidligere afsnit er rensdyrene meget variable i biotopvalg på forskellige tider af året, og en del bestande foretager sæsonvandring mellem forskellige områder. Yderligere varierer rensdyrs respons på forstyrrelser med årstiden og med dyrenes køn og alder. F.eks. må hundyr og kalve i kælvningstiden regnes for særdeles følsomme for forstyrrelse, mens bukke i sommertiden vil være meget lidt følsomme for forstyrrelse.

Denne variation i følsomhed og udnyttelsesmønstre giver mulighed for allerede i planlægningsfasen at tilrettelægge arbejdet under størst mulig hensyntagen til rensdyrene. Der vil ofte være mulighed for at henlægge aktiviteter til et sted eller til et tidspunkt, hvor der ikke er rensdyr i aktivitetsområdet.

Af særlig vigtighed er det, at kælvningsområder berøres mindst muligt, da hundyr med kalve er særdeles følsomme for forstyrrelser under kælvingerne og de første måneder herefter.

Anlægsarbejdet i "flaskehalse" for sæsontryk bør ligeledes undgås, hvis der ikke er nærliggende alternative passagemuligheder.

5. Referencer

- Bergerud, A.T., 1980: A review of the population dynamics of caribou and wild reindeer in north America.
Proc. of the second international reindeer/caribou symposium 1979. 556-581.
- Babb, T.A. & Bliss, L.C., 1974: Susceptivity to environmental impact in the Queen Elizabeth Islands.
Arctic 27(3): 234-237.
- Calef, G.W., Debock, E.A., Lortie, G.M., 1976: The reaction of Barren-Ground caribou to aircraft.
Arctic 29(4), 201-212.
- Cameron, R.D., Whitten, K.R., Smith, W.T. & Roby, D.D., 1979: Caribou distribution and group composition associated with construction of the Trans-Alaska pipeline.
The Canadian Field-Naturalist 93. 155-162.
- Cameron, R.D. & Whitten, K.R., 1980: Influence of the Trans-Alaska pipeline corridor on the local distribution of caribou.
Proc. of the sec. int. reindeer/caribou symposium 1979.
pp. 475-484.
- Gaare, E. & Skogland, T., 1975: Vilreinens næringsvaner og adferd. Statens viltundersøkelser, Direktoratet for viltstell og ferskvannsfiske og IBP/UM. 97 pp. Trondheim 1970.
- Grønlands Fiskeriundersøgelser 1983a: Miljøundersøgelser for vandkraft-projekt Tasersuaq, Sisimiut/Holsteinsborg, 1982. 94 pp.
- Grønlands Fiskeriundersøgelser 1983b: Miljøundersøgelser for vandkraft-projekt Buksefjord, Nuuk/Godthåb, 1982. 59 pp.
- Grønlands Fiskeriundersøgelser 1983c: Miljøundersøgelser for vandkraft-projekt Iterlaa, Paamiut/Frederikshåb, 1982. 96 pp.
- Grønlands Fiskeriundersøgelser 1983d: Vandkraft i Grønland: Lokalklima og isforhold.
- Grønlands Tekniske Organisation 1983a: Forundersøgelse vandkraft 1982. Anlægsteknik. Buksefjord, Nuuk/Godthåb.
Grønlands Tekniske Organisation, Direktoratet. FBA/FVK. April 1983. 44 pp.
- Grønlands Tekniske Organisation 1983b: Foreløbigt dispositionsforslag for vandkraftanlæg ved Buksefjord, Nuuk/Godthåb. 55 pp.
- Grønlands Tekniske Organisation 1983c: Dispositionsforslag for transmissionsanlæg ved Buksefjord, Godthåb (Nuuk).

- Holmen, K., 1971: Moser og kær.
i Danmarks Natur, bind 10, 33--336. Politikens Forlag.
- Holt, Sune, 1981: Vegetation patterns and effects of grazing on caribou ranges in the Søndre Strømfjord area, West Greenland. Proc. of the second international reindeer/caribou symposium 17.-21. sept. 1979. Røros, Norway. pp 57-631.
- Hyvärinen, H., Helle, T., Nieminen, M., Väyrynen, P. & Väyrynen, R., 1977: The influences of nutrition and seasonal conditions on mineral status in the reindeer.
Can. J. Zoology 55(4).
- Jakobsen, K., 1971: Heder
i Danmarks Natur, bind 10, 346-359. Politikens Forlag.
- Kjos-Hanssen, O., 1981: Bruk av anleggsveger under og etter kraftutbygginger. Vassdragsregulerings virkninger på vilt.
pp. 158-168. NVE & DVF, Norge.
- Klein, D.R., 1968: The introduction, increase and crash of reindeer on St. Matthew island.
Journal of wildlife management 32(2). 350-367.
- Klein, D.R., 1971: Reaction of reindeer to obstructions and disturbances.
Science 173. 393-398.
- Klein, D.R., 1980: Reaction of caribou and reindeer to obstructions - a reassessment.
Proceedings of the second international reindeer/caribou symposium 1979. pp. 519-527.
- Klein, D.R., 1982: Fire, lichens and caribou.
J. of Range Management 35(3). 390-95.
- Komarkova, V., 1983: Recovery of plant communities and summer thaw at the 1949 Fish Creek Test well 1, Arctic Alaska.
Proceedings of the Fourth International Conference on Permafrost. National Academy Press.
- LaPerriere, A.J. and Lent, P.C., 1977: Caribou feeding sites in relation to snow characteristics in Northeastern Alaska.
Arctic 30(2): 101-108.
- Lassen, P. & Hastrup, P., 1981: Undersøgelser over tamrenbestanden (*Rangifer tarandus tarandus*, L.) ved Itinera, Vestgrønland. 36 sider.
Danske Vildtundersøgelser 35.
- Leader-Williams, N., 1980: Population ecology of reindeer on South Georgia.
Proc. of the second international reindeer/caribou symposium 17.-21. sept. 664-676.

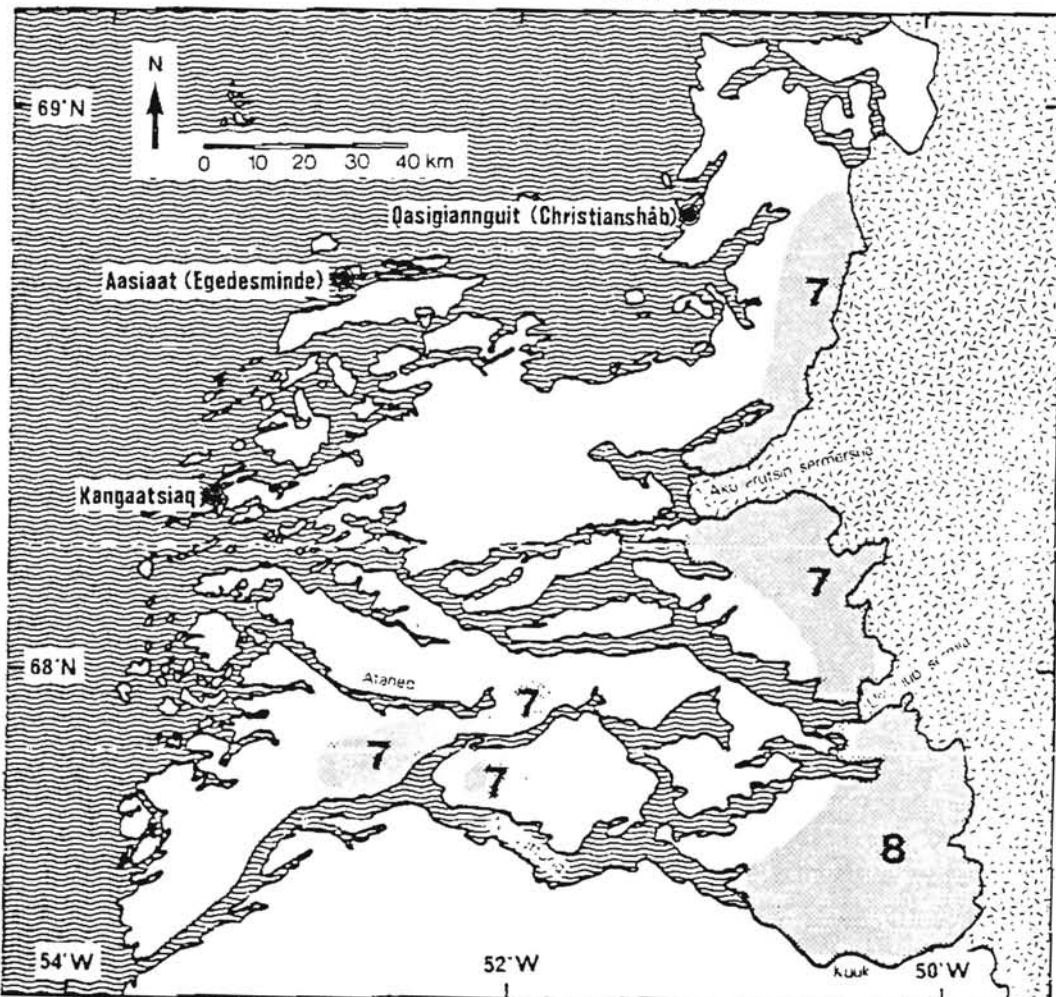
- Leader-Williams, N. and Ricketts, C., 1981: Seasonal and sexual patterns of growth and condition of reindeer introduced into South Georgia.
Oikos 38: 27-39.
- Mellquist, P., 1975: Reinsdyr/kraftlinjer. En litteraturstudie. 22 pp.
Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen.
- Miller, F.L., Jonkel, C.J. & Tessier, G.D., 1972: Group cohesion and leadership response by barren-ground caribou to man-made barriers.
Arctic 25(3), 193-202.
- Ministeriet for Grønland 1975/1976/og 1977: Sammendrag af Grønlands fangstlister m.v.
- Ministeriet for Grønland.
Grønland 1981. Årsberetning.
- Nieminen, P. & Nieminen, M., 1983: Some estimated effects on the planned harnessing of the Ounasjoki river on reindeer husbandry.
Rangifer 3(2): 39-46.
- Nilsson, C., 1977: Älvstrand i förvandling.
Svensk Botanisk Tidsskrift 71(1): 23-28.
- Nilsson, C., 1978: Vegetationens överlevnadsekologi på Gardikens regleringsstränder - en problemorientering.
Svensk Botanisk Tidsskrift 72: 227-240.
- Nilsson, C., 1979a: Vegetationsförhållanden i kraftverksälvar.
Svensk Botanisk Tidsskrift 73: 257-265.
- Nilsson, C., 1979b: Floraförändringar vid vattenkraftutbyggnad.
Svensk Botanisk Tidsskrift 73: 266-274.
- Nilsson, C., 1981: Dynamics of the shore vegetation of a North Swedish hydro-electric reservoir during a 5-year period.
Acta Phytogeographica Suecica 69: 1-87.
- Pruitt, W.O. Jr., 1979: A numerical "snow index" for reindeer (*Rangifer tarandus*) winter ecology (Mammalia, Cervidae).
Ann. Zool. Fennici 16: 271-280.
- Reimers, E., 1977: Population dynamics in two subpopulations of reindeer in Svalbard.
Arctic and alpine research 9(4), 369-381.
- Reimers, 1978: in: Parameters of caribou ecology.
Proc. of a symposium & Workshop. Ed. Klein, D. and White, R.
Biological Papers of University of Alaska. Special Report 3, June 1978.
- Reimers, E., 1980: Activity pattern; the major determinant for growth and fattening in Rangifer?
Proc. of the second international reindeer/caribou symposium 17.-21. sept. 1979. 466-474.

- Roby, D.D., 1980: Winter activity of caribou on two arctic ranges. Proc. of the second international reindeer/caribou symposium 17.-21. september 1979. Røros, Norway.
- Shaver, G.R., Gartner, B.L., Chapin, F.S. & Linkeris, A.E., 1983: Revegetation of arctic disturbed sites by native tundra plants. Proc. of the Fourth Int. Conf. on Permafrost. National Academy Press.
- Skjenneberg, S. & Slagsvold, L., 1968: Reindriften og dens naturgrunnlag. 332 pp. Universitetsforlaget, Oslo.
- Skogland, T., 1978: Characteristics of the snow cover and its relationship to wild mountain reindeer (*Rangifer t. tarandus*, L.) feeding strategies. Arctic and alpine research Vol. 10, No. 3, pp. 569-580.
- Skogland, T., 1980: Comparative summer feeding strategies of arctic and alpine Rangifer. J. Anim. Ecology 49, 81-98.
- Skogland, T., Gaare, E., Mölmen, Ø., 1980: Prehistoric and present habitat distribution of wild mountain reindeer at Dovrefjell. Proceedings of the second int. reindeer/caribou symposium 1979. pp. 130-141.
- Strandgaard, H., Holthe, V., Lassen, P. og Thing, H., 1983: Rensdyrundersøgelser i Vestgrønland 1977-82. Vildtbiol. Station, Kalø.
- Thing, H., 1981: Feeding Ecology of the west Greenland caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus* Gmlin) in the Holsteinsborg-Sdr. Strømfjord region. Vildtbiol. Station, Kalø.
- Thing, H., 1982: Struktur og årlig tilvækst i en bestand af Vestgrønlands vildren (*Rangifer tarandus groenlandicus* Gmlin). Rangifer 2, pp. 28-35.
- Thomas, D.C., 1982: The relationship between fertility and fat reserves of Peary caribou. Canadian Journal of Zoology 60, 597-602.
- Webber, P.J. & Ives, J.D., 1978: Damage and recovery of tundra vegetation. Environmental Conservation 5(3), 171-182.
- Vibe, C., 1967: Arctic animals in relation to climatic fluctuations. Medd. om Grønland 170, No. 5.
- Vibe, C., 1982: Mikro-istider. Naturens Verden 1982, 9, 297-320.
- Villmo, L., 1981: Virkninger for tamreindriften ved tap av beiteareal ved kraftutbygginger. Vassdragsregulerings virkninger på vilt. pp. 72-76. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. Direktoratet for vilt- og ferskvannsfisk.

White, R.G. & Trudell, J., 1980: Habitat preference and forage consumption by reindeer and caribou near Athasook, Alaska. Arctic and alpine research 12(4), 511-29.

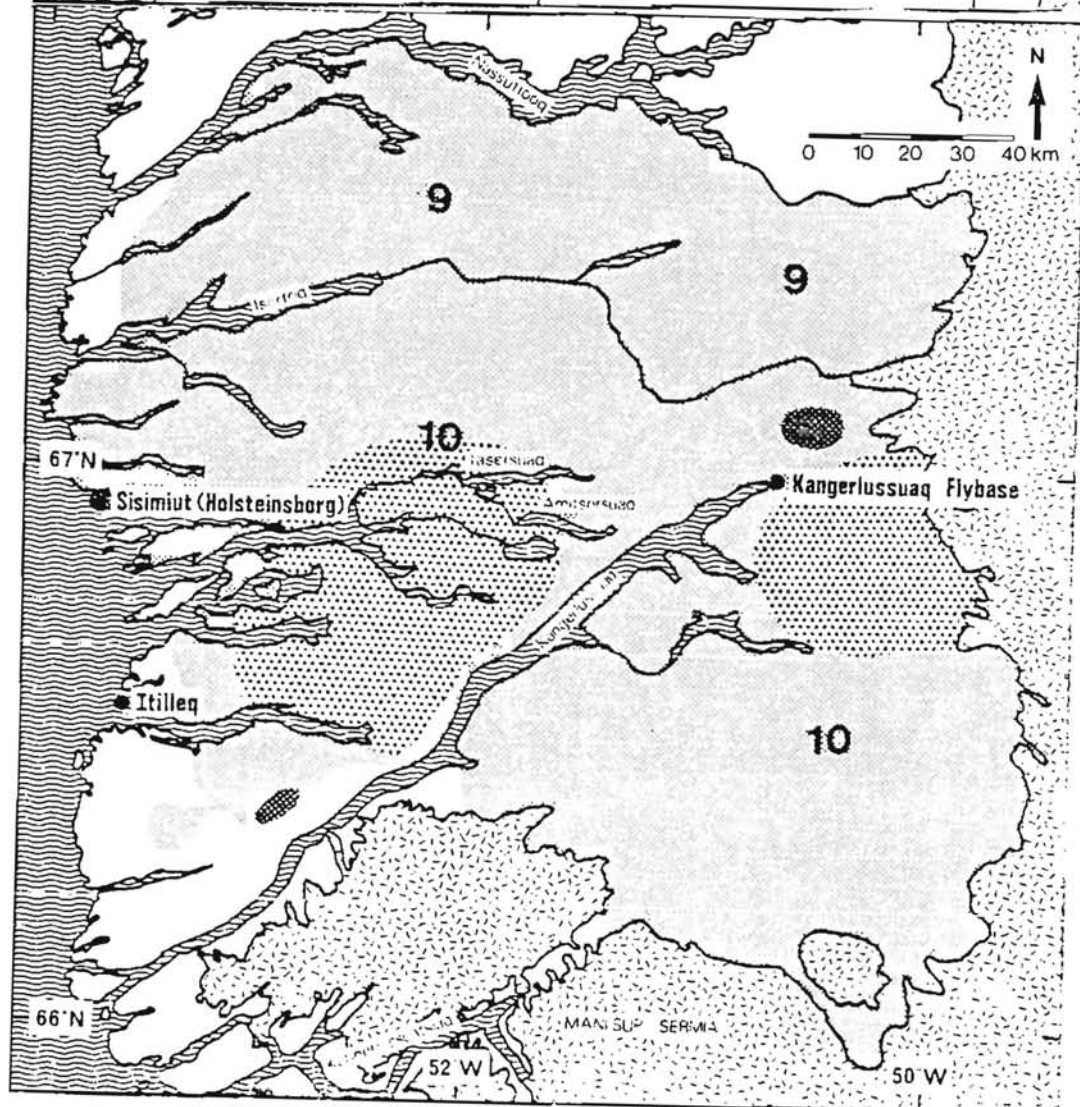
Aastrup, P., 1978: Rensdyrbestanden ved Itinnera, Vestgrønland. Bestandens struktur, udvikling og fourageringsmuligheder. Upubliceret specialeopgave, Vildtbiologisk Station, Kalø. 114 pp.

Appendix 1. Detailkort. De vigtigste grønlandske rensdyrbestandes udbredelse.
Efter Strandgaard et al., 1983.



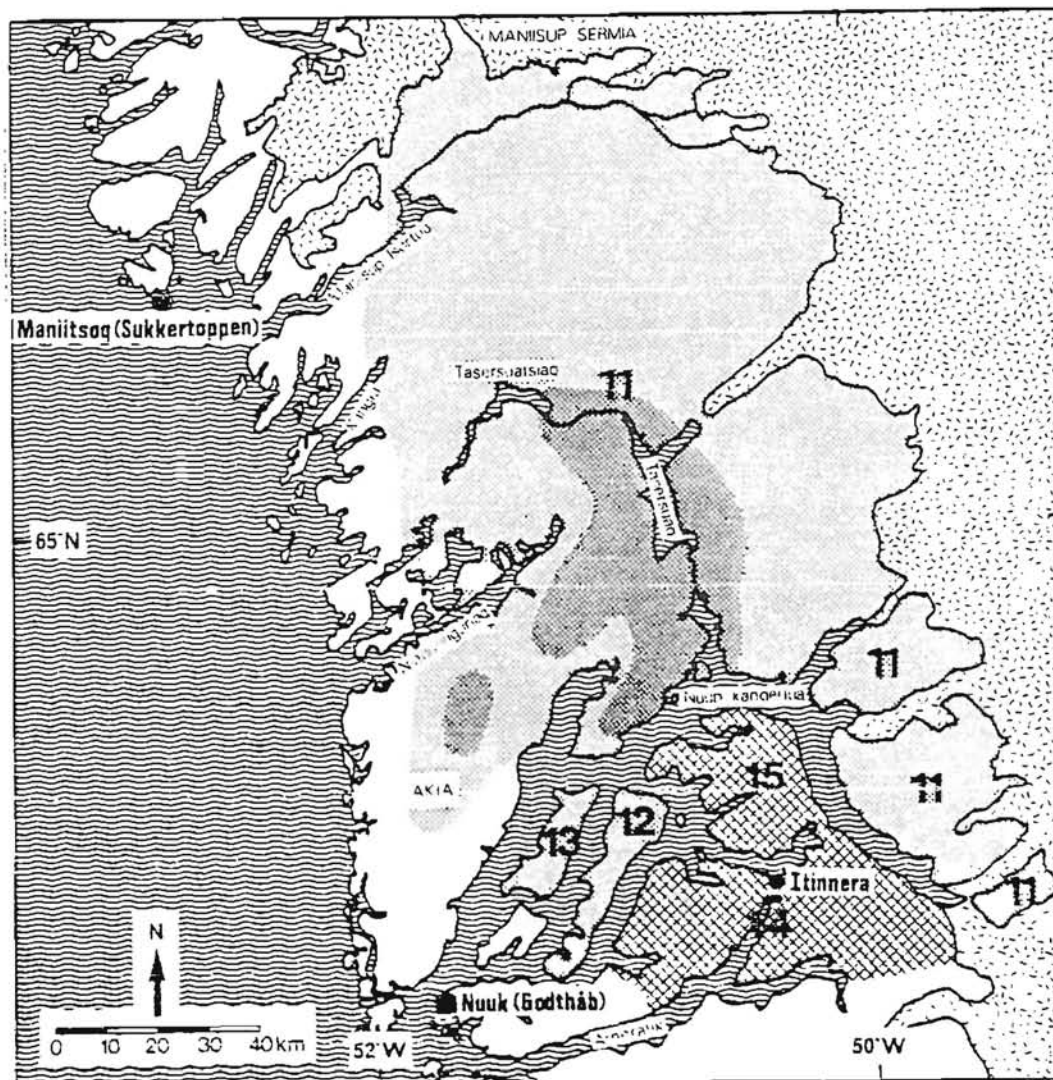
7. Qasiannnguit-
Nassuttaq.
Ca. 100 dyr,
marts 1982.

8. Eqalummiut
nunaat.
Ca. 500 dyr,
marts 1982.



9. Nassuttuup
nunaa.
2300 dyr,
marts 1982.

10. Sisimiut.
3000 dyr,
marts 1982.



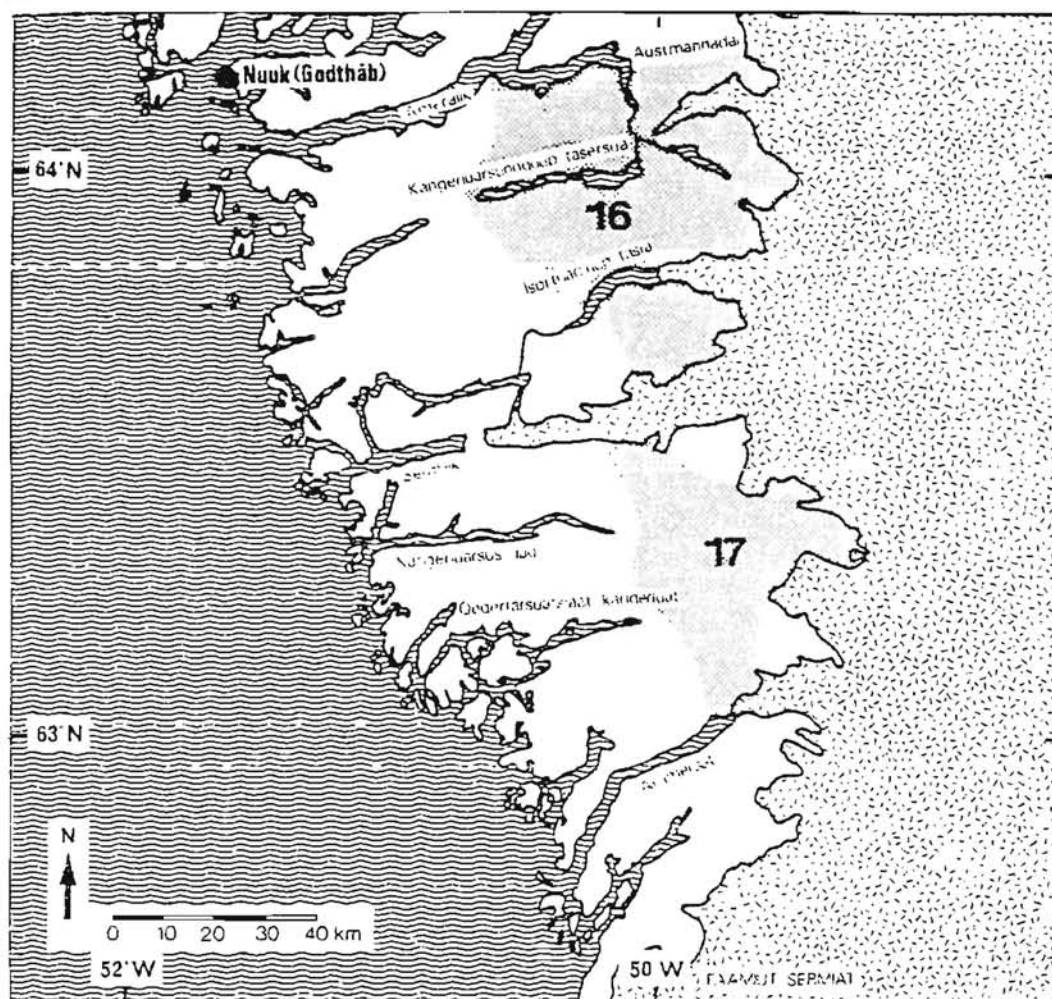
11. Nuuk.
6700 dyr,
marts 1982.

12. Qeqertarssuaq

13. Qoornuup
qeqertarsua.

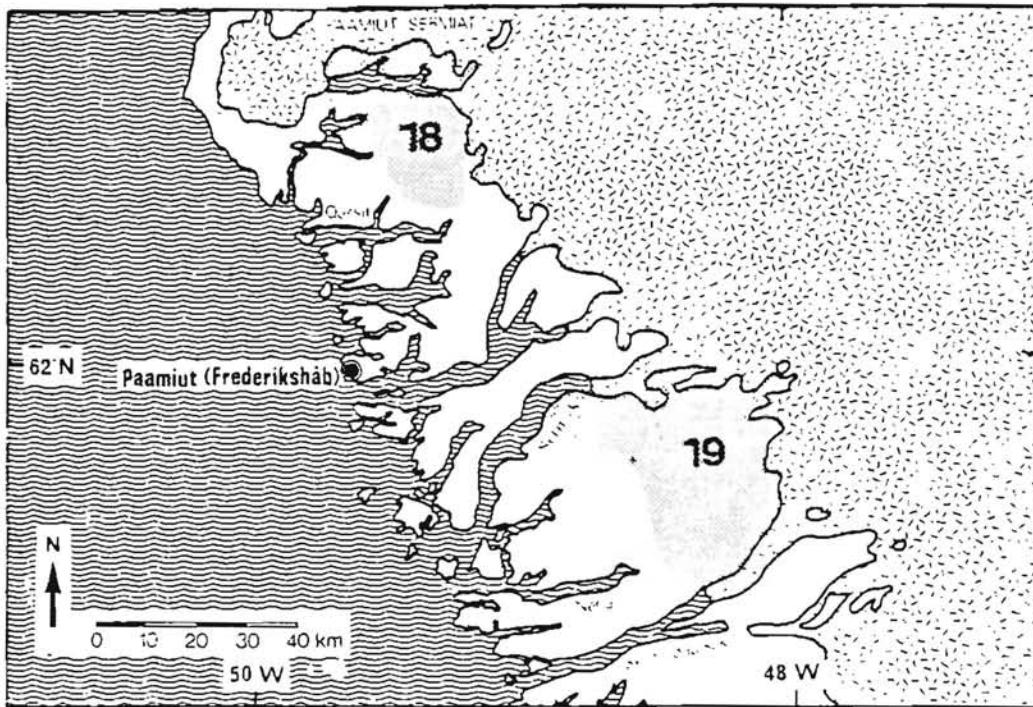
14. Itinnera,
tamrendrift.

15. Kangerlupiluk,
tamrendrift.



16. Ameralik,
2100 dyr,
nov. 1983.

17. Sermilik,
300 dyr,
marts 1982.



18. Qassit.
200 dyr,
marts 1982.

19. Neria.
400 dyr,
sommer 1980.

Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser har foreløbig udarbejdet følgende rapporter om vandkraft og miljø:

1. Christensen, B.: Vandkraft i Grønland - miljøeffekter. Grønlands Fiskeriundersøgelser. Dec. 1979, 31 pp.
2. Grønlands Tekniske Organisation og Grønlands Fiskeriundersøgelser: Vandkraft Taseq, Narssaq: Dispositionsforslag - sammenfatning. Nov. 1981, 24 pp.
3. Grønlands Fiskeriundersøgelser: Miljømæssig vurdering af dispositionsforslag til vandkraftværk Taseq. Nov. 1981, 21 pp.
4. Riget, F. (Bioconsult): Ferskvandsbiologiske undersøgelser. Dec. 1981, 48 pp.
5. Grønlands Fiskeriundersøgelser: Fjeldørredundersøgelser i Narssaq Elv, 1981. Maj 1982, 36 pp.
6. Grønlands Fiskeriundersøgelser, Miljø-rekognoscering for vandkraftprojekter ved Ilulissat/Jakobshavn, 1982. Dec. 1982, 27 pp.
7. Grønlands Fiskeriundersøgelser: Miljørekognoscering for vandkraftprojekt Redekammen, Qaqortoq/Julianehåb, 1982. Jan. 1983, 17 pp.
8. Grønlands Fiskeriundersøgelser: Miljørekognoscering for vandkraftprojekt ved Tasiusaarsuk, Nanortalik, 1982. Febr. 1983, 27 pp.
9. Grønlands Fiskeriundersøgelser: Miljø-rekognoscering for vandkraftprojekt Buksefjord, Nuuk/Godthåb, 1982. Marts 1983, 59 pp.
10. Grønlands Fiskeriundersøgelser: Miljø-undersøgelser for vandkraftprojekt Johan Dahl Land, Narssaq, 1982. Juni 1983.
11. Grønlands Fiskeriundersøgelser: Miljø-undersøgelser for vandkraftprojekt Tasersuaq, Sisimiut/Holsteinsborg, 1982. Juni 1983, 94 pp.
12. Grønlands Fiskeriundersøgelser: Miljø-undersøgelser for vandkraftprojekt Iterlaa, Paamiut/Frederikshåb, 1982. Juli 1983.
13. Grønlands Fiskeriundersøgelser: Miljø-rekognoscering for vandkraft i Igaliko, Narssaq, 1983. Dec. 1983.

14. Grønlands Fiskeriundersøgelser: Vandkraft i Grønland:
Lokalklima og isforhold. Dec. 1983.
15. Grønlands Fiskeriundersøgelser: Miljø-rekognoscering for
vandkraftprojekt Qapiarfiusap Sermia, Manitsoq/Sukker-
toppen, 1982. December 1983.
16. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser: Rekognoscering for
vandkraftværker ved Angmagssalik, 1983. Febr. 1984.
17. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser: Vandkraft i Grønland.
Rensdyr. Juni 1984.

