

Samspelet mellem rensdyr, vegetation og menneskelige aktiviteter i Vestgrønland



Titel: Samspillet mellem rensdyr, vegetation og menneskelige aktiviteter i Grønland

Forfattere: Peter J. Aastrup & Mikkel P. Tamstorf, Danmarks Miljøundersøgelser. Christine Cuyler, Pipaluk Møller-Lund, Kristjana G. Motzfeldt, Christian Bay & John D.C. Linnell, Grønlands Naturinstitut

Serie: Teknisk rapport nr. 49, 2004

Udgiver: Grønlands Naturinstitut

Finansiel støtte: Nærværende rapport er finansieret af Miljøstyrelsen via programmet for Miljøstøtte til Arktis. Rapportens resultater og konklusioner er forfatteren(nes) egne og afspejler ikke nødvendigvis Miljøstyrelsens holdninger.

Forsidefoto: Peter J. Aastrup

ISBN: 87-91214-04-1

ISSN: 1397-3657

Layout: Kirsten Rydahl

Reference: Aastrup, P. (ed.) 2004. Samspillet mellem rensdyr, vegetation og menneskelige aktiviteter i Grønland. Pinngortitaleriffik, Grønlands Naturinstitut, teknisk rapport nr. 49. 321 s.

Rekvireres hos: Er udelukkende tilgængelig i elektronisk format på Grønlands Naturinstituts hjemmeside <http://www.natur.gl>.



Samspeilet mellem rensdyr, vegetation og menneskelige aktiviteter i Vestgrønland



Resume

Projektets hovedmål er at forbedre grundlaget for forståelse af forholdet mellem rensdyrene, deres fødegrundlag og de levevilkår, der findes forskellige steder på Grønlands vestkyst. En sådan viden vil forbedre grundlaget for bl. a. Grønlands Naturinstituts rådgivning til Hjemmestyret og for DMU's rådgivning til Råstofdirektoratet. Projektets fire delmål er: 1) at dokumentere sneafsmeltningens forløb samt vegetationens frodighed over en længere årrække, 2) at forbedre kendskabet til fourageringsmulighederne og vegetationens beskaffenhed i forskellige dele af Grønland ved udarbejdelse af vegetationskort, 3) at kortlægge rensdyrenes vandringer i områderne ved Nuuk og Kangerlussuaq samt 4) at undersøge rensdyrenes adfærd i forbindelse med forstyrrelser ved menneskelige aktiviteter.

Der er tilvejebragt satellitbilleder (NOAA AVHRR) til beskrivelse af sneforhold og frodighed (NDVI) for perioden 1979-1999. Billederne kan anvendes til at vurdere sneafsmeltning, etablering af første snedække samt frodighed og er inkluderet på den medfølgende CD-rom. Der er udviklet metoder til analyse af disse forhold, som er testet på mindre områder nær Kangerlussuaq og ved Nuuk. Baseret på beregninger af middelårene for disse to områder ses, at sneafsmeltningen er tidligst i Kangerlussuaq og at frodigheden har toppunkt ca. 3-4 uger senere i Nuuk end i Kangerlussuaq. Det vil med det udviklede værktøj være muligt at beskrive vækstsæson og frodighed for specifikke områder med stor nøjagtighed.

Vegetationen i områderne ved Kangerlussuaq, ved Nuuk og i Sydgrønland er blevet kortlagt ved hjælp af Landsat TM satellitbilleder, og de forekommende vegetationstyper er blevet grundigt beskrevet på baggrund af detaljerede botaniske analyser (Itex-metoden). De kortlagte vegetationstyper er: Krat,

kær, græsland, sneleje, lavholdig dværgbuskhede, dværgbuskhede, steppe og afblæsningsflade/fjeldmark. Kortene er anvendelige for studier af den relative fordeling af vegetation i forskellige områder. Usikkerheden på vegetationstypernes geografiske placering er imidlertid så stor, at kortene skal anvendes med forsigtighed. Kortlægningen af vegetationen har vist nogle væsentlige forskelle mellem områderne ved Kangerlussuaq, Nuuk og Sydgrønland. I **Kangerlussuaq** er det karakteristisk at: 1) dværgbuskhede udgør en meget stor del af det samlede areal, 2) lavholdig dværgbuskhede findes næsten ikke og 3) fjeldmark udgør en mindre del af området end i Nuuk og Sydgrønland. Ved **Nuuk** er det karakteristisk, at: 1) forekomsten af lavholdig hede er væsentlig højere end i de to andre områder og 2) at krat kun udgør en lille del af området. I **Sydgrønland** er det karakteristisk at: 1) græshede er langt mere udbredt end på de andre lokaliteter, 2) at lavholdig dværgbuskhede har en meget ringe udbredelse og 3) at steppe ikke findes.

Analyse af de satellitmærkede rensdyrs positioner i forhold til de forekommende vegetationstyper har vist at dyrene tilbringer 50% af tiden i afgrænsede kerneområder som udgør mellem 8 og 25% af dyrenes forekomstområde. Det blev endvidere fundet, at rensdyrene i Kangerlussuaq-området i brunsttiden primært anvender dværgbuskhede og kær, i kælvningstiden og umiddelbart efter anvendes hovedsageligt fjeldmark, mens græsland anvendes mest om sommeren. I den nordlige del af Nuuk-området anvendes fjeldmark og steppe i kælvningstiden, mens dyrene resten af året fortrinsvis færdes i den lavholdige dværgbuskhede.

Rensdyrsimlens vandringer er undersøgt ved hjælp af Argos satellitsendere i Kangerlussuaq-området (7 sendere) og i Nuuk-områ-

det (8 sendere). Ingen vandring var over længere afstande end 100 km. De mærkede rensdyr i Kangerlussuaq-området fulgte begge år det samme mønster med ophold nær indlandsisen i sommerhalvåret og ophold længere mod vest i vinterhalvåret. I Nuuk-området var vandringsmønstret mere kompliceret, idet en del af dyrene foretog vandring mellem kystområdet, hvor de opholdt sig om vinteren, og området nær indlandsisen, hvor de opholdt sig om sommeren. Andre dyr var stationære i kystområdet. Dyrene foretog ikke koordinerede, samtidige vandring, men var alligevel trofaste overfor bestemte områder. Endelig var dyrene langt mere mobile i Nuuk-området end i Kangerlussuaq-området. Der var ingen vandring mellem de to områder.

Undersøgelserne af rensdyrs reaktioner på menneskelige forstyrrelser blev undersøgt i Kangerlussuaq og i Nuuk-området i kælvningstiden, om sommeren og efter jagten. Dyrenes frygt- og flugtafstande blev målt ved hjælp af en afstandsmåler. Undersøgelserne viste, at opdagelsesafstand, frygtafstand, flugtafstand og flugtlængde var længere hos flokke end hos enlige rensdyr. Flokke med

kalve var mere årvågne end flokke udelukkende med voksne dyr. Hyppigheden af nysgerrig adfærd og opdagelsesafstandene indikerede at rensdyr ved Nuuk var mindre årvågne end rensdyr ved Kangerlussuaq efter jagttiden, mens der ikke var forskelle i kælvningstiden og om sommeren. Rensdyr ved Nuuk var mest årvågne i kælvningstiden, mens rensdyr ved Kangerlussuaq var mest årvågne efter jagttiden. Det konkluderes, at flugt- og frygtreaktioner hos grønlandske rensdyr er sammenlignelige med andre rensdyrbestande, og at rensdyr i kælvningstiden bør beskyttes mod forstyrrelser i lighed med andre steder i verden.

Projektet har givet ny information, som understøtter at rensdyr i Vestgrønland bør betragtes som adskilte bestande, som lever under meget forskellige vilkår. Dette er viden som allerede nu er brugbar for forvaltningen af Grønlands rensdyr. Der er imidlertid et meget stort behov for undersøgelser af forholdet mellem dyrenes kondition og de forskelle i vegetationsforhold, vandringsmønstre og adfærd, som de foreliggende undersøgelser har afsløret.

Indholdsfortegnelse

1. Indledning.....	11		
1.1. Rapportens opbygning og indhold	11		
1.2. Baggrund.....	12		
1.3. Valg af områder	13		
2. Vegetationsbeskrivelse	15		
2.1. Indledning.....	17		
2.2. Tidligere botaniske undersøgelser og –kortlægning	17		
2.3. Beskrivelser af de undersøgte lokaliteter	19		
2.3.1. Valg af feltlokaliteter ..	19		
2.4. Metoder og materialer	21		
2.4.1. Placering af analysefelter	21		
2.4.2. Materiale til vegetationsanalyse	23		
2.4.3. Rekognoscering	23		
2.4.4. Vegetationsanalyser efter Itex-metoden.....	23		
2.4.5. Beregning af arternes dækningsgrad og navngivning af vegetations typer	24		
2.4.6. Vurdering af græsningstryk	25		
2.5. Resultater	25		
2.5.1. Analyserede vegetationstyper	25		
2.5.2. Beskrivelser af vegetation på alle lokaliteter - baseret på rekognosceringer	27		
2.5.3. Vegetationsanalyser	35		
2.5.4. Vegetationsklassifikation	35		
2.6. Beskrivelse af de kortlagte, generaliserede vegetationsklasser	37		
2.6.1. Vegetationskort Kangerlussuaq	37		
2.6.2. Vegetationskort Nuuk	46		
2.6.3. Vegetationskort Sydgrønland	47		
2.6.4. Sammenligning af metoder for vurdering af dækningsgrad	48		
2.6.5. Græsning	49		
2.7. Diskussion	53		
2.7.1. Græsningstilstand	54		
2.7.2. Vegetationens fødemæssige betydning.....	56		
2.8. Konklusion	57		
2.9. Literaturliste	59		
3. Satellitbaseret vegetationskortlægning i Vestgrønland .	61		
3.1. Resumé	63		
3.2. Introduktion	63		
3.2.1. Rapportens opbygning .	63		
3.3. Områder, klima og vegetation	66		
3.3.1. Områdernes geografiske udstrækning	66		
3.3.2. Klima og klimagrader	67		
3.3.3. Arktisk vegetation og dens tilpasning til klimaet	75		
3.4. Vegetationskortlægning	77		
3.4.1. Databearbejdning	77		
3.5. Datagrundlag	80		
3.5.1. Satellitdata	80		
3.5.2. Atmosfæreprofiler	81		
3.5.3. Kortdata og digital højdemodel (DEM)	82		
3.6. Feltundersøgelser	83		
3.6.1. Spektralmålinger	83		
3.6.2. Overfladetyper	85		
3.6.3. Positionsdata	86		
3.7. Metode	87		
3.7.1. Præprocessering	87		
3.8. Gain (C_1) og offset (C_0) værdier for pre- og inflight kalibreringer af Landsat 5 TM.	89		
3.8.1. Klassifikation	98		

3.8.2. Usikkerheds-	
bestemmelse	103
3.9. Resultater	109
3.9.1. Spektralsignaturer	110
3.9.2. Vegetationskortlægning	
ved Kangerlussuaq	113
3.9.3. Vegetationskortlægning	
ved Nuuk	115
3.9.4. Vegetationskortlægning	
ved Sydgrønland	118
3.9.5. Vegetationstypernes	
fordeling langs klima-	
gradienterne	120
3.10. Diskussion	121
3.10.1. Kortlægning af	
vegetationen i de tre	
områder	121
3.10.2. Vegetation og klima-	
gradienter	131
3.11. Konklusion	133

4. Retrospektiv

AVHRR analyse	135
4.1. Formål	138
4.2. Datagrundlag	138
4.2.1. Generelt om NOAA	
AVHRR	139
4.2.2. Billeddata	140
4.2.3. Punktdata	141
4.3. Teori og metode	141
4.3.1. Præprocessering	141
4.3.2. Maximum	
compositing	142
4.3.3. Beskrivelse af middelår	
ud fra billeddata	143
4.3.4. Sneafsmeltning	143
4.3.5. Vækstsæsonen	145
4.4. Resultater	146
4.4.1. Middelår fra	
billeddata	146
4.4.2. Maximum	
compositing	147
4.4.3. Modellering	148
4.5. Diskussion og opsummering ..	152
4.5.1. Præsentation af mid-	
delår fra billeddata	152
4.5.2. Maximum composite ..	152
4.5.3. Modellering af	
punktdata	152
4.5.4. Anvendelse af	
billeddata	155

4.6. Konklusion	155
-----------------------	-----

5. Analyse af vegetation i satellitmærkede rensdyrs kerneområder

157	
5.1. Indledning	159
5.2. Formål	159
5.3. Datagrundlag	160
5.3.1. Undersøgelsesområder	160
5.3.2. Positionsdata	160
5.3.3. Kortmateriale	162
5.4. Teori og metode	162
5.4.1. Rensdyrenes sæsoner ..	162
5.4.2. Estimering af	
<i>home range</i>	162
5.4.3. Databehandling	163
5.5. Resultater	164
5.5.1. Samlede	
<i>home ranges</i>	164
5.5.2. Sæsondelte	
<i>home ranges</i>	165
5.5.3. <i>Home range</i> baseret	
på alle år	165
5.6. Diskussion	170
5.6.1. <i>Home ranges</i> og	
migration	170
5.6.2. Fordeling af vegeta-	
tionstyper	172
5.7. Konklusion	174
5.8. Opsummering og perspekti-	
vering af kortlægning	175
5.8.1. Vegetationskort-	
lægning	175
5.8.2. Analyse af vegetation	
i satellitmærkede rens-	
dyrs kerneområder	177
5.9. Referencer til	
kapitel 3, 4 og 5	179

6. Årligt vandringsmønster hos satellitmærkede rensdyr i Vestgrønland

189	
6.1. Baggrund	191
6.2. Afgrænsning af bestande	191
6.2.1. Vandringsrater,	
aktivitetsmønstre og	
forstyrrelser	192
6.3. Undersøgelsesområder	193
6.4. Metoder	194

6.4.1.	Indfangning af rensdyr	194
6.4.2.	Indstilling af sendere ...	194
6.4.3.	Udvælgelse af data	194
6.5.	Resultat De mærkede dyr	196
6.5.1.	Årstidsbetingede vandringer	196
6.5.2.	Social struktur	199
6.5.3.	Del-bestande	199
6.5.4.	Vigtige vinter- og kælvningsområder	199
6.5.5.	Variationer i vandringsrate	200
6.5.6.	Forstyrrelser fra jagt ...	200
6.5.7.	Årstidsbetingede ændringer i aktivitet ...	202
6.6.	Diskussion	202
6.6.1.	Satellit sendernes stabilitet	202
6.6.2.	Årstidsvandring	202
6.6.3.	Sæsonbetingede variationer i aktivitet ..	203
6.6.4.	Forskelle mellem de to undersøgelsesområder	204
6.6.5.	Afgrænsning af bestande	204
6.6.6.	Årstidsmæssigt vigtige områder	205
6.6.7.	Fremtiden	205
6.7.	References	206

7. Rensdyrs adfærd ved forstyrrelser

7.1.	Resume	213
7.2.	Indledning	213
7.3.	Undersøgelsesområder	214
7.4.	Metoder	215
7.4.1.	Provokation	215
7.4.2.	Statistisk analyse	215
7.5.	Resultater	217
7.5.1.	Opdagelsesafstand	217
7.5.2.	Frygtafstand	217
7.5.3.	Flugtafstand	217
7.5.4.	Flugtdistance	217
7.5.5.	Nysgerrig adfærd	218
7.5.6.	Umiddelbare reaktioner	218
7.5.7.	Andre parametre	218
7.5.8.	Opsummering	218

7.6.	Diskussion	219
7.6.1.	Årvågenhed	219
7.6.2.	Reaktionens styrke	220
7.6.3.	Tilvænnning til mennesker	220
7.6.4.	Effekter af forstyrrelse	220
7.6.5.	Jagt	221
7.6.6.	Miljømæssig regulering	221
7.7.	Referencer	223

8. Sammenfatning

8.1.	Vækstperiode og sneforhold ...	227
8.2.	Vegetationsforhold i vigtige rensdyrområder	227
8.3.	Rensdyrs vandring	229
8.4.	Rensdyrs og forstyrrelser	230
8.5.	Litteratur	231

9. Tak

Appendiks 1-15

Indledning

Kort kan give væsentlige oplysninger om rensdyrs levevilkår. Hvor findes der f.eks. områder med lav, hvor findes der frodig vegetation og hvor er der som regel tidligt snefrit? Dette er eksempler på faktorer, som er væsentlige for rensdyr, men hvor der kun findes begrænset viden. Målet med projektet "Samspillet mellem rensdyr, vegetation og menneskelige aktiviteter" (RenVeg) er at undersøge spørgsmål som disse. Projektet består af følgende delprojekter:

1. Vækstperiode og sneforhold

Formålet med disse undersøgelser er at dokumentere sneafsmeltningens forløb samt vegetationens frodighed over en længere årrække.

2. Kortgrundlag for vurdering af vegetationsforhold i vigtige rensdyrområder

Kortlægningens formål er at forbedre kendskabet til fourageringsmulighederne og vegetationens beskaffenhed i forskellige dele af Grønland ved udarbejdelse af vegetationskort. Kortene er også anvendelige for vurdering af moskusokseres og fårs leveområder. Dette er dog ikke nærmere behandlet i rapporten.

3. Rensdyrs vandringer og aktivitetsområder (home range)

Undersøgelsens formål var at kortlægge rensdyrenes vandringer i Nuuk- og Kangerlussuaq områderne, samt at øge kendskabet til rensdyrenes opdeling i delbestande. Dette kendskab er bl.a. vigtigt for at kunne differentiere forvaltning på bestandsbasis.

4. Rensdyrs adfærd i forhold til forstyrrelser

Formålet var at undersøge rensdyrs adfærd i forbindelse med forstyrrelser ved menneskelige aktiviteter. En sådan viden er vigtig for at forvalte eksempelvis kælvningsområder i forhold til turisme, råstofaktiviteter mv.

Projektformulering og ansøgning blev til på initiativ af Pinngortitaleriffik (Grønlands Naturinstitut, GN) og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU). Desuden blev ASIAQ (Grønlands Forundersøgelser) og Geografisk Institut, Københavns Universitet (GI), inddraget. Kortlægningsdelen af projektet er gennemført som PhD-projekt. Kapitel 3-5 er med mindre ændringer i indledende afsnit identisk med PhD-rapporten. Projektet indledtes i 1996.

Nærværende rapport er finansieret med støtte fra Miljøstyrelsen via miljøbistandsprogrammet Dancea - Danish Cooperation for Environment in the Arctic. Rapportens resultater og konklusioner er forfatterens(nes) egne og afspejler ikke nødvendigvis Miljøstyrelsens holdninger.

Rapportens opbygning og indhold

Rapporten består af 6 delrapporter (hovedansvarlig institution i parentes) samt et Appendikssbind. Delrapporterne er:

1. Vegetationsbeskrivelse (GN).
2. Satellitbaseret vegetationskortlægning i vestgrønland. Del af PhD-rapport udført som en integreret del af projektet (DMU).
3. Retrospektiv AVHRR analyse. Kortlægning af snedækning og -afsmeltning samt vegetationens frodighed på basis af satellitbilleder (DMU på baggrund af rapportering fra ASIAQ).
4. Analyse af vegetation i satellitmærkede rensdyrs kerneområder (DMU).
5. Satellitsporing af rensdyr (GN).
6. Undersøgelser af rensdyrs reaktioner på forstyrrelser (DMU)

Data fra delrapport 2-4 findes på en data-CD, som inkluderer vegetationskort mm.

Det er i princippet tilstræbt, at de enkelte afsnit kan læses som helheder uden for mange henvisninger frem og tilbage mellem delprojekter. Ønsket om at perspektivere resultater med data fra andre delprojekter i de enkelte afsnit gør det imidlertid umuligt at undgå at foregribe resultater fra efterfølgende projektrapporteringer.

Grønlands logistiske forhold gjorde anvendelse af fjernanalyser (Remote Sensing) oplagte, og i projektet indgår både anvendelse af satellitbilleder og satellitsendere til sporing af rensdyr. Der har været lagt vægt på også at komme ud i felten for at bekræfte resultaterne af fjernanalyserne.

Projektet spænder vidt, men har rensdyrbestanden i Vestgrønland som fælles akse. En væsentlig begrundelse for projektet var ønsket om at tilvejebringe et kortgrundlag for karakteristik af især rensdyrs og fårs men også moskusokseers levevilkår. En sådan viden er en af forudsætningerne for at forvalte bestandene efter de forhold som dyrene lever under, og for monitorering af bestandenes størrelse, køns- og alderssammensætning og kondition. Forvaltning af rensdyrene under hensyntagen til de enkelte bestandes særlige forhold kræver imidlertid også viden om bl.a. 1) afgrænsningen af bestande samt antallet af dyr i de enkelte bestande, 2) levevilkår, plantevækst og sneforhold for de enkelte bestande samt 3) kendskab til hvorledes menneskelige aktiviteter griber ind i rensdyrenes færden.

Med rapporten er skabt et væsentligt grundlag for forståelse af sammenhængen mellem dyrenes levevilkår og dyrenes kondition og reproduktion i forskellige dele af Vestgrønland. Der er dermed lagt op til at gamle data om rensdyrbestandene kan sættes i et nyt perspektiv, og at nye undersøgelser kan tilrettelægges med baggrund i en velfunderet viden om de vegetationsmæssige og klimatiske vilkår.

Baggrund

Rensdyr (*Rangifer tarandus groenlandicus* og *R.t. tarandus*) findes hovedsagelig på Grønlands vestkyst. Bestanden har været genstand for periodiske svingninger i antal, som dokumenteret af Vibe (1967) og Meldgaard (1986).

De første egentlige undersøgelser af grønlandske rensdyr blev gennemført i slutningen af 1970'erne (Thing 1984, Lassen & Aastrup 1981 m.fl.). Disse undersøgelser, som især var koncentreret om Kangerlussuaq, blev iværksat som følge af stor dødelighed blandt rensdyrene i området samt et indtryk af stærk tilbagegang i antallet af dyr. Undersøgelserne konkluderede, at overgræsning bevirkede at dyrene ikke fik tilstrækkelig føde til at klare vinteren.

Siden har Grønlands Hjemmestyre og senere Grønlands Naturinstitut gennemført et antal flytællinger, som baggrund for vurdering af bestandsstørrelser med henblik på fastsættelse af kvoter for fangsten af rensdyr.

Rensdyrene har tidligere forvaltningsmæssigt været betragtet som een bestand, da der hverken har været tilstrækkelig viden om rensdyrenes forekomst i selvstændige bestande eller om de vilkår, som rensdyrene lever under i forskellige dele af Grønland.

I DMU's regi er gennemført miljømæssige undersøgelser i forbindelse med eventuel etablering af vandkraft flere steder i rensdyrenes udbredelsesområde. Disse undersøgelser gennemførtes med henblik på at vurdere i hvor høj grad transmissionslinjer og opdæmning af søer m.m. kunne forventes at påvirke rensdyrene negativt.

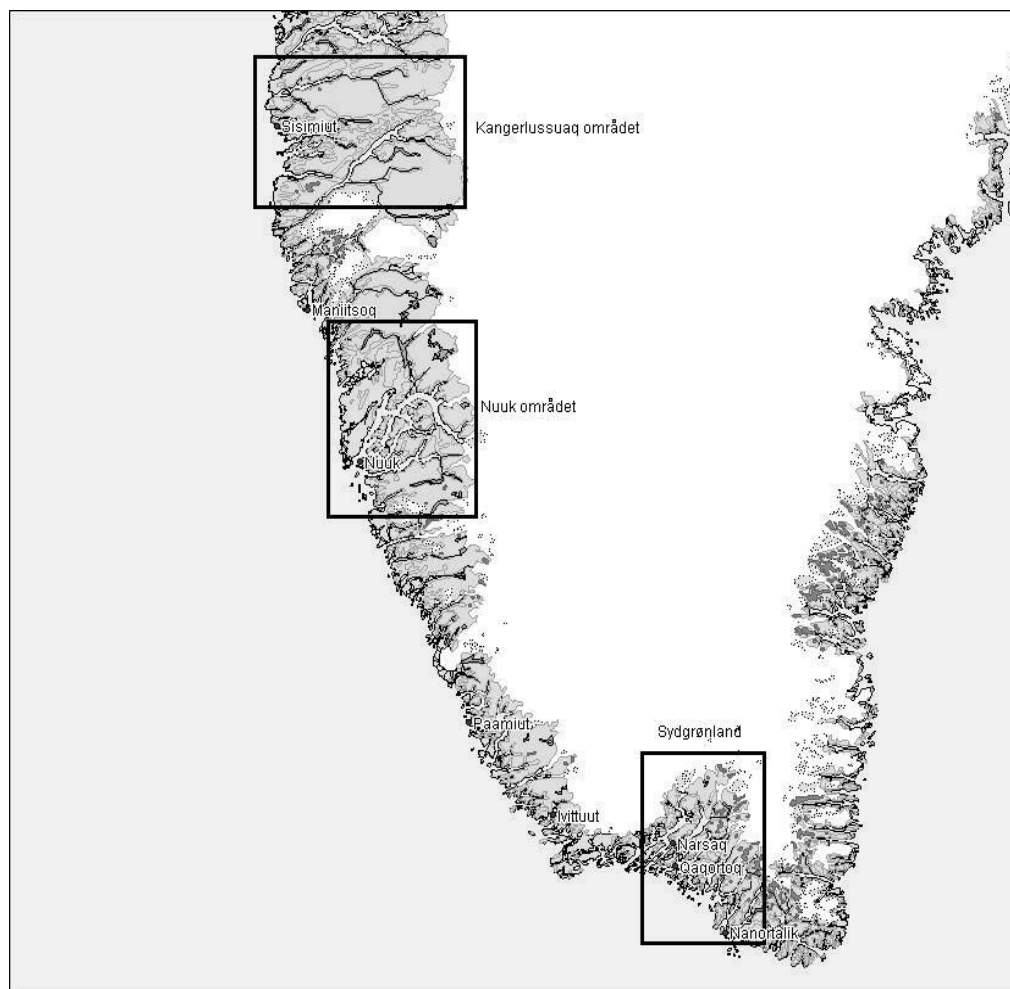
I kælvningsstiden er kælvningsområderne særligt vigtige for bestandene. I kælvningsstiden kan råstofaktiviteter således kun foregå efter Råstofdirektoratets særlige godkendelse. Identifikation af kælvningsområder for rensdyr er derfor et vigtigt indsatsområde for DMU's rådgivning til Råstofdirektoratet.

Valg af områder

Undersøgelsesområderne er vist på figur 1.1. Området i Sydgrønland er udvalgt på grund af regionens økonomisk og kulturelt vigtige færeholderhverv. Der eksisterer konventionelle vegetationskort over en stor del af landbrugsdistrikterne i Sydgrønland (Thorsteinsson 1983, Motzfeldt & Guðjónsson 1999). Der er samtidig et voksende behov for at iværksætte en græsningsmonitoring for hele regionen. Græsningsmonitoring bør udføres for at undgå overgræsning og for at søge at kvantificere hvor mange får, der kan græsse på et givet område. Overgræsning forårsaget af får er et problem, idet en svækkelse af vegetationen medfører øget erosionsrisiko. Denne risiko er størst ved vintergræsning som først og fremmest går ud over træagtige planter.

Nuuk området er prioriteret kortlagt af flere grunde. Nuuk kommune's befolkning lægger med sine godt 13.400 indbyggere et stort pres på de omkringliggende landområders naturressourcer, og rensdyrbestandene udgør en vigtig ressource.

Kangerlussuaq området er prioriteret kortlagt for at dække vildrenernes og moskusoksernes udbredelsesområde i Angujaartorfiup Nunaa. Vildrenbestanden i området har vekslet meget i størrelse (Vibe 1967) og bestandens seneste større nedgangsperiode var i 1970'erne (Thing 1984). Området har den største vildrenbestand i Vestgrønland (Pedersen 1999). Lavvegetationen i vildrenernes primære vintergræsningsområde omkring Ikarlulik var nedgræssede i 1979 (Thing 1984) og er ikke siden undersøgt, ej heller kender man vintergræsningsområdernes udbredelse.



Figur 1.1. De kortlagte områders beliggenhed i Grønland.

Del 2

Vegetationsbeskrivelse

af

**Pipaluk Møller Lund, Christian Bay
& Kristjana Motzfeldt
Grønlands Naturinstitut**

Vegetationsbeskrivelse

2.1. Indledning

Kortlægning af vegetation bygger på klassifikation af de overfladetyper, som kan identificeres på satellitbilleder og på mulighederne for at definere meningsfulde vegetations typer, som kan genfindes i felten. En væsentlig forudsætning for tolkning af satellitbilleder er detaljerede botaniske beskrivelser af de kortlagte vegetationstyper og vegetations typernes fødemæssige betydning kan vurderes på baggrund af de detaljerede beskrivelser.

Kendskab til hvilke vegetationstyper der er tilgængelige året igennem er vigtigt for vurdering af rensdyrs, moskusokses og fårs livsbetingelser. Forskellige bestande i Vestgrønland lever under forskellige klimatiske og vegetationsmæssige forhold, og det giver sig f. eks. udslag i at rensdyrene i ét område sulter en vinter, mens de i et andet område klarer sig fint.

I dette kapitel beskrives de kortlagte plantesamfund på baggrund af detaljerede analyser. Undersøgelserne omfatter karplanter og laver (lichener), sidstnævnte dog kun på nogle af lokaliteterne. Mosser er behandlet som een gruppe.

Formålene med vegetationsbeskrivelsen er:

1. At undersøge, definere og beskrive de kortlagte vegetationstyper (Kapitel 3):
Kangerlussuaq og Nuuk: dværgbuskhede, fjeldmark, græsland, kær, krat, lavholdig dværgbuskhede og steppe.
Sydgrønland: dværgbuskhede, fjeldmark, lavholdig dværgbuskhede, græsland, kær, krat og opdyrket/frodigt.
2. At analysere og beskrive de arealmæssigt dominerende plantesamfund i de tre områder.

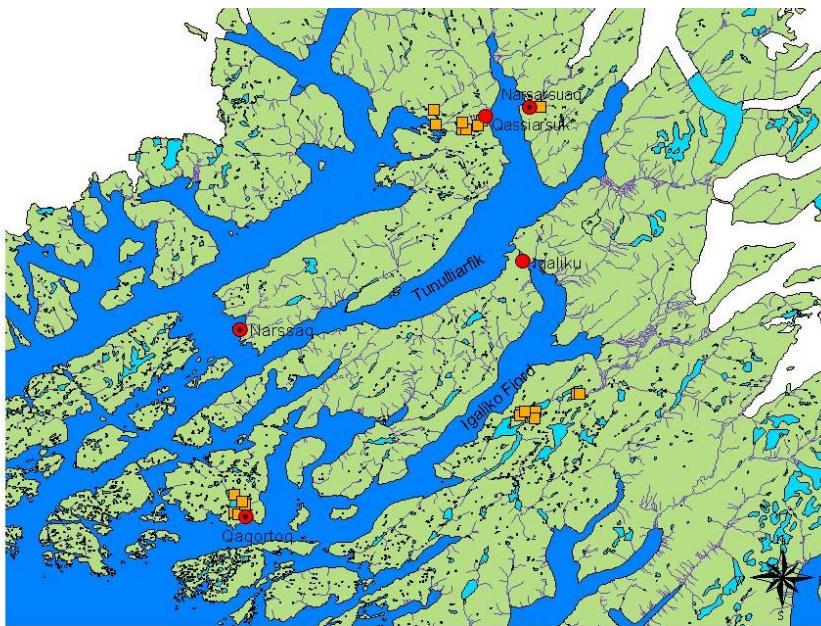
3. At forbedre baggrunden for at vurdere de beskrevne og kortlagte samfunds betydning for rensdyr, moskusokser og får.
4. At sammenligne ITEX metoden med den konventionelle dækningsgradsanalyse ved beskrivelse af plantedække.
5. At vurdere græsningstryk.

2.2. Tidligere botaniske undersøgelser og -kortlægning

Kortlægning af vegetation i Grønland ved hjælp af flyfoto og/eller satellitoptagelser er tidligere udført på Jameson Land (Mosbech & Hansen 1994), i den Grønlandske Nationalpark (Hansen & Søgaard 1989), ved Zackenberg (Lund 1993, Tamstorf 1997), ved Søndre Strømfjord (Holt 1983, Olesen 1990), i Paradisdalen (Holt 1987), ved Kangerluarsunnguup tasersua syd for Nuuk (DMU 1984), ved Paamiut (Motzfeldt et. al 1996), i Sydgrønland (Hansen 1991, Folving 1986, Lund et. al 1996, Thorsteinsson 1983, Motzfeldt & Guðjónsson 1999) og i et afgrænset område i Qingua-dalen i Sydgrønland (Feilberg & Folving 1990).

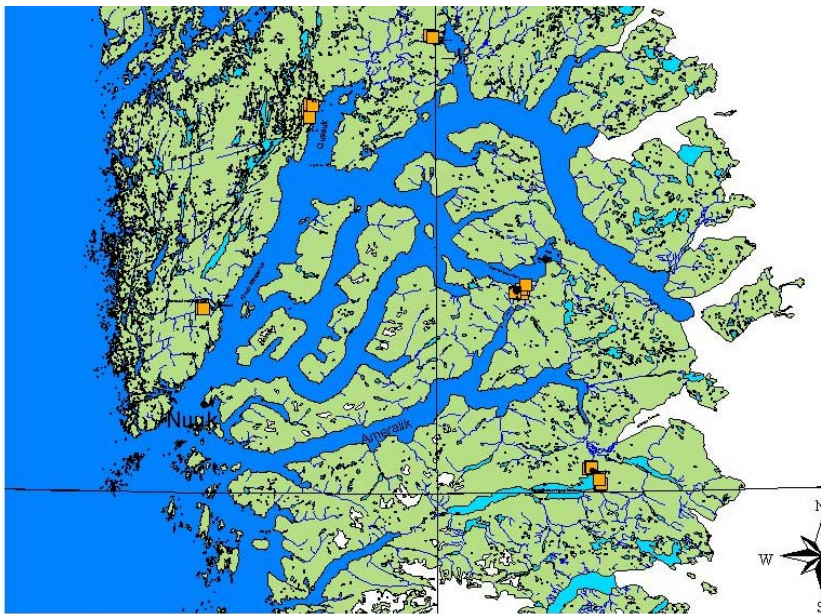
Thorsteinsson inddelte vegetationen i 59 plantesamfund fordelt i 18 forskellige plantesamfund efter dominerende og karakteristiske karplanters forekomst. Fredskild et al. (1994) har i korte træk beskrevet vegetationen omkring en sø i 510 meters højde lige syd for Narsarssuaq. Feilberg og Folving (1990) inddelte vegetationen i den ydre del af Qingua-dalen i 5 typer, hvor skov- og hedetyperne er unikke i grønlandsk sammenhæng.

For Nuuk-regionen eksisterer der ingen tidligere vegetationskort, bortset fra et lille område ved bunden af Kangerluarsunnguup



Figur 2.1. Lokalteterne i Sydgrønland afmærket med orange firkanter.

Digitalt kort G/250 Copyright KMS
10 0 10 20 30 40 50 Kilometers



Figur 2.2. Lokalteterne ved Nuuk afmærket med orange firkanter.

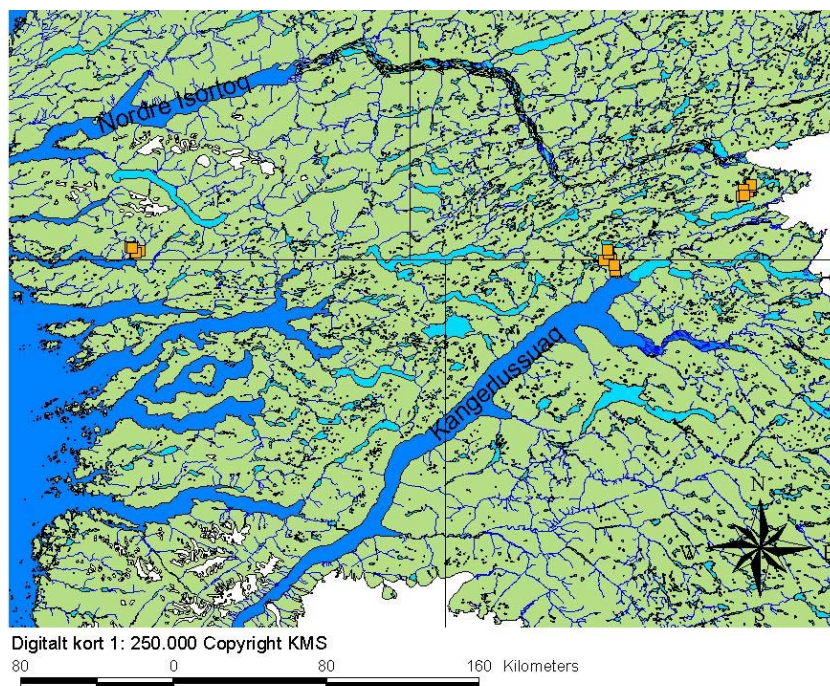
Digitalt kort 1:250.000 Copyright KMS
20 0 20 40 60 80 100 Kilometers

tasersua. Hanfgarn (DMU 1984) inddelte vegetationen i lavlandet i 7 plantesamfund.

Böcher (1954) undersøgte vegetationen i og umiddelbart omkring Nuuk. Vegetationen i Ilulialik er kort beskrevet af Fredskild og Hansen (GBU 1976), der beskriver 9 forskellige plantesamfund. Derudover har Trapnell (1933) inddelt vegetationen i Qussuk i 21 typer (plantesamfund) efter hvilke arter, der dominerer i de forskellige plantelag og navngivet typerne efter Braun-Blanquet metoden (1930).

Holt (1983) kortlagde 87 km² vegetation nord og øst for Kangerlussuaq i 14 typer. Böcher (1954) inddelte vegetationen omkring Kangerlussuaq i 14 typer ud fra forekomsten af økogeografiske og klimatiske indikatorarter. Holt (1983) har inddelt vegetationen i Paradisdalen i 5 forskellige overordnede plantesamfund.

Den foreliggende beskrivelse af plantesamfund er den første, som dækker større områder i Vestgrønland på baggrund af detaljerede beskrivelser af et stort antal lokaliteter.



Figur 2.3. Lokaliteterne i Kangerlussuaq området afmærket med orange firkanter.

2.3. Beskrivelser af de undersøgte lokaliteter

Feltarbejde er gennemført i somrene 1997 i Nuuk området og i 1998 i fåreholderdistrikterne i Sydgrønland samt i Sisimiut/Kangerlussuaq-regionen. Feltområdernes placering er vist på figur 2.1-2.3. Feltarbejdet blev koordineret med de øvrige kortlægningsaktiviteter, der er beskrevet i kapitel 3.

2.3.1. Valg af feltlokaliteter

Feltlokaliteterne er udvalgt med henblik på undersøgelser af plantesamfundene i såvel kyst- som indlandsområder i hvert af de tre hovedområder. Vigtige kriterier for udvælgelsen af lokaliteter er: forekomst af store sammenhængende vegetationsdækkede flader på de forklassificerede satellitbilleder, logistiske forhold samt at området er skyfrit på de udvalgte satellitbilleder.

Qassiarsuk ligger i indlandet og er et lavlandsområde med store sammenhængende vegetationsdækkede flader. Dele af området er intensivt opdyrket, og der forekommer intensiv fåregræsning. Området tilhører den subkontinentale, subarktiske zone, som er defineret ved forekomsten af pile- og birkekrat (Feilberg 1984).

Vatnahverfi er både indlands- og kystpræget. Fåregræsning forekommer og området hører til den suboceaniske, lavarktiske vegetationszone, som er defineret ved forekomst af pilekrat (Feilberg 1984). Området er et fjeldlandskab med lave afrundede fjelde og store brede dale. Vegetationen er typisk for indlandsbæltet og Vatnahverfi er et af de frodigste områder i Grønland.

Qaqortoq lokaliteten er et kystpræget område, hvor der ikke holdes får. Området har store sammenhængende vegetationsdækkede arealer.

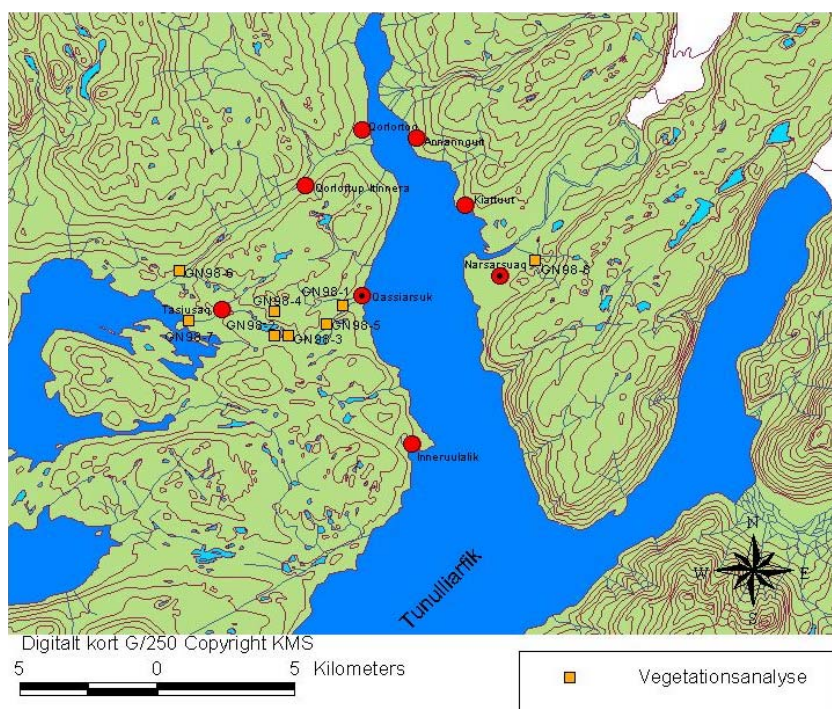
Lokaliteten Uutaap Kuua er et kystområde beliggende i en dal, der deler sig i to mod nord fra bunden af Kangerluarssuk Tulleq lige nord for Sisimiut, se figur 2.7. Lokaliteten ligger i en bred nordøst-sydvest gående dal. På begge sider af hovedelven i dalen ligger løsmasse-terasser, der gennemskæres af bielve. Dette giver et varieret landskab med mange plantesamfund. Fra lejren var der adgang til Uutaap Kuua, store nordøst-, øst-, sydøst-, syd-, sydvest- og vestvendte arealer. Området grænser op til "Arctic Circle Race-ruten" og hundeslædespor mellem Sisimiut og Kangerlussuaq, der følger en østgående

dal. Den nordøstgående dal blev valgt for at sikre, at undersøgelsesfelterne vil kunne findes uforstyrrede.

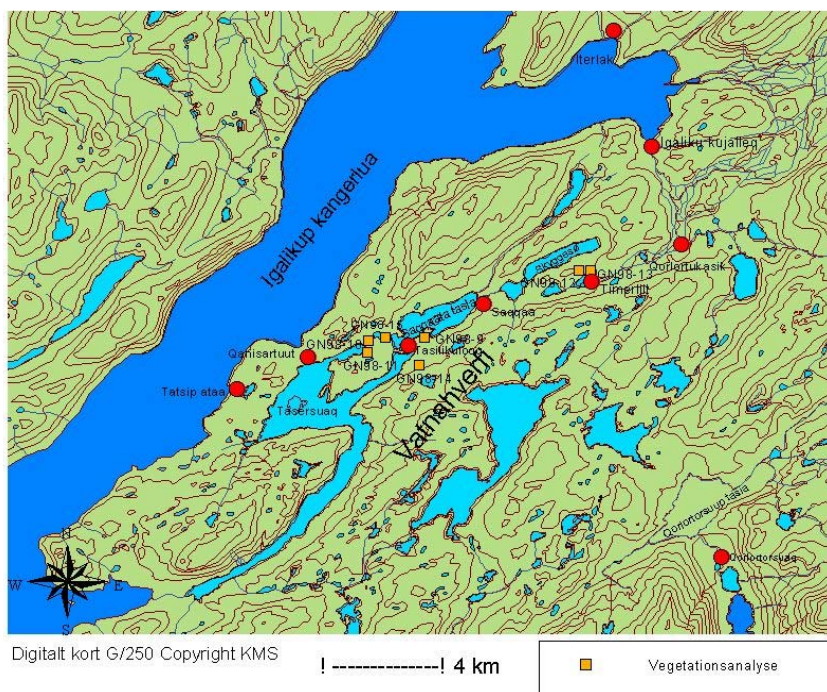
Lokaliteten ved Brayasø (figur 2.8) blev valgt som mellemposition i forhold til indlands- og kystlokaliteterne. Landskabet er småkuperet og de højeste toppe er alle under 500 m.o.h. Området er let tilgængeligt og var på satellitbilledet helt skyfri. Derudover er lokaliteten interessant fordi hovedparten af de 49 vildren-simler, som GN nedlagde i 1996-

97 under forskningsfangst, blev taget i dette område. Derudover er området et yndet vintergræsningsområde for en del rensdyr (Cuyler pers. komm). Analyserne blev foretaget i samfund, der ikke blev krydset af turiststier og -veje. En enkelt analyse (GN98-34) er placeret tæt ved en vej nær et strømkrat langs en elv.

Isunngua lokaliteten (figur 2.9) repræsenterer de ekstreme indlands vegetationstyper. Undersøgelingsområdet omfatter arealer vest



Figur 2.4. Placeringen af analysefelterne på Qassiarsuk lokaliteten er vist med orange firkanter med angivelse af ID.



Figur 2.5. Placeringen af analysefelterne i Vatnahverfi lokaliteten er vist med orange firkanter med angivelse af ID.

for den store sø i Isungua og udgør et areal på ca. 5 km x 3 km. Området omfatter en bred øst-vestgående dal samt lav- og højlandsområder nord og syd herfor. Området blev valgt på grund af dets betydning som kælvings- og græsningsområde for rendyr (Cuyler pers. komm.).

Kanassut (figur 2.10) og Qussuk (figur 2.11) lokaliteterne ligger i et typisk vestgrønlandsk terræn, gennemskåret af dale med frodig vegetation. Kanassut lokaliteten omfatter store arealer med terrasser af marine aflejringer og store kær-områder. Lokaliteten Qussuk kaldes lokalt for Iersuutilik. På grund af mange vindudsatte fjeldrygge og ringe jorddannelse, er kun et mindre areal dækket af sammenhængende vegetation. Området er småkuperet og har mange små og store søer. Begge lokaliteter blev valgt p.g.a. deres forekomst af lavrige plantesamfund, som gør dem attraktive som vintergræsningsområder for rendyr.

Ilulialik lokaliteten (figur 2.12) ligger nord for elvlejet Sangujaarssuit. Området repræsenterer de nordlige kontinentale vegetationstyper i Nuuk-området. Området er vanskeligt tilgængeligt med båd på grund af store lavvandede områder i Ilulialik, som tørlægges ved ebbe. Der er store forekomster af finkornede løsmasser såsom silt og ler i lavlandet. Derudover er store områder dækket af moræne, og overalt er plantedækket meget tæt.

Kangerluarsunnguaq lokaliteten ligger for østenden af Kangerluarssuunguup Tasersua i nærheden af dæmningen for vandkraftværket i Buksefjorden. Området har som helhed udstrakte løsmasser med sammenhængende plantedække.

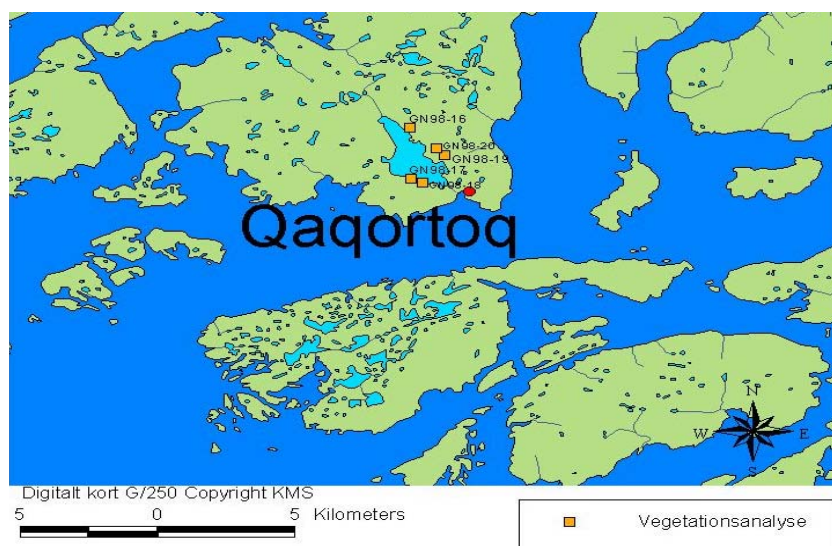
2.4. Metoder og materialer

Behovet for at kvantificere plantegrupper og plantearters dækningsgrad til sammenligning med målt reflektion samt muligheden for at følge vegetationens udvikling fremover, har ført til valget af ITEX projektets (International Tundra Experiment) metode (Walker 1995). Denne metode giver statistisk reproducerbare resultater, som tillader sammenligninger mellem lokaliteter og over tid.

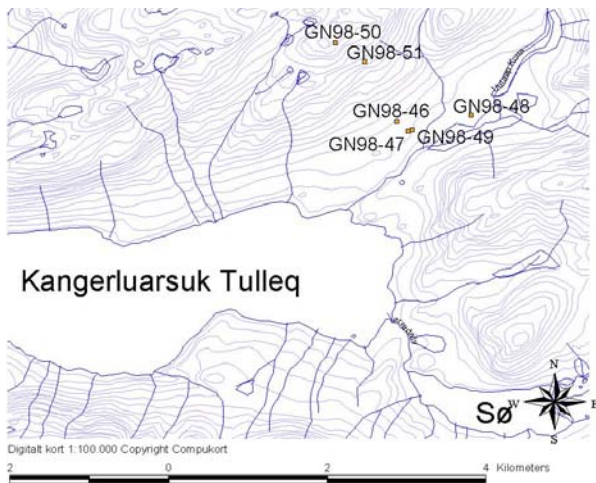
De metoder, der er anvendt i tidligere kortlægninger, botaniske beskrivelser og plantesamfundsbeskrivelser er mangeartede og vanskelige at sammenligne direkte med ITEX-data.

2.4.1. Placering af analysefelter

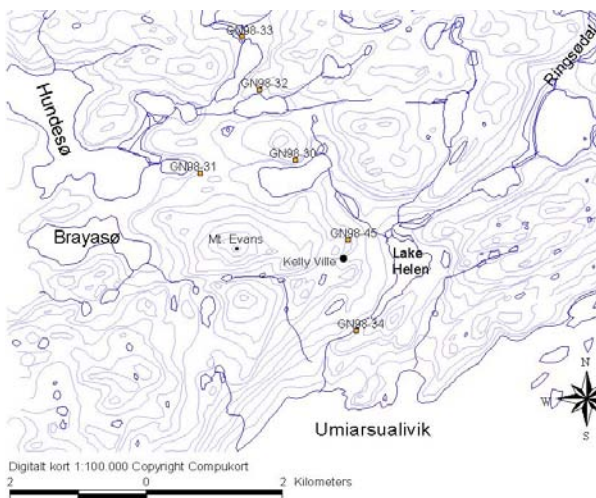
Før hver feltsæson blev der ved automatisk klassifikation fremstillet satellitkort over de udvalgte lokaliteter med henholdsvis 6 og 9 vegetationsklasser. Den mindste enhed, der kan defineres på satellitkortene er 25 x 25 m² efter resampling. Kortene blev derfor anvendt for at sikre at analyserne blev udført i ensartet farvede områder, som indikerede homogene plantesamfund.



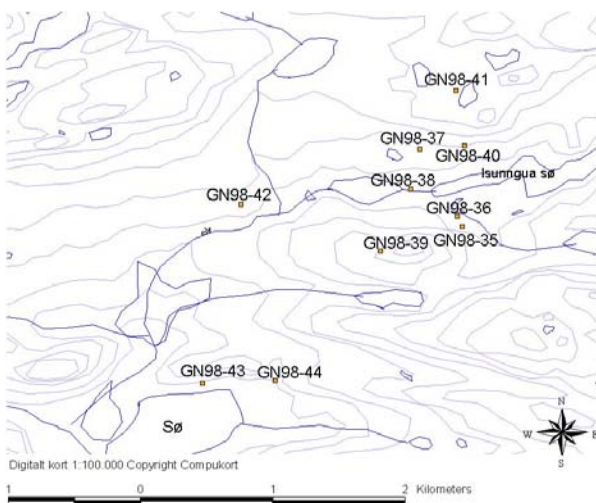
Figur 2.6. Placeringen af analysefelterne i Qaqortoq lokaliteten er vist med orange firkanter med angivelse af ID.



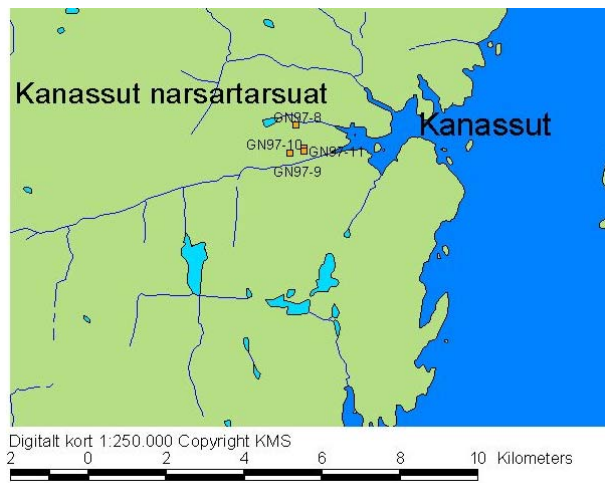
Figur 2.7. Placeringen af analysefelterne i Uutaap Kuua lokaliteten er vist med orange firkanter og angivelse af ID.



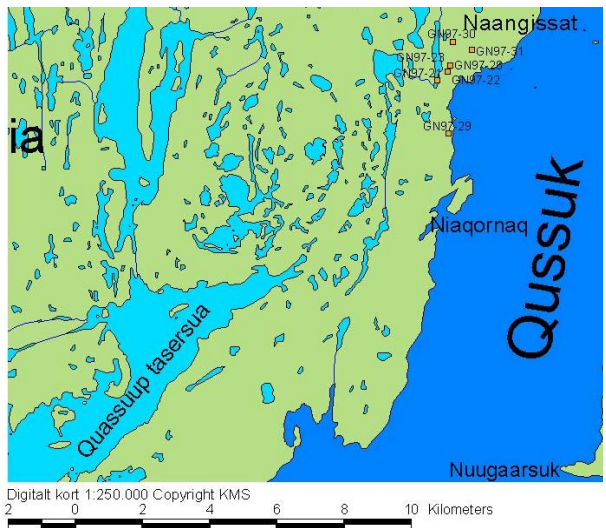
Figur 2.8. Placeringen af analysefelterne i Braya-sø lokaliteten er vist med orange firkanter og angivelse af ID.



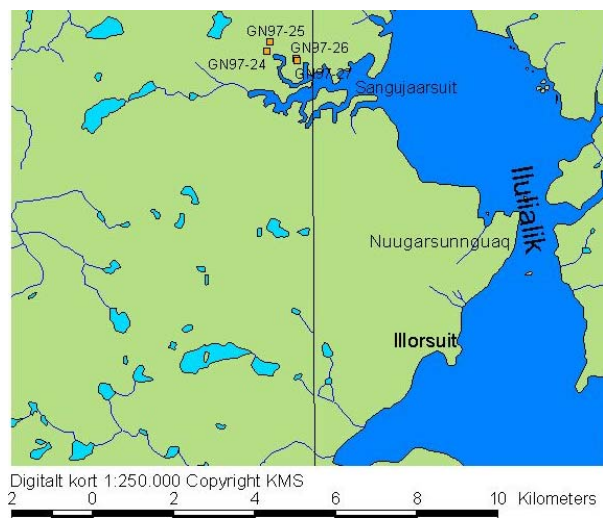
Figur 2.9. Placeringen af analysefelterne i Isungua er vist med orange firkanter og angivelse af ID.



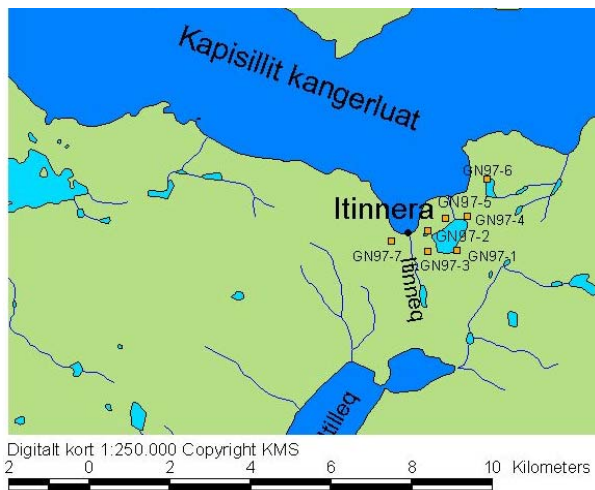
Figur 2.10. Placeringen af analysefelterne i Kanassut er vist med orange firkanter og angivelse af ID.



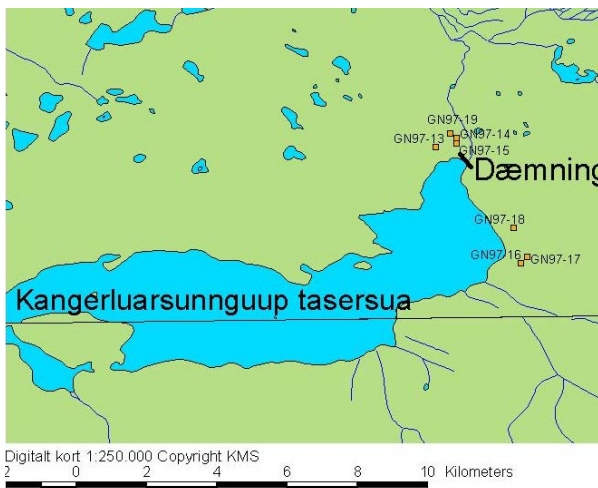
Figur 2.11. Ovenfor. Analysefelterne i Qussuk vist med orange firkanter.



Figur 2.12. Analysefelterne i Ilulialik vist med orange firkanter og angivelse af ID.



Figur 2.13. Analysefladerne i Itinnera vist med orange firkanter.



Figur 2.14. Analysefladerne ved Kangerluarsunnguuaq.

2.4.2. Materiale til vegetationsanalyse

Princippet i ITEX analysen er, at planteart eller type registreres i 100 punkter i et eller to lag. Til vegetationsanalyserne benyttes såkaldte ITEX-rammer (Walker 1995). ITEX-rammerne fremstilles af aluminium firkant-rør og har et indre mål på 71 x 71 cm, hvor der er udspændt et nylon-trådnæt, som danner 100 skæringspunkter. På oversiden af rammen er der pålimet lineal "tape". Trådnettet er fæstet ud for 7, 14, 21, 28, 35, 42, 49, 56, 63, 70 cm's mærkerne. Hjørnerne er markeret med bogstaverne A-D. Rammen placeres vandret over vegetationen på fire ben, som presses ned i jorden. To vaterpas er fastgjort til oversiden, således at det kan kon-

trolleres, at rammen er placeret vandret over vegetationen. Benenes placering markeres permanent med 10 cm lange, rustfrie rør, som placeres i hullerne, hvor rammens ben har siddet. Rammen orienteres således, at A-hjørnet altid er i sydvestlig retning. Umiddelbart nord for hvert af plottene placeres et 50 cm langt vinkeljern med orangefarvet spids. Permanente mærker vedhæftes.

De 100 registreringspunkter defineres som punkterne vertikalt under snorenes skæringer.

GPS-positioner er indsamlet med Garmin 12x bærbar GPS på samtlige lokaliteter undtagen i Sisimiut/Kangerlussuaq området, hvor Leica MX 6800 GPS-modtager er benyttet.

2.4.3. Rekognoscering

På hver lokalitet indledtes feltarbejdet med rekognosceringer for at få et overblik over plantesamfundene og deres fordeling i terrænet. Vegetationen blev inddelt i plantesamfund ud fra artssammensætning, dominerende arter og deres dækningsgrad samt fysiske forhold som jordbundens vandindhold og terrænets eksponering. Samtlige forekommende karplanter blev identificeret og indsamlet til Grønlands Naturinstitut's herbarium. Nomenklaturen for karplanterne følger Böcher *et al.* (1978). På lokaliteterne Qussuk, Ilulialik, Brayasø og Uutaap Kuua, indsamlede Eric Steen Hansen laver til Naturinstituttet. Nomenklaturen for laverne følger Santesson (1993).

Plantesamfund med lille arealmæssig udbredelse, som er vigtige græsningshabitater for rensdyr, moskusokser eller får er dog også beskrevet. Der er f.eks. udført forholdsvis mange analyser i intensivt græssede græslandstyper.

2.4.4. Vegetationsanalyser efter ITEX-metoden

Arternes dækningsgrad er bestemt ved ITEX-analyser. I homogene plantesamfund er lavet detaljerede analyser i 4 plots med ca. 5 meters afstand. Plottene blev placeret langs

en linje i midten af et større homogent plantesamfund. Analysemetoden følger ITEX-konceptet og består af en modificeret "pin-point"-analyse (Walker 1995). I et skema blev for hvert plot noteret:

1. Plot ID, dato og initialer.
2. Højde fra jordoverfladen til hvert af de fire Itexrammehjørner.
3. Artsnavnskode for de arter, som blev registreret direkte under Itex-rammens 100 knude-punkter. Op til 2 lag blev registreret.
4. Afstanden fra vegetationsrammens underside til flerårige planter og laver angives med 5 mm's nøjagtighed.

For hver lokalitet udfyldtes skema 2 med følgende oplysninger:

1. Dato, lokalitet, ID og GPS-position.
2. Højde over havet.
3. Eksponering.
4. Hældning.
5. Jordbundens fugtighed.
6. Andel af sten og blok i overfladen.
7. Overfladens beskaffenhed.
8. Vegetationstype og plantesamfund.
9. Den gennemsnitlige vegetationshøjde.
10. Skønnet dækningsgrad i de fire ITEX - rammer af de dominerende dværgbuske og urter, samt laver og mosser, "litter" (dødt organisk materiale, som ikke er rod-fæstet), "organic crust" (organisk overflade bestående af prothallus af laver, mosser og alger, som danner sorte, grå eller hvide overflader på jorden), samt eventuelt ubevokset jord. Dækningsgrad blev angivet i procent.
11. Karplanter i plantesamfundet udenfor rammerne.
12. Lavdækket i %, græsningstryk og noter om andre tegn på græsning.
13. Vegetationstyper i mosaik med de analyserede.

2.4.5. Beregning af arternes dækningsgrad og navngivning af vegetationstyper

På grundlag af arternes forekomst inden for ITEX-rammerne er frekvensen af hver enkelt art i samtlige plots beregnet. Et gennemsnit for hver analyseret type er beregnet på basis af de fire plot og brugt som mål for arternes dækningsgrad på den pågældende lokalitet.

Fire personer skønnede subjektivt og uafhængigt af hinanden dækningsgrader i ITEX-rammerne for hovedgrupperne karplanter, mosser og laver og et gennemsnit blev angivet i skema 2. Ved bedømmelse af lavdække udgjorde hele arealet samlet 100 % og ved bedømmelse af arts- eller plantegruppedækning i hvert vegetationslag, udgjorde disse 100% hver. Mosser blev ikke søgt artsbestemt, men registreredes som gruppe. Til sidst blev der taget oversigtsbilleder af plantesamfundene og nærbilleder af alle plottene. Resultaterne er indtastet i Microsoft Access og Microsoft Excel.

De beregnede tal er sammenlignet med de skønnede dækningsgrader for at sammenligne resultaterne af de to metoder på baggrund af data fra 1998.

De analyserede vegetationstyper er navngivet på baggrund af:

1. Beregnede dækningsgrader for arter i ITEX-rammerne.
2. Det latinske navn på arten/-erne eller navnet på den plantegruppe med størst dækning, eks. lavhede, hvis dækningen for lav er større end 75%.
3. Oplysninger om fugtighed, tuer, sten/blokke i overfladen.
4. Hvis mere end to dværgbusk-arter er har væsentlig dækning kaldes typen blandet dværgbuskehede. Blandet græsland bruges tilsvarende når mere end to halvgræs-/græsarter dominerer.

2.4.6. Vurdering af græsningstryk

Følgende kategorier er benyttet ved vurderingen af græsning på lavdækket i de analyserede flader.

Ugræsset: Der er ingen spor efter græsning på lavdækket eller plantedækket iøvrigt.

Lidt græsset: Når lavdækket forekommer i nogenlunde sammenhængende måtter og når højden er over 3 cm. Rensdyrlaverne *Cladonia rangiferina*, *Cl. mitis*, *Cl. arbuscula* og/eller *Cl. stellaris* dominerer.

Middel græsset: Lavdækket er middel græsset når det har en højde på 2-3 cm. Lavdækningen er mere sparsom end i den første kategori, og der kan være en del områder, hvor laven er sparket løs. Rensdyrlaver dominerer, men på finere substrat kan *Stereocaulon paschale* have tendens til at dominere på bekostning af rensdyrlaverne. *Cetraria nivalis* har god dækning enkelte steder.

Stærkt græsset: Laverne er stærkt græsset, når lavhøjden er mindre end 1-2 cm. Rensdyrlaverne er stærkt udtyndede. *Stereocaulon paschale*, en del andre *Cladonia*-arter (bægerlav-arter) og *Cetraria nivalis* kan dominere afhængigt af voksested.

Nedgræsset: Når der kun er spor/fragmenter af lav tilbage og enkelte steder slet ingen lav tilbage er det nedgræsset. På sårbart substrat (fin kornstørrelse) kan der være erosionsskader.

Vindslidt: Arealer er vindslidte, når vinderosionen har været så kraftig, at der kun findes særligt tilpassede laver som *Ochrolechia frigida*, *Haematomma ssp*, *Thamnotilia vermicularis* og *Cetraria nivalis* (Gaare 1978, Lyftingsmo 1974).

I de tilfælde hvor busklaver helt mangler er græsningsintensiteten blevet vurderet ud fra spor efter græsning på dværgbuske, buske og graminoider (siv, græsser og halvgræsser). Andre tydelige spor som nedtrampning, tandmærker og oprevne buske er medtaget i vurderingen.

2.5. Resultater

De botaniske undersøgelser er foretaget i to tempi. Først er udarbejdet en oversigtlig beskrivelse af de vegetationstyper, som forekommer i hvert enkelt undersøgelsesområde på baggrund af recognosceringer. Resultaterne af de egentlige analyser findes i Appendiks 1. I Tabel 2.1-2.9 vegetationsklassifikationer for de enkelte lokaliteter.

2.5.1. Analyserede vegetationstyper

Her følger en oversigt over de analyserede vegetationstyper fordelt på de forskellige typer plantesamfund. En oversigt over vegetationstyperne, fordelt på de enkelte lokaliteter, findes i tabel 2.1-2.9. Dækningsgraden for de enkelte arter fundet ved ITEX-analyserne ses i Appendiks 1.

Krat

Salix glauca-krat, fugtig (GN97-07) (GN98-51) (GN98-43)

Betula pubescens-krat (GN98-08) (GN98-14)

Salix glauca-krat m. *Betula nana*, tør (GN97-14) (GN98-32)

Salix glauca-krat m. dværgbuske (GN98-16)

Salix glauca-krat m. *Ledum groenlandicum*, fugtig (GN97-25)

Salix glauca-krat m. *Festuca rubra* (GN98-02) (GN98-34)

Salix glauca-krat m. *Anthoxanthum odoratum*, fugtig (GN98-11)

Salix glauca-krat m. *Thymus praecox*, tør (GN98-13)

Kær

Eriophorum angustifolium-*Carex bigelowii*-kær (GN97-21)

Carex bigelowii-kær (GN97-17)

Eriophorum angustifolium-moskær (GN97-02)

Eriophorum angustifolium-*Carex rariflora*-kær, tuet (GN97-06) (GN98-15)

Carex rariflora-moskær (GN97-08) (GN98-5) (GN98-38) (GN98-47)

Carex rariflora-*Carex bigelowii* moskær, tuet (GN98-48)

Carex saxatilis-*Carex rariflora*-kær (GN98-18) (GN98-33)

Græsland

Agrostis mertensii-Festuca rubra-græsland (GN98-01)

Poa pratensis-græsland, tør, nedgræsset (GN98-40)

Kobresia myosuroides-græsland (GN98-09) (GN98-10) (GN98-12)

Agrostis mertensii-Juncus trifidus-græsland (GN98-07)

Anthoxanthum odoratum-græsland (GN98-03)

Eriophorum scheuchzeri-Deschampsia pumila-græsland, fugtig, nedgræsset (GN98-35)

Blandet græsland, fugtig, ikke græsset (GN98-36)

Sneleje

Salix herbacea sneleje, lavrig (GN98-50)

Lavhede

Lavhede med *Carex bigelowii* (GN97-22)

Lavhede med *Empetrum nigrum* (GN97-10)

Lavhede med *Betula nana* (GN97-28)

Lavhede med blandet dværgbuske (GN97-12) (GN97-23)

Buskhede

Betula nana-hede (GN97-05) (GN98-42) (GN98-44) (GN98-45)

Blandet dværgbuskhede med store tuer (frostboils) (GN97-26) (GN97-27)

Empetrum nigrum-hede (GN98-17) (GN98-20)

Empetrum nigrum-hede m. *Salix glauca*, fugtig, tuet (GN97-03)

Empetrum nigrum-hede m. *Vaccinium uliginosum*, fugtig, tuet (GN97-11)

Vaccinium uliginosum-hede, åben (GN98-04)

Vaccinium uliginosum-Empetrum nigrum-hede (GN98-19)

Betula nana-hede m. *Ledum groenlandicum*, tør, tuet (GN97-13)

Betula nana-hede, åben, tør (GN97-19)

Betula nana-hede, lavrig (GN98-49)

Betula glandulosa-hede (GN98-06)

Blandet dværgbuskhede (GN98-46)

Blandet dværgbuskhede, fugtig, tuet (GN97-18) (GN97-24)

Blandet dværgbuskhede, fugtig, tuet, mosrig



Figur 2.15. Fugtigt *Salix glauca*-krat i Ilulialik (GN97-25). Foto: K. Motzfeldt.



Figur 2.16. *Betula pubescens*-krat på vestvendt skråning ved Narsarsuaq (GN98-08) Foto: K. Motzfeldt.



Figur 2.17. *Eriophorum angustifolium-Carex bigelowii*-kær ved Qussuk (GN97-21). Foto: K. Motzfeldt.

(GN98-39)

Blandet dværgbuskhede, fugtig, frodig, tuet (GN97-09)

Blandet dvergbuskhede, lavrig (GN97-29) (GN97-30) (GN97-31)

Ledum palustre-*Betula nana*-hede (GN98-31)

Salix glauca-*Betula nana* hede, åben, tør (GN97-16)

Steppe

Agrostis mertensii-*Carex scirpoidea*-steppe, blokrig, tør (GN97-04)

Carex supina-steppe, sten/blokrig (GN97-15) (GN98-30).

Kobresia myosuroides-steppe (GN98-37)

Afblæsningsflade/fjeldmark

Afblæsningsflade (GN97-01)

Fjeldmark m. spredte dværgbuske, sten/blokrig (GN97-20)

Afblæsningsflade (GN98-41)

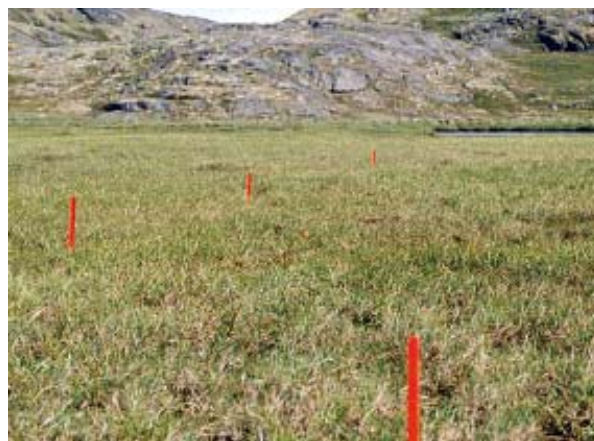
2.5.2. Beskrivelser af vegetation på alle lokaliteter - baseret på rekognosceringer

Det følgende er en gennemgang af de undersøgte lokaliteter med beskrivelser af de vigtigste forekommende vegetationstyper/plantesamfund.

Qassiarsuk

Området domineres af artsrigt græsland. To typer er almindelige, og analyser er udført i disse: dels en type domineret af *Agrostis mertensii*, og dels en type domineret af *Anthoxanthum odoratum*. Sidstnævnte findes udbredt på sydvendte skråninger i mindre lavninger, som ellers er omgivet af *Salix glauca*.

Vaccinium uliginosum optræder på tuer i kær og i højtliggende områder, men dækker aldrig mere end få hundrede kvadratmeter. *Betula glandulosa*-domineret vegetation er meget artsfattig, og forekommer spredt. Langs søbredder vokser *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium* og *Comarum palustris*. Flere steder findes vandhuller med *Ranunculus repens*, *Alopecurus aequalis* og



Figur 2.18. *Carex rariflora* moskær ved Kanassut (GN97-8). Foto: K. Motzfeldt.



Figur 2.19. *Agrostis mertensii*-*Festuca rubra*-græsland ved Qassiarsuk (GN98-01). Foto: K. Motzfeldt.



Figur 2.20. *Poa pratensis*-græsland, nedgræsset ved Isunngua (GN98-40). Foto: P.M.Lund.



Figur 2.21. *Kobresia myosuroides*-græsland i Vatnahverfi ved Timerliit (GN98-12). Foto: K. Motzfeldt.



Figur 2.22. Lavrigt *Salix herbacea* sneleje ved Uutaap Kuua (GN98-50). Foto: P.M. Lund.



Figur 2.23. Lavhede ved Qussuk med *Carex bigelowii* (GN97-22). Foto: K. Motzfeldt.

Hippuris vulgaris. Enkelte steder er der *Carex rariflora*-kær, mens lavninger i terrænet har en frodig vegetation domineret af *Carex nigra*.

Ind mod Tasiusaq synes *Salix*-krattene at blive hyppigere og højere. På sydvendte skrånninger i Qorlortup Itinnera, har *Salix* en stor dækning, og på beskyttede steder på nord-siden af elven og i sidedale findes *Betula pubescens*-krat, som udgør et vigtigt element op til ca. 150 meter over havet.

På tørre skrånninger findes arterne *Thymus praecox*, *Agrostis mertensii*, *Campanula gieseckiana* og *Draba incana*. Urteli og snelejevegetation dækker kun få kvadratmeter på beskyttede steder imellem den øvrige vegetation. Karakteristiske urteli-arter er: *Alchemilla glomerulans*, *Gentiana nivalis*, *Sibbaldia procumbens* og *Phleum commuta-*



Figur 2.24. *Betula nana*-hede ved Utaap Kuua (GN98-45). Foto: P.M. Lund.



Figur 2.25. Blandet dværgbushkede med store tuer (frostboils) ved Ilulialik (GN97-26) Foto: K. Motzfeldt.

tum, mens *Salix herbacea*, *Carex bigelowii* og *Silene acaulis* findes i snelejevegetationen.

Vatnahverfi

Frodigt *Salix glauca*-krat er det dominerende plantesamfund, som dækker næsten halvdelen af arealerne i Vatnahverfi (Thorsteins-son, 1983). De frodigste og højeste krat findes på nordvendte skråninger. Nogle steder er vegetationen skovpræget med dominans af *Salix glauca* og *Betula pubescens*. To typer med græsland er almindelige: en *Agrostis mertensii* domineret type og en *Kobresia myosuroides* domineret type. Øst for Qanisartuut ved bunden af Tasersuaq bliver græslandet domineret af *Kobresia myosuroides* og ved Timerliit er dette det dominerende plantesamfund sammen med *Salix glauca*-krat.



Figur 2.26. *Agrostis mertensii*-*Carex scirpoidea*-steppe i Itinnera (GN97-04). Foto: K. Motzfeldt.



Figur 2.27. *Carex supina*-steppe ved Brayasø (GN98-30) Foto: P.M. Lund

Kær er sjældne men findes på fladt terræn og dækker kun små arealer. Kun én analyse blev udført i kær, hvor *Carex rariflora* og *Eriophorum angustifolium* dominerer. Langs søbredder vokser *Carex rostrata*.

Qaqortoq

Undersøgelsesområdet omkring Tasersuaq søen domineres af dværgbuskhede. På vel-drænede flader dominerer artsfattig *Empetrum nigrum*-hede. Blandingshede med *Vaccinium uliginosum* og *Empetrum nigrum* med følgearterne *Betula glandulosa* og *Ledum groenlandicum* er almindelig. Artsrigt *Salix glauca*-krat forekommer på fugtig bund. Typiske våde kær forekommer ikke i området, hvorfor kun én analyse blev udført i et "halvtørt" kær (*Carex saxatilis*-*Carex rariflora*-kær (GN98-18)).

Kangerluarssunguaq

Området domineres af dværgbuskehede, hvor *Betula nana* dominerer sammen med følgearterne *Salix glauca*, *Ledum groenlandicum*, *Vaccinium uliginosum* og *Empetrum nigrum*. Langs vandløb og i lavninger findes frodigt *Salix glauca*-krat med følgearterne *Betula nana* og *Ledum groenlandicum*.

Våde kær findes ikke i området. Kun én analyse blev udført i et kær lignende samfund med *Carex bigelowii*, *Salix arctophila* og *Rhododendron lapponicum* (GN97-17). De nævnte dværgbuske samt *Betula nana* var lige så almindelige som *Carex bigelowii*.



Figur 2.28. Afblæsningsflade i Itinnera (GN97-01). Foto: K. Motzfeldt.

Typisk steppevegetation forekommer på stejle sydvendte skråninger hvor *Carex supina* dominerer med følgearterne *Thymus praecox*, *Cerastium alpinum* og *Campanula gieseckiana*. På vindeksponerede steder på toppen af skråninger og fjelddrygge fandtes en åben fjeldmarkslignende hede. Denne type indeholder det største artsdiversitet af dværgbuske: *Salix glauca*, *Betula nana*, *Vaccinium uliginosum*, *Rhodendron lapponicum*. Af urter er *Dechamsia flexuosa* mest almindelig.

Qussuk

Området domineres af lavrige, tørre og fugtige dværgbuskheder samt lavheder. Dominerende arter i de lavrige fugtige dværgbuskheder er: *Ledum palustris* og *Betula nana*. Laver med stor dækning er: *Cladonia stellaris*, *C. stygia*, *C. mitis*, *Flavocetraria nivalis*, *Nephroma arcticum*, *Peltigera sphthosa*, *Stereocaulon paschale* og *S. alpinum*. Forekomsten af laverne *Cetrariella delisei*, *Arcotocetraria andrejevii*, *Cladonia ecmocyna*, *C. stricta* og *C. cristata* afslører hedernes mellem-fugtige karakter (Hansen 1999). *Empetrum nigrum* indtræder som følgeart i de tørre lavrige dværgbuskheder sammen med *Carex bigelowii* og *Betula nana*. Den arealmæssigt dominerende lav her er *Flavocetraria nivalis*, mens mindre udbredte laver er *Sphaerophorum globosus*, *Bryocaulon divergens*, *Alectoria ochroleuca*, *A. nigricans*, *Cetraria islandica*, *C. nigricans*, *C. muricata*, *Cladonia mitis*, *C. borealis*, *C. gracilis*, *Stereocaulon alpinum*, *Thamnolia vermicularis*, *Ochrolechia frigida* og *Pertusaria dactylina*. De rene lavheder (lav > 75%) domineres af *Cladonia stellaris* (Hansen 1999).

Eriophorum angustifolium-*Carex bigelowii*-kær er ret almindelige ved søerne. Følgearter med stor dækning er: *Vaccinium uliginosum*, *Betula Nana*, *Salix arctophila* og *Empetrum nigrum*. Fugtige *Carex bigelowii* kær er ligeledes almindelige, hvor *Betula nana*, *Empetrum nigrum* dominerer i forhold til *Carex bigelowii*. Følgearterne er *Vaccinium uliginosum*, *Ledum groenlandicum*, *L. palustre* og *Salix arctophila*. I disse fugtige overgange mellem hede og kær dækker laven

Cladonia stygia store arealer. Denne blandingstype er dog ikke analyseret. Langs vandløb findes enkelte steder frodigt *Salix glauca*-krat.

Ilulialik

Skråningerne domineres af fugtig dværgbuskhede, hvor *Betula nana* dominerer og følgearterne er: *Ledum groenlandicum*, *Vaccinium uliginosum*, *Empetrum nigrum* og *Salix glauca*. Laverne *Cladonia stellaris*, *Cl. stygia* og *Cl. mitis* forekommer her, men er ikke dominerende som i hederne ved Qussuk. Arterne *Nephroma expallidum* og *Buellia papillata* er almindelige i dværgbuskhederne (Hansen 1999). I nærheden og langs vandløb findes der flere steder frodigt *Salix glauca*-krat. Følgearterne er få og i busklaget dominerer *Ledum groenlandicum*, mens følgearten er *Betula nana*.

Lavlandet kendetegnes af større terrasser, sandsynligvis gletcherflejringer med mange siltholdige såkaldte "frostboils". Vegetationen her er frodig og fugtig dværgbuskhede. På "frostboils'ene" vokser laverne *Stereocaulon alpinum* (dominerer), *Cladonia mitis*, *C. pyxidata*, *C. chlorophaea*, *C. phyllophora*, *Peltigera rufescens*, *P. didactyla*, *Psoroma hypnorum* og *Ochrolechia frigida*. *Salix glauca* og *Betula nana* er dominerende blandt buskene. Følgearter er: *Vaccinium uliginosum* og pionérarten *Equisetum arvense*. Spredte *Alnus crispa*-krat er almindelige på terrasserne, men dækker ligesom kær ikke tilstrækkelig store arealer til at kunne ses på satellitbilledet, hvorfor de ikke blev analyseret. Typisk steppevegetation findes ikke i området. I højlandet i 400 m.o.h. fandtes *Salix herbacea*-sneleje med stor dækning af *Sibbaldia procumbens* (Hansen 1999).

Itinnera

Det dominerende plantesamfund er dværgbuskhede. Blandingsheder med et stort indslag af de kontinentale arter *Betula nana* og *Ledum palustre* ssp. *decumbens* er udbredte. På vest- og østvendte skråninger findes den mest frodige type af blandingsheder. I denne indgår 5 arter af dværgbuske, hvoraf *Empetrum nigrum*, *Ledum groenlandicum*,

Salix glauca og *Betula nana* er de vigtigste i den nævnte rækkefølge. Generelt er *Salix glauca* dominerende i heder på beskyttede steder. Andre almindelige arter er *Carex bigelowii* og *Deschampsia flexuosa*. På mere vindeksponerede steder dominerer en åben og lavere hedetype domineret af *Betula nana*, hvor *Vaccinium vitis-idaea* er eneste anden dværgbuskart. Andre forekommende arter er *Hierochloë alpina*, *Poa pratensis* og den sjældne *Carex glacialis*. Enkelte steder har *Empetrum nigrum* overtaget den dominerende rolle i den lave, åbne hedetype.

Op til to meter høje *Salix glauca*-krat forekommer på beskyttede steder både på vest-, øst- og nordeksponerede skrånninger. *Salix glauca* dækker her mere end 50% og både *Ledum groenlandicum*, *Empetrum nigrum* og *Betula nana* indgår i bundvegetationen sammen med arterne *Calamagrostis langsdorffii*, *Equisetum arvense*, *Carex bigelowii* og *Polygonum viviparum*. Mosdækket er meget varierende. Åbent *Alnus crispa*-krat findes som striber blandt pilekrattet på skrånende terræn. *Alnus*-individerne er op til 2 meter høje, og vokser spredt.

Kærvegetation findes i tilknytning til vandløb, søer og damme. Tuet *Carex rariflora*-*Eriophorum angustifolium*-kær er mest almindelig. Typen forekommer dels på plant, dels på svagt skrånende terræn. Andre forekommende arter er *Salix arctophila*, og *Betula nana* og *Tofieldia pusilla* forekommer på tuerne. I de vådeste partier mellem tuerne findes *Scirpus caespitosus*, *Pinguicula vulgaris* og *Eriophorum scheuchzeri*. Lige syd for Itinnera findes et artsrigt rigkær, hvor der indgår nogle sjældne kærplanter: *Kobresia simpliciuscula*, *Carex microglochin*, *Triglochin palustre* og *Carex capillaris*. Et mosrigt kær domineret af kun to arter: *Calamagrostis neglecta* og *Carex saxatilis* blev fundet et enkelt sted.

På vindeksponerede steder på toppen af skrånninger og fjeldrygge findes en åben fjeldmarksvegetation. Denne type indeholder det største antal arter af dværgbuske: *Ledum palustre*, *Vaccinium uliginosum*, *Betula na-*

na, *Diapensia lapponica*, *Vaccinium vitis-idaea* og *Loiseleuria procumbens*. Den gennemsnitlige dækningsgrad af dværgbuske er under 10%. Urterne er få og bidrager kun i ringe grad til plantedækket. Laverne dækker gennemsnitlig kun få % af arealet.

På en sydvendt skrånning med ekstrem tør bund fandtes hyppigt arterne *Agrostis merensii*, *Luzula spicata*, *Carex scirpoidea*, mens *Thymus praecox* ssp. *Arcticus* og *Juniperus communis* ssp. *alpina* ses som spredte individer. Plantedækket dækker kun få procent af arealet.

Kun et sted på en østvendt skrånning, som først sent er blevet snefri, er der fundet et lille areal med et urtelipræget samfund domineret af arterne *Luzula parviflora*, *Coptis trifolia* og *Carex bigelowii*. I nærheden af urtelien fandtes et få kvadratmeter stort sneleje domineret af *Salix herbacea*. Disse to typer er ikke analyseret.

Kanassut

Området er oceanisk præget med stor hyppighed af *Empetrum nigrum*, og laverne indtager en dominerende rolle i hederne.

Vegetationen er mere ensartet end i Itinnera, idet *Empetrum nigrum* indgår i flere typer, og krat og steppe ikke forekommer. Kun et enkelt sted på en nordøstvendt skrånning er fundet en urtelipræget vegetation med *Taraxacum croceum*, *Veronica wormskjoldii*, *Oxyria digyna* og *Cerastium cerastoides*. Steppesamfund med *Thymus praecox* ssp. *arcticus* og *Juniperus communis* ssp. *alpina* dækker samlet kun få kvadratmeter.

På vandret terræn på terasser og i bunden af dalene findes i tilknytning til vandløb og damme meget homogene kær-samfund domineret af *Carex rariflora* og *Eriophorum angustifolium* ssp. *subarcticum*. Mosdækket er næsten sammenhængende, og graminoiderne dækker typisk en femtedel af arealet. Kun to dværgbuske findes i denne type: *Oxycoccus palustris* ssp. *microphyllus* og *Salix arctophila*.

Artsfattig lavhede domineret af *Empetrum nigrum* er den arealmæssigt mest udbredte hedetype i området. Den forekommer på såvel vandret som skrånende terræn. Laverne dækker gennemsnitlig ca. 90%.

På mere beskyttede steder afløses denne type af en tættere og højere hedetype med større dækning af *Empetrum nigrum* (40-80%), og med en større artsdiversitet. Her optræder bl.a. *Polygonum viviparum*, *Coptis trifolia* og urteli-arten *Taraxacum croceum*.

På svagt sydvendt, tuet bund forekommer en frodig blandingshede med urteli-præg på sydsiden af tuerne. Den mangler helt laver, og mossernes dækningsgrad er lav. Dværgbuskene dækker ca. halvdelen, og den gennemsnitlige vegetationshøjde er 15 cm. *Empetrum nigrum* dominerer fulgt af *Betula nana*, *Vaccinium uliginosum* og *Salix glauca*. Af urtliarter kan nævnes *Taraxacum croceum*, *Thalictrum alpinum* og *Bartsia alpina*.

Brayasø

Området domineres af tre samfund: Fugtig dværgbuskhede, tør dværgbuskhede og steppe. På nordvendte skråninger dominerer en meget homogen, mosrig hedetype med *Betula nana*, *Ledum palustre*, *Vaccinium vitis-idaea* og *Calamagrostis lapponica*. *Calamagrostis lapponica* ses meget tydeligt på afstand på grund af de gulgrønne blade. På nordvendte skråninger er mosdækket tykt, mens det på flade, sydvest- og nordøstvendte skråninger helt eller delvist mangler. På sydvendte skråninger forekommer nederst *Betula nana*-hede, derover følger *Salix glauca*-bevoksninger, og over disse *Carex supina*-steppe på de stejleste dele af skråningerne.

På vestvendte skråninger og horizontalt terræn i højlandet dominerer en dværgbuskhede, som enten er ren *Betula nana*, *Betula nana-Vaccinium uliginosum* blandingshede eller en mere tør og åben type med et stort indslag af *Rhododendron lapponicum*. En *Carex supina*-steppe fandtes på afblæste rygge.

Kær forekommer i lavninger og som en smal bræmme langs bække og søer. Her dominerer *Carex saxatilis*, *Carex rariflora* og *Salix arctophila*. Ren *Calamagrostis langsorfii*-græsland findes i fugtige strøg i lavningerne, men med en begrænset arealmæssig udbredelse. Ved den sydvestlige kant af Hundesø findes et specielt plantesamfund, som kun kendes fra de mest kontinentale dele af Vestgrønland. Vegetationen er præget af, at salt ophobes på jordoverfladen, og mange næringskrævende arter indgår: *Primula stricta*, *Gentiana detonsa*, *Braya liniaris*, *Kobresia simpliciuscula*, *Saxifraga aizoides* og *Carex capillaris*. *Dryas integrifolia* er den eneste dværgbusk.

I fugtige strøg på beskyttede steder findes 2-2½ meter høje strømkraat domineret af *Salix glauca* med en sparsom undervegetation af græsser og få urter. Græsland forekommer, men i lille udstrækning og med indslag af en del urter

Isunngua

Det dominerende plantesamfund i Isunngua er steppe, men også græsland og tør dværgbuskhede dækker store arealer. Andre typer som dækker mindre arealer er fugtig dværgbuskhede, græsland, kær og søkanter, samt fugtig, tuet græs/mose-vegetation.

På nordskråninger dominerer en mosrig, tuet dværgbuskhede. Mosdækket er næsten 100%, og dværgbuskene *Betula nana*, *Ledum palustre*, *Vaccinium uliginosum* og *Cassiope tetragona* vokser primært på toppen og siderne af tuerne. Andre arter er *Poa pratensis* og *Luzula confusa*, og visse steder på skråningerne dominerer *Calamagrostis lapponica*. *Calamagrostis lapponica* giver på afstand denne type et gulgrønt udseende, men arten forekom dog ikke i de analyserede felter.

Hvor terrænet hælder endnu mere, bliver jorden mere ustabil, og indslaget af dværgbuske aftager, mens indslaget af mosser øges. Vegetationen her kan kaldes græs-mosevegetation og ligner i beskrivelse det Bøcher kalder "mosdominerede indlands-snele-

jer" på nordvendte skråninger i 600 meters højde af Nakajanga syd for Kangerlussuaq (Böcher 1954, s. 180-181).

I dalen øst for analysefelterne GN98-43 og -44 findes en frodig *Salix*-bevoksning på sydskråningerne. Øverst findes steppe, med *Salix* nedenfor, og nederst inden dalbunden findes rene *Betula nana*-krat. Disse er også dominerende på de få vestvendte skråninger, hvor de er op til 30-40 cm høje. På syd- eller vestvendte skråninger optræder *Rhododendron lapponicum* som en vigtig art i en blandingshede sammen med *Betula nana* og *Vaccinium uliginosum*, men typen har kun en lille arealmæssig udbredelse.

Steppe dominerer på rygge eller terrasser i lavlandet og på sydskråninger. På de stejleste og mest vindeksponerede steder dominerer *Carex supina* med *Calamagrostis purpurascens*, *Potentilla hookeriana*, *Artemisia borealis*, mens *Kobresia myosuroides* dominerer på de største flader på skråninger med store tuede individer, større end 10 cm i diameter. På vandret terræn genfindes denne *Kobresia* dominerede steppe, men individer-

ne her er mindre. Græsland findes primært i lavninger eller på svagt skrånende terræn. I lavninger på sydskråninger forekommer en nedgræsset græslandstype (græsland, tør, nedgræsset). Den er domineret af *Poa pratensis*, *Stellaria monantha*, *Cerastium alpinum* og *Campanula gieseckiana*. En anden græslandstype, "græsland, fugtig, nedgræsset" er fundet langs damme og i lavninger i plant terræn. Den domineres af *Poa pratensis* med *Eriophorum angustifolium*, *Ranunculus hyperboreus* og *Deschampsia pumila*. Fugtigt græsland findes også på stærkt hældende nordskråninger i lavninger, hvor *Poa pratensis* og *Saxifraga foliolosa*, *Saxifraga cernua* og *Cerastium alpinum* vokser.

Kærene findes i fladt terræn og dækker kun små arealer. I dalbundene findes mindre vandløb, søer og damme, som er omgivet af en smal bræmme af *Carex rariflora*-*Carex saxatilis* moskær. I våde lavninger langs bække dominerer *Calamagrostis langsdorfii* helt. I søerne vokser *Potamogeton filiformis* og *Myriophyllum spicatum*. På de vindeksponerede toppe findes en åben fjeldmarks-vegetation med *Dryas integrifolia*, *Carex nar-*

Brayasø. Plantesamfund med angivelse af forekommende arter, dominerende plantegruppe står først (fra ITEX-analyser suppleret med floralister).

Steppe

Graminoider

Carex supina, *Poa glauca*, *Calamagrostis purpurascens*

Urter

Melandrium affine, *Campanula gieseckiana*, *Draba arctica*, *Potentilla hookeriana*, *Artemisia borealis*, *Erigeron compositus*.

Dværgbuske

Dryas integrifolia.

Laver

Flavocetraria cuculata.

Fugtig hede

Dværgbuske

Betula nana, *Ledum palustre*, *Rhododendron lapponicum*, *Salix glauca*, *Vaccinium uliginosum*, *Vaccinium vitis-idaea*.

Urter

Pyrola grandiflora, *Pedicularis lapponica*, *Pedicularis labradorica*, *Stellaria monantha*, *Equisetum arvense*, *Pedicularis hirsuta*, *Arnica angustifolia*.

Graminoider

Calamagrostis lapponica, *Luzula confusa*, *Poa arctica*, *Poa pratensis*, *Hierochloë alpina*.

Fortsættes...

	Laver <i>Nephroma expallidum.</i>
Tør hede	Dværgbuske <i>Betula nana, Rhododendron lapponicum, Dryas integrifolia, Salix glauca.</i>
	Urter <i>Saxifraga tricuspidata, Campanula gieseckiana, Pedicularis lapponica.</i>
	Graminoider <i>Carex rupestris, Hierochloë alpina, Festuca brachyphylla, Poa glauca.</i>
Tørt krat	Buske <i>Salix glauca, Betula nana.</i>
	Dværgbuske <i>Vaccinium uliginosum.</i>
	Urter <i>Melandrium affine, Cerastium alpinum, Pyrola grandiflora.</i>
Strømkvat	Buske <i>Salix glauca.</i>
	Graminoider <i>Calamagrostis langsdorfii, Carex bigelowii, Festuca rubra.</i>
	Dværgbuske <i>Betula nana, Vaccinium uliginosum.</i>
	Urter <i>Equisetum arvense, Cardamine pratensis, Thalictrum alpinum.</i>
Tørt græsland	Graminoider <i>Kobresia simpliciuscula, Kobresia myosuroides, Carex capillaris.</i>
	Urter <i>Tofieldia pusilla, Saxifraga aizoides, Braya linearis, Gentiana detonsa, Primula stricta, Campanula gieseckiana, Pedicularis flammea, Euphrasia frigida, Corallorhiza trifida, Pedicularis lanata.</i>
Kær	Graminoider <i>Calamagrostis langsdorfii, Eriophorum scheuchzeri, Carex rariflora, Eriophorum angustifolium, Carex saxatilis, Calamagrostis neglecta.</i>
	Urter <i>Ranunculus hyperboreus, Cardamine pratensis.</i>
Søer og damme	<i>Hippuris vulgaris.</i>

dina og *Poa glauca*. Her er plantedækket meget sparsomt.

Under flyvningen fra Isunguaa til Kangerlussuaq blev det konstateret at der i området lige syd for undersøgelsesområdet findes udbredte *Salix glauca*-krat på sydvendte skrånninger og på horizontalt terræn. Længere vestpå fortsætter dominansen af *Salix*-bevoksninger sammen med *Betula nana*-krat. Her optræder de to typer i et regelmæs-

sigt mønster med smalle gule områder imellem. Disse er formodentlig *Kobresia myosuroides*-vegetation.

Også lige øst for Kangerlussuaq er *Salix glauca* dominerende dels i krat, som er op til 1½ meter høje, dels i lavninger på sydvendte skrånninger, hvor deres højde er under 1 meter. Lige øst for Sugar loaf starter forekomsten mod øst af *Kobresia myosuroides*-græsland.

Uutaap Kuua

Plantedækket ved Uutaap Kuua er tæt og sammenhængende i lavlandet. Over 500 m.o.h. dækker fjeldmark/sneleje-mosaik store arealer. De dominerende plantesamfund i lavlandsområderne er krat, blandingshede og artsfattigt kær. Mindre, dominerende samfund er sneleje, urteli, artsrigt kær og fjeldmark. På terrasserne findes der hedetyper, hvor busklaver har stor dækning. Området er rigt på overordentlig veludviklede bestande af jordboende makrolaver. Arter som *Stereocaulon paschale*, *S. alpinum*, *Cetrariella delisei*, *Arctocetraria andrejevii*, *Nephroma arcticum* og *Cladonia stricta* dækker store arealer på åbne steder i dværgbuskheden (Hansen 1998a).

De blandede hedetyper findes i svagt skrånende terræn. Flere steder forekommer stortuede heder med snelejer mellem tuerne. I ravinedalene langs med elvene er krat udbredt sammen med smalle bræmmer af kær. Store flader dækket af krat findes derudover på sydvendte skrånninger, hvor solindstrålingen og sneafsmeltningen fra fjeldet ovenfor lidt ud på sommeren giver gode vækstforhold. Her findes spredt imellem krattet, urteli med stor artsmangfoldighed. På de flade arealer langs hovedelven er der store områder dækket af en blanding af kær og hede.

Den mest udbredte vegetationstype er en blandingshede med varierende dækning af *Empetrum nigrum*, *Betula nana*, *Vaccinium uliginosum*, *Salix glauca*, *Ledum palustre*, *Ledum groenlandicum*. *Empetrum nigrum* dominerer hyppigst, men de andre arter dominerer lokalt. Den mest vindeksponerede hedetype domineres af *Betula nana* og busk-

laver. *Salix glauca* bliver hyppigere op ad sydskråningerne for på de mest beskyttede steder at danne sammenhængende krat.

I det flade lavland findes dels artsfattig *Carex rariflora*-moskær, dels et artsrigt tuet kær i mosaik med snelejepræget *Carex rariflora-Carex bigelowii*-vegetation. Kærene danner store flader i lavlandet mellem voldene nær og på fladerne langs med elven. *Salix arctophila* findes på tuerne og mellem tuerne står *Carex bigelowii*.

Kun meget få vindeksponerede habitater findes på rygge i såvel lavland som højland. Her findes bl.a. *Dryas integrifolia*, *Saxifraga tricuspidata* og *Cerastium alpinum*. I de spredte urtelier findes *Hieracium subarcticum*, *Chamaenerion angustifolium*, *Antennaria canescens* og *Arnica alpina*. Hvor det er fugtigere findes de karakteristiske urtelierarter: *Veronica alpina*, *Taraxacum lacerum*, *Sibbaldia procumbens*, *Cerastium cerastoides*, *Epilobium anagallidifolium* og *Gnaphalium supinum*. I højlandet dominerer snelejevegetation med *Salix herbacea*, *Luzula confusa*, *Silene acaulis*, og der er et stort lavdække, hvor arter som *Cladonia stricta*, *C. borealis*, *Stereocaulon alpinum* og *Lepraria neglecta* spiller en stor rolle.

2.5.3. Vegetationsanalyser

I Appendiks 1 er ITEX-baserede beregninger af dækningsgrader angivet for alle analyserede felter.

2.5.4. Vegetationsklassifikation

Analysearbejdet resulterede i beskrivelser af mange vegetationstyper, hvoraf enkelte var mosaikker omfattende flere typer. De grun-

Isunngua. Plantesamfund med angivelse af forekommende arter, dominerende plantegruppe står først (fra itex-analyser suppleret med floralister).

Hede, fugtig Dværgbuske

Betula nana, *Ledum palustre*, *Cassiope tetragona*, *Vaccinium uliginosum*.

Graminoider

Poa pratensis, *Festuca brachyphylla*, *Hierochloë alpina*, *Luzula confusa*.

Fortsættes...

- Urter**
Pyrola grandiflora, Equisetum arvense, Stellaria monantha, Cerastium alpinum, Polygonum viviparum.
- Hede, tør** **Dværgbuske**
Betula nana.
- Graminoider**
Poa pratensis, Poa glauca.
- Urter**
Equisetum arvense, Cerastium alpinum.
- Steppe** **Graminoider**
Kobresia myosuroides, Carex scirpoidea, Poa glauca, Poa pratensis, Carex supina, Festuca brachyphylla, Luzula spicata, Hierochloë alpina.
- Dværgbuske**
Vaccinium uliginosum, Rhododendron lapponicum.
- Urter**
Polygonum viviparum, Campanula gieseckiana, Cerastium alpinum, Draba nivalis, Potentilla hookeriana.
- Afblæsningsflade** **Dværgbuske**
Dryas integrifolia, Vaccinium uliginosum, Salix glauca.
- Graminoider**
Carex nardina, Carex supina, Kobresia myosuroides, Calamagrostis purpurascens, Luzula confusa, Festuca brachyphylla, Poa glauca.
- Urter**
Artemisia borealis, Silene acaulis, Draba nivalis, Potentilla hookeriana, Cerastium alpinum
- Græsland, fugtigt, ugræsset** **Graminoider**
Calamagrostis lapponica, Carex norvegica, Carex bigelowii, Eriophorum angustifolium, Festuca brachyphylla, Luzula groenlandica, Poa pratensis,
- Urter**
Polygonum viviparum, Cerastium alpinum, Stellaria monantha, Pyrola grandiflora.
- Krat** **Buske**
Salix glauca, Betula nana.
- Urter**
Cerastium alpinum, Campanula gieseckiana, Melandrium affine, Trisetum triflorum, Potentilla hookeriana.
- Graminoider**
Kobresia myosuriodes, Festuca brachyphylla, Poa glauca.
- Græsland, tør nedgræsset** **Urter**
Stellaria monantha, Cerastium alpinum, Silene acaulis, Polygonum viviparum, Euphrasia frigida, Arnica angustifolia, Draba arctica, Campanula gieseckiana.
- Graminoider**
Poa pratensis, Poa glauca, Carex capillaris, Luzula spicata, Carex norvegica.
- Græsland, fugtigt, nedgræsset** **Graminoider**
Poa pratensis, Eriophorum scheuchzeri, Carex capillaris, Calamagrostis langsdorffii, Deschampsia pumila.
- Urter**
Ranunculus hyperborea.

Mos

> 50 % dækning.

Dværgbuske/buske

Rester af *Salix glauca* grene og spredte hårdt græssede *Betula nana* buske.

Græsmose-vegetation:**Graminoider**

Calamagrostis lapponica, *Poa pratensis*,

Urter

Cerastium alpinum,

Dværgbuske

Cassiope tetragona,

Mos

100 % dækning.

Kær:**Graminoider**

Carex rariflora, *Carex saxatilis*,

Dværgbuske

Salix arctophila, *Betula nana* (på tuerne).

Urter

Polygonum viviparum (på tuerne).

dige botaniske analyser muliggør typeinddelinger på et detaljeringsniveau, som ikke kan kortlægges på grundlag af de tilgængelige satellitbilleder. Kun de typer, der fremtrådte som sammenhængende flader > 30 x 30 m er medtaget, idet kun disse typer vil kunne identificeres på det endelige Landsat TM satellit-kort. Disse typer er resumeret i Appendiks 7.

2.6. Beskrivelse af de kortlagte, generaliserede vegetationsklasser

Et af de overordnede mål med de detaljerede botaniske undersøgelser er at definere og beskrive de vegetationstyper, som er kortlagt på baggrund af satellitbilleder. Satellitbilledernes detaljeringsgrad svarer ikke til det detaljeringsniveau, som kan opnås fra landjorden. Det er derfor nødvendigt, at generalisere vegetationstyperne til et niveau, som kan genfindes i satellitbillederne. I den efterfølgende diskussion er for hvert område udarbejdet beskrivelser af generaliserede vegetationstyper.

Efterfølgende beskrives de vegetationsklasser, som er kortlagt som beskrevet i Kapitel 3.

Overgangen mellem vegetationstyperne på kortene er flydende. En lille firkant på kortet repræsenterer et areal på 25 m x 25 m og den angivne vegetationstype angiver det dominerende plantesamfund i dette areal. De efterfølgende beskrivelser er meget generelle. Der er typisk størst variation mellem kyst og indland.

2.6.1. Vegetationskort Kangerlussuaq

Dværgbuskhede

Den frodige tuede dværgbuskhede med stort indslag af mosser i undervegetationen findes på nordskråninger i indlandet. På svagt sydvendt og fladt terræn mangler mosserne, men begge steder dominerer dværgbuskene: blågrå pil (*Salix glauca*), dværgbirk (*Betula nana*) og mosepost (*Ledum palustre*). I de tørre heder i indlandet kan alperose (*Rhododendron lapponicum*) forekomme med stor dækning. Ude ved kysten dominerer revling (*Empetrum nigrum*) i dværgbuskheden samtidig som mosebølle (*Vaccinium uliginosum*) optræder hyppigt.

Fjeldmark

Denne type findes typisk i højereliggende

områder, med sparsomt plantedække og sent afsmeltet snedække. I lavlandet findes den på afblæsningsflader, d.v.s. der hvor vind m.m. forhindrer de fleste planter i at gro. Typen domineres af mosser og laver, samt spredte urter og græsser, men det samlede plantedække er meget lavt.

Græsland

Græsland findes primært i fugtige lavninger eller på svagt skrånende terræn. Typiske arter i indlandet, hvor den største udbredelse findes, er engrap-græs (*Poa pratensis*), smalbladet kæruld (*Eriophorum angustifolium*), laplands-rørhvene (*Calamagrostis lapponica*), rank star (*Carex bigelowii*), krat-rørhve-

Uusap Kuua. Plantesamfund med angivelse af artssammensætning, dominerende plantegruppe står først (fra itex-analyser suppleret med floralister)

Krat

Buske

Salix glauca.

Dværgbuske

Empetrum nigrum.

Urter

Pyrola grandiflora, *Stellaria monantha*, *Chamaenerion angustifolium*, *Campanula gieseckiana*, *Polygonum viviparum*.

Graminoider

Poa pratensis, *Calamagrostis langsdorffii*.

Blandingshede

Dværgbuske

Empetrum nigrum, *Betula nana*, *Salix glauca*, *Ledum palustre*, *Vaccinium uliginosum*.

Urter

Equisetum arvense, *Pedicularis lapponica*, *Pedicularis labradorica*, *Stellaria monantha*.

Laver

Cladonia mitis, *Stereocaulon pashale*, *Peltigera malacea*, *Nephroma arcticum*, *Peltigera didactyla*, *Nephroma expallicum*, *Cladonia gracilis*, *Cladonia phyllophora*, *Cladonia chlorophera*, *Cladonia pyxidata*, *Cladonia cenotea*, *Cladonia cyanipes*, *Cladonia pleurota*, *Cetraria islandica*, *Peltigera scabrosa*, *Cladonia cornuta*, *Cladonia stygia*, *Stereocaulon alpinum*, *Peltigera leucoplebia*, *Cetraria cucullata*, *Cladonia amaurocrea*, *Cladonia elongata*, *Cladonia ecmocyna*.

Graminoider: *Poa pratensis*.

Fjeldmark

Dværgbuske

Dryas octopetala, *Vaccinium uliginosum*, *Salix glauca*.

Urter

Saxifraga tridentata, *Silene acaulis*, *Papaver radicum*, *Campanula gieseckiana*.

Graminoider

Festuca brachyphylla, *Hierochloë alpina*.

Laver

Cetraria nivalis.

Kær

Graminoider

Eriophorum angustifolium, *Carex bigelowii*, *Carex rariflora*, *Luzula groenlandica*,

Dværgbuske

Salix arctophila, *Vaccinium uliginosum* (på tuerne).

Urter

Pedicularis flammea, *Polygonum viviparum*, *Equisetum arvense* (på tuerne).

Fortsættes...

Stortuet hede	<p>Dværgbuske <i>Betula nana</i>, <i>Salix glauca</i> (på tuerne).</p> <p>Lav <i>Cetrariella delisei</i>, <i>Arctocetraria andrewjevii</i>, <i>Cladonia stricta</i>, <i>Cladonia exmocyna</i>, <i>Cladonia supfurcata</i>, <i>Pertosaria oculata</i></p>
Lavrigt sneleje	<p>Dværgbuske <i>Salix herbacea</i>, <i>Empetrum nigrum</i>.</p> <p>Urter <i>Huperzia selago</i>, <i>Silene acaulis</i>, <i>Equisetum arvense</i>, <i>Oxyria digyna</i>, <i>Trisetum spicatum</i>, <i>Cerastium alpinum</i>.</p> <p>Graminoider <i>Luzula confusa</i>, <i>Luzula spicata</i>, <i>Poa pratensis</i>, <i>Hierochloë alpina</i>.</p> <p>Laver <i>Cladonia borealis</i>, <i>Cladonia bellidiflora</i>, <i>Cladonia stricta</i>, <i>Cladonia mitis</i>, <i>Pertusaria oculata</i>, <i>Solorina crucea</i>, <i>Ochrolechia frigida</i>, <i>Stereocaulon paschale</i>, <i>Cladonia gracilis</i>, <i>Cladonia pyxidata</i>, <i>Lepraria neglecta</i>, <i>Cladonia stygia</i>, <i>Lecidoma demissum</i>, <i>Cladonia crispa</i>, <i>Cetraria islandica</i>, <i>Ochrolechia lapnensis</i>, <i>Peltigera malacea</i>.</p>
Mosrigt sneleje	<p>Graminoider <i>Carex bigelowii</i>, <i>Poa pratensis</i>, <i>Luzula groenlandica</i>, <i>Luzula spicata</i>.</p> <p>Urter <i>Polygonum viviparum</i>, <i>Pyrola grandiflora</i>, <i>Stellaria monantha</i>, <i>Cerastium alpinum</i>.</p> <p>Dværgbuske <i>Salix herbacea</i>.</p>
Urteli	<p>Urter <i>Chamaenerion angustifolium</i>, <i>Antennaria canescens</i>, <i>Hieracium</i> sp., <i>Taraxanum</i> sp., <i>Campanula gieseckiana</i>, <i>Polygonum viviparum</i>, <i>Potentilla tridentata</i>, <i>Bartsia alpina</i>, <i>Veronica alpina</i>, <i>Coptis trifolia</i>, <i>Alchemilla glomulerans</i>, <i>Thalictrum alpinum</i>, <i>Rhodiola rosea</i>, <i>Potentilla cranzii</i>, <i>Pyrola minor</i>, <i>Sibbaldia procumbens</i>, <i>Veronica fruticans</i>, <i>Oxyria digyna</i>.</p> <p>Graminoider <i>Carex macloviana</i>, <i>Carex bigelowii</i>, <i>Luzula parviflora</i>.</p>

ne (*Calamagrostis langsdorfii*) samt urterne stilk-fladstjerne (*Stellaria monantha*), fjeldhønsetarm (*Cerastium alpinum*), grønlandsk blåklokke (*Campanula gieseckiana*) og trefliget ranunkel (*Ranunculus hyperboreus*).

Kær

Kær forekommer typisk som små arealer langs vandløb, søer og i forsænkninger, hvorfor denne vegetationstype er vanskelig at kortlægge. Resultatet i denne kortlægning bliver en type, der også omfatter områder i skygge og generelt fugtige områder. Typens afgrænsning er derfor meget usikker. De dominerende slægter er star (*Carex* sp.), kæruld (*Eriophorum* sp.) og rørhvene (*Calama-*

grostis sp.), mosdækket er oftest stort, og plantedækket er op mod 100 %.

Krat

Op til to meter høje *Salix glauca*-krat forekommer fortrinsvis i indlandet på fugtig bund på svagt hældende skråninger. Nærmere kysten findes typen kun i stærkt hældende sydvendte skråninger. Grønlandspost (*Ledum groenlandicum*), revling (*Empetrum nigrum*) og dværgbirk (*Betula nana*) indgår i bundvegetationen sammen med en del urter. I indlandet forekommer en mere tør udformning med dominans af græs i undervegetationen.

Tabel 2.1. Vegetationsklassifikation for Ilulialik, Qussuk og Kangerluarsunnguaq lokaliteterne. Plantesamfundene er ordnet efter faldende skønnet vandindhold i jorden.

Type (Ilulialik) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandind- hold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter/ mos- ser/laver (%)
<i>Salix glauca</i> -krat GN97-25	<i>Salix glauca</i>	<i>Ledum groenlan- dicum</i> , <i>Betula nana</i> , <i>Alnus crispa</i>	Fugtig	Vandret terræn	97/23/0
Mosrig dværgbusk- hede GN97-24	<i>Betula nana</i>	<i>Ledum groenlan- dicum</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Empetrum nigrum</i> , <i>Salix glauca</i>	Fugtig	Skrånende terræn. Øst	82/51/4
Dværgbuskhede GN97-26+27	<i>Salix glauca</i> , <i>Betula nana</i>	<i>Vaccinium uliginosum</i>	Fugtig	Fladt og svagt skrånende terræn. Nordøst	51/30/8
Type (Qussuk) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandind- hold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter/ mos- ser/laver (%)
<i>Eriophorum angus- tifolium</i> - <i>Carex bigelowii</i> -kær GN97-21	<i>Eriophorum angustifolium</i> , <i>Carex bigelowii</i>	<i>Vaccinium uligi- nosum</i> , <i>Betula nana</i> , <i>Salix arcto- phila</i> , <i>Empetrum nigrum</i>	Våd	Vandret terræn	74/36/1
Blandet dværg- buskhede, lav- og mosrig GN97-30	<i>Betula nana</i> , <i>Empetrum nigrum</i>	<i>Carex bigelowii</i> , <i>Vaccinium uligi- nosum</i> , <i>Ledum groenlandicum</i> , <i>Ledum palustre</i>	Fugtig	Vandret terræn	55/20/25
Lavrig dværg- buskhede GN97-29+31	<i>Ledum palustre</i> , <i>Betula nana</i> , <i>Cladonia stellaris</i>	<i>Vaccinium uligi- nosum</i> , <i>Salix glauca</i>	Fugtig	Svagt skrå- nende terræn	39/13/48
Lavrig <i>Betula nana</i> - hede GN97-28	<i>Betula nana</i> , <i>Flavo- cetraria nivalis</i>	<i>Ledum groenlan- dicum</i> , <i>Empetrum nigrum</i>	Tør	Svagt skrå- nende terræn	24/5/67
Lavhede GN97-22	<i>Cladonia stellaris</i>	<i>Carex bigelowii</i>	Tør	Vandret terræn	16/5/79
Lavhede GN97-23	<i>Cladonia stellaris</i> , <i>Cladonia stygia</i>	<i>Betula nana</i>	Tør	Svagt skrå- nende terræn	26/4/70
Type (Kangerluar- sunnguaq) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandind- hold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter/ mos- ser/laver (%)
Mosrig dværg- buskhede GN97-18	<i>Betula nana</i>	<i>Empetrum nigrum</i> , <i>Ledum groenlan- dicum</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Salix glauca</i>	Fugtig	Skrånende terræn. Vest og nord.	89/32/1
<i>Carex bigelowii</i> - kær GN97-17	<i>Carex bigelowii</i> , <i>Betula nana</i> , <i>Rhododendron lapponicum</i>	<i>Salix arctophila</i>	Halvtør	Vandret og lidt skrånende terræn. Vest	82/8/0

Fortsættes....

Fortsat...

Type (Kangerluar-sunnguaq) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandindhold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter / mosser/laver (%)
<i>Betula nana</i> -hede GN97-19	<i>Betula nana</i>	<i>Ledum groenlandicum</i>	Tør	Skrånende terræn. Nordvest	36/39/11
<i>Salix glauca</i> -krat	<i>Salix glauca</i>	<i>Betula nana</i> , <i>Ledum groenlandicum</i>	Tør	Stejl skråning. Syd.	
<i>Salix glauca</i> - <i>Betula nana</i> -hede, åben GN97-16	<i>Betula nana</i> , <i>Salix glauca</i>	<i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Rhododendron lapponicum</i>	Tør	Skrånende terræn. Vest.	43/8/11
Fjeldmark/afblæsningsflade GN97-20	<i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Rhododendron lapponicum</i>	<i>Betula nana</i> , <i>Hieracium alpinum</i> , <i>Salix glauca</i> , <i>Deschampsia flexuosa</i>	Tør	Skrånende terræn. Vest.	24/11/9
<i>Carex supina</i> -steppe GN97-15	<i>Carex supina</i> ssp., <i>Spaniocarpa</i>	<i>Thymus praecox</i> , <i>Campanula giesekiana</i>	Ekstrem tør	Sydvendt skråning	59/0/0

Tabel 2.2. Vegetationsklassifikation for Itinnera lokaliteten. Plantesamfundene er ordnet efter faldende skønnet vandindhold i jorden.

Type (Itinnera) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandindhold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter / mosser/laver (%)
<i>Carex</i> -kær GN97-6	<i>Carex rariflora</i> , <i>Eriophorum angustifolium</i>	<i>Ledum groenlandicum</i> , <i>Salix arctophila</i>	Våd	Vandret terræn langs vandløb og søer. Øst.	63/14/0
<i>Calamagrostis</i> -kær GN97-2	<i>Calamagrostis neglecta</i> , <i>Carex saxatilis</i>	<i>Calamagrostis langsdorfii</i>	Våd	Vandret bund omkring dam	23/100/0
Frodig, mosrig dværgbuskhede GN97-3	<i>Empetrum nigrum</i> , <i>Ledum groenlandicum</i>	<i>Salix glauca</i> , <i>Betula nana</i> , <i>Carex bigelowii</i>	Fugtig	Skrånende terræn. Vest	73/55/7
<i>Salix glauca</i> -krat GN97-7	<i>Salix glauca</i>	<i>Ledum groenlandicum</i> , <i>Betula nana</i>	Fugtig	Vandret-skrånende terræn. Nordøst.	117/32/0
Tør, lav dværgbuskhede GN97-5	<i>Betula nana</i> , <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	<i>Poa pratensis</i>	Tør	Vandret-skrånende terræn. Sydøst.	41/13/27
Fjeldmark/afblæsningsflade GN97-1	<i>Ledum palustre</i>	<i>Betula nana</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i>	Tør	Plan bund på vindeksponerede rygge	12/19/25
Steppe GN97-4	<i>Agrostis mertensii</i> , <i>Thymus praecox</i>	<i>Luzula spicata</i> , <i>Juniperus communis</i>	Ekstrem tør	Sydvendt skråning	49/8/10

Table 2.3. Vegetationsklassifikation for Kanassut-lokaliteten. Plantesamfundene er ordnet efter faldende skønnet vandindhold i jorden.

Type (Kanassut) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandind- hold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter/mos- ser/laver (%)
Kær GN97-8	<i>Carex rariflora</i> , <i>Eriophorum</i> <i>angustifolium</i>	<i>Oxycoccus</i> <i>palustris</i>	Våd	Vandret terræn	48/100/0
Tuet blandings- hede GN97-9	<i>Empetrum nigrum</i> , <i>Betula nana</i> , <i>Vaccinium uligi- nosum</i>	<i>Ledum groenlan- dicum</i>	Fugtig	Svagt skrå- nende terræn. Syd.	95/29/0
Lavfattig, artsrig <i>Empetrum</i> -hede GN97-11	<i>Empetrum nigrum</i> , <i>Vaccinium uligi- nosum</i>	<i>Salix glauca</i> , <i>Carex bigelowii</i>	Fugtig	Plant terræn	71/20/13
Lavrig, artsfattig <i>Empetrum</i> -hede GN97-12	<i>Empetrum nigrum</i> , <i>Betula nana</i>	<i>Vaccinium uligi- nosum</i> , <i>Carex</i> <i>bigelowii</i>	Fugtig	Vandret-skrå- nende terræn	30/2/68
Lav-hede GN97-10	<i>Empetrum nigrum</i>	<i>Betula nana</i> , <i>Loise- leuria procumbens</i>	Tør bund	Vandret terræn og svagt skrå- nende	37/5/76

Table 2.4. Vegetationsklassifikation for Brayasø-lokaliteten. Plantesamfundene er ordnet efter faldende skønnet vandindhold i jorden

Type (Brayasø) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandind- hold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter/mos- ser/laver (%)
<i>Carex rariflora</i> - <i>Carex saxatilis</i> - moskær GM98-33	<i>Carex rariflora</i> , <i>Carex saxatilis</i>	<i>Salix arctophila</i> , <i>Equisetum arvense</i>	Våd	Vandret terræn	44/38/0
Strømkvat GN98-34	<i>Salix glauca</i>	<i>Calamagrostis</i> <i>Langsdorfii</i> , <i>Equi- setum arvense</i> , <i>Polygonum vivi- parum</i> , <i>Festuca</i> <i>rubra</i>	Fugtig	Vandret og svagt skrånende terræn. Sydvest.	131/6/0
<i>Ledum palustre</i> - <i>Betula nana</i> -hede GN98-31	<i>Ledum palustre</i> ssp. <i>decumbens</i> , <i>Betula nana</i> , <i>Calamagrostis</i> <i>lapponica</i>	<i>Vaccinium vitis- idaea</i> , <i>Empetrum</i> <i>nigrum</i>	Fugtig	Nordvendte skråninger	71/62/16
<i>Salix glauca</i> -krat GN98-32	<i>Salix glauca</i>	<i>Betula nana</i> , <i>Vacci- nium uliginosum</i> , <i>Cerastium alpinum</i>	Fugtig	Vandret terræn og sydvendte skråninger	87/0/0
<i>Betula nana</i> , <i>Vacci- nium uliginosum</i> - hede GN98-45	<i>Betula nana</i> , <i>Vacci- nium uliginosum</i>	<i>Salix glauca</i> , <i>Rho- dodendron lappo- nicum</i> , <i>Pedicularis</i> <i>lapponica</i>	Fugtig	Nordøstvendte skråninger	85/41/5
<i>Carex supina</i> - steppe GN98-30	<i>Carex supina</i> , <i>Cal- magrostis purpu- rascens</i>	<i>Potentilla hooke- riana</i> , <i>Poa glauca</i> , <i>Artemisia borealis</i>	Ekstrem tør	Sydvendte skråninger	40/0/0

Tabel 2.5. Vegetationsklassifikation for Qassiarsuk lokaliteten. Plantesamfundene er ordnet efter faldende skønnet vandindhold i jorden.

Type (Qassiarsuk) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandind- hold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter/mos- ser/laver (%)
<i>Carex rariflora</i> -kær GN98-5	<i>Carex rariflora</i>	<i>Salix arctophila</i> , <i>Comarum palustre</i>	Våd	Vandret terræn	65/36/0
<i>Salix glauca</i> -krat GN98-2	<i>Salix glauca</i>	<i>Polygonum viviparum</i> , <i>Festuca rubra</i> , <i>Deschampsia flexuosa</i> , <i>Thalictrum alpinum</i>	Fugtig	Vandret og skrånende terræn	150/90/1
<i>Anthoxanthum odoratum</i> -græsland GN98-3	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Poa pratensis</i> , <i>Luzula spicata</i> , <i>Trisetum spicatum</i>	Fugtig	Sydvendte skråninger	90/0/1
<i>Agrostis mertensii</i> -græsland GN98-1+7	<i>Agrostis mertensii</i>	<i>Festuca rubra</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Rumex acetosella</i> , <i>Juncus trifidus</i>	Tør	Vandret, vestvendt og nordøstvendt skrånende terræn	57/12/3
<i>Betula glandulosa</i> -hede GN98-6	<i>Betula glandulosa</i>	<i>Salix glauca</i> , <i>Deschampsia flexuosa</i>	Tør	Vandret og skrånende terræn	94/28/2
<i>Betula pubescens</i> -krat GN98-8	<i>Betula pubescens</i>	<i>Vaccinium uliginosum</i>	Tør	Vestvendt skråning	82/15/0
<i>Vaccinium uliginosum</i> -hede GN98-4	<i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Salix glauca</i>	<i>Betula glandulosa</i> , <i>Juncus trifidus</i>	Tør	Vandret og skrånende terræn	50/8/21

Tabel 2.6. Vegetationsklassifikation for Vatnahverfi-lokaliteten. Plantesamfundene er ordnet efter faldende skønnet vandindhold i jorden.

Type (Vatnahverfi) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandind- hold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter/mos- ser/laver (%)
<i>Carex rariflora</i> - <i>Eriophorum angustifolium</i> -kær GN98-15	<i>Carex rariflora</i> , <i>Eriophorum angustifolium</i>	<i>Salix arctophila</i> , <i>Carex saxatilis</i>	Våd	Vandret	82/2/0
<i>Salix glauca</i> -krat GN98-11	<i>Salix glauca</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Deschampsia flexuosa</i>	Fugtig	Nordøstvendt skråning	125/23/0
<i>Agrostis mertensii</i> -græsland	<i>Agrostis mertensii</i>	<i>Betula glandulosa</i> , <i>Salix glauca</i> , <i>Kobresia myosuroides</i>	Tør	Nordøstvendt terræn	
<i>Kobresia myosuroides</i> -græsland GN98-9+10+12	<i>Kobresia myosuroides</i>	<i>Salix glauca</i>	Tør	Sydvendt, nordvendt og nordøstvendt svagt skrånende terræn	59/9/12

Fortsættes...

Fortsat...

Type (Vatnahverfi) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandind- hold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter/ mos- ser/laver (%)
<i>Salix glauca</i> -krat GN98-13	<i>Salix glauca</i>	<i>Thymus praecox</i> , <i>Alchemilla alpina</i>	Tør	Syd- og sydvestvendt skråning	136/0/6
<i>Betula pubescens</i> - krat GN98-14	<i>Betula pubescens</i>	<i>Vaccinium uligino- sum</i>	Tør	Sydvestvendt terræn.	92/38/1

Table 2.7. Vegetationsklassifikation for Qaqortoq-lokaliteten. Plantesamfundene er ordnet efter faldende skønnet vandindhold i jorden.

Type (Qaqortoq) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandind- hold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter/ mos- ser/laver (%)
<i>Carex bigelowii</i> - kær GN98-18	<i>Carex bigelowii</i> , <i>Carex saxatilis</i>	<i>Carex saxatilis</i> , <i>Betula glandulosa</i> , <i>Carex rariflora</i>	Halvtør	Nordøstvendt terræn	75/4/0
<i>Salix glauca</i> -krat GN98-16	<i>Salix glauca</i> , <i>Vacci- nium uliginosum</i>	<i>Empetrum nigrum</i> , <i>Ledum groenlan- dicum</i>	Fugtig	Vestvendt skråning	173/3/0
<i>Empetrum nigrum</i> - hede GN98-17+20	<i>Empetrum nigrum</i>	<i>Vaccinium uligi- nosum</i> , <i>Carex bigelowii</i>	Tør	Nordvendt skråning og fladt terræn	82/2/2
<i>Vaccinium uligino- sum</i> - <i>Empetrum nigrum</i> -hede GN98-19	<i>Vaccinium uligino- sum</i> , <i>Empetrum nigrum</i>	<i>Betula glandulosa</i> , <i>Ledum groenlan- dicum</i>	Tør	Sydvendt skråning	96/2/0

Table 2.8. Vegetationsklassifikation for Isunngua lokaliteten. Plantesamfundene er ordnet efter faldende skønnet vandindhold i jorden.

Type (Isunngua) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandind- hold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter/mos- ser/laver (%)
<i>Carex rariflora</i> - moskær GN98-38	<i>Carex rariflora</i> , <i>Carex saxatilis</i>	<i>Salix arctophila</i> , <i>Eriophorum angu- stifolia</i> , <i>Eriopho- rum scheuchzeri</i>	Våd	Vandret terræn langs elve	61/13/0
Fugtig- <i>Poa pratens- is</i> græsland GN98-35	<i>Poa pratensis</i>	<i>Eriophorum scheuchzeri</i> , <i>Des- champsia pumila</i> , <i>Ranunculus hyper- boreus</i>	Fugtig	Vandret og svagt skrånende terræn	58/38/0
Tuet, mosrig blandingshede GN98-39	<i>Betula nana</i> , <i>Le- dum palustre</i>	<i>Cassiope tetragona</i> , <i>Vaccinium uligino- sum</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Luzula confusa</i>	Fugtig	Nordvendte skråninger	60/63/3
Græsland GN98-36	<i>Carex norvegica</i> , <i>Carex bigelowii</i> , <i>Poa pratensis</i>	<i>Polygonum vivipa- rum</i> , <i>Eriophorum Angustifolium</i>	Fugtig	Vandret og svagt skrånende terræn	68/8/0

Fortsættes...

Fortsat...

Type (Isunngua) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandind- hold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter/mos- ser/laver (%)
<i>Salix glauca</i> -krat GN98-43	<i>Salix glauca</i>	<i>Betula nana</i> , <i>Cerastium alpinum</i> , <i>Festuca brachyphylla</i>	Tør	Sydvendt terræn	85/0/0
Tør <i>Poa pratensis</i> græsland GN98-40	<i>Poa pratensis</i>	<i>Cerastium alpinum</i> , <i>Stellaria monantha</i> , <i>Equisetum arvense</i> , <i>Campanula gieseckiana</i>	Tør	Vandret og svagt sydvendt terræn	65/4/0
<i>Betula nana</i> - <i>Vaccinium uliginosum</i> - hede GN98-44	<i>Betula nana</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i>	<i>Poa pratensis</i> , <i>Equisetum arvense</i> , <i>Cerastium alpinum</i>	Tør	Vandret og svagt vestvendt terræn	97/1/0
<i>Betula nana</i> -hede GN98-42	<i>Betula nana</i>	<i>Equisetum arvense</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Cerastium alpinum</i>	Tør	Sydvendt terræn	85/20/1
<i>Kobresia myosuroides</i> - steppe GN98-37	<i>Kobresia myosuroides</i>	<i>Carex supina</i> , <i>Hierochloë alpina</i> , <i>Poa glauca</i>	Tør	Vandret og svagt hældende terræn	60/601
Afblæsningsflade GN98-41	<i>Dryas integrifolia</i> , <i>Carex nardina</i>	<i>Kobresia myosuroides</i> , <i>Calamagrostis purpurascens</i> , <i>Luzula confusa</i> , <i>Artemisia borealis</i>	Tør	Vandret og skrånende terræn i højlandet	8/4/36

Tabel 2.9. Vegetationsklassifikation for Uutaap Kuua lokaliteten. Plantesamfundene er ordnet efter faldende skønnet vandindhold i jorden.

Type (Uutaap Kuua) Itex-nr.	Dominerende karplanter	Følgearter	Vandind- hold i jorden	Terrænforhold og eksponering	Dækningsgrad af karplanter/mos- ser/laver (%)
<i>Carex rariflora</i> moskær GN98-47	<i>Carex rariflora</i> , <i>Eriophorum angustifolium</i>	<i>Salix arctophila</i>	Våd	Vandret terræn i lavlandet	47/33/0
Blandet dværg- busk-hede GN98-46	<i>Empetrum nigrum</i> , <i>Betula nana</i> , <i>Salix glauca</i>	<i>Ledum palustre</i> , <i>Pedicularis lapponica</i> , <i>Pedicularis labradorica</i>	Fugtig	Vandret og sydøstvendt terræn	72/17/23
<i>Carex rariflora</i> - <i>Carex bigelowii</i> - moskær GN98-48	<i>Carex bigelowii</i> , <i>Carex rariflora</i> , <i>Salix arctophila</i>	<i>Polygonum viviparum</i> , <i>Equisetum arvense</i> , <i>Pedicularis flammea</i>	Våd	Vandret terræn	60/27/1
<i>Betula nana</i> - lavhede GN98-49	<i>Betula nana</i>	<i>Hierochloë alpina</i>	Fugtig	Svagt sydøst- vendt terræn	46/1/72
<i>Salix herbacea</i> - sneleje GN98-50	<i>Salix herbacea</i> , <i>Luzula confusa</i> , <i>Trisetum spicatum</i>	<i>Cerastium alpinum</i> , <i>Silene acaulis</i> , <i>Oxyria digyna</i>	Fugtig	Nord- og nordøstvendte skråninger	25/6/63
<i>Salix glauca</i> -krat GN98-51	<i>Salix glauca</i>	<i>Empetrum nigrum</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Calamagrostis langsdorfii</i>	Fugtig	Syd- og sydøstvendte skråninger	152/0/0

Lavholdig dværgbuskhede

I indlandet er dværgbirk (*Betula nana*) den dominerende dværgbusk, mens mosebølle (*Vaccinium uliginosum*) og revling (*Empetrum nigrum*) dominerer længere ude, sidstnævnte dominerer fuldstændig i hederne nærmest kysten. Buskene er sjældent over ½ meter høje, oftest krybende, og hede er typisk at finde på svagt skrånende terræn eller terrasser, hvor dræneringen er god. Tidligt afsmeltede snelejer med dominans af dværgpil (*Salix herbacea*) er også at finde i denne type.

Lavdækningen i heden varierer meget, i indlandet findes næsten ingen makrolaver, mens områder nærmere kysten kan have veludviklede makrolaver, som vokser som øer i dværgbuskheden. Disse laver er f.eks. fliget kruslav (*Cetrariella delisei*), snebægerlav (*Cladonia stricta*), stjerne-rensdyrlav (*Cladonia stellaris*), (*Cladonia stygia*), takket bægerlav (*Cladonia crispata*), sne-kruslav (*Flavocetraria nivalis*), islandslav (*Cetraria islandica*), fjeldkorallav (*Stereocaulon alpinum*), rank korallav (*St. paschale*) og mild rensdyrlav (*Cladonia mitis*).

Steppe

Denne type er mest udbredt i indlandet på sydvendte skrænter. Græsser og spredte urter dominerer, f.eks. er arter som steppestar (*Carex supina*), purpur-rørhvene (*Calamagrostis purpurascens*), fjeld-hvene (*Agrostis mertensii*) og klippepotentil (*Potentilla hookeriana*) almindelige. Enkelte steder inderst i landet findes på kalkrig grund stepper domineret af børste-kobresie (*Kobresia myosuroides*). Steppen grænser ofte op til tørre dværgbuskheder eller krat, hvorfor der kan findes spredte buske i steppen. Det samlede plantedække er lavt og mos- og lavdække mangler helt.

2.6.2. Vegetationskort Nuuk

Dværgbuskhede

Omfatter alle hedetyper med dominans af dværgbuske. I indlandet vil man typisk finde blandingsheder på svagt skrånende terræn, mens de nærmere kysten også findes på fladt terræn og sydvendte skråninger. Dværgbus-

kene er sjældent over 1 meter høje, og arterne er typisk revling (*Empetrum nigrum*), blågrå pil (*Salix glauca*), dværgbirk (*Betula nana*), mosepost (*Ledum palustre*) og grønlandspost (*Ledum groenlandicum*). Typen varierer meget i fugtighed og frodighed og omfatter åbne såvel som mere tætbevoksede heder. På sydvendte skråninger kan der være indslag af urter.

Lavholdig dværgbuskhede

Omfatter både store homogene lavflader med over 75% lavdækning og dværgbuskheder med mindre og spredt lavdække med makrolaver, som vokser som øer i dværgbuskheden. Disse arter er f.eks. fliget kruslav (*Cetrariella delisei*), snebægerlav (*Cladonia stricta*), stjerne-rensdyrlav (*Cladonia stellaris*), (*Cladonia stygia*), takket bægerlav (*Cladonia crispata*), sne-kruslav (*Flavocetraria nivalis*), islandslav (*Cetraria islandica*), fjeldkorallav (*Stereocaulon alpinum*), rank korallav (*St. paschale*) og mild rensdyrlav (*Cladonia mitis*). I indlandet er dværgbirk (*Betula nana*) den dominerende dværgbusk, mens mosebølle (*Vaccinium uliginosum*) og revling (*Empetrum nigrum*) dominerer længere ude, sidstnævnte dominerer fuldstændig hederne nærmest kysten. Buskene er sjældent over ½ meter høje, oftest krybende, og heden er typisk artsfattig og findes på svagt skrånende terræn eller terrasser, hvor dræneringen er god.

Fjeldmark

Denne type findes typisk i højereliggende områder, med sparsomt plantedække og sent uds meltende snedække. I lavlandet findes den på afblæsningsflader, d.v.s. der hvor vind m.m. forhindrer de fleste planter i at gro. Typen domineres af mosser og laver, samt spredte urter og græsser, men det samlede plantedække er meget lavt.

Græsland

Denne type omfatter både overflader med dominans af græsser, halvgræsser og siv, og områder i ravinedale, langs med elve og sø- og strandkanter, hvor der er spredt vegetation. Det plantedækkede græsland dækker typisk større arealer i indlandet på fladt ter-

ræn mellem spredte buske og små arealer ved kysten i sydskråninger med god fugtighed. Typens afgrænsning er meget usikker.

Kær

Kær forekommer typisk som små arealer langs vandløb, søer og i forsænkninger, hvorfor denne vegetationstype er vanskelig at kortlægge. Resultatet i denne kortlægning bliver en type, der også omfatter områder i skygge og generelt fugtige områder. Typens afgrænsning er derfor meget usikker. De dominerende slægter er star (*Carex sp.*), kæruld (*Eriophorum sp.*) og rørhvene (*Calamagrostis sp.*), mosdækket er oftest stort, og plantedækket er op mod 100 %.

Krat

Op til to meter høje *Salix glauca*-krat forekommer fortrinsvis i indlandet på fugtig bund på beskyttede steder og fladt eller svagt skrånende terræn. Nærmere kysten findes typen kun i stærkt hældende sydvendte skrånninger, hvor ellekrat (*Alnus crispa*) også forekommer. Grønlandspost (*Ledum groenlandicum*), revling (*Empetrum nigrum*) og dværgbirk (*Betula nana*) indgår i bundvegetationen sammen med en del urter. I indlandet forekommer en mere tør udformning med dominans af græs i undervegetationen.

Steppe

Denne type er mest udbredt i indlandet på sydvendte skrænter. Græsser og spredte urter dominerer, f.eks. er arter som steppe-star (*Carex supina*), fjeld-hvene (*Agrostis mertensii*) og skotsk timian (*Thymus praecox*) almindelige. Enkelte steder inderst i landet findes på kalkrig grund stepper domineret af børste-kobresie (*Kobresia myosuroides*). Steppen grænser ofte op til tørre dværgbuskheder eller krat, hvorfor der kan findes spredte buske i steppen. Det samlede plantedække er lavt og mos- og lavdække mangler helt.

2.6.3. Vegetationskort

Sydgrønland

Dværgbuskhede

I indlandet findes små arealer med kirtelbirkdomineret (*Betula glandulosa*) tør hede med spredte buske af blågrå pil (*Salix glauca*) og

græs, f.eks. bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*) i undervegetationen. Længere ude mod kysten er dværgbuskheden domineret af mosebølle (*Vaccinium uliginosum*) og revling (*Empetrum nigrum*). Dværgbuskheden forekommer typisk på svagt hældende terræn med god drænering, og buskene er lave, op til ½ meter høje.

Lavholdig dværgbuskhede

Det er dværgbuskheder med spredt lavdække af makrolaver, som vokser som øer i dværgbuskheden. Disse laver er f.eks. fliget kruslav (*Cetrariella delisei*), snebægerlav (*Cladonia stricta*), stjerne-rendyrlav (*Cladonia stellaris*), (*Cladonia stygia*), takket bægerlav (*Cladonia crispata*), sne-kruslav (*Flavocetraria nivalis*), islandslav (*Cetraria islandica*), fjeldkorallav (*Stereocaulon alpinum*), rank korallav (*St. paschale*) og mild rendyrlav (*Cladonia mitis*). I indlandet er kirtelbirk (*Betula glandulosa*) den dominerende dværgbusk, mens mosebølle (*Vaccinium uliginosum*) og revling (*Empetrum nigrum*) dominerer længere ude, sidstnævnte dominerer fuldstændig hederne nærmest kysten. Buskene er sjældent over ½ meter høje, oftest krybende, og heden er typisk artsfattig og findes på svagt skrånende terræn eller terrasser, hvor dræneringen er god.

Fjeldmark

Denne type findes typisk i højereliggende områder, med sparsomt plantedække og sent uds meltende snedække. I lavlandet findes den på afblæsningsflader, d.v.s. der hvor vind m.m. forhindrer de fleste planter i at gro. Typen domineres af mosser og laver, samt spredte urter og græsser, men det samlede plantedække er meget lavt.

Græsland

I indlandet er denne type meget udbredt, enten den fugtige udgave med dominans af fjeldgulaks (*Anthoxanthum odoratum*) og eng-rap (*Poa pratensis*) eller den tørre udgave med dominans af fjeld-hvene (*Agrostis mertensii*) og rød svingel (*Festuca rubra*) eller af børstekobresie på kalkrig grund (*Kobresia myosuroides*). Den tørre græsland tilsvarende steppen i Nuuk- og Kangerlussuaq-

områderne og den grænser ofte op til tørre dværgbuskheder eller krat, hvorfor der kan findes spredte buske i steppen. Det samlede plantedække er lavt og mos- og lavdække mangler helt.

Kær

Kær forekommer typisk som små arealer langs vandløb, søer og i forsænkninger, hvorfor denne vegetationstype er vanskelig at kortlægge. Resultatet i denne kortlægning bliver en type, der også omfatter områder i skygge og generelt fugtige områder. Typens afgrænsning er derfor meget usikker. De dominerende slægter er star (*Carex sp.*), kæruld (*Eriophorum sp.*) og rørhvene (*Calamagrostis sp.*), mosdækket er oftest stort, og plantedækket er op mod 100 %.

Krat

Op til to meter høje *Salix glauca*-krat forekommer fortrinsvis i indlandet på fugtig bund på beskyttede steder og fladt eller svagt skrånende terræn. De frodigste og højeste krat findes på nordvendte skrånninger. I indlandet dominerer græsser i undervegetationen, mens dværgbuske dominerer undervegetationen nærmere kysten. På tørre og lune steder i indlandet findes dunbirkekrat /-skov (*Betula pubescens*).

Opdyrket/frodigt

Denne klasse omfatter landbrugsarealer hvor vegetationen er særlig frodig, tidligere forstyrrede områder f.eks. i nærheden af ruiner, hvor jorden er ekstra næringsrig samt natur-

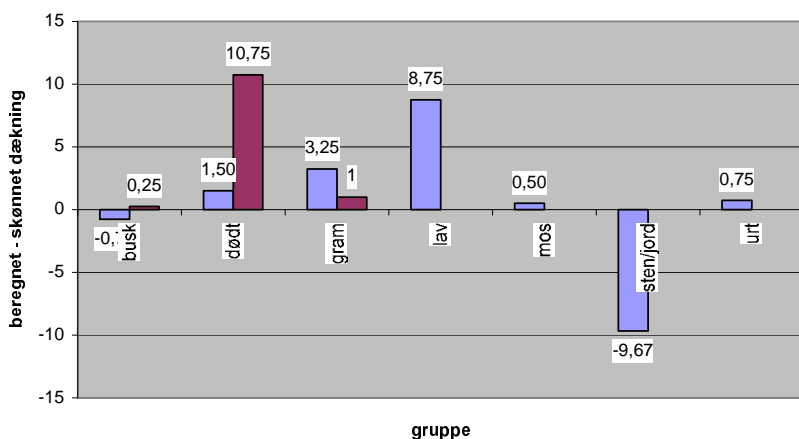
ligt forekommende meget frodig vegetation. Sidstnævnte kan være ved kildefremspring, omkring kær, på sletter omkring elve og i sydvendte skrånninger, hvor der er god vandtilførsel.

2.6.4. Sammenligning af metoder for vurdering af dækningsgrad

Sammenligner man de skønnede og de beregnede dækningsgrader i ITEX-rammerne er der tydelig forskel. Sammenligningen er gennemført på dataene fra felt sæsonen 1998. På figur 2.29 er forskellen på afblæsningsflader vist grafisk som et eksempel. De samlede resultater af metode-sammenligningen ses i tabel 2.10.

Ud fra tallene i tabel 2.10, ses det at de største differencer findes ved alle former for dødt materiale. Dets dækning underestimeres kraftigt i den skønsmæssige vurdering både i krat og heder. Markante underestimeringer findes også ved lav på afblæsningsflader samt graminoider i krat og på steppe. Den kategori, der overestimeres mest i den skønsmæssige vurdering er helt klart sten/jord. I samtlige plantesamfund, hvor kategorien er registreret, er den overestimeret med mere end 9% i gennemsnit. En enkelt undtagelse er det ene sneleje, der blev analyseret i 1998, hvor kategorien ikke overestimeres.

I græsland og krat fejlvurderes mest, idet der i henholdsvis 4 ud af 5 og 5 ud af 6 grupper findes oversete arter/kategorier. Bereg-



Figur 2.29. Forskellen mellem de beregnede og skønnede dækningsgrader i itex-rammer placeret på afblæsningsflader i 1998. De røde søjler angiver %-andelen, der helt blev overset i den skønsmæssige vurdering, mens de blå søjler angiver %-andelen hvormed den pågældende gruppe blev underestimeret i den skønsmæssige vurdering. Negative værdier angiver således overestimation i skønnet dækning i forhold til registreret dækning.

ningerne i tabel 2.10 er gjort på grundlag af gennemsnit for 4 x 331 registreringer.

2.6.5. Græsning

Den benyttede metode til vurdering af græsningstilstanden bygger primært på deltagerens individuelle skøn, som kan variere en del. Beskrivelser af græsningstilstanden er dog et vigtigt supplement til resultaterne, som er vist i tabel 2.11 og 2.12.

Ved Qassiarsuk er *Salix glauca*-krattene lave, og stærkt påvirket af græsning. Flere steder

fandtes større døde grene efter nedgræssede krat. Da fårene tilsyneladende ikke græsser på *Salix glauca* tidligt på sommeren, fremstår de lave *Salix*-krat meget frodige, idet der er mange nye rodkud.

I Vatnahverfi, omkring Qanisartuut, et fåreholdersted som blev etableret i begyndelsen af fyrrerne, dominerer *Agrostis mertensii* græslandet. Området har sandsynligvis tidligere været domineret af *Salix glauca*-krat, da der flere steder fandtes større døde grene. Forandringen skyldes sandsynligvis fårenes

Tabel 2.10. Difference i dækningsgrader (X-Y Gnsn.) fremkommet ved ITEX-metoden og skønsmæssig vurdering. Negative tal angiver overestimering i skønnet, omvendt angiver positive tal underestimering i skønnet. Kolonnen Y=Ø angiver de arts- eller kategori-dækningsgrader, som blev registreret med ITEX-metoden, og som blev helt overset under den skønsmæssige vurdering (n = antal arts- eller kategori-registreringer).

Samfund	Gruppe	X - Y gns.	Y=Ø	n	Samfund	Gruppe	X - Y gns.	Y=Ø	n
Afblæsningsflade	Busk	-0,77	0,25	1	Kær	Busk	-1,69		
	Dødt	1,50	10,75	1		Dødt	5,60		
	Gram	3,25	1,00	1		Gram	4,95	0,85	5
	Lav	8,75				Lav	-2,50		
	Mos	0,50				Mos	-12,75		
	Sten/-jord	-9,67				Sten/-jord	-9,89		
Græsland	Urt	0,75			Urt	-0,08	0,75	1	
	Busk	-3,08			Sneleje	Busk	8,50		
	Dødt	-4,66	0,75	1		Dødt		1,25	1
	Gram	2,71	1,13	4		Gram	0,00		
	Lav	-3,52	0,75	1		Lav	-11,25		
	mos	-6,68	0,25	1		Mos	2,92		
Sten/-jord	-10,44	0,38	2	Sten/-jord		0,75			
Hede	Urt	1,77	0,44	4	Urt	0,00			
	Busk	1,47	0,42	3	Steppe	Busk	-1,25		
	Dødt	26,56	4,25	2		Dødt	9,38	1,75	1
	Gram	2,51	0,75	1		Gram	11,28		
	Lav	-0,44	1,25	3		Lav	-1,00	0,50	1
	Mos	-1,32				Mos	-0,63		
Sten/-jord	-9,88			Sten/-jord		-19,75	0,50	11	
Krat	Urt	3,93			Urt	1,88			
	Busk	8,00	0,75	1					
	Dødt	18,45	12,50	2					
	Gram	7,11	0,25	1					
	Lav	1,25	0,50	1					
	Mos	-2,21							
	Urt	4,14	1,44	8					

vintergræsning af først og fremmest træagtige planter. Lave *Salix glauca* buske optræder meget frodige med mange nye rodkud. I den nordøstlige del af Vatnahverfi ved Igaliku Kujalleq og Qorlortukasik foregår en alvorlig jorderosion. De stærke og tørre føhvinde fører det afblæste jordmateriale over hele Vatnahverfi, hvor det findes som et lag af æolisk sediment. Lokalteterne med *Kobresia myosuroides* græsland er mest udsat for dette.

På Qussuk og Kanassut lokaliteten er busklaverne lidt græsset, og lavhederne og de lavrige dværgbuskheder er stort set uberørte.

På Kangerluarsunnguaq lokaliteten fandtes der i den åbne, tørre dværgbuskhede (GN97-16) og i den tørre dværgbuskhede (GN97-19) mellem øerne af dværgbuske mange fragmenter af rensdyrlaver *Cladonia* sp., hvilket tyder på at disse typer tidligere har haft større lavdække. Dværgbuskene er i dårlig forfatning og der er mange døde grene. Under feltarbejdet blev der observeret store flokke rensdyr i området, den største flok var på 80 - 100 dyr.

Brayasø lokaliteten udnyttes sandsynligvis mest om vinteren. Der var ingen synlige tegn på vegetationen efter rensdyrenes græsning.

Dette kan skyldes at analyserne blev udført i typer, der ikke udnyttes af rensdyrene, men også at dyrenes græsning er moderat og fordelt jævnt på de forskellige typer. Det er vanskeligt at konkludere noget, så længe vi kun har analyser fra en sæson.

På Isunngua lokaliteten er hele det undersøgte område påvirket af rensdyr i en grad, som ikke sås andre steder under de to somres feltarbejde. Området mangler, formentlig på grund af græsning, helt busklaver, så græsningsintensiteten er vurderet på dværgbuske, buske og graminoider. På fladt terræn og sydvendte skrånninger i lavningerne, er græsserne helt nedbidte. Her findes det vigtige, men arealmæssig mindre dominerende græsland. I undersøgelsen er skelnet mellem en tør og en fugtig græsset græslandstype, hvor artssammensætningen er forskellig.

I den tørre græssede græslandstype viser døde grene og løs bark fra *Salix glauca*, at der førhen var *Salix glauca*-krat i disse lavninger i terrænet. Denne græsningstilstand er specielt udbredt i dalen, hvor lejren lå (se figur 2.30) og dalen umiddelbart øst for denne.

Rensdyrfæces, -spor og -hår vidner i begge græslandstyper om intensiv brug. *Calamagrostis langsdorfii*, der dominerer i våde lav-

Table 2.11. Feltlokaliteter i Nuuk-området, abiotiske forhold og græsningstilstand . Kang = Kangerluarsunnguaq. Slitage-graden i de forskellige typer er vurderet i felten eller på baggrund af oversigtsbilleder fra lokaliteten.

ID-nr	Lokalitet/ stednavn	Hoh	Eks.	Fugtighed	Overflade	Plantesamfund	Slitage	Lav %
GN97-1	Itinnera	46		Tør	Jævn	Afblæsningsflade	Vindslidt	
GN97-2	Itinnera	60		Meget våd	Jævn	Kær	Middel græsset	
GN97-3	Itinnera	40	W	Fugtig	Småtuert	Buskhede	Lidt græsset	
GN97-4	Itinnera	50	S	Ekstrem tør	Jævn	Steppe	Ugræsset	
GN97-5	Itinnera	60	SØ	Tør	Jævn	Buskhede	Vindslidt	0
GN97-6	Itinnera	70	Ø	Våd	Medium tuert	Kær	Ugræsset	
GN97-7	Itinnera	24	NØ	Fugtig	Store tuert	Krat	Ugræsset	
GN97-8	Kanassut	20		Meget våd	Jævn	Kær	Ugræsset	0
GN97-9	Kanassut	15	S	Fugtig	Medium tuert	Buskhede	Ugræsset	
GN97-10	Kanassut		S	Fugtig	Jævn	Lavhede	Ugræsset	75
GN97-11	Kanassut			Fugtig	Småtuert	Buskhede	Ugræsset	25
GN97-12	Kanassut			Tør	Jævn	Lavhede	Ugræsset	

Fortsættes....

Fortsat...

ID-nr	Lokalitet / stednavn	Hoh	Eks.	Fugtighed	Overflade	Plantesamfund	Slitage	Lav %
GN97-12	Kanassut			Tør	Jævn	Lavhede	Ugræsset	
GN97-13	Kang	280	Ø	Tør	Småtuert	Buskhede	Middel græsset	1
GN97-14	Kang	330	S	Tør	Jævn	Krat	Lidt græsset	1
GN97-15	Kang	310	S	Ekstrem tør	Jævn	Steppe	Ugræsset	0
GN97-16	Kang	335	W	Tør	Jævn	Buskhede	Nedgræsset	1
GN97-17	Kang	270	W	Intermediær	Småtuert	Overgangstype kær	Ugræsset	0
GN97-18	Kang	270	W	Fugtig	Småtuert	Buskhede	Lidt græsset	1
GN97-19	Kang	330	NW	Tør	Småtuert	Buskhede	Nedgræsset	1
GN97-20	Kang	330	W	Ekstrem tør	Småtuert	Fjeldmark	Nedgræsset	1
GN97-21	Qussuk	20		Våd	Medium tuert	Overgangstype kær	Ugræsset	
GN97-22	Qussuk	25		Tør	Jævn	Lavhede	Lidt græsset	95
GN97-23	Qussuk	25		Tør	Småtuert	Lavhede	Lidt græsset	80
GN97-24	Ilulialik	40	Ø	Fugtig	Småtuert	Buskhede	Lidt græsset	2
GN97-25	Ilulialik	25		Fugtig	Medium tuert	Krat	Lidt græsset	1
GN97-26	Ilulialik	15	NW	Fugtig	Store tuert	Buskhede	Ugræsset	3
GN97-27	Ilulialik	15		Fugtig	Store tuert	Buskhede	Lidt græsset	1
GN97-28	Qussuk	30	W	Tør	Jævn	Lavhede	Lidt græsset	80
GN97-29	Qussuk	50	N	Fugtig	Jævn	Buskhede	Lidt græsset	50
GN97-30	Qussuk	60		Fugtig	Medium tuert	Buskhede	Lidt græsset	25
GN97-31	Qussuk	45	S	Intermediær	Jævn	Buskhede	Middel græsset	60

Tabel 2.12. Feltlokaliteterne i Sydgrønland og Kangerlussuaq området, abiotiske forhold og græsningstilstand. Slitage-graden i de forskellige typer er vurderet i felten eller på baggrund af oversigtsbilleder fra lokaliteten.

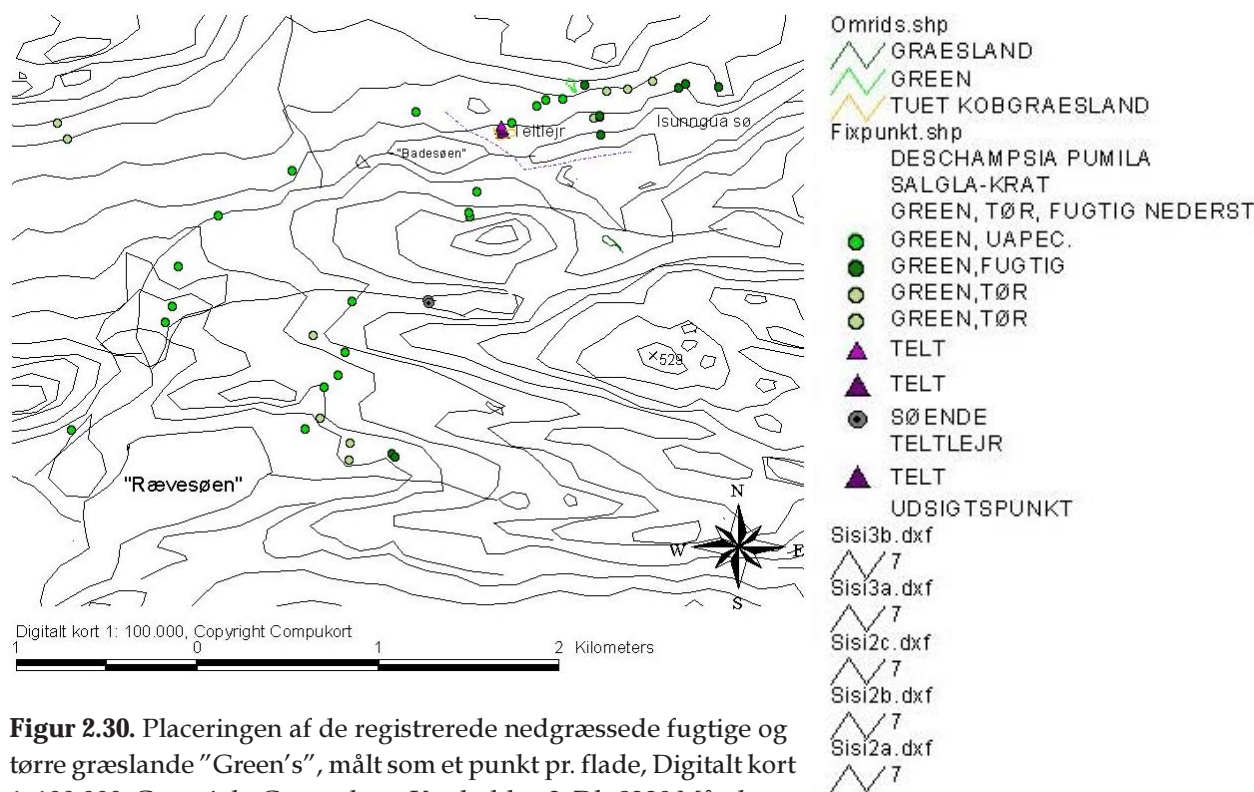
ID-nr.	Lokalitet / stednavn	Hoh	Eks.	Fugtighed	Overflade	Plantesamfund	Slitage	Lav %
GN98-1	Qassiarsuk	50	NØ	Tør	Jævn	Græsland	Ugræsset	0
GN98-2	Qassiarsuk	100		Fugtig	Jævn	Krat	Ugræsset	0
GN98-3	Qassiarsuk	150	S	Fugtig	Jævn	Græsland	Ugræsset	<5
GN98-4	Qassiarsuk	260	W	Tør	Jævn	Buskhede	Ugræsset	10
GN98-5	Qassiarsuk	130		Meget våd	Småtuert	Kær	Ugræsset	0
GN98-6	Qassiarsuk v. Tasiusaq	70	Ø	Tør	Småtuert	Buskhede	Ugræsset	10
GN98-7	Qassiarsuk v. Tasiusaq	20	W	Tør	Jævn	Græsland	Ugræsset	5
GN98-8	Qassiarsuk v. Narsarsuaq	50	W	Tør	Småtuert	Krat	Ugræsset	0
GN98-9	Vatnahverfi Qanisartuut	50	NØ	Tør	Småtuert	Græsland	Lidt græsset	15
GN98-10	Vatnahverfi Qanisartuut	70	S	Tør	Småtuert	Græsland	Lidt græsset	10-15
GN98-11	Vatnahverfi Qanisartuut	70	NØ	Tør	Småtuert	Krat	Lidt græsset	0
GN98-12	Vatnahverfi Timerliit	120	N	Tør	Småtuert	Græsland	Lidt græsset	10-15
GN98-13	Vatnahverfi Timerliit	80	SW	Tør	Småtuert	Krat	Lidt græsset	0

Fortsættes...

ID-nr.	Lokalitet/ stednavn	Hoh	Eks.	Fugtighed	Overflade	Plantesamfund	Slitage	Lav %
GN98-13	Vatnahverfi Timerliit	80	SW	Tør	Småtuert	Krat	Lidt græsset	0
GN98-14	Vatnahverfi Tasilikuloq	60	SW	Tør	Småtuert	Krat	Lidt græsset	0
GN98-15	Vatnahverfi Qanisartuut	30		Våd	Jævn	Kær	Lidt græsset	0
GN98-16	Qaqortoq	30	W	Fugtig	Småtuert	Krat	Ugræsset	0
GN98-17	Qaqortoq	30	N	Tør	Småtuert	Buskhede	Ugræsset	0
GN98-18	Qaqortoq	60	NØ	Intermediær	Småtuert	Kær	Ugræsset	0
GN98-19	Qaqortoq	50	S	Tør	Småtuert	Buskhede	Ugræsset	0
GN98-20	Qaqortoq	60		Tør	Småtuert	Buskhede	Ugræsset	<5
GN98-30	Brayasø	230	S	Ekstrem tør	Ujævn	Steppe	Ugræsset	0
GN98-31	Brayasø	50	N	Fugtig	Småtuert	Buskhede	Ugræsset	30
GN98-32	Brayasø	250	S	Fugtig	Ujævn	Krat	Ugræsset	0
GN98-33	Brayasø	130		Meget våd	Jævn	Kær	Ugræsset	0
GN98-34	Brayasø	70	SW	Fugtig	Ujævn	Krat	Ugræsset	0
GN98-35	Isunngua	320		Fugtig	Jævn	Græsland	Stærkt græsset	0
GN98-36	Isunngua	320	NW	Fugtig	Ujævn	Græsland	Ugræsset	0
GN98-37	Isunngua	400	S	Tør	Småtuert	Steppe	Lidt græsset	2
GN98-38	Isunngua	300		Meget våd	Medium tuert	Kær	Ugræsset	0
GN98-39	Isunngua	350	N	Fugtig	Medium tuert	Buskhede	Lidt græsset	0
GN98-40	Isunngua	440	S	Tør	Ujævn	Græsland	Nedgræsset	0
GN98-41	Isunngua	470	Ø	Tør	Ujævn	Afblæsningsflade	Lidt græsset	30
GN98-42	Isunngua	400	S	Tør	Småtuert	Buskhede	Lidt græsset	0
GN98-43	Isunngua	370	S	Intermediær	Ujævn	Krat	Lidt græsset	0
GN98-44	Isunngua	360	W	Intermediær	Ujævn	Buskhede	Lidt græsset	<1
GN98-45	Brayasø	200	NØ	Fugtig	Ujævn	Buskhede	Lidt græsset	0
GN98-46	Uutaap Kuua	40	SØ	Fugtig	Ujævn	Buskhede	Lidt græsset	20
GN98-47	Uutaap Kuua	20	Ø	Meget våd	Småtuert	Kær	Ugræsset	0
GN98-48	Uutaap Kuua	50		Meget våd	Medium tuert	Kær	Ugræsset	<1
GN98-49	Uutaap Kuua	90	SØ	Fugtig	Ujævn	Buskhede	Lidt græsset	35
GN98-50	Uutaap Kuua	550	NØ	Fugtig	Ujævn	Sneleje	Ugræsset	75
GN98-51	Uutaap Kuua	300	SØ	Fugtig	Jævn	Krat	Ugræsset	0



Figur 2.31. Analysefelt GN97-29, Qussuk, fugtig lavrig buskhede. Billedet illustrerer den mosaik, buske og lav typisk danner i de lavarktiske heder. Dette felt er "lidt græsset". Foto: K. Motzfeldt



Figur 2.30. Placeringen af de registrerede nedgræssede fugtige og tørre græslande "Green's", målt som et punkt pr. flade, Digitalt kort 1: 100.000, Copyright Compukort, Kærlodden 2, Dk-8320 Mårslet.

ninger langs bække i sænkning, blev observeret i ugræsset tilstand.

I området ved Uutaap Kuua observeredes tegn på græsning i forbindelse med rensdyrstier, der gik på langs i dalen oppe på skrånningerne. Derudover var de lavrige blandingsheder på skrånningerne og dværgbirkehederne på ryggen i lavlandet i gennemsnit lidt græsset, idet lavmåtterne var intakte, sammenhængende og lidt græsset i højden enkelte steder. På figur 2.30 vises de registrerede nedgræssede "græslands" placering i området omkring Isunngua lokaliteten.

2.7. Diskussion

Den valgte analysemetode gør det muligt at genanalysere det samme felt med års mellemrum med henblik på at monitorere dækningsgrad for de enkelte arter og at registrere eventuelle ændringer i artssammensætning og dominerende art. Aluminiumsrørene, der markerer itexrammernes hjørner, er hamret ned i det øverste jordlag, og kan lokaliseres ved hjælp af orange markeringspæle. Det er usikkert om aluminiumsrørene og markeringspælene får lov til at blive stående for dyr og mennesker, og evt. jordbe-

vægelse. ITEX konceptet anvendes i 11 forskellige lande verden over til detektion af enkeltarters og plantesamfunds respons på bl.a. klimaændringer. I Sverige og Kina benyttes samme metodik til at studere græsningens indvirkning på vegetationen (ITEX-update, No. 9 1998).

De beregnede dækningsgrader er højere end de skønnede hos græsser og urter med en lille horisontal bladflade, og lavere hos træagtige vækster med en stor horisontal bladoverflade.

Området Akia, der bl. a. omfatter feltlokaliteterne Kanassut og Qussuk, er ikke tidligere beskrevet m.h.t. lavdækning og græsningsstilstand. Trapnell's (1933) materiale er ikke tilstrækkeligt grundlag for sammenligning med lavernes aktuelle græsningsstilstand. Studiet af rensdyrsimlers trækvaner har vist, at lokaliteten Qussuk er en del af et stort vintergræsningsområde, mens lokaliteten Kanassut har mindre betydning. Ved Kanangerlussuaq har samme studium vist at Braya-sø lokaliteten benyttes intensivt af rensdyrene om vinteren, mens Isunngua lokaliteten udnyttes mest i kælvningstiden.

Hanfgarn (GFI 1983) beskrev bl.a. typerne "tør dværgbuskhede med laver" og "ekstrem tør dværgbusk/lav-hede" nord for Kangerluarsuunnguup tasersua baseret på analyser af 34 lokaliteter med 505 analysefelter. Typen "tør dværgbuskhede med laver" har her en gennemsnitlig dækningsgrad af lav på mellem 45 og 55%. Det store antal analysefelter og deres spredning fra kyst til indland gør, at dette giver et realistisk billede over denne types gennemsnitlige græsningsstilstand mellem Ameralik og Buksefjorden somrene 1984 og 1985. Beskrivelser fra århundredeskiftet i området af Rasmussen (1905) bekræfter tilstedeværelsen af lav i hederne i området tidligere. Vore iagttagelser og det lille antal analyser gennemført for østenden af Kangerluarsuunnguaq i sommeren 1997 tyder på, at områdets tidligere lavdække er nedgræsset. Lav fandtes i 1997 kun som fragmenter spredt i den tørre åbne buskhede og buskene på lokaliteten havde mange døde grene. Det vides ikke om denne tendens gælder for resten af området vestover mod Buksefjorden.

2.7.1. Græsningsstilstand

Både vomanalyser og fødepreferenceeksperimenter indikerer en udpræget preference for lav i forhold til andre fødeemner om vinteren (Skogland 1984, Danell et al. 1994). De lavrige hedetyper på Qussuk-lokaliteten udgør gode potentielle vintergræsningshabitater for rensdyrene. I modsætning hertil har de lavfattige hedetyper ved Kangerlussuaq et helt andet udbud af planter. Igangværen-

de fødestudier ved GN baseret på vom- og faecesanalyser vil afdække hvilke arter, der selekteres i de to områder tidlig og senvinter.

Itinnera lokaliteten og områderne øst herfor er tidligere beskrevet af bl.a. Aastrup og Lund (1995) og Lenvik (1993). Steder med tør dværgbuskhede betegnes her som nedgræssede, d.v.s. lavdækket er væk og kun spredte lavfragmenter er tilbage. Vore analyser fra sommeren 1997 bekræfter dette. De mosrige blandede dværgbuskheder synes ikke udnyttet i samme grad af rensdyrene, da der ikke var tydelige tegn på græsning af disse.

Vore undersøgelser viste, at Isunngua lokaliteten var stærkt påvirket af rensdyrenes græsning. Lignende påvirkningsgrad er beskrevet af Holt (1980) og Fredskild & Holt (1993). Tidligere studier fra Kangerlussuaq området omfatter bl.a. præference-index for 13 forskellige habitattyper (Thing 1984). Studier af habitatpræference kan give et forholdsvis nuanceret billede af dyrenes græsningsmønster.

Græsningsstudier i udvalgte felter kan give et klarere billede af, hvilke arter dyrene foretrækker. Enkelt arter blev registreret græsset eller ikke græsset i dagene omkring d. 15. juni 1979 i nærheden af lokaliteten Isunngua. Undersøgelsen viste en højere præference for *Eriophorum angustifolium* end for *Poa pratensis* og *Carex rariflora* (Holt 1980, Fredskild & Holt 1993).



Figur 2.32. Billedet viser analysefelt GN97-19, Kangerluarsuunnguaq, tør nedgræsset buskhede. Bemærk de åbne pletter mellem *Betula nana*-buskene, hvor der i dag kun er fragmenter af lav tilbage. Foto: K. Motzfeldt.

I de fugtige nedgræssede græslandstyper findes der ikke tydelige tegn på hvilke planter, der eventuelt dominerede tidligere. Disse "greens" er sandsynligvis opstået og vedligeholdes ved rensdyrgræsning (Holt 1980). Holt skelner mellem en fugtig "meadow" type og en tør græsland type. Pollenanalyser tyder på, at de kan være udviklet som følge af bl.a. græsning fra *Betula nana* hede med græsser, *Betula-Salix* hede m. *Stellaria/Cerastium* eller *Betula-Salix* hede med *Draba* til de nedgræssede græslandstyper (Fredskild & Holt 1993). Vore registreringer kan bekræfte, at de tørre nedgræssede græslandstyper flere steder har spor efter *Salix*- og/eller *Betula*-buske. En sådan succession kan være irreversibel, idet *Salix glauca* frø har brug for åbent substrat for at reetablere sig. Det tætte dække af graminoider, som rensdyrenes græsning har medført, hindrer dermed reetableringen af dværgbuske. Det er observeret, at både *Salix glauca* og *Alnus crispa* kan sætte nye skud fra nederste del af stammen, hvis planten er helt bladløs men har overlevet.

Den observerede græsningstilstand i Isunngua-lokaliteten er sandsynligvis et resultat af, at området udnyttes intensivt af rensdyrene under kælvingen, der foregår i perioden 29/5-23/6 (Thing 1984), og gennem resten af sommeren. Under feltarbejdet fra d. 24-30/7 observerede vi mange simler med kalve og årsdyr, men kun enkelte bukke. Dette kan tyde på, at det primært er simler

der færdes i dette område om sommeren. Thing (1984) hævder, at de 3-årige og ældre bukke har en tendens til at blive i indlandsområderne nord for Kangerlussuaq hele året. Vore sporadiske observationer i kælvingområdet tyder på, at dette sandsynligvis ikke er tilfældet for det centrale kælvingssområde i Isunngua.

Fredskild og Holt (1993) argumenterer for, at en mindre intensiv udnyttelse af de to græslandstyper som følge af den forholdsvis lille rensdyrpopulation i området, var årsag til, at *Poa pratensis* græsland fik lov til at stå ugræsset. Vi registrerede ikke ugræsset *Poa pratensis* græsland som Holt (1983) beskriver forekommer ved øst-enden af søen Aajuitsup tasia i 1979. Vore registreringer tyder på en fortsat intensiv brug af de fugtige og tørre græslandstyper (se figur 2.20) på Isunngua lokaliteten. Fremtidige analyser af de udlagte prøveflader kan bidrage til et mere detaljeret billede af rensdyrenes græsning i de to græslandstyper.

Fåreholderstederne Tasilikulooq og Timerliit i Vatnahverfi området blev etableret i begyndelsen af 1990'erne og Saqqaq for få år siden. Der blev ikke observeret tydelige forandringer i vegetationen i nærheden af disse nye etableringer i forhold til de ældre fåreholdersteder i Qanisartuut, bortset fra at større arealer er blevet opdyrket. Dette skyldes sandsynligvis at man undgår vintergræsning. (Motzfeldt & Bay 1999).



Figur 2.33. Billedet viser analysefelt GN97-16, Kangerluarsunnguaq, åben tør, nedgræsset buskhede. Denne type har sandsynligvis haft et lavdække, der hvor vi i dag ser åbne pletter med lavfragmenter imellem disse også hårdt græssede dværgbuske. Foto: K. Motzfeldt.

2.7.2. Vegetationens fødemæssige betydning

Vegetationen i vigtige rensdyrområder er beskrevet detaljeret. Sammenholdes disse beskrivelser med de vegetationskort, som er fremstillet på grundlag af satellitbilleder fås en god karakteristik af det fødegrundlag, som er til rådighed for rensdyrene i forskellige områder, idet vegetationsbeskrivelserne gør det muligt at vurdere hvilke vegetations typer, der er vigtigst for dyrene. Det skal understreges, at kortlægningen kun har tilvejebragt grundlaget for en sådan vurdering. Grundige undersøgelser af forholdet mellem klimatiske forhold, resultater af vomanalyser, foretrukne vegetationstyper samt dyrenes kondition er en forudsætning for en egentlig analyse og vurdering.

Fødeplanter

Kendskabet til Grønlandske rensdyrs foretrukne fødeplanter stammer hovedsagelig fra undersøgelser af vomindhold fra rens-

dyr nedlagt i Kangerlussuaq (Thing 1984). Yderligere er der foretaget analyser af hvilke vegetationstyper rensdyrene foretrækker i Kangerlussuaq (Thing 1984), i Buksefjordsområdet (Aastrup 1984, 1986) og i tamrenområdet ved Itinnera (Lassen & Aastrup 1981). Der er også foretaget undersøgelser af planter i fødekratere, som rensdyrene graver i sneen om vinteren (Thing 1984, Thing & Falk 1990). Fleischer (1993) har resumeret ovenstående undersøgelser. Thing (1984) har vist forskellige fødeplanters anvendelse gennem året i Kangerlussuaq området. Kendskab til nordamerikanske og norske rensdyrs foretrukne fødeplanter kan også anvendes i vurderingen af vegetationstyperne.

Vinter. Baseret på registrering af planter i fødekratere konkluderer Thing, at dyrene i det kontinentale Kangerlussuaq-område om vinteren hovedsagelig æder graminoider som *Calamagrostis* spp. og *Poa* spp., mosser samt urter som *Stellaria longipes*. I de oceaniske

Tabel 2.13. Gennemsnit af de skønnede dækningsgrader for forskellige plantegrupper i plantesamfundene i alle delområder. Kategorien "andet" dækker over organic crust, litter (dødt plantemateriale) og mosser. Antal analyser indenfor det pågældende samfund er angivet i parentes.

Vegetationstype	Graminoider (%)	Dværgbuske (%)	Lav (%)	Urter (%)	Andet (%)
Sydgrønland					
Krat (6)	10	78	0	8	20
Buskhede (5)	1	73	4	1	18
Kær (3)	51	6	0	1	40
Græsland (6)	44	3	8	6	37
Nuuk					
Krat (3)	0	79	0	1	46
Buskhede (14)	1	40	15	0	31
Lavhede (5)	1	12	86	0	
Kær (5)	12	13	0	0	60
Afblæsningsflade (1)	1	10	4	1	28
Steppe (2)	12	3	1	2	9
Kangerlussuaq/Sisimiut					
Krat (4)	3	78	0	3	19
Buskhede (7)	2	50	16	1	37
Kær (4)	24	14	0	1	55
Græsland (3)	49	1	2	3	43
Afblæsningsflade (1)	2	2	30	1	46
Steppe (2)	29	1	0	2	62
Sneleje (1)	1	15	75	1	0

områder ved Ikarlulik sydøst for Sisimiut spiller laver af slægterne *Cladonia*, *Stereocaulon*, og *Cetraria* en stor rolle sammen med *Betula nana* og *Vaccinium uliginosum*. I det oceanisk/kontinentale område ved Ilulialik nord for Nuuk-fjorden spillede laver (*Stereocaulon sp.*, *Cladonia sp.* og *Cetraria nivalis*) også en stor rolle, men *Betula nana* og mosser var dog hyppigere.

Fra sommer- og vinterperioden findes analyser af vomprøver fra henholdsvis perioden maj - september og oktober - april i Kangerlussuaq. Disse analyser viste, at graminoider var altdominerende suppleret med *Betula nana* og *Salix sp.*

Klein (1992) angiver, at rensdyrs sommerføde generelt består af ca. 25% graminoider, ca. 35-40% dværgbuske, 10-15% lav, 10-15% urter og 10-15% andet. Om vinteren består føden generelt af ca. 20% graminoider, ca. 10% dværgbuske, mere end 60% lav og under 5% af henholdsvis urter og andet. På lokaliteter uden tilgængeligt lav vil denne generalisering for vinteren være ugyldig.

På baggrund af de detaljerede vegetationsundersøgelser resumeres indholdet af de nævnte plantegrupper i de forskellige plantesamfund 2.13.

Der ses meget store forskelle i de enkelte plantegrupperes repræsentation i de forskellige plantesamfund. Kær, græsland og steppe er langt de vigtigste graminoid-dominerede habitater, mens krat og buskhede er de vigtigste dværgbusk-habitater. Lav findes primært i lavheder og snelejer, men der findes dog også generelt mere end 10% lav i buskhede og på afblæsningsflader.

Rensdyrenes fødevalg varierer meget året igennem. Snedækket om vinteren betyder, at kun begrænsede områder er umiddelbart tilgængelige for dyrene. Efterspørgsel og udbud varierer meget året igennem og gør det vanskeligt at generalisere. Vegetationstyperne er ikke lige vigtige for rensdyr- og moskus. Tidligere undersøgelser i Kangerlussuaq området har vist, at *Eriophorum angustifo-*

lium-kær, *Carex rariflora*-kær og *Poa pratensis*-græsland har stor betydning om foråret, mens *Kobresia myosuroides*-steppe og nordvendte skrånninger græsses meget af rensdyrene om vinteren (Holt 1983, Thing 1984).

2.8. Konklusion

Feltarbejdet gennemført i somrene 1997 og 1998 resulterede i 67 beskrevne plantesamfund på 11 forskellige lokaliteter i de tre områder Sydgrønland, Nuuk-området og Kangerlussuaq. Disse samfund kan grupperes i følgende generelle plantesamfund:

1. Kær.
2. Fugtige krat af blå-grå pil eller dun-birk.
3. Tørre krat af blå-grå pil eller dun-birk.
4. Mosrige, fugtige dværgbuskheder.
5. Blandede lavfattige dværgbuskheder.
6. Blandede lavholdige dværgbuskheder.
7. Lavheder.
8. Mosebølleheder.
9. Revlingheder.
10. Dværg-birkheder.
11. Græsland.
12. Steppe.
13. Afblæsningsflade.
14. Snelejer.
15. Fjeldmark.

De fundne plantesamfund afviger ikke betydeligt fra tidligere beskrevet i litteraturen.

Der blev udlagt 292 ITEX-felter i grupper på fire som basis for analysearbejdet. Enkelte af de beskrevne samfund blev ikke analyseret da det skønnedes at disse ikke ville fremstå på satellitkortene med mindsteareal på 25 x 25 meter. De to metoder anvendt til at bedømme plantearternes dækningsgrad indenfor analysefelterne, h.h.v. ITEX og Braunblanquet, gav forskellige resultater. De beregnede dækningsgrader har i forhold til de skønnede dækningsgrader en tendens til at ligge højere hos græsser og urter med en lille horisontal bladflade, og lavere hos træagtige vækster med stor horisontal bladoverflade.

I forhold til tidligere undersøgelser er græsningsstilstanden i på Kangerluarsunnguaq lokaliteten forværret; områdets før lavrige dværgbuskheder må betegnes som nedgræsset. Det samme gælder for Itinnera lokaliteten. Isunngua lokalitetens græslande er stærkt påvirkede af rensdyrene i vækstsæsonen, idet helt nedgræssede "greens" som tidligere rapporteret fra området stadig er vidt udbredte. Løse og fæstede døde grene af buske i græslande tyder på at de nedgræssede "greens" er et resultat af intensiv græsnings over en årrække i bl.a. tidligere åbne krat.

2.9. Literaturliste

- Aastrup, P. & P.M. Lund 1995.
Vurdering af vinterområde for tamrenbestanden i Itinnera. Grønlands Naturinstitut, december 1995. 20 s.
- Bay, C. 1998.
Vegetationsundersøgelser i Godthåbsfjordsområdet. Grønlands Botaniske Undersøgelse, Botanisk Museum, Københavns Universitet 1998.
- Braun-Blanquet, J. & J. Pavillard 1930.
Vocabulary of Plant Sociology; translation by F.R. Bha-rucha, Cambridge 1930.
- Brink, N.W.T. 1975.
Holocene history of The Greenland Ice Sheet based on Radiocarbon-dated Moraines in West Greenland. Meddr. Grønland, bd. 201, nr. 4. 44 pp. and maps.
- Böcher, T.W. 1954.
Oceanic and continental vegetational complexes in southwest Greenland. Meddr. Grønland, bd. 148, nr. 1.
- Böcher, T.W. 1963.
Phytogeography of Middle West Greenland. Meddr. Grønland, bd. 148, nr. 3.
- Böcher, T.W. 1975.
Det Grønne Grønland. Rhodos, København. 256 pp.
- Böcher, T.W., B. Fredskild, K. Holmen & K. Jakobsen 1978.
Grønlands Flora. 3. reviderede udgave, ISBN 87-559-0385-1, København. P. Haase & Søns Forlag.
- Danell, K., P.M. Utsi, R.T. Palo & O. Eriksson 1994.
Food plant selection by reindeer during winter in relation to plant quality. *Ecography* 17: 153-158. Copenhagen 1994.
- Dijkmans, J.W.A. & T.E. Törnquist 1991.
Modern periglacial eolian deposits and landforms in the Søndre Strømfjord area, West Greenland and their palaeoenvironmental implications. Meddr. Grønland, Geoscience 25.
- DuRietz, G.E. 1930.
Vegetationsforschung auf sociationsanalytischer grund-lage. Handbuch der biologischen arbeitsmethoden, Abt. 9, Teil 5: 293-480.
- Egede, K., K. Krogh & I. Thorsteinsson 1982.
Detailplan for fåreavl i Sydgrønland. Rapport til Grønlandsministeriet. Stencil.
- Feilberg & Folving 1990.
Mapping and monitoring of woodlands and scrub ve-getation in Qingua-dalen, south Greenland. Meddr Grønland, Bioscience 33: 9-20. ISBN 87-17-06234-9.
- Folting, S. 1986.
Mapping and monitoring of vegetation in South-west-greenland by means of Landsat MSS Data. Bulletin du Comité Francais de Cartographie, No. 3-4: 44-51.
- Fredskild, B., V. Alstrup, L. Hansen, J. Kruuse & E. de Neergaard 1976.
Grønlands Botaniske Undersøgelse, 1976, årsrapport. Botanisk Museum, Gothersgade 130, DK-1123 København K.
- Fredskild, B., G.S. Mogensen & E.S. Hansen 1994.
Grønlands Botaniske Undersøgelse, 1994, årsrapport. Botanisk Museum, Gothersgade 130, DK-1123 København K. ISSN 0109-2553.
- Gaare, E. 1978.
Villreinbeiting i Sør-norske fjellstrøk. Forelesningsno-tat ved kurs i vegetasjons-kartlegging.
- Grønlands Fiskeriundersøgelser 1983.
Rensdyrundersøgelser og vegetationskortlægning ved vandkraftværk Buksefjord Nuuk/Godthåb 1983. Rapport udgivet af Grønlands Fiskeri- og miljøunder-søgelser, Tagensvej 135, DK-2200 København N.
- Grønlands Naturinstitut 1998.
Rådgivning om moskusoksejagt ved Angujaartorfiup Nunaa, Kangerlussuaq, i 1999. Grønlands Naturinsti-tut, november 1998. Efter bl.a. flytællings-rapport udarbejdet af Carsten Pedersen.
- Hansen, B.U. 1990.
Klima- og vegetationsanalyse i et sydgrønlandsk om-råde baseret på NOAA-AVHRR satellitdata og feltmå-linger. Lic. opgave, Københavns Universitet.
- Hansen, B.U. 1991.
Monitoring Natural Vegetation in southern Greenland Using NOAA AFHRR and Field Measurements. *Arctic* Vol. 44, Supp. 1, 1991: 94-101.
- Hansen, E.S. 1998.
Statusrapport for projektet "Sydvestgrønlands lavflo-ra". Botanisk Museum, Københavns Universitet.
- Hansen, E.S. 1999.
A comparison between the lichen floras of three clima-tically different localities in South West Greenland (in prep.). Botanical Museum, University of Copenhagen, Denmark.
- Hansen, K. 1969.
Analyses of soil profiles in dwarf shrub vegetation in South Greenland. Meddr. Grønland 178, 5: 1-33.
- Hansen, B.U. & H. Søgaard 1989.
Vegetations- og sne/is/sky-kortlægning af den grøn-landske nationalpark 1988. Delprojekt af „Nordøst-grønlandsprojektet“. Rekvireret af Grønlands Hjem-mestyre, Natur- og miljøforvaltningen, upubl. rapport.
- Heide-Jørgensen, H.S. & I. Johnsen 1997.
Ecosystem Vulnerability to Climate Change in Green-land and the Faroe Islands, Working Report No. 97 1997, Miljøstyrelsen, Danmark.

- Holt, S. 1980.
Vegetation and effects of grazing on Caribou ranges in the Søndre Strømfjord Area, West Greenland, in Reimers, E., E. Gaare & S. Skjenneberg (eds.) 1980. Proc. 2nd Int. Reindeer/Caribou Symp., Røros, Norway, 1979. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- Holt, S. 1983.
Vegetationskortlægning i et vestgrønlandsk rensdyr-fourageringsområde (Holsteinsborg Kommune) baseret på falskfarve-infrarød luftfotografering og floristiske undersøgelser: University of Copenhagen, Denmark, Thesis. 180 s.
- Holt, S. 1987.
Plantelivet. *In*: Secher, K., J. Bøcher, B. Grønnow, S. Holt, H.C. Petersen & H. Thing. Arnangaarnuup Qoorua, Paradisdalen i tusinde af år. Pilersuiffik, Nuuk: 23-33.
- ITEX-update 1998.
ITEX-update newsletter, No. 9. Wookey, P. (ed.): 1-16
- Jakobsen, K. 1981.
Heder. *In*: Nørrevang, A. & J. Lundø (eds). Danmarks Natur 11: Grønland. Politikens Forlag, København: 421-433.
- Larsen, C.L. 1977.
Soil - The Narssaq projekt. Progress Report 1, 1: 14-16.
- Lenvik, D. 1993.
Reindrifftsområdet i Godthåbsfjorden. Rapport til Forvaltning for Teknik og Miljø, Nuuk Kommune, Reindrifftsadministrationen, Alta/Røros - august 1993, Reindrifftskontoret, N-7460 Røros, Norge.
- Lund, P.M. 1993.
Fjernanalyse af højarktisk vegetation ved Zackenberg, Nordøstgrønland. Telemark Distrikthøgskole, Thesis. 65 s.
- Lund, P.M., S.R. Karlsen, L. Villmo, K. Motzfeldt, B. Johansen & K.A. Høgda 1996.
Vegetations- og føderesourcekortlægning baseret på satellitdata i tamrenområdet Isortoq, Sydvestgrønland. Projektrapport, Grønlands Naturinstitut og NORUT IT as.
- Lyftingsmo, E. 1974a.
Norske fjellbeite - Oversyn over fjellbeite i Troms og Nordre del av Nordland. Det kgl. Selskap for Norges Vel, Mosjøen.
- Lyftingsmo, E. 1974b.
Norske fjellbeite - Oversyn over granska reinbeite i Oppland, Hedmark, Sør- og Nord-Trøndelag. Det kgl. Selskap for Norges Vel, Oslo.
- Motzfeldt, K. & C. Bay 1999.
Vegetationsundersøgelser i Sydgrønland. Feltrapport, Pinnhortitaleriffik, Grønlands Naturinstitut.
- Motzfeldt, K., P.M. Lund, S.R. Karlsen & K.A. Høgda 1996.
Forundersøgelser med henblik på udsættelse af moskusokser i Paamiut Kommune, området mellem Kuanersooq (Kvanefjorden) og Sermilik. Projektrapport, Grønlands Naturinstitut og NORUT IT as.
- Olesen, C.R. unpubl.
Feeding ecology and competition of muskoxen and caribou in West Greenland. Draft submitted to Rangifer, Fiilsvej 8, DK-7500 Holstebro, Danmark.
- Rasmussen, K. 1905.
Rapport til Indenrigsministeriet over Renbeite-Undersøgelses-Ekspeditionens Rejse i Grønland, sommeren 1905. I Atlanten, Bind II, 1907-1910: 43-58, København 1910.
- Reimers, E., D.R. Klein & R. Sørungård 1983.
Calving time, growth rate and body size of Norwegian reindeer in different ranges. Arctic and Alpine Research 15: 107-118.
- Santesson, R. 1993.
The lichens and lichenicolous fungi of Sweden and Norway. SBT-förlaget, Lund.
- Skogland, T. 1984.
Wild reindeer foraging niche organization. Holarctic Ecology 7: 345-379.
- Skogland, T. 1990.
Villreinens tilpasning til naturgrundlaget. NINA forskningsrapport 10: 1-33, ISSN 0802-3093, ISBN 82-426-0098-8, NINA, Tungasletta 2, N-7004 Trondheim.
- Tamstorf, M. 1997.
Snow and vegetation mapping by use of Landsat TM and SPOT HRV images. *In*: Meltofte, H. & H. Thing (eds) 1997: ZERO 2nd Annual Report 1996. Danish Polar Center, Ministry of Research and Information Technology. 80 pp. ISBN 87-90369-12-2.
- Thing, H. 1984.
Feeding ecology of the West Greenland Caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) in the Sisimiut-Kangerlussuaq Region. Danish review of Game Biology vol. 12, no. 3., pp. 1-53. Communication No. 190 from Vildtbiologisk Station, Kalø, 8410 Rønne, Denmark.
- Thorsteinsson, I. 1983.
Undersøgelser af de naturlige græsgange i Syd-Grønland 1977-1981. Landbruget Forskningsinstitut Island. 223 pp.
- Trapnell, C.G. 1933.
Vegetation types of Godthåbsfjorden. Journal of Ecology 21: 294-334.
- Vestergård, Å.M. 1990.
Jordbundsundersøgelser og erosionsstudier i Sydvestgrønland. Specialrapport, Geografisk Centralinstitut, Københavns Universitet. 133 s.
- Vibe, C. 1967.
Arctic animals in relation to climatic fluctuations. Meddr. Grønland 170, 5. 227 pp.
- Walker, M. 1995.
Community Baseline Measurements for ITEX Studies. Additions to the ITEX Manual. Danish Polar Center, Copenhagen. 8 pp.
- Weidick, A. 1971.
Map Sheet 1: 2.500.000. Quaternary map of Greenland, GGU, København.

Del 3

Satellitbaseret vegetationskortlægning i Vestgrønland

af

**Mikkel P. Tamstorf
Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Arktisk Miljø**

Satellitbaseret vegetationskortlægning i Vestgrønland

3.1. Resumé

Ph.d.-projektet, *Satellitbaseret vegetationskortlægning i Vestgrønland*, er et delprojekt af det DANCEA-finansierede projekt: *Samspillet mellem vegetation, rensdyr og menneskelige aktiviteter (RenVeg)*.

Ph.d.-projektet er opbygget omkring vegetationskortlægningen af tre hovedområder i Vestgrønland. Kortlægningen er baseret på Landsat TM satellitbilleder og botanisk feltarbejde fra feltsæsonerne 1997-1999 og dækker tre områder ved Kangerlussuaq/Sisimiut, Nuuk og Sydgrønland på ialt 76.000 km². Vegetationskortlægningen har kortlagt 9 vegetationsrelaterede overfladetyper: krat, kær, græsland, frodig/opdyrket vegetation, dværgbuskhede, lavholdig dværgbuskhede, steppe, fjeldmark og bar jord/klippe. I forbindelse med kortlægningen er der i to af områderne udført en omfattende usikkerhedsvurdering baseret på såvel traditionelle metoder som på *fuzzy* metoder. Overordnet usikkerhed for de to områder er henholdsvis 76.1% og 56.4% for Kangerlussuaq- og Nuukområdet.

På baggrund af NOAA AVHRR 1 km data fra perioden 1983-1996 for Vestgrønland (Disko - Kap Farvel), er der lavet middelsæsoner for snedække og vegetationsfrodighed (*Normalized Difference Vegetation Index*). Metoder til modellering af snesmeltning (start og slut) og vækstsæson (start, optimum og slut) for individuelle år er udviklet og testet på 2 lokaliteter ved Kangerlussuaq og Nuuk på baggrund af AVHRR 5 km data.

Vegetationskortene er sammen med positioner fra satellitmærkede rensdyr anvendt til analyse af fødegrundlaget indenfor de pågældende rensdyrs *home ranges*. Vægten af analysen er primært lagt på kælvingsområderne, da disse er af stor betydning for rensdyrene og deres reproduktion.

3.2. Introduktion

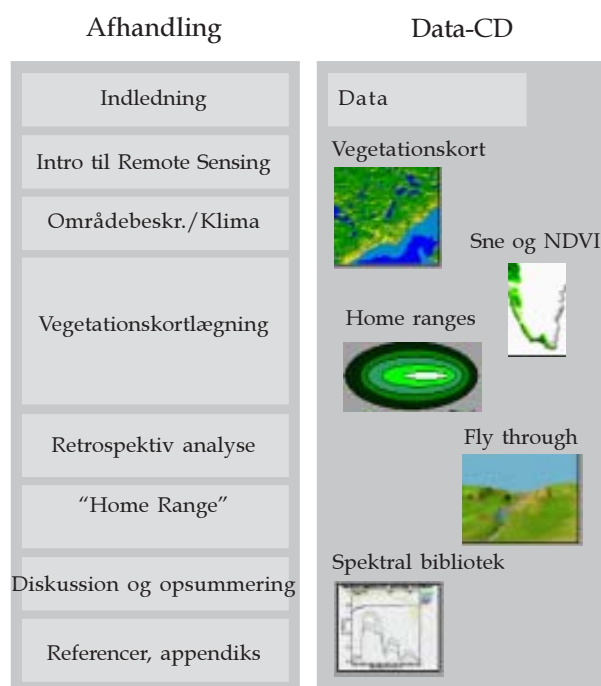
I denne introduktion vil afhandlingens problemstilling og formål samt opbygningen af afhandlingen blive præsenteret i *Indledning*. Dernæst følger kapitlet, *Områder, klima og vegetation*, hvor de kortlagte områder og vegetationens tilpasning til klimaet præsenteres.

3.2.1. Afhandlingens opbygning

Afhandlingen er opbygget som en sammenhængende enhed og samtidig anvendelse af den vedlagte Data-CD vil give en bedre forståelse af data og deres anvendelse. I figur 3.1. er opbygningen af afhandlingen stillet skematisk op for at lette indgangen til materialet.

Afhandlingen

Afhandlingens første afsnit indeholder introduktionen til hele afhandlingen: *Indledning* (dette kapitel) samt *Områder, klima og vegetation*.



Figur 3.1. Afhandlingens opbygning. Bogstaver i venstre side af figuren refererer til sektionens afsnit.

I det følgende kapitel præsenteres undersøgelsesområderne ved en kort geografisk præsentation. Klima og klimagrader i Vestgrønland præsenteres før en gennemgang af arktisk vegetation og dens muligheder for tilpasning til variationer i klimaet.

Efter introduktionen til afhandlingen i Sektion B følger den egentlige vegetationskortlægning i Sektion C. Beskrivelsen af denne er opdelt i præsentation af data, metodevalg og beskrivelse, præprocessering, klassifikation samt beskrivelse af resultaterne. I dataafsnittet vil satellit-, felt- og kortdata blive præsenteret samt ulemper og fordele ved de anvendte data nærmere gennemgået. Dernæst følger en kort gennemgang af præprocesseringen. I klassifikationsafsnittet bliver metoderne for klassifikationsproceduren gennemgået og forudsætninger og valg for kortlægningsprocessen nærmere beskrevet. En beskrivelse af vurderingsmetoder for usikkerheden af kortlægningen er også indeholdt i klassifikationsafsnittet.

I resultatafsnittet er vegetationskortene præsenteret og i den efterfølgende deldiskussion er usikkerhed og anvendelsesmuligheder for kortene nærmere beskrevet.

Efter vegetationskortlægningen følger to separate sektioner, der anvender helt forskellige data og metoder i forhold til vegetationskortlægningen, og de er derfor præsenteret som separate enheder.

I Sektion 4 er den retrospektive analyse af sne- og vegetationsdækket i Vestgrønland beskrevet. Metoder for estimering af snesmeltning og vækstsæsoner vil blive præsenteret og anvendt på to udvalgte lokaliteter i Vestgrønland. De indhentede NOAA AVHRR billeddata vil endvidere blive beskrevet og anvendelsen af dem præsenteret.

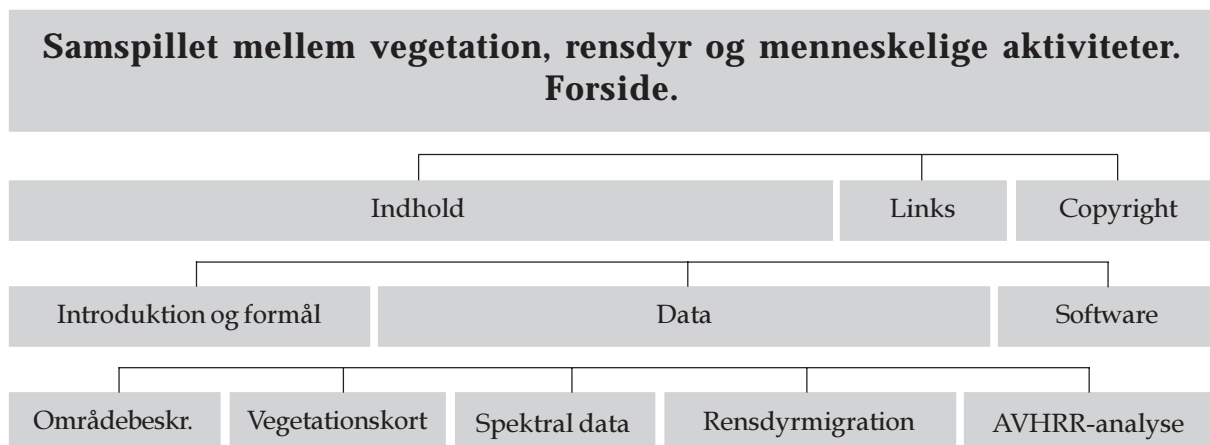
I Sektion E om *home range* analyser er vegetationskortene anvendt sammen med positionsdata fra satellitmærkede rensdyr til at give et bud på anvendelsen af vegetationskortene. De estimerede *home ranges* anvendes til at beregne fordelingen af vegetations typer i rensdyrenes *home ranges* på forskellige "årstider" (brunst, vinter, kælvning osv.).

Til sidst (Sektion 5.8), vil en samlet diskussion opsummere anvendelsen af de præsenterede data og metoder. Forslag til metodeforbedringer vil endvidere blive introduceret.

Referencer og Appendiks følger i Sektion G og H. Inkluderet i Appendiks er blandt andet en kort introduktion til 'remote sensing'-baseret vegetationskortlægning i Arktis.

Data-CD

Vedlagt denne rapport er som nævnt en data-CD, hvor resultaterne fra RenVeg-projektet er præsenteret. I figur 3.1. er sammenhængen mellem afhandlingen og Data-CD'en vist og en strukturoversigt for den er vist i figur 3.2.

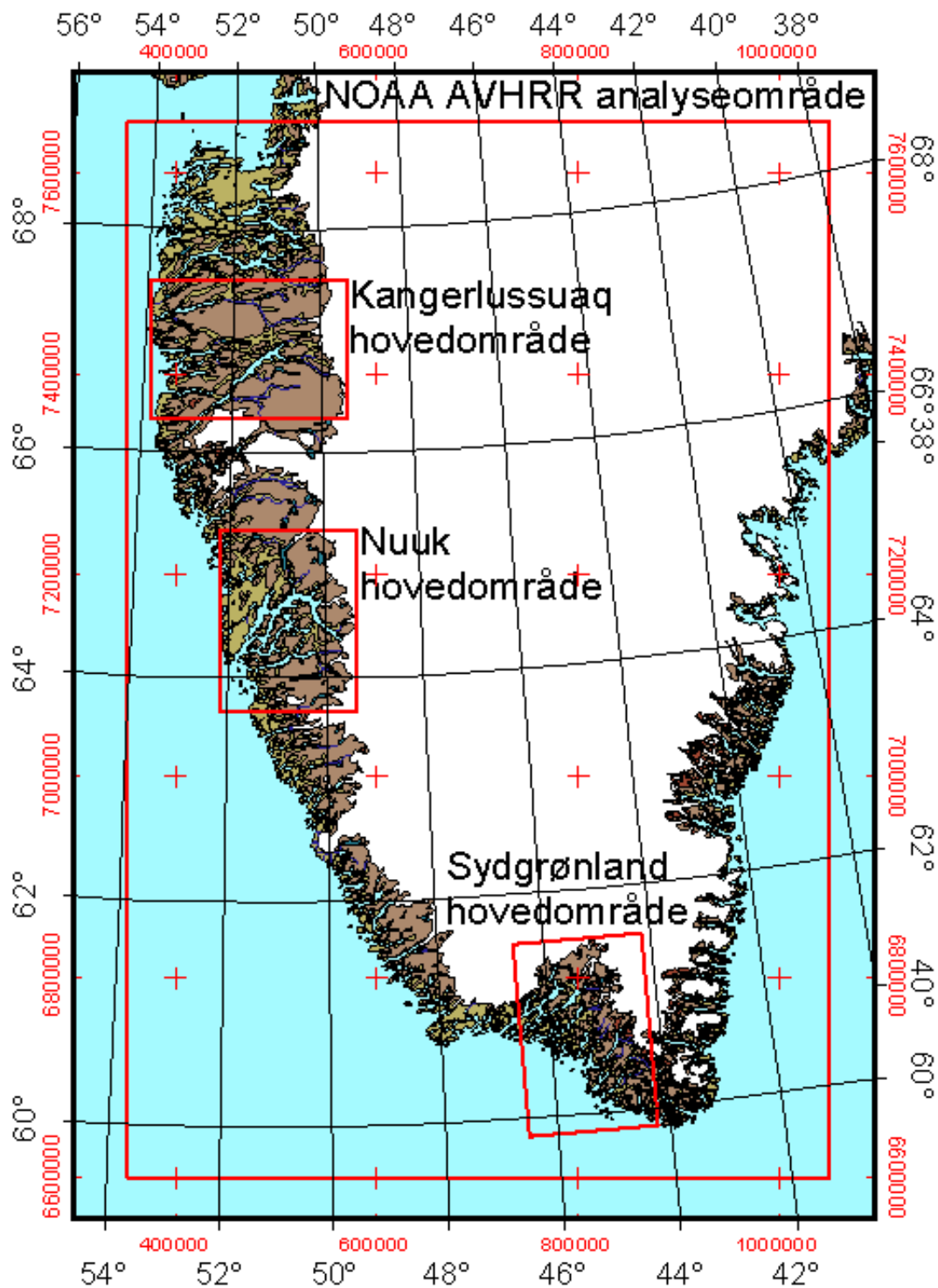


Figur 3.2. Strukturoversigt for den vedlagte Data-CD.

Data-CD'en er produceret af forfatteren, men indeholder informationer og data for hele RenVeg-projektet. Således er datagrundlaget for henholdsvis Rensdyrmigration og AVHRR-analyse rekvireret fra Grønlands Naturinstitut og Asiaq. Der henvises til afsnittet copyright på Data-CD'en for infor-

mation om muligheder for anvendelse af dataene.

Data-CD'en er opbygget, så man ved anvendelse af en web-browser (Internet Explorer eller Netscape) kan få introduceret de forskellige datasæt på Cd'en og præsenteret



Figur 3.3. Oversigtskort med hovedområder og NOAA AVHRR analyseområde. De lyse farver i de isfri områder angiver højde over havet på 0-300 m., brune farver: 300-1.500 m.o.h. og mørkebrune: >1.500 m.o.h.

hvordan de kan anvendes. På Cd'en ligger der helt ude i roden en fil, Start.html, som kan åbnes i en web-browser. Siderne er optimeret til Internet Explorer 5, men tidligere versioner samt Netscape skulle vise stort set alt fra Cd'en på samme måde. Henvi- sning til og beskrivelse af nødvendigt software til visning af blandt andet vegetationskortene samt de virtuelle flyvninger er placeret under afsnittet, Software.

Det anbefales at data-CD'en er tilgængelig på en computer med browser under gennemlæsningen af afhandlingen (og specielt resultatafsnittene), da dette vil lette forståelsen af anvendelsen af data.

3.3. Områder, klima og vegetation

I det følgende kapitel præsenteres de analyserede områders geografiske udstrækning. Endvidere beskrives klimaets variation i de tre gradienter (nord/syd, kyst/indland samt topografisk) som findes både generelt og inden for hvert hovedområde. I den sidste del af kapitlet beskrives den arktiske vegetation og dens relation til klimaet i Vestgrønland. I det følgende anvendes betegnelsen Vestgrønland for området fra Disko til Kap Farvel.

3.3.1. Områdernes geografiske udstrækning

Undersøgelserne begrænser sig til vestkysten af Grønland fra Disko i nord til Kap Farvel i syd (figur 3.3.). Indenfor dette område findes de største bestande af rensdyr, moskusokse og fårehold. Det er samtidig det mest befolkede område af Grønland, hvor menneskelige påvirkninger må anses for at

være størst. Rensdyrbestanden anslås i 2000 til at være på cirka 35.000 rensdyr nord for Nuuk og et mindre ukendt antal syd for Nuuk (Cuyler pers. komm.). Moskusoksebestanden i Vestgrønland holder primært til i et område sydøst for Kangerlussuaq og blev i 1996 anslået til cirka 3000 dyr (Pedersen & Aastrup 2000). Fåreavl foregår i Sydgrønland med enkelte fåreavlere i dele af Vestgrønland. Antallet af får blev i 1999 anslået til cirka 21.000 i Sydgrønland og 300 i resten af Grønland (K. Motzfeldt pers. komm.).

Hovedområder

Vegetationskortlægningen er begrænset til tre rektangulære hovedområder i henholdsvis Sydgrønland, omkring Nuuk og ved Sisimiut/Kangerlussuaq som vist i tabel 3.1.

Områdernes placering og udstrækning er foretaget på baggrund af dels kravet til at dække relevante områder, og dels begrænsningen, som dataudbuddet giver. De valgte områder dækker de vigtigste områder for den nuværende bestand af vildren, moskusokser og fårehold. I Vestgrønland har der været anvendt så få Landsat TM satellitdata igennem de sidste 15 år, at kun en lille del af billederne er blevet gemt af udbyderen. Desuden er specielt kystegnene på de rekvirerede satellitbilleder tit skydækkede og de pågældende billeder kan derfor ikke anvendes til kortlægning af overfladetyper.

Feltlokaliteter

Indenfor hvert område er der udvalgt flere delområder, hvori feltundersøgelser af vegetationstyper og deres spektralsignaturer er foretaget.

Tabel 3.1. Geografisk afgrænsning af hovedområderne.

		Nordlig bredde	Vestlig længde
Sydgrønland	Nordvestlige hjørne	61°32'25"	46°34'48"
	Sydøstlige hjørne	59°49'56"	44°12'54"
Nuuk	Nordvestlige hjørne	65°18'50"	52°13'23"
	Sydøstlige hjørne	63°41'10"	49°25'22"
Sisimiut/-	Nordvestlige hjørne	67°31'33"	53°57'17"
Kangerlussuaq	Sydøstlige hjørne	66°18'25"	49°26'20"

Følgende feltlokaliteter blev valgt og er vist på kort i Appendiks 4:

Sydgrønland:	Qassiarsuk, Tasiusaq, Vatnahverfi, Qaqortoq
Nuuk:	Itinnera, Kanassut, Kanger- luarsunnguaq, Qussuk, Ilulialik
Kangerlussuaq:	Brayasø, Isunngua, Utaap Kuua

I forbindelse med indsamling af data til usikkerhedsvurdering blev lokaliteter, der ikke tidligere var besøgt, valgt for at sikre uafhængighed fra de indsamlede felldata. Lokaliteterne var placeret i Nuuk ved Narsarsuaq nord for Qussuk, Qajartariorssuaq i bunden af Ameralik samt ved helikoptertransekt over Akia. Ved Kangerlussuaq blev der gennemført helikoptertransekter syd og vest for lufthavnen.

3.3.2. Klima og klimagradienter

Klimaet er en af de vigtigste faktorer for udbredelsen af planter på hele jorden og specielt i Arktis vil små ændringer i de klimatiske parametre med tiden føre til ændringer i vegetations sammensætning (Maxwell 1992). Indenfor det undersøgte område i Vestgrønland er der tre overordnede klimatiske gradienter, som er med til at betinge de fysiske klimatiske forhold som planternes fordeling hovedsageligt er betinget af:

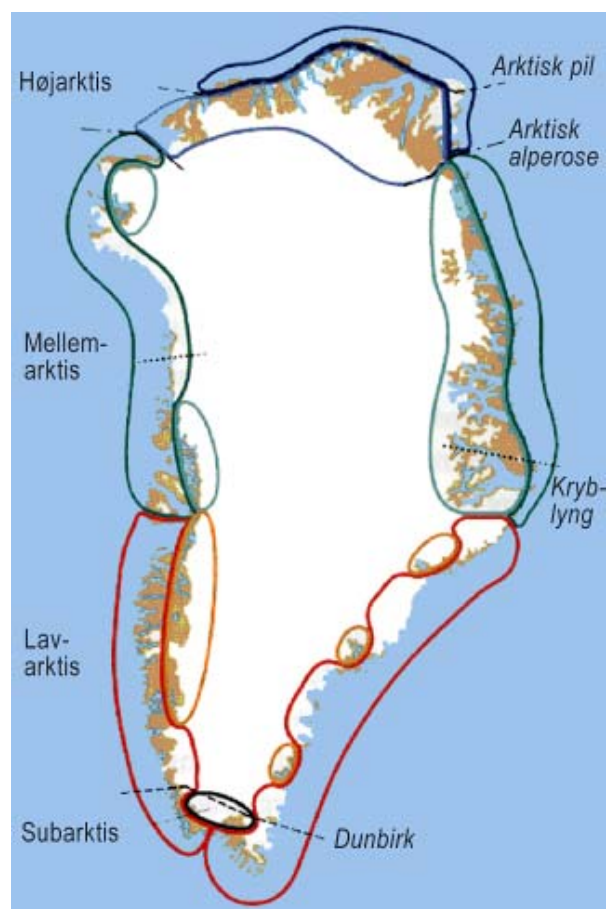
- Breddegradsbetingede gradienter (nord/syd forskelle)
- Kyst/indlands-gradienter
- Topografiske gradienter

Disse tre gradienter vil i sammenhæng danne basis for det klima, som de enkelte plantetyper vokser i. I det følgende vil klimaet i Vestgrønland blive beskrevet og gradienternes størrelse belyst for senere at kunne relatere disse til vegetationens udbredelse.

Klimaet i Vestgrønland

Hele Grønland er på trods af sin udstrækning fra 59,8°N syd for polarcirklen til polarhavet ved 83,7°N placeret i den arktiske klimazone (AMAP 1998). Den arktiske klimazone underinddeles i en højarktisk zone, hvor gennemsnitstemperaturen i den varme-

ste måned ikke overstiger 5° og en lavarktisk zone hvor gennemsnitstemperaturen i den varmeste måned er mellem 5° og 10°. Kun få områder i det sydgrønlandske indland har middel-sommertemperaturer lige over 10°C. Disse områder i Sydgrønland burde placeres i den boreale zone, men på grund af den manglende mulighed for økonomisk rentabelt skovdrift klassificeres disse områder i en overgangszone; den subarktiske klimazone (Hansen 1999).



Figur 3.4. Grønlands plantebælter (Bay 1997).

Botanisk kan Grønland inddeles i lignende zoner, der istedet for klima er defineret ud fra udbredelsen af enkelte plantearter. Inddeling af Grønland i plantebælter er foretaget af Bay (1997) og vist i figur 3.4. Udover en underinddeling af Arktis er også de enkelte zoner (højarktis, lavarktis etc.) inddelt i kyst og indlandszoner. Elvebakk (1985) konkluderer på baggrund af vegetationen i indlandet i Sydgrønland, at denne zone

tilhører det boreale plantebælte, hvorimod Feilberg (1984) klassificerer området som placeret i den sub-kontinentale, subarktiske zone. Hansen (1999) beskriver overgangszonen imellem den tempererede nåletræszonen (boreale zone) og den arktiske zone som subarktisk og inkluderer blandt andet Narsarsuaq i denne.

Det ses af figuren at alle tre hovedområder ligger i den lavarktiske klimazone på nær et lille område i Sydgrønland, som tilhører den subarktiske klimazone. På trods af at de er placeret i samme klimazone strækker de tre hovedområder sig over 8 breddegrader fra nord til syd (890 km) og dækker både arktiske oceaniske kystområder og kontinentale indlandsområder. Denne geografiske udstrækning medfører en klimaforskel imellem de enkelte hovedområder, men i høj grad også indenfor hver enkelt område.

Det vestlige Grønlands klima er præget af dels indlandsisen som opretholder et relativt konstant højtryk og dels af placeringen i den dominerende bane for vest-øst gående lavtryk. Denne placering er med til at udligne klimaforskellene i en nord-syd retning og

muliggør situationer, hvor varm atlantisk luft kan trænge langt op i det arktiske bassin (Putnins 1970).

Kontinentalitet og fugtighedsindeks

For nemmere at sammenligne og gruppere områder klimatisk er der udviklet indeks til beregning af blandt andet graden af kontinentalitet og fugtighed (Tuhkanen 1980). Indeksene i tabel 3.2. angiver i hvor høj grad en lokalitet kan siges at være henholdsvis kontinental/maritim og hvor fugtig den er. Jo højere indeks, desto større kontinentalitet og fugtighed.

Kontinentalitetsindeksene er beregnet efter Conrad (Tuhkanen 1980) efter følgende formel:

$$\text{Kontinentalitet} : C = \frac{1.7 A}{\sin(\phi + 10^\circ)} - 14 \quad (\text{F1})$$

hvor A = årlige temperatur amplitude i grader C

ϕ = breddegrad i decimalgrader

Indekset beskriver i hvor høj grad en lokalitet er påvirket af indlandsklima i modsæt-

Tabel 3.2. Kontinentalitets- og fugtighedsindeks for udvalgte lokaliteter på Grønlands vestkyst.

Hovedområde	Lokalitet	Bredde	Længde	Års- middel (°C)	Årlig nedbør (mm)	Kontinen- talitet ¹	Fugtig- hed ²	Data ³
Kangerlussuaq	Sisimiut [±]	66°55'N	53°40'V	-3,8	383	21,3	61,2	1961-90
	Kangerlussuaq [±]	67°00'N	50°48'V	-5,6	140	39,0	31,8	1974-90
Nuuk	Nuuk [±]	64°10'N	51°45'V	-1,4	756	11,3	87,9	1961-90
	Kapisillit ^H	64°20'N	50°15'V	-0,7	255	22,7	27,4	1939-56
Sydgrønland	Qaqortoq [±]	60°43'N	46°03'V	0,6	858	8,9	80,9	1961-90
	Narsarsuaq [±]	61°11'N	45°25'V	1,0	615	16,5	55,9	1961-90
	Thorshavn, Færøerne [‡]	62°02'N	06°45'V	7,1	1.433	0,3	83,7	1961-90
Reference- områder	Irkutsk, Rusland [‡]	52°16'N	104°21'Ø	-1,0	458	60,9	50,9	1931-60
	Station Nord, Grønland. [‡]	81°36'N	16°40'V	-16,9	171	43,8	-24,8	1931-60
	København, Danmark [‡]	55°41'N	12°32'Ø	8,6	600	19,6	32,3	1961-90

[±] Data fra Danmarks Meteorologiske Institut.

^H Data fra Putnins (1970). Data fra Kapisillit er som vist fra en tidligere periode og sammenligning kan derfor være misvisende.

[‡] Data fra Jensen og Cappelen (1994).

¹ Kontinentalitet beregnet efter Conrad (Tuhkanen 1980).

² Fugtighedsindeks beregnet efter de Martonne (Tuhkanen 1980).

³ Periode for dataindsamlingen.

ning til et maritimt klima, der har væsentlig lavere varmekonduktivitet og dermed mindre årlige temperatursvingninger end kontinentale lokaliteter. Thorshavn på Færøerne er et eksempel på et ekstremt maritimt og meget fugtigt klima med et kontinentalitetsindeks på 0,3, mens Irkutsk i Rusland har et ekstremt kontinentalt klima med et kontinentalitetsindeks på 60,9.

Fugtighedsindeksene er beregnet efter de Martonne (Tuhkanen 1980) efter følgende formel:

$$\text{Fugtighedsindeks: } H = \frac{P}{T+10} \quad (\text{F } 2)$$

hvor P = årsnedbør i mm

T = årlig middel temperatur i grader C

Fugtighedsindekset beskriver mængden af nedbør i forhold til temperaturen på den givne lokalitet og anvendes bredt til at sammenligne nedbøren på flere lokaliteter med varierende temperatur.

For alle tre hovedområder ses det tydeligt, at kontinentaliteten stiger fra kyst- til indlandslokaliteterne, mens fugtigheden falder. For Kangerlussuaqområdet ses således en halvering af fugtighedsindeksene gående fra kyst til indland og en tilsvarende fordobling i kontinentalitetsindekset. Tilsvarende ændringer langs kyst - indland gradienten ses også i de andre hovedområder.

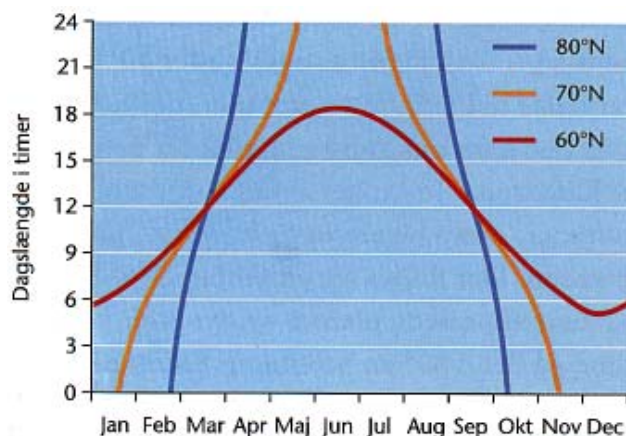
Stråling

Solindstråling i den nordlige del af Vestgrønland varierer på grund af den tætte beliggenhed på polarcirklen fra indstråling hele døgnet til ingen indstråling i vinterperioden. Længere mod syd udlignes det mere og her kan indstråling registreres hele året. Som et udtryk for solindstrålingen på Grønland kan dagslængden anvendes (figur 3.5).

Indstrålingen på høje breddegrader foregår altså i løbet af sommeren hele døgnet, men grundet den lave solhøjde skal strålingen gennemtrænge en længere del af atmosfæren og den årlige indstråling er derfor lavere jo længere nord man bevæger sig.

Selve solstrålingen varierer ikke nævneværdigt med topografi eller fra øst til vest. Dog kan topografien have en lille indflydelse ved at strålingen for højereliggende områder skal gennemtrænge mindre atmosfære, og dermed får en større intensitet end ved havoverfladen.

Større indflydelse har eksponeringen af overfladen. Nordvendte flader i det sydlige Grønland modtager aldrig direkte stråling i modsætning til områder nord for polarcirklen hvor midnatssolen medfører at selv nordvendte overflader modtager direkte stråling i dele af vækstsæsonen. I afsnittet om terrænkorrektion af satellitbilleder (afsnit 0) gives en nærmere beskrivelse af dette problem.



Figur 3.5. Dagslængdens ændring igennem året ved 60°, 70° og 80° nord (Hansen 1999).

Temperatur

Temperaturen i Vestgrønland varierer meget fra lokalitet til lokalitet. Forskelle forekommer både fra kyst til indland, nord til syd og fra havoverfladen til bjergtoppe.

Fra nord til syd spiller ændringen i indstråling en væsentlig rolle for forskelle i temperaturen, men også placeringen i forhold til lavtryk har betydning. De tre kyststationer, Qaqortoq, Nuuk og Sisimiut har en årsmiddeltemperatur på henholdsvis 0,6°C, -1,4°C og -3,8°C. Middel-sommertemperaturene ændrer sig dog ikke så meget, idet variationen fra Qaqortoq over Nuuk til Sisimiut er under 1°C (henholdsvis 7,1°C, 6,5°C og 6,3°C). Sydgrønland har i modsætning til

resten af Vestgrønland seks måneder med en middeltemperatur over 0°C (hvilket muliggør landbrug i begrænset omfang i dette område). I Sydgrønland kan der dog i alle årets måneder forekomme nattefrost, som kan skade planterne. Dette skyldes at der syd for polarcirklen ikke er indstråling hele døgnet. Dermed vil overfladetemperaturen af lavtliggende overflader i skyfri nætter kunne falde til under frysepunktet, mens indstrålingen længere mod nord sørger for temperaturen holdes over frysepunktet.

De lavere gennemsnitstemperaturer mod nord medfører, at Vestgrønland går fra en diskontinuerlig permafrost i Sydgrønland til sammenhængende permafrost i den nordlige del (Jakobsen 1999).

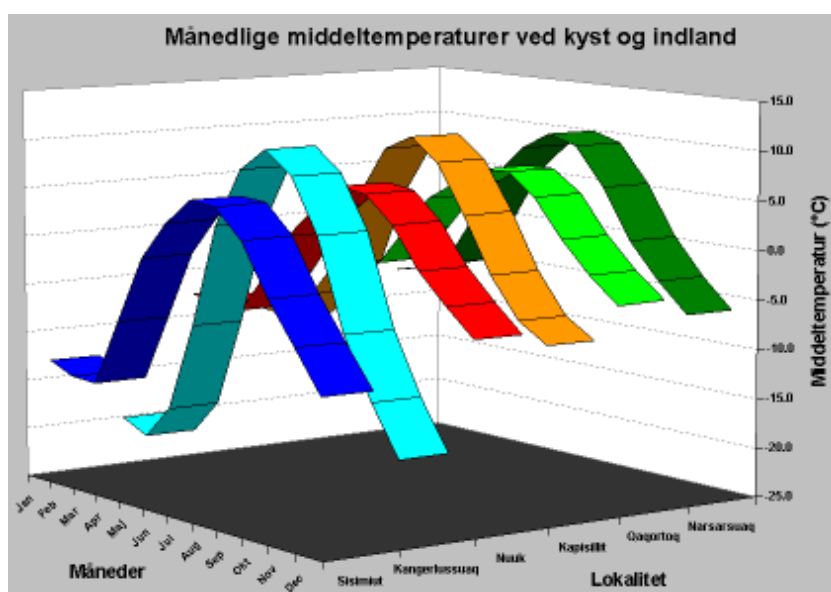
Større temperaturforskelle ses indenfor hvert hovedområde hvor skiftet fra kystklima til indlandsklima giver væsentligt lavere vintertemperaturer og højere sommertemperaturer. I figur 3.6. er de månedlige middeltemperaturer for kyst- og indlandslokaliteter i de tre hovedområder vist.

Forskellen mellem såvel vinter- som sommertemperaturer fra kyst til indland er stor i alle tre områder. Største forskel findes indenfor

Kangerlussuaqområdet, hvor forskellene i middeltemperatur om vinteren når over 7°C.

Figur 3.7. viser temperaturforskellen mellem kyst og indlandslokaliteterne. Det er tydeligt, at der udover en forskel internt i hvert område også er en forskel fra nord til syd, idet den årlige amplitude i temperatur aftager jo længere mod syd man kommer. Specielt i Kangerlussuaqområdet er der som nævnt stor forskel mellem kyst og indland med højere sommertemperaturer i indlandet. Årsagen til at forskellen i temperaturamplitude er større i Kangerlussuaqområdet end i de andre hovedområder er primært at fjordsystemet ikke er så forgrenet samt den noget større afstand til kysten. I både Sydgrønland og Nuukområderne er der store fjordsystemer, som kun fryser til i de inderste dele, mens der i Kangerlussuaqområdet kun er Søndre Strømfjord til at øve indflydelse. Der dannes dermed et mere kontinentalt klima, idet vandets varmekapacitet ikke får indflydelse på klimaet i samme grad som i de andre hovedområder.

I Sydgrønland medfører et relativt højt skydække ved kysten lavere temperaturer på mange af sommerdagene. En af grundene til det hyppige skydække i sommermåneder-



Figur 3.6. Månedlige middeltemperaturer for kyst- og indlandslokaliteter i de tre hovedområder (1961-1990). Data fra Frich et al. (1996).

ne er „storisen“, som driver ned langs østkysten, rundt om Kap Farvel og når Sydvestgrønland i sommermånederne. De kolde isflader medfører kondensation af den varme, fugtige luft, hvilket kan resultere i tåge, specielt ved kysten.

Temperaturen varierer også med højden over havet (Henderson-Sellers & Robinson 1986). Således aftager temperaturen for tør luft med cirka 1° per 100 meter (*tøradiabatisk lapse rate*) og i fugtmættet luft med cirka 0.5° per 100 meter (*fugtadiabatisk lapse rate*). For områderne i Vestgrønland, som har bjerge i op til 2100 m.o.h. vil den topografiske temperaturgradient således være mellem 10° og 20° afhængig af atmosfærens fugtighed og dermed udtryk for en større gradient end der ses fra kyst til indland eller fra syd til nord.

Topografien kan endvidere skabe nicher hvor lævirkning fra det omkringliggende terræn og eksponeringen af terrænet medfører et mikroklima med en væsentligt højere temperatur end generelt for området.

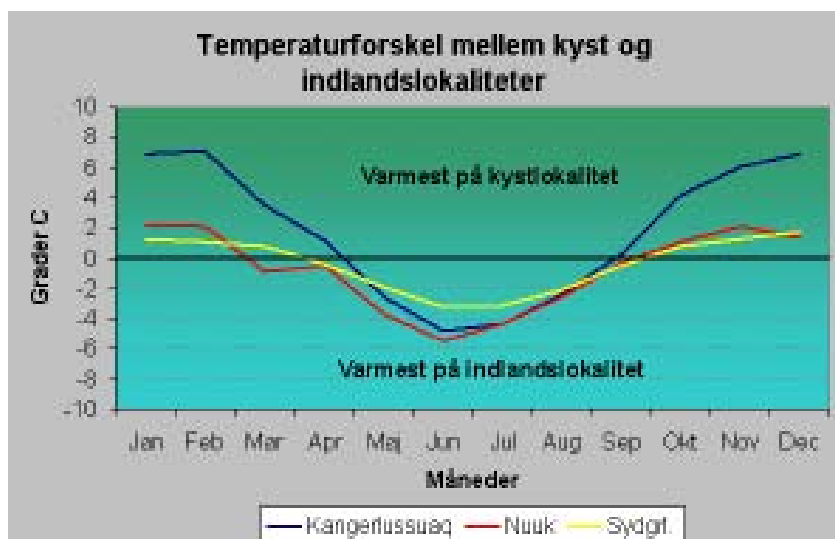
Nedbør

Generelt falder mængden af nedbør med stigende breddegrad på den grønlandske vestkyst (figur 3.8.).

Den sydlige del af Vestgrønland passeres af mange østgående lavtryk og har som følge deraf væsentligt større mængder nedbør end den nordlige del af Vestgrønland. Ivittuut (61°12'N, 48°10'W) har således en årsnedbør på ca. 1000 mm, hvorimod Sisimiut (66°55'N, 53°40'W) har en årsnedbør på under 400 mm (Frich *et al.* 1996).

En stor del af nedbøren falder som sne. Ved Kangerlussuaq er det således kun 60% af nedbøren, som falder i sommermånederne. I forbindelse med kraftige vinde om vinteren kan en stor del af sneen blive omflyttet og dermed skabe et underskud af vand i den efterfølgende vækstsæson. Afsmeltingen af snedækket afhænger både af den indkommende stråling og mængden af sne der skal smeltes. I følge Hasholt og Søgaard (1978) slutter afsmeltingen i Kangerlussuaqområdet mellem 1. maj og 15. juli. Ved Nuuk er afsmeltingen nord for Godthåbsfjorden afsluttet omkring 1. juli (Sektion 4). Afsmeltingstidspunktet varierer dog kraftigt både lokalt og regionalt afhængigt af primært nedbørsmængden, men også forekomsten af føhnvinde.

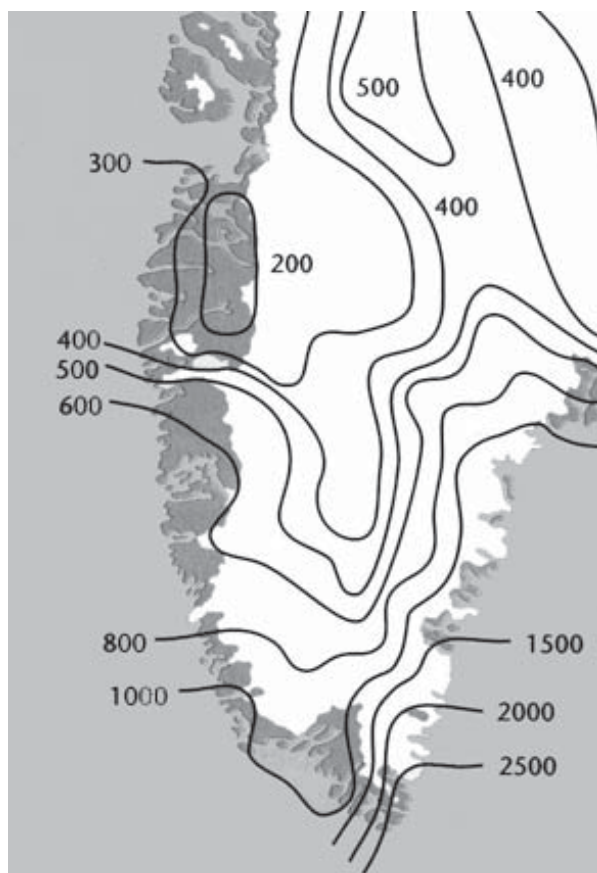
De største forskelle i nedbør forekommer dog tit indenfor det enkelte område. Forskellen skyldes mødet mellem den fugtige og lune atlantiske luftmasse på havsiden og den tør-



Figur 3.7. Forskel i temperatur mellem kyst og indlandslokaliteter. Forskellen mellem nord og syd kan endvidere ses ved den lavere årsamplitude.

re arktiske luftmasse over indlandsisen. Specielt i sommermånederne, hvor højtrykket over indlandsisen giver tørre og varme dage i områderne tæt ved isranden er forskellen indenfor hovedområderne betydelig. I figur 3.9. er den årlige nedbørsfordeling ved Sisimiut og Kangerlussuaq vist i mm vandækvivalent.

Af figur 3.9. fremgår det, at der også indenfor hovedområderne kan forekomme store variationer i nedbøren. Nedbørskortet (Hasholt & Søgaard 1978) er baseret på ekstrapolation af nedbørsmålinger fra 3-4 stationer samt en mere subjektiv bedømmelse af nedbørens fordeling ved inddragelse af topografi og forekomsten af saltsøer, israndslinier og snedækkets varighed. Hasholt og Søgaard (1978) viser derfor en lidt højere nedbør end Ohmura og Reeh (1991) (figur 3.8.) som baserer deres kort på interpolation af data fra kyststationer, hvor orografisk



Figur 3.8. Fordelingen af årlig nedbør i Vestgrønland i mm vandækvivalent. Kortet er ekstrapoleret udfra nedbørsmålinger ved kysten og på isen (Modificeret fra Ohmura og Reeh 1991).

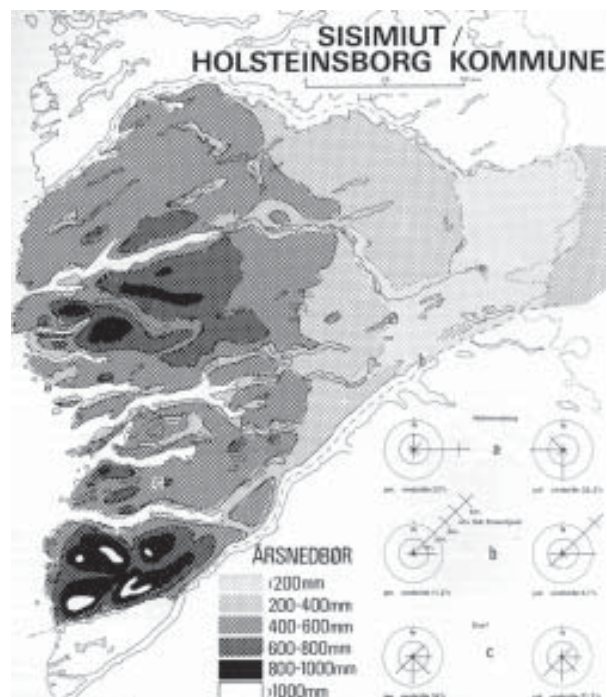
nedbør ikke falder i samme grad som få kilometer længere fra kysten. Ved Sisimiut er der specielt to faktorer som spiller ind, dels den orografisk betingede nedbør og dels lævirkningen fra Sukkertoppen Iskappe.

Orografisk nedbør forekommer når fugtige luftmasser tvinges op af topografien og kondensation derved forekommer. Specielt syd og nordøst for Sisimiut hvor bjergene når op i 1.800 m.o.h. medfører det nedbørsmængder på 1.000 mm og derover.

Sukkertoppen Iskappe og fjeldene syd for Sisimiut ligger som en stor lægivende barriere for indlandet ved Kangerlussuaq (Hasholt & Søgaard 1978). De fleste lavtryk, der kommer op langs Vestkysten vil afgive deres fugtighed til nedbør på syd- og vestsiden af Iskappen. Kun 140 mm nedbør falder om året ved Kangerlussuaq.

Vind

Vindforholdene i Vestgrønland er tit styret af den forskellige opvarmning af overflader som land/hav, land/is etc. Sammen med den opstigende varme luft i dalsystemer



Figur 3.9. Årlig nedbørsfordeling indenfor hovedområdet ved Kangerlussuaq angivet i mm vandækvivalent (Hasholt og Søgaard, 1978).

medfører det daglige mønstre i vindforholdene, som er relativt stabile for den enkelte lokalitet (Hansen 1999).

Ved lavtrykspassager på østkysten kan der forekomme føhnvinde i indlandet af Vestgrønland. Føhnvinde er meget kraftige (30-60 m/s) og tørre vinde, som er dannet ved at fugtig luft presses op over indlandsisen med fugtadiabatisk temperaturfald, afgiver sin fugtighed og derefter under nedstigning opvarmes tøradiabatisk. Vindene kan medføre kraftige temperaturstigninger og specielt i løbet af vinteren og foråret kan dette give en kraftig og tidlig sneafsmeltning (Hansen 1999). Ved Kangerlussuaq kan føhnresultere i store snefrie områder om vinteren, hvor den stærke frost og de kraftige vinde giver barske levevilkår for vegetationen (Fredskild 1996).

Vindene i Vestgrønland er væsentlige for planterne også i vækstsæsonen da vinden øger fordampningen og dermed nedsætter den samlede mængde vand, som planterne har til rådighed.

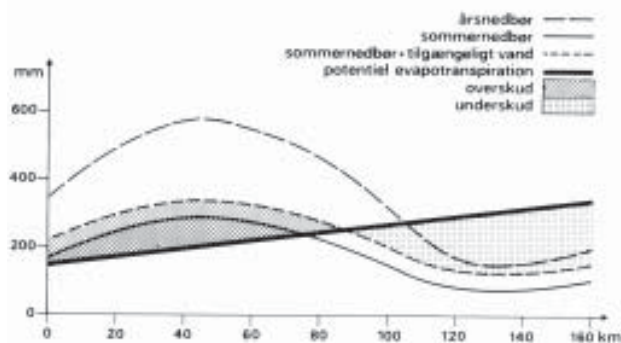
Fordampning og jordvandsindhold

Den samlede fordampning (evapotranspiration) er vigtig for den samlede mængde vand, som er tilrådighed for planterne i løbet af vækstsæsonen. I enkelte undersøgelser er denne estimeret for delområder af Vestkysten og Hasholt & Søgaard (1978) fandt at den potentielle evapotranspiration stiger fra 150 mm ved Sisimiut til cirka 300 mm ved Kangerlussuaq.

Af figur 3.10. ses hvordan den potentielle evapotranspiration og lave nedbør i den østlige del af Kangerlussuaqområdet giver et underskud af væde til vegetationen. Placeringen af snefaner har således stor indflydelse på om planterne kan få vand nok. De steder hvor sneen fyger sammen om vinteren vil vandet være tilgængeligt ud på sommeren, mens der allerede i starten af vækstsæsonen kan være underskud af vand på de snefrie overflader.

Hansen (1990) har i løbet af vækstsæsoner-

ne i årene 1985-1989 målt potentiel evapotranspiration (E_p) ved Upernaviarsuk i Sydgrønland. Målingerne viser en kraftig sammenhæng mellem antallet af føhndage og E_p . Hvor der i 1985 i løbet af vækstsæsonen forekom 23 dage med føhn var E_p på 361 mm mens der i 1989 med kun 4 føhnvinde var en E_p på 160 mm. Ved lineær regression mellem E_p og antallet af føhndage på Hansen's (1990) målinger findes der et forhold med høj korrelationsværdi ($R^2 = 0,84$, $F =$



Figur 3.10. Sommervandbalance fra Sisimiut til Kangerlussuaq (Hasholt & Søgaard 1978).

$1,0 \cdot 10^{-7}$). Somre med få føhndage vil således efterlade mere jordvand til plantevæksten.

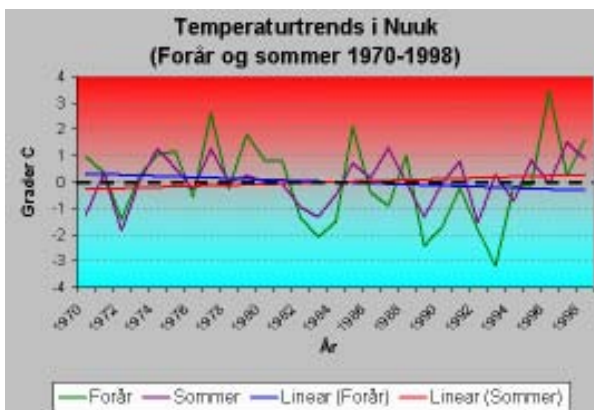
Klimatrends 1980-1998

I den retrospektive analyse af NOAA AVHRR billeder, som er beskrevet i Sektion 4, er der anvendt billeder fra perioden 1983-1998. Da vejret er betingende for vegetationens udvikling, og dermed for hvad satellitten opfanger af reflekteret stråling, er der nedenfor vist trends i forår- (marts-maj) og sommertemperaturerne og nedbør (juni-august) ved Nuuk i perioden fra 1970-1998 (figur 3.11. og figur 3.12.).

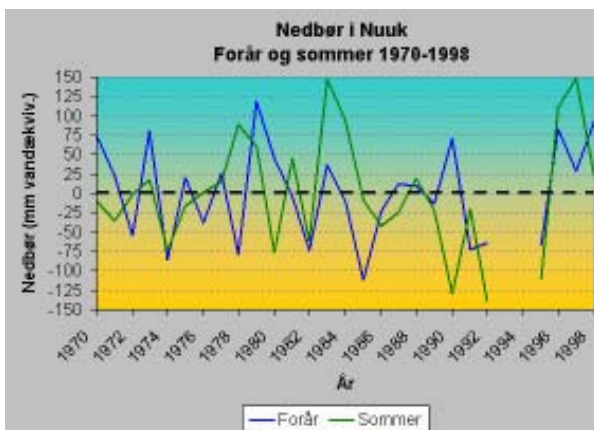
Temperatur

Generelt for Nuuk ses der både i foråret og sommeren to kolde perioder i starten af 80'erne og starten af 90'erne om end den sidste er mest udtalt i foråret. I disse to perioder lå de gennemsnitlige temperaturer op til 3° under normalen for den viste periode. Omvendt var slutningen af både 80'erne og 90'erne lidt varmere end normalen med middeltemperaturer på over 3° varmere i forårs månederne.

Den lineære regression (figur 3.11.) viser en svag tendens til lavere forårstemperaturer end normalen for perioden. Sommertemperaturene viser dog en tilsvarende tendens til højere temperaturer end normalen. Disse trends på 0.5°C 's ændring i den pågældende periode er dog meget små sammenlignet med variationerne imellem årene på op til 6.6 graders forskel i middeltemperaturerne og derfor ikke signifikante (Anova test for forår og sommer: henholdsvis $P = 0,51$ og $P = 0,34$). Samtidig er det en relativt kort periode for studier af klimaændringer. Hansen (1999) har anvendt en væsentlig længere periode (1890-1998) og viser med 10-års glidende gennemsnit, hvordan temperaturen ved Nuuk siden 1960 har været faldende i vinterperioden, mens sommertemperaturene har ligget relativt stabilt.



Figur 3.11. Forår- og sommertemperaturenes afvigelse fra periodens middel ved Nuuk fra 1970-1998. Data fra Frich et al. 1996.



Figur 3.12. Sæsonafvigelser fra middelnedbøren i perioden 1970-1998. (Data fra Frich et al. (1996) samt Asiaq).

Nedbør

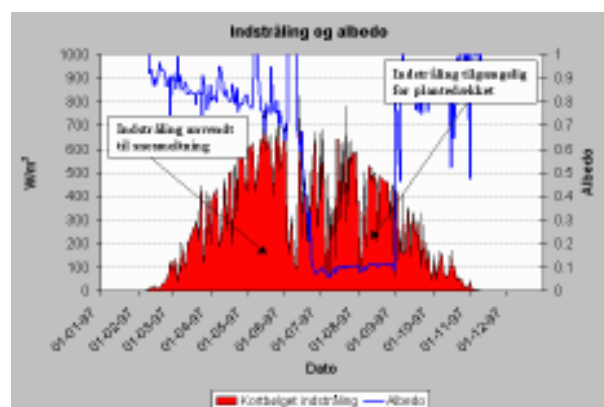
Nedbøren i Nuuk har stor variation mellem de enkelte år i perioden (figur 3.12.). Op til omkring 300 mm har forskellen mellem nedbøren i to sommerperioder været ved Nuuk (1997 med 384 mm nedbør og 1992 med kun 96 mm). Nedbøren i hverken forårs- eller sommerperioderne viser nogen trends til mere eller mindre nedbør.

I midten og slutningen af 1980'erne var der generelt lavere nedbør (i begge perioder). I 1991 faldt der til gengæld mere nedbør om foråret end normalt og hele 125 mm mindre om sommeren end middel for perioden.

Derefter faldt nedbøren i begge sæsoner, så der har været et par tørre år i 1992 og 1995. For 1993 og 1994 findes der ikke data for hele forårs- og sommerperioden. I 1996-98 stiger nedbøren i begge perioder og ligger over middelnedbøren om end sommernedbøren i 1998 kun ligger en smule over middelnedbøren.

Klima for år med satellitdata

I dataafsnittet præsenteres satellitdataene, der anvendes i vegetationskortlægningen. Disse inkluderer billeder fra 1993 og 1995-1997. I 1993 var foråret med 3° under normalen væsentligt koldere end andre år (figur 3.11.). Sommertemperaturene var til gengæld normale og effekten for vegetationen



Figur 3.13. Eksempel på solindstråling tilgængelig for vækst ved arktisk vegetationsdække (Cassiope tetragona). Albedoens fald omkring 30/6 er udtryk for sneafsmeltningen (Data fra Danish Polar Center, 1998).

kan derfor være svær at forudsige. Endvidere er nedbør en vigtig parameter er som nævnt ikke tilgængelige. 1995 og 1997 var relativt ens i deres temperaturforhold. Begge havde normale forårstemperaturer og kun lidt varmere sommertemperaturer (cirka 1°) end normalen. 1995 var derimod et tørt år i både forår og sommerperioden hvor 1997 har væsentligt højere nedbør end normalt om sommeren. Forårsnedbøren i 1997 lå kun lidt over middelnedbøren for den analyserede periode. Temperaturerne i 1996 var i lighed med 1993 ud over det normale. Her var forårstemperaturerne usædvanligt højere (cirka 3°) end normalt. Sommertemperaturerne fulgte normalen. Med forårstemperaturer så høje i forhold til normalen er der stor sandsynlighed for en tidlig snesmeltning og dermed en forlængelse af vækstsæsonen. Nedbørsmængden om foråret lå dog cirka 80 mm over middel mens sommernedbøren lå over 100 mm over middel. Med høj temperatur og mere vand end normalt har 1996 vækstsæsonen sandsynligvis været en god sæson for vegetationens levevilkår.

3.3.3. Arktisk vegetation og dens tilpasning til klimaet

Vegetationen i Arktis er begrænset af klimaet (temperatur og nedbør), topografi og jordbundsforhold (f.eks. næringsstofftilgængeligheden), som tilsammen udgør de abiotiske forhold (Bliss & Matveyeva 1992, Tuhkanen 1980).

Som beskrevet ovenfor i afsnit 3.3.2. ligger Vestgrønland i den arktiske klimazone, hvor sne og temperaturer under frysepunktet dominerer i op til 9 måneder af året. Det medfører blandt andet at vækstsæsonen starter væsentlig senere end på lavere breddegrader, og at planterne har kortere tid til at gennemføre deres livscyklus samt allokere energi og næring til vækst, vedligehold og reproduktion (Maxwell 1992). På grund af den meget korte vækstsæson forekommer der ofte år, hvor spiring og blomstring ikke gennemføres og derfor må vente til året efter. Som resultat af dette er de fleste karplanter i Grønland flerårige, som ikke behøver at reproducere hvert år (Bay *et al.* 1999, Philipp 1987).

Stråling

I Arktis er den indkommende stråling om sommeren, på grund af de lange dage, i størrelsesorden med totalindstrålingen på lavere breddegrader. På grund af den høje refleksion fra snedækkede overflader i foråret går kun en lille del dog til opvarmning af jordoverfladen og atmosfæren (Maxwell 1992). Snedækket smelter først bort i løbet af maj-juni, hvor indstrålingen når sit maksimum. Planterne skal derfor klare sig med den stråling, som er til rådighed herefter.

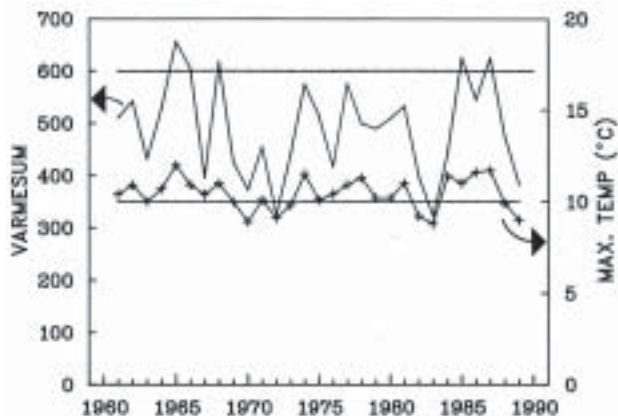
I figur 3.13. er der vist et eksempel fra en *Cassiope tetragona* overflade nord for polarcirklen ved Zackenberg i Østgrønland. Indstrålingen stiger efter solens tilbagekomst i februar til maksimum i slutningen af juni. Sneafsmeltningen er på figuren vist ved albedoen, der under afsmeltningen falder fra cirka 0.8 for fuldt snedække til 0.1 for en snefrie overflade. Over halvdelen af den tilgængelige stråling går til snesmeltning. Snedækket i Vestgrønland smelter af i maj og juni og lader således vegetationen få lidt mere del af indstrålingen. At indstrålingen ikke er jævn skyldes at skydække gennem vækstsæsonen nedsætter indstrålingen og dermed også den tilgængelige energi for plantevækst og reproduktion.

Mange arktiske planter har derfor en lav tolerance for lysintensitet for at kunne udnytte stråling ved lave intensiteter. Fra studier på Kolahalvøen har det længe været kendt at fotosyntese kan foregå i den arktiske nat og kan udgøre op til 25% af den samlede fotosyntese (Semikhatova *et al.* 1992).

Temperatur

Temperaturen i Arktis er en af få faktorer, som adskiller disse områder fra områder med tilsvarende lav produktivitet (f.eks. ørken og havet), idet frost forekommer i det meste af året og til tider endda i løbet af vækstsæsonen.

For Vestgrønland når middeltemperaturerne over 0°C i 4-6 måneder om året, selvom den kun i få tilfælde overstiger 10°C.



Figur 3.14. Varmesum for Narsarsuaq i Sydgrønland samt middel af maksimumstemperaturerne for samme lokalitet. Den vandrette linie ved varmesum = 600 angiver den kritiske grænse for *Betula pubescens* (Hansen 1991a).

Primærproduktionen i Arktis er vist at være tæt korreleret med den effektive varmesum (Hansen 1991b). Den effektive varmesum måles i graddage og skal overstige en kritisk værdi, som er artsspecifik. Varmesummen er her defineret ved summen af dagsmiddeltemperatur, som overstiger 5°C. Hansen (1991a) har gennem beregning af varmesummen for hvert år i perioden 1960-1990 vist hvordan *Betula pubescens* i Sydgrønland vokser tæt ved sin nordgrænse (figur 3.14.).

Betula pubescens kræver ifølge Kauppi og Posch (1988) en varmesum over 600 for at kimplanter kan dannes. Kun i fem somre indenfor den viste 30-års periode kom varmesummen over denne grænse (1965, 1966, 1968, 1985 og 1987). I de mellemliggende år kan planter således ikke reproducere og danne nye skud. For at tilpasse sig de varierende temperaturregimer i Arktis og opnå en succesfuld vækstsæson er planterne tilpasset enten ved i mikroklimaet helt at undgå de meget lave temperaturer eller ved at tolerere dem (Philipp 1987).

Planter som undgår de lave temperaturer har en eller flere af følgende karakteristika:

- Lav vækst eller pudeform for at de vitale dele er så tæt ved den relativt varmere jordoverflade (f.eks. *Silene acaulis*)
- Pigmentering, som hæver temperaturen i

planten eller behåring som isolerer planten fra temperaturen af den omkringstående (f.eks. *Saxifraga caespitosa* og *Salix arctica*)

- Parabolformede blomster som samler varmen og dermed hæver temperaturen omkring frøanlæggene (f.eks. *Papaver sp.*)
- Heliotrope bevægelser hvor blomsten drejer sig efter solen for at maksimere varmesummen (f.eks. *Dryas integrifolia*)

Planter, som tolererer de lave temperaturer, transporterer vandet væk fra cellerne så disse dehydreres og dermed ikke lider frostska-der. Når temperaturen igen overstiger frysepunktet rehydreres cellen uden at denne har taget skade (Sakai & Larcher 1987). Planter af denne type er for eksempel *Potentilla hyparctica* (Philipp 1987).

De fleste planter tåler ikke at vokse steder, hvor de er uden snedække hele vinteren. Tolerancen er dog varierende og nogle planter kan vokse på steder med tyndt snedække, hvor andre kræver et tykkere snedække for at forhindre skader fra frost og vindslibning. Til den sidste type hører for eksempel *Cassiope tetragona*.

Den optimale temperatur, hvor de arktiske planter kan assimilere CO₂, ligger typisk 7-10°C højere end lufttemperaturen i Arktis og indikerer hermed at fotosyntesen er begrænset af temperaturen i det meste af vækstsæsonen (Semikhatova *et al.* 1992). Limbach *et al.* (1982) har i et forsøg med blandt andet *Betula nana* og *Carex stans* vist at den maksimale fotosyntese forekommer ved temperaturer på henholdsvis 18°C og 22°C, med næsten en fordobling af fotosyntesen i forhold til middeltemperaturerne for arktiske økosystemer. Mere konservative estimater kommer fra en model af Søgaard og Nordstrøm (1999), som anslår den maksimale fotosyntese til at foregå ved 2°C over middeltemperaturen omkring planten.

Frøspiring forekommer normalt kort efter snesmeltningen, mens jordbunden er fugtig og temperaturen i jorden er kommet op på 10-15°C (Bay *et al.* 1999). Så længe lufttem-

peraturen holder sig omkring 15-20°C kan spiring ske hele vækstsæsonen, hvor der er fugtighed i jorden (Philipp 1987). Forsvinder fugtigheden kan spiring ikke foregå, hvilket i Arktis er den hyppigst forekommende begrænsning for frøspiring (Oberbauer & Dawson 1992).

Vandtilgængelighed

Vand er vigtigst for fordelingen af vegetationstyperne i landskabet og er den økologiske faktor, som korreler bedst med vegetationstypen (Jonasson *et al.* in press, Oberbauer & Dawson 1992). Nogle planter kræver meget lidt fugtighed og skal stå tørt, mens andre skal have konstant vandbevægelse igennem vækstsæsonen (f.eks. *Eriophorum scheuchzeri*).

Snemeltning karakteriseres som den mest dominerende hydrologiske begivenhed for vegetationsdækket (Kane *et al.* 1992). Ydermere ændres refleksionen af overfladen fra omkring 80% fra en snedækket overflade til under 20% fra snefrie overflader hvilket muliggør en opvarmning af jordoverfladen og atmosfæren.

Evapotranspirationen er den vigtigste årsag til vandtab i Arktis (Kane *et al.* 1992). I nogle egne medfører dette et underskud i vandbalancen, som gør at kun planter med en hvis tolerance overfor vandmangel kan vokse disse steder. I områder med permafrost kan den gradvise smeltning af aktivlaget give det vandtilskud, som kræves for at vandkrævende planter kan trives (Jakobsen 1999). Udtørringen af overfladejorden vil endvidere danne en effektiv barriere mod yderligere fordampning fra det dybereliggende aktivlag således at al fordampning kommer fra transpiration.

I reliefrige områder (som f.eks. Vestgrønland) spiller topografien en stor rolle for vandtilgængeligheden (Jonasson *et al.* in press). Således er højereliggende områder tit meget tørre, mens lavlandet, hvor smeltevand og nedbør samles, er fugtigt (Kane *et al.* 1992).

Næringsstoffer

Arktiske økosystemer er oftest stærkt næringsbegrænsede som følge af langsom omsætning på grund af lave temperaturer (Nadelhoffer *et al.* 1992). Planternes vækst betinges i størst omfang af klimaet, men i det enkelte samfund, hvor planterne har tilpasset sig klimaet, er det næringsstofferne, som begrænser udviklingen af planterne.

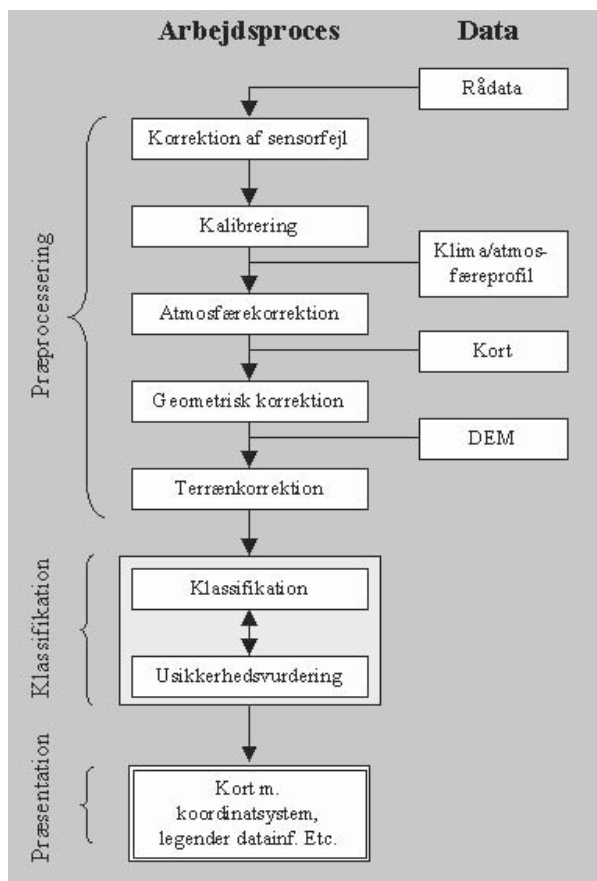
Gennem de sidste år er der for at simulere effekter af globale klimaændringer foretaget mange forsøg med øget næringstilskud til arktiske økosystemer. Den vigtigste begrænsning i næringsstoffer stammer fra kvælstof (N), men også fosfor (P) er begrænsende for væksten i vegetationen, særligt i vådområder. Ved tilførsel af kvælstof eller fosfor viser alle forsøg en øget vækst af arktiske plantetyper (Berendse & Jonasson 1992). Mange planter kan anvende oplagrede og recirkulerede næringsstoffer og dermed udnytte tidligere optagede næringsstoffer, når det er påkrævet (Berendse & Jonasson 1992). Da denne remobilisering af næringsstoffer kan foregå under frysepunktet sikres det, at planterne har tilgængelige næringsstoffer ved starten af vækstsæsonen, således at væksten kan påbegyndes inden jorden er tøet. Derved kan den korte vækstsæson udnyttes optimalt.

3.4. Vegetationskortlægning

I de følgende kapitler vil vegetationskortlægningen blive præsenteret. Under *Datagrundlag* og *Feltundersøgelser* er de anvendte data beskrevet. I *Metode*-afsnittet er metoderne for dels feltundersøgelserne og dels processeringen af satellitdata beskrevet. I *Resultater* præsenteres endelig de færdige kort og spektralsignaturer, hvorefter de diskuteres i *Diskussion for Vegetationskortlægningen*.

3.4.1. Databearbejdning

De følgende afsnit vil introducere læseren til fagspecifikke termer indenfor satellitbilledebehandling og kort beskrive databearbejdningen ved anvendelse af disse data til kortlægning i Arktis. Beskrivelserne er korte, efterfulgt af nogle nøglereferencer om emnet.



Figur 3.15. Flowdiagram for arbejdsprocessen ved præprocessering, klassifikation og præsentation af rådata fra satellit. (DEM ~ Digital højde model).

Figur 3.15. viser rækkefølgen for processering af rådata fra en satellitsensor, som Landsat TM, og hvilke eksterne data, der er nødvendige for processeringen af disse data.

Arbejdsprocessen er anvendt på satellitdataene i dette projekt om end enkelte af ledene er udelukket i processeringen af flere eller alle billeder. Blandt andet er korrektion af sensorfejl kun foretaget på de billeder som havde en kraftig stribning, der havde indflydelse på resultaterne. Stribning forekommer på nogle gamle sensorer og forværres over tid.

Terrænkorrektion er ikke foretaget, idet den tilgængelige højdemodel var i for lav opløsning (100 m kurver) og derfor tilføjede mere støj til klassifikationen end den korrigerede.

Præprocessering

Præprocessering er nødvendig inden der kan foretages egentlige analyser af satellitdata. Denne processering kan efter behov omfatte alle eller enkelte af følgende processer:

- Destribning og fjernelse af sensorfejl
- Kalibrering af data
- Atmosfærisk korrektion
- Geometrisk korrektion og resampling
- Terrænkorrektion

Sensorfejl

I sensorer i satellitter sker en ældning (henfald), som giver sig udtryk i ændrede kalibreringer og til tider deciderede fejl. Dette medfører f.eks. stribning af billederne og endda udfald af data. Et eksempel er Landsat 5 TM, som primært er anvendt i denne vegetationskortlægning. Hvert bånd skannes af et sæt på 16 detektorer, hvor enkelte eller flere af disse har oplevet en relativ ændring i forhold til de andre, der medfører stribning.

Mange metoder til korrektion af disse fejl er efterhånden introduceret (Crippen 1989, Green *et al.* 1988, Helder *et al.* 1992, Simoncelli 1996). Hvis data senere skal bruges til kvantitative analyser er det dog vigtigt, at der tages hensyn til metoden. En ordinær destribning (middel af givent antal linier og korrektion til samme middelværdi) kan medføre en kraftig ændring i de originale værdier og dermed misvisende kvalitative værdier. Metoder til at fjerne støj med en minimal ændring af selve signalet fås gennem metoder som *Minimum noise Fraction (MNF)* og *Fast Fourier Transform (FFT)* (Green *et al.* 1988, Jensen 1996). MNF og FFT er begge blevet anvendt og er beskrevet nærmere i afsnit 0.

Kalibrering

Data, som hentes ned fra satellitten, ligger som nævnt ovenfor i heltalsværdier, der ikke umiddelbart har nogen fysisk værdi. Ved kalibrering kan disse værdier dog omregnes til radians (W/m^2), som så kan anvendes til beregninger af overfladeparametre (refleksion, albedo, temperatur osv.). Før satellitten

opsendes kalibreres sensorerne og kalibreringskonstanterne offentliggøres som *pre-launch calibration* (NASA 1986). For Landsat 5 TM er der efter opsendelsen foretaget adskillige *post-launch calibration* eksperimenter, hvor der kalibreres på baggrund af kendte *lambertian* overflader (Chavez 1989, Markham & Barker 1985, Moran *et al.* 1995, Olsson 1995, Price 1987, Thome *et al.* 1993, Wucelic *et al.* 1989). For eksempel er ørkenoverflader anvendt, idet refleksionen af disse er nær konstante over kortere tidsperioder. AVHRR er gennem de sidste 5 år blevet anvendt til flere tidsserieanalyser på basis af 3-4 forskellige sensorer. I afsnit 4.3. er der givet eksempler på fejlkalibreringer af disse individuelle sensorer.

Atmosfærisk korrektion

Atmosfærens indhold af gasser og partikler er med til at ændre det signal, som reflekteres fra overfladen inden det når satellitten. Således kan det være nødvendigt at korrigere det målte signal for at opnå værdier fra satellitten, som kan sammenlignes med overflademålte parametre. I afsnit 0 vil dette emne blive beskrevet nærmere og de anvendte metoder præsenteret. Betydningen af atmosfærisk korrektion for remote sensing er gennem de sidste 15 år blevet dokumenteret i adskillige publikationer hvor metoderne har udviklet sig fra enkle empiriske korrektioner til korrektion baseret på avancerede atmosfæremodeller. Chavez (1988) anvender således en modificeret *dark object subtraction* teknik, Gilabert *et al.* (1994) inkluderer en simpel *radiative transfer model* og input fra Landsat TM, mens Vermote *et al.* (1997) præsenterer 6S modellen (Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum), som tager højde for flere gasser, processer etc. end tidligere modeller.

Geometrisk opretning

For at kunne anvende satellitbilledet i en geografisk sammenhæng skal det oprettes til et kendt koordinatsystem (Jensen 1996). Dette gøres ved geometrisk opretning, hvor billedet drejes og vrides for at passe til den givne overflade. Først udvælges punkter med kendte koordinater i satellitbilledet, såkaldte

ground control points (GCP's), typisk baseret på topografisk kortlægning, som billedet derefter kan oprettes til. Til selve oprettelsen af billedet anvendes en polynomiums-funktion. Graden af polynomiet vælges på basis af i hvor høj grad satellitbilledet er strukket og drejet i forhold til det virkelige kort. 1. gradspolynomier anvendes hvor alle pixels ligger rigtig i forhold til hinanden, men hvor billedet skal drejes i et todimensionalt rum. 2. og fler-gradspolynomier anvendes, hvor billedet også skal strækkes i større eller mindre grad. En opretnings-usikkerhed beregnes på baggrund af GCP'ernes afvigelse fra de rigtige koordinater.

En eventuel resampling for at ændre den spatiale opløsning køres normalt samtidig med den geometriske opretning. Denne foretages for at opnå samme pixelstørrelse som andre informationslag, f.eks. terrænmodel, tidligere vegetationskort eller lignende (Lunetta *et al.* 1991).

Terrænkorrektion

Et satellitbillede fremstår som refleksion af solstråling fra en masse pixels på samme horisontale overflade. I realiteten er denne overflade sjældent horisontal i arktiske egne, men består af pixels med forskellig hældning og orientering afhængig af terrænet i det givne område. Ved klassifikation og beregning af kvalitative parametre kan forskellen i hældning og orientering medføre væsentlige fejl, idet pixels på ikke horisontale flader fremstår med en anden spektralsignatur end pixels med samme overflade på en horisontal flade. Terrænkorrektion er et andet af de emner inden for præprocessering, som har set mange publikationer indenfor de sidste 20 år. Holben & Justice (1980) præsenterede effekten af topografisk indflydelse på Landsat-værdier og Proy *et al.* (1989) beskriver en model til korrektion af disse effekter. Hansen *et al.* (2000) præsenterer en kombination af tidligere modeller til korrektion af atmosfære- og terræn-inducerede fejl. I afsnit 0 vil terræneffekterne blive nærmere præsenteret.

Multitemporale datasæt

For at dække et område med højopløselige

satellitdata kan det være nødvendigt at anvende flere satellitbilleder, som tilsammen vil dække det pågældende område (Sabins 1987). Hvis data ikke tilsvarende samme forhold (f.eks. tidspunkt på året) vil en samlet klassifikation af vegetation vanskeliggøres, da vegetationen også spektralt ser forskellig ud på forskellige tidspunkter i vækstsæsonen (Jensen 2000). I afsnit 0 vil dette problem blive beskrevet.

Klassifikation

For at opnå en overskuelig og brugbar tolkning af overfladetyperne i et satellitbillede foretages en klassifikation. Herved kombineres pixelværdierne i de forskellige bånd i klasser med samme information. Generelt findes der to former for klassifikation:

- *Unsupervised* (ikke superviserede) klassifikation
- *Supervised* (superviseret) klassifikation

Metoderne adskiller sig ved at analytikeren af dataene er aktivt involveret i *supervised* klassifikation, mens *unsupervised* klassifikation foretages automatisk udelukkende på baggrund af billederne. Kombinationer af disse er dog udviklet og testet i flere studier (Jensen 1996, Joria & Jorgenson 1996).

Den ikke superviserede klassifikationsmetode anvender udelukkende refleksionsdata fra satellitbillederne til at klassificere efter. Dermed produceres ikke nødvendigvis klasser som er relevante for det pågældende studie, men klasser der er udtryk for spektralt forskellige overflader.

I den superviserede klassifikation anvendes forhåndsviden om det pågældende område til at *vejlede* klassifikationsrutinen til at gruppere dataene i relevante klasser. Disse klasser kunne være forskellige vegetationstyper, vand/sne, dyrket/naturlige overflader eller for eksempel overflader med forskellig geologi. Forhåndsviden, som anvendes kan være tidligere vegetationskortlægning, kendskab til overflader fra feltarbejde, spektral signaturer for overflader som findes i området eller kendskab til forskelle i forskellige overfladers refleksion (sne reflekterer f.eks.

omkring 1,5 μm , mens skyer absorberer stråling ved denne bølgelængde). Superviserede klassifikationsmetoder kan være baseret på statistiske teorier (f.eks. *maximum likelihood*) men behøver ikke at være det (f.eks. *minimum distance*) (Jensen 1996).

Da klassifikationen inddeler overfladetyperne i et endeligt antal klasser, vil der i naturen altid forekomme overgangstyper imellem en klasse og en anden. Ligeledes vil der indenfor en klasse være en del variation, som kan give anledning til forvirring af klassifikationsmetoden og dermed resultere i fejlklassifikation.

Der foretages derfor en usikkerhedsvurdering, som angiver i hvor høj grad klassifikationen antages at ligne virkeligheden. Mange metoder er udviklet og anvendt indenfor usikkerhedsvurdering og Congalton (1991) giver en oversigt af de til da anvendte metoder. Gopal & Woodcock (1994) præsenterer en ny metode baseret på *fuzzy sets*. Denne og nogle af de mere traditionelle metoder vil blive nærmere præsenteret i afsnit 3.8.2.

3.5. Datagrundlag

3.5.1. Satellitdata

Primært data fra satellitten, Landsat TM, er anvendt i projektet. Specifikationerne er angivet i tabel 3.3. Satellitterne er amerikanske og har i nedenstående konfiguration været i omløb siden juli 1982 som Landsat 4 TM (juli 1982 – august 1993) og Landsat 5 TM (marts 1984 – stadig funktionsdygtig august 2000).

Anvendte billeder

Tabel 3.4. er en oversigt over de anvendte Landsat TM billeder. I Appendix 2 er givet en grundig præsentation af alle anvendte satellitscener med *quick-looks*, sceneparametre som solhøjde, geografisk dækning, teknisk kvalitet, billedmæssig kvalitet (skydække etc.) samt en oversigt over processeringen af de enkelte billeder.

Som det kan ses af tabel 3.4. er billederne indenfor samme område fra forskellige år og dato. For Kangerlussuaq området gælder

således at det ene af de to anvendte billeder er fra begyndelsen af vækstsæsonen i slutningen af juni i 1995, hvor klimaet var relativt normalt, hvorimod det andet er fra slutningen af vækstsæsonen i september 1996, hvor forårstemperaturerne var usædvanligt høje. Den store forskel findes i at billederne dækker hver sin ende af vækstsæsonen og derfor ikke nødvendigvis kan producere et klassifikationsresultat, som kan sammenlignes. Frodige områder i juni, f.eks. kærømråder, kan være helt udtørret i september, ligesom dværgbuskheder, der i starten af sæsonen endnu ikke er blevet rigtig grønne i slutningen af sæsonen vil virke meget frodige i sammenligning med f.eks. de udtørrede kærømråder. Sensommerbilleder og efterårsbilleder indeholder reelt ikke meget information om vegetationen og det er primært fugtbetingede vegetationsforskelle, som kan erkendes på dette tidspunkt af året. Mosbech og Han-

sen (1994) beskriver samme problem ved kortlægning på Jameson Land i Østgrønland.

Desværre er antallet af skyfrie billeder på Grønland meget begrænset og de valgte billeder er således de bedste, som er til rådighed. De andre to områder (Nuuk og Sydgrønland) står lidt bedre, idet billederne her er fra midten af vækstsæsonen men dog fra forskellige år.

3.5.2. Atmosfæreprofiler

Da radiosondeprofiler med specifikke atmosfæredata til den atmosfæriske korrektion af satellitbilleder ikke er til rådighed for hovedområderne på vestkysten, anvendes der i stedet standardatmosfærer. Standardatmosfærene er en grov estimering af atmosfæreprofilerne for de pågældende tidspunkter i hovedområderne. På trods af dette giver pro-

Tabel 3.3. Tekniske specifikationer for Landsat 4 og -5 Thematic Mapper (<http://geo.arc.nasa.gov/sge/landsat/landsat.html>).

Bånd nr.	Bølgelængde	Spatial opløsning
1	0,45-0,52 μm	30*30m
2	0,52-0,60 μm	30*30m
3	0,63-0,69 μm	30*30m
4	0,76-0,90 μm	30*30m
5	1,55-1,75 μm	30*30m
6	10,40-12,5 μm	120*120m
7	2,08-2,35 μm	30*30m
Swath width	185 km	
Temporal opløsning	16 dage	
Radiometrisk opløsning	8 bits (256 niveauer)	
Bane højde	705 km	
Bane inklinations†	98,2° (sol-synkront)	

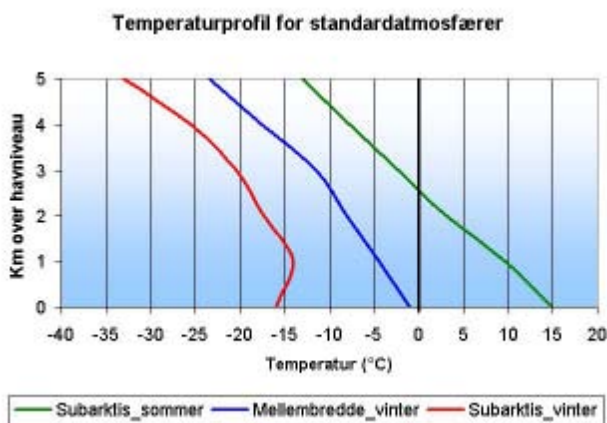
† Bane inklinations angiver inklinations i forhold til ækvator

Tabel 3.4. Landsat TM billeder anvendt i kortlægningen. Path og row angiver scene i et sensorspecifikt koordinatsystem fra USGS.

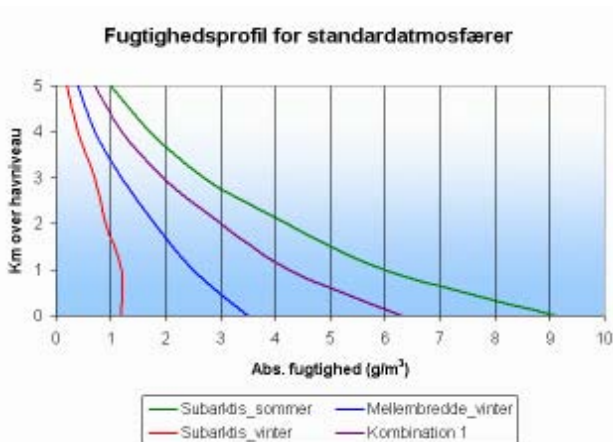
Område	Sensor	Dato	Path	Row
Kangerlussuaq	Landsat 5 TM	22. juni 1995	8	13
	Landsat 5 TM	3. september 1996	9	13
Nuuk	Landsat 5 TM	20. juli 1993	6	15
	Landsat 5 TM	1. juli 1995	7	14
	Landsat 5 TM	17. juli 1993	1	17
Sydgrønland	Landsat 5 TM	17. juli 1993	1	18
	Landsat 5 TM	20. august 1997	2	17

filerne dog et overordnet bud på atmosfæreprofilen i den respektive klimazone. Standardatmosfærene er indlagt i det atmosfæriske korrektionsprogram ATCOR 2.6 og dækker blandt andet subarktisk sommer og vinter. Arktiske standardatmosfærer var ikke tilgængelige for korrektionen.

Den atmosfæriske profil består dels af en temperaturprofil til korrektion af temperaturkanalen og dels af et højdeprofil af tryk, temperatur og vandindhold samt aerosoltype til korrektion af de synlige og nær-/midt-infrarøde kanaler. Atmosfærene er genereret for de enkelte sensorer for at opnå så hurtig en korrektion som muligt. I nedenstående figur 3.16. er der vist eksempel på temperaturprofiler for 3 standardatmosfærer.



Figur 3.16. Temperaturprofiler for 3 standardatmosfærer (Data fra Richter 1996b).



Figur 3.17. Fugtighedsprofiler for standardatmosfære samt kombination af disse. Kombination 1 er et middel imellem den subarktiske sommer og den mellembreddegrads vinteratmosfære. (Data fra Richter 1996b).

De tre viste profiler er de mest anvendte for Vestgrønland i dette projekt. For arktiske egne med kolde overfladetemperaturer om vinteren er det typisk at have inversionslag, som det kan ses i den subarktiske vinterkurve i figuren (Gueymard 1994).

I ATCOR 2.5 er der mulighed for at kombinere standardatmosfærene og derved skabe en standardatmosfære, som ligger tættere op ad atmosfæren for det pågældende område. Her er det dog vigtigt at have kendskab til typiske værdier eller egentlige målinger af data. For dette projekt har det ikke været muligt at skaffe atmosfæreprofiler for de dage hvor satellitdata har været til rådighed. I stedet er temperatur og fugtighedsdata fra overfladestationer anvendt, hvor det var muligt, til estimering af atmosfæreprofil.

I figur 3.17. ses eksempel på fugtighedsprofiler for tre forskellige standard-atmosfærer. Endvidere er der vist en kombination af profilet for den subarktiske sommer og vinter på mellembreddegraderne. Kun de fem nederste kilometer af atmosfæren er vist idet omkring 95% af vandindholdet, og dermed den største årsag til absorbering og spredning, findes indenfor denne del af atmosfæren (Richter 1996b). Specielt i arktiske egne, hvor atmosfæren er tyndere end på lavere breddegrader, gør dette sig gældende.

Aerosolernes i atmosfæren inkluderer partikler i atmosfæren i fast eller flydende form. Disse forårsager både spredning (*scattering*) og absorption af strålingen. De forskellige typer aerosoler, som ATCOR 2.5 tager højde for, er listet nedenfor i tabel 3.5. Betydningen af partiklerne er kort beskrevet i afsnit 0. For projektet her er aerosolmodellerne kombineret, idet områderne strækker sig fra et marint miljø til et mere terrestrisk kontinentalt miljø.

3.5.3. Kortdata og digital højdemodel (DEM)

I forbindelse med den geometriske opretning af satellitbilleder er der anvendt digitale kort

Tablet 3.5. Aerosoltyper anvendt i ATCOR 2.5 atmosfærekorrktionsprogram (Richter 1996b).

Overfladetype	Aerosol
Land	Vandopløselige partikler og støv
By	Industrielle partikler og støv fra land
Marint	Fra MODTRAN†
Oceanisk	Fra LOWTRAN†
Ørken	Støv og landpartikler

† MODTRAN og LOWTRAN er de atmosfæriske modeller som ATCOR's korrektionsværdier er beregnet på baggrund af. Se henh. Berk et al (1989) og Isaacs et al. (1987).

og terrænmodeller baseret på data fra såvel Compukort (Greenland Tourism Vandrekort), Kort og Matrikelstyrelsen (KMS) samt Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser (GEUS).

Kortdata

Alle kort er baseret på fotogrammetrisk kortlægning af flybilleder fra perioden 1945-85. Datakvaliteten medfører op til 500 m afvigelser ved anvendelse af de ældste flybilleder, mens de nyere *kun* resulterer i en generel fejl på 50 til 250 m og derfor medfører problemer ved opretningen af satellitbillederne (Weng & Nielsen 1997).

Digital højdemodel

På baggrund af højdedata fra KMS og GEUS er der genereret højdemodeller for Sydgrønland og Kangerlussuaqområdet. Højdemodeller kan anvendes til at udligne terrænbestemte forskelle i refleksion og er derfor vigtige i reliefrige områder som Grønland. For Nuukområdet har det ikke været muligt at få pålidelige højdedata, hvorfor der ikke er produceret nogen højdemodel for dette område.

Generering af højdemodellerne er foretaget af på baggrund af højdekurver med 100 meters mellemrum, som er lavet til kortlægning i skalaen 1:250.000. Højdekurverne består af punkter, hvortil der med *kriging* metoden blev tilpasset en overflade. *Kriging* er en interpolationsmetode, som på baggrund af højdekurve-punkterne søger at tilpasse den bedste overflade til data ved dels at fastholde koterne for de eksisterende punkter og dels at følge trends i overfladen (Golden Soft-

ware 1999). Der er anvendt lineær varioqram ved interpolationen. Nærmere gennemgang af denne metode ligger udenfor afhandlingens omfang men der henvises til Golden Software (1999), som har en grundig beskrivelse og uddybende referenceliste om emnet.

3.6. Feltundersøgelser

Under feltæsonerne i Vestgrønland i 1997, 1998 og 1999 blev der indsamlet data til anvendelse under processeringen af satellitdata. De nedenfor beskrevne data er indsamlet og processeret af forfatteren. Der er indsamlet spektralsignaturer til analyse af sammenhængen imellem vegetationssammensætningen og refleksionen, samt feltdata til beskrivelse af vegetationstyperne og det omkringliggende terræn.

3.6.1. Spektralmålinger

Spektralmålinger blev foretaget med et Cropscan Multi Spectral Radiometer 16 (MSR16), som måler i 16 forskellige bølglængdebånd. Formålet med indsamling af spektralsignaturer var dels at styre klassifikationen af områderne samt at analysere muligheden for spektralt at adskille vegetationstyper. Når refleksionen af en overflade er kendt kan klassifikationsprocessen sammenligne en ukendt signatur (punkt i billedet med værdier fra 5 kanaler) med den kendte spektralsignatur og dermed tildele pixelen den klasse, som ligger nærmest. Blandt andet fordi feltarbejde og optagelse af satellitbilleder ikke er foretaget på samme tidspunkt er der så stor forskel på disse datasæt at spektralsignaturerne ikke kan anvendes til styring af klassifikationen. Spektralsignaturerne er derfor primært anvendt til en analyse af plantearternes indflydelse på den spektrale refleksion.

En grundigere gennemgang af klassifikationsproceduren vil blive præsenteret i afsnit 3.8.1. og resultaterne af spektralmålingerne er præsenteret i afsnit 3.9.1.

De spektrale målinger til anvendelse som træningsspektra for klassifikationsprocessen er foretaget over de botaniske analysefelter.

Dermed repræsenterer hvert spektra en tilfældig udvalgt kvadratmeter indenfor en homogen vegetationstype, der er udvalgt subjektivt på baggrund af vegetationstypens botaniske sammensætning.

Ud over spektralsignaturer blev der målt klimaparametre, som er beskrevet nedenfor samt taget digitale fotos af alle målte overflader.



Figur 3.18. Måling af reflektion med CropScan Multi Spectral Radiometer 16 over afblæsningsflade ved Itinnera i Nuukområdet (Foto: K.G. Motzfeldt).

Spektrale bånd i MSR16

MSR16 måler i modsætning til traditionelle spektrometre både den indkommende og udgående stråling. Dermed kan refleksionen beregnes direkte og referencemålinger ved hver måling undgås. De målte kanaler dækker over bølgelængdebåndene som vist i tabel 3.6.

Kalibrering

For alle bånd findes der altså både en sensor, der vender op og en som vender ned. Under feltarbejdet kalibreres sensorerne løbende med en kalibrering dagligt. Refleksionen fra en given overflade afhænger blandt andet af lysforhold, solhøjde og atmosfæreforhold (Iqbal 1983). Det er derfor nødvendigt at rekalkibrere instrumentet løbende for at opnå spektralsignaturer, som kan sammenlignes imellem områder .

Ved feltarbejdet i Sydgrønland blev de to anvendte MSR16 kalibreret samtidig og sammenlignet mod de samme overfladetyper (f.eks. *Salix glauca*, *Betula pubescens*, asfalt og lignende). Kalibreringen viste en god overensstemmelse i de målte spektralsignaturer, hvorfor spektralsignaturer indsamlet

Tabel 3.6. Spektralbånd for CropScan Multi Spectral Radiometer 16 (MSR16). De bånd som tilsvare de 5 første Landsat TM bånd er angivet med båndnavn (TM1-TM5).

Båndnavn	Median bølgelængde (µm)	Nedre bølgelængde (µm)	Øvre bølgelængde (µm)
w405	0,405	0,400	0,410
w467	0,467	0,462	0,472
w485 (TM1)	0,485	0,450	0,520
w550	0,550	0,545	0,555
w560 (TM2)	0,560	0,520	0,600
w660 (TM3)	0,660	0,630	0,690
w680	0,680	0,674	0,686
w700	0,700	0,694	0,706
w720	0,720	0,714	0,726
w740	0,740	0,733	0,747
w760	0,760	0,755	0,765
w800	0,800	0,794	0,806
w830 (TM4)	0,830	0,760	0,900
w855	0,855	0,835	0,875
w1240	1,240	1,234	1,251
w1650 (TM5)	1,650	1,550	1,750

med de to spektrometre ikke er opdelt, men anvendt sammen.

I Appendiks 3 figur 3.3. er der vist eksempler på spektralsignaturer for naturligt forekommende materialer. Disse spektra blev indsamlet med en høj opløsning og bredere dækning. Spektra indsamlet med MSR16 er specificeret til relativt få bånd, som kan relateres direkte til de satellitbaserede refleksionsdata, og har derfor en lavere opløsning end de i Appendiks 3 figur 3.3. viste. Eksempler på de indsamlede spektralsignaturer er vist i afsnit 3.4.

Samtidig med måling af refleksion af solstråling blev der målt forskellige klimaparametre samt taget et foto (figur 3.19.). Parametrene er listet i tabel 3.7.

Klimaparametrene er anvendt dels til sammenligning med data fra den termale kanal af Landsat TM sensoren og dels til sammenligning for verificering af eventuelle klimapåvirkninger af spektralmålingerne. Den kortbølgede indstråling anvendes til bestemmelse af den nedre indstrålingsgrænse for anvendelsen af spektrometret. Ved indstråling under 200 W/m^2 bliver usikkerheden i refleksionsbestemmelsen for stor og data er ikke anvendt. Lufttemperaturen indgår i kalibreringen af sensorerne, som er temperaturafhængige. Luftfugtighed anvendes i tilfældet af at der bliver satellitdata til rådighed fra pågældende dag, og kan i det tilfælde anvendes i den atmosfæriske korrektion. Vindhastigheden er mest påkrævet ved højere vegetationstyper, hvor vinden kan få vegetationen til at svaje og dermed ændre refleksionsmønster under scanningen.

Tabel 3.7. Klimaparametre målt sammen med refleksionsmålinger fra MSR16.

	Parameter
Klima	Overfladetemperatur (°C)
	Lufttemperatur (°C)
	Relativ fugtighed (%)
	Kortbølget indstråling (0.3-1.1µm)
	Vindhastighed (m/s)
Foto	Farvebillede af analysefelt

Fotoet blev taget, som et lodfoto, primært til verifikation af vegetationstypen.

3.6.2. Overfladetyper

Under feltarbejdet af indsamling af spektralsignaturer for de relevante overfladetyper foregik samtidig en detaljeret vegetationsundersøgelse af de tilsvarende vegetationsoverflader. Analyserne er foretaget dels for at kunne beskrive de kortlagte vegetationstyper i RenVeg-projektet og dels for at muliggøre en opfølgende undersøgelse.

Vegetationsdækkede overflader

Undersøgelserne følger ITEX konceptet (International Tundra Experiment, Molau & Mølgaard 1996) med en modificeret *pin-point* analyse. Dette gør det muligt at gentage de samme analyser efter et antal år og dermed observere eventuelle ændringer i vegetationsdækket (Walker 1995). Under rekognosceringsture indenfor hver lokalitet blev antallet af vegetationstyper fastlagt, og et antal homogene områder udvalgt, så alle typer var repræsenteret i minimum et område. Vegetationstyper som kunne ses på satellitbillederne blev udvalgt. Typer med en lille udstrækning (f.eks. urteli) blev altså ikke analyseret eller kortlagt. I hvert område blev der derefter permanent placeret 4 analysefelter og disse blev undersøgt med ovennævnte



Figur 3.19. Cropscan Multispectral Scanner 16 i vandtæt hus. Det hvide glas indenfor metalrammen er en diffuser, som spreder den indkommende stråling for de opadvendte sensorer. På siden af huset kan ses en sensor for total indkommende kortbølget stråling samt en sensor for overfladetemperatur. Bag huset skimtes vindhastighedsmåleren (Foto: M.P. Tamstorf).

ITEX metode. I alt er der udlagt 292 analysefelter fordelt på 73 områder i Vestgrønland, som tilsammen beskriver 8 vegetationstyper og nogle enkelte overgangstyper. De 8 vegetationstyper er listet i tabel 3.8.

I RenVeg projektet (Lund in prep.) er vegetationsundersøgelserne beskrevet i detaljer og opdelingen af vegetationstyper er foretaget på en floristisk baggrund.

I kortlægningsfasen er typerne svagt omdefinert med udgangspunkt i den egentlige vegetationsklassificering, så de inddeles dels udfra de botaniske undersøgelser og dels udfra hvad der var muligt at kortlægge på baggrund af satellitbillederne. Dermed adskiller de kortlagte typer sig en smule fra de botanisk bestemte vegetationstyper, som er beskrevet i sektionen med vegetationsanalyserne. I Appendix 7 er sammensætningen af de botaniske analyser indenfor hver vegetationstype listet og foto fra hver af vegetationstyperne vist.

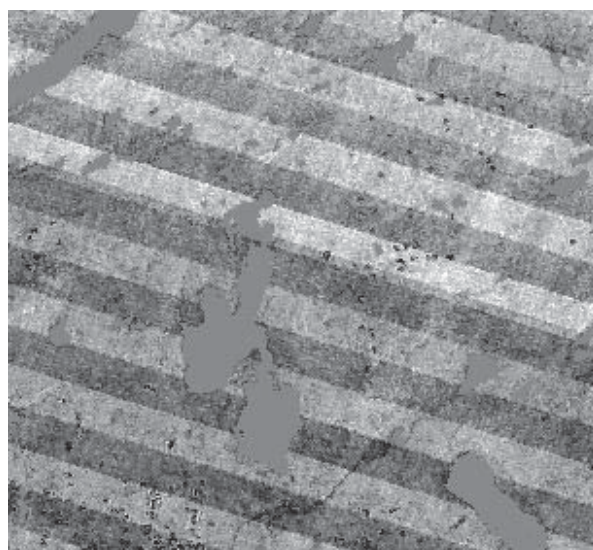
3.6.3. Positionsdata

Ved alle målinger af spektralsignaturer og vegetationsanalyser blev den geografiske position bestemt med håndholdt GPS (*Ground Positioning System*) af typen Garmin 12XL.

Usikkerheden på disse målinger ligger fra 20 m til 100 m betinget af antallet af satellitter, som GPS'en modtog signal fra, kvalite-

ten af modtageren samt det støjsignal (S/A-kode), som var pålagt signalet af USA. S/A-koden var opgivet til i 95% af tiden at give fejl i positionsbestemmelse under 100 m.

Usikkerheden af de feltmålte positioner blev dog yderligere nedsat idet den anvendte GPS var istand til at foretage et gennemsnit af bestemte positioner i et tidsinterval. Under måling af spektralsignaturer og vegetationsanalyser blev GPS'en placeret stationært og sat til at foretage midling af positionerne. Da S/A-koden er en tilfældig støj vil midling over tid give et estimat på positionen som er tæt på den korrekte. Under analyserne blev der typisk målt i cirka 30 minutter og usik-



Figur 3.20. Systematisk stribning i Landsat 5 TM kanal 2 fra Vatnahverfi i Sydgrønland.

Tabel 3.8. Antal vegetationsanalyser (ITEX-metoden) som er udlagt i de tre hovedområder.

Vegetationstype	Antal analysefelter [†]			
	Kangerlussuaq	Nuuk	Sydgrønland	Totalt
Krat	16	12	24	52
Kær	16	12	12	40
Græsland	12	0	24	36
Sneleje	4	0	0	4
Lavholdig dværgbuskhede	0	20	0	20
Dværgbuskhede	28	56	20	104
Steppe	8	8	0	16
Afblæsningsflade / Fjeldmark	4	8	0	12

[†] De to overgangstyper er udeladt og derfor summerer det totale antal kun op til 284.

kerheden svandt herved til omkring 30 m afhængig af antallet af GPS-satellitter.

3.7. Metode

I det følgende afsnit vil metoderne som er anvendt i forbindelse med processering af satellitdata blive beskrevet. Dette inkluderer dels metoder for indsamling af feltdataene og dels præprocessering, klassifikation og usikkerhedsvurdering af satellitdata.

3.7.1. Præprocessering

Inden klassifikation og analyser af satellitbillederne foretages en præprocessering af disse. I det følgende afsnit vil de enkelte trin i præprocesseringen blive nærmere beskrevet med eksempler fra de anvendte data.

Destribning

Landsat 5 TM billeder har siden opsendelsen i 1984 været præget i større eller mindre grad af systematisk stribning. Stribningen er et resultat af, at de to sæt skannere på Landsat 5 TM satellitten ikke ældes ens og derfor måler forskelligt i bånd af 16 rækker. Jo ældre satellitten bliver, desto værre vil stribningen blive. I figur 3.20. er der vist et eksempel fra Sydgrønland, hvor stribningen er meget tydelig og har betydning for såvel det visuelle indtryk, som for kvantitative analyser.

Flere andre sensorer har haft systematisk stribning (f.eks. Landsat MSS) og der er derfor udviklet flere metoder til destribning af satellitbilleder (Mather 1987, Crippen 1989, Helder *et al.* 1992). Disse er dog mest baseret på basale statistiske filtre og er reelt ikke nok til helt at eliminere stribningen.

I denne undersøgelse er anvendt to mere komplicerede metoder til at minimere stribningen i billedet, samtidig med at så stor en del af den oprindelige information i billedet bliver bevaret. Metoderne er implementeret i softwarepakken ENVI, som er anvendt til destribningen. De to metoder er:

- Fast Fourier Transform (FFT)
- Minimum Noise Fraction (MNF).

FFT er en teknik, som anvendes til at splitte et billede op i dets forskellige rumlige frekvensdomæner. Metoden er blandt andet beskrevet i Jensen (1996). I praksis kan FFT forklares som en konvertering til et frekvensdomæne, hvor alle systematiske fejl eller naturligt forekommende fænomener med systematisk repræsentation i rummet vil blive synlige som punkter med højere værdier end det omkringliggende i frekvensdomænet. Ved at filtrere de punkter fra, så frekvensdomænet fremstår ensformigt vil man således kunne fjerne den systematiske stribning. Et væsentlig problem med FFT er dog, at beregningen er relativ langsommelig og at FFT resultaterne fylder meget. Det kan derfor være meget tidskrævende og besværligt at destribe en fuldscene ved hjælp af FFT, og MNF kan med fordel anvendes i stedet.

MNF blev præsenteret af Green *et al.* (1988) og er udviklet med formålet at samle støj fra billeder i enkelte kanaler, mens den reelle information bevares i andre bånd. På figur 3.21. er processen for destribning med MNF vist.

Eigenværdierne i øverste højre hjørne af Figur 3.21 angiver, hvor meget datainformation det pågældende bånd indeholder. Værdier omkring 1 indeholder stort set kun støj og kan derfor sorteres fra. De første 3 bånd ned til det markante knæk på kurven er derfor de MNF-bånd, som er anvendt ved den inverse MNF transformation.

De to metoder kan også kombineres. Hvis der først beregnes en MNF-transform hvor stribningen af billedet ligger i et eller to bånd kan disse MNF-bånd destribes med FFT. Efter destribning af MNF foretages en invers MNF hvorefter de destribede kanaler er klar til videre anvendelse. Metoden er præsenteret i Broge *et al.* (1997) og anvendt på et af Landsat TM billederne i denne afhandling (1. juli 1995 fra Nuukområdet). Metoden er effektiv men meget tidskrævende hvorfor det primært blev valgt at anvende MNF.

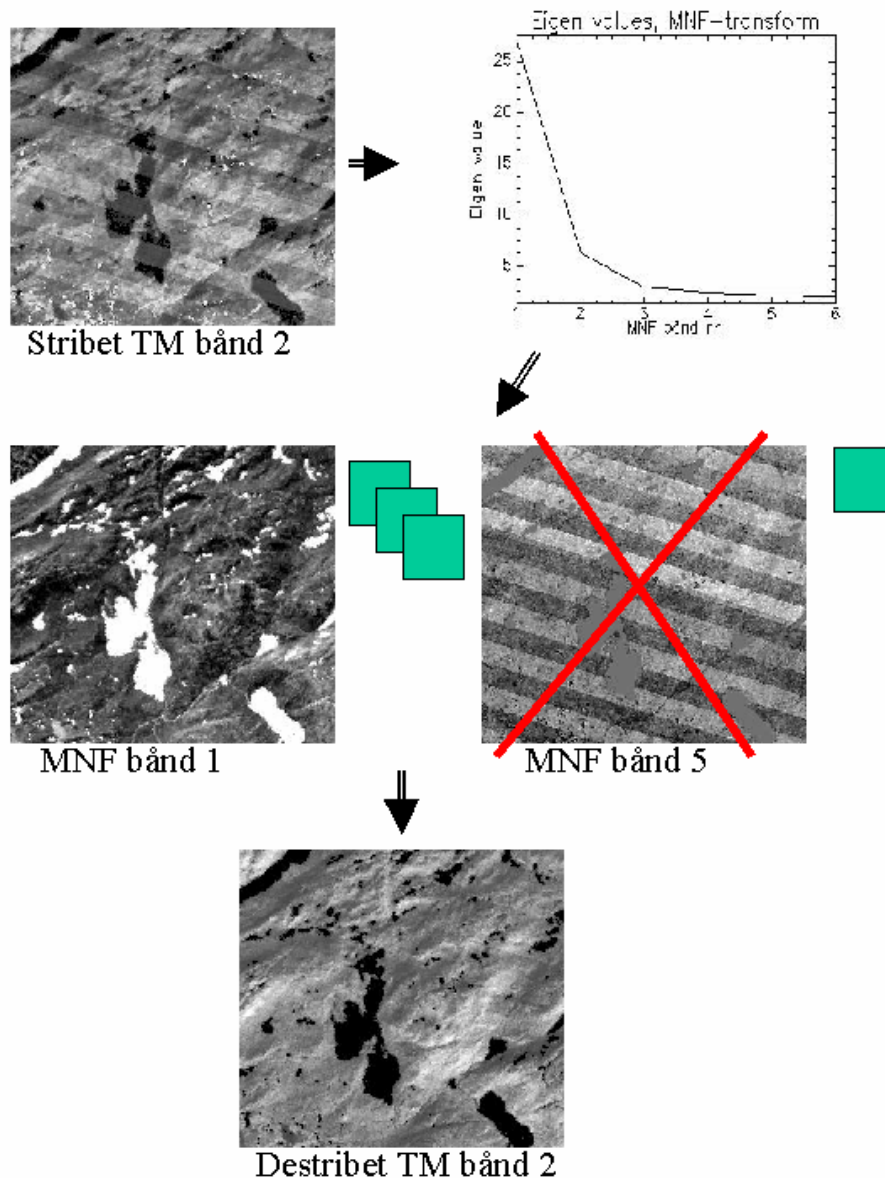
I flere af billederne, hvor metoden blev anvendt, kunne destribningen ikke køres på

hele billedet. Informationen om stribningen blev ikke isoleret i enkelte MNF-bånd med minimalt signal, men var spredt over flere af de betydende bånd. Ved at opdele billedet i de vegetationsdækkede og de vegetationsløse områder og kun køre proceduren på de vegetationsdækkede overflader, var det tydeligt at stribningen over de vegetationsdækkede områder kunne isoleres i 2 MNF bånd. MNF bånd 4 og 5 indeholdt næsten al den systematiske stribning. Stribningen af de vegetationsløse områder har ingen relevans i dette studie, da disse overfladetyper er så spektralt forskellige fra vegetation og derfor ikke har tendens til fejklassifikation i sam-

me grad, som de vegetationsdækkede overflader.

Kalibrering og atmosfærisk korrektion

Som beskrevet i afsnit 0 er det nødvendigt at kalibrere og atmosfærekorrigere satellitbillederne, hvis de skal sammenholdes med feltmålinger af refleksion. Denne proces foretages reelt som to separate beregninger, men foretages normalt i én proces, der kører under programmet ATCOR 2.6. Nærmere beskrivelse af programmet og generel information om atmosfærisk korrektion kan fås i Richter (1990, 1996a, 1996b og 1997). I de følgende afsnit er kalibrering og atmosfæ-



Figur 3.21. Minimum noise Fraction (MNF) af stribet Landsat 5 TM med eksempel fra bånd 2. MNF bånd med udpræget stribning og lav eigenværdi sorteres fra. Der foretages en invers MNF, som resulterer i et billede med væsentligt lavere grad af stribning (eksempel bånd 2).

risk korrektion for overskuelighedens skyld beskrevet i separate afsnit.

Kalibrering

Kalibrering af satellitbillederne foretages for at omdanne det digitale signal med værdier på en skala fra 0 til 255 (8 bit) til overflade-refleksion (Markham & Barker 1985). I det følgende gives en oversigt over konverteringen af de rå dataværdier (DN~digital numbers) til refleksion (r) og indeholder to trin af beregninger:

- Beregning af spektral radians (L_λ) fra DN
- Beregning af refleksion ved satellitten (*effective at-satellite planetary reflection*) fra L_λ

Beregning af spektral radians (L_λ) fra DN
Den spektrale radians (L_λ) er beregnet fra DN som følger (Markham & Barker 1986):

$$L_\lambda = L_{\min\lambda} + \left[\frac{(L_{\max\lambda} - L_{\min\lambda})}{DN_{\max}} \right] * DN \quad (F3)$$

hvor

L_λ : spektral radians i billedet ($W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$)

DN_{\max} : maksimal DN værdi for et bånd (255 for alle TM bånd)

$L_{\min\lambda}$: spektral radians ved DN = 0

$L_{\max\lambda}$: spektral radians ved DN = DN_{\max}

I de fleste *in-flight* kalibreringer nævnt ovenfor er følgende udtryk anvendt for sammenhængen imellem spektral radians og DN:

$$L_\lambda = Offset + (Gain * DN) \quad (F4)$$

hvor:

Offset: $L_{\min\lambda}$ ($W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$)

Gain: $(L_{\max\lambda} - L_{\min\lambda}) / 255$ ($W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1} DN^{-1}$)

I tabel 3.9. er vist publicerede *pre-* og *in-flight* kalibreringsværdier, *gain* og *offset*, for de 6 reflektive bånd af Landsat 5 TM.

3.8. Gain (C_1) og offset (C_0) værdier for *pre-* og *in-flight* kalibreringer af Landsat 5 TM.

Værdierne er baseret på studier af overflader med kendt refleksion, såsom ørkener, sne osv. Efter feltmålinger af refleksionen, samtidig med en overflyvning af satellitten, kan disse overflader genfindes på satellitbilledet og nye kalibreringsværdier beregnes på baggrund af de kendte overflademålinger og de ikke-kalibrerede satellitdata. Da disse overflader forudsættes at have ingen eller kun meget lille variation i refleksionen over tid er det tit de samme overflader som anvendes.

Kun *pre-flight* værdierne i tabel 3.9. er ikke bestemt på denne måde, men ved laboratoriemålinger af instrumentet før opsendelsen.

Ved valg af værdier er det vigtigt at tage hensyn til baggrunden for kalibreringen, idet en

Tabel 3.9. Publicerede *pre-* og *in-flight* kalibreringsværdier, *gain* og *offset* for de 6 reflektive bånd af Landsat 5 TM.

		TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM7
Preflight (Richter 1999)	C_1	0,636	1,262	0,97	0,914	0,126	0,067
	C_0	-1,009	-1,919	-1,682	-1,819	-0,398	-0,203
Markham & Barker (1986)	C_1	0,602	1,174	0,806	0,816	0,108	0,057
	C_0	-1,5	-2,8	-1,2	-1,5	-0,37	-0,15
Slater (1986)	C_1	0,727	1,385	1,102	0,885	0,126	0,067
	C_0	-1,331	-2,346	-1,897	-1,942	-0,398	-0,203
Arino (1995)	C_1	0,731	1,353	0,971	1,069	0,143	0,076
	C_0	-1,5	-3,1	-2,7	-2,5	-0,45	-0,3
Olsson (1995)	C_1	0,602	1,174	0,806	0,816	0,108	0,057
	C_0	11,44	7,50	3,99	3,82	-0,38	-0,15

kalibrering efter overflader med lav refleksion ikke nødvendigvis kan anvendes på overflader med høj refleksion. Netop arktiske egne har grundet snedække med høj refleksion og søer med lav refleksion et meget stort spring i refleksion, som sætter store krav til kalibreringen. Flere af TM båndene, specielt TM1 og TM2, er endvidere tit overmættet når der måles over sne. Landsat 5 TM var oprindeligt planlagt som en sensor til anvendelse for monitorering af vegetation, og sensorerne er derfor lavet for at give så høj opløsning ved monitorering af relativt lave refleksionsværdier fra for eksempel vegetation (Jensen 1996). Ved måling over sne og skyer vil refleksionen blive større end sensoren er dimensioneret til med overmætning som resultatet.

Refleksion ved satellitten (*effective at-satellite planetary reflectance* (ρ)) beregnes på baggrund af den spektrale radian (Dozier 1989, Winther 1992):

$$\rho = \frac{\pi * d^2 * L_{\lambda}}{E_{sun_{\lambda}} * \cos(z)} \quad (F5)$$

hvor:

d^2 : (Afstanden mellem Jorden og Solen)² = $1 / (1 + 0.033 * \cos(2 * \pi * D_n / 365))$ (Iqbal 1983).

$E_{sun_{\lambda}}$: Ydre atmosfærisk solar spektral irradians ($W m^{-2} \mu m^{-1}$)

z : solar zenith vinkel (i grader)

I tabel 3.10. vises værdierne for $E_{sun_{\lambda}}$ for Landsat 5 TM.

Tabel 3.10. Ydre atmosfærisk solar spektral irradians, $E_{sun_{\lambda}}$ ($W m^{-2} \mu m^{-1}$) (Markham & Barker 1986).

TM band	Bølgelængdebredde (μm)		$E_{sun_{\lambda}}$ ($W m^{-2} \mu m^{-1}$)
TM1	0,45	0,52	1.957,00
TM2	0,53	0,61	1.829,00
TM3	0,62	0,69	1.557,00
TM4	0,78	0,90	1.047,00
TM5	1,57	1,78	219,30
TM7	2,10	2,35	74,52

Atmosfærisk korrektion

I Appendix 3 er det beskrevet at indstrålingen ved jordoverfladen ikke er den samme som ved atmosfærens yderkant. For satellitbaserede målinger giver det forskel mellem det signal som satellitten modtager, og det som reelt er kendetegnende for en given overflade. Gennem de sidste 30 år er mange modeller til korrektion for atmosfæreinducedede fejl præsenteret. Atmosfærekorrektionsmodellerne rækker fra de relativt simple, som kun kræver få eller ingen input af atmosfæreparametre (Caselles & García 1989, Chavez 1988, 1989, Gonima 1993, Pons & Solé-Sugrañes 1994, Putzay 1992) til omfattende atmosfæremodeller, som kræver input af mange atmosfæreparametre (Tanre *et al.* 1979, Vermote *et al.* 1997).

Atmosfærens indhold af gasser, støv og andre partikler absorberer, spreder og reflekterer den indkommende og reflekterede solstråling. Satellitbillederne er derfor ikke kun et billede af reflekteret sollys fra overfladen, men også influeret af det som er reflekteret i atmosfæren.

Figur 3.22. viser mulige sammensætninger af solstråling for en pixel under strålingens vej fra solen, gennem atmosfæren, refleksion fra overflade og gennem atmosfære op til satellitsensoren.

Solstråling, som er relateret direkte til den pågældende pixel, kommer via **1** til pixelen og reflekteres op til sensoren. Derudover tilføjes undervejs diffus stråling fra spredning af solstråling, **3**, som oprindeligt skulle have ramt nabopixelen samt refleksion af

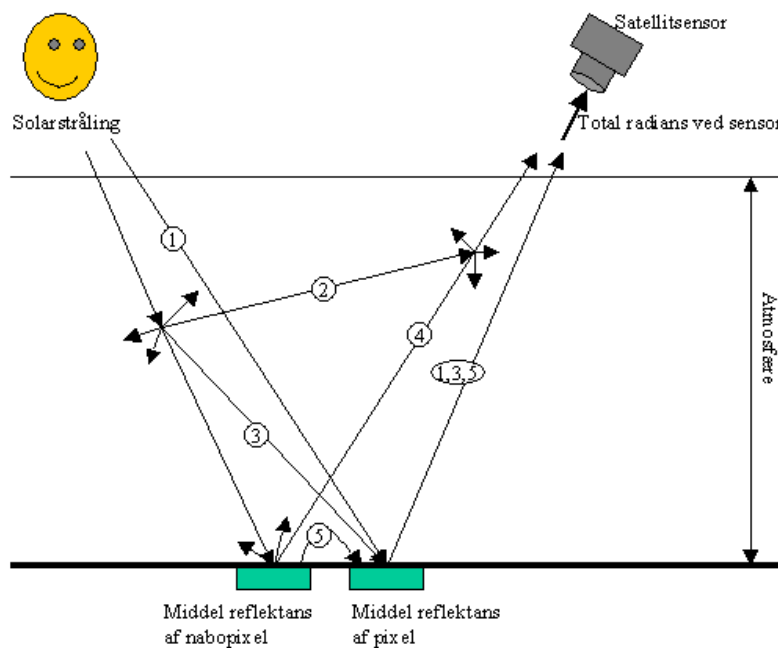
stråling fra nabopixelen, dels direkte til pixelen, **5**, og dels som *path radiance*, **4**. *Path radiance* består udover den fra nabopixelen reflekterede stråling, også af diffus stråling fra atmosfæren, som er spredt og reflekteret, **2**, ind i pågældende *path*. Det samlede resultat som måles ved sensoren, er altså ikke bare et udtryk for reflekteret sollys, men en kombination af direkte og diffus stråling, som er reflekteret dels fra den pågældende pixel og dels fra nabopixelerne (Jensen 1996).

Spredning og absorption

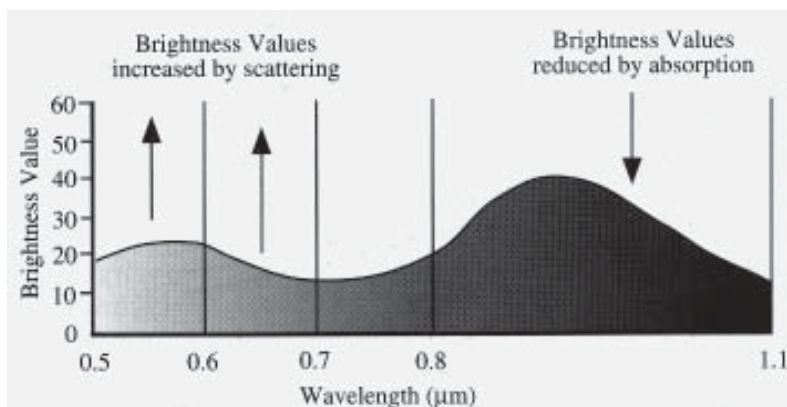
Det atmosfæriske korrektionssoftware, ATCOR 2.6 (Richter 1997) som er anvendt i dette studie, tager under korrektion for atmosfærens indflydelse hensyn til effekterne af atmosfærisk spredning, dels *Rayleigh scattering*, som er betinget af molekylær spred-

ning og dels *Mie scattering*, som er betinget af aerosol spredning. *Rayleigh scattering* er invers proportional til bølgelængden i fjerde ($1/\lambda^4$) og er derfor i praksis 0 ved bølgelængder over cirka $1 \mu\text{m}$ (Iqbal 1983). *Mie scattering* forekommer når diameteren på partiklen i atmosfæren er lig med bølgelængden ($d \approx \lambda$), og er dermed primært en funktion af atmosfærens indhold af vanddamp, støv og andre aerosoler (Iqbal 1983).

Atmosfærisk absorption sker i molekyler og aerosoler, men er mest betinget af vanddamp (H_2O), kuldioxid (CO_2) og ozon (O_3). I nogle dele af spektret er absorptionen meget kraftig og i Appendiks 3 figur 3.1. kan det ses, hvordan kanalerne for satellitsensorerne er placeret i såkaldte atmosfæriske vinduer, hvor absorptionen er relativt lille.



Figur 3.22. Sammensætning og vej for satellitmålt refleksion af solstråling. Figuren er forklaret i teksten. (Modifieret efter Jensen 1996).



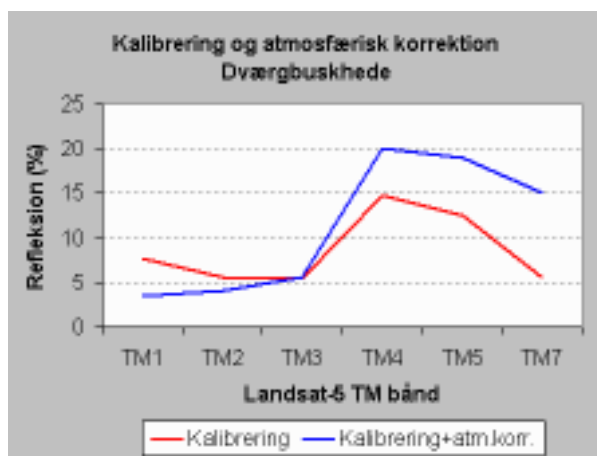
Figur 3.23. Kombineret effekt af atmosfærisk spredning og absorption på intensiteten af signalet fra en terrestrisk overflade. Pilene antyder, hvordan henholdsvis spredning og absorption kan forøge og dæmpe stråling i atmosfæren. Eksempel for Landsat MSS (Jensen 1996).

Fordelingen af spredning og absorption medfører, at der for terrestriske overflader sker en forøgelse af signalet i de lave bølgelængder og en dæmpning af signalet ved højere bølgelængder (se figur 3.23.).

Specielt ved de højere bølgelængder spiller vandindholdet en stor rolle. Her er vandindholdet i atmosfæren højt og korrektionen af båndene i disse bølgelængder er derfor større (jvf. figur 3.3. i Appendiks 3).

Figur 3.24. viser et eksempel på refleksion i Landsat 5 TM båndene for en dværgbuskhede ved kalibrering (rød kurve) og ved kalibrering inklusiv atmosfærisk korrektion (blå kurve).

Det er tydeligt at effekten af atmosfærekorrektion stiger i de nær- og midtinfarøde bånd (TM4, 5 og 7). Effekten af atmosfærekorrektion har også indflydelse på størrelsen af det karakteristiske spring i refleksionen for vegetation mellem TM3 og TM4. Flere har undersøgt effekten for vegetationsindeks, som netop anvender forholdet imellem TM3 og TM4 til estimering af grønheden af vegetationsoverfladen (Guyot & Gu 1994, Myne-ni & Asrar 1994), og fundet at der introduceres fejl i analyser af vegetationsindeks fra flere billeder, hvis der ikke foretages atmosfærisk korrektion.

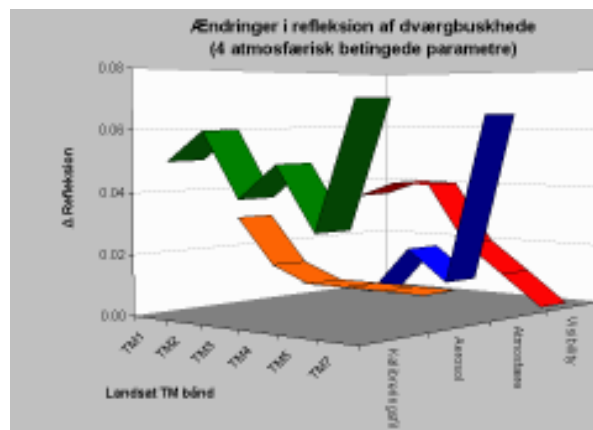


Figur 3.24. Eksempel på effekten af atmosfærisk korrektion. Kalibrering er foretaget med Slater *et al.* (1986) og atmosfærisk korrektion med subarktisk sommer profil, terrestrisk aerosol model og visibility på 40 km.

I atmosfærisk korrektion i ATCOR 2.6 tages der endvidere hensyn til *path radiance* fra nabopixels i en given radius omkring pixelen. Jo større kontrast der er mellem nabopixels, desto større vil effekten af *path radiance* være i satellitbilledet. Radius for *path radiance* korrektionen bestemmes af brugeren, men anbefales til omkring 1 km, hvorfor filteret ved Landsat TM skal sættes til omkring 35 pixels (Richter 1996b).

Standardatmosfærer og vandindhold

Idet mange af de satellitoptagelser, som anvendes til kortlægning, er fra svært tilgængelige områder er det i mange tilfælde ikke muligt at få aktuelle værdier for de atmosfæriske værdier ved korrektionen. Blandt andet derfor er der generet standardatmosfærer for varierende klimaer, så disse kan anvendes istedet for feltmålinger. I ATCOR 2.6 er de inkluderede standardatmosfærer genereret fra atmosfæremodellerne MODTRAN-2 (Berk *et al.* 1989) og SENSAT-5 (Richter 1994). Ved anvendelse af ATCOR 2.6 vælges en standardatmosfære og en *visibility* (sigtbarhed), som tilsvarende det område der arbejdes i. Der er anvendt dels en subarktisk sommer og en subarktisk vinter afhængigt af billede og tidspunkt for overflyvningen. I tabel 3.11. er givet et eksempel på højdeprofil af subarktisk sommer-standardatmosfære. Et specifikt arktisk atmosfæreprofil findes



Figur 3.25. Ændringer i refleksionen for dværgbuskhede ved test af de individuelle parametres indflydelse. For hvert bånd er den største forskel valgt. For eksempel er forskellen på 0,05 i refleksion i TM1 ved kalibreringsfilerne et resultat af forskellen mellem Moran *et al.* (1995) og Olsson (1995).

ikke i ATCOR 2.6. Forskellen mellem et arktisk sommerprofil og et mellembreddegrads vinterprofil er da heller ikke store og korrektion kan derfor foretages med dette i stedet (Gueymard 1994).

Hvis standardatmosfærerne ikke passer til det aktuelle klima, kan de kombineres til at estimere andre atmosfærer og radiosonde-målinger kan indbygges for at give den aktuelle atmosfære.

Atmosfæreparametres indflydelse på refleksionen

I ATCOR er der indbygget et spektramodul, hvor man kan ændre på de forskellige parametre (kalibrering, atmosfære, sigtbarhed etc.) og se spektralsignaturen for en udvalgt pixel samtidig. Spektralsignaturen kan så sammenlignes med standardværdier eller feltmålinger af disse. Ved anvendelsen af spektramodulet er der foretaget en analyse af hvor meget de enkelte atmosfæreparametre influerer på Landsat 5 TM for forskellige overflader. Landsat 5 TM fra 1. juli 1995 over Nuuk er anvendt til denne test, hvor kalibreringsfiler, standardatmosfærer (primært vandindhold), aerosolmodeller samt visibili-

ty er varieret individuelt. Analysen viser, at den atmosfæreparameter, som har størst indflydelse på refleksion af vegetationsoverflader er graden af visibility (figur 3.25.).

I de midt-infrarøde bånd er det dog atmosfæremodellen, som primært er betinget af vandindholdet, der giver størst ændringer. Valget af kalibreringsværdier har dog den største individuelle indflydelse på resultatet af korrektionen foretaget i ATCOR 2.6.

Grundet den store forskel, som for eksempel valg af kalibreringsfiler kan påføre data, var det nødvendigt at foretage en test af valget af atmosfære og sigtbarhed. Ved hjælp af spektramodulet blev kendte overfladers spektralsignatur sammenlignet med typiske refleksionsværdier for at opnå en korrektion, som passer til det enkelte billede. Tabel 3.12. angiver standardrefleksioner for typisk forekommende overflader i de synlige og nær-infrarøde spektre, som blev anvendt til testen af korrektionen. Udover disse standardrefleksioner er de indsamlede spektra endvidere anvendt.

Tabel 3.11. Profil af subarktisk sommer standardatmosfære (Richter, 1996b).

Højde (km)	Tryk (mbar)	Temperatur (°C)	Rel. fugtighed (%)	Abs. fugtighed (g/m ³) [†]
0	1.010	15,0	75	9,1
1	896	9,6	70	6,0
2	792	3,1	70	4,2
3	700	-2,3	65	2,7
4	616	-7,7	60	1,7
5	541	-13,1	53	1,0

[†]Total atmosfære vanddampsindhold = 1,7 g/m²

Tabel 3.12. Typiske refleksionsværdier for naturligt forekommende overflader (Richter 1996b), John Hopkins University Spectral Library, ENVI 3.1).

Overflade	Blåt spektra	Grønt spektra	Rødt spektra	Nærinfrarødt spektra
Mørk sø i skygge	1-3	2-4	0-2	0-1
Vand	3-5	4-6	2-3	0-1
Tyk grøn vegetation	1,5-2,5	2-5	1,5-3	16-25
Grøn vegetation	4-6	6-12	4-8	35-50
Frisk sne	90-98	95-99	90-98	80-95

Geometrisk opretning

Geometrisk opretning foretages for at kunne anvende billedet i en geografisk sammenhæng. Når billederne nedtages fra satellitten er flere forskellige geometriske fejl inkluderet i de uoprettede data. Disse fejl kan være forårsaget af for eksempel skævhed i scanningen samt ændringer i satellittens hastighed og højde og jordens rotation (Jensen 1996). Da en typisk overflyvning af Landsat TM over en fuldscene kun tager cirka 2 minutter er fejl i hastighed, højde og jordrotation dog ikke store. Vegetationskortene skal kombineres af flere satellitbilleder, og disse skal igen kombineres med feltmålinger for til sidst at kunne anvendes i felten. Det er derfor nødvendigt at foretage den geometriske korrektion. Samtidig med at den geometriske opretning foretages, kan den rumlige opløsning ændres for derved at opnå samme pixelstørrelse som andre digitale lag der anvendes i analysen (for eksempel en digital terrænmodel).

Opretningen foretages på baggrund af kendte koordinater fra enten kortmateriale eller GPS målinger fra feltarbejde (Ground Control Points ~ GCP). I dette studie er anvendt kystliniedata og digitale terrænmodeller, som er beskrevet i afsnit 3.5.3., og som er behæftet med en vis usikkerhed. Usikkerheden af disse kort er tit væsentligt større end fejl relateret til selve skanningen, specielt i Grønland (se afsnit 0).

Alle billederne er efter eventuel destribning og atmosfærisk korrektion oprettet til *Universal Transverse Mercator* (UTM) projektionen med WGS84 verdensdatum. Billederne i Kangerlussuaqområdet og Nuukområdet er oprettet til zone 22. Billederne fra Sydgrønland ligger en del østligere og er oprettet til zone 23. Alle billeder er oprettet til en spatial opløsning på 25*25 m. og hjørnekoordinaterne for områderne er listet i tabel 3.1.

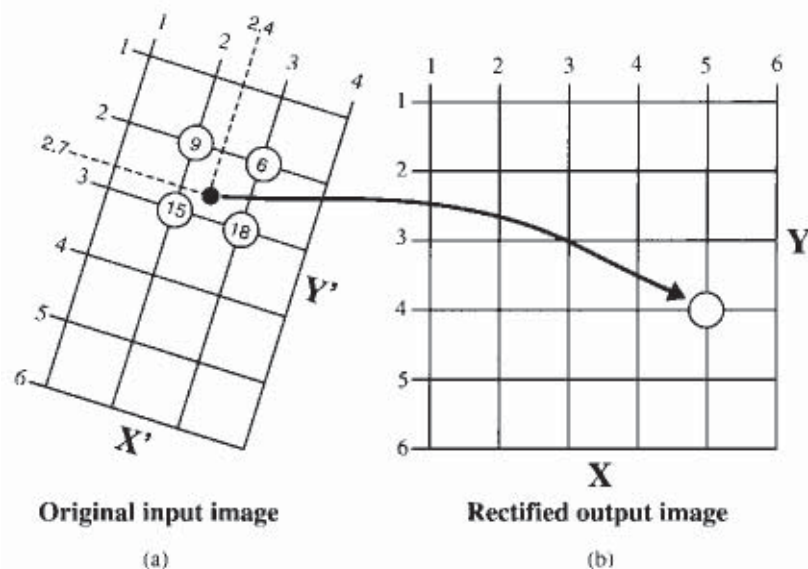
Den geometriske opretning er foretaget ved brug af GCP's, som er punkter i billedet, hvor koordinaterne for det pågældende koordinatsystem kendes. Ved at vælge et minimum af punkter fordelt i hele billedet kan forholdet

det mellem UTM koordinaterne og pixelkoordinaterne fra det uoprettede billede findes gennem en fler-grads polynomiumsmodel og værdierne kopieres over i det geometrisk oprettede billede. Det minimale antal af GCPs, som skal indsamles, er umiddelbart betinget af hvor mange punkter, som skal bruges for at udregne polynomiet (6 for 2. gradspolynomium) men statistisk kræves der væsentligt flere for at fejl i hele billedet kan blive repræsenteret. Typisk anvendes der mellem 30 og 120 GCP's for en fuldscene (Mather 1987).

Ved udvælgelsen af GCPs vil nogle være bedre placeret end andre. For eksempel kan punkter langs en sø være bedre end punkter på en meanderende elv, som kan have flyttet sig siden kortmaterialet blev produceret. Ligeledes kan fejl i kortmaterialet i sparsomt kortlagte områder medføre dårlige GCP'er, og det er derfor nødvendigt at sortere i dem før man endeligt opretter billedet. I snedækkede områder eller terræn uden karakteristiske knæk og andre kendetegn kan det være svært overhovedet at finde GCP'er.

Vigtigt for opretningen er det at GCP's udvælges fra hele billedet. Hvis der kun vælges GCP fra en halvdel af billedet vil fejl opstå i den anden, specielt ved anvendelse af højere ordens polynomier.

Modellen, som anvendes til opretningen er en 2. gradspolynomiumsmodel, der drejer og vrider det uoprettede billede så det bedst muligt passer til koordinatsystemet. Valg af grad på polynomiet afgøres ud fra graden af de geometriske fejl. Ved opretning af billeder fra et koordinatsystem til et andet, er det således sandsynligvis kun nødvendigt med en drejning af billedet og derfor et 1. gradspolynomium, hvorimod større fejl kan nødvendiggøre brugen af et 2. eller 3. gradspolynomium. Det anbefales dog at anvende så lav en polynomiumsgrad som muligt, for at sikre en så lav sensitivitet af model til fejl i GCP'erne som muligt (Rasmussen 1993). Fejl i områder hvor der ikke er repræsenteret nogle GCP'er, kan som nævnt endvidere opstå ved anvendelse af 3. gradspolyno-



Figur 3.26. Illustration af hvordan pixelværdierne i det oprettede billede (b) findes på baggrund af værdierne i det ikke oprettede billede (a) ved anvendelse af interpolation (Jensen 1996).

mium. Graden af vrid og drej afgøres ved at størrelsen af RMS værdierne på de fundne koordinatpar minimeres mest muligt. Ved at fravælge GCP's med høje RMS værdier vil det således være muligt at sortere de dårligste fra og dermed ende med en lille usikkerhed i den geometriske opretning.

I dette studie hvor opretningen er foretaget med et 2. gradspolynomium ligger usikkerheden omkring ± 1 pixel. Ved anvendelse af en 1. grads model til opretningen var den gennemsnitlige fejl på omkring 2 pixels, hvorfor 2. gradspolynomiet blev valgt.

I forbindelse med kopieringen af værdierne fra det ikke oprettede billede over i det oprettede billede, sker det tit at centerkoordinaten i de to tilsvarende pixels ikke falder sammen.

Det er derfor nødvendigt at foretage en interpolation imellem pixelværdierne i det ikke oprettede billede og overføre den interpolerede værdi til positionen i det oprettede billede, se figur 3.26.

Forskellige metoder findes til interpolation af disse værdier, men den metode som bedst opfylder kravene om at bevare de oprindelige pixelværdier er *nearest neighbour*. Metoden tager den nærmeste pixelværdi i det uoprettede billede og kopierer den over i det oprettede billede. I eksemplet på figur 3.26. ville den kopierede værdi således være 15.

I forbindelse med den endelige geometriske opretning kan usikkerheden af opretningen ses som en samlet RMS værdi for de indsamlede GCP'er. I nedenstående tabel 3.13. er

Tabel 3.13. RMS værdier og antal anvendte GCPs ved geometrisk opretning af de 7 Landsat 5 TM billeder.

Område	Billede	Antal GCPs	RMS
Kangerlussuaq	TM950622	92	0,85
	TM960903	45	0,83
Nuuk	TM930720	42	0,97
	TM950701	37	1,19
	TM930717_nord	55	0,95
Sydgrønland	TM930717_syd	56	0,87
	TM970820	50	0,97

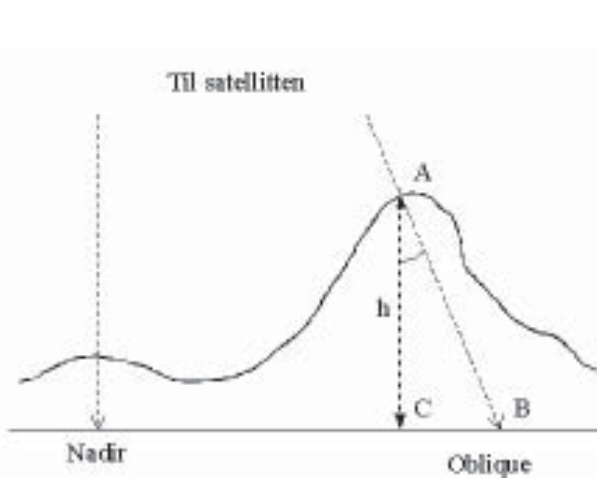
usikkerhed for opretningen af de 7 anvendte Landsat 5 TM billeder vist.

Som det kan ses af tabellen er der i Nuuk-området anvendt færre GCP'er og opnået en højere usikkerhed end i de andre to hovedområder. Dette skyldes at kortmaterialet i Nuukområdet ikke er så godt som i de andre men kombineret dels af godt kortmateriale fra Compukort med lav usikkerhed og dels gamle kystliniedata fra GEUS med høj usikkerhed. I landområderne i de nord- og sydøstlige hjørner af området er der ingen kortmateriale til rådighed. På trods af disse fejl ses der dog generelt for de tre hovedområder en ret lav usikkerhed, som kun ved ét billede kommer over +/- 1 pixel i usikkerhed.

Terrænkorrektion

Ved kortlægning baseret på satellitbilleder i arktiske egne vil terrænet tit spille en rolle for anvendelsen af dataene. Dette vil give sig udtryk både som fejl i den geometriske opretning og som fejl i de radiometriske værdier i billedet.

Terrænkorrektion er ikke foretaget på de anvendte billeder da de eksisterende højdedata var af for dårlig opløsning. Beskrivelsen af korrektionen er dog medtaget for at give et fuldstændigt billede af præprocesseringen af satellitbilleder til anvendelse for kortlægning i Arktis.



Figur 3.27. Terræneffekt i geometrisk opretning i reliefrikt område. Figuren er forklaret i teksten (efter Rasmussen 1993).

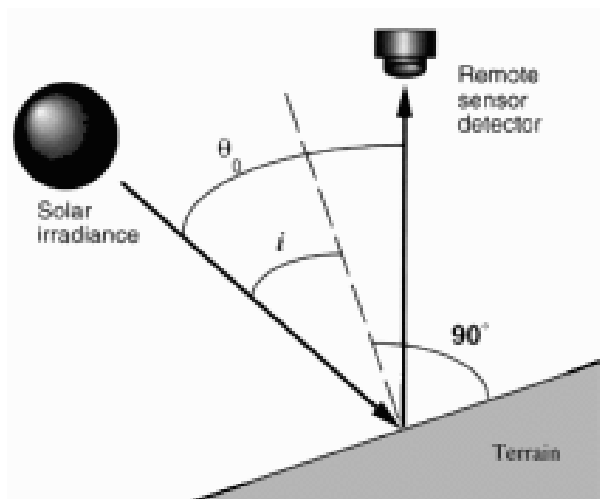
Fejl i den geometriske opretning skyldes at en pixel, som ligger over eller under højden ved nadir (lodret under satellitten) i scenen vil afvige fra sin reelle position, som vist på figur 3.27.

På et kort vil punktet A blive projekteret til positionen ved C, men fra satellitten vil det se ud som om A ligger ved positionen B. Hvis højden h kendes gennem en digital terrænmodel og synsvinklen kan blive estimeret, så kan den egentlige forskydning CB bestemmes og korrigeres. De fleste større billedbehandlingsprogrammer inkluderer en mulighed for at korrigere for denne forskydning gennem valget af GCP'er, hvor ikke bare X og Y koordinatet angives, men også højden over havet, Z . Processen kaldes for *orthorectification*, men kræver en digital højdemodel med samme opløsning som satellitbilledet.

Reliefrige områder producerer, som nævnt ovenfor, også fejl i de radiometriske værdier. Dette skyldes at to ens overfladetyper med forskellig hældning og orientering vil reflektere forskelligt (Meyer *et al.* 1993, Parlow 1996) og dermed vanskeliggøre klassifikation baseret på såvel traditionelle som nye metoder (træningsklasser og *maximum likelihood*, spektralsignaturer og *spectral angle mapper* (SAM) etc.). Flere forskellige metoder til korrektion af terræneffekterne er opstillet og afprøvet indenfor de sidste 20 år



Figur 3.28. ITEX-analyser på nordvendt skråning. Terrænet medfører her en væsentlig nedsættelse i den reflekterede mængde solstråling fra pågældende dværgbuskhede på trods af at det ikke er i direkte skygge (Foto: M.P. Tamstorf).



Figur 3.29. Solens indfaldsvinkel (i) og solar zenith vinkel for en skrå overflade (Jensen 1996).

(bl.a.: Civco 1989, Colby 1991, Conese *et al.* 1993, Dubayah 1992, Ekstrand 1996, Frank 1988, Franklin 1990, 1991, Hill *et al.* 1995, Holben & Justice 1980, Meyer *et al.* 1993, Parlow 1996, Richter 1997). I Grønland er en kombineret atmosfære- og terrænkorrektion for Landsat TM blevet testet ved Zackenberg i NØ-Grønland (Hansen *et al.* 2000). Metoden kræver dog at en digital højdemodel i opløsning tilsvarende satellitbilledet er tilgængelig.

Basis for at udregne effekten af terrænet og korrigerer for denne er beregning af indfaldsvinklen (i) for solstrålingen, som vist i figur 3.29. Indfaldsvinklen er et direkte udtryk for hvordan den pågældende pixel hælder i forhold til solen, og dermed refleksionen som satellitten måler.

Indfaldsvinklen (i) findes ved udtrykket:

$$\cos(i) = \cos(\alpha) \cdot \cos(z) + \sin(\alpha) \cdot \sin(z) \cdot \cos(\varphi_s - \varphi_n) \quad (\text{F } 6)$$

hvor:

- α : terræn hældning (0 - 90)
- z : solar zenith vinkel (0 - 90)
- φ_s : solar azimuth vinkel (0 - 360)
- φ_n : terræn orientering (0 - 360)

Teillet *et al.* (1982) beskrev fire metoder til terrænkorrektion, som Meyer *et al.* (1993) testede på Landsat TM data i et alpint område. Metoderne inkluderer en standard co-

sinus korrektion, to semi-empiriske metoder (Minnaert og C-korrektion) samt en statistisk-empirisk metode. Meyer *et al.* (1993) konkluderer, at der i fremtiden bør forskes mere i anvendelsen af fysisk baserede metoder, da anvendelsen for de fire ovennævnte er relativt begrænsede. Parlow (1996) introducerer en fysisk baseret model (SWIM), som udfra en digital højdemodel og viden om solhøjde på en given breddegrad, simulerer solens indstråling på de hældende flader og derved korrigerer for terræneffekterne.

Under RenVeg studiet blev der indkøbt digitale højdedata fra både Kangerlussuaq- og Sydgrønlandsområdet og disse blev anvendt til at producere digitale højdemodeller for områderne. Det viste sig dog ved forsøg med standard cosinuskorrektionen at grunddataene var af for dårlig opløsning, og derfor tilførte mere støj i billederne end de fjernede. Som nævnt i afsnit 0 er de digitale højdedata produceret med 100 m højdekurver. Til anvendelse med Landsat TM data med en spatial opløsning på 25 m vil højdeforskellen indenfor en pixel ligge på langt under 100 m og en væsentligt bedre vertikal opløsning for terrænmodellen er derfor nødvendig. Det har således ikke været muligt at gennemføre terrænkorrektion af de anvendte billeder.

Mosaik af anvendte billeder

Da hovedområderne er for store til at kunne dækkes af et billede har det været nødvendigt at anvende flere satellitbilleder for at dække hele området. De områder, som har været sne eller skydækket på et billede er også forsøgt dækket af overlappende områder med et andet billede. For enkelte områder indenfor hovedområderne har det dog ikke været muligt at skaffe skyfrie billeder og i disse områder er vegetationen derfor ikke kortlagt. For eksempel er det nordvestlige hjørne af Kangerlussuaqområdet skydækket og en stribe af Sydgrønlandsområdet i den midtøstlige del fuldstændig uden dækning på grund af dataudfald i satellitten.

Sammensætningen af flere billeder betegnes som mosaik af billederne og kan inkludere de, som er til rådighed. I *Circumpolar Arctic*

Vegetation Mapping projektet (Walker & Markon 1996) anvendes NOAA AVHRR billeder, som er sat sammen for at dække det arktiske cirkumpolare område. I RenVeg projektet er der anvendt to billeder i henholdsvis Kangerlussuaq- og Nuukområdet og tre billeder i Sydgrønland.

Usikkerhed ved mosaik af satellitbilleder
Som en forudsætning for at lave en mosaik af billeder er det nødvendigt at billederne har samme koordinatsystem. Dette gælder for de anvendte billeder idet billederne har en usikkerhed i den geometriske opretning på minimum +/- 1 pixel. Dette kan medføre at søer, kystlinier og markante terrænformer kan være forskudt med op til nogle pixels, der hvor billeder støder sammen.

Ved vegetationskortlægning er det endvidere nødvendigt at de anvendte billeder er fra omtrent samme tidspunkt af vækstsæsonen. Hvis der anvendes to billeder i samme kort fra to forskellige tidspunkter, vil resultatet højst sandsynligt ikke kunne sammenlignes direkte. Kort, produceret på basis af billeder fra starten af sæsonen, vil således ikke se de frodige vegetationstyper som frodige. Det samme vil være tilfældet med billeder fra slutningen af vækstsæsonen (Mosbech & Hansen 1994). Det optimale er derfor at anvende billeder fra samme tidspunkt af samme vækstsæson, men som et minimum fra omtrent samme tidspunkt af vækstsæsonen. Dette er opnået for vegetationskortene ved Nuuk og i Sydgrønland, men ikke ved Kangerlussuaq.

3.8.1. Klassifikation

Klassifikationen af overfladetyperne i de tre hovedområder er opdelt i klassifikation af vegetationsdækkede og vegetationsløse overflader. Vegetationsdækkede overflader er spektralt meget ens indbyrdes sammenlignet med de vegetationsløse overflader (sne, vand, klippe, skyer osv.), og da vægten af dette studie er lagt på vegetationen er de vegetationsløse overflader sorteret fra for at lette adskillelsen af de enkelte vegetationstyper.

Indsamling af feltdata til anvendelse i klassifikationen

De indsamlede feltdata består dels af vegetationsanalyser med koordinater (præsenteret i afsnit 3.6.) samt spektralsignaturer af analyserne. Indsamlingen foregik på nogle lokaliteter indenfor hvert hovedområde, og var udvalgt efter følgende krav:

- Et bredt udsnit af vegetationstyperne skal være repræsenteret i området (vurderet på baggrund af forklassificerede billeder).
- Forskelle i klimagradiënten i hovedområdet skal være dækket (primært kyst og indlandsforskelle).
- Feltlokaliteterne skal være relativt let tilgængelige.
- Området skal være skyfrit på satellitbilledet.

Før udpegningen af lokaliteterne blev der udarbejdet *unsupervised* klassifikationer på de tilgængelige satellitbilleder. *Unsupervised* klassifikation er forklaret nedenfor i afsnit 0, men giver kort forklaret et billede af hvilke klasser, som billedet spektralt kan inddeles i. Formålet med disse analyser var dels at sikre at flest muligt vegetationstyper var tilstede på lokaliteten og dels at undersøge, hvor mange typer, der kan erkendes i billedet.

Efter udpegning af mulige lokaliteter blev de analyseret for de tre sidstnævnte krav. Forskelle i klimagradiënten betyder at lokaliteter placeres i yderpunkterne af gradiënten (nord/syd, kyst/indland samt topografisk). Lokaliteterne skulle være relativt let tilgængelige. Med et begrænset budget ville det ikke være muligt at flyve med helikopter til alle lokaliteterne hvorfor det var nødvendigt at finde lokaliteter, som var tilgængelige med båd. Specielt ved Kangerlussuaqområdet var dette vanskeligt, da fjordsystemet ikke er særligt forgrenet.

Unsupervised klassifikation

Ved *unsupervised* klassifikation forstås, at der i klassifikationsprocessen ikke er nogen interaktion fra analytikerens side. Klassifikationen med inddeling i klasser er udelukkende baseret på informationen i billederne og

ikke på feltobservationer, som i de nedenstående klassifikationsmetoder (*minimum distance* og *maximum likelihood*).

Metoden, som er anvendt, kaldes for ISO-DATA (*Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique*) og er beskrevet i detaljer i Jensen (1996). Joria & Jorgenson (1996) anvender i et studie af tre klassifikationsmetoder, *unsupervised* klassifikation til at klassificere tundraområder. Følgende parametre skal defineres før klassifikationen:

- Maksimalt antal klasser
- Maksimalt % uændrede efter iteration
- Maksimalt antal iterationer
- Minimum procent af pixels i en klasse
- Maksimal standardafvigelse
- Split separeringsafstand
- Minimum klasse-middelf afstand

Kort beskrevet går det ud på at data inddeles i det ønskede antal klasser, hvorefter middel og standardafvigelse beregnes for alle klasser. Der bliver så kørt en iteration mere, hvor der, baseret på forudbestemte grænser for størrelsen af klasser, bliver reklassificeret for at opfylde kravene til klassestørrelserne. Hvis en pixel ligger tæt på middel af en snæver klasse vil den ikke blive ændret, hvorimod brede klasser risikerer at blive splittet op for at danne to klasser. Når det maksimale antal iterationer er nået afsluttes processen. Minimum procent pixels i en klasse sørger for at enkelte pixels, som spektralt falder helt væk fra de andre, ikke tildeles en gruppe. Hvis standardafvigelsen derimod bliver for stor i forhold til grænsen for den maksimale standardafvigelse, splittes klassen op. Hvis split separeringsafstanden er tildelt anvendes denne i stedet for standardafvigelsen. Middelklasseafstanden bestemmer, hvornår to klasser slås sammen til en.

Klasser fra *unsupervised* klassifikation er udelukkende baseret på spektral information og kan således ikke umiddelbart relateres til overfladetyper. Ved undersøgelser i feltet kan de spektrale klasser dog relateres til pågældende overfladetyper og dermed an-

vendes til kortlægningsformål (Jensen 1996). Typisk klassificeres et billede med væsentligt flere klasser end det forventes af det endelige kort og ved analyse af de enkelte klasser kan nogle slås sammen og danne meningsfulde overfladeklasser. Andre klasser vil være udtryk for spektrale forskelle indenfor samme overfladetype, hvilket kan give væsentlige problemer ved udarbejdelse af et egentligt temakort baseret på *unsupervised* klassifikation.

I dette studie er *unsupervised* klassifikation anvendt til at udvælge feltlokaliteterne og under feltarbejdet til at sikre at de botanisk bestemte vegetationstyper med rimelig sikkerhed kunne adskilles på grundlag af de tilgængelige satellitbilleder.

Supervised klassifikation

Klassifikationer, som har input fra analytikerens side udover den spektrale information fra billederne kaldes alle for superviseret klassifikation. Informationen fra analytikerens side kan være som feltarbejde, tidligere kortlægning, forhåndskendskab til området, viden om spektralsignaturerne for overfladetyperne osv.

Feltarbejdet kan blandt andet resultere i definition af såkaldte træningsklasser. Træningsklasser er reelt et sæt af kendte spektralsignaturer hvor basal statistik (middel, standardafvigelse etc.) anvendes til at beskrive de enkelte klasser i forhold til hinanden. Denne viden overføres så til hele satellitbilledet og resulterer i et kort med klasser svarende til de i træningsklasser definerede.

I dette projekt er der indsamlet to former for træningsklasser; dels positioner for kendte overfladetyper (blandt andet fra vegetationsanalyserne) og dels spektralsignaturer målt over samme overflader. I afsnit 3.6.2. på side 104 er overfladetyperne for kortlægningen kort beskrevet. For at anvende spektralsignaturer som basis for træningsklasser, er det vigtigt at disse tilsvare den spektrale sammensætning af pågældende overfladetype i satellitbilledet. En analyse af denne sammenhæng kan blandt andet foretages

ved at teste om middel og standardafvigelse for henholdsvis spektralsignaturerne og satellitbilleder for de valgte overflader er ens. Denne analyse foretages med F- og t-test for henholdsvis standardafvigelsen og middel. I 3.9.1. er resultatet af en sammenligning mellem de indsamlede spektralsignaturer og satellitbillederne præsenteret.

Ved sortering af pixels efter de relevante træningsklasser, på baggrund af satellitbillederne og analytikerens information, kan der vælges mellem flere metoder. De tre metoder som er anvendt i kombination i dette projekt er:

- minimum distance og
- maximum likelihood
- Normalized Difference Vegetation Indeks (NDVI)

Metoderne er uddybet i Jensen (1996) og anvendt blandt andet i Joria & Jorgenson (1996) ved test af klassifikationsmetoder i arktisk tundra. Gong & Howarth (1990) anvender både *minimum distance* og *maximum likelihood* i en generel analyse af klassifikationsmetoderne.

Minimum distance klassifikationsmetoden anvender afstanden imellem træningsklassernes middel til at klassificere alle pixels i billedet. En pixel bliver tildelt til den klasse, hvis middelværdi ligger i kortest afstand. Forskellige metoder kan anvendes ved beregning af afstanden, men i dette projekt anvendes den euklidiske afstand:

$$Dist_{A_{mean} B_{mean}} = \sqrt{\sum_{i=1}^n (a_i - b_i)^2} \quad (F 7)$$

Metoden er hurtig, men er ikke baseret på viden om træningsklassernes statistiske udbredelse (varians) og kan derfor ikke skelne mellem brede og snævre klasser. Input til metoden er basisstatistik for træningsklasserne samt eventuelt en grænseværdi, så pixels der ligger langt fra alle andre grupper ikke inkluderes, men tildeles en egen klasse.

Maximum likelihood, tildeler pixels til de

definerede træningsklasser på baggrund af deres statistiske sandsynlighed for at tilhøre den pågældende klasse. Metoden forudsætter en normalfordeling af refleksionsværdierne i de enkelte spektrale bånd. Findes en bi- eller trimodal fordeling bør træningsklasser opdeles efter dette, da det højst sandsynligt er tegn på forskellige klasser og ikke en klasse med to eller tre grupperinger (Jensen 1996). Input til *maximum likelihood* metoden kan udover de basale statistikberegninger for træningsklasserne også inkludere *a priori* viden om den arealmæssige fordeling af klasserne. Derved vægtes den enkelte klasse, så klasser med relativt stor udbredelse får tildelt et større sandsynlighedsrum. Klassen kan også begrænses med en grænseværdi så pixels kun tildeles til en klasse, hvis de ligger indenfor en bestemt sandsynlighed.

Normalized Difference Vegetation Indeks (NDVI)

NDVI er ikke en klassifikationsmetode på lige fod med de to ovenstående men et vegetationsindeks, som angiver vegetationens frodighed (Rouse *et al.* 1975). Mange forskellige indeks er opstillet igennem de sidste 30 år (RVI, PVI, SAVI etc.), men i dette projekt er NDVI anvendt til adskillelse imellem vegetationsdækkede overflader og bar jord. NDVI beregnes på følgende måde:

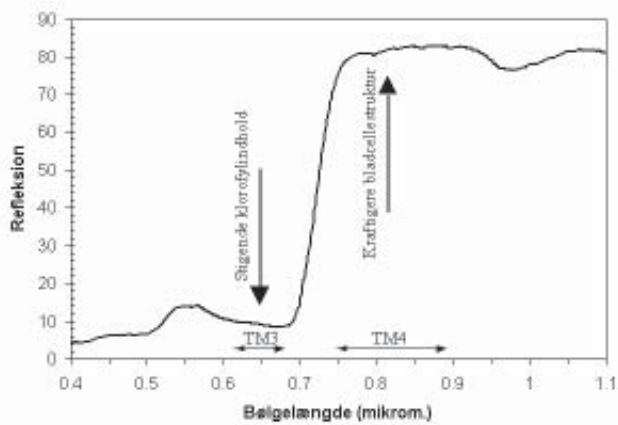
$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)} \quad (F 8)$$

hvor:

NIR: Nærinfrarøde spektra (TM4 for Landsat 5 TM)

RED: Røde spektra (TM3 for Landsat 5 TM)

NDVI producerer værdier indenfor intervallet -1 og 1. Værdier under 0 vil være repræsenteret ved overflader, hvor den nærinfrarøde refleksion er lavere end den røde (sne, vand, skyer etc.), hvorimod værdier over 0 vil være repræsenteret af vegetation, bar jord osv. På baggrund af de målte spektralsignaturer (se afsnit 3.6.1.) er der fundet en minimumsværdi for områder, som er dækkede med vegetation på NDVI=0,15. Dette vil inkludere fjeldmark og afblæsningsflader som



Figur 3.30. Refleksionsspring for vegetation omkring 0,73 μm . TM3 og TM4 kanalerne for Landsat 5 TM er angivet.

har et lille dække af mosser, laver og enkelte planter, hvorimod klippeflader med mikro-laver kun er inkluderet, hvis det er indenfor et mere vegetationsdækket område. I områder med meget lav refleksion vil små forskelle i de to spektre give uforholdsmæssigt store udsving i NDVI, og det kan derfor forekomme at for eksempel skyggeområder viser høje NDVI værdier.

Den plantefysiologiske baggrund for NDVI ligger i klorofyl og cellestrukturernes refleksionsegenskaber. Da klorofyl absorberer solstråling i det røde bånd vil vegetationen absorbere kraftigere, jo mere klorofyl den indeholder, og samtidig vil den kraftigere cellestruktur i bladene medføre en øget refleksion af strålingen i det nærinfrarøde spektrum (se figur 3.30.).

Disse to mekanismer vil under udviklingen af planten i løbet af en vækstsæson medføre et voksende spring i refleksionskurven, som kan anvendes til blandt andet bestemmelse af plantefysiologiske parametre som *leaf area index* og lignende. Springet kan, som i dette projekt, altså også bruges til at skelne mellem vegetationsdækkede og vegetationsløse overflader.

Den præcise spektrale placering af kanalerne for NIR og RED er vigtig ved sammenligning af værdier imellem studier. Galvão *et al.* (2000) har udfra hyperspektrale AVIRIS (*Airborne Visible/Infrared Imaging Spectro-*

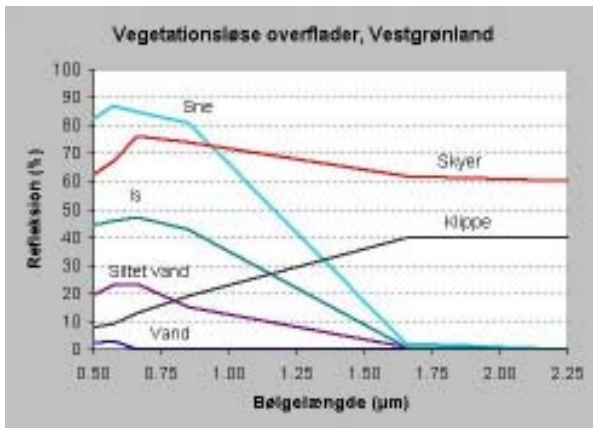
meter) data undersøgt effekten af varierende placering af de spektrale bånd ved NDVI beregning fra de mest anvendte multi-spektrale sensorer. De fandt at placeringen af begge bånd var af relativ stor betydning og at Landsat 5 giver den største kontrast imellem grøn vegetation og jord, hvorimod NOAA-11 AVHRR giver den laveste kontrast af de testede sensorer. For regionale eller storskala studier er AVHRR p.t. dog en af de eneste sensorer, som kan dække arealer med passende temporale og spatiale opløsning og denne er derfor også anvendt i Sektion 4 i den retrospektive analyse af vegetationen i Vestgrønland.

I vegetationskortlægningen er NDVI anvendt til at reklassificere eventuelle pixels som var tilfaldet henholdsvis *Bar jord / Klippe* og *Vegetationsdækkede områder*, men som burde have været i den modsatte klasse. Efter den egentlige klassifikation blev alle pixels i klassen *Bar jord / Klippe* med en NDVI værdi på 0,15 og derover reklassificeret til vegetationsklassen og omvendt.

Kortlægning af vegetationsløse overflader
De vegetationsløse flader i Vestgrønland er opdelt primært ud fra et ønske om større dybde i det endelige klassifikationsresultat. Reelt er det kun de vegetationsdækkede overflader, som er af interesse, men forholdet imellem de andre typer og de vegetationsdækkede kan afdække forhold som ikke kan erkendes alene ud fra vegetationen. For eksempel er mængden af vand og sne en vigtig faktor for vegetationen.

Skygge- og skyområder er ikke nødvendigvis vegetationsløse områder, men områder hvor det ikke er muligt at få information omkring overfladen. Det er derfor vigtigt at brugeren af kortene er opmærksom på dette.

Det har ikke været muligt at få helt skyfrie billeder, idet der på alle billederne som minimum er en enkelt cumulus sky eller to. De terrænbetinget skyggedækkede områder kan heller ikke undgås, da satellitten overflyver på samme tidspunkt af døgnet og skyggerne derfor falder næsten ens på alle billeder. Af-



Figur 3.31. Spektralsignaturer for vegetationsløse overflader i Vestgrønland. Spektralsignaturerne er baseret på de 6 Landsat TM kanaler i de synlige og nær- og midtinfarøde spektre.

hængigt af tidspunktet på året er skyggerne dog kortere eller længere og det er derfor til sigtet at anskaffe billeder fra midten af juli, hvor vegetationen er på det højeste og skyggerne relativt korte. Som nævnt i afsnit 3.5.1. er det tilgængelige billedmateriale ikke stort og det har derfor været nødvendigt at acceptere billeder med lange skygger.

Figur 3.31. viser eksempler på spektralsignaturer for de vegetationsløse overflader i Nuukområdet. De vegetationsløse flader er meget forskellige fra hinanden og er derved nemme at adskille. Specielt i de første 4 TM bånd er forskellen stor imellem de viste overflader. Sne og skyer er ofte ens i disse bånd, men kan tilgængelig differentieres i bånd 5 og 7, hvor skyer har høj refleksion og sne og is lav refleksion. De primære årsager til denne forskel er dels at vanddråber og iskrystaller i skyen er mindre end i sne på jorden og dels at de fleste skyer indeholder vand (selv ved temperaturer under 0°). Skyerne reflekterer derfor bedre ved de midtinfarøde bølgelængder end sne gør (Dozier 1989).

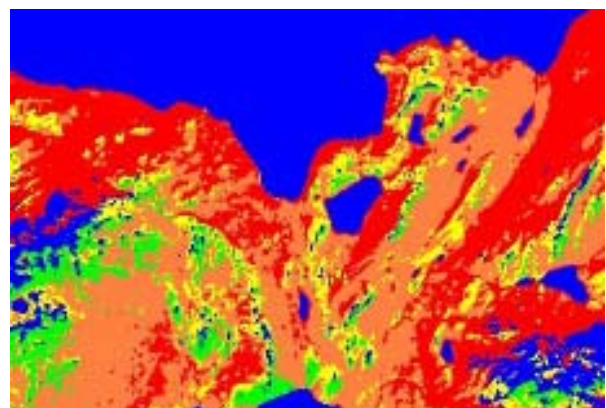
Til kortlægningen af de vegetationsløse overflader er der anvendt en kombination af *maximum likelihood* og *minimum distance* klassifikationer.

Træningsområder for alle de vegetationsløse klasser blev tegnet på basis af forhåndskend-

skab til overfladerne. De vegetationsløse områder blev derefter klassificeret ved *maximum likelihood* metoden. Med *maximum likelihood* metoden har nogle områder for lav sandsynlighed til at tilhøre nogen klasser. Eller de ligger uden for de grænseværdier, der kan tildeles de enkelte klasser, og derfor er blevet klassificeret som blandingspixels. Det vil sige pixels, som med *maximum likelihood* ikke kan defineres i en bestemt klasse.

På disse pixels blev der derfor kørt en *minimum distance* klassifikation, og de tidligere uklassificerede pixels fik tildelt en klasse på baggrund af den nye klassifikation. *Minimum distance* kan sættes til at klassificere alle de pixels man ikke har fået klassificeret ved *maximum likelihood* og tildele dem til den klasse, de ligger nærmest. Kun hvis der er samme afstand til flere klasser (hvilket sker meget sjældent) vil klassen ikke kunne tildeles.

Billedet blev derefter filtreret med et 3*3 filter, som reklassificerer den midterste pixel i filteret til typeværdien, hvis 6 eller flere pixels af de 9 i filteret har den samme værdi. Dette giver et bedre overblik over kortet til præsentationsformål idet enkelte typer indenfor større homogene områder dermed fjernes. Endelig blev de to grupper med bar jord / klippe og vegetationsområder reklassificeret på baggrund af en grænseværdi (NDVI ~ 0,15). Hermed sikres at pixels som reelt er vegetationsdækkede, men er blevet klassifice-



Figur 3.32. ISODATA klassifikation med 5 klasser fra Itinnera i Nuukområdet. Kun vegetationsdækkede flader er inkluderet i klassifikationen, idet blå er ikke vegetationsdækkede overflader.

ret som vegetationsløse kommer med i kortlægningen af vegetationsdækkede klasser. Grænsen på NDVI = 0,15 er sat ud fra analyser af kendte vegetationsløse og sparsomt vegetationsdækkede overflader.

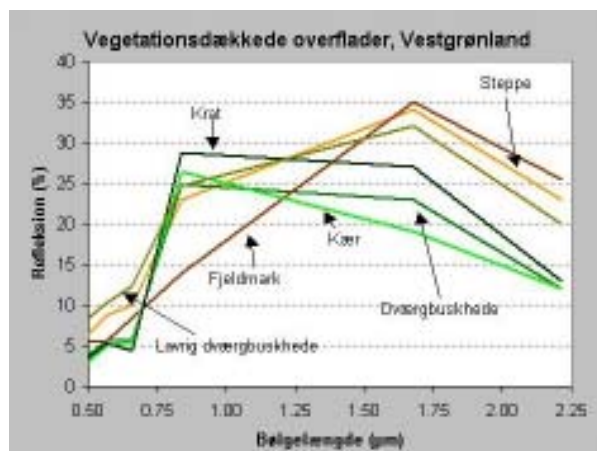
Kortlægning af vegetationsdækkede overflader

De vegetationsdækkede områder er kortlagt over to omgange. I første omgang inden feltarbejdet med *ISODATA* og dernæst på baggrund af indsamlede feltdata med *maximum likelihood*.

Kortlægningen med *ISODATA* blev foretaget for at give mulighed for planlægning af feltarbejdet og for at sikre at der var en mulighed for spektralt at adskille de botanisk definerede vegetationstyper. Efter at de vegetationsløse områder var frasorteret blev *ISODATA* anvendt til at klassificere områderne med 5, 6, 7 og 8 spektrale klasser (figur 3.32).

De *ISODATA*-klassificerede områder er baseret på spektrale forskelle og kan således ikke tildeles vegetationsrelaterede navne.

Klassifikation af de vegetationsdækkede overflader er sket ved anvendelse af traditionel superviseret klassifikation på baggrund af feltindsamlet viden om overfladetyperne (0). De kortlagte vegetationstyper inkluderer 8 vegetationstyper og er præsenteret i afsnit 0 på side 104.



Figur 3.33. Spektralsignaturer for vegetationsdækkede overflader i Vestgrønland. Spektralsignaturerne er baseret på de 6 Landsat TM kanaler i de synlige og nær- og midtinfarvode spektre.

Som det fremgår af figur 3.33, adskiller vegetationstyperne sig ikke spektralt så meget fra hinanden, som de vegetationsløse overflader. Alle signaturerne har det for vegetation meget karakteristiske spring i refleksionen mellem TM3 og TM4 (omkring 0,75 µm). Jo kraftigere vegetation, desto større spring. Kun fjeldmark har et knap så karakteristisk spring, idet denne type er meget vegetationsfattig.

Ved kortlægningen af de vegetationsdækkede overflader er der udelukkende anvendt *maximum likelihood* baseret på træningsarealer fra feltarbejdet og satellitbillederne. Efter klassifikationen er vegetationskortet for præsentationsformål blevet filteret med et 3*3 filter, og kombineret med resultatet fra kortlægningen af de vegetationsløse områder. Ved analyserne af fordelingen af vegetationstyperne er disse udført på den ikke-filtrerede klassifikation.

3.8.2. Usikkerhedsbestemmelse

Usikkerhedsbestemmelsen (*Accuracy Assessment*) er baseret på feltindsamlede data fra GPS bestemte positioner. I det følgende afsnit beskrives først indsamlingen af data og dernæst anvendelsen af disse til beskrivelse af usikkerheden af klassifikationen

Indsamling af data til usikkerhedsbestemmelse

Indsamling af data til usikkerhedsbestemmelse blev grundet logistiske begrænsninger foretaget dels til fods langs transekter ud fra centrale lejre og dels ud fra helikoptertransekter. Helikoptertransekterne foretrækkes, idet de dækker større områder og derfor sikrer at de enkelte lokaliteter er uafhængige af hinanden. Ulempen ved helikoptertransekter er dog prisen og grundet begrænsningen i økonomi er nogle af transekterne udlagt som vandringstransekter.

Lokaliteterne, der blev brugt som udgangspunkt for vandringstransekterne, blev udvalgt ud fra et ønske om at så mange af de kortlagte vegetationstyper som muligt skulle være tilgængelige indenfor en radius af 5 km fra lejren. Transekterne blev derefter lagt i en trekant, så man går 5 km ud ad en tran-

sekt i en tilfældig valgt retning, derefter 1 km mod højre så man opnår endnu en 5 km lang transekt tilbage til lejren. Retningen er udlagt tilfældigt for ikke at tilføje *bias* i valget af valgte analysepunkter. Længden af transekten er valgt udfra et skøn om, hvor langt man kan gå på en dag med tilhørende tid til observationer.

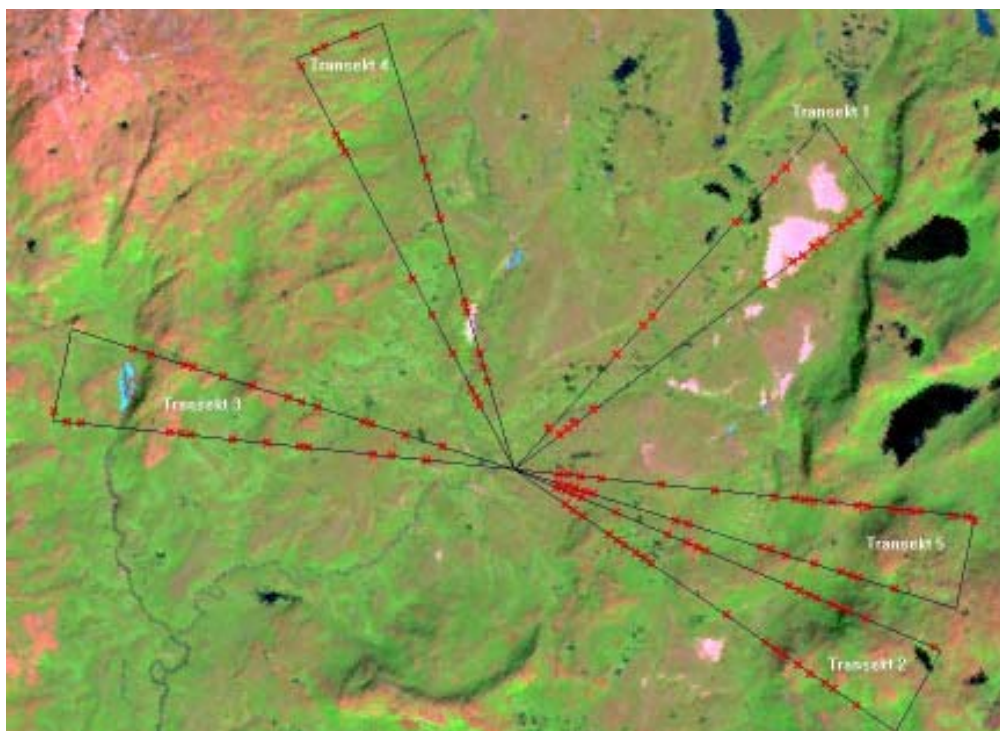
Helikoptertransekterne er lagt ud for at få størst mulig dækning af landområder udfra placeringen af lufthavnene. Ved Nuuk blev transekten således foretaget over Akia, da en transekt i anden retningen ville bruge for meget flyvetid til transport over vand. Som for de vandringsbaserede transekter blev også helikoptertransekterne lagt ud som en trekant. Retningen af den første side blev foretaget tilfældigt.

Valg af homogene lokaliteter

På hver transekt blev homogene områder af en størrelse på minimum 3×3 pixels og med en indbyrdes afstand på henholdsvis minimum 100 m ved vandringstransekterne og minimum 250 m ved helikoptertransekterne udvalgt. Ved at vælge punkterne i homogene

områder mindskes chancen for at usikkerheden i positionsbestemmelsen medfører en fejklassificering. Homogene områder større end 3×3 forekommer dog ikke ofte, og det ville derfor ikke være muligt at finde tilstrækkeligt med punkter, som ville opfylde et krav om homogenitet i for eksempel et 5×5 pixel stort område.

Ved de vandringsbaserede transekter er der endvidere ikke registreret punkter, som ligger nærmere på lejrene end 500 m. Dette giver en afstand imellem punkterne på de to ben af transekter på cirka 50 m stigende til 1 km for enden af de to transektben. Et eksempel på transektplaceringer og samplingspositioner omkring lejren nord for Qussuk er vist på Figur 3.34. Billedet viser Landsat TM bånd således, at grønne farver er vegetationsdækkede overflader og røde farver vegetationsløse overflader. Lyseblåt er snedækkede overflader og sort er vand eller skygger. Hvert af de lange ben på en transekt er 5 km og endestykket 1 km, så hver transekt i alt er 11 km lang. Afhængig af homogeniteten af overfladen langs transekten har hver transekt mellem 20 og 45 punkter, hvor der



Figur 3.34. Transektplacering og positioner for homogene punkter nord for Qussuk i Nuukområdet. Billedet er sammensat af Landsat TM bånd 7, 4, 3 i henholdsvis rød, grøn og blå farvekanal.

Tabel 3.14. Antal lokaliteter for indsamlede data til anvendelse ved usikkerhedsvurdering.

	Busk- hede	Fjeld- mark	Græs- land	Kær	Krat	Lavholdig hede	Steppe	Bar jord	Skygge	Vand	Silt vand
Kangerlussuaq	94	6	13	3	3	1	6	12	1	25	12
Nuuk	106	32	1	15	32	48	1	2	0	4	0

foretages observationer til usikkerhedsvurderingen af vegetationskortene.

Under feltarbejdet anvendtes GPS'en til navigation til næste punkt på transekten, hvorefter følgende arbejde blev udført:

- Bestemmelse af vegetationstypen. Hvis en sekundær vegetationstype udgjorde mere end 30% noteredes det. Tertiær type noteredes i tilfælde, hvor tre typer antog lige stor dækningsgrad.
- Tildeling af *fuzzy class* (hvor godt stemmer den observerede vegetationstype overens med den klassificerede).
- Notering af koordinater
- Fotos til beskrivelse af punktet tages. Der tages mellem 1 og 4 fra hvert punkt afhængig af homogeniteten af området. Fotos blev senere anvendt til verificering af overfladetyper i forbindelse med analysen.

Udlægningen af punkterne er altså primært tilfældig. I de tilfælde hvor der er sket en styring, f.eks. startpunkt på transekten, har det ingen statistisk betydning for anvendelsen af dataene til usikkerhedsvurdering af kortene

Grundet de logistiske begrænsninger med feltarbejde i Grønland blev der kun indsamlet data til usikkerhedsbestemmelse i Kangerlussuaq- og Nuukområdet. De indsamlede data fordelte sig på de kortlagte typer som vist i tabel 3.14.

Fuzzy class'erne kan tildeles på fem niveauer, som bestemmes ud fra overensstemmelsen imellem den observerede type og den klassificerede (Gopal & Woodcock 1994). Disse kan så anvendes til en mere præcis be-

skrivelse af usikkerheden og dermed give et bud på homogeniteten af den pågældende pixel i modsætning til en traditionel usikkerhedsvurdering, som kun angiver korrekt eller falsk. Metoden er beskrevet nærmere nedenfor og en præsentation af resultaterne fra usikkerhedsvurderingen er givet i afsnit 3.9.

Anvendt usikkerhedsestimering

Til analysen af feltdata er der anvendt dels den traditionelle *confusion matrix*, som giver et overordnet estimat af usikkerheden i kortlægningen og dels en grundigere analyse af usikkerheden baseret på *fuzzy data*. I den følgende beskrivelse af usikkerhedsbestemmelse er der, for at give en bedre forståelse af metoderne, anvendt data fra Kangerlussuaq som eksempel, men en egentlig gennemgang af resultaterne og deres betydning for kortlægningen følger først i afsnit 3.9.

Sample-størrelser

Ved statistisk analyse af usikkerheden i tematiske kort skal der anvendes et minimum af punkter for at opretholde den statistiske sandsynlighed for uafhængighed og indsamling af data, som repræsenterer alle miljøer i kortlægningen. Almindelig binomial sandsynlighedsteori (Fitzpatrick-Lins 1981) foreslår relativt små *sampling*-størrelser baseret på

$$N = \frac{Z^2 * p * q}{E^2} \quad (F9)$$

hvor:

N: *sampling*-størrelse

Z: 2 (1,96 for 95% konfidens interval)

p: forventet procent sikkerhed

q: 100-p

E: tilladte fejl

For området ved Kangerlussuaq vil det betyde en *sampling*-størrelse omkring 62 lokaliteter (80% sikkerhed med fejl på +/-10%). Dette kan dog nemt blive for få til god usikkerhedsestimering og Congalton (1991) foreslår derfor indsamling af data fra minimum 50 lokaliteter per klasse, som skal vurderes. Hvis der således er 11 klasser i en kortlægning, skal der indsamles data fra minimum 550 tilfældige lokaliteter fra hvert kort, som skal vurderes. Dette mål er langt fra opfyldt med de indsamlede data for dette projekt. Konsekvensen af dette vil derfor blive et ringere estimat af usikkerheden og er nærmere diskuteret i afsnit 0.

Confusion matrix

Den traditionelle *confusion matrix* er nok den hyppigst anvendte metode til estimering af usikkerheden for tematiske kort fra satellitbaseret kortlægning (Congalton 1988a, 1988b, 1991, Congalton & Green 1993, Hammond & Verbyla 1996, Hudson & Ramm 1987, Janssen & van der Wel 1994, Lunetta *et al.* 1991, Ma & Redmond 1995, Muller *et al.* 1998, Næset 1995, Skidmore & Turner 1989, Verbyla & Hammond 1995).

Klasser fra kortet sammenlignes direkte med de observerede klasser fra feltarbejdet i en matrix. I tabel 3.15. ses eksemplet fra Kangerlussuaq hvor de klasser, som blev observeret i felten er angivet i kolonnerne og klasserne fra kortet i rækkerne. Der hvor klasserne er ens vil det resultere i en værdi på diagonalen. Således er 73 af på kortet 80 klassificerede pixels tilhørende klassen *Type 1* korrekt klassificeret, altså 91,25%. De sidste 7 fordeler sig på andre klasser. Dette mål for usikkerhed kaldes også *Users accuracy* idet

brugeren, som anvender kortet, kun kan forvente at klassen *Type 1* i 91,25% af tilfældene reelt er *Type 1*.

Omvendt kan usikkerheden ses fra analytikerens side (*Producers accuracy*), hvor det undersøges hvor mange af de pixels som reelt er *Type 1*, som er kortlagt som denne klasse. I ovenstående tilfælde er det 73 pixels ud af 85 og dermed 85,88% som er kortlagt korrekt. *Users* og *producers accuracy* anvendes tit til at sammenligne de enkelte klasser med hinanden og se hvilke som er dårligt adskilt.

Et overordnet mål for usikkerheden fås gennem de to usikkerhedsberegninger:

- Overordnet usikkerhed (P) og
- Tau koefficienten (τ)

Den overordnede usikkerhed beregnes som summen af diagonalværdierne divideret med det samlede antal pixels anvendt i usikkerhedsberegningen (Jensen 1996):

$$P = \frac{\sum_{i=1}^M x_{ii}}{N} \quad (\text{F } 10)$$

hvor:

N: samlede antal pixels anvendt

M: antal klasser anvendt i usikkerhedsestimeringen

x_{ii} : diagonalværdien for en klasse

P beskriver altså en gennemsnitsværdi for, hvor stor sandsynligheden er for at en hvilken som helst kortlagt pixel reelt tilhører den klasse, som den er blevet tildelt. I ovennævnte eksempel (tabel 3.15.) er P således (73 + 2

Tabel 3.15. Eksempel på en confusion matrix for en klassifikation.

Kort	Felt				Kort total	Users accuracy
	Type 1	Type 2	Type 3	Type 4		
Type 1	73	5		2	80	91.25
Type 2	11	2			13	15.38
Type 3	1		11		12	91.67
Type 4				25	25	100.00
Felt total	85	7	11	27	130	
Producers accuracy:	85.88	28.57	100.00	92.59		

+ 11 + 25 = 111/130 =) 0,854. Altså en overordnet usikkerhed, hvor 85,4% er korrekt klassificeret.

Tau (τ) koefficienten er baseret på Kappa statistik (Ma & Redmond 1995) og inkluderer dermed ikke kun diagonalværdierne i beregningen, men også række og kolonnetotalerne for at give et bedre bud på en generel usikkerhed.

τ beregnes som følger:

$$\tau = \frac{P_0 - P_r}{1 - P_r} \quad (\text{F 11})$$

hvor:

$$P_0 = P = \frac{\sum_{i=1}^M x_{ii}}{N} \quad (\text{F 12})$$

og

$$P_r = \frac{1}{M} \quad (\text{F 13})$$

når klasserne har lige stor sandsynlighed eller

$$P_r = \frac{1}{N^2} \sum_{i=1}^M n_{i+} * x_i \quad (\text{F 14})$$

for a priori sandsynlighed for klassetildelingen.

Grunden til at τ anvendes i stedet for den oprindelige Kappa statistik er, at Foody (1992) fandt at Kappa underestimerer den generelle sikkerhed i kortlægningen. Der henvises til Foody (1992) for en nærmere gennemgang af dette samt til Ma & Redmond (1995) og Muller *et al.* (1998) for eksempler på anvendelsen af τ . En af de store fordele ved τ er at der kan beregnes en varians for usikkerheden, som kan anvendes til at sammenligne klassifikationer og dermed vurdere om ændringer i kortene er signifikante. Specielt ved undersøgelser af klimaændringer og græsningsstryk er dette en fordel. I eksemplet fra før (tabel 3.15.) er $\tau = 0,805$ og dermed en lidt lavere sikkerhedsestimering af resultatet end den traditionelle P giver.

Fuzzy analyse

Som beskrevet i afsnit 3.8.2. under indsamling af feltdata er der anvendt *fuzzy* analyse under indsamlingen af feltdataene. Vegetationstyperne i Vestgrønland forekommer som rene typer, men er tit en blanding af flere forskellige typer indenfor samme pixel, såkaldte mixels. I disse tilfælde er det ofte svært og forkert at tildele en fast type og for at analysere udbredelsen af de fejl som det medfører er *fuzzy* analyse anvendt. Fordele ved *fuzzy* analyse er altså at den i modsætning til den traditionelle *confusion matrix*, kan anvendes til at give et mere nuanceret billede af fejl og fejlkilder ved tematisk kortlægning fra satellitbaseret materiale. Metoden blev først introduceret af Gopal & Woodcock (1994) og er siden blevet anvendt i Arktis af blandt andre Muller *et al.* (1998).

Tabel 3.16. 5-trinsskala for fuzzy class tildeling ved usikkerhedsvurdering (Gopal & Woodcock 1994).

Værdi	Beskrivelse
1	Helt forkert. Stemmer overhovedet ikke overens og er helt uacceptabelt.
2	Forståeligt, men forkert. Stemmer ikke overens og er ikke et godt svar.
3	Rimeligt svar. Stemmer nogenlunde overens og er et nogenlunde svar.
4	Korrekt svar. Stemmer fint overens. Et udemærket svar.
5	Helt korrekt. Stemmer perfekt overens og er det eneste svar.

Ved traditionel usikkerhedsvurdering angives den kortlagte og den observerede klasse. Ved *fuzzy*-vurderingen bliver hver klasse i kortlægningen ved hver feltlokalitet tillagt en værdi på baggrund af dens tilhørsforhold til den observerede overfladetype. Tildelingen sker ud fra en 5-trinsskala, som først blev foreslået af Gopal & Woodcock i 1994 (se tabel 3.16.).

Da tilhørsforholdet for hver klasse bliver bestemt i felten er det på baggrund af disse data muligt at analysere fejkilderne bedre og give et estimat af homogeniteten for pixelen. Således kan en pixel af blandingen dværgbuskhede, lavholdig dværgbuskhede og græsland godt opnå værdien 3 eller 4 i alle klasserne da mægtigheden og fordelingen af de tre vegetationstyper indenfor pågældende pixel er ens.

Analysen af *fuzzy*-dataene er opdelt i tre moduler, som alle er anvendt i estimeringen af usikkerheden for vegetationskortene:

- *Max* og *Right*-modulet
- *Difference*-modulet
- *Membership*-modulet

Max og Right-modul

Max og *Right*-modulet er frekvensanalyser af de observerede *fuzzy*-data og dækker over dels hvor ofte en tildelt kategori er den bedste for pågældende lokalitet (*Matches* i *Max*) og dels hvor ofte den tildelte kategori er acceptabel (*Matches* i *Right*). *Right* defineres ud fra at kategorien skal have tildelt en værdi på 3, 4 eller 5 i *fuzzy* analysen. *Max* er en mere konservativ vurdering og medtager kun den bedst vurderede klasse (5). Anvendelsen af *Max/Right* vurderingen ligger i muligheden for at se forskellen mellem *Max*

og *Right*. Forskellen vil være et udtryk for den andel af vegetationstypen som giver et acceptabelt bud på overfladetype om end ikke det perfekte. Et eksempel på en analyse er vist i nedenstående tabel 3.17.

I sidste kolonne er forbedringen ved at gå fra den relativt konservative usikkerhedsvurdering, *Max*, til den mere bredt accepterede vurdering, *Right*, vist dels i pixels og dels i procent. Her er forbedringen 15,3 procentpoint og dermed andelen af det samlede kort som giver en acceptabel vurdering af overfladetyper. Vurderingen kan også foretages på enkelt typeniveau. For eksempel er forbedringen af den dårligt klassificerede Type 2 kun på 2% og viser således at ikke engang en moderat vurdering tillader denne klasse at være acceptabel.

Difference-modul

I *Difference*-modulet evalueres størrelsen og frekvensen af fejl indenfor hver klasse. I tabel 3.18. er vist et eksempel på en *Difference*-tabel.

Difference beregnes ved at der fra den tildelte classes *fuzzy*-værdi trækkes den derudover højeste *fuzzy*-værdi på lokaliteten. Værdien for *Difference* vil altså ligge fra -4 for en helt forkert klassificeret pixel til +4 for en korrekt klassificeret og homogen pixel. Graden af *Difference*-værdien antyder altså grad af homogenitet i pixelen, idet mixels vil få lavere *Difference*-værdier. *Difference*-værdierne er i analysen opdelt i hvornår den tildelte klasse har den største eller samme *fuzzy*-værdi som andre typer (*Matches*), og hvornår den tildelte klasse har en lavere *fuzzy*-værdi end andre typer på lokaliteten (*Mismatches*). En pixel, som har fået vurderingen 5 for den kortlagte type mens alle andre

Tabel 3.17. Max og Right analyse af fuzzy data eksempel.

Klasse	Lokaliteter	Max (M) - Bedste svar				Right (R) - Rigtigt				Forbedring (R-M)	
		Matches		Mismatches		Matches		Mismatches			
Type 1	94	62	66.0	32	34.0	80	85.1	14	14.9	18	19.1
Type 2	13	1	7.7	12	92.3	3	23.1	10	76.9	2	15.4
Type 3	12	10	83.3	2	16.7	12	100.0	0	0.0	2	16.7
Type 4	25	25	100.0	0	0.0	25	100.0	0	0.0	0	0.0
Total	144	98	68.1	46	31.9	120	83.3	24	16.7	22	15.3

typer har fået vurderingen 1 vil således få en *Difference*-værdi på 4. Dette antyder en homogen, velklassificeret pixel. Hvis den kortlagte type omvendt havde fået vurderingen 1 og en anden type vurderingen 5 ville *Difference*-værdien blive -4, som antyder en helt forkert klassificeret pixel. Ved beregning af middel for henholdsvis *Mismatches* og *Matches* gives mulighed for en differentiering af usikkerheden indenfor hver klasse.

Membership-modul

Det sidste modul i *fuzzy*-analysen er *Membership*-modulet, der giver et mål for hvor mange typer, som er vurderet til at tilhøre den pågældende pixel og er dermed et bud på årsagen til usikkerheden for en kortlægningen af en given pixel. I tabel 3.19. er der vist eksempel på en *Membership*-analyse.

En type siges at tilhøre en pixel, hvis den har en *fuzzy*-værdi på 3 eller derover. For eksempel vil en lokalitet som har en *fuzzy*-værdi på 3 for en klasse, 4 for en anden og 1 eller 2 i resten have en *Membership*-værdi på 2. I tabellen med *Membership*-værdierne er hver gruppe af *Membership* opdelt i totale pixels af klassen i den pågældende gruppe (T), antal pixels som i *Max*-modulet er et *Match* (M) samt antal *Mismatches* (N). Tabellen kan blandt andet anvendes til at un-

dersøge i hvilket miljø fejlene forekommer. Hvis de sker i homogene miljøer vil de lave *Membership*-grupper have et højt antal *Mismatches* og omvendt ved høje *Membership*-værdier, hvis fejlene sker i heterogene miljøer (mixels). For Type 1 i eksemplet ovenfor er der således 41 ud af 94 pixels som kun har en pixel med *fuzzy*-værdien 3 eller derover. Af disse er 35 pixels klassificeret perfekt og 6 er klassificeret med en *fuzzy*-værdi på 4 og derunder. For en perfekt klassificeret, homogen type vil alle pixels være i *Membership*-klasse 1 under *Total* og *Match*.

3.9. Resultater

I det følgende vil resultaterne for vegetationskortlægningen blive præsenteret. Disse inkluderer 1) spektralsignaturer og træningsklasser, 2) de færdige vegetationskort med usikkerhedsvurdering.

Vegetationsanalyserne har sammen med analyse af satellitbilleder resulteret i nedenstående kortlagte vegetationstyper:

- Dværgbuskhede.
- Lavholdig dværgbuskhede.
- Krat.
- Græsland.
- Kær.

Tabel 3.18. Difference-analyse eksempel.

Klasse	Lokaliteter	Mismatches					Matches					Beregnet middel af Mismatches	Beregnet middel af Matches
		-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4			
Type 1	94	5	4	5	9	9	14	26	13	9	-2.22	1.99	
Type 2	13	0	6	3	2	1	1	0	0	0	-2.36	0.50	
Type 3	12	0	0	0	1	1	1	0	4	5	-1.00	3.00	
Type 4	25	0	0	0	0	0	1	0	0	24	0.00	3.88	
Total	144	5	10	8	12	11	17	26	17	38	-2.23	2.50	
% af Total		3.5	6.9	5.6	8.3	7.6	11.8	18.1	11.8	26.4			

Tabel 3.19. Membership-værdier for fuzzy-analyse eksempel.

Klasse	Lokaliteter	0			1			2			3			4		
		T	M	N	T	M	N	T	M	N	T	M	N	T	M	N
Type 1	94	0	0	0	41	35	6	49	26	23	4	1	3	0	0	0
Type 2	13	1	0	1	5	0	5	7	1	6	0	0	0	0	0	0
Type 3	12	0	0	0	9	9	0	2	1	1	0	0	0	1	0	1
Type 4	25	0	0	0	24	24	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Total	144	1	0	1	79	68	11	59	29	30	4	1	3	1	0	1
% af Total		0.7	0.0	0.7	54.9	47.2	7.6	41.0	20.1	20.8	2.8	0.7	2.1	0.7	0.0	0.7

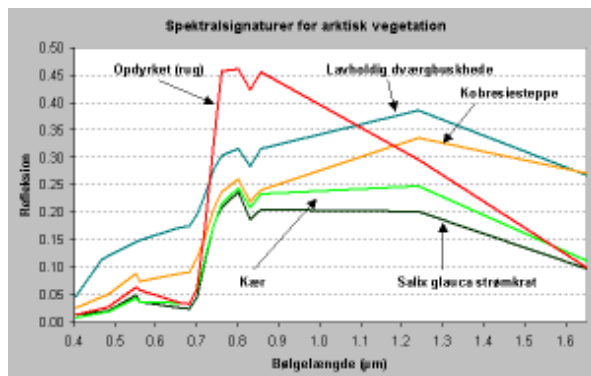
- Steppe.
- Opdyrket / frodig (kun Sydgrønland).
- Fjeldmark / Afblæsningsflade.
- Bar jord / klippe.

Udover de nævnte vegetationstyper er følgende vegetationsløse overflader kortlagt:

- Snedække.
- Vand.
- Siltet vand (afløb fra gletscher).
- Skygger.
- Skyer.

Vegetationskortene er i det følgende kun præsenteret ved et udsnit fra de pågældende hovedområder. Hele vegetationskortet findes på Data-CD'en som et JPEG billede i opløsning 1:2 og i CHIPS-format, så der kan foretages udskrift i fuld størrelse eller egne analyser af vegetationstypernes fordeling.

Følgende kapitel samt diskussion af usikkerheder i vegetationskortene (afsnit 0) bør læses før kortene anvendes til yderligere analyser idet nogle områder på grund af topografi og skydække har en nedsat klassifikations-sikkerhed.



Figur 3.35. Eksempler på spektralsignaturer fra det indsamlede spektralbibliotek. Hele datasættet samt kort beskrivelse af respektive overfladetyper kan findes på data-CD'en. Det markante knæk i spektralsignaturen ved 0,55 og 0,83μm er ikke udtryk for den korrekte spektralsignatur, men forårsaget af det bredere Landsat TM spektralbånd.

3.9.1. Spektralsignaturer

Som det blev beskrevet i afsnit 3.6.1 er der indsamlet spektralsignaturer med et 16-kanals spektroradiometer i alle tre områder. Spektralsignaturerne er kalibrerede og samlet, så de enkelte typer er beskrevet ved et middel af mange spektralsignaturer for den pågældende type.

Tablet 3.20. Resultat af F- og t-test for henholdsvis spektralsignaturer og satellitbilledets spektrale sammensætning for dværgbushede-områderne i Nuuk hovedområde

Nuuk		TM-signaturer					MSR-signaturer				
		TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5
Dværgbushede	Min.	1	3	3	23	15	2	3	3	12	9
	Max.	7	8	10	44	31	8	11	11	35	29
	Mean	2.85	5.21	5.79	28.03	23.94	3.23	5.16	5.25	20.49	18.19
	Var.	0.71	1.02	1.50	10.45	17.41	2.08	2.51	3.45	20.04	20.20
	Std. Dev.	0.85	1.01	1.22	3.23	4.17	1.44	1.58	1.86	4.48	4.49
	n	242	242	242	242	242	263	263	263	263	263

Største SD

Dværgbushede	F-test (0.05-niveau)					t-test (0.05-niveau)					
	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	
F-værdi	2.911	2.457	2.303	1.919	1.161	t-værdi	-3.63	0.45	3.84	21.81	14.90
f ₁	263	263	263	263	263	c-værdi	1.966	1.965	1.965	1.964	1.965
f ₂	242	242	242	242	242	Frihedsgrad ¹	429	449	457	477	503
c-værdi	1.174	1.174	1.174	1.174	1.174	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja
Forkastes SD ₁ =SD ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej						

■ Spredningen for de to metoder er IKKE ens
■ Spredningen for de to metoder ER ens
■ Middelværdien for de to metoder er IKKE ens
■ Middelværdien for de to metoder ER ens

¹ Hvor spredningen ikke er ens, er frihedsværdien for t-test beregnet efter Welsh i Zar (1999)

Spektralbibliotek

I figur 3.35. er vist to eksempler på typiske spektralsignaturer for de hver af de tre hovedområder. *Kobresie* og strømkrat fra Kangerlussuaq, lavdominerede dværgbuskheder fra Nuuk samt birkekrat og græsmark fra Sydgrønland. Det ses tydeligt hvordan opdyrkede afgrøder har et væsentligt større spring i refleksionen end naturligt forekommende vegetationstyper. Alle signaturer er beskrevet ved 16 bånd hvoraf de fem tilsvarende Landsat 5 TM bånd 1-5. Landsat TM bånd 4 er har en lavere spektral dækning (bredere bånd) end de omkringliggende, hvilket medfører det karakteristiske knæk i signaturerne ved 0,83 μm . Data på Data-CD'en findes i såvel ENVI- som ASCII-format, opdelt i tre biblioteker: Kangerlussuaq, Nuuk og Sydgrønland.

Spektralsignaturer og træningsklasser

For at anvende indsamlede spektralsignaturer skal disse repræsentere den spektrale sammensætning for en given overfladetype i satellitbilledet. På baggrund af alle de indsamlede data, dels de fem første TM bånd fra spektroradiometret og dels refleksionen fra satellitbilledet ved de botaniske analyser, er der foretaget en F- og t-test af henholds-

vis standardafvigelse og middel for vegetationstyperne baseret på TM og MSR signaturer i de tre områder. I tabel 3.20. og tabel 3.21. er resultatet af analysen for henholdsvis dværgbuskhede i Nuukområdet og kær i Kangerlussuaqområdet vist. Resultattabeller for de andre vegetationstyper i de tre hovedområder kan findes i Appendiks 8.

Tabel 3.20. viser et eksempel på test af sammenhængen mellem standardafvigelse og middelværdi for de to datasæt af træningsklasser for dværgbuskhede i Nuukområdet. Spektralsignaturerne har den største standardafvigelse, og det kan fra nederste del af tabellen ses at kun spredningen i TM5 er statistisk ens. For analysen af middelværdierne viser resultatet at kun TM2 kan sammenlignes mens de øvrige er signifikant forskellige.

Den øverste del af tabel 3.21. viser den basale statistik for alle data for kærområderne. Datatypen med den højeste standardafvigelse for hvert af de første 5 Landsat TM bånd er fremhævet med gul (anvendes i F-testen). Som det kan ses af den øverste del af tabellen er middel (*mean*) og standardafvigelsen (*Std.Dev.*) i de enkelte bånd ikke identiske for de to datatyper. Med en F- og en t-test kan

Tabel 3.21. Resultat af F- og t-test for henholdsvis spektralsignaturer og satellitbilledets spektrale sammensætning for kærområderne i Kangerlussuaq hovedområde.

Kangerlussuaq		TM-signaturer					MSR-signaturer				
		TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5
Kær	Min.	2	5	5	18	24	1	3	3	13	7
	Max.	8	10	13	34	40	4	7	8	31	24
	Mean	3.73	6.14	7.50	24.23	29.23	2.58	4.36	4.52	21.59	14.54
	Var.	4.34	2.87	7.32	24.97	28.70	0.74	1.57	1.98	22.95	22.05
	Std. Dev.	2.08	1.69	2.71	5.00	5.36	0.86	1.25	1.41	4.79	4.70
	n	11	11	11	11	11	96	96	96	96	96
: Største SD											

Kær		F-test (0.05-niveau)					t-test (0.05-niveau)					
		TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	
Kær	F-værdi	5.898	0.546	3.702	1.088	1.302	t-værdi	1.82	3.37	3.60	1.67	8.72
	f ₁	11	11	11	11	11	c-værdi	2.228	1.9835	2.201	1.9835	1.9835
	f ₂	96	96	96	96	96	Frihedsgrad ¹	10	105	11	105	105
	c-værdi	1.895	1.895	1.895	1.895	1.895	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂ ?	Ja	Nej	Ja	Nej	Nej						
			<p>Spredningen for de to metoder er IKKE ens</p> <p>Spredningen for de to metoder ER ens</p> <p>Middelværdien for de to metoder er IKKE ens</p> <p>Middelværdien for de to metoder ER ens</p>									

¹ Hvor spredningen ikke er ens, er frihedsværdien for t-test beregnet efter Welsh i Zar (1999)

det testes, om de to datatyper er signifikant forskellige (Zar 1999).

F-testen er foretaget på 0,05% niveau, og resultatet viser at for kærområderne i Kangerlussuaqområdet er det kun TM2, TM4 og TM5, hvor det ikke kan forkastes at standardafvigelsen er ens. For TM1 og TM3 er standardafvigelsen ikke ens. Få af de analyserede vegetationstyper i de tre hovedområder havde ens standardafvigelser og kun græslandstypen i Kangerlussuaqområdet havde ens standardafvigelse i alle fem TM bånd (Appendiks 3.2). For flere vegetationstyper var det i ingen eller kun et af båndene at standardafvigelserne kunne sammenlignes (f.eks. dværgbuskhede, fjeldmark og krat i Kangerlussuaq- og Nuukområdet og græsland og kærtyperne i Sydgrønland).

Middelværdierne er ligeledes testet på 0,05% niveau. Denne test kan kun foretages for datasæt, hvor data er tilfældigt udvalgt af to normalfordelte populationer med lige store

standardafvigelser (Zar 1999). Welch (i Zar 1999) udviklede en metode til anvendelse for datasæt, som ikke havde ens standardafvigelse. Denne metode (*Welch's approximate t*) er anvendt for de tilfælde hvor standardafvigelsen ved F-testen viste at de ikke var ens. For kærområderne i Kangerlussuaqområdet er det kun TM1 og TM4 hvor hypotesen, om at middelværdierne er lige store, ikke kan forkastes. Som det fremgår af tabellerne i Appendix 8 kan meget få af middelværdierne for vegetationstyperne fra de to datasæt sammenlignes. Kun kærområderne ved Nuuk har ens middelværdier for alle Landsat TM bånd (spredningen for TM1, TM4 og TM5 kan derimod ikke sammenlignes).

Årsagerne til at spektralsignaturerne og refleksionen fra satellitbilledet ikke er direkte sammenlignelige er diskuteret nærmere i afsnit 0. Som resultat af denne analyse er spektralsignaturerne ikke anvendt som træningsklasser for vegetationskortlægningen. Som træningsklasser er istedet anvendt områder

Vegetationstype	Areal (km ²) [†]	Dækning i % af alle vegetationstyper
Krat	1.387	9,2
Dværgbuskhede	8.196	54,3
Lavholdig dværgbuskhede	434	2,9
Kær	315	2,1
Græsland	1.102	7,3
Steppe	1.323	8,7
Fjeldmark	2.347	15,5

[†] Hele det kortlagte areal dækker 27.048 km², hvoraf de 11.944 km² er dækket af vegetationsløse overflader eller vand. 56% af det samlede areal er således vegetationsdækket.

Tabel 3.22. Arealfordeling af vegetationstyperne i hele Kangerlussuaqområdet. Procent dækning af alle vegetationstyper udgør 55,8%.

Tabel 3.23. Confusion matrix for Kangerlussuaqområdet.

		Felt											Map total	Users accuracy	
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10			
Kort	0	Dværgbuskhede	Dværgbuskhede	Fjeldmark	Græsland	Kær	Krat	Lavholdig dværgbuskhede	Steppe	Bar jord	Skygge	Vand	Siltet vand		
	0	Dværgbuskhede	73	9	5	1	2		2				2	94	77,7
	1	Fjeldmark		5					1					6	83,3
	2	Græsland			2									13	15,4
	3	Kær		2		1								3	33,3
	4	Krat		3										3	0,0
	5	Lavholdig dværgbuskhede		1										1	0,0
	6	Steppe		1			1		4					6	66,7
	7	Bar jord		1						11				12	91,7
	8	Skygge									1			1	100,0
	9	Vand										25		25	100,0
	10	Siltet vand											12	12	100,0
Ground total			92	14	7	2	3	0	7	11	1	27	12	176	
Producers accuracy:			79,3	35,7	28,6	50,0	0,0	0,0	57,1	100,0	100,0	92,6	100,0		

i satellitbillederne, hvor overfladetypen gennem feltarbejdet er kendt.

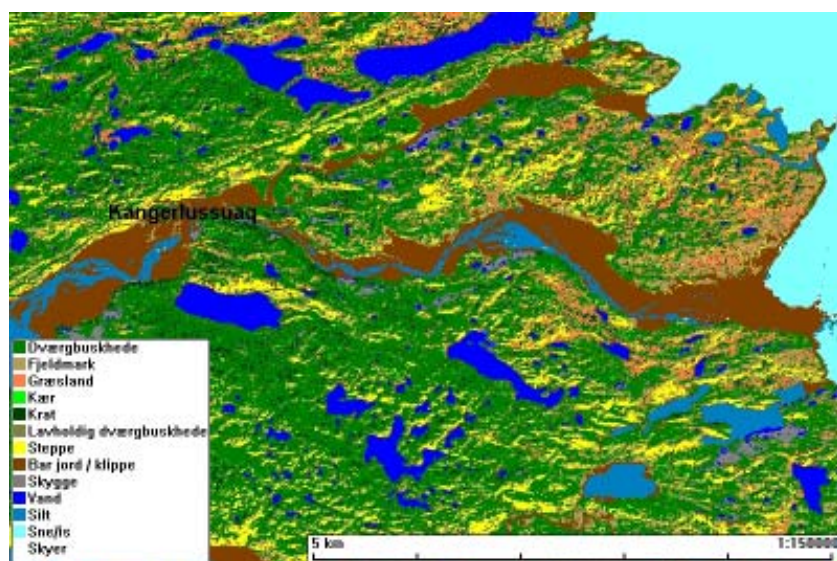
3.9.2. Vegetationskortlægning ved Kangerlussuaq

I figur 3.36. er et udsnit af det endelige vegetationskort for Kangerlussuaqområdet vist. Billedet er som tidligere nævnt opbygget af to Landsat 5 TM billeder, hvilket kan erkendes ved grænsen imellem de to billeder, som er synlig i en sydvest-nordøst gående retning i kortets sydøstlige del. I den nordvestlige del af kortet ved Nordre Strømfjord dækker et skydække det anvendte billede og kortlægning i dette område har derfor ikke været muligt.

Fordeling af vegetationstyperne

Arealfordelingen af vegetationstyperne i Kangerlussuaqområdet er vist i tabel 3.22. Fordelingen af alle overfladetyper er listet i Appendiks 9.

Dværgbuskhede dækker hele 54,3% af de vegetationsdækkede flader i Kangerlussuaqområdet, hvor den næstmest udbredte type er fjeldmark. Resten af kategorierne fordeler sig fra 2.1% til 9.2% og udgør således kun lige over 30% af de vegetationsdækkede arealer.



Figur 3.36. Udsnit af det endelige vegetationskort for Kangerlussuaqområdet. Det viste udsnit er lige ved Kangerlussuaq lufthavn. Farverne er forklaret ved legenden i nederste venstre hjørne af figuren.

Usikkerhedsvurdering

Nedenstående tabel 3.23. viser *confusion matrix* for vegetationskortet for Kangerlussuaq.

På baggrund af ovenstående *confusion matrix* er der udregnet:

Overordnet usikkerhed (P): 76,1%
 τ koefficient: 74,4% (67,6% - 81,2% ved 95% konfidensniveau)

I tabellen kan endvidere ses usikkerhederne for de enkelte klasser angivet ved såvel *users* som *producers accuracy*. Nogle af klasserne er kortlagt relativt godt med en score på 100%, mens andre klasser har alle punkter fejlklassificeret.

På baggrund af *fuzzy*-analysen er følgende tre tabeller anvendt til nærmere analyse af usikkerheden i vegetationskortet fra Kangerlussuaq. Tabellerne indeholder beregninger med *Max* og *Right*-metoden, *Difference*-metoden samt *Membership*-metoden. Til sammen udgør de grundlaget for diskussionen i 3.10. omkring fordelingen og usikkerheden af vegetationsklasserne.

For det generelle billede af vegetationskortet ses i tabel 3.24. at 67,6% af klasserne er korrekt klassificeret efter den konservative *Max*-funktion. Hvis man i stedet vælger at anvende den mere brede *Right*-funktion stiger andelen af korrekt klassificerede pixels med 13,6% til 81,3%. Som i *confusion matrix*-tabellen kan de enkelte klassers usikkerhed ses i denne tabel. Nogle har meget lav sikkerhed (under 30% rigtig), men falder sammen med at der er meget få *sample sites* for disse klasser (under 15 *sample sites*). 7 af de 11 klasser har ingen forbedring ved anvendelsen af *Right*-funktionen fremfor *Max*-funktionen og er altså ikke umiddelbart afhængigt af antal *sample sites*.

Tabel 3.25. viser resultatet af beregningerne fra *Difference*-metoden og er altså et udtryk for hvor meget *fuzzy*-værdierne i de andre klasser afviger fra den kortlagte klasse.

Værdierne fra *Difference*-metoden går fra -4 for en totalt fejlklassificeret pixel til +4 for en perfekt klassificeret pixel. Ind imellem ligger værdierne som antyder grader af dels fejlklassificering og dels tilstedeværelsen af mixels i kortet. I alt ligger 11,9% af de analyserede pixels med en *Difference*-værdi på -4 og -3 og ligger dermed udenfor gruppen, som inkluderer pixels med *fuzzy*-værdien 3 (Rimeligt svar). Total er 75,1% placeret i gruppen med *Matches* (0 - +4).

Membership-metoden er beregnet for at undersøge graden af homogenitet i de pixels, hvor de værste fejl forekommer. Resultatet af denne beregning er vist i tabel 3.26.

Generelt fordeler hovedparten af pixels (96%) sig i kategorierne med *Membership*-værdier på 1 og 2. Jo mindre en *Membership*-værdi en pixel har des nemmere er den

Tabel 3.24. Max og Right tabel for Kangerlussuaq vegetationskortet. Tal i kursiv er procent af de samlede lokaliteter.

Klasse	Lokaliteter	Max (M) - Bedste svar				Right (R) - Rigtigt				Forbedring (R-M)	
		Matches	Mismatches		Matches	Mismatches					
Dværgbuskhede	94	62	66,0	32	34,0	80	85,1	14	14,9	18	19,1
Fjeldmark	6	5	83,3	1	16,7	5	83,3	1	16,7	0	0,0
Græsland	13	1	7,7	12	92,3	3	23,1	10	76,9	2	15,4
Kær	3	1	33,3	2	66,7	1	33,3	2	66,7	0	0,0
Krat	3	0	0,0	3	100,0	0	0,0	3	100,0	0	0,0
Lavholdig dværgbuskhede	1	0	0,0	1	100,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0
Steppe	6	2	33,3	4	66,7	4	66,7	2	33,3	2	33,3
Bar jord	12	10	83,3	2	16,7	12	100,0	0	0,0	2	16,7
Skygge	1	1	100,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0
Vand	25	25	100,0	0	0,0	25	100,0	0	0,0	0	0,0
Siltet vand	12	12	100,0	0	0,0	12	100,0	0	0,0	0	0,0
Total	176	119	67,6	57	32,4	143	81,3	33	18,8	24	13,6

Tabel 3.25. Beregninger fra *Difference*-metoden for vegetationskortlægningen i Kangerlussuaqområdet.

Klasse	Lokaliteter	Mismatches				Matches					Beregnet middel af Mismatches	Beregnet middel af Matches
		-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4		
Dværgbuskhede	94	5	4	5	9	9	14	26	13	9	-2,22	1,99
Fjeldmark	6	0	1	0	0	0	1	1	0	3	-3,00	3,00
Græsland	13	0	6	3	2	1	1	0	0	0	-2,36	0,50
Kær	3	1	0	1	0	0	0	1	0	0	-3,00	2,00
Krat	3	1	1	1	0	0	0	0	0	0	-3,00	0,00
Lavholdig dværgbuskhede	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	-3,00	0,00
Steppe	6	1	0	1	0	2	2	0	0	0	-3,00	0,50
Bar jord	12	0	0	0	1	1	1	0	4	5	-1,00	3,00
Skygge	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,00	4,00
Vand	25	0	0	0	0	0	1	0	0	24	0,00	3,88
Siltet vand	12	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0,00	4,00
Total	176	8	13	11	12	13	20	28	17	54	-2,39	2,60
% af Total		4,5	7,4	6,3	6,8	7,4	11,4	15,9	9,7	30,7		

at kategorisere. Jo flere klasser en pixel kan tilhøre desto sværere bliver det at give den en fast kategori (klasse). Kun 3,4% af de analyserede pixels havde tilhørsforhold fra 3 eller 4 klasser. Væsentligt er det dog at hele 39,2% tegner sig for pixels, hvor 2 klasser har tilhørsforhold og er dermed et udtryk for mixels med to klasser repræsenteret. Hvor stor en grad af pixelen, som tilfalder hver klasse kan ikke bestemmes. Ved sammenligning med resultaterne fra *Max* og *Right*-metoden samt *Difference*-værdierne kan det dog ses, hvilke klasser, som typisk misfortolkes, og kan være udtryk for overgangszone eller mixels af de to typer.

3.9.3. Vegetationskortlægning ved Nuuk

Den endelige vegetationskortlægning for

Nuukområdet er præsenteret ved et udsnit i figur 3.37. samt i helhed på den vedlagte data-CD.

Ved kortlægningen af Nuukområdet er for hovedparten af området anvendt Landsat 5 TM fra 20. juli 1993. For den nordlige del af kortet er anvendt et tilsvarende billede fra 1. juli 1995. Grænsen mellem de to kan ikke umiddelbart erkendes, idet de to billeder er fra cirka samme tidspunkt af vækstsæsonen. Der er ikke skydække af nævneværdig grad på billedet, men grundet de store topografiske forskelligheder i området er der en del skygeområder.

Fordeling af vegetationstyperne

I tabel 3.27. er den procentvise arealmæssige fordeling af vegetationstyperne i Nuukom-

Tabel 3.26. Resultatet af Membership beregningerne for usikkerhedsvurderingen af vegetationskortet fra Kangerlussuaqområdet.

Klasse	Lokaliteter	0			1			2			3			4		
		T	M	N	T	M	N	T	M	N	T	M	N	T	M	N
Dværgbuskhede	94	0	0	0	41	35	6	49	26	23	4	1	3	0	0	0
Fjeldmark	6	0	0	0	3	3	0	3	2	1	0	0	0	0	0	0
Græsland	13	1	0	1	5	0	5	7	1	6	0	0	0	0	0	0
Kær	3	0	0	0	1	0	1	2	1	1	0	0	0	0	0	0
Krat	3	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lavholdig dværgbuskhede	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Steppe	6	0	0	0	1	0	1	4	2	2	1	0	1	0	0	0
Bar jord	12	0	0	0	9	9	0	2	1	1	0	0	0	1	0	1
Skygge	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vand	25	0	0	0	24	24	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Siltet vand	12	0	0	0	12	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	176	1	0	1	100	84	16	69	34	35	5	1	4	1	0	1
% af Total		0,6	0,0	0,6	56,8	47,7	9,1	39,2	19,3	19,9	2,8	0,6	2,3	0,6	0,0	0,6

Tabel 3.27. Arealfordeling af vegetationstyperne i hele Nuukområdet. Procent dækning af alle vegetationsdækkede områder udgør 51%.

Vegetationstype	Areal (km ²) †	Dækning i % af alle vegetationstyper
Krat	263	2,1
Dværgbuskhede	1.679	13,5
Lavholdig dværgbuskhede	2.511	20,2
Kær	1.162	9,3
Græsland	477	3,8
Steppe	409	3,3
Fjeldmark	5.958	47,8

† Hele det kortlagte areal dækker 24.435 km², hvoraf de 11.976 km² er dækket af vegetationsløse overflader eller vand.

rådet vist. Fordelingen af alle typer, inklusiv de vegetationsløse, er vist i Appendiks 9.

I Nuukområdet er fjeldmark den mest udbredte vegetationstype. Den dækker med 47,8% næsten halvdelen af de vegetationsdækkede områder. De næste i rækken er lavholdig dværgbuskhede og dværgbuskhede. Lavholdig dværgbuskhede og dværgbuskhede er som det også kunne ses i de ovenstående tabeller, svære at adskille, idet overgangen imellem de to er flydende.

Usikkerhedsvurdering

Confusion matrix er også genereret for Nuukområdet idet feltarbejde med henblik på usikkerhedsvurdering blev foretaget i sommeren 1999. Resultatet er vist i tabel 3.28.

Som i Kangerlussuaqområdet er der også her beregnet generelle usikkerheder repræsenteret ved:

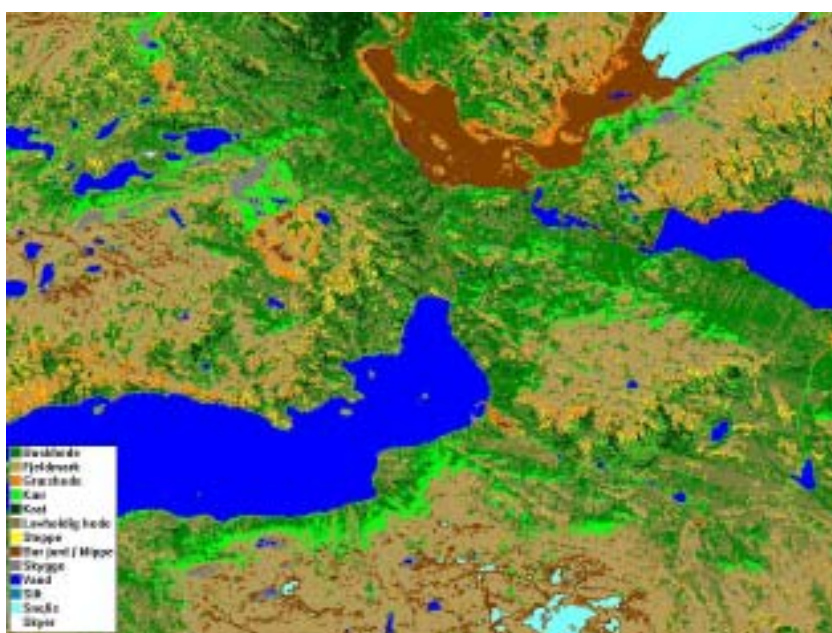
Overordnet usikkerhed (P): 56,4%
 τ : 52,1% (45,3% - 58,9% ved 95% konfidensinterval)

Sikkerheden ved vegetationskortet er her meget lav med kun omkring halvdelen af kortet angivet til at være korrekt klassificeret.

Ved beregning af users og producers accuracy er der også kun i et tilfælde at en klasse er 100% korrekt klassificeret. Specielt klasserne buskhede, krat og lavhede har problemer ved adskillelsen.

For en videre analyse af usikkerhederne er *fuzzy*-analyserne anvendt og i nedenstående tabel 3.29. er resultatet af *Max* og *Right*-beregningerne vist.

Kun 4 af de 11 klasser, som data er indsamlet for, er repræsenteret ved mere end 30 pixels. Resten er nede omkring et par lokaliteter per klasse og derfor groft underrepræsenteret. For klasserne med de vegetationsløse områder er problemet ikke så stort, men for steppe og græsland medfører det store usikkerheder i beregningerne. Ved at betragte kortlægningen generelt ses der dog en klar forbedring af klassifikationsresultatet når det vurderes på basis af den brede *Right*-funktion i forhold til den mere konservative *Max*-funktion. Sledes er der fra 49% ved anvendelsen af *Max* til 75,1% ved anvendelsen af *Right* sket en 26,1% stigning i sikkerhed af kortlægningen. På klasseniveau ses både græsland og steppe at have 0% i sikkerhed. Dette kan dog ikke tillægges nogen betydning på grund af den statistiske usikkerhed



Figur 3.37. Udsnit fra det sydøstlige hjørne af vegetationskortet fra Nuukområdet.

Tabel 3.28. Confusion matrix for vegetationskortlægningen i Nuukområdet.

Kort	Felt	Felt									Kort total	User's accuracy	
		0	1	2	3	4	5	6	7	8			9
		Dværgbushede	Fjeldmark	Græsland	Kær	Krat	Lavholdig dværgbushede	Steppe	Bar jord	Skygge			Vand
0 Dværgbushede		85			11	7	1	1			1	106	80,2
1 Fjeldmark		5	17			1			3		2	32	53,1
2 Græsland						1						1	0,0
3 Kær		6	1		5		2			1		15	33,3
4 Krat		18			1	13						32	40,6
5 Lavholdig dværgbushede		31		3	1		11		2			48	22,9
6 Steppe		1										1	0,0
7 Bar jord		1							1			2	50,0
8 Skygge												0	0,0
9 Vand											4	4	100,0
Felt total		147	18	3	18	22	18	1	6	1	7	241	
Producer's accuracy:		57,8	94,4	0,0	27,8	59,1	61,1	0,0	16,7	0,0	57,1		

Tabel 3.29. Max og Right beregninger på vegetationskortet i Nuukområdet. Tal i kursiv er procent af de samlede lokaliteter.

Klasse	Lokaliteter	Max (M) - Bedste svar		Right (R) - Rigtigt		Forbedring (R-M)					
		Matches	Mismatches	Matches	Mismatches						
Dværgbushede	106	73	68,9	33	31,1	92	86,8	14	13,2	19	17,9
Fjeldmark	32	11	34,4	21	65,6	24	75,0	8	25,0	13	40,6
Græsland	1	0	0,0	1	100,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0
Kær	15	4	26,7	11	73,3	6	40,0	9	60,0	2	13,3
Krat	32	12	37,5	20	62,5	24	75,0	8	25,0	12	37,5
Lavholdig dværgbushede	48	13	27,1	35	72,9	30	62,5	18	37,5	17	35,4
Steppe	1	0	0,0	1	100,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0
Bar jord	2	1	50,0	1	50,0	1	50,0	1	50,0	0	0,0
Skygge	0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Vand	4	4	100,0	0	0,0	4	100,0	0	0,0	0	0,0
Siltet vand	0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Total	241	118	49,0	123	51,0	181	75,1	60	24,9	63	26,1

Tabel 3.30. Resultatet af Difference-beregningerne på vegetationskortlægningen i Nuukområdet.

Klasse	Lokaliteter	Mismatches				Matches				Beregnet middel af		
		-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4	Mismatches	Matches
Dværgbushede	106	3	3	7	10	10	15	23	22	13	-1,96	2,16
Fjeldmark	32	3	1	2	6	9	3	1	2	5	-2,08	1,55
Græsland	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	-3,00	0,00
Kær	15	2	7	0	1	1	2	1	0	1	-3,00	1,60
Krat	32	0	3	5	7	5	2	0	1	9	-1,73	2,41
Lavholdig dværgbushede	48	1	8	8	9	9	6	3	0	4	-2,04	1,27
Steppe	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	-3,00	0,00
Bar jord	2	0	0	1	0	0	1	0	0	0	-2,00	1,00
Skygge	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00
Vand	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,00	4,00
Siltet vand	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00
Total	241	9	24	23	33	34	29	28	25	36	-2,10	2,00
% af Total		3,7	10,0	9,5	13,7	14,1	12,0	11,6	10,4	14,9		

Tabel 3.31. Membership-beregning for vegetationskortet i Nuukområdet.

Klasse	Lokaliteter	0			1			2			3			4		
		T	M	N	T	M	N	T	M	N	T	M	N	T	M	N
Dværgbushede	106	0	0	0	58	49	9	42	24	18	6	0	6	0	0	0
Fjeldmark	32	0	0	0	14	7	7	18	4	14	0	0	0	0	0	0
Græsland	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Kær	15	0	0	0	7	2	5	8	2	6	0	0	0	0	0	0
Krat	32	0	0	0	18	11	7	14	1	13	0	0	0	0	0	0
Lavholdig dværgbushede	48	0	0	0	17	6	11	25	7	18	6	0	6	0	0	0
Steppe	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Bar jord	2	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0
Skygge	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vand	4	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Siltet vand	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	241	0	0	0	118	79	39	111	39	72	12	0	12	0	0	0
% af Total		0,0	0,0	0,0	49,0	32,8	16,2	46,1	16,2	29,9	5,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0

i så småt et datagrundlag. De fire klasser, som er repræsenteret ved over 30 punkter og derfor burde have et godt statistisk grundlag, har alle over 60% i sikkerhed ved anvendelsen af *Right*. Ved anvendelsen af *Max* ligger de dog nede omkring 30%.

Difference-metoden er beregnet og resultatet vist i tabel 3.30.

For Nuukområdet ligger 13,7% af de analyserede pixels med *Difference*-værdier på -4 og -3 og 63% af de analyserede pixels har *fuzzy*-værdier, som er samme størrelse eller større end værdierne for de andre klasser. I de beregnede middelværdier af *Matches* er det igen klasserne, som er repræsenteret ved få pixels der har de lave værdier. Generelt tvinger det også den samlede sikkerhed ned, som det kan ses af den generelle værdi for det beregnede middel af *Matches*.

I tabel 3.31. er resultatet af beregningerne fra *Membership*-metoden vist. Som i Kanger-

lussuaqområdet har størstedelen, 95,1% af de analyserede områder tilhørsforhold fra en eller to vegetationsklasser. Mixels med tilhørsforhold fra 2 klasser udgør dog 46,1% af de samlede pixels og påviser dermed at en stor andel af området består af mixels. Samtidig kan det erkendes fra tabellen at jo flere tilhørsforhold en pixel har, desto større er andelen af *Mismatches* (N). Således er næsten dobbelt så mange af de analyserede pixels *Mismatches* i forhold til *Matches* i gruppen med to tilhørsforhold. I gruppen med kun ét tilhørsforhold er det omvendt.

3.9.4. Vegetationskortlægning ved Sydgrønland

Kortlægningen i Sydgrønland har i modsætning til de to ovenfor præsenterede områder inkluderet en vegetationstype ekstra, Opdyrket / Kraftig vegetation, idet fåreholderstederne og tidligere Nordbo bopladser har meget frodige græslandsarealer. Specielt på de fungerende fåreholdersteder, hvor der dyrkes fodergræs er dette tilfældet. Et udsnit af

Vegetationstype	Areal (km ²) †	Dækning i % af alle vegetationstyper
Krat	667	11,6
Dværgbuskhede	1.962	34,2
Lavholdig dværgbuskhede	56	1
Kær	174	3
Græsland	897	15,6
Opdyrket	8	0,1
Fjeldmark	1.973	34,4

† Hele det kortlagte areal dækker 24.448 km², hvoraf de 18.711 km² er dækket af vegetationsløse overflader eller vand.

Tabel 3.32. Arealfordeling af vegetationstyperne i hele Sydgrønland. Procent dækning af alle vegetationstyper udgør 23,5%.

Tabel 3.33. Confusion matrix for vegetationskortet i Sydgrønland. BEMÆRK!! Beregnet på grundlag af træningsdata og dermed ikke uafhængig af disse (se teksten).

Kort		Felt							Felt total	User's accuracy	
		0	1	2	3	4	5	6			
		Dværgbuskhede		Fjeldmark	Græsland	Kær	Krat	Lavholdig dværgbuskhede	Opdyrket		
0	Dværgbuskhede	50					1	4		55	90,9
1	Fjeldmark	1	81		1					83	97,6
2	Græsland			18						18	100,0
3	Kær	5	1		5	1				12	41,7
4	Krat	5				29				34	85,3
5	Lavholdig dværgbuskhede							14		14	100,0
6	Opdyrket								217	217	100,0
	Felt total	61	82	18	6	31		18	217	433	
	Producer's accuracy:	82,0	98,8	100,0	83,3	93,5		77,8	100,0		

vegetationskortet for Sydgrønland kan ses i figur 3.38.

Fordeling af vegetationstyperne

Arealfordelingen af vegetationstyperne i Sydgrønland er vist i tabel 3.32. Fordelingen af alle typerne kan findes i Appendiks 9.

I Sydgrønland dækker dværgbuskhede og fjeldmark stort set lige store arealer og udgør tilsammen næsten 75% af det samlede vegetationsdække. Græsland og krat følger efter mens opdyrket og meget frodige arealer, som den mindst dækkende type med kun 0,1% dækning.

Usikkerhedsvurdering

Idet det ikke har været logistisk muligt at gennemføre feltarbejde til usikkerhedsvurdering af kortet i Sydgrønland, er der foretaget en beregning af confusion matrix baseret på de samme data, som kortet er kortlagt efter, se tabel 3.33.

Den viste tabel er beregnet på baggrund af de samme data i rækker som i kolonner. Efter at billedmaterialet er blevet klassificeret på baggrund af træningsdata fra feltarbejdet er disse træningsdata igen anvendt til

at vurdere usikkerheden. Dette er ikke normal praksis idet usikkerhedsvurderingen bør foretages på data som er uafhængige af træningsdata. Dette er ikke tilfældet for denne usikkerhedsvurdering, idet uafhængige data ikke var til rådighed. Resultatet er at sikkerheden af kortlægningen overvurderes og skal derfor ikke tillægges for stor betydning.

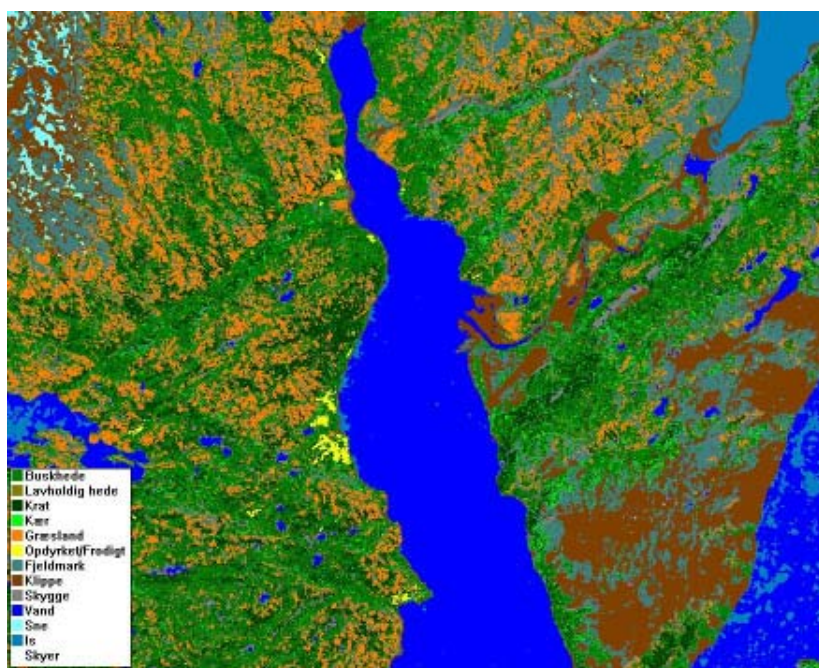
Reelt beskriver tabel 3.33. kun hvor godt træningsdataene kan adskilles og ikke hvor god klassifikationen er. I praksis kan en høj sikkerhed dog give et fingerpeg om at klassifikationen er reklassificerbar, men ikke i hvor høj grad den indeholder systematiske fejl. De udregnede sikkerheder er som følger:

Overordnet

usikkerhed (P): 95,6%

τ : 95,2% (93,1% - 97,3% ved 95% konfidensinterval)

og viser som ventet væsentligt højere sikkerhed på dette kort sammenlignet med kortene fra Kangerlussuaq og Nuukområderne. Dels er der den ovennævnte afhængighed i datasættet og dels er usikkerhed ved fejlplacering af GPS-koordinaterne ikke tilstede i flere datasæt.



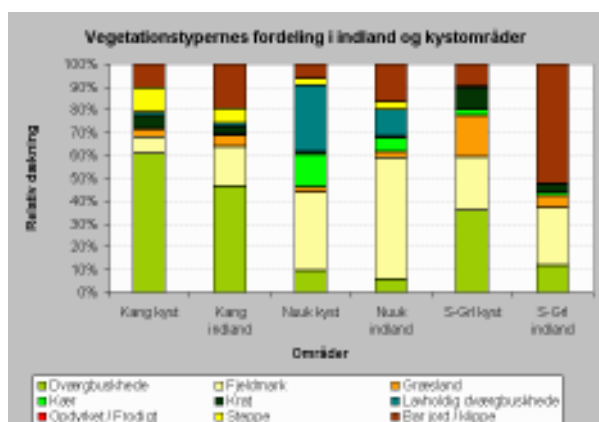
Figur 3.38. Udsnit af vegetationskortet fra Sydgrønland. Udsnittet er fra området omkring Narsarsuaq.

3.9.5. Vegetationstypernes fordeling langs klimagraderne

Kyst- og indlandsområder er defineret løst, men inkluderer i denne analyse områder ikke længere end 20 km fra henholdsvis kysten og indlandsisen. I Sydgrønland er indlandsområdet dog så gennemskåret af fjorde at de fleste indlandsområder er mindre end 10 km fra en større fjord. Dette gør sig til dels også gældende i Nuukområdet, men her er det inderste af fjorden dækket af is en del af vinteren og den store varmekapacitet for vandet har dermed mindre påvirkning på klimaet end hvis fjorden var isfri.

Fordeling af alle vegetationsrelaterede typer I figur 3.39. er vegetationstypernes relative fordeling i henholdsvis kyst- og indlandsområderne for de tre hovedområder vist.

Indenfor hvert hovedområde er nogle forskelle i vegetationstypernes fordeling i indland og ved kysten tydelige. I Kangerlussuaqområdet er fordelingen af vegetationstyperne i store træk ens ved kysten og i indlandet. Dog har indlandet mere bar jord / klippe og fjeldmark end ved kysten (cirka 10% mere af hver type i indlandet). Dette er primært på bekostning af dværgbuskhede og steppe i forhold til kystområderne. I Nuuk hovedområdet er det den lavholdige dværgbuskhede, som er hyppigere forekommende



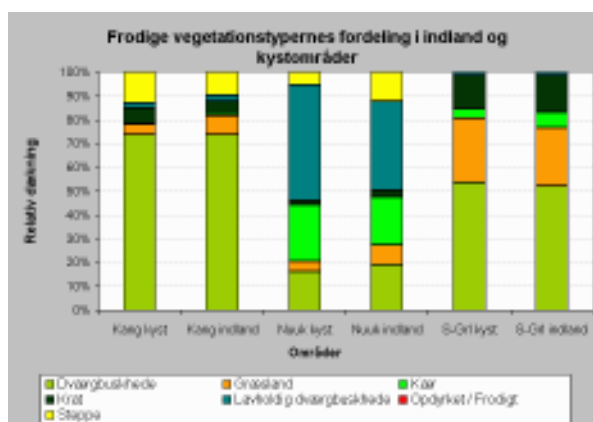
Figur 3.39. Vegetationstypernes relative fordeling i kyst- og indlandsområder for de tre kortlagte hovedområder.

ved kysten end i indlandet, hvor fjeldmark og bar jord / klippe, som ved Kangerlussuaq, er hyppigere. Sydgrønland har en lidt anderledes sammensætning, idet vegetationen i kystområderne er repræsenteret ved 35% dværgbuskhede og næsten lige store dele af græsland, fjeldmark, krat og bar jord / klippe. I indlandet dominerer primært bar jord / klippe (52%) og dernæst fjeldmark med 25%.

Imellem hovedområderne er der, som det kan ses af figur 3.39., også en forskel i sammensætningen af vegetationstyperne. Lavholdig dværgbuskhede forekommer således kun i nævneværdig grad i Nuukområdet, mens dværgbuskhede er væsentligt mere dominerende i Kangerlussuaqområdet end i Nuukområdet.

Relativ fordeling af frodige vegetationstyper Bar jord / klippe og fjeldmark er i høj grad udtryk for den topografiske variation. Disse typer forekommer primært hvor der er tørt, vindblæst og ringe mulighed for vækst af mere frodigt vegetationsdække. Hvis det vælges kun at fokusere på de mere frodige vegetationstyper og dermed sortere fjeldmark og bar jord / klippe fra tegnes en mere ensartet fordeling af vegetationstyperne i kyst- og indlandszonerne (figur 3.40.).

Der ses kun ganske få forskelle i fordelingen af de mere frodige vegetationstyper fra kyst



Figur 3.40. Relativ fordeling af de frodige vegetationstyper i de tre hovedområder. Steppe inkluderes sjældent i frodige vegetationstyper, men er inkluderet her p.g.a. af dens indhold af *Salix glauca* buske og dermed punktvis frodighed.

til indland. Største forskel forekommer i Nuukområdet, hvor kystområderne har omkring 15% mere lavholdig dværgbuskhede.

Andelen af frodig vegetation ved kysten i forhold til alle andre overfladetyper i kystområderne falder fra 53% i Kangerlussuaqområdet, over 46% i Nuukområdet til kun 33% i Sydgrønlandsområdet. Reelt skulle der forventes en højere andel af frodige vegetationstyper jo længere sydpå i Grønland man befinder sig. Ved en sammenligning hvor fjeldmark og bar jord / klippe anvendes spiller topografien dog en stor betydning. Således er der i Sydgrønland mange høje fjelde over 1000 m, hvor der næsten ikke forekommer vegetation. I Nuuk er hele kystområdet under 300 m højdekurven og giver derfor vegetationen bedre vækstvilkår.

3.10. Diskussion

Kortlægningen af vegetationen i de tre hovedområder diskuteres med vægten lagt på størrelsen af og årsagen til usikkerheden i de tre kort. I en kort afsluttende diskussion vil muligheder og begrænsninger for vegetationskortene ved forvaltning i Vestgrønland blive opsummeret.

3.10.1. Kortlægning af vegetationen i de tre områder

Vegetationen er blevet kortlagt i det meste af tre hovedområder. Kun få områder i den nordlige del af Kangerlussuaqområdet og sydøstlige del af Sydgrønlandsområdet er ikke blevet kortlagt på grund af skyer og dataudfald i de tilgængelige satellitbilleder. Desuden er de nordvendte skråninger med skygge ikke blevet klassificeret som vegetation men som skyggeområder, eller i værste fald klassificeret forkert.

Træningsklasserne

I afsnit 3.9.1. blev det vist at spektralsignaturerne målt i forbindelse med feltarbejdet ikke er direkte sammenlignelige med refleksionen af de tilsvarende områder i satellitbillederne for de tre hovedområder. Analysen blev foretaget med F- og t-test på 0,05% niveau og viste at for størstedelen af spektral-

signaturerne var standardafvigelse og middelværdier signifikant forskellige. Som resultat af analysen blev vegetationskortlægningen foretaget på baggrund af træningsklasser fra satellitbilleder og ikke fra de indsamlede spektralsignaturer.

Årsagerne til forskellene kan skyldes flere forhold:

- Forskel i rumlig opløsning af data.
- Geometrisk usikkerhed.
- Forskel i måletidspunkt for satellit og spektroradiometer.

De to datasæt har en stor forskel i rumlig opløsning. Hvor Landsat TM måler refleksionen fra en 900 m² overflade (*resamplet* til 625 m²), er refleksionen fra CropScan MSR radiometret fra en cirka 1 m² overflade.

White *et al.* (2000) har i et studie af aride overflader vist, hvordan standardafvigelsen af refleksionsmålinger for en overflade falder med lavere rumlig opløsning. Idet spektroradiometret måler lokalt vil mange små forskelle komme til udtryk i de enkelte spektra. Nogle vil vise refleksionen fra primært en jordoverflade, mens andre vil være fuldt vegetationsdækkede. Målinger fra en satellit inkluderer refleksion fra flere overfladetyper indenfor hver pixel og variationen fra pixel til pixel vil derfor ikke være så stor.

Specielt i Sydgrønland viser sammenligningen af standardafvigelserne at Landsat TM i de fleste tilfælde har en signifikant lavere standardafvigelse end spektroradiometret. For Kangerlussuaqområdet og til dels Nuukområdet er mønstret dog ikke så udpræget, men skyldes at træningsområderne på satellitbilleder i disse områder ikke kun inkluderer pixels omkring de botaniske analyser, men også indeholder overflader, hvorfra der ikke er indsamlet spektralsignaturer med spektroradiometret. En direkte sammenligning af standardafvigelserne, vil således ikke være baseret på samme områder og data fra spektroradiometeret vil ikke have den standardafvigelse, som ville være tilfældet hvis målingerne var foretaget i alle træningsområderne. Da vegetationstyperne for de bota-

niske analyser og dermed de spektrale målinger er udvalgt udfra et ønske om rene, homogene vegetationstyper, vil mange af spektroradiometermålingerne være *biased* mod højere homogenitet end hvis spektra var indsamlet tilfældigt indenfor pågældende vegetationstype.

Positionen af træningsklasser på satellitbillederne er betinget af den geometriske usikkerhed for satellitbilledet. Denne usikkerhed er diskuteret nærmere nedenfor, men kan medføre at de indsamlede spektroradiometerdata ikke repræsenterer samme overfladetype (Verbyla & Hammond 1995). Træningsklassernes position i satellitbillederne er udover den GPS-bestemte position, omhyggeligt positioneret udfra feltkendskab til de omkringliggende typer. På trods af dette kan de repræsentere forskellige grader af overfladetype og dermed resultere i forskellige middelværdier.

Ingen af dataene fra spektroradiometeret er indsamlet samtidig med at satellitten overfløj området. Dermed vil de indsamlede data ikke nødvendigvis repræsentere vegetationsrefleksion fra samme klimatiske og planteudviklingsmæssige baggrund (Jensen 1999, Reed *et al.* 1994, Stow *et al.* 1993). For eksempel er satellitdata fra Kangerlussuaqområdet optaget 22. juni 1995 og 3. september 1996 og beskriver således starten og slutningen af vækstsæsonen fra to forskellige år. Indsamlingen af spektralsignaturer blev foretaget i midten af vækstsæsonen i et tredje år (22. juli til 5. august 1998).

Af de ovennævnte årsager vurderes forskellen i rumlig opløsning og forskel i dato for målinger og satellitbilleder at have den største betydning. Det har dog ikke været muligt at foretage en kvantitativ analyse af forskellen i disse.

Vegetationstyperne

De kortlagte vegetationstyper beskriver i store træk vegetationen. Med henblik på en analyse af rensdyrenes fødegrundlag ville en optimal kortlægning kunne gå ned på artsniveau og dermed give et bud på udbre-

delsen af de plantearter, som det udfra vomprøver og direkte observationer, vides at rensdyrene spiser (bl.a. Thing 1984, Meldgaard 1986). Dette er dog ikke muligt med Landsat TM data, hvor den spatiale opløsning begrænser muligheden for at kortlægge på artsniveau. Walker (1983) har i et hierarkisk klassifikationsskema for vegetationsklassifikation i Alaska, anvendt Landsat som basis for et niveau af kortlægning. Han anvender primært fugtigheden til opdeling mellem tundratyper og har i alt 8 vegetationstyper i skemaet for Landsat-niveauet. Walker (1983) erkender faren ved opdeling i for mange klasser ved for lille en rumlig opløsning og opfordrer til ikke at overvurdere mulighederne for vegetationskortlægning med Landsat sensoren. I dette studie giver de botaniske undersøgelser (afsnit 0 og Lund, *in prep.*) dog mulighed for en generel artsdifferentiering imellem de lokaliteter hvor der er foretaget feltarbejde. Udfra de forskellige botaniske analyser har Lund således beskrevet de væsentligste botaniske forskelle imellem analyserne af ens vegetationstyper. Beskrivelsen af disse typer og en præsentation af de væsentligste botaniske forskelle er inkluderet på Data-CD'en. For eksempel fremgår det af de botaniske undersøgelser at dværgbuskhede i Kangerlussuaqområdet i indlandet er domineret af *Salix glauca*, *Betula nana* og *Ledum palustre* mens den i kystnære egne er domineret af *Empetrum nigrum* og *Vaccinium uliginosum*. Decideret kortlægning af disse forskelle indenfor hovedområderne er dog ikke muligt. Dels fordi antallet af lokaliteter med botaniske undersøgelser er for lille i forhold til det kortlagte areal og dels fordi overgangen imellem kyst og indland er glidende.

Opdelingen af vegetationstyperne i de 8 vegetationstyper samt bar jord / klippe (sparsomt vegetations- og lavdække) er baseret primært på botaniske overvejelser om forskellige økotyper. Derudover var det et krav at typerne skulle være relativt spektralt forskellige for at muliggøre en opdeling udfra satellitbillederne. Endvidere var det med i overvejelserne at vegetationstyperne skulle have relevans for rensdyrenes fødevalg-

mønstre. Således er specielt den lavholdige dværgbuskhede adskilt fra de andre dværgbuskheder, idet lav i nogle områder gennem flere sæsoner udgør en vigtig fødekilde for rensdyrene (Thing 1984, Solheim *et al.* 2000).

Da det med Landsat TM er muligt at adskille selv relativt sparsomt lavdækkede overflader, er det valgt at inkludere alle dværgbuskheder med lavdække i klassen: Lavholdige dværgbuskheder. Dermed er sammensætningen af analyser en smule anderledes end ved de botaniske analyser, hvor kun dværgbuskheder med over 75% lavdække blev klassificeret i en separat klasse (Lund in prep.). I denne kortlægning er alle analyser med lav inkluderet i klassen med Lavholdig dværgbuskhede. En analyse i et sneleje ved Uutaap Kuua er også inkluderet i klassen, lavholdig dværgbuskhede, da denne indeholdt lav og dværgbusken *Salix herbacea*. Spektralt var den også mere lig de lavholdige dværgbuskheder end klassen med reel dværgbuskhede.

Arealfordelingen af vegetationstyperne

I resultatafsnittet (afsnit 3.9.) blev arealfordelingen af de kortlagte vegetationstyper beregnet fra kortene. Af usikkerhedsvurderingen fremgår det at der for de enkelte typer er en vis usikkerhed i bestemmelsen. I tabel 3.34. er vist en oversigt over arealfordelingen, hvor usikkerhedsvurderingen er inkluderet.

I afsnittet nedenfor er usikkerheden af vegetationskortene diskuteret.

Usikkerhedsvurdering

Usikkerheden af vegetationskortene er blevet analyseret efter præsentationen af hvert hovedområde.

Overordnet usikkerhed

For Kangerlussuaq og Nuuk var usikkerhedsvurderingen baseret på feltarbejde med indsamling af data til vurdering af vegetationskortenes usikkerhed. Analysen af usikkerheden er foretaget dels ved traditionelle *confusion* matricer og dels ved *fuzzy* test og resulterede i en overordnet usikkerhed (P) på 76,1% for Kangerlussuaqområdet og 56,4% i Nuukområdet.

For Sydgrønland var usikkerhedsvurderingen baseret på de felter, som blev anvendt i selve klassificeringsprocessen. Da data fra disse felter ikke er uafhængige af data, som blev anvendt til klassifikationen, vil en usikkerhedsanalyse resultere i urealistisk høje sikkerhedsværdier (Hammond & Verbyla 1996). En usikkerhed, hvor 95,6% af et vegetationskort (i bjergrigt terræn med begrænset feltarbejde) skulle være korrekt, er da også urealistisk højt.

For at vurdere usikkerheden af denne kortlægning i forhold til lignende arbejder er der foretaget en opsummering af resultaterne fra flere andre kortlægninger af arktisk ve-

Tabel 3.34. Arealfordeling og usikkerhed (user's accuracy) af vegetationstyperne i Kangerlussuaq- og Nuukområdet.

	Kangerlussuaq			Nuuk		
	Areal (km ²)	Usikkerhed		Areal (km ²)	Usikkerhed	
		(km ²)	(%)		(km ²)	(%)
Dværgbuskhede	8196	±1828	22.3	1679	±332	19.8
Fjeldmark	2347	±392	16.7	5958	±2794	46.9
Græsland	1102	±932	84.6	477	±477	100.0
Kær	315	±210	66.7	1162	±775	66.7
Krat	1387	±1387	100.0	263	±157	59.4
Lavholdig dværgbuskhede	434	±434	100.0	2511	±1936	77.1
Steppe	1323	±441	33.3	409	±409	100.0
Bar jord / klippe	2387	±198	8.3	2094	±1047	50.0

getation. I tabel 3.35. er der vist en oversigt over de 22 studier. Et enkelt studie fra Svalbard (Nilsen *et al.* 1999) er baseret på nærinfrarøde flyfotos, men derudover er de resterende baseret på enten SPOT, Landsat eller en kombination af disse. Enkelte studier har endvidere anvendt digitale terrænmodeller (DTM's) til korrektion af terræneffekter (Franklin 1990 & 1991, Nilsen *et al.* 1999, Tamstorf 1997).

Som det kan ses af tabellen er der kun foretaget usikkerhedsvurdering i omkring 1/3 af studierne. For de fleste af disse, har data ikke været indsamlet til denne vurdering eller der er ikke taget stilling til usikkerheden af kortet. For enkelte er der dog anvendt metoder hvor den traditionelle usikkerhedsvurdering ikke har været mulig (Brossard & Joly 1994, Spjelkavik 1995). Et enkelt studie har foretaget usikkerhedsvurderingen på træningsdata, da der efter klassifikationsprocessen ikke var uafhængige data til rådighed for en usikkerhedsvurdering (Tamstorf 1997).

Tabel 3.35. Oversigt over nogle vegetationsrelaterede kortlægninger i Arktis gennem de sidste 12 år og deres usikkerhedsvurdering.

Forfatter	År	Lokalitet	Data anvendt ¹	Klassifikationsmetode ²	Antal klasser	Usikkerhedsvurdering (overall accuracy i %) ³	Kortlægnings-formål
Brossard og Joly	1994	Svalbard	TM	Sandsynlighedsmodel	10	-	Vegetation
Colpaert et al.	1995	Finland	TM	Superv.	11	83.6	Rensdyr-habitater
Craighead et al.	1988	Alaska	MSS	Superv.	19	-	Vegetation
Ferguson	1991	Canada	TM	Unsup.-superv. kombination	7	88	Moskus-habitater
Franklin	1991	Canada	TM, SPOT, DTM	Superv.	11	TM: 80 / 85 SPOT: 60 / 77	Vegetation og geomorfologi
Franklin	1990	Canada	MSS, DTM	Superv.	9	58 / 87	Vegetation
Gratto-Trevor	1996	Canada	TM	Unsup.	16	69.2	Kystfugle habitater
Joria og Jorgenson	1996	Alaska	TM	Unsup. + Superv. + Model	15	43 / 46 / 48	Vegetation
Joria og Jorgenson	1996	Alaska	TM	Model	14	52	Vegetation
Käyhkö og Pellikka	1994	Finland	SPOT	Superv.	8	-	Vegetation - overgræsning
Lund et al.	1996	Grønland	TM	Unsup.	8	64	Vegetation, rensdyr-habitater
Lund	1993	Grønland	SPOT	Unsup. + Superv.	21	-	Vegetation
Markon og Derksen	1994	Alaska	SPOT	Unsup. + Superv.	12	-	Vegetation
Morrison	1997	Canada	TM	Unsup.	10	98.3	Kystfugle-habitater
Mosbech og Hansen	1994	Grønland	SPOT, TM, kombination	Superv.	19	71 / 83 / 86	Vegetation
Muller et al.	1999	Alaska	MSS	Unsup.	8	56.5	Vegetation
Muller et al.	1998	Alaska	MSS	Unsup.	6	87	Vegetation
Nilsen et al.	1999	Svalbard	CIR, DTM	Fuzzy c-mean	8	72 / 78	Vegetation
Rees og Williams	1997	Rusland	MSS	Unsup.-superv. kombination	28	-	Vegetationsændringer (fra forurening)
Spjelkavik	1995	Svalbard	TM	Unsup.	15	-	Vegetation
Spjelkavik og Elvebakk	1989	Svalbard	TM	Unsup.	9	-	Rensdyr vinter-habitater
Stow et al.	1989	Alaska	SPOT	Unsup. + Superv.	6	57.5 / 56.8	Vegetation
Tamstorf	1997	Grønland	SPOT, TM, DTM	Superv.	11	98	Vegetation
Williams og Dowdeswell	1988	Rusland	TM	Superv.	72	-	Havfugle-fældeområder

¹ Data inkluderer Landsat TM (TM), Landsat MSS (MSS), SPOT HRV og digitale terrænmodeller (DTM).

² De primære klassifikationsmetoder er *unsupervised* (Unsup.) og *supervised* (Superv.) metoder.

³ Ved flere studier er der oplyst flere vurderinger, hvor der i studiet har været foretaget sammenligninger ved test af forskellige datasæt eller metoder. F.eks. testede Stow *et al.* (1989) klassifikation ved både *unsupervised* og *supervised* metoder med henholdsvis 57.5% og 56.8% i *overall accuracy*.

De ovennævnte studier varierer i metoder og anvendte data, men 4 af dem kan sammenlignes direkte med kortlægningen i denne afhandling (Franklin 1991, Joria & Jorgenson 1996, Mosbech & Hansen 1994, Stow *et al.* 1989). De har alle anvendt SPOT eller Landsat TM i et arktisk, bjergrigt område uden brug af digital terrænmodel. Ved anvendelse af supervised klassifikation opnår de en sikkerhed på henholdsvis 80%, 46%, 83% og 56,8%. Franklin har endvidere testet anvendelsen af DTM sammen med Landsat TM og øger derved sikkerheden til 85%. Anvendelsen af testen begrænser sig dog til at inkludere DTM-relaterede lag (hældning, orientering etc.) i klassifikationen istedet for en egentlig korrektion af satellitdata.

Som nævnt ovenfor har Walker (1983) anbefalet, at der med Landsat sensorer ikke kortlægges flere vegetationstyper end cirka 8. Ved kortlægning af flere forskellige typer kan det være svært at adskille typerne med dertil hørende usikkerhed i resultatet. Endvidere bliver kortene vanskelige at overskue og anvende. Lund (1993), Rees & Williams (1997) og specielt Williams & Dowdeswell (1988) har kortlagt et ganske højt antal af klasser (henholdsvis 20, 28 og 72). For disse kortlægninger er der endvidere ikke udført usikkerhedsvurdering, så det er vanskeligt at bedømme resultatet af kortlægningen med så mange klasser. Generelt vil feltindsamling af data til usikkerhedsvurdering være omfattende og tidskrævende, hvis alle klasser skal repræsenteres af 30-50 observationer. Mosbech & Hansen (1994) har 19 klasser, men kun de 9 relaterer til vegetationsdækkede flader. Usikkerhedsvurderingen viser for dette studie en høj sikkerhed for de fleste klasser.

Det konkluderes, at den overordnede usikkerhed for vegetationskortlægningen i Vestgrønland ikke er unormal lav i forhold til nogle studier. Den kappa-baserede usikkerhedsvurdering kan anvendes til direkte sammenligning imellem klassifikationer. Direkte sammenligning er dog vanskelig, idet terrænet og de valgte klasser varierer fra område til område.

Fuzzy-baseret usikkerhedsvurdering

Fuzzy-analysen er blevet foretaget for at muliggøre en mere dybdegående forståelse af usikkerhederne ved vegetationskortene i Vestgrønland.

Max-Right tabellen giver, som beskrevet, en mulighed for at vurdere usikkerheden ved et graderet tilhørsforhold. For Kangerlussuaqområdet stiger den overordnede usikkerhed således fra 67,6% med 14 procentpoint til 81,3%. Forskellen er at man i *Right*-vurderingen inkluderer områder, som tilsvarende den kortlagte klasse i rimelig grad, hvorimod *Max*-vurderingen kun inkluderer perfekt klassificerede områder. For Nuukområdet stiger den overordnede usikkerhed således fra 49% med *Max*- til 75,1% med *Right*-vurdering.

Med *Right*-vurderingen ses begge områder at få en overordnet usikkerhedsvurdering, som nærmer sig de bedst klassificerede i tabel 3.35. For nogle af de individuelle klasser er vurderingen dog ikke lige så god. I Kangerlussuaqområdet er det specielt græsland, kær, krat og lavholdig dværgbuskhede, som er dårligt klassificerede og ikke overstiger 50% i sikkerhed ved *Right*-vurderingen. I Nuukområdet er det indenfor de vegetationsdækkede overflader, græsland, kær og steppe, som efter *Right*-vurderingen ikke overstiger 50% ved usikkerhedsvurderingen.

De vegetationstyper, som er vurderet som værst klassificerede, er også dem med få observationer i usikkerhedsvurderingen. Dette spiller kraftigt ind på vurderingen, hvor enkelte få dårlige observationer således får stor indflydelse på usikkerhedsvurderingen.

For både krat og fjeldmark (begge med 32 observationer) ses der en forbedring på over det dobbelte i usikkerhedsvurderingen ved *Right* fremfor *Max*-vurderingen. Begge går således fra omkring 35% til 75%. Disse kan derfor forventes at ligge i overgangszoner mellem vegetationstyper. For eksempel er det typisk at overgangen fra dværgbuskhede til krat er meget flydende, specielt i områder hvor dværgbuskheden bliver meget frodig

og kratlignende. På afblæste flader findes fjeldmarken, som indeholder det største antal dværgbuske, men i meget sparsomt omfang (Bay 1998). Ved overgangen fra toppen af afblæsningsfladen ned til mindre udsatte overflader sker der et markant skifte fra fjeldmark til dværgbuskhede. Da mange af fjeldmarksområderne i Nuukområdet er meget små i udbredelse vil overgangen mellem denne og den tilstødende overfladetype ligge indenfor samme pixel. Dermed har vurderingen af typen ikke fået maksimumkarakter (5), men en lavere karakter idet typen ikke er helt "ren" ved pågældende lokalitet.

Difference-vurderingen af vegetationskortene ved Kangerlussuaq og Nuuk er foretaget for at vurdere graden af fejl, der forekommer indenfor hver klasse. Analysen af Kangerlussuaq hovedområdet (tabel 3.25.) viser at 5 ud af 94 pixels for den dominerende vegetationstype, dværgbuskhede, er klassificeret helt forkert. 9 pixels ud af de 94 er derimod klassificeret helt korrekt. Middel af *Matches* (*Difference* ≥ 0) er på 1,99 og dermed en middelmådig klassificering af de korrekt klassificerede. Hvis alle var klassificeret helt korrekt ville middel af *Matches* være 4.

For Nuuk er blandt andet kærtyperen dårligt klassificeret. Udfra *Difference*-vurderingen kan det ses, at af de 66% som er *Mismatches* er det hele 9 af disse 10 pixels, som placeres med *Difference*-værdier på -4 og -3 og dermed er helt forkerte. Generelt for *Mismatches* af kærtyperen ses middel da også at være -3, hvilket må anses for temmelig dårligt. I den anden ende er der kun 1 pixel, som er korrekt klassificeret og resten ligger med *Difference*-værdier på 0-2. Gennemsnittet er på 1,6, hvilket er lavt.

I den sidste del af *fuzzy*-vurderingen beregnes *Membership*-forholdet for de analyserede vegetationstyper. For Kangerlussuaqområdet er 56,8% af de analyserede positioner i gruppen med kun et tilhørsforhold, mens de resterende er med 2 eller 3 tilhørsforhold. Vurderingen viser altså graden af homogenitet for de enkelte vegetationstyper. I Nuuk

forekommer således flere heterogene pixels (mixels) end homogene pixels. Kun 49% har et tilhørsforhold til en enkelt type og af disse er de 16,2% ikke korrekt klassificeret (ud fra *Max*-vurderingen).

På baggrund af dels ovenstående usikkerhedsanalyser og dels kendskab til usikkerheder i kortene udfra visuel analyse, er det tydeligt, at de største usikkerheder forekommer i forbindelse med bestemte vegetationstyper og terrænformer.

Problematiske vegetationstyper i Kangerlussuaqområdet

I det følgende vil problematiske vegetationstyper i hvert af de tre områder blive diskuteret.

I Kangerlussuaqområdet er specielt græsland ikke kortlagt med stor sikkerhed. Således er 11 af de 13 kortlagte græslandspixels i usikkerhedsvurderingen reelt dværgbuskhede, mens kun 2 er klassificeret korrekt. Ved *Max/Right*-vurderingen er forbedringen fra korrekt klassificeret til acceptabelt klassificeret kun på 15%. Fra *Difference*- og *Membership*-vurderingen kan det ses, at disse områder er dårligt klassificeret (middel-*Mismatches* på -2,36), men har primært tilhørsforhold til en anden vegetationstype. Årsagen til denne dårlige kortlægning kan ud fra træningsklasser ikke begrundes med at typerne spektralt er ens (figur 3.41.).

Det er med F- og t-test vist, at de to vegetationstyper er signifikant forskellige (0,05-niveau) i de fem første Landsat TM bånd. Fra feltarbejdet vides det, at disse typer er vidt udbredt i Kangerlussuaqområdet og at begge vegetationstyper forekommer på terræn af varierende orientering og hældning. Træningsarealer er begrænset til 7 og 3 lokaliteter for henholdsvis dværgbuskhede og græsland og dækker således langt fra de spektrale forhold, som de to vegetationstyper forekommer med i Kangerlussuaqområdet. På trods af dette er typerne forsøgt adskilt, da græsland danner grundlaget for en stor del af de overflader, hvor rensdyrene i løbet af kælvningsperioden opholder sig, og gene-

relt udgør en stor del af rensdyrenes fødegrundlag (Thing 1984). Mange af dværgbushedeoverfladerne har endvidere et stort indhold af *Calamagrostis sp.*, som gør at disse visuelt fremstår med en karakteristisk gulgrøn farve. *Calamagrostis sp.* var den hyppigst forekommende plante i *feeding craters* undersøgt ved Kangerlussuaq og må derfor anses som potentiel fødeart for rensdyrene (Thing 1984).

Også kærømråderne er vigtige fødeområder for rensdyrene ved Kangerlussuaq (Thing 1984) og er dårligt klassificeret i vegetationskortet (33,3%). Usikkerhedsvurderingen er dog kun baseret på 3 observationer, hvilket er for lidt til at drage konklusioner fra. For både græsland og kærømråder skulle der have været flere observationer for at sikre en "sikker" usikkerhedsvurdering.

Problematiske vegetationstyper i Nuuk

I Nuukområdet er en af de største fejl at finde i kortlægningen af kærømråder. De våde kærømråder fremstår med relativ lav refleksion i lighed med de nordvendte skråninger, hvor skygge over for eksempel dværgbusheder nedsætter refleksionen. Dette bevirker at mange af de nordvendte skråninger er klassificeret som kærømråder, men reelt skulle være klassificeret som skygge. Usikkerhedsvurderingen har kun ramt ét skyggeområde og det er derfor ikke muligt at bekræfte dette udfra usikkerhedsvurderingen. Fra usikkerhedsvurderingen fremgår det til gengæld, at dværgbushede og kær er svære at adskille og bliver blandet i vegetationskortet. Således er 10% af dværgbusheden på kortet reelt kær. Over 50% af kærømråder har tilhørsforhold til 2 vegetationstyper, hvilket ud fra usikkerhedsvurderingen må forventes primært at være dværgbushede og kær.

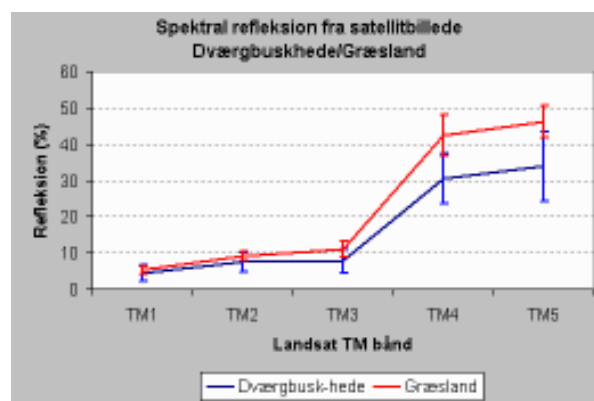
Da kær typisk forekommer i lavtliggende, flade områder, ville det være relativt enkelt at rette op på denne fejl ved at klassificere alle kærømråder med en hvis hældning mod nord som skyggeområder. Tamstorf (1997) anvendte denne metode med gode resultater i Zackenberg i NØ-Grønland. Desværre har en terrænmodel ikke været til rådighed

for Nuukområdet, og denne analyse har derfor ikke kunnet gennemføres.

Lavholdige dværgbusheder i Nuukområdet, tilføjer også en væsentlig usikkerhed til vegetationskortene. Af de 48 pixels, som er analyseret under usikkerhedsvurderingen, er det kun 11, som reelt er lavholdig dværgbushede. Størstedelen (31) tilhører reelt klassen dværgbushede, som botanisk også er den nærmeste klasse. Fra *Membership*-vurderingen kan det endvidere ses at cirka 65% af de lavholdige dværgbusheder har tilhørsforhold til 2 eller 3 vegetationstyper. Udfra *Confusion*-matricen og viden om at overgangen mellem dværgbushede og lavholdig dværgbushede er meget flydende er det tydeligt, at det primært er disse to, som udgør størstedelen af mixels i de lavholdige dværgbusheder.

Problematiske vegetationstyper i Sydgrønland

I Sydgrønland er usikkerhedsvurderingen, som nævnt, foretaget på baggrund af træningsarealer. Derved er den resulterende usikkerhed kraftig undervurderet (Hammond & Verbyla 1996). Udfra *confusion matricen* bør alle træningsarealer være korrekt klassificeret idet de tilhører netop den statistiske basis som hele billedet er klassificeret efter. Hvis nogle af disse klasser falder udenfor vil det derfor antyde problemer med pågældende overfladetyper. Eventuelt kan det skyldes at en vegetationstype i et område spektralt er meget forskellig fra vegetationstypen ved



Figur 3.41. Spektralsignaturer (+/- 1 standardafvigelse) for græsland og dværgbusheder i Kangerlussuaq hovedområde.

de andre feltlokaliteter på grund af forskelle i for eksempel artssammensætning, fugtighed eller lignende. Kærtypen falder i Sydgrønland igennem med kun 41,7% klassificeret korrekt (*user's accuracy*). Den primære forvirring ligger med dværgbuskhede, så det kan forventes, at en del af de kortlagte kærtyper reelt vil være dværgbuskhede. Højest sandsynligt vil det være fugtig dværgbuskhede hvor frodighed og tildels fugtighed kan tilsvare kærtypens frodighed og fugtighed, specielt i tørre somre.

Sammenligning med andre studier af lignende typer

Andre studier i kortlægning af arktisk vegetation har også haft problemer med adskillelse af nogle af de fugtige typer (fugtig dværgbuskhede, kær, etc.). Joria & Jorgenson (1996) har i deres kortlægning med Landsat TM, usikkerhedsvurderinger på deres vådområder, hvor kun 20-40% er korrekt klassificeret. Stow et al (1989) oplyser en usikkerhed på 75% på kærømråder (*wet sedge*), mens Mosbech & Hansen (1994) med 78% korrekt klassificeret kærømråder har opnået en langt bedre sikkerhed end andre studier.

Franklin (1991) har i studiet med Landsat TM og en DTM opnået en sikkerhed på 66% af de sparsomt bevoksede områder (alpine tundra). I vegetationskortlægningen i de tre hovedområder ligger denne sikkerhed på 83% og 53% (*user's accuracy*) for fjeldmark i henholdsvis Kangerlussuaq- og Nuukområdet.

Årsager til usikkerhed i klassifikationresultaterne

Den endelige usikkerhed af vegetationskortlægningen, som er præsenteret ovenfor, er et resultat af flere typer fejl og usikkerheder der stammer fra:

- Datagrundlaget
- Præprocessering
- Klassifikationsprocessen
- Usikkerhedsvurderingen

Usikkerhed fra datagrundlaget

I alle tre hovedområder er vegetationskorte-

ne baseret på en mosaik af flere satellitbilleder og fra forskellige datoer. Dette medfører at vegetationen ikke er ens i udvikling og derfor har forskellig refleksion for de samme vegetationstyper. Specielt ved Kangerlussuaq er der i højlandsdelen i det sydøstlige hjørne af området anvendt et billede fra 3. september 1996. På dette tidspunkt af året og specielt i højereliggende områder er vegetationen afblomstret og klargjort til vinteren. Det vil derfor være svært at skelne imellem flere typer vegetation på dette tidspunkt, hvorfor denne del af billedet fremstår med mindre vegetation end resten af kortet.

Denne usikkerhed er ganske væsentlig og der bør tages hensyn til forskelle imellem disse områder ved anvendelse af kortet.

Usikkerhed fra præprocessering

Præprocesseringen indeholder, som beskrevet i afsnit 3.7.1., korrektion af stribning, kalibrering og atmosfærisk korrektion, terrænkorrektion samt geometrisk opretning.

Destribning er foretaget med MNF og FFT, hvor det har været nødvendigt. Metoderne er meget tids- og pladskrævende og der har derfor været foretaget en subjektiv afvejning af hvilke billeder, hvor destribning var påkrævet. Stribning i vegetationsdækkede områder er blevet korrigeret. I enkelte af de vegetationsfattige områder (bar jord / klippe og fjeldmark) er stribning for vegetationsmæssige forhold ikke væsentlig, og kortet for Sydgrønland har derfor synlig stribning enkelte steder i disse klasser.

Kalibrering og atmosfærisk korrektion er foretaget med en efterfølgende kontrol af kendte spektralsignaturer i de enkelte billeder. Usikkerheder fra disse processer forventes derfor ikke at udgøre en nævneværdig del af den endelige usikkerhed.

Terrænbetinget usikkerhed er derimod en af de største årsager til fejlklassifikation i de tre vegetationsområder. Grundet, at der ikke har været en digital terrænmodel af høj kvalitet til rådighed, er der dog ikke mulighed for at estimere størrelsen af denne usikkerhed. I

afsnit 0 er det beskrevet hvordan andre studier (Franklin 1990, 1991, Nilsen *et al.* 1999) har opnået forbedringer i den overordnede usikkerhed på op til næsten 40% ved at inkludere en digital terrænmodel i klassifikationsprocessen. Parlow (1996) tester en model for terrænkorrektion (SWIM) på klassifikation af 12 overfladetyper ved Abisko i Nordsverige. Der ses en kraftig forbedring af klassifikationen efter terrænkorrektion, men desværre er der ikke foretaget usikkerhedsvurdering med og uden terrænkorrektion.

Da den topografiske variation i alle tre hovedområder er stor, vil en god terrænmodel til korrektion af terrænbetingede usikkerheder forøge sikkerheden af kortlægningen væsentligt.

Den geometriske usikkerhed består dels af selve opretningen af satellitbillederne til kortmaterialet, men også af usikkerheden i kortmaterialet selv og usikkerhed i positionering af feltbestemte træningsklasser på billederne.

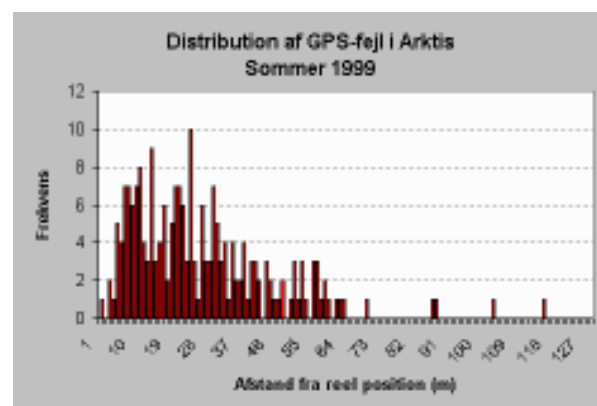
Opretningen af satellitbillederne til et kendt koordinatsystem er beskrevet i 3.4.1. og gennemsnitlig usikkerhed for hver opretning er listet i tabel 3.13. på side 116. Denne usikkerhed ligger generelt lige under 1 pixel og kun et billede har en RMS på over 1 pixel. Denne fejl beskriver dog kun usikkerheden i forholdet mellem kort og satellitbillede og ikke usikkerheden i kortet selv (Lunetta *et al.* 1991). Usikkerheden i kortet varierer fra 50 m til 500 m i områder, hvor der er anvendt ældre flybilleder til genereringen af kortene (Weng & Nielsen 1997).

Feltobservationerne er positionsbestemt med GPS, som under feltarbejdet havde en usikkerhed mellem 30 og 100 m. Steven Muller (*pers. komm.*) foretog i sommeren 1999 feltarbejde i det nordlige Alaska, hvor GPS positioner blev målt i felten og senere korrigeret med differentiell GPS. Dette muliggjorde en analyse af fordelingen af de fejl, som GPS'en i felten havde (figur 3.42.).

Muller målte i lighed med dette projekt positionerne i felten med en standard hånd-

holdt GPS, hvor fejl fra S/A-koden er inkluderet. Ved afslutning af feltarbejdet var det dog her muligt at korrigere de fundne positioner ved anvendelse af postkorrektion fra en GPS, som havde målt dens egen position på en fast position under feltarbejdet. I figur 3.42. er afstanden imellem de feltmålte og de post-korrigerede positioner beregnet og sat op i et frekvensdiagram. 50% af punkterne havde en fejl angivelse af positionen på under 23.5 m og omkring 96% af alle punkterne havde en fejl på mindre end 60 m. Det pågældende forsøg giver ikke nogen usikkerhed på de i RenVeg-projektet målte data men resultaterne giver dog mulighed for lidt større tro på positionsbestemmelsen fra håndholdte GPS'ere.

Tilsammen medfører uøjagtigheden i GPS-positionerne og opretningen af satellitbillederne en usikkerhed i vegetationskortet, men også i usikkerhedsvurderingen. Verbyla og Hammond (1995) analyserer effekten af fejl i opretningen af satellitbillederne. De foretog tre *unsupervised* klassifikationer (5, 10 og 25 klasser) af både et SPOT og et Landsat TM billede. Derefter anvendte de disse klassifikationer, men geometrisk skubbet en pixel i fire retninger (nord, syd, øst og vest), til at foretage en usikkerhedsvurdering af klassifikationerne. Klassifikationerne, som anvendes til kort og feltdata, er identiske og vil således give en sikkerhed på 100%, hvis de er korrekt registreret. Usikkerhedsvurderingen resulterede i estimater på mellem 64,0% og 84,9% for SPOT og mellem 62,7% og 76,9%



Figur 3.42. Fordeling af positionsfejl ved håndholdt GPS (data fra S. Muller, *pers. komm.*).

for Landsat TM. Usikkerhederne var størst for klassifikationerne med 25 klasser.

Resultatet af en fejl i den geometriske opretning medfører altså en konservativ *bias* af usikkerhedsvurderingen, idet klassifikationen reelt er bedre end usikkerhedsvurdering antyder. Omvendt vil en fejl i geometrisk opretning eller positionering af feltdata fra GPS, medføre at træningsarealer, som anvendes til klassifikationen, kan være skævt placeret. I dette studie er der dog taget stor hensyn til de omkringliggende områder (søer, markant vegetation etc.) ved placeringen af træningsarealerne på satellitbillederne. Fejlen fra den geometriske opretning må derfor forventes primært at tilføre konservativ *bias* til usikkerhedsvurderingen.

Usikkerhed fra klassifikationsprocessen

I selve klassifikationsprocessen forudsættes der ved anvendelse af *maximum likelihood*, at data fra træningsarealerne er normalfordelte (Jensen 1996). For dette studie, hvor træningsarealer er udvalgt i homogene vegetationstyper, og placeringen af disse på satellitbilleder er foretaget med omhu er denne forudsætning opfyldt. *Maximum likelihood* kan derimod ikke klassificere pixel med to eller flere vegetationstyper repræsenteret, men tildeler istedet én klasse til pågældende pixel (Lunetta *et al.* 1991). Mange pixels vil, som det er beskrevet i *Membership*-vurderingen, have tilhørsforhold til flere vegetationstyper og dermed ikke kategorisk kunne klassificeres som en type.

Antallet af træningsarealer er yderligere med til at begrænse sikkerheden af klassifikationen. For at klassificere satellitbilledet med så lav usikkerhed som muligt, er det vigtigt at træningsarealerne for hver vegetationstype repræsenterer spredningen af vegetationstypen indenfor hele det område, der skal klassificeres (Jensen 1996). Forskelle i dato for to forskellige satellitbilleder vil som minimum betyde, at overfladefugtigheden og sandsynligvis også den fænologiske udvikling for vegetationen ikke er ens for de to billeder. I sådanne tilfælde bør træningsarealerne udvælges, så de dækker de pågældende vegeta-

tionstyper i begge billeder. I dette studie har der under feltarbejdet været foretaget botaniske analyser af alle de kortlagte vegetationstyper.

Spatial autocorrelation dækker over problemet at to pixels ved siden af hinanden ikke er uafhængige (Lunetta *et al.* 1991). Hammond & Verbyla (1996) beskriver hvordan en Landsat TM klassifikation, hvor træningsdata er udvalgt som få homogene blokke af pixels med samme vegetationstype, overestimerer en klassifikation med 11%. For indsamling af træningsdata ville det optimale derfor være, at data blev indsamlet på baggrund af pixels spredt ud over hele området med et minimum antal for hver vegetationstype (Jensen 1996). I betragtning af diskussionen om usikkerheden i den geometriske opretning og for GPS-positionering ville det dog være stort set umuligt at finde tilfældigt udvalgt pixels i et bjergigt terræn (Franklin *et al.* 1991). Da der endvidere er økonomiske begrænsninger forbundet med kortlægningen, ville det praktisk ikke være muligt at komme rundt til alle de lokaliteter indenfor en overskuelig tid.

Fejl i usikkerhedsvurderingen

Usikkerhedsvurderingen med *confusion matrix* og *fuzzy-sets* er med til at give en grundig forståelse af usikkerheden for satellitbaserede kort (Congalton 1991, Hammond & Verbyla 1996, Muller *et al.* 1998). Vurderingen er statistisk baseret og derfor ikke udtryk for den sande fordeling af vegetationstyperne men et estimat af denne. Årsager der kan medføre at estimatet forringes inkluderer blandt andet:

- antallet af observationer til usikkerhedsvurderingen,
- geometrisk usikkerhed af disse,
- autokorrelation af de indsamlede data.

Antallet af observationer til usikkerhedsestimeringen er vigtig for hvor effektiv vurderingen er. Congalton (1991) foreslår således et minimum på 50 observationer per overfladetype for at opnå et statistisk grundlag, som vil muliggøre en god usikkerhedsvur-

dering af en Landsat TM scene. I usikkerhedsvurderingen for Kangerlussuaq- og Nuukområderne er det kun dværgbuskhede, som er blevet repræsenteret med mere end 50 pixels. De fleste vegetationstyper er repræsenteret med under 15 pixels og kun i Nuukområdet er 4 typer (dværgbuskhede, fjeldmark, krat og lavholdig dværgbuskhede) præsenteret ved mere end 30 pixels. Årsagen til at så få vegetationstyper er blevet repræsenteret ved et passende antal pixels, er dels at kun få af vegetationstyperne opfylder kravet om homogene overflader på 3*3 pixels, og dels at *sampling*-metoden favoriserer de mest udbredte vegetationstyper.

Den geometriske usikkerhed af træningsklasserne er allerede diskuteret ovenfor og de samme argumenter gælder for positioneringen af usikkerhedsobservationerne. Forskellen er dog, at hvor træningsklasserne meget omhyggeligt blev placeret på de rigtige positioner på satellitbillederne, er usikkerhedsobservationerne placeret udelukkende på grundlag af de indsamlede GPS-positioner. Derfor vil usikkerhedsvurderingen i lighed med testen af Verbyla & Hammond (1995) give et konservativt bud på sikkerheden af vegetationskortet.

Spatial autocorrelation er ligeledes beskrevet ovenfor under usikkerheder i forbindelse med klassifikationsprocessen. Indsamlingen af observationer til usikkerhedsvurderingen blev foretaget så autokorrelation blev minimeret indenfor de logistiske rammer, som var til rådighed. Dermed var det ikke muligt at adskille hvert punkt med 50 pixels, som foreslået af Congalton (1988). Istedet blev punkterne udvalgt fra homogene (3*3) områder, som lå med en indbyrdes afstand på minimum 100 m og 250 m for henholdsvis vandrings- og helikoptertransekterne. Effekten af autokorrelation forstærkes i bjergrigt terræn (Congalton 1988), men en vurdering af graden af usikkerhed er ikke mulig at vurdere på dette datagrundlag.

Opsummering

På baggrund af de ovennævnte usikkerheder

og årsagerne til disse er det vigtigt at der tages stilling til disse ved anvendelse af kortet. For eksempel er det vigtigt at kortet ikke anvendes til at udpege enkelte pixels, i den tro at vegetationstype tilsvare præcis den type som kortet viser. Dels forekommer der egentlige kortlægningsfejl og dels er mange af de kortlagte pixels, såkaldte mixels, som indeholder to eller flere vegetationstyper.

Ved usikkerhedsvurderingen af de klasser hvor der er flere end 10 observationer til rådighed, ses der generelt en bedre sikkerhed end for klasserne med kun meget få observationer til rådighed. Et bedre usikkerhedsvurdering af de underrepræsenterede klasser kunne derfor tænkes at give en højere sikkerhedsvurdering men dette er uvist indtil yderligere observationer er foretaget og inkluderet i vurderingen.

3.10.2. Vegetation og klimagradienter

Klimaet på Vestkysten blev beskrevet i afsnit 3.3.2. med en nærmere gennemgang af klimaparametrenes ændring langs de tre dominerende klimagradienter: nord/syd, kyst/indland samt den topografiske gradient. Ifølge Bay (1997) ligger hele området indenfor det lavarktiske plantebælte, som er defineret på baggrund af plantearters udbredelse og dermed de klimatiske begrænsninger. Kun en lille del af indlandet i Sydgrønland, ligger udenfor Arktis og er defineret i den sub-arktiske zone.

På trods af at Vestgrønland i store træk tilhører samme plantezone er der store forskelle i klimaet og dermed også i udbredelsen af plantearterne (Bay *et al.* 1999). Temperatur og nedbør varierer langs alle tre gradienter og vil på grund af deres betydning for planterne medføre en begrænsning i fordelingen af de enkelte arter.

Vandtilgængeligheden er den vigtigste faktor for fordelingen af plantearterne og vil på grund af dens ændring langs alle tre gradienter, også medføre ændringer i plantesammensætningen langs disse (Jonasson *et al.* in

press). Dette skyldes, som beskrevet i afsnit 3.3.3., at nogle plantearter er bedre til at modstå stress fra de abiotiske forhold og har tilpasset sig specielle klimatiske forhold. Således er for eksempel *Betula nana* og *Ledum palustre* begge dværgbuske, som primært forekommer i kontinentale områder, hvor dværgbuskene *Empetrum hermafroditum* og *Salix herbacea*, typisk forekommer i mere kystnære områder (Fredskild 1996). Typerne er dog ikke helt fraværende i de andre områder, men for eksempel forekommer *Empetrum hermafroditum* kun sporadisk i indlandet, hvor den i kystnære områder danner et sammenhængende, homogent vegetationsdække (Bay 1998). Lignende eksempler kan findes i urterne, hvor *Pedicularis lapponica* forekommer hyppigt i indlandet, men kun sjældent ved kysten (Fredskild & Bay 1987).

I afsnit 0 blev det endvidere vist at temperaturen er begrænsende for udbredelsen af *Betulas pubescens* og at denne ikke forekommer på nordligere breddegrader i Grønland. Omvendt gælder det for *Betula nana* at den ikke forekommer i Sydgrønland, men begrænser sig til områder på Vestkysten nord for cirka 62° (Fredskild 1996).

Vegetationstypernes udbredelse

Der er en stor forskel i udbredelsen af de enkelte plantearter. I det ovenstående er kortlægningen af vegetationstyperne i de tre hovedområder præsenteret.

Ud fra vegetationstypernes udbredelse er det ikke muligt at erkende samme mønster i udbredelse fra klimatiske betingelser, som det ville være fra et udbredelseskort baseret på de enkelte plantearter. Årsagen til dette er at de kortlagte klasser er relativt brede klasser, som alle forekommer indenfor Lavarktis. Indenfor de enkelte typer vil den begrænsede udbredelse af de enkelte typer dog slå igennem, således at dværgbuskhede i indlandet som nævnt ikke har samme artssammensætning som dværgbuskheder på kysten. *Empetrum hermafroditum* udgør således en stor del af dværgbuskheden ved kysten, mens den i indlandet kun forekommer som en mindre væsentlig del af typen (Bay 1998).

Ved at anvende de botaniske analyser fra feltarbejdet vil det således, til en vis grad, være muligt at differentiere artssammensætningen af en given vegetationstype fra kyst til indland (jvf. afsnit 0).

I afsnit 3.9.5. er de frodige vegetationstyperes fordeling langs kyst/indland og nord/syd gradienten præsenteret. Nord/syd gradienten resulterer mest i at der i de sydligere dele forekommer mindre frodig vegetation end i de nordligste områder. Årsagen til dette er dels at topografien i Sydgrønland medfører, at den frodige vegetation primært forekommer i dalene, mens der helt ude ved kysten tit er store områder med bar, ubevokset klippe (Hansen 1991).

En direkte sammenligning af de frodige vegetationstyper vanskeliggøres også af den forskellige vegetations sammensætning fra syd til nord. Krattypen i Sydgrønland har således en væsentligt højere biomasse end de tilsvarende typer i Kangerlussuaqområdet. Dette skyldes blandt andet at typen i Sydgrønland inkluderer *Betula pubescens*, som danner egentlig birkeskov i enkelte områder i de inderste fjorde (Bay *et al.* 1999). Jo længere nord man kommer, desto færre bliver antallet af forekommende arter også (Billings 1992).

Indenfor hvert område er der ikke den store forskel i hyppigheden af forekommende vegetationstyper. I Nuuk forekommer lavholdig dværgbuskhede, dog hyppigere ved kysten end i indlandet mens dværgbuskhede, græsland og steppe er lidt hyppigere i indlandet. Sparsomt vegetationsdækkede overflader (fjeldmark og bar jord / klippe) forekommer hyppigere i indlandet end ved kysten og er blandt andet et udtryk for den topografiske forskel. Områderne i indlandet ved Nuuk har en topografi med forskelle i højde fra fjorden til cirka 1.600 meters højde. Ved kysten er der ikke over 300 meters højde og derfor forekommer sparsomt vegetationsdækkede overflader forårsaget af den topografiske gradient ikke herude. Bare klippeoverflader forekommer dog ofte på vindudsatte bakketoppe på Akia, men størrelsen

af de enkelte felter er tit ikke større end at de indgår sammen med vegetationsdækkede overflader i såkaldte mixels (Bay 1998).

I både Kangerlussuaq- og Sydgrønlandsområdet er forskellen i fordelingen af frodige vegetationstyper i indlandet og ved kysten ikke stor. Kun Kangerlussuaq har små forskelle i steppe og dværgbuskhede. For Sydgrønland er der større forskel, når bar jord / klippe inkluderes i analysen. Den forekommer således 5 gange så hyppigt i indlandet som ved kysten.

Den topografiske gradients indflydelse på de klimatiske parametre, og dermed også plantedækket, er stor i dele af Vestgrønland. I afsnit 0 blev der således vist, hvordan nedbøren i nogle bjergrige egne i Kangerlussuaq-området kan nå over 1.000 mm om året, men på trods af dette er det ikke muligt for vegetationen at vokse i disse områder. Temperaturen er i disse områder op imod 10° lavere end ved havoverfladen (ved fugtadiabatisk gradient) og samtidig meget vindudsatte. Dette medfører, at vækstsæsonen bliver meget kort og barsk og at højere plantearter derfor ikke kan overleve her. I Sydgrønland gør topografien, ligesom i Nuukområdet, sig gældende med højere bjergpartier i indlandet, som medfører en større hyppighed af vegetationsløse eller sparsomt vegetationsdækkede overflader.

I beskrivelsen af vegetationstypernes fordeling langs de andre gradienter, er det blevet nævnt, hvordan de sparsomt vegetationsdækkede og vegetationsløse områder, forekommer hyppigere i reliefrige områder i for eksempel indlandet i Nuuk og Sydgrønland.

3.11. Konklusion

Vegetationskortlægningen er gennemført i de tre hovedområder i Vestgrønland og i den ovenstående diskussion er størrelse af og årsager til usikkerheden på vegetationskortene gennemgået. Vegetationskortene er inkluderet på den vedlagte Data-CD, og er klar til anvendelse for forvaltningsmæssige studier i Vestgrønland. I nedenstående, vil konklusionen af usikkerhed og begrænsninger kort bli-

ve opsummeret og diskussionen om gradientbetingede vegetationsforskelle afrundet.

Anvendelse af kortene

På baggrund af de foretagne analyser og ovenstående diskussion antages estimeringen af den arealmæssige udbredelse af vegetationstyperne i de tre hovedområder at være relativt god. Kortet vil derfor være meget anvendeligt for studier af en relativ fordeling af vegetationstyperne, hvor der ikke stilles krav til at vegetationstypen for en enkelt pixel i en præcist angiven pixel er korrekt klassificeret. Specielt for nogle vegetationsstyper vil usikkerheden være høj og fejl fra sådanne analyser kan derfor blive store. Kortene bør derfor anvendes med varsomhed til sådanne studier.

På grund af at nogle områders vegetationsdække er kortlagt på basis af satellitbilleder fra start eller slut af vækstsæsonen vil disse kunne vise et forkert billede af vegetationstyper. Specielt i de sydøstlige og nordøstlige dele af Kangerlussuaqområdet, hvor der er anvendt et billede fra september, er denne risiko stor.

Usikkerhed

Generelt kan det konkluderes, at usikkerheden på det nuværende kort er på samme niveau som i andre kortlægningsstudier af arktisk vegetation. Dog er der væsentlige forhold (forskellige dato på anvendte billeder, manglende terrænkorrektion etc.) i forbindelse med kortlægningen, som medfører, at der er grund til at kortene anvendes med forsigtighed. Endvidere at der udfra de påpegede fejl og mangler, ved processen tages højde for disse i et fremtidigt kortlægningsprojekt.

Tilgængeligheden af data har medført at satellitdata ikke er nedtaget på samme tidspunkt, som feltarbejdet er udført. Primært på grund af dette har det ikke været muligt at anvende de indsamlede spektralsignaturer som træningsarealer, og det har istedet været nødvendigt at anvende positionerne med de kendte overfladetyper fra de botaniske undersøgelser.

De største usikkerheder anslås at skyldes, at det i præprocesseringen ikke har været muligt at foretage korrektion af terræneffekter og at feltarbejdet har været begrænset. Begrænsningen af feltarbejdet har haft betydning både ved indsamling af træningsarealer og ved indsamling af observationer til usikkerhedsvurderingen. Således ville en indsamling af træningsarealer, som ikke var begrænset af tidskrævende botaniske undersøgelser, have medført en større basis at kortlægge vegetationen på baggrund af. Derimod ville dette medføre at det ikke var muligt objektivt at differentiere imellem artssammensætningen på de forskellige lokaliteter (afsnit 0).

Ved indsamlingen af observationer til anvendelse ved usikkerhedsvurderingen var der ikke tid og penge nok til at danne grundlag for en god usikkerhedsvurdering af alle vegetationstyperne. Vegetationstyper med sparsom udbredelse er som resultat af indsamlingsmetoderne blevet underrepræsenteret og det er derfor muligt at usikkerhedsvurderingen af disse typer ikke er korrekt.

På baggrund af dels den visuelle analyse fra feltarbejde og dels usikkerhedsvurderingen er det klart at nogle vegetationstyper er kortlagt med lavere usikkerhed end andre. Problemer med enkelte vegetationstyper forekommer primært i Kangerlussuaqområdet med græsland og dværgbuskhede, i Nuukområdet med kær i skyggeområder og adskillelsen mellem dværgbuskhede og lavholdig dværgbuskhede, samt i Sydgrønland med adskillelse af dværgbuskheder fra kær-områderne.

Gradientbetingede vegetationsforskelle

I afsnit 3.10.2. er vegetationstypernes fordeling langs klimarelaterede gradienter diskuteret. Små forskelle i fordelingen af vegetationstyperne langs gradienterne kyst/indland, nord/syd og topografisk er fundet. Men da de største forskelle ligger i artssammensætningen indenfor hver vegetationstype har de store gradientbetingede vegetationsforskelle ikke kunnet kortlægges. Ved at kom-

binere vegetationskortene med de botaniske undersøgelser er det dog muligt at foretage en differentiere imellem artssammensætningen ved de valgte lokaliteter og anvende dem til at drage estimeringer af vegetations-sammensætningen i for eksempel henholdsvis kyst og indlandsområder.

Del 4

Retrospektiv AVHRR analyse

af

**Mikkel P. Tamstorf
Danmarks Miljøundersøgelser, afd. for Arktisk miljø**

Retrospektiv AVHRR analyse

Gennem de sidste 20 år har der været en stigende fokus på rensdyrene i Vestgrønland, hvilket har medført et behov for kortlægning af dels rensdyrenes vandringsmønstre og deres fødegrundlag, men også af den løbende udvikling i dette. Årlige ændringer i sne-smeltning og i udviklingen af vækstsæsonen påvirker fødegrundlaget for rensdyrene (se del 5). En analyse af disse ændringer vil være væsentlig baggrund for forståelsen af bestandssvingninger og vegetationsændringer.

Kortlægning baseres normalt på enkelte satellitbilleder, således at kortet er et øjebliksbillede af overfladetypernes udbredelse. I nogle tilfælde anvendes dog flere billeder fra forskellige datoer, så man opnår en multitemporal klassifikation og dermed et mere generelt billede af de analyserede overfladers udbredelse. Satellitbaserede datasæt, som strækker sig over en længere årrække, har gjort det muligt at foretage analyser af ændringer istedet for som tidligere at være begrænset til øjebliksbilleder. NOAA AVHRR har siden starten af 1980'erne dannet grundlag for utallige studier ligefra meteorologi over katastrofemonitering til mere generelle jordobservationsstudier og har med det omfattende datasæt muliggjort tidsserieanalyser. Geostationære satellitter (f.eks. Meteosat) har et lignende datasæt men kan grundet sin geostationære position ikke anvendes i pol-nære områder.

Analyserne har inkluderet såvel monitering af forskellige overfladeparametre, som generelle studier af anomalier af for eksempel vækstsæsoner med henblik på validering af eventuelle klimaændringer (Cihlar *et al.* 1998, Cracknell 1997, Di & Hastings 1995, Gutman 1999, Gutman & Ignatov 1995, Myneni *et al.* 1998, Potter & Brooks 1998, Ricotta *et al.* 1999, Running *et al.* 1994). I Grønland og generelt i Arktis har der været

foretaget en del studier med interesse primært i vegetationsindeks og til dels også i snekortlægning (Hansen 1989, 1990, 1991a, Hansen & Søgaard 1989, Markon *et al.* 1995, Robinson *et al.* 1993, Tamstorf 1997, Winther & Hall 1999). Walker & Markon 1996 beskriver projektet *Circumpolar Arctic Vegetation Map* (CAVM), som vil kortlægge vegetationen i Arktis ved hjælp af NOAA AVHRR. Steffen *et al.* (1993) giver et overblik over metoder og anvendelse af AVHRR til monitering og analyser af sne og is-relaterede parametre.

Snedækket har stor betydning for såvel klimaet som plantedækket og dyrelivet i Arktis. På nogle lokaliteter falder størstedelen af årsnedbøren som sne og er derfor betydende for plantedækkets vandtilførsel igennem vækstsæsonen. Også som vandkraftressource er snedækket af betydning i arktiske egne og specielt i Vestgrønland.

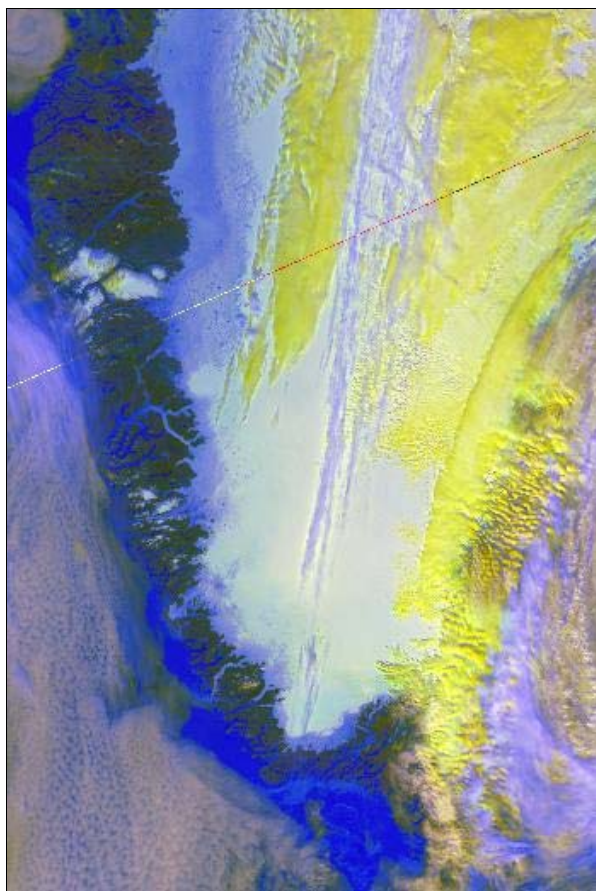
For plantedækket er tidspunktet for sneafsmeltningen væsentligt, idet det har direkte indflydelse på den begrænsede tidsperiode, hvorunder plantedækket skal gennemgå reproduktionscyklus (Lægaard 1981). Da forskellige plantetyper er varierende følsomme overfor frostpåvirkninger kan en for tidlig afsmeltning med efterfølgende frost være fatal for de pågældende plantetyper (Bay *et al.* 1999).

AVHRR-sensoren er blandt andet blevet anvendt i Grønland til at estimere relativt snedække indenfor hver 1 km² pixel. Hansen & Mosbech (1994) anvendte en kombination af terrænkorrigeret albedo og albedoværdierne for henholdsvis fuldt og intet snedække til at estimere snedække og -dybde (en metode som tidligere var blevet testet af Søgaard (1985) og Søgaard & Thomsen (1988)). NESDIS (National Environmental Satellite, Data and Information Service) under NOAA (National Oceanic and Atmospheric Admini-

stration) laver i dag ugentlige snedækkekort for hele den nordlige halvkugle (NESDIS, 2000) baseret på 1-km AVHRR data.

Monitering og analyser af parametre over længere tid har medført et behov for modellering af disse parametre. I forbindelse med monitering af vegetation og vækstsæson er flere modeller blevet udviklet (Blandt andet: Fisher 1994, Goldman & Verbyla 1999, Lüdeke *et al.* 1996, Shibayama *et al.* 1999). Hall & Martinec (1985) og Tamstorf (1997) har tidligere anvendt modellering af albedoværdier for at beskrive snesmeltning.

For at undersøge ændringer i væksten af vegetationsdækket i Vestgrønland og betingelser fra år til år er der indkøbt billeder fra perioden 1983-1996 til en retrospektiv analyse af sne- og vegetationsdækket i Vestgrønland. Analysen baserer sig på NOAA AVHRR satellitbilleder, som har en dårligere spatial opløsning end Landsat TM, men til gengæld



Figur 4.1. NOAA AVHRR billede (Kanal 2, 1 og 3 i henh. R, G, B) fra 24. juli 1989.

dækker hele vestkysten af Grønland fra Disko til Kap Farvel med daglige billeder. Et eksempel fra 24. juli 1989 er vist i figur 4.1.

Endvidere er der indhentet et næsten komplet sæt af daglige NOAA AVHRR 5-km data for to lokaliteter fra perioden 1982-1998. Disse data benævnes i det følgende punktdata.

4.1. Formål

Formålet med denne retrospektive analyse er at analysere variationen i snesmeltning og vækstsæsonen i Vestgrønland siden 1980 ved at udvikle nogle modelleringsmetoder. Metoderne vil være en hjælp til beskrivelse af ændringer i sne- og vegetationsdækket fra år til år.

Analysen er opdelt på to datasæt:

- Billeddata (et datasæt bestående af 156 NOAA AVHRR HRPT data billeder fra perioden 1983-1996, der dækker Vestgrønland)
- Punktdata (datasæt af næsten daglige NOAA AVHRR GAC data fra to lokaliteter på Vestkysten for perioden 1982-98).

hvor billeddata vil blive anvendt til en overordnet præsentation og beskrivelse af "middel-vækstsæsoner" for sne og NDVI baseret på 10-dages intervaller. Punktdata vil blive anvendt til modellering af parametre, som kan beskrive snesmeltning og vækstsæsonen fra år til år og test af disse metoder til en eventuel senere ekstrapolation til analyse af hele vestkysten.

4.2. Datagrundlag

NOAA AVHRR sensoren har siden 1978 indsamlet data, der i dag foreligger for de fleste områder af jordkloden, som en lang sammenhængende dataserie med en veldokumenteret og let tilgængelig databeskrivelse. Blandt andet har Cracknell (1997) givet en dybdegående beskrivelse af AVHRR data opbygning og anvendelse.

Asiaq (Grønlands Forundersøgelser) købte i 1997 billeddata til at foretage en retrospektiv analyse af sne- og vegetationsdækket i

Vestgrønland. Da de indkøbte billeder ikke var tilstrækkeligt dækkende for snesmeltning- og vækstsæsonerne, har det ikke været muligt at foretage den pågældende analyse for de enkelte år på disse data. Dataene er i stedet anvendt til en vurdering af midt-sæsoner på Vestkysten og er præsenteret på Data-CD'en.

Til analyse af de enkelte år er i stedet rekvideret data fra 2 udvalgte positioner i Vestgrønland gennem National Snow and Ice Data Center (NSIDC) i Boulder, Colorado for de fleste af årene i perioden 1982-1998 (i det følgende benævnt punktdata). Modelleringen i 4.4.3. er således foretaget på punktdata og ikke på billeddata.

4.2.1. Generelt om NOAA AVHRR

Serien af NOAA data fra satellitter i polarbane blev grundlagt i 1960 med opsendelsen af TIROS-1 satellitten. I 1978 blev den første af den seneste generation af satellitten opsendt. Dette var TIROS-N, som var forsynet med Advanced Very High Resolution Radiometer. TIROS-N er blevet efterfulgt af NOAA-6 til og med NOAA-15 som er operationel i øjeblikket. Serien af disse satellitter fortsættes med planlagte opsendelser foreløbig til 2007 (NOAA web 2000).

Oprindeligt var NOAA AVHRR sensoren tiltænkt meteorologiske og oceanografiske formål, men har været anvendt bredt til jordobservationsstudier. Cracknell (1997) gennemgår sensorer og deres anvendelse med en omfattende referenceliste.

I dette projekt er indkøbt data fra satellitterne NOAA-7, -9, -10, -11, -12 og -14. Alle har

omtrent samme spektrale opsætning (tabel 4.1.) og afviger kun i de termale bånd i de senest opsendte satellitter. Dette har for disse tidsserieanalyserne dog ingen betydning.

AVHRR sensoren leverer data i flere forskellige opløsninger. De her anvendte er *High Resolution Picture Transmission* (HRPT), som leverer data i 10-bit radiometrisk og 1 km spatial opløsning ved nadir samt *Global Area Coverage* (GAC), som reelt er resamplede HRPT-data med cirka 5 km's opløsning.

AVHRR har med sin relativt brede *swath width* på 2700 km en *off-nadir view angle* på cirka 55° til begge sider. Dette medfører flere problemer som ikke er tilstede i samme grad i andre multispektrale satellitter (f.eks. Landsat TM) som har en meget lille *view angle*. Den store view angle medfører udover geometriske problemer hvor pixels i udkanten af billedet svarer til meget store områder (>>1 km) også at det radiometriske signal fra to identiske overflader ved nadir og i udkanten af billedet er forskellige. Refleksion fra udkanten af billedet skal igennem mere atmosfære og medfører dermed mere atmosfærisk støj i pågældende pixel.

NOAA satellitterne overflyver samme position to gang dagligt (nat og dag) og med to operationelle satellitter (en morgen- og en eftermiddagsoverflyvning) overflyves et område 4 gange i døgnet hvorfor chancerne for at få skyfrie billeder af et interesseområde er væsentligt større end ved de højopløselige satellitter (Landsat, SPOT etc.). På trods af den høje temporale opløsning forekommer der alligevel huller i dataserien. Disse skyldes primært skydække men også at de nord-

Tabel 4.1. Kanaler og båndbredde (μm) for de anvendte AVHRR data (efter Cracknell, 1997).

Kanal	Satellit	
	NOAA-6, -9, -12	NOAA-7, -11, -14
1	0,58-0,68	0,58-0,68
2	0,725-1,10	0,725-1,10
3	3,55-3,93	3,55-3,93
4	10,50-11,50	10,30-11,30
5	10,50-11,50	11,50-12,50

lige dele af Vestgrønland ikke er dækket på mange af de nedtagne billeder.

4.2.2. Billeddata

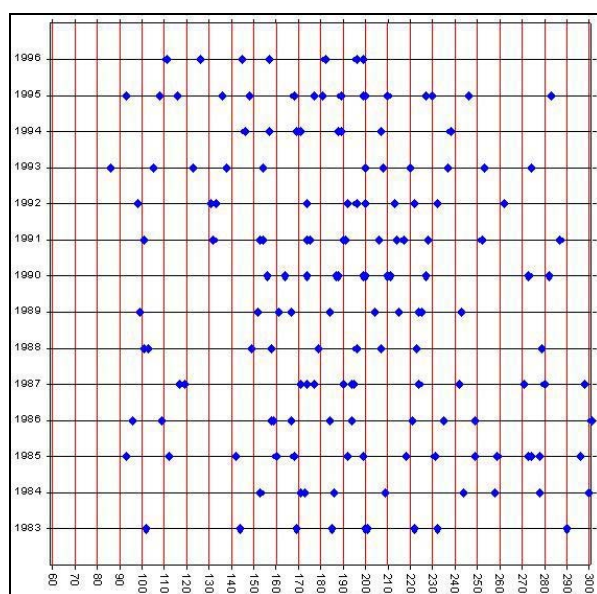
Hvert billede dækker området fra Disko i nord til Kap Farvel i syd (se figur 4.1.). De anvendte billeder er nedtaget fra NERC Satellite Receiving Station i Dundee og udvalgt på baggrund af følgende prioriteringer:

1. Så stor dækning af det aktuelle område som muligt
2. Mindst muligt skydække
3. Hovedområderne fra vegetationskortlægningen så tæt ved nadir som muligt
4. Størst mulig solhøjde

Minimum 10 scener fra hvert år skulle anvendes for at kunne modellere vækstsæsonen. Data fra omkring vækstsæsonens start, optimum af plantedækket og vækstsæsonens

Tabel 4.2. Koordinater for NOAA AVHRR billed-data i UTM zone 22 (WGS 84).

	Eastings	Northing
Øverste venstre hjørne	350.000	7.650.000
Nederste højre hjørne	1.051.000	6.599.000



Figur 4.2. NOAA AVHRR billeder anskaffet og anvendt til retrospektiv analyse af snedække og vegetation på Grønlands vestkyst. Y-aksen angiver årstal, x-aksen: dagnummer, blå prik: ét billede (efter Böcher 1999).

afslutning er særligt nødvendige, da en fastsættelse af specielt vækstsæsonens start er vigtig for analysen af vækstsæsonen. Der blev anskaffet i alt cirka 200 billeder fra perioden 1981-96 som mere eller mindre opfylder de ovenstående krav til data. I figur 4.2. er vist de dage, der er anskaffet billeder fra.

Flere af billederne dækker ikke hele vestkysten eller også var der skydækket under overflyvningen. Mange billeder dækker endvidere Vestgrønland med høj *off-nadir* vinkel og kan derfor ikke anvendes. For nogle år var der kun få anvendelige data til rådighed. Endvidere er der år, hvor kun dele af vækstsæsonen er dækket. Således er starten af vækstsæsonen i 1988 og 1989 slet ikke dækket med billeder og slutningen af sæsonen i 1988 har et næsten 2 måneder stort hul i dataserien. I datasættet findes mange huller på op til 60 dage.

De cirka 200 AVHRR billeder er ikke fra samme satellit, men stammer fra NOAA 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12 og 14. Da *post-launch* kalibreringsfiler for NOAA 5, 6, 10 og 12 ikke har været tilgængelige er der kun anvendt de 156 billeder fra NOAA 7, 9, 11 og 14.

Billederne er modtaget fra Asiaq som færdigprocesserede billeder med geometrisk oprettede billeddata og færdige temalag (albedo, snedække, NDVI, temperatur og skydække).

Præprocessering af billederne har inkluderet radiometrisk og geometrisk korrektion.

Den radiometriske korrektion er foretaget med *post-launch* formler publiceret af Rao og Chen (1998a, 1998b). Data fra de 4 forskellige satellitter er kalibreret, som beskrevet i afsnit 0.

Geometrisk opretning

Den geometriske korrektion er foretaget på grundlag af baneparametre for satellitten og en oprettet kystlinie. Billederne er oprettet til UTM zone 22 (WGS 84) med anvendelse af *nearest neighbour* resampling. Denne resampling tildeler en geometrisk oprettet pixel værdien for den nærmeste pixel i det uopret-

tede billede. Derved bevares de oprindelige radiometriske værdier i billederne og muliggør kvalitative analyser. Dimensionerne for billederne er angivet i tabel 4.2.

4.2.3. Punktdata

For modellering af snesmeltning og vækstsæson var et så fuldstændigt datasæt som muligt nødvendigt. Dette var tilgængeligt gennem National Snow and Ice Data Center (NSIDC) i Boulder, Colorado, som under Polar Pathfinder projekt tilbyder gratis AVHRR data fra udvalgte positioner. Eneste (men væsentlige) forskel er at punktdata er i *Global Area Coverage* (GAC) opløsning og har derfor 5-km opløsning i modsætning til 1-km opløsning af HRPT dataene. GAC data anvendes primært til studier af global dækning hvor regionale studier anvender HRPT data. Processering af data ved NSIDC er ens for GAC- og HRPT data og studier af punktdata kan derfor anvendes som forstudie til en fremtidig analyse af hele Vestkysten med 1-km data fra NSIDC.

To positioner i henholdsvis Kangerlussuaq- og Nuukområdet blev udvalgt til analyse. Positionerne er vest for Kangerlussuaq ved Brayasøområdet og nord for Nuuk ved Narsarsuaq (I det følgende anvendes henholdsvis navnene Kangerlussuaq og Brayasø samt Nuuk og Narsarsuaq for de to lokaliteter). Punkterne blev valgt med henblik på at vegetationen skulle være så homogen og ensartet som mulig uden vand eller skygge i nærheden, som kunne forstyrre det spektrale mønster gennem året. I tabel 4.3. er positionerne for de valgte områder vist.

Kanal 1 og 2 er kalibreret udfra *post-launch* kalibreringsværdier som publiceres af

NOAA/NASA AVHRR Pathfinder Calibration Working Group. Kanal 3, 4 og 5 er korrigeret med ikke-lineære kalibreringsformler (Rao *et al.* 1998a).

Den geometriske opretning er foretaget ud fra baneparametre og giver en usikkerhed på omkring 2 km (NSIDC 1999).

Processeringen af data, albedo, skyklassifikation, snedække etc. er foretaget med The Cloud and Surface Parameter Retrieval System for Polar AVHRR (CASPR) fra NOAA (Key 2000). Programmet beregner såvel overfladetemperatur som albedo, skyparametre og ind- og udstråling. I Appendiks 10 er der vist et eksempel på hvilke data som er modtaget fra NSIDC.

4.3. Teori og metode

I det følgende beskrives metoden for den retrospektive sne- og vegetationsanalyse i Vestgrønland. Da en del af metoden kræver noget baggrundsviden er denne teori inkluderet, hvor det er fundet nødvendigt.

4.3.1. Præprocessering

Kalibrering

Kalibrering af data er af stor betydning ved anvendelse af forskellige satellitter og for NOAA AVHRR data er der foretaget mange studier i korrekt kalibrering for at muliggøre tidsserieanalyser (hvor ændringer skyldes reelle ændringer på jorden og ikke i satellitten).

Før satellitten opsendes kalibreres sensoren og *pre-launch* kalibreringsdata publiceres. Denne kalibrering sker dog oftest et stykke tid før opsendelsen, og da specielt de kortbølgede kanaler ændrer følsomhed over tid

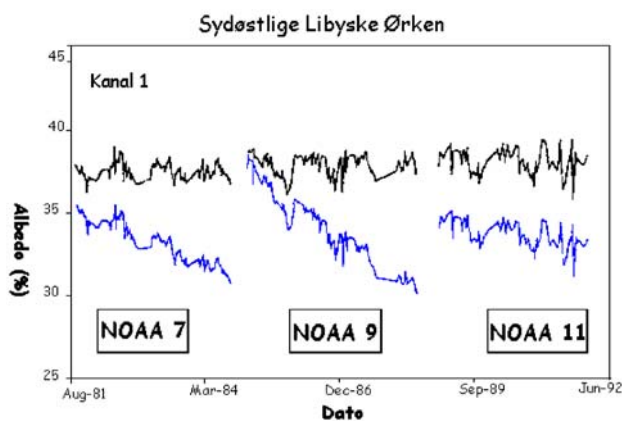
Tabel 4.3. Positioner for punktdata fra NSIDC.

	Længdegrad	Breddegrad	Terræn- og vegetationstype
Brayasø v.	-51,01549°	67,01879°	Relief: maks. 100 m, primært dværgbuskhede
Kangerlussuaq			
Narsarsuaq-sletten nord for	-50,93887°	64,83978°	Relief: maks. 25 m, primært sparsom dværgbuskhede
Godthåbsfjorden			

svarer *pre-launch* værdierne ikke til de aktuelle værdier ved opsendelsen (Gutman 1999).

Endvidere foretages *post-launch* kalibrering på overflader med relativt stabile atmosfære- og refleksionsforhold. Forudsat den beregnede albedo ikke ændres (for overfladen) kan sensoren kalibreres og *post-launch* værdier offentliggøres. Rao & Chen (1995) viser i et studie fra den Libyske ørken forskellene på albedo beregnet på henholdsvis *pre-* og *post-launch* værdier (figur 4.3.). Det ses tydeligt på figuren at *pre-launch* værdierne resulterer i en negativ trend i albedoværdierne for hver sensor. Ørkenoverflader er normalt meget stabile og ændres ikke væsentligt over en kortere årrække. *Post-launch* værdierne, som på tværs af sensorer, henfald etc. stadig producerer en albedo på samme niveau vil således give et væsentligt bedre resultat. Andre faktorer end sensorhenfald spiller også ind i kalibreringsprocessen. Således sker der også ændring i satelliternes baner. I figur 4.4. er ændringen af overflyvningstidspunktet for ækvator vist for NOAA-9, -11 og -14.

Et eksempel på fejltolkning grundet dårlig kalibrering kan findes i analysen fra Myneni *et al.* (1995) af NDVI på den nordlige halvkugle fra 1981-1992 hvor de påviser øget grønhed. Gutman (1999) har påvist at lokaloverflyvningstidspunktet ændrede sig over årene og at der ikke var taget hensyn til det-



Figur 4.3. Sammenligning af AVHRR albedo ved brug af henholdsvis pre- og post-launch kalibrerings koefficienter. Sorte er med post-launch, blå er med pre-launch. (mod. fra Rao & Chen 1995).

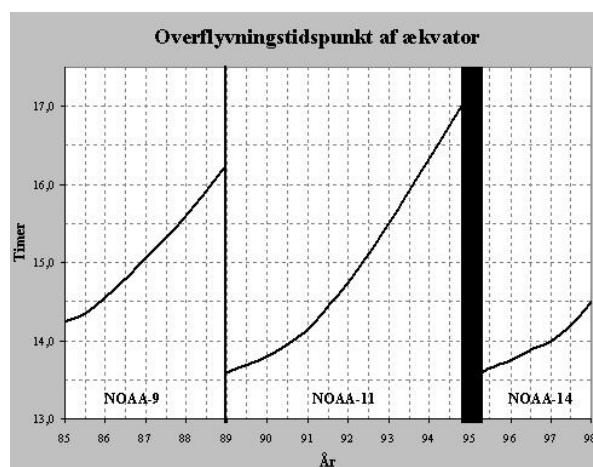
te. Årsagen er at den synlige og infrarøde kanal er afhængige af solvinklen og dermed overflyvningstidspunktet, hvilket skabte mulighed for fejl i analysen. Gutman (1999) påviser således også, at der ved en ekstra korrektion for den varierende overflyvningstid faktisk ikke kan findes nogen trend i NDVI-udviklingen for den pågældende periode. I et nyt studie af dataene forlænget op til henholdsvis 1999 og 1994 kan Shabanov *et al.* (submitted) og Zhou *et al.* (submitted) trods den ekstra korrektion påvise en øget grønhed i Arktis.

En detaljeret gennemgang af kalibrering findes i blandt andre: Rao & Chen (1995), Rao & Chen (1999), Gutman (1999), Vermote & Kaufman (1995) og Cracknell (1997).

4.3.2. Maximum compositing

NDVI fra AVHRR har været hyppigt anvendt inden for studier af ændringer af vegetationsdække (specielt følger af globale klimaændringer) (e.g. Di & Hastings 1995, Gutman 1999, Gutman & Ignatov 1995, Myneni *et al.* 1998, Potter & Brooks 1998, Reed *et al.* 1994, Ricotta *et al.* 1999 og Running *et al.* 1994).

NDVI er i de fleste tidsserie-studier anvendt i såkaldt *maximum composite*-form (fremover benævnt *composite*), hvor den maksimalt forekommende NDVI-værdi indenfor



Figur 4.4. Ændring i overflyvningstidspunkt ved ækvator for NOAA-9, -11 og -14 eftermiddagsoverflyvning (efter Gutman 1999).

en given periode er valgt til at repræsentere denne periode (Holben 1986). *Composite*-værdier anvendes i stedet for data fra hvert enkelt billede, da specielt effekter fra *off-nadir* optagelser med stor *view angle* og deraf følgende atmosfæriske problemer samt effekter fra skyer, solvinkel og skyggeeffekter forekommer i billederne. Holben (1986) viser i en detaljeret undersøgelse at subtropiske overfladetyper NDVI-værdier steg med lavere *view angle* (nær-nadir optagelser), aerosolkoncentration, og høj indkommende stråling. Han anbefaler derfor at udvælge den højeste værdi fra en given periode idet de lavere værdier antages at være resultatet af ovennævnte effekter.

Cihlar *et al.* (1994) viser at compositing baseret på NDVI bør foretages før eventuel atmosfærisk korrektion idet det ellers vil øge chancen for at anvende data, som er påvirket af BRD (*bidirectional reflectance distribution*) effekter.

Maximum composite anvendes i dette studie til en test af dels billeddata, som har en dataserie med store huller tilsvarende længere *maximum composite* længder. Endvidere anvendes testen for at se om *maximum composite* kan anvendes ved analyser af placering af vækstsæsonens start og slut. Længden af den periode, hvorover der udtages maksimalværdi, varierer i litteraturen fra 5 til 30 dage og afhænger af svingningerne i det mønster, der ønskes undersøgt. Holben (1986) nævner 6 ugers vækstsæsoner i Arktis og 8 måneders vækstsæsoner i Troperne som yderligheder.

Analyser af vækstsæsoners længde er afhængige af præcis bestemmelse af start og slut på vækstsæsonen. Ved *compositing* vil den anvendte værdi ikke nødvendigvis være et udtryk for den dag den er tillagt, men kan være udtryk for en værdi, der forekom før eller efter afhængigt af hvilken *composite*-længde som vælges. Data fra årene 1982-1996 er testet for flere *composite*-længder (*composite* = 1, 5, 7, 10, 14 og 30). Testen og resultatet er diskuteret yderligere i afsnit 4.4.2.

4.3.3. Beskrivelse af middelår ud fra billeddata

På baggrund af billeddata er der udarbejdet en oversigt over middelår for snedække og vegetation igennem vækstsæsonen fra 1983-1996.

Da de indkøbte billeddata (se figur 4.2.) for de fleste år indeholder for store huller i starten og slutningen af vækstsæsonen har det ikke været muligt at foretage modellering, som nedenfor beskrevet. I stedet er billeder for alle år samlet i 10-dages perioder efter deres dagsnummer. I 10-dages perioden dag 211 til dag 220 er der således inkluderet data fra 1985, 1989, 1990, 1991, 1992 og 1993. Ved at samle årene på denne måde vil hele sæsonen være beskrevet med minimum et billede for hver 10-dages periode og dermed kan der genereres et bud på et middelår for hver pixel.

Da alle billeder er anvendt til beregning af temalag som albedo, relativt snedække, NDVI, skydække etc. er det muligt at beskrive middelår for hver pixel ved gennemsnit af pågældende værdier indenfor hver 10-dages periode.

Gennemsnit foretages for NDVI værdier over 0,2 og for relativt snedække over 20% dækning. Billeder, der indeholder skyer eller ikke er dækket for pågældende pixel, bliver ikke inkluderet.

Da nogle perioder kun indeholder få år vil disse få en stor vægt på middelåret. Hvis der kun er et år i en periode og det tilfældigvis stammer fra en kort sæson, vil der kunne forekomme sneværdier langt ind i sæsonen på trods af at pågældende værdi mere var en yderlighed end en middelværdi.

4.3.4. Sneafsmeltning

Modellering af sneafsmeltning foretages på baggrund af albedoværdier. Beregningen af disse beskrives nedenfor, hvorefter modelleringen præsenteres.

Albedo

I flere studier af snedække anvendes albedoberegninger fra AVHRR kanal 1 eller 2 til estimering af snedække under den forudsætning, at albedo aftager lineært i takt med at snedækket mindskes (Hansen & Mosbech 1994, Jørgensen 1993, Stroeve *et al.* in press). Værdier over 0,75 antyder et fuldt snedække og værdier under 0,20 indikerer, at der ikke er noget nævneværdigt snedække tilbage indenfor den pågældende pixel. Winther & Hall (1999) viser hvordan albedoen varierer for forskellige smeltende sneoverflader ved tre snedækker (to tynde og en dyb) gennem afsmeltningssperioden. Forløbet varierer fra et stærkt næsten lineært fald for den tynde snedække til et mere komplekst s-formet fald for det dybe snedække.

For AVHRR dataene med såvel 25 km² som 1 km² store pixels vil albedoen under sne-smeltningen udover afhængighed af underlaget også være en kombination af snefrie og snedækkede overflader (Winther & Hall 1999). Sidstnævnte faktor antages at have størst indflydelse på albedoen og sammenhængen imellem snedække og albedo kan derfor forudsættes at være lineær (Andersen 1982).

Beregningen af albedoværdierne for billeddata er foretaget som et middel af refleksionsværdier fra kanal 1 og 2. Kanal 1 og 2 er placeret i det kortbølgede spektrum og kan derved anvendes til albedoberegning. De resterende bånd, som vist i tabel 4.1. er langbølget stråling og kan derfor ikke anvendes til estimering af refleksion men kun til måling af emission. Billeddata er ikke atmosfærisk korrigeret da data til denne proces ikke var til rådighed for Asiaq.

Beregningen af albedoværdierne for punktdataene fra NSIDC foretages i fire trin (Key 2000):

1. Konvertering af kanal 1 og 2 refleksion (henholdsvis 0,58 - 0,68 μm og 0,725 - 1,10 μm) til bredbåndet refleksion (0,4 - 2,5 μm)
2. Korrektion af ydre atmosfærisk (TOA)

bredbåndet refleksion for anisotropi

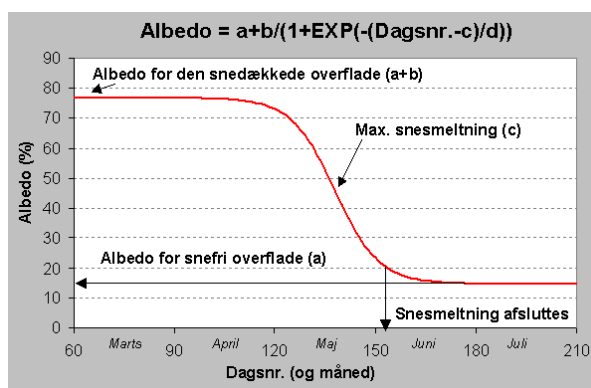
3. Konvertering af TOA bredbåndet refleksion til overflade bredbåndet albedo
4. Korrektion af overflade bredbåndet albedo for effekter af skydække over sne og is.

Stroeve *et al.* (in press) har i en sammenligning af albedoværdier fra *in situ* målinger og AVHRR data fundet, at de satellitbaserede albedoværdier i gennemsnit fra 14 stationer underestimerer den reelle albedo med 6%. I det følgende vil dette dog ikke have nogen betydning, når det forudsættes at underestimeringen er uafhængig af albedoniveaue.

For at sikre at der ikke inkluderes data fra områder med tyndt skydække er der foretaget yderligere sortering af data efter albedoberegningen. Sorteringen godkender kun de beregnede albedoværdier til videre anvendelse hvis:

1. $0 < \text{Kanal 4} - \text{kanal 5} < 1,8$, eller
2. $0 < \text{Kanal 3} - \text{kanal 4} < 9$

På grund af den store forskel mellem beregning af albedo for henholdsvis billeddata og punktdata kan umiddelbar sammenligning af værdier fra de to beregninger ikke foretages. Endvidere er de to datasæt også forskellig i opløsning, hvorfor værdierne af NSIDC data er et middel af flere overfladers refleksion end det er tilfældet for billeddata.



Figur 4.5. Modelling af snesmeltning fra albedoværdier. Modelling anvender en symmetrisk overgangsfunktion, Sigmoid. Betydende parametre til beskrivelse af snesmeltningen er angivet på figuren.

Modellering af punktdata

Albedoen anvendes til at estimere det relative snedække indenfor en pixel. I figur 4.5. er vist modelleringen af albedoværdierne ved anvendelse af en symmetrisk sigmoid kurve.

Modellering er foretaget med en symmetrisk sigmoid overgangsfunktion:

$$Albedo = a + \frac{b}{(1 + \exp(-(Dagsnummer - c)/d))} \quad (F 15)$$

hvor a , b , c og d er henholdsvis albedoværdien for snefrie områder, springet i albedo (fra fuldt til intet snedække), dagsnummer for vendetangenten samt parameter for hældningen omkring vendetangenten (dagsnr.⁻¹). Modellen forudsætter et konstant snedække med ens albedo igennem vintersæsonen og en stabil albedo for vegetationsdækket i vækstsæsonen.

Hall & Martinec (1985) beskriver anvendelsen af et lignende udtryk, men de anvender istedet areal af snedække til at modellere afsmeltningen. Da modelleringen i dette studie netop forsøger at estimere graden af snedække indenfor en arealenhed (subpixel) er det nødvendigt at bruge andre parametre. Den anvendte funktion er valgt ud fra en antagelse om at værdierne er relativt stabile før og efter snesmeltning samt at den pågældende funktion skulle være simpel og overskuelig. Dette har medført anvendelsen af ovenstående udtryk.

Til analyse af de individuelle år anvendes følgende parametre, som er baseret på modelleringen:

- Snesmeltningens start, S_{start}
- Snesmeltningens afslutning, S_{slut}
- Snesmeltningens længde, S_{lgd}
- Fuldt snedækkes albedo, A_{max}
- Intet snedækkes albedo, A_{min}

Da albedoen som nævnt ovenfor er en funktion af andelen af overfladetyper indenfor pågældende pixel er snesmeltningen defineret som startende ved albedo = 60% og af-

sluttende ved albedo = 20%. Valget af 60% for starten af snesmeltningen er taget for at muliggøre modellering af alle år. Nogle år har et meget sparsomt snedække hvilket medfører albedoværdier om vinteren på omkring 60%. 20% for S_{slut} er fastsat på trods af et lille yderligere fald i albedo. Det lille fald i albedo til værdier under 20% skyldes at enkelte snefaner stadig er tilstede i området, men antallet må antages at være lille og ubetydeligt for vegetationen generelt.

På baggrund af dagsnumrene for S_{start} og S_{slut} kan S_{lgd} beregnes. A_{max} og A_{min} tilsvarende henholdsvis $a+b$ og a i modellen.

4.3.5. Vækstsæsonen

Vækstsæsonen kan ikke direkte afbilledes fra satellitbilleder, men estimeres fra parametre som for eksempel vegetationsindeks (Myne- ni *et al.* 1998). Et af de mest anvendte er *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), som siden introduktionen af Rouse *et al.* (1973) gennem de sidste cirka 25 år har været anvendt til vegetationsanalyser.

NDVI

NDVI er defineret i 3.8.1. For NOAA AVHRR anvendes kanal 1 for RED (refleksionen i det røde spektrum) og kanal 2 for NIR (refleksionen i det nærinfrarøde spektrum).

Som det var tilfældet med albedoberegningerne er også NDVI-data blevet sorteret yderligere efter beregning for at undgå anvendelse af data med tyndt skydække. Følgende kriterier har derfor været anvendt til at godkende NDVI data med før de er blevet anvendt i den efterfølgende modellering:

1. $0\% < \text{Albedo (skykorrigeret)} < 20\%$
2. Overfladetemperatur $> 273^\circ\text{K}$
3. Kanal 1 < 10
4. (Kanal 1 - kanal 2) < 0

Modellering af punktdata

NDVI er anvendt til at modellere vækstsæsonen med for årene 1982-1996 med undtagelse af 1984, 1993 og 1994, hvor et sammenhængende datasæt ikke var til rådighed.

Modelleringen er foretaget med en dobbellogistisk funktion, som blev introduceret første gang af Fisher (1994) til modellering af vækstsæsoner for landbrugsnationer. Modellen passer også til den generelle beskrivelse af en arktisk vækstsæson:

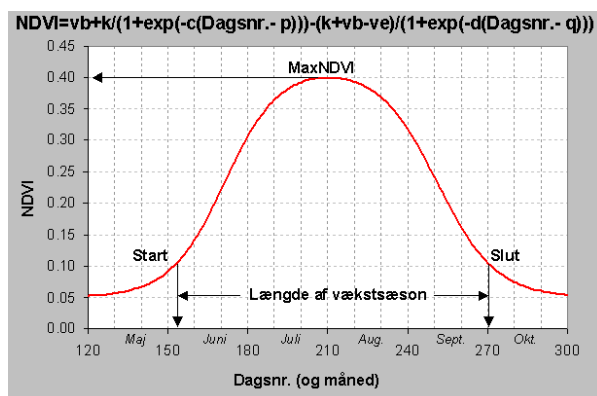
- Lavt ensartet niveau i NDVI ($< 0,01$) udenfor vækstsæsonen
- Hastig vækst til et maksimum og derefter aftagende igen
- Top-funktion, men med mulighed for en lang vækstsæson

og tidligere forslag til beskrivelse ved både lineære forhold og 2. gradspolynomier af vækstsæsonen er blandt andet givet i Lüdeke *et al.* (1996), Running *et al.* (1994) og Tamstorf & Hansen (in press).

Den dobbellogistiske funktion for NDVI og dagsnummer er defineret ved:

$$NDVI = vb + \frac{k}{(1 + e^{-c(t-p)})} - \frac{(k + vb - ve)}{(1 + e^{-d(t-q)})} \quad (F 16)$$

hvor vb og ve er niveauet af NDVI for henholdsvis før og efter vækstsæsonen. k er den høje asymptotiske værdi og giver således sammen med vb ($k+vb$) værdien af den maksimalt forekommende NDVI. p og q angiver dagsnummer, hvor vendetangenterne for modellen forekommer og c og d er relateret til hældningen ved de to vendetangenter og er udtrykt ved dagsnr.⁻¹.



Figur 4.6. Eksempel på modelleret vækstsæson. Den dobbellogistiske funktion er fittet til NDVI og dagsnummer. På figuren er angivet parametre for beskrivelse af sæsonen; MaxNDVI, sæsonlængde samt start- og slutdag for vækstsæsonen.

Ved analyse af alle de tilgængelige data er vb og ve fastsat til 0,05. Reelt falder NDVI til under 0 ved første snefald, men da vb og ve relaterer sig til vegetationens NDVI og ikke sne er det en acceptabel estimering. I figur 4.6. er modellen for vækstsæsonen ud fra et dobbellogistisk fit til NDVI vist.

Analysen af de enkelte års vækstsæson baseres på følgende beskrivende parametre fra modellen:

- Dagsnr. for vækstsæsonens start, V_{start}
- Dagsnr. for vækstsæsonens afslutning, V_{slut}
- Vækstsæsonens længde, V_{lgd}
- Maksimalt forekommende NDVI, MaxNDVI
- Dagsnr. for MaxNDVI, DOY_{max}

V_{start} og V_{slut} forekommer ved NDVI på 0,1. Valget af 0,1 som grænse er baseret på visuelle analyser af grafer for NDVI for alle vækstsæsonerne. Da niveauet for vegetation uden for vækstsæsonen er sat til 0,05 er det nødvendigt at have lidt mulighed for udsving i denne parameter uden at det "starter" en vækstsæson. V_{lgd} beregnes på baggrund af V_{start} og V_{slut} . MaxNDVI er den maksimalt forekommende NDVIværdi i løbet af en vækstsæson og definerer maksimum af sæsonen på dagen DOY_{max} . MaxNDVI er, som nævnt i afsnit 0, udtryk for grønheden af vegetationsdækket og dermed højt korreleret med frodigheden.

4.4. Resultater

Resultaterne af den retrospektive analyse præsenteres nedenfor. Først præsenteres resultatet af analysen af billeddata. Derefter præsenteres analyserne af punktdata først med testen af compositing og dernæst modelleringsresultaterne.

4.4.1. Middelår fra billeddata

Analysen af billeddata præsenteres i et program til at vise middelår af NDVI og sne-dække i vækstsæsonen. Programmet er programmeret efter bestilling (Lars Hansen, KU/GI), er inkluderet på den vedlagte Data-

CD og ser ud som vist i figur 4.7. I det venstre vindue (1) ses hele det analyserede område ved et NDVI billede hvor frodigheden varierer fra lav (gul) over mellem (grøn) til høj (rød). I dette vindue udvælges et hovedområde, som derefter ses i det øverste højre vindue (2). Ved valg i vindue (1) vil der "poppe" en advarsel om ActiveX op. Denne godkendes. Ved at trykke på forskellige pixels i vindue (2) vil grafen i (3) løbende opdateres. Grafen viser middel af NDVI (kurve) og snedække (søjler) for hver 10-dages periode. I venstre del af (3) kan man i stedet for NDVI og snedække-grafen vælge at se hvor mange billeder, som har ligget til grund for beregningen af middelåret.

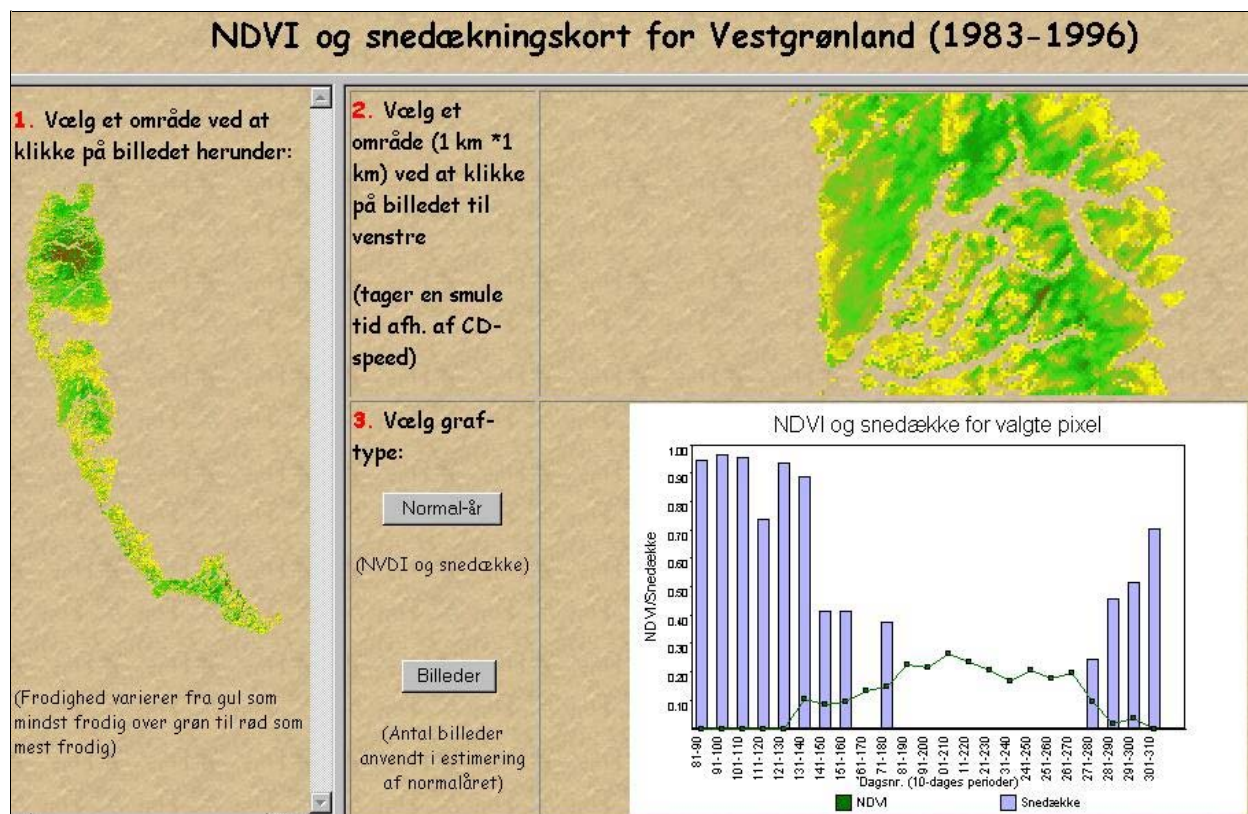
Grafen dækker vækstsæsonen fra dag 81 (22. marts) til dag 310 (6. november). Yderligere data indenfor hver 10-dages periode kan nemt tilføjes, idet de skal lægges i det respektive bibliotek i strukturen, som fremgår af Data-CD. Alle billederne ligger til rådighed for analyser i biblioteket CD:/Html/Data/AVHRR/. I dette bibliotek findes også en lut, som kan anvendes i Chips sammen med de enkelte billeder.

4.4.2. Maximum compositing

Modellering af vækstsæsonen er for hver enkelt sæson ved Brayasø foretaget på basis af rådata og 5, 7, 10, 14 og 30-dages *composite*-længder. For de fleste år kunne modelleringen ikke gennemføres med 30 dages *composite*, da antallet af data dermed var for lille til et fit.

I figur 4.8. er der vist et eksempel fra 1997 af *composite*-længdens indflydelse på den modellerede vækstsæson. Eksemplet er typisk for resultaterne af analysen.

Som det kan ses af figuren varierer starten af vækstsæsonen (ved NDVI = 0,1) med op til 9 dage afhængig af *composite*-længden. Tidligst er placeringen ved en *composite*-længde på 10 dage og senest er placeringen af starten ved anvendelse af rådata. I slutningen af sæsonen er forskellen imellem de estimerede dage en dag mindre. Her varierer den estimerede slutdag for vækstsæsonen med 8 dage imellem anvendelsen af rådata (tidligste afslutning) og 14 dages *composite* (seneste afslutning).



Figur 4.7. Program til præsentation af middelår for NDVI og snedække i vækstsæsonen i Vestgrønland. Forklaring findes i teksten nedenfor.

Ved vurdering af kurverne i figur 4.8. er det tydeligt at rådata giver det bedste fit af modelleringen for start og slut af vækstsæsonen og at de længere *composite*-længder giver et ringere fit. Samme konklusion kan drages ved analyse af de resterende vækstsæsoner. Anvendelse af *composite* vil medføre at vækstsæsonens start og slut ikke bliver "trukket ned" på plads og at estimeringen af datoer for disse derfor varierer urealistisk med op til 3 uger i forhold til hvad rådata antyder.

På denne baggrund er det valgt ikke at anvende data med *maximum composite* i modelleringen.

4.4.3. Modellering

Modelleringen af snesmeltningen og vækstsæsonen ved Brayasø vest for Kangerlussuaq og Narsarsuaq nord for Nuuk fra 1982-1998 har resulteret i årlige parametre til beskrivelse af:

- Snesmeltningens start, slut og længde
- Vækstsæsonens start, optimum, slut og længde
- NDVI for vækstsæsonens optimum

Endvidere er albedo for henholdsvis fuldt snedække og snefrie overflader blevet anvendt til et estimat af en middel albedo for de to overflader på lokaliteterne.

Usikkerhed for modellering

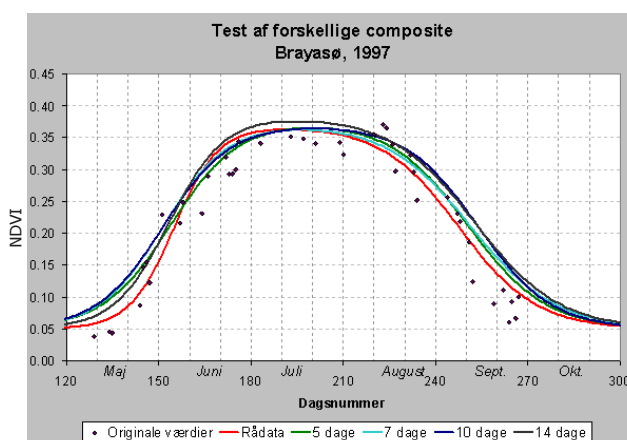
Alle modelleringer er blevet gennemført med en signifikansniveau på 99,9% eller bedre. Korrelationsværdier og R^2 for de enkelte år er vist i tabel 4.4.

Model-eksempler

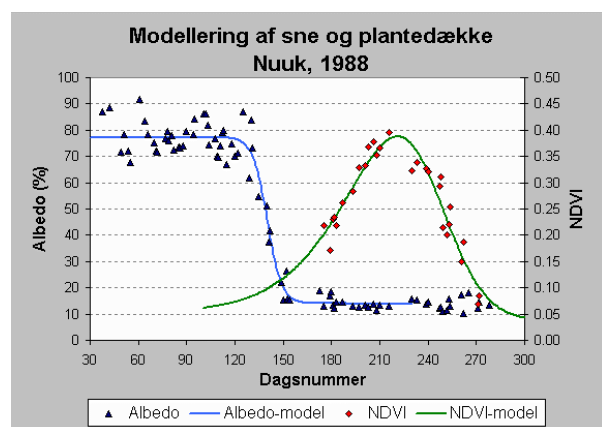
For hvert år kan modelleringen af snesmeltningen og vækstsæsonen kombineres i et plot for at visualisere resultaterne. I figur 4.9. og figur 4.10. er modelleringen for henholdsvis Nuuk i 1988 og Brayasø i 1996 vist.

Tabel 4.4. Korrelationsværdier og antal datapunkter (pr. år) for modelleringerne. Værdierne er gennemsnit af alle årlige modelleringer ved lokaliteten (± 1 standard afvigelse).

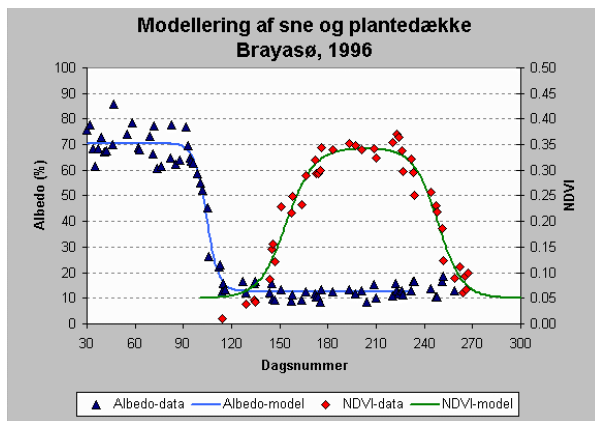
		Brayasø (V. for Kangerlussuaq)	Narsarsuaq (N. for Nuuk)
Snesmeltning	R^2	$0,95 \pm 0,04$	$0,97 \pm 0,02$
	n	68 ± 19	77 ± 15
Vækstsæson	R^2	$0,88 \pm 0,06$	$0,91 \pm 0,05$
	n	34 ± 10	31 ± 11



Figur 4.8. Variation i vækstsæson som funktion af composite-længde. Eksempel fra lokaliteten ved Brayasø i 1997. Vist er også placeringen af alle rådata for sortering til de forskellige composite.



Figur 4.9. Modellering af snesmeltning og vækstsæson baseret på albedo og NDVI fra daglige AVHRR data fra 1988. Eksemplet er fra en 25 km² pixel nord for Nuuk, hvor vegetationsdækket primært er lav dværgbuskhede og nedgræssede lavflader.



Figur 4.10. Modelling af snesmeltning og vækstsæson baseret på albedo og NDVI fra daglige AVHRR data fra 1996. Eksemplet er fra en 25 km² pixel ved Brayasø nordvest for Kangerlussuaq, hvor vegetationsdækket primært er dværgbuskhede.

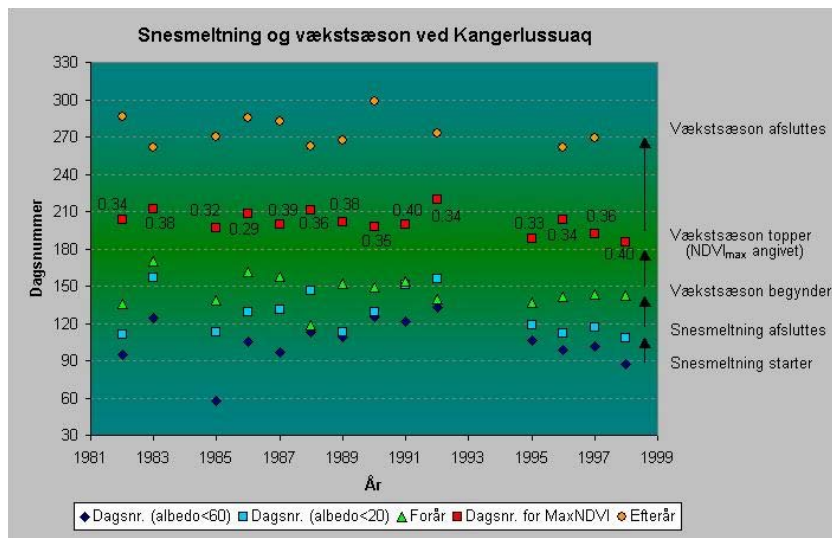
Den blå kurve angiver modellen for snesmeltningen baseret på albedodata (blå trekanter) og den grønne kurve angiver forløbet af vækstsæsonen og er baseret på NDVI data (røde cirkler).

Nuuk, 1988

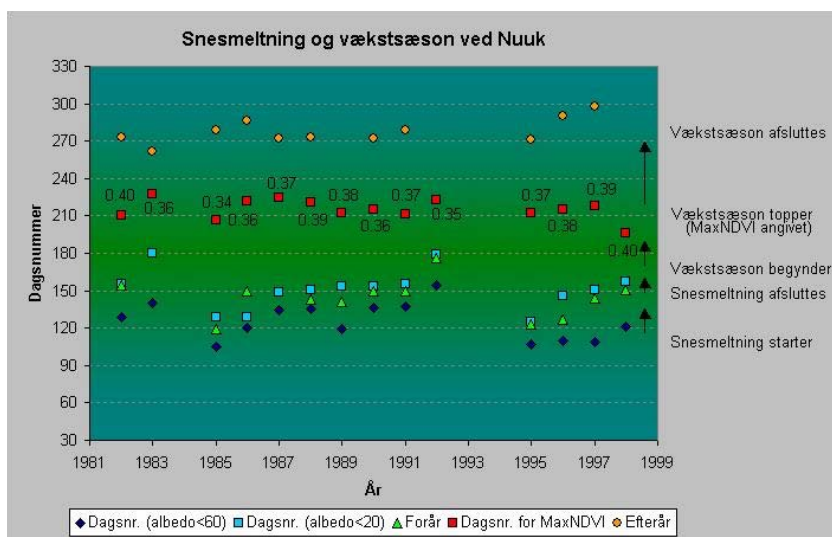
I 1988 var der ved Narsarsuaq nord for Nuuk en relativ normal snesmeltningsperiode på 14 dage efterfulgt af en vækstsæson på 130 dage, der startede op inden al sneen var smeltet af (figur 4.9.). Vækstsæsonen toppede normalt den 9. august og sluttede sidst i september i 1988.

Brayasø, 1996

I 1996 ved Brayasø var snesmeltningen kortere og tidligere end i forrige eksempel (figur 4.10.). 13 dage skulle der til for at smelte al sneen bort inden 22. april. Vækstsæsonen



Figur 4.11. Resultatet af alle fit for Brayasøområdet vest for Kangerlussuaq. Figuren viser dagsnumre for start og slut af snesmeltning, vækstsæsonens start, optimum med MaxNDVI samt dag for vækstsæsonens afslutning.



Figur 4.12. Resultatet af alle fit for Narsarsuaqområdet nord for Nuuk. Figuren viser dagsnumre for start og slut af snesmeltning, vækstsæsonens start, optimum med MaxNDVI samt dag for vækstsæsonens afslutning.

var relativ lang tid om at starte op, men top- per lidt tidligere på dag 203 (22. juli) og slut- ter på dag 261 (18. september), hvilket er næsten 1 uge tidligere end ved Nuuk i 1988. I modsætning til eksemplet fra Nuuk i 1988 når vækstsæsonen her hurtigt et topplan som holdes i relativt lang tid (ca. 6 uger).

Det er vigtigt at sammenligning af sæsoner i forbindelse med analyse af forskellige års snesmeltning- og vækstforhold foretages for samme område. Som beskrevet i afsnit 3.3.2. er klimaet i de to områder forskellige, hvilket bør tages i betragtning ved sammen- ligning imellem områderne.

Alle sæsoner

Beskrivelse af snesmeltningen og vækstsæso- nen for alle årene er vist for de to områder i henholdsvis figur 4.11. og figur 4.12. I enkel- te sæsoner er afslutningen af vækstsæsonen ikke blevet estimeret, idet antallet af data har været for få til at kunne give en dato for af-

slutningen. Sidste rådata for modelleringen af vækstsæsonen i Nuuk i 1989 var på dag 246 med en NDVI på 0,31. Ved så høje slut- værdier har modellen ikke mulighed for at blive trukket ned til en realistisk slutdato og denne antager istedet værdier over 300. Hvor dette er tilfældet er disse derfor udeladt af analyserne (gælder for Nuuk i 1991, '95 og '98 og for Kangerlussuaq i 1989, '92 og '98).

Middelår

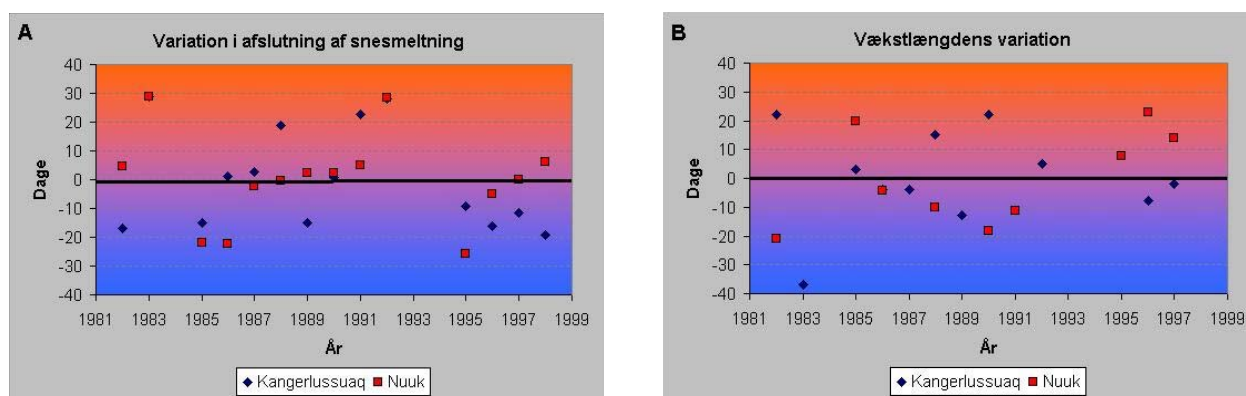
På baggrund af modelleringerne af snesmelt- ning og vækstsæson i perioden 1982-1998, kan der udarbejdes et middelår for de to områder. Værdierne for middelårene ved Brayasø og Narsarsuaq er vist i tabel 4.5.

Variation fra normalen

De modellerede data kan udover en beskri- velse af den enkelte sæson også anvendes til analyse af sæsonens afvigelse fra normalen (middel for den analyserede periode). En så- dan analyse kan foretages på alle parametre,

Tabel 4.5. Middelår (± 1 standard afvigelse) for de modellerede parametre ved henholdsvis Brayasø vest for Kangerlussuaq og Narsarsuaq nord for Nuuk i perioden 1982-1998.

	Brayasø	Narsarsuaq
Snesmeltningens start	105 \pm 19 dage	126 \pm 15 dage
Snesmeltningens afslutning	128 \pm 18 dage	151 \pm 16 dage
Albedo for fuldt snedække	73,0 \pm 6,0%	75,0 \pm 3,2%
Vækstsæsonens start	146 \pm 13 dage	144 \pm 16 dage
Vækstsæsonens afslutning	274 \pm 12 dage	278 \pm 10 dage
Vækstsæsonens længde	128 \pm 17 dage	140 \pm 17 dage
Tidspunkt for optimum	201 \pm 9dage	215 \pm 8 dage
MaxNDVI (v. optimum)	0,36 \pm 0,03	0,37 \pm 0,02
Albedo for snefri overflade	13,2 \pm 1,1%	13,7 \pm 1,1%



Figur 4.13. Præsentation af årenes afvigelser. A: Afslutning af snesmeltning, B: Længde af vækstsæson.

men i denne analyse er det valgt kun at fokusere på variationen i tidspunkt for afslutningen af snesmeltning og på variationen i vækstsæsonens længde.

I figur 4.13. er eksempler for afvigelsen af afslutning af snesmeltning og vækstsæsonens længde fra normalen vist. Afvigelse er vist som dage fra normalen i negativ og positiv retning. For Figur A er afslutningen af snesmeltningen vist. En placering under normalen (vandret linie) er en tidligere afsmeltning end normalt og over normalen er senere afsmeltning. Som det kan ses er variationen stor med afvigelser på op til 1 måned før og efter normalen. Specielt ved Nuuk (røde firkanter) er afvigelserne størst med 1983 og '92 som meget sene afsmeltninger, og 1985, '86 og '95 som meget tidlige afsmeltninger. Ved Kangerlussuaq er det også 1983 og '92 som er afsmeltet meget sent omkring 30 dage efter normalen (halvt skjult under de røde firkanter) mens de fleste afvigelser med tidligere afsmeltning ligger cirka 15 dage under normalen.

Figur B har et lignende spredt mønster for afvigelser af vækstsæsonens længde fra normalen. 1983 ved Kangerlussuaq falder dog ud med en ekstremt kort vækstsæson på 91 dage. I forhold til de øvrige har den over tre uger kortere vækstsæson end den næstkort-

Tabel 4.6. Vurdering af parametrene betydning for vegetationsdækket ved Brayasø vest for Kangerlussuaq i 1982-1998. Grøn (+) antyder fordele for vegetations udvikling og gul (-) antyder negativ indflydelse på vegetations udvikling i forhold til normalen. S er sent optimum og T er tidligt. ? er angivet hvor modellen ikke har kunnet estimere vækstlængden.

Kangerlussuaq	Afsmeltning	Vækstlængde	Tidspunkt for optimum	Frodighed
1982	+	+	S	
1983	-	-	S	
1985			T	-
1986		-		-
1987		+		+
1988		+	S	
1989		-		
1990		+	T	
1991	-	?		+
1992	-			
1995		?	T	-
1996	+	-		
1997			T	
1998	+	?	T	+

teste og hele 2 måneder kortere vækstsæson end den længste sæson i den undersøgte periode.

En vurdering af hver af vækstsæsonernes parametre i forhold til normalen kan foretages og tildeles. I tabel 4.6. og tabel 4.7. er tidspunkt for afsmeltning, vækstlængde, tidspunkt for optimum og frodighed vurderet for hver sæson og det er angivet om parameteren for det år antyder en positiv eller en negativ indflydelse på vegetationens generelle udvikling.

Tabel 4.6. viser vurdering af disse parametre for Brayasøområdet ved Kangerlussuaq. Grønt + antyder at pågældende parameter har været gunstig for vegetationens udvikling, hvorimod et gult - antyder at parameteren har været dårlig for vegetationens generelle udvikling. 1983 viser sig, som det blev antydet ovenfor, for de fleste parametre, som et dårligt år for vegetationen ved Brayasø. Kun frodigheden ved optimum af sæsonen var relativt normal. Specielt 1998 fremstår som en meget god sæson for vegetationen. Her var der en tidlig afsmeltning og et tidligt optimum med højere frodighed end normalt.

Lignende analyse ses i tabel 4.7. for Narsarsuaqområdet ved Nuuk. Specielt 1992 står ud fra de andre med både sen afsmeltning

Tabel 4.7. Vurdering af parametrene betydning for vegetationsdækket ved Narsarsuaq nord for Nuuk i 1982-1998. Grøn (+) antyder fordele for vegetations udvikling og gul (-) antyder negativ indflydelse på vegetations udvikling i forhold til normalen. S er sent optimum og T er tidligt. ? er angivet hvor modellen ikke har kunnet estimere vækstlængden.

Nuuk	Afsmeltning	Vækstlængde	Tidspunkt for optimum	Frodighed
1982		-		+
1983	-	?	S	
1985	+	+		-
1986	+		S	-
1987			S	
1988			S	+
1989		?		
1990		-		
1991				
1992	-	?	S	-
1995	+			
1996		+		+
1997				+
1998		?	T	+

og lav frodighed, hvorimod 1996 ved Nuuk var et godt år for vegetationen. Her var vækstlængden længere end normalt og frodigheden højere.

4.5. Diskussion og opsummering

Modellering og præsentation af sne- og vegetationsdække baseret på NOAA AVHRR er vist ovenfor. I det følgende vil metoderne og resultaterne blive diskuteret nærmere med henblik på at give læseren mulighed for at anvende disse i forbindelse med for eksempel forvaltning af naturressourcer i Vestgrønland.

4.5.1. Præsentation af middelår fra billeddata

Billeddata er blevet anvendt til at generere middelår for hele Vestgrønland i en opløsning på 1 km². Resultatet er præsenteret på vedlagte Data-CD og der er mulighed for at udvide datasættet med nye data indenfor de fastlagte 10-dages perioder.

Metoden er god til at give et hurtigt overblik over sne- og vegetationsdækket på Vestgrønland indenfor en periode, hvor kun få årlige data er til rådighed. Nogle perioder indeholder kun få data og disse vil derfor ikke være et udtryk for en middelperiode, men i stedet pågældende års værdi. Umiddelbart vil det heller ikke være muligt at undersøge hvilke år, som afveg fra normalen i enten positiv eller negativ retning.

Metoden blev udviklet til præsentation af de data, som var indkøbt af Asiaq og kan hjælpe til at give et overblik over forskelle imellem områder. En lignende løsning med bedre datagrundlag og anvendelse af modelleringen, som er præsenteret ved punktdataene i denne analyse vil derfor være muligt i fremtiden.

4.5.2. Maximum composite

Maximum composite blev udviklet til at frasortere data med blandt andet høje *off-nadir view-angles*, skydække og generere skyfrie scener på baggrund af flere scener med del-

vist skydække (Holben 1986). Siden da har metoden været vidt udbredt ved studier af tidsserier af NDVI. Typisk er *composite*-længden sat til 10 eller 14 dage og medfører, at man ved tidsserie analyser kun har to eller tre datapunkter til rådighed for hver måned (Potter & Brooks 1998, Teillet *et al.* 2000).

I forbindelse med undersøgelser af vækstsæsonen i Vestgrønland varierer længden af vækstsæsonen fra 3 til 4 måneders længde for en gennemsnitssæson. Da tidspunktet for opstart af sæsonen og længden af vækstsæsonen er vigtig for analyser af vegetationsændringer, klimaændringer etc. er det også vigtigt at et givent datasæt har en opløsning, som er tilstrækkelig for at monitere ændringer i de pågældende parametre. Effekten af forskellige *composite*-længder blev testet på baggrund af data for perioden 1982-1998, og det blev fundet at det bedste resultat kom fra anvendelse af alle data uden brug af *composite*. Anvendelsen af *composite* blev vurderet til at give for stor usikkerhed i bestemmelsen af start og afslutning af vækstsæsonen. Hvis data yderligere har gennemgået en sortering i forhold til *view-angle*, skydække etc. kan de anvendte tidsserier antages at være udtryk for de korrekte værdier.

Hope *et al.* (1999) har endvidere fundet at NDVI er relativt stabil i forhold til tyndt skydække; specielt for vegetation med værdier over 0,5, men der foreslås et skyindeks til anvendelse på data for at sikre skyfrie data. Data til dette har dog ikke været tilgængelige i dette studie hvorfor den ekstra skykorrektion er blevet anvendt.

4.5.3. Modellering af punktdata

Modelleringen af snesmeltning og vækstsæson er foretaget på 2 lokaliteter med en rumlig udstrækning på hver 25 km². På trods af den lille rumlige opløsning er data anvendt til udvikling og test af modellerne, og med et signifikansniveau på 99,9% eller bedre og R² værdier over 0,85 er det sket med stor succes. Det er vist, hvordan data kan analyseres og anvendes til at beskrive og sammenligne områdernes snesmeltning og vækstsæson.

Valg af snesmeltningssmodel

Valget af en sigmoid model er baseret på de bredt anvendte afsmeltningsskurver, som er baseret på arealudbredelsen af snedække (Hall & Martinec 1985). Ved visuel analyse var det dog tydeligt at afsmeltningen indenfor en pixel (subpixel) forårsagede samme kurveform, som for albedoens fald i forbindelse med afsmeltning. Data blev derfor fitet til en symmetrisk sigmoid funktion.

Ved anvendelsen af denne model er det altså muligt at modellere graden af snesmeltning på subpixel-niveau og dermed muliggøre mere detaljerede snesmeltningssstudier, hvor fokus kan ligge på små områder i modsætning til andre metoder, hvor større arealer skal anvendes.

Anvendelse af snesmeltningssparametrene

Den modellerede snesmeltning kan anvendes til at beskrive den enkelte sæson. Beskrivelse af foråret er væsentligt for vegetationen, idet tidspunktet for snesmeltningen er med til at afgøre, hvornår og hvor længe vegetationsdækket har til at gennemføre deres reproduktionscyclus (Lægaard 1981). År, hvor snesmeltningen rækker langt ind i den normale vækstsæson (f.eks. 1983 og 1992 ved begge lokaliteter) vil vegetationen have mindre tid og nogle planter vil måske ikke kunne gennemføre deres cyklus. Ved flere på hinanden følgende sæsoner af denne type, kan det medføre en væsentlig ændring i vegetationen.

Valg af vækstsæsonmodel

Ved valg af datagrundlag og model til modellering af vækstsæsonen var det vigtigt at funktionerne skulle kunne modellere de nævnte parametre til beskrivelse af vækstsæsonen, og at den valgte funktion var relativt enkel i sin opbygning og forståelse.

NDVI er et bredt anvendt vegetationsindeks, som har været brugt i blandt andet Arktis til modellering af biofysiske parametre som *leaf area index*, biomasse, primær produktion, klorofylindhold, CO₂ etc. (Cohen 1991, Franklin *et al.* 1997, Jacobsen & Hansen

1999, Lüdeke *et al.* 1991, Markon *et al.* 1995, Shippert *et al.* 1995, Stow *et al.* 1998, Tucker & Sellers 1986). Det er derfor oplagt at anvende NDVI til modelleringsstudier for vækstsæsoner i Grønland. NDVI har endvidere været anvendt i mange studier af tidsrækker af vegetationsdækket og Teillet *et al.* (2000) har da også NDVI med i deres opsummering af globale NOAA AVHRR data-sæt.

Tidligere har der været gjort forsøg med 2. gradspolynomier, som modelleringsfunktion (Tamstorf & Hansen in press), hvor NDVI data over 0,05 anvendes til modellering af vækstsæsonen og parametre som start, slut, længde og optimum af vækstsæsonen.

Forsøg har endvidere været gjort med en gaussisk funktion på samme kriterier, som nævnt ovenfor. Denne funktion er dog en udpræget top-funktion og muliggør derfor ikke modellering af lange vækstsæsoner, hvor NDVI ligger relativt stabilt over 1-2 måneder på midten af sommeren.

Lüdeke *et al.* (1996) præsenterer en model til beskrivelse af udviklingen i vegetationen over hele år og anvender en tre-delt model baseret på månedlige NDVI data. Modellen anvendes for løvskov til at estimere blandt andet tidspunkt for bladsætning og er en del af *Frankfurt Biosphere Model*. Tre-delningen anvender en flad, lineær NDVI om vinteren med stejl lineær vækst i foråret, som toppe hurtigt og aftager konvekst (større fald mod slutningen af sæsonen) mod vinterperioden.

Markon *et al.* (1995) anvendte 14 dages *maximum composite* fra NOAA AVHRR 1991 sæsonen til at bestemme vækststart, -optimum, -slut og -længde i Alaska. Max-NDVI blev også bestemt. Tidspunkt for vækststart og -slut blev sat til den periode, hvor NDVI overstiger 0,09. Hermed kunne kort til beskrivelse af fænologien i Alaska produceres.

Fisher (1994) introducerede den dobbelt-logistiske model, som også er anvendt i dette studie. Modellen anvendes på NOAA AVHRR

HRPT data over landbrugsarealer i Frankrig til først at beskrive to forskellige typer vegetation (sommer- og vinterafgrøder), og dernæst at kombinere disse i en analyse af fordelingen af disse på subpixel-niveau.

Følgende argumenter blev anvendt ved valget af den dobbel-logistiske model til modelleringen af vækstsæsonen ved de to lokaliteter i Vestgrønland:

- Godt fit til de anvendte data (bedre end alle tidligere testede)
- Ikke følsom over for mindre perioder uden data
- Relativ enkel formel med konstanter, som kan anvendes direkte i vurdering af vækstsæsoner

Anvendelse af vækstsæsonmodel

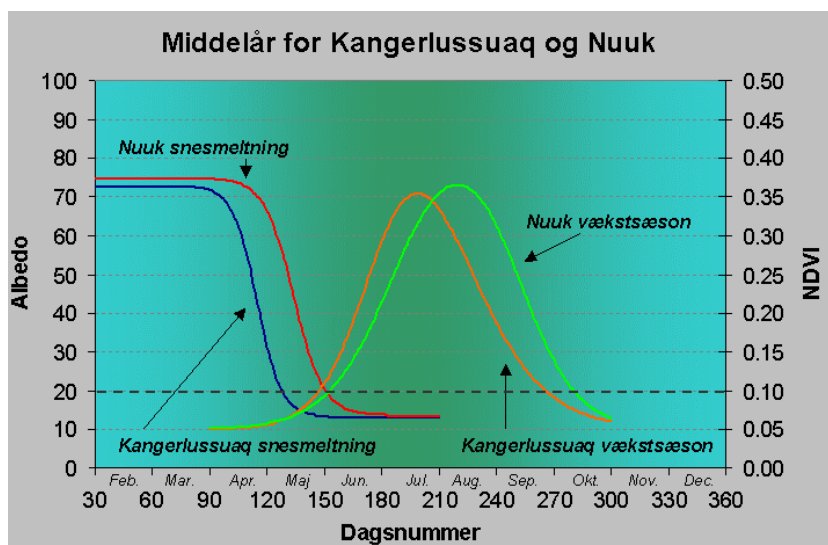
Vækstsæsonmodellen er blevet anvendt til at modellere vækstsæsonen for individuelle år i perioden fra 1982-1998 på baggrund af NOAA AVHRR GAC data. Output fra modellen inkluderer dels en grafisk præsentation af vækstsæsonen og dels bestemmelse af parametre for start, slut, længde og optimum af vækstsæsonen. MaxNDVI for optimum er også bestemt. Parametrene kan kombineres dels for en analyse af forskelle imellem sæsoner og dels for beregning af et middellår for pågældende position.

Da modelleringen er foretaget på GAC data (25 km²) kan vegetationen indenfor hver pixel ikke ventes at være homogen (mixel). Endvidere vil mange søer, snefelter og klippeoverflader også være til stede indenfor pixelen. Dette vil være med til at nedbringe niveauet af NDVI, hvorfor værdierne ikke er sammenlignelige med NDVI værdier fra HRPT data (1 km²). Ved bestemmelse af vækstsæsonens start og slut har størrelsen af pixelen ligeledes indflydelse. Flere snefelter indenfor en pixel vil medføre at vegetationstyper ved disse smelter sent fri og derfor har en anden sæsonprofil end det, som fremkommer ved modelleringen.

Hvis der vælges en højere rumlig opløsning vil antallet af forskellige vegetationstyper indenfor en pixel nedsættes. Da modellen kræver en relativ høj hyppighed af data kan højopløselige data (f.eks. Landsat og SPOT) ikke anvendes. Istedet vil metoden nemt kunne overføres til mellemopløselige NOAA AVHRR HRPT data. Disse data har en 1 km² opløsning og vil således give et godt overblik ved regionale analyser.

Generelt om resultaterne

Resultaterne for de to lokaliteter viser forskel dels imellem årene, men også imellem lokaliteterne. I figur 4.14. er de producerede middellår for hver lokalitet grafisk præsenteret.



Figur 4.14. Middellår for lokaliteterne ved Kangerlussuaq og Nuuk. Blå og rød angiver snesmeltning og orange og grøn angiver vækstsæsonen for henholdsvis Kangerlussuaq og Nuuk.

Spredningen i resultaterne af analysen er så stor at der ikke er tale om et normalår, men mere om et middel af resultater fra en år-række. For at definere et egentligt normalår skal datasættet dække en længere årrække. Indenfor klimatiske analyser anvendes således også 30 år som basis for normalår.

Hele middelsæsonen med snesmeltning og vækstsæson starter senere ved Nuuk end ved Kangerlussuaq, som ligger mere kontinentalt. I Nuuk er nedbøren større og snedækket som skal smeltes bort derfor tykkere. Dette medfører at vegetationen kommer senere i gang i Nuuk området end tilfældet er længere mod nord.

Hvor der ved Kangerlussuaq typisk går 2-3 uger fra snesmeltningen er afsluttet til vegetationen starter, er vækstsæsonen ved Nuuk i gang allerede før de sidste store snefelter er væk. Forskellen hertil kan skyldes at snedækket i Kangerlussuaq er meget tyndt, og at der kun skal få dage med plusgrader til for at det smelter bort, selvom frostgrader stadig forekommer i ugerne efter at sneen smeltede bort. Ved Nuuk kræver smeltningen af de tykkere snedækker længere perioder med varme temperaturer, og i løbet af denne proces, er sommeren så fremskreden at frost kun forekommer sporadisk.

For at drage egentlige konklusioner om forskelle i de to områder anbefales det at modelleringerne foretages dels med højere opløsning (1 km²) og dels over flere pixels, så usikkerheden ved søer, vand og store snefelter indenfor det analyserede areal mindskes.

Over den analyserede 18 års periode er der ingen synlige trends i de estimerede parametre. Variationen er til gengæld meget stor imellem de enkelte år og klimasvingninger over så kort en periode vil ikke være synlige i de pågældende områder.

Til analyse af eventuelle ændringer i vegetationsdækket vil en sammenholdt analyse med andre påvirkninger endvidere være at foretrække, idet ændringer både kan forekomme som konsekvens af klimaændringer,

men også af græsning eller antropogen påvirkning.

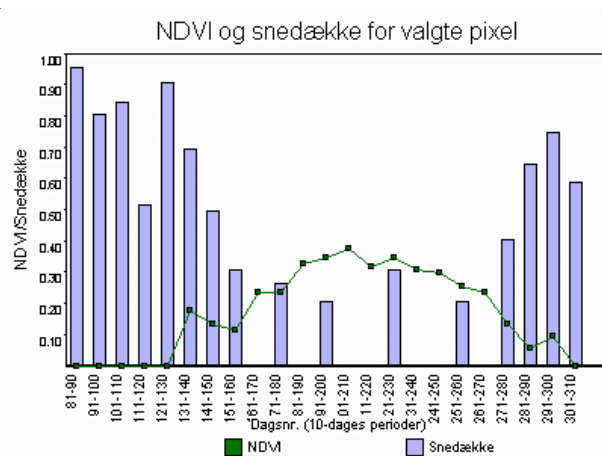
4.5.4. Anvendelse af billeddata

Ved at sammenholde resultaterne fra modelleringen af punktdata med middelårene for de tilsvarende lokaliteter baseret på billeddata findes i store træk de samme middelår.

Snesmeltingens start og afslutning kan genfindes på billeddataene men i løbet af vækstsæsonen forekommer flere observationer af snedække som kun er baseret på information fra et år. Figur 4.14. viser middelårene for punktdataene og hovedtrækkene af vækstsæsonen (start omkring 15. maj, optimum i slutningen af juli og afslutning på sæsonen i slutningen af september) kan genfindes på Figur 4.15. Ved en bedre korrektion og indsamling af flere data vil det således være muligt at anvende dette værktøj til enkelte hurtige analyser af snesmeltning og vækstsæson for positioner på Vestkysten. På trods af de store huller i datasættet er det således muligt at få en nogenlunde beskrivelse af et middelår for snesmeltning og vækstsæson.

4.6. Konklusion

Måden at præsentere billeddata var illustrativt god men for kvantitative analyser kræves der dels et bedre datagrundlag og dels modellering fremfor ren midling af resultater. Det kan dog konkluderes at metoden gi-



Figur 4.15. Middelår for position nord for Nuuk (tilsvarende position for punktdata) men baseret på billeddataene fra perioden 1983-1996. Grafen er hentet direkte fra Data-CD'en.

ver et udmærket overordnet billede af snesmeltning og vækstsæson på baggrund af data fra mange sæsoner. Ved kombination med et datasæt med tilsvarende temporal opløsning, som de anvendte punktdata og sammen med de anvendte modelleringer, vil metoden fra Data-CD'en være et stærkt værktøj til hurtigt at overskue forskelle imellem områder.

De præsenterede modelleringsmetoder er anvendt på punktdata og meget anvendelige for analyser af snesmeltning og vækstsæsoner i Vestgrønland. En fremtidig analyse bør derfor foretages over hele Vestgrønland med modellerne baseret på NOAA AVHRR HRPT data. En sådan analyse vil ikke kun give et

overblik over de enkelte år, men kan også være en støtte for forvaltningen.

I forbindelse med forvaltning af rensdyr og moskusokser vil en sammenhængende serie af analyser af snesmeltning og vækstsæson kunne danne grundlag for en bedre forståelse af klimaets indflydelse på blandt andet fødegrundlaget. Middelår kan beregnes og forholdene for enkelte år, som anvendes til detaljeret kortlægning vil kunne analyseres.

I øjeblikket er data for NOAA AVHRR tilgængelige tilbage til 1982 og med udsigten til fortsat nedtagning af disse data vil analyser af klimaændringer også kunne udarbejdes i fremtiden.

Del 5

Analyse af vegetation i satellitmærkede rensdyrs kerneområder

Af

**Mikkel P. Tamstorf
Danmarks Miljøundersøgelser, afd. for Arktisk miljø**

Analyse af vegetation i satellitmærkede rensdyrs kerneområder

I den følgende sektion præsenteres et eksempel på anvendelse af vegetationskortene fra Sektion 3.4 i en analyse af satellitmærkede rensdyrs foretrukne områder. Analysen er baseret dels på vegetationskortene og dels på positioner fra satellitmærkede rensdyr. Mærkning og oparbejdning af rådata er foretaget af Cuyler & Linnell (in prep.).

5.1. Indledning

Rensdyrbestanden i Vest- og Sydgrønland består i dag af to underarter: Tamren (*Rangifer tarandus tarandus*) og vildren (*Rangifer tarandus groenlandicus*). Tamrendrift forekommer i dag i Sydgrønland, mens en tidligere tamren-bestand ved Itinnera i Godthåbsfjorden er blandet med vildrener (Jepsen 1999). Bestanden i Vestgrønland har gennem de seneste 40 år haft store bestands-svingninger. Fra at bestå af cirka 100.000 dyr omkring 1970 til cirka 30.000 dyr i 1977 (Thing 1984). I 1990'erne er bestanden vokset til en bestand på cirka 20.000 (Grønlands Naturinstitut 1998). Estimeringerne er dog forbundet med stor usikkerhed. De antagne lave bestandsstørrelser på 10.000 dyr i 1993 førte til et totalt jagtforbud, som først blev ophævet i 1995 (Grønlands Naturinstitut 1998), da strengere fangstkvoter blev indført. I indeværende år har nye undersøgelser vist at estimeringerne fra 1990'erne var for små og at bestanden i 1999 nærmere er på mellem 30.000 og 55.000 rensdyr alene i Region Nord (C. Cuyler pers. komm.). Denne ændring har derfor ført til højere større fangstkvoter. Generelt er tallene for rensdyrbestandene under stor revurdering idet bestandsstørrelser og fangsttal ikke har stemt overens tidligere.

Årsager til ændringerne i bestandsstørrelse er blandt andet klimaændringer, overgræsning af vinterføden eller jagttryk (Fleischer 1993). Generelt er det dog normalt med stor skala svingninger (65 - 115 års cykler) i be-

standsstørrelsen om end det er ukendt hvad årsagen til dette er (Meldgaard 1986).

Kendskabet til fødegrundlaget er en vigtig parameter for at øge forståelsen af rensdyrbestandens fluktuationer. Kortlægning af rensdyrenes fødevalg og fordeling og tilstand af vegetationen er væsentlige for analyser af rensdyrenes levevilkår. En ny metode til kortlægning af rensdyrenes vandringmønstre og fødevalg blev introduceret i Grønland i 1997 og 1998, hvor 15 simler blev udstyret med halsbånd med satellitsendere (Cuyler & Linnell, afsnit 6). Senderne gav mulighed for at følge rensdyrenes vandringer i de efterfølgende to år og for at relatere deres positioner til vegetationskort. Resultaterne af sådanne undersøgelser er dog kun vejledende, idet en position i en vegetationstype ikke nødvendigvis betyder at rensdyret fouragerer på det pågældende tidspunkt.

5.2. Formål

Formålet med denne analyse er at identificere områder, hvor rensdyrene færdes og at analysere fordelingen af vegetationen i disse områder (*home range*). Til dette anvendes



Figur 5.1. Rensdyr (*Rangifer tarandus groenlandicus*) ved Narsarsuaq nord for Godthåbsfjorden, Juli 1999 (Foto: M.P. Tamstorf).

positionsdata fra satellitsenderne til estimate-ring af rensdyrenes *home range's* samt vegetationskortene, som blev præsenteret i Sek-tion 3.4.

Analysen vil endvidere vise mulighederne for anvendelse af vegetationskort i forvalt-ningen af Grønlands ressourcer.

5.3. Datagrundlag

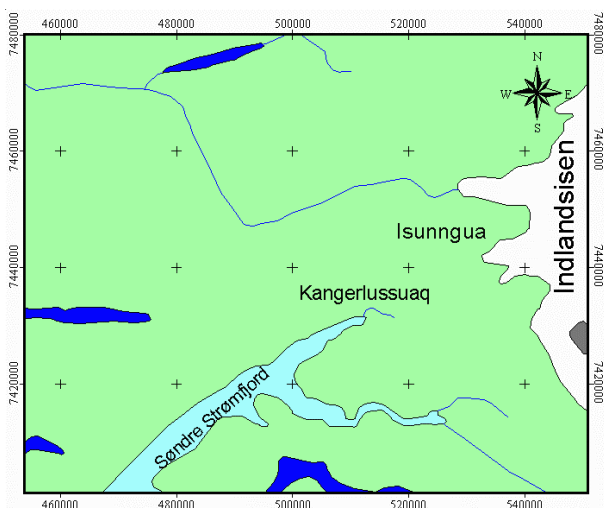
Datagrundlaget for denne analyse består dels af positioner fra satellitmærkede rensdyr og dels af vegetationskortene, som blev præ-senteret i Sektion 3.4.

Satellithalsbånd er påsat og data modtaget og oparbejdet af Christine Cuyler ved Grøn-lands Naturinstitut (Cuyler & Linnel in prep.).

5.3.1. Undersøgellesområder

Rensdyrenes opholdsområder i Vestgrønland er opdelt i 5 hovedområder efter topografien (Cuyler & Linnel in prep.). I dette studie er anvendt data fra områderne:

- **Region Nord** (afgrænset af Nordre Strømfjord i nord til Sukkertoppen Iskappe i syd og i østlig retning fra Sisimiut på kysten til indlandsisen i øst).
- **Region Central** (afgrænset fra kyst til indlandsis fra Sukkertoppen Iskappe i nord til Godthåbsfjorden i syd inklusiv Nunatarssuaq i øst og Akia i vest).



Figur 5.2. Delområde af Region Nord indenfor hvilket de satellitmærkede rensdyr er observeret.

I figur 5.2. og figur 5.3. er områderne, hvor de satellitmærkede dyr er observeret, vist med angivelse af vigtigste stednavne.

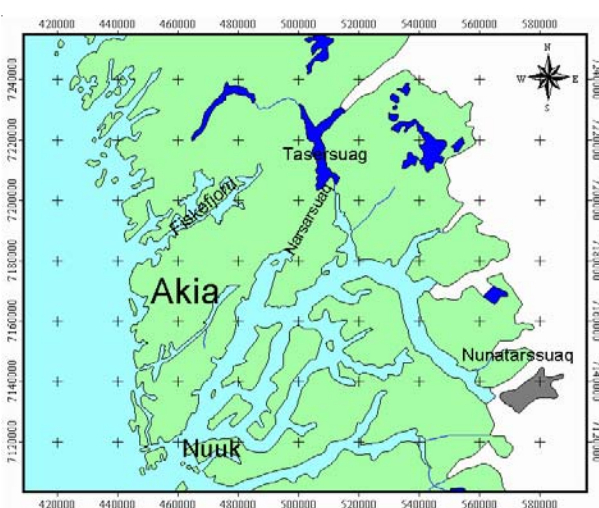
Indenfor hvert område har rensdyrene foretrukne områder (*home ranges*), hvor migrationen foregår frit. Rensdyrene krydser kun sjældent imellem hovedområderne, selvom det fysisk er muligt.

5.3.2. Positionsdata

ARGOS er et satellitbaseret positionerings-system, der fungerer som modtagestation for satellitsendere (*Platform Transmitter Terminal*) på jorden. ARGOS flyver på NOAA satellitterne og en nærmere beskrivelse af disse med overflyvningstid kan findes i afsnit 4.2.1. Satellitsenderen på jorden udsender et signal med kendt bølgelængde og når ARGOS satellitten passerer, anvendes dobler-effekten til at beregne senderens position. I dette studie er satellitsendere monteret på halsbånd på rensdyr i Vestgrønland, hvorved positionen af disse kan monitoreres og vandringsruter dermed fastlægges.

Montering af satellitsendere

Halsbånd med satellitsendere blev påsat rensdyr i løbet af vinteren 1997 og vinteren 1998. Rensdyrene blev indfanget fra snescooter uden bedøvelse, og påsætningen af halsbånd tog 15-20 minutter, hvorefter rensdyret blev sluppet løs igen (Cuyler & Linnel in prep.).



Figur 5.3. Delområde af Region Central indenfor hvilket de satellitmærkede rensdyr er observeret.

Nord for Kangerlussuaq blev der i marts 1997 mærket en simle og i marts 1998 6 simler. 3 simler døde undervejs i perioden og antallet af sendere, som leverer observationer, varierer derfor. På Akia nord for Nuuk blev 8 dyr (simler) mærket med satellitsendere i marts 1997. Alle sendere på nær én (simle med sender nr. 8145 døde i juni 1998) fungerede indtil vinteren 1999.

I tabel 5.1. er de enkelte senderes historie listet. Dyr med sensor nr. 7977 er ikke inkluderet i den efterfølgende analyse.

Data fra satellitsenderne

Satellitsenderne sendte positioner samt information om dyrets aktivitetsniveau. Aktivitetsdata vil dog ikke blive anvendt i denne analyse og kun opsætninger omkring positionsbestemmelse vil blive beskrevet.

Senderne blev programmeret til at sende i 7 timer hver 4. eller 6. dag. Derudover blev 4 af senderne programmeret til at sende dagligt i kælvningsperioden (1. maj – 30. juni) og 6 andre til at sende dagligt i jagtsæsonen (1. august – 30. september).

ARGOS behandler alle nedtagne positioner og rangerer dem efter usikkerhed i positionsbestemmelsen på en skala fra Z som den dårligste over B, A, 0, 1 og 2 til 3, som er den bedste kategori. Kun data med positioner i kategorien fra 1-3, som giver en statistisk usikkerhed på maks. 1.000 m. er inkluderet i analysen.

I 1998 og 1999 blev der foretaget en test af usikkerheden på positionerne i kategori 1-3 ved at undersøge modtagne positionsbestemmelser fra kendte stationære placeringer. Disse inkluderede dels sendere på de døde rensdyr og dels placering af senderen på kendt position i Nuuk. Resultatet af denne test var at usikkerheden i gennemsnit var på 371 m med en standard afvigelse på 315 m. Største afvigelse var på 2,8 km (Cuyler & Linnel in prep.).

Da flere observationer for samme dag forekom er data blevet sorteret efter bedste usikkerhedskategori, og test foretaget om den valgte position var indenfor et sandsynligt område. Derefter var data klar til analysen.

Tabel 5.1. Data fra de enkelte satellitsendere angivet på månedsbasis. x: løbende data, D: død, N: naturlig død, S: sender problemer (Mod. efter Tabel 6.1.).

	1997												1998												1999		
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M		
Region Nord																											
07979	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	N														
07978												x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	N		
07977												x	D														
07980												x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
07981												x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
11082												x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
21344												x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Region Central																											
08144	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
08145	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	D												
08146	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
08147	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
08148	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
02701	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
11064	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	S						
21335	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		

5.3.3. Kortmateriale

Vegetationskort

Vegetationskortene blev præsenteret i Sektion 3.4. og deres anvendelse og nøjagtighed diskuteres. Her skal derfor bare opsummeres hvilke vegetationstyper, som er anvendt i analysen. Kun overfladetyper tolket som vegetation er inkluderet i analysen idet skygge, skyer osv. ikke antages at have stor indflydelse på rensdyrenes valg af fourageringsområde. De inkluderede vegetationstyper er således: *Dværgbuskhede, lavholdig dværgbuskhede, krat, kær, græsland, steppe, fjeldmark, bar jord / klippe*. *Bar jord / klippe* er medtaget, idet overgangen mellem fjeldmark og denne kategori er flydende, og der kan forekomme små felter af lav indenfor denne klasse.

Topografiske kort

Til præsentation af *home ranges* og vandringsmønstre er der anvendt digitale topografiske kort fra Kort og Matrikelstyrelsen. Kortene er nærmere beskrevet i afsnit 3.5.3.

5.4. Teori og metode

I det følgende vil teori og metode bag analyserne af vegetationen i rensdyrenes foretrukne områder blive præsenteret. *Home ranges* vil blive defineret og teorien bag dem forklaret og metoder til analyse af forskelle i vegetationen indenfor *home range* præsenteret.

5.4.1. Rensdyrenes sæsoner

Året er opdelt i følgende årstider: Forårstræk, kælving, post-kælving, sommer, brunst, tidlig vinter, midt vinter og sen vinter. Data fra alle vintersæsoner er dog lagt sammen, da disse er meget ens. Desuden udelukkes forårstrækket, idet nogle dyr i denne periode vandrer så langt, at det ikke er relevant at tale om egentligt *home range* i relation til fødevalg. Det forudsættes

at dyrene i denne periode vandrer for at komme til et andet område og ikke på grund af vegetationens sammensætning langs vandringsruten. Sæsonernes fordeling på året fremgår af figur 5.4.

5.4.2. Estimering af *home range*

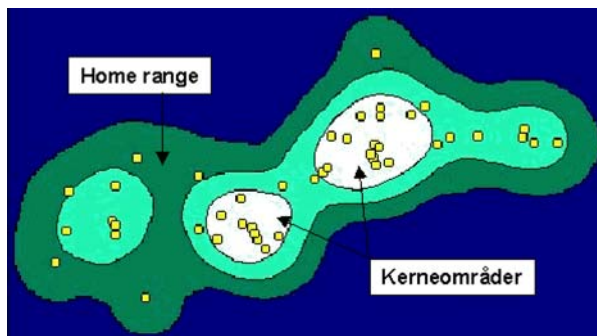
Home range kan defineres som: *Det område indenfor hvilket rensdyr bevæger sig igennem året under normale aktiviteter som fouragering, parring og kælving* (Burt 1943). Undersøgelse af *home ranges* og deres størrelse, udbredelse og udnyttelse er vigtig del af undersøgelser af rensdyrs økologi (Harris *et al.* 1990). På grund af manglende betegnelse på dansk er *home range* i det følgende anvendt for det område, indenfor hvilket, at rensdyrene bevæger sig 95% af deres tid. Betegnelsen anvendes således også for de sæsonopdelte anvendelsesområder.

I Vestgrønland er rensdyrenes *home ranges* meget forskellige i karakter. Nogle rensdyr er stationære og udnytter samme lokalområde hele året, mens andre er migrerende og vandrer fortrinsvis mellem vinter og sommerområder (Thing 1984). Grundet rensdyrenes migration og forskelle heri giver en beregning af *home ranges* indenfor sæsonerne væsentligt mere information om habitat- og fødevalg end ved en beregning på årlig basis. Den primære faktor til valget af forskellige *home ranges* er mulighederne for fouragering (Thing 1984), som ændres igennem året. Om vinteren er det således vigtigt for rensdyrene at finde områder med relativt tyndt snedække, så de kan komme igennem snelaget til vegetationen.

Beregning af *home ranges* på baggrund af radio- eller satellittelemetri har været foretaget siden starten af 1960'erne og har resulteret i et intensivt arbejde indenfor *home range* estimering og statistisk analyse af disse (Har-



Figur 5.4. Rensdyrenes karakteristiske sæsoner



Figur 5.5. Utilization distribution for en given punktmængde. Gule cirkler: observationer, Grøn: 95% UD, Lyseblå: 70% UD, Hvid: 50% UD (Hooge & Eichenlaub 1997).

ris *et al.* 1990). En af de første og enkleste metoder til estimering af *home range* er *Minimum Convex Polygons*, som også er en af de mest anvendte metoder (Harris *et al.* 1990). Metoden anvender alle yderpunkterne til at afgrænse dyrets bevægelser, men bliver dermed også kraftigt påvirket af enkelte positioner uden for den egentlige *home range*.

For at modvirke fejl fra sjældent benyttede ekstreme yderpunkter er statistisk baserede *home range* estimeringer blevet udviklet. Disse metoder anvender en sandsynlighedsfordeling af rensdyrenes positioner (*Utilization distribution*).

Utilization distribution (UD) angiver sandsynligheden for at de satellitmærkede rensdyr befinder sig inden for et givent område i det analyserede tidsrum (Van Winkle 1975). UD har den fordel at de ikke vægter ekstreme enkeltobservationer særlig højt og at de kan anvendes til analyser indenfor *home range*. Analyser indenfor *home range* kan foretages på baggrund af de forskellige sandsynlighedsfordelinger. Sandsynligheden for at rensdyrene er indenfor et givent område med 50% chance betegnes i det følgende som kerneområder, hvorimod områder med sandsynlighed på 95% betegner *home range* (figur 5.5.).

UD kan opdeles i to grupper; én som forudsætter en given fordeling af *home range* og én som ikke har forudsætninger om fordelin-

gen. Til den sidste hører blandt andet *Fixed kernel home range utilization distribution (Kernel-UD)*, som er anvendt i dette studie (Worton 1989).

Kernel-UD i denne analyse anvender *least squares cross validation (LSCV)* til bestemmelse af kernelbredden, som betinger, hvor stor en vægt tætliggende punkter har på analysen. Ved en bred kernel får fjerntliggende observationer større vægt, hvorved den overordnede form af *home range* træder frem, hvorimod smalle kernels favoriserer tætliggende observationer og giver dermed et billede af lokale variationer. *LSCV* anvender forskellig estimerer på kernelbredden, og anvender den, som giver den mindste fejl på sandsynlighedsestimeringen (Silverman 1986).

Kernel-UD metoden, som er anvendt til estimering af *home ranges*, er implementeret i *Animal Movement Analysis* pakken til ArcView (Hooge & Eichenlaub 1997).

5.4.3. Databehandling

Arbejdsgangen ved estimering af *home ranges* og analyse af vegetationstyperne fordeling er beskrevet i det følgende.

Positionsdata inddeles, som angivet i tabel 5.1., med 7 dyr i Region Nord og 8 dyr i Region Central. Data inddeles derefter i sæsoner (som i afsnit 5.4.1. inkl. vinteropdeling) og *home ranges* beregnes (afsnit 5.4.2.) på hver sæson i de to regioner. Alle *home ranges* vises grafisk og kombineres i en film (jvf. Data-CD'en). De enkelte *home ranges* er endvidere vist i Appendiks 11.

Data fra forskellige år slås sammen, så de repræsenterer samme sæson hvorefter *home ranges* beregnes for disse. De nye *home ranges* undersøges for opdeling. I Region Central holder 3 dyr til i det sydlige område, mens de andre migrerer til et nordligt kælvningsområde nordøst for Tasersuaq. Samme fordeling gør sig gældende i post-kælvningsperioden. I vinterperioden opholder ét dyr sig nord for Fiskefjord, mens de resterende tilbringer vinteren 30 km sydligere på den

anden side af Fiskefjord. *Home range* estimeringen af kælvning, postkælvning og vinter-sæsonen i Region Central er derfor opdelt i nordlige og sydlige *home ranges* indenfor samme sæson.

Vegetationstypernes fordeling i home ranges 100 meter bufferzoner omkring data for 2 sæsoner i hver region beregnes. Alle *home ranges* og bufferzoner "lægges ind over" vegetationskortene og fordelingen af vegetationstyperne indenfor hvert område beregnes for henholdsvis *home range*, kerneområder og bufferzoner.

Resultaterne fra 100 m bufferzonerne omkring hver positionsbestemmelse, anvendes til at undersøge om fordelingen af vegetationstyperne indenfor kerneområdet, kan anvendes som udtryk for fordelingen af vegetationstyper tæt ved de positioner, hvor dyrene er observeret.

For hver sæson er der foretaget en analyse af hvilke vegetationstyper dyrene foretrækker ved at beregne det arealmæssige forhold mellem de vegetationstyper som er tilgængelige i dyrenes kerneområder og i *home range* indenfor hver sæson:

$$\frac{Rel. \text{areal}_{\text{kerneomr.}}}{Rel. \text{areal}_{\text{"home range"}}$$

Indekset giver værdier fra 0 til uendelig med værdier over 1 for de vegetationstyper, som er hyppigere indenfor kerneområdet end i hele *home range* området.

5.5. Resultater

De satellitmærkede rensdyrs foretrukne vegetationstyper er præsenteret i det følgende for Region Central og Region Nord. Analyserne præsenteres med resultater fra begge regioner.

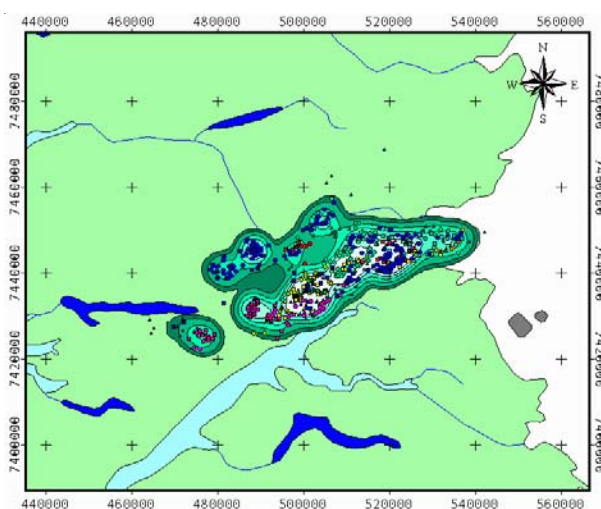
5.5.1. Samlede *home ranges*

For begge regioner er der på baggrund af alle observationer i perioden 1997-1999 estimeret *home range* for rensdyrene. Der er ikke taget hensyn til opdeling i sæsoner eller for-

skellige kælvningsområder, idet estimeringen er ment som et bud på det areal, hvori de satellitmærkede rensdyr primært har bevæget sig i perioden.

Figur 5.6. viser dels en oversigt over placeringen af alle observationerne nord for Kangerlussuaq i Region Nord og dels *home range* baseret på alle data. Der ses en tydelig koncentration af rensdyrenes positioner lige nordvest for Kangerlussuaq. Andre små delområder kan erkendes og disse kommer da også ud som separate *home ranges* i den følgende estimering af sæsonopdelte *home ranges*.

Estimeringen af *home range* baseret på alle observationerne fra Region Central (1997-1999) er vist i figur 5.7. 50% UD er udelukkende placeret i den sydlige del af *home range* på Akia. Andre områder bliver også benyttet kraftigt, om end i mindre grad, og inkluderer blandt andet et kælvningsområde nordøst for Tasersuaq tæt ved indlandsisen. Området nord for Fiskefjorden, står frem som et benyttet område, men kun defineret indenfor 90% UD. Selvom området bliver benyttet hele året er det kun et dyr og samlet set får det derfor ikke så stor vægt.

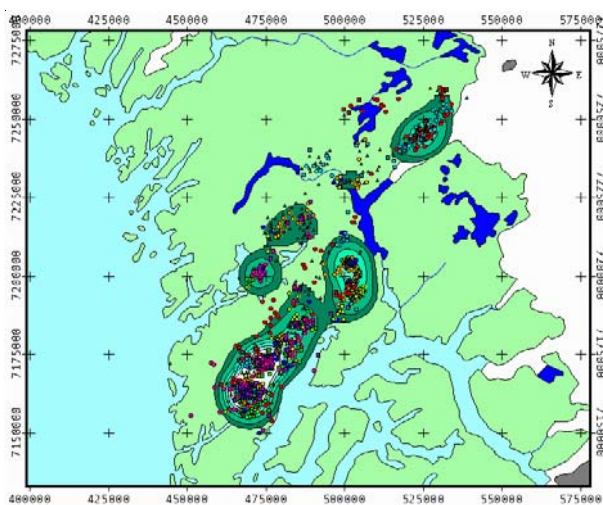


Figur 5.6. Estimeret *home range* for alle observationer i Region Nord (1997-1999). Observationerne er opdelt i sæsoner med lilla som de tidligste i perioden over rød, gul, grøn til blå for de sidste sæsoner.

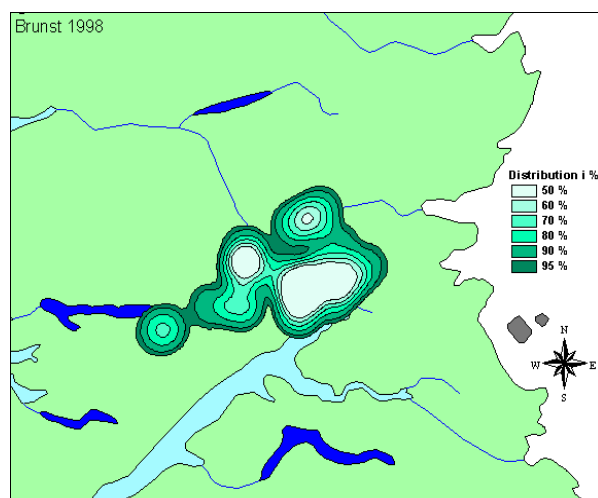
5.5.2. Sæsondelte home ranges

Sæsonopdeling af observationerne er foretaget som angivet i afsnit 5.4.1. og *home ranges* er estimeret for hver af disse. Eksempel fra brunstperiode i 1998 er vist i figur 5.8.

Home ranges for de to regioner er samlet i to film på vedlagte Data-CD, som viser den tidsmæssige variation af *home ranges* fra 1997 til 1999. Hvert billede er endvidere inkluderet i Appendiks 11.



Figur 5.7. Estimeret home range for alle observationer i Region Central (1997-1999). Observationerne er opdelt i sæsoner med lilla som de tidligste i perioden over rød, gul, grøn til blå for de sidste sæsoner.



Figur 5.8. Home range for brunstperioden i 1998 i Region Nord. Analysen inkluderer observationer fra 5 simler.

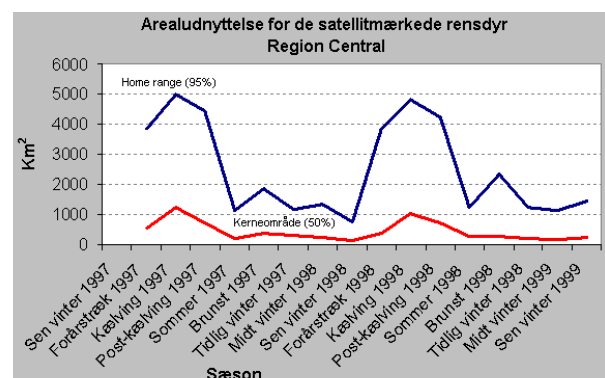
Ved at beregne arealet af de enkelte *home ranges* kan arealudnyttelse for de satellitmærkede rensdyr anskueliggøres og eventuelle store forskelle imellem sæsonerne undersøges.

I figur 5.9. er arealudnyttelsen for alle *home ranges* i Region Central vist. Ud fra figuren ses at *home ranges* for forårstræk, postkælvning og kælvning har en væsentlig større udstrækning end de resterende *home ranges*. Ved visuel analyse af den grafiske repræsentation af *home ranges* fra de pågældende perioder (Appendiks 11) er det tydeligt, at hver af disse *home ranges* reelt består af to *home ranges*. For yderligere analyse splittes disse op i nordlige og sydlige *home ranges* indenfor sæsonen.

5.5.3. Home range baseret på alle år

For at analysere generelle forskelle imellem områder er samme sæsoner fra forskellige år slået sammen for at danne *home ranges* baseret på alle de tilgængelige års data. Dette er blevet gjort og *home ranges* for de nye datasæt estimeret.

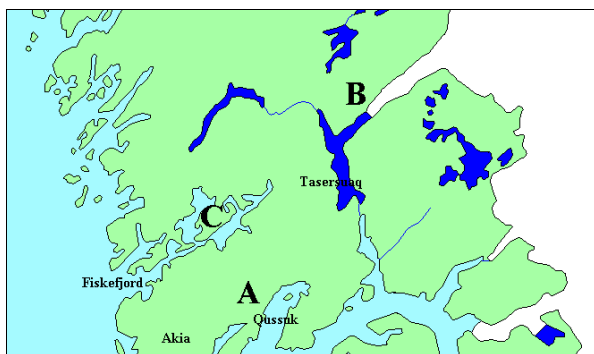
Med de nye *home ranges* er der estimeret i alt 5 fra Region Nord og 8 fra Region Central. Vintersæsonerne er slået sammen, da disse var meget ens ved visuel analyse af de individuelle *home range* kort. Endvidere er Forårstræk udeladt fra den følgende analyse, idet arealudnyttelsen er høj i forhold til de andre områder og dette skyldes, at rens-



Figur 5.9. Arealudnyttelse for home ranges i Region Central.

dyrene i denne periode migrerer fra vinterområderne til kælvningsområderne. Det kan således ikke tolkes som et egentligt *home range*, men mere som en transportkorridor. Vegetationstypernes fordeling indenfor denne transportkorridor kan derfor ikke anvendes til at analysere rensdyrenes fødevalg i denne periode. Det må istedet forventes at dyrene migrerer for at komme til kælvningsområdet og ikke primært for at spise den vegetation, som er langs ruten. Ved returnering fra kælvningsområdet er migrationen spredt over længere tid og observationerne fra migrationen kan derfor ikke sorteres fra.

I tabel 5.2. er karakteristika for de 13 *home ranges* summeret op. Antal observationer som *home ranges* er estimeret på basis af, er



Figur 5.10. Omtrentlig placering af home ranges for de mærkede rensdyr. A: Hele året for nogle dyr, vinter for andre. B: Kælvning og sommer for nogle dyr. C: Vinter for et dyr.

Tabel 5.2. Karakteristika for home ranges baseret på observationer fra flere år. n angiver antal observationer som home range er baseret på og forhold angiver forholdet mellem arealet af kerneområder (50% UD) og home ranges (95% UD).

Region	Home ranges	n		Kerneområde km ²	Forhold %
		antal	Home range km ²		
Central	Kælvning_Nord	52	693	105	15.2
	Kælvning_Syd	45	176	16	9.1
	Postkælvning_Nord	86	1464	133	9.1
	Postkælvning_Syd	57	136	22	16.2
	Sommer	508	1030	222	21.6
	Brunst	96	1930	339	17.6
	Vinter_Nord	72	216	23	10.6
	Vinter_Syd	324	854	139	16.3
Nord	Kælvning	33	513	129	25.1
	Postkælvning	53	469	86	18.3
	Sommer	238	913	75	8.2
	Brunst	40	829	65	7.8
	Vinter	203	662	114	17.2

listet sammen med arealet af henholdsvis *home range* og kerneområder. Forholdet imellem kerneområdet og *home range* arealet er endvidere beregnet. Som det kan ses udgør kerneområderne mellem cirka 8% og 25% af *home ranges*.

Udfra fordelingen af de nye *home ranges* og specielt kælvningsområderne kan placeringen af kælvningsområderne for rensdyrene erkendes. I figur 5.10. er den omtrentlige placering af kælvningsområderne i Region Central vist.

For Region Nord er der primært ét kælvningsområde, der ligger lige nord og nordøst (indenfor 20kms afstand) for Kangerlussuaq. Positionen af disse kan ses på figurerne i Appendiks 11.

Relativ fordeling af vegetationstyper *Home ranges*, som listet i Tabel 5.2., er anvendt til at analysere fordelingen af vegetationstyperne indenfor rensdyrenes fourageringsområder med.

I figur 5.11. er fordelingen af vegetationstyper indenfor home ranges i Region Nord vist. Alle områder ligner i store træk hinanden, hvad angår fordelingen af de vegetationsdækkede overfladetyper. Dog er der indenfor kerneområdet i brunst- og vinterperioden mindre græsland end i de andre sæsoner. Andelen af dværgbuskhede er til gengæld større i brunst- og vinterperioden.

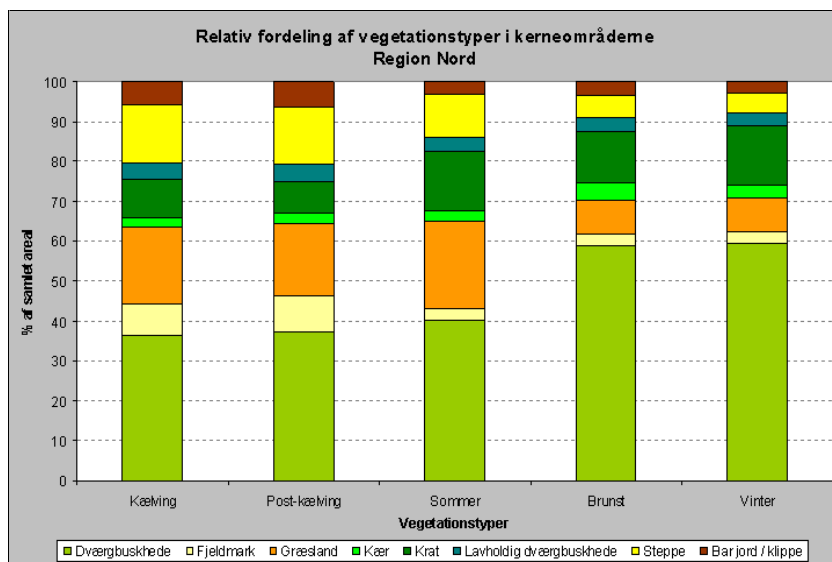
I figur 5.12. er fordelingen af vegetationstyper indenfor home ranges i Region Central vist. Områdernes dækning er vist som procent af det totale vegetationsdækkede areal. Som det fremgår af figuren er vegetationen i de nordlige områder (kælvning_Nord og post-kælvning_Nord) noget forskellig fra vegetationen i de øvrige områder. Vegetationen i de øvrige områder er præget af især lavholdig dværgbuskhede (45%-60%), dværgbuskhede (15%-20%) og kær (8%-15%), hvorimod de nordlige og højereliggende områder har større andele af fjeldmark (45%-55%) og bar jord (15%-25%). Krat har i alle områder lille udbredelse (max. 3%).

Fordeling af vegetationstyper indenfor *home range*

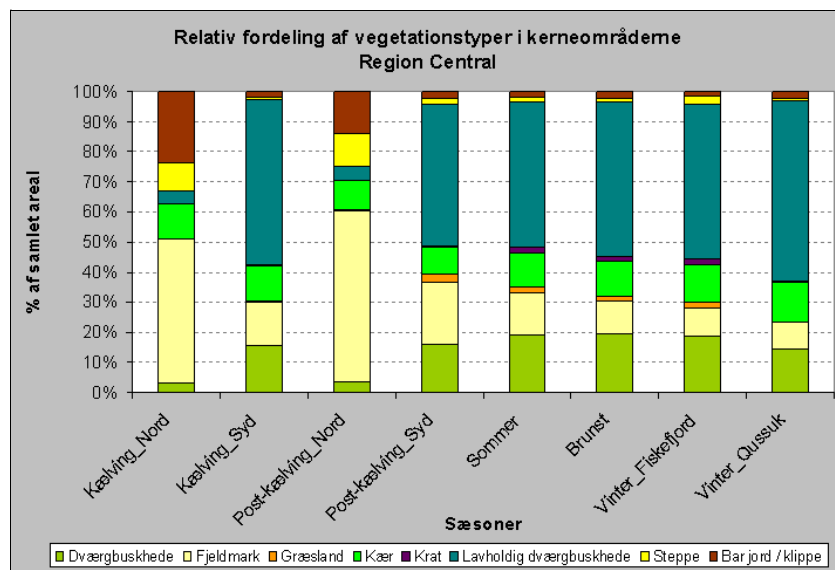
Fordeling af vegetationstyperne indenfor *home range* kan anvendes som udtryk for rensdyrenes foretrukne vegetationstyper. Ved at beregne forholdet mellem kerneområderne og *home range* fås værdier over én for typer som er hyppigere repræsenteret i kerneområderne (50% UD) end i *home range* områderne (95% UD). I figur 5.13. og figur 5.14. er de foretrukne vegetationstyper indenfor hvert område vist.

Figur 5.13. viser fordelingen af rensdyrenes foretrukne vegetationstyper i Region Nord. I kælvnings- og post-kælvningsperioden er hovedparten af positionerne lokaliseret i et område med overvægt af fjeldmark i forhold til

hele *home range*. Også steppe, lavholdig dværgbuskhede, græsland og kær er hyppigere i kerneområdet i denne periode, men i mindre grad end fjeldmarktypen. I sommerperioden er det græsland, som er repræsenteret hyppigere end i hele *home range*. Også krat og steppe er hyppigere her, men i mindre grad end græsland. Bar jord / klippe og fjeldmark er tilgængelig underrepræsenteret i kerneområderne i sommer perioden. I brunst- og vinterperioderne er dværgbuskhede og kær områder hyppigere i kerneområderne end i de omkringliggende områder. Krat og lavholdig hede er stort set lige meget repræsenteret. I vinterperioden er der ikke så stor forskel på kerneområder og hele *home range*, som i de andre sæsoner.



Figur 5.11. Fordeling af vegetationstyper indenfor *home range* i Region Nord.



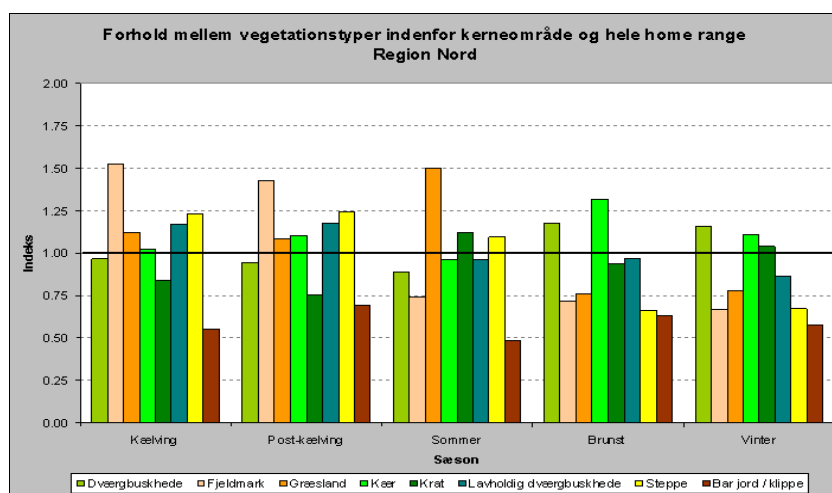
Figur 5.12. Fordeling af vegetationstyper indefor *home range* i Region Central.

I figur 5.14. er indekset for den relative fordeling af vegetationsdækkede arealer indenfor kerneområdet (50%) samt indenfor hele *home range* området (95%) vist for Region Central. For alle de estimerede kerneområder er det kun de nordlige områder i kælvning- og post-kælvningsperioderne at lavholdig dværgbuskhede ikke er repræsenteret hyppigere i kerneområderne. I disse områder er det tilgængelig de mere sparsomt bevoksede overfladetyper (bar jord / klippe, steppe og fjeldmark), som er repræsenteret hyppigere, mens krat og græsland stort set ikke er tilstede i forhold til hele *home range*. Også kærområdet er repræsenteret hyppigere i de nordlige områder, når det gælder den interne fordeling af vegetationstyperne. I sommer, brunst og vinterperioderne er det kun den lavholdige dværgbuskhede og kærområdet, som er hyppigere præsenteret i kerneom-

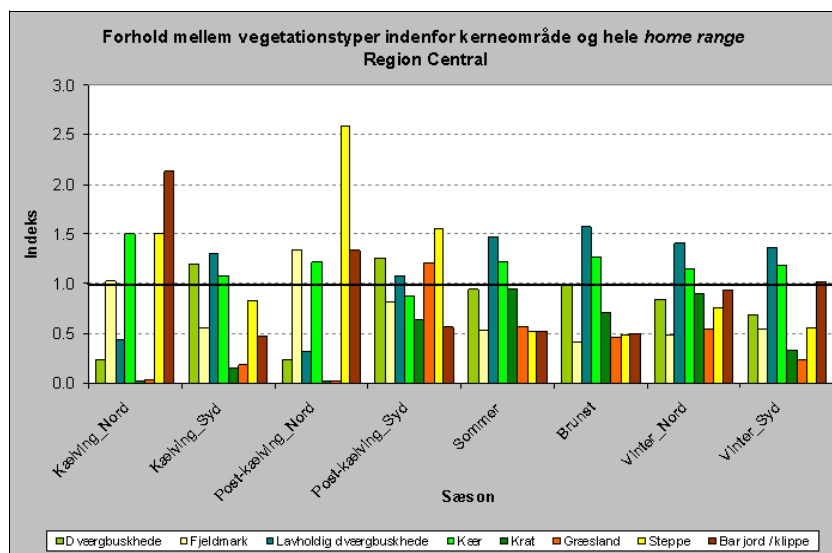
råderne, hvorimod græsland og steppe er underrepræsenteret.

Vegetationen i kerneområder og tæt ved observationerne

Idet kerneområderne er baseret på observationer af rensdyrenes position for hver 4. til 6. dag, er der inkluderet en hvis usikkerhed i estimeringen af vegetationstypernes fordeling i kerneområderne. Der er derfor foretaget en analyse af vegetationstypernes fordeling indenfor en 100 m bufferzone omkring alle de observerede positioner. En sammenligning af vegetationsfordelingen indenfor bufferzonerne og indenfor kerneområder skulle derfor være relativt ensartet, hvis kerneområderne skal kunne anvendes, som et udtryk for den generelle fordeling af vegetationstyperne i rensdyrenes fourageringsområder.



Figur 5.13. Rensdyrenes foretrukne vegetationstyper indenfor hver home range i Region Nord vist ved forholdet mellem 50% UD og 95% UD.



Figur 5.14. Rensdyrenes foretrukne vegetationstyper indenfor hver home range i Region Central vist ved forholdet mellem 50% UD og 95% UD.

I såvel Region Nord (figur 5.15.) som Central (figur 5.16.) er fordelingen af vegetationstyper indenfor kerneområderne og i bufferzonerne meget ens. Forskellene er for det meste kun få procent og derfor antages vegetationstypernes fordeling i kerneområderne at være udtryk for den reelle udnyttelse af vegetationstyper for rensdyrene i størstedelen af den periode de fouragerer i. Dværgbuskhederne i Region Nord er de eneste, hvor forskellen overstiger 5 procentpoint. En yderligere diskussion af usikkerheder i disse analyser følger nedenfor.

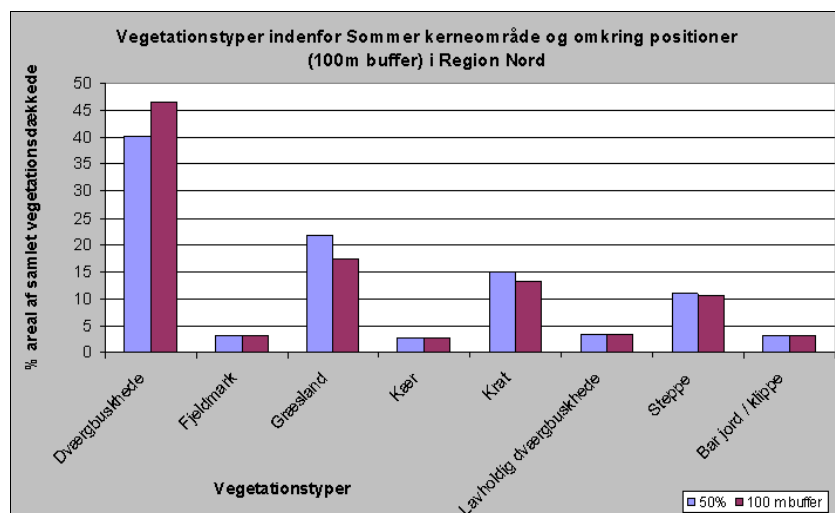
Sammenligning af kælvningsområderne

Da kælvningsområderne er vigtige for rensdyrene (Klein 1991), foretages der en analyse af vegetationstypernes fordeling indenfor disse set i forhold til hinanden og i forhold

til de generelle områder som rensdyrene færdes i.

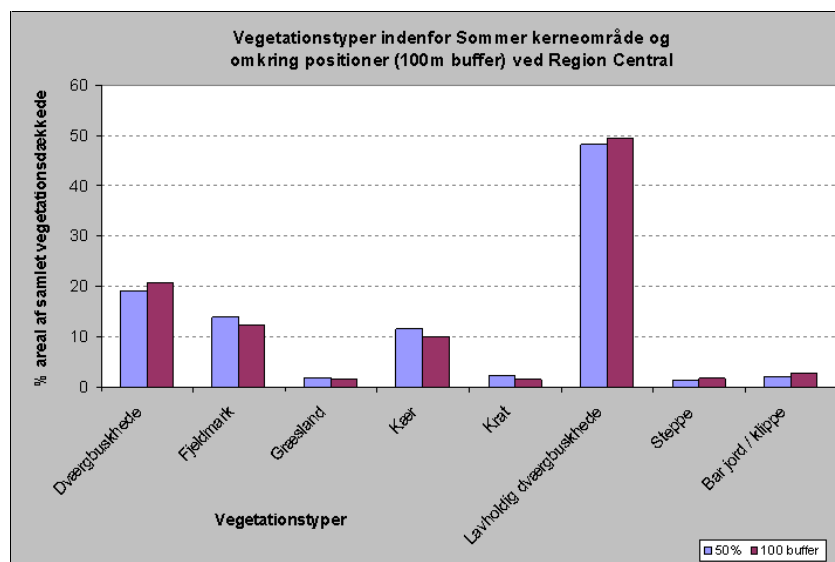
I figur 5.17. er resultatet af denne analyse vist. Vegetationstypernes fordeling i 50% UD's for kælvningsområderne er set i forhold til fordelingen i 95% UD's for de generelle *home ranges*.

I Region Nord er forskellen fra fordelingen i den generelle *home range* til fordelingen i kælvningsområdet ikke særlig stor. Størst forskel er der på fjeldmark og steppe, som er hyppigere repræsenteret i kælvningsområdet (ca. 20%) end i det generelle *home range*. Dværgbuskheder, kær, krat og bar jord / klippe er tilgængelig underrepræsenteret i kælvningsområdet i forhold til den generelle fordeling.



Figur 5.15.

Vegetationstypernes fordeling i Region Nord indenfor henholdsvis kerneområder og i en 100 m buffer omkring alle observationspunkter.



Figur 5.16. Vegetationstypernes fordeling i Region Central indenfor henholdsvis kerneområder og i en 100 m buffer omkring alle observationspunkter.

Væsentlig større forskel mellem fordelingen i kælvningsområderne og de generelle områder, finder man i det nordlige kælvningsområde i Region Central. Her er dværgbuskhede, græsland, krat og lavholdig dværgbuskhede stort set ikke repræsenteret, hvorimod de mere vegetationsfattige typer, fjeldmark, steppe og bar jord/klippe er væsentligt hyppigere end generelt. Specielt steppe (indeks 3,4) og bar jord/klippe (indeks 7,0) er meget hyppigere i dette kælvningsområde. Kærområderne er lidt hyppigere i kerneområderne.

I det sydlige kælvningsområde i Region Central er det kær og lavholdig dværgbuskhede, som er hyppigere til stede end generelt i *home range*. Græsland og krat er stort set ikke til stede, mens de resterende typer (dværgbuskhede, fjeldmark, steppe og bar jord/klippe) kun er repræsenteret omkring halvt så meget som i *home ranges* generelt.

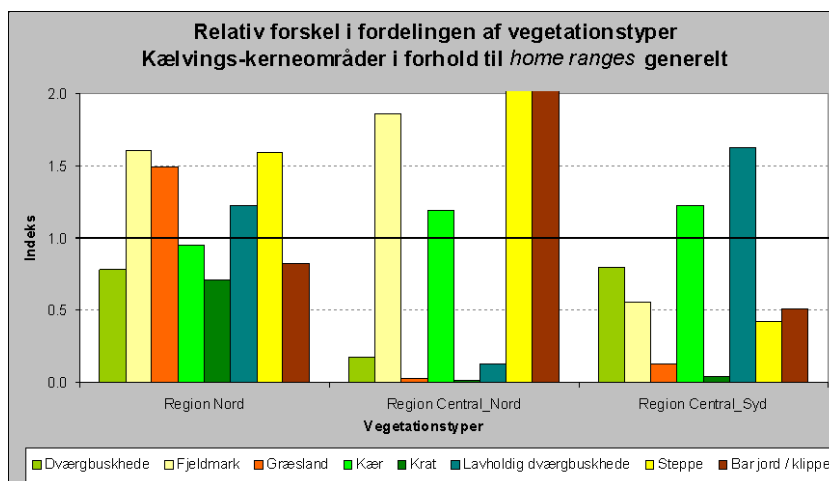
5.6. Diskussion

Beregningen af *home ranges*, dels for det samlede datasæt i hver region og dels for de sæsonopdelte data har vist, hvor de satellitmærkede rensdyr bevæger sig og sandsynligvis fouragerer på forskellige tidspunkter af året. Idet det forudsættes at rensdyrene fouragerer de steder hvor de opholder sig, og ikke hviler et sted og fouragerer et andet, er observationerne udtryk for deres fødevalgshabitater. Ved en analyse af vegetationens fordeling indenfor dette område vil det således være muligt at give en karakteristik af

hvilke vegetationstyper rensdyrene foretrækker.

5.6.1. Home ranges og migration

Rensdyrene i de to regioner udviser en forskel i størrelsen af deres arealudnyttelse. Hvor rensdyrene i Region Nord bevæger sig over et 1.267 km² område bevæger dyrene i Region Central sig rundt på 1.736 km². Grunden til dette kan være flere årsager, men både Thing (1984) og Meldgaard (1986) nævner bestandsstørrelsen som værende korreleret med antallet af rensdyr, som migrerer langt mod vest om vinteren. Eftersom bestanden i øjeblikket er langt mindre end tidligere (Grønlands Naturinstitut 1998) har bestanden mulighed for at finde deres føde uden at migrere langt mod vest. *Home range* arealerne er baseret på 95% UD og er således kun udtryk for det område, hvor dyrene bevæger størstedelen af tiden og inkluderer ikke yderpositionerne af rensdyrenes bevægelser samt eventuelle transportområder fra en *home range* til en anden. Disse bevægelser er kun sporadiske og er forårsaget af migration mellem områder eller flugt ved forstyrrelser af forskellige arter (mennesker, insekter etc.). I denne undersøgelse er observationer fra flere dyr slået sammen selvom dyrenes vandringsmønstre i princippet er uafhængige. Ved en detaljeret gennemgang af dyrenes vandringsmønstre er det dog besluttet at de sammenholdte observationer kan anvendes, som udtryk for en fælles *home range*.



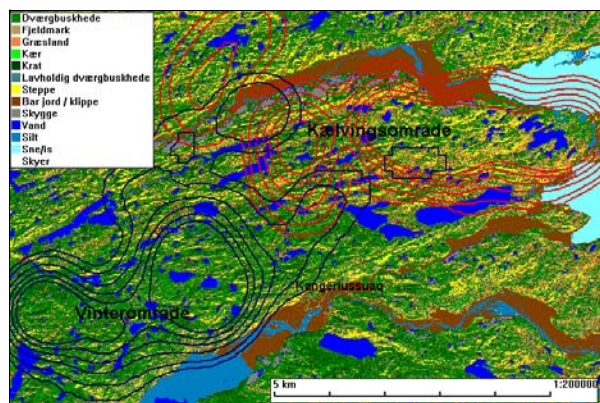
Figur 5.17. Fordelingen af vegetationstyper i kælvningsområder i forhold til fordelingen generelt i pågældende region (Værdier over 1,0 er således hyppigere repræsenteret i kælvningsområdet end generelt i hele *home range*).

Region Nord

I Region Nord begrænser bevægelserne af de satellitmærkede rensdyr sig til et cirka 1.250 km² stort område umiddelbart nord for Kangerlussuaq. Området strækker sig fra indlandsisen ved Isunngua over cirka 70 km til vest for Kangerlussuaq. Rensdyrene har et migrationsmønster, hvor de i kælvnings- og post-kælvningsperioden opholder sig tæt ved indlandsisen, mens de i resten af året tilbringer størstedelen af tiden lidt længere fra indlandsisen.

I figur 5.18. er den omtrentlige placering af vinter- og kælvningsområder vist på vegetationskortet. Placeringen af specielt kælvningsområderne er dog varierende, som det kan ses af figurerne for placering af *home ranges*. I perioden fra marts 1997 til januar 1998 er der kun observationer fra et dyr. Disse positioner følger sammen mønster som positionerne fra de 6 mærkede dyr fra 1998-1999, om end placeringen af kælvningsområdet ligger en smule tættere ved isen.

Thing (1984) beskriver mulige placeringer af *home ranges* i Region Nord, hvor det primære sommerområde er placeret tilsvarende figur 5.18. Det primære vinterområde er dog beskrevet væsentligt mere mod vest end tilfældet er for de 7 mærkede rensdyr i dette studie. Heller ikke et sekundært vinterområde syd for Isunngua bliver anvendt af de mærkede rensdyr.



Figur 5.18. Placering af henholdsvis vinter (blå) og kælvningsområder (røde) for de satellitmærkede rensdyr vist på vegetationskortet. Home range er beregnet på baggrund data fra perioden 1997-1999.

Det ses af figur 5.18. at rensdyrene ikke benytter de af Thing (1984) nævnte vinterområder men er lokaliseret længere mod øst. Mærkningen af rensdyrene er foretaget om vinteren og det må derfor antages at de mærkede dyr var i deres primære vinterområde i denne vinter og ikke bevæger sig længere mod vest. Da mærkning af rensdyr i andre vinterområder ikke har været foretaget er det derfor ikke muligt at udelukke at en del rensdyr foretager denne migration fra kystnære til indlandsområderne ved Isunngua. En anden årsag kan være størrelsen af bestanden, som har indflydelse på arealudnyttelsen (Meldgaard 1986). Thing (1984) begrundes således en nedgang i antallet af migrerende dyr med en tilbagegang af bestanden i slutningen af 1970'erne. Studier af Meldgaard (1986), viser hvordan rensdyrene ved små bestandsstørrelser kun anvender indlandsområder, mens de ved store bestandsstørrelser anvender områder helt ud til kysten.

Region Central

Region Central er kendetegnet ved at have nogle stationære og nogle migrerende dyr. De stationære dyr anvender samme område til vinter- og sommerfouragering, hvorimod de migrerende dyr, som i foråret migrerer til et kælvningsområde 100 km nordøst for vinterområdet, i løbet af sommeren returnerer til de sydlige områder.

For de stationære dyr udnyttes kun små arealer i sammenligning med de migrerende dyr. For eksempel er 95% UD for ét af de stationære rensdyr (nr. 8147) kun 83 km², hvorimod 95% UD for ét af de migrerende dyr (nr. 8148) er på 1.401 km². Årsagen til at nogle rensdyr vælger at migrere langt og derved forbruge væsentligt mere energi end andre dyr er ikke kendt, men kan relatere sig til blandt andet fødegrundlaget i de to områder. Forskellene mellem fordelingen af vegetationstyperne i de to områder vil blive diskuteret nedenfor i afsnit 0.

Ét rensdyr adskiller sig fra de andre ved at opholde sig i et vinterområde på den nordlige side af Fiskefjord (figur 5.19.). Rensdyret er mærket i det sydlige område d. 4. april

1997 og migrerede derefter mod nord i retning af det nordlige kælvningsområde. Den vælger et kælvningsområde, der ligger 25 km længere nordvest end kælvningsområdet for de 3 andre migrerende rensdyr. I løbet af de næste par år (1997-1999) returnerer den ikke til vinterområdet på Akia, men bliver nord for Fiskefjord.

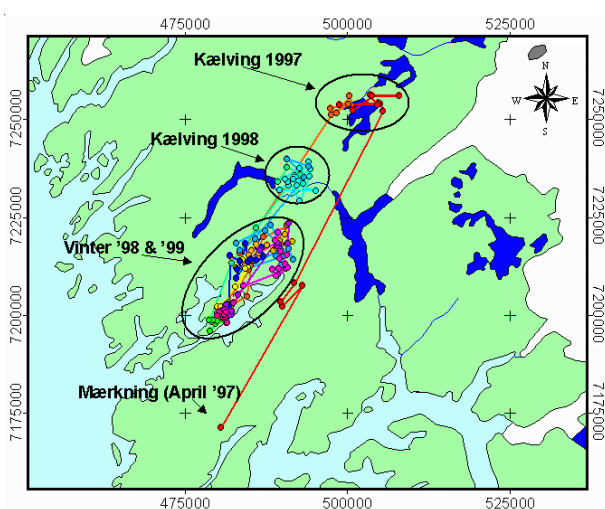
Usikkerhed i home range estimering

Usikkerheder i *home range*-estimering kan tilskrives flere årsager:

- Usikkerhed i positionsbestemmelse
- Usikkerhed i positionernes tilfældighed
- Usikkerhed i den statistiske metode

Usikkerhed i positionsbestemmelsen er gennemgået i afsnit 5.3.2. og den gennemsnitlige usikkerhed af positioner anslås til at være ± 371 m. Variationer op til flere km blev dog fundet i de omtalte tests af sensorerne.

Usikkerhed i estimeringen af *home ranges* kommer også fra den eventuelle skævhed i datamængden, som er forårsaget af relieffet. NOAA satellitten er i gennemsnit kun over horisonten i 10 minutter ved hver overflyvningen. Satellitten anvender, som nævnt, doblereffekten til bestemmelse af positionen og jo flere signaler den kan indsamle under



Figur 5.19. Vandringsmønstre for ét af de satellitmærkede rensdyr (nr. 2701). Positionerne er farvet efter tidspunkt med rød (forår '97) over gul, grøn (sommer / vinter '97/98) og blå (forår '98) til lilla (vinter '99).

overflyvningen, desto større bliver sikkerheden i positionsbestemmelse. I reliefrige områder kan ekstra usikkerhed forekomme, hvis rensdyret med senderen går i en dal eller nedenfor et fjeld så tiden, hvor NOAA satellitten kan "se" senderen bliver væsentligt nedsat. Dermed får positionsbestemmelsen en lavere nøjagtighed og disse positioner vil så blive frasortet, hvis de kategoriseres som usikkerhed under 1-3. I forbindelse med estimering af *home ranges* kan der således være områder, hvor rensdyrene tilbringer meget tid som aldrig vil opnå en sikkerhed i positionsbestemmelse, der inkluderer dem i analysen.

Den her anvendte statistiske metode introducerer yderligere en usikkerhed for anvendelsen af de estimerede *home ranges*. Seaman og Powell (1996) har i en test af usikkerheden for kernel-metoder til *home range* estimering konkluderet, at anvendelsen af *Fixed kernel methods* med LSCV giver den mindste usikkerhed. I et tidligere studie fandt Boulanger og White (1990) at *harmonic mean estimator* gav den mindste usikkerhed af de på daværende tidspunkt mest anvendte metoder. Seaman og Powell (1996) viste at også *harmonic Mean* blev overgået af *Fixed kernel estimator* metoden, som er anvendt i dette studie.

Tilsammen giver ovennævnte parametre en usikkerhed på den estimerede *home range*. På baggrund af tilgængelige data og metoder er resultatet dog det bedste, som kan opnås på nuværende tidspunkt. En topografisk analyse ville kunne estimere, hvor stor en fejlkilde relieffet spiller i analysen, men da anvendelige højdemodeller ikke er til rådighed (afsnit 0) må sådan en estimering afventte fremtidige analyser.

5.6.2. Fordeling af vegetationstyper

Fordelingen af vegetationstyperne i rensdyrenes *home ranges* er præsenteret i afsnit 5.5.3. ovenfor. De enkelte sæsoner fra forskellige år er slået sammen, så hver sæson repræsenterer observationer fra flere år (1997-99).

Dermed skabes en usikkerhed i analysen, men da en sammenligning af *home ranges* for sæsonerne viser at rensdyrene fouragerer i samme områder fra år til år er det valgt at se bort fra denne usikkerhed. For nogle af de analyserede sæsoner er analyser dog delt op i flere *home ranges*, da nogle af rensdyrene som beskrevet migrerer, mens andre er stationære.

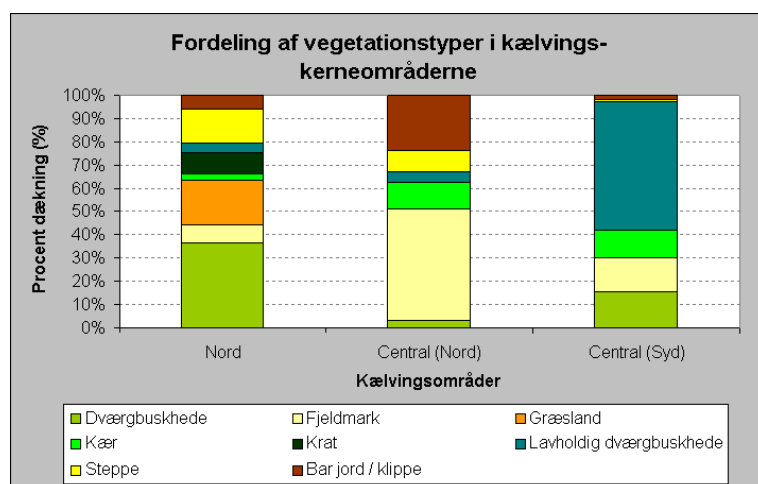
Fordelingen af vegetationstyperne afspejler i høj grad de klimatiske og topografiske bestemte forskelle i vegetationen, som blev beskrevet i kapitel 3.3. Således er det tydeligt at jo nærmere rensdyr fouragerer ved isen, desto større bliver andelen af steppe og græsland i deres *home ranges*. Områder i kystnære egne har derimod en større andel af lavholdig dværgbuskhede og dværgbuskhede. Om end vinterområderne i Region Nord ikke kan klassificeres som kystnære, er der næsten 20% større dække af dværgbuskhede i disse end i kælvningsområderne.

Sammenligning med direkte observationer Thing (1984) har foretaget en analyse af rensdyrenes fødevalg ved Kangerlussuaq baseret på direkte observation af rensdyrene. Observationerne blev foretaget i perioden 1977-1980 og kan således ikke direkte sammenlignes med de her analyserede satellitbaserede positioner. Endvidere er opdelingen af vegetationstyperne ikke ens. Generelle træk i fødevalg i de forskellige sæsoner kan dog sammenlignes. For eksempel viser Thing

(1984) at rensdyrene i perioden fra brunst til midtvinter primært anvender frodige dværgbuskheder til fouragering. Dette mønster genfindes på figur 5.13., hvor dværgbuskheder sammen med kærømråder er hyppigere repræsenteret i kerneområderne end i hele *home range*. En svag uoverensstemmelse findes i kælvning- og post-kælvningsæsonerne, hvor figur 5.13. viser en øget udnyttelse af overflader med specielt fjeldmark og steppe, mens Thing (1984) tilskriver disse typers anvendelse til primært at blive anvendt før kælvningsperioden. I en analyse af dyrenes fortrukne vegetationstype har Thing (1984) udarbejdet et preferenceindeks. Af denne analyse fremgår det at rensdyr specielt i perioden fra postkælvning til brunst foretrækker de frodige vegetationstyper. Dette stemmer med at der i nærværende studie er fundet en hyppigere forekomst af kær, krat og græsland i de perioder (figur 5.13.).

Små forskelle og ligheder kan således findes i de to studier, men der er ingen ensartet konklusion at drage ved sammenligningen. En stor forskel i de to studier er da også, at hvor den direkte observation af dyrene giver et absolut bud på om rensdyret fouragerer på daværende tidspunkt, er den satellitbaserede position kun et udtryk for hvor rensdyret opholder sig og ikke om det reelt fouragerer på positionen.

Lignende studier (om end ikke så omfattende) af fødevalg i Region Central er foretaget



Figur 5.20. Relativ fordeling af de vegetationsdækkede overflader indenfor hvert kælvningskerneområde.

på tamren-bestanden ved Itinnera og vildrenbestanden syd for Ameralik, og kan dermed ikke sammenlignes med analyserne af fødevalget på Akia og nord for Godthåbsfjorden (Lassen & Aastrup 1981, GFM 1986).

Forskelle og ligheder i kælvningsområder

Rensdyrene fouragerer mest i kælvningsperioden (Thing 1984), og da kælvningsperioden er en af de vigtigste for rensdyrene (Klein 1991), er det valgt at foretage en nærmere analyse af kælvningsområderne.

I afsnit 0 blev en sammenligning af de foretrukne vegetationstyper i kælvningsområderne i de to regioner præsenteret. Sammenligningen viste en tydelig forskel, hvor specielt det sydlige kælvningsområde i Region Central var forskelligt fra de to andre. I dette område er det primært kær og lavholdig dværgbuskhede som bliver foretrukket af rensdyrene, hvor det i de andre er mere sparsomt bevoksede vegetationstyper som steppe, fjeldmark og bar jord / klippe der foretrækkes. I Region Nord er også græsland og lavholdig dværgbuskhede foretrukket. Den lavholdige dværgbuskhede er i dette område meget sparsomt udbredt og udgør således under 5% af det samlede vegetationsdækkede areal i kerneområdet.

Dette fremgår også af figur 5.20., som viser en sammenligning af den relative fordeling af vegetationstyperne fra tidligere figurer. I Region Central er det sydlige kælvningsområde meget ensartet, hvad vegetationstyperne angår. Her dominerer lavholdig dværgbuskhede med næsten 60% i dækningsgrad (af de vegetationsdækkede overflader), mens kær, fjeldmark og dværgbuskhede hver udgør omkring 15%. I det nordlige kælvningsområde i regionen er de sparsomme vegetationstyper dominerende og de mere frodige vegetationstyper (dværgbuskhede, kær og lavholdig dværgbuskhede) udgør under 20% af det samlede vegetationsdækkede areal. I Region Nord er dværgbuskheden dominerende med 35% dækning efterfulgt af græsland som udgør cirka 20%. Også krat er til stede i dette område, mens der som før

nævnt ikke er meget lavholdig dværgbuskhede (4,2%).

5.7. Konklusion

Af analysen af de satellitbaserede positioner for 15 rensdyr i Region Nord og Central kan der drages flere konklusioner.

I denne analyse er de satellitbaserede positioner blevet anvendt til en analyse af rensdyrenes vandringmønster og dette er blevet anvendt til at estimere *home ranges* for rensdyrenes økologiske sæsoner. Vegetationens fordeling indenfor og imellem disse områder er blevet analyseret ved hjælp af vegetationskortene fra Sektion 3.4.

I Region Central forekommer i hvert fald 2 primære vandringmønstre, hvoraf det ene bygger på en population af stationære rensdyr, som tilbringer hele året på den nordlige del af Akia. Den anden population er på den nordlige del af Akia gennem vintersæsonen, men migrerer i foråret til et kælvningsområde cirka 100 km nordøst for deres vinterområde. Ét rensdyr havde et tredje vandringmønster, som startede i foråret på den nordlige del af Akia, men derefter fandt startede et nyt mønster med kælving og vinterområder nord for Fiskefjorden. Dette ene rensdyr kan på trods af at det udgør mere end 10% af datasættet, ikke være udtryk for et tredje vandringmønster med separate vinter og kælvningsområder, men give basis for yderligere undersøgelser af de områder, som rensdyret har benyttet.

I Region Nord har alle de mærkede rensdyr et vandringmønster, hvor de tilbringer vinteren cirka 20 km vest for Kangerlussuaq og i foråret migrerer ind mod indlandsisen for at kælve.

Vegetationen i *home range* områderne følger i store træk de forskelle, som er forårsaget af klimatiske og topografiske faktorer. Ved en analyse indenfor *home range* kan dyrenes foretrukne vegetationstype dog findes ved en analyse af kerneområdernes (50% UD) fordeling af vegetation i forhold til hovedområdernes (95% UD). Kerneområderne udgør

mellem 8% og 25% af hovedområderne, men bliver anvendt 50% af tiden af rensdyrene. I Region Nord anvender rensdyrene i brunst og vinterperioden primært områder med dværgbuskhede og kærømråder. Kærømråderne på vegetationskortet kan dog være et udtryk for nordvendte skråninger med skygge (jvf. afsnit 0) og istedet være fugtig dværgbuskhede. I kælving- og postkælvningsperioderne er det primært fjeldmark som anvendes, mens det i sommerperioden er græsland, som er hyppigere repræsenteret. I Region Central er der to markante områder, hvad angår vegetationen: De nordlige kælvnings- og post-kælvningsområder, hvor sparsomme vegetationstyper som fjeldmark og steppe er dominerende og de sydlige, som anvendes resten af året (og i kælvningsperioden for nogle dyr), hvor den lavholdige dværgbuskhede dominerer.

En direkte sammenligning af sammensætningen af vegetationstyperne i de tre kælvningsområder i Region Nord og Central er foretaget på basis af de satellitbaserede positioner og giver et overblik over de vegetationsrelaterede forskelle i de tre områder.

De tre områder er vidt forskellige i deres sammensætning af vegetationstyper. I Region Nord er det dværgbuskhede, græsland og steppe som dominerer (> 60%), i det nordlige kælvningsområde i Region Central er det fjeldmark og bar jord / klippe (> 70%) der dominerer, mens det i det sydlige kælvningsområde er den lavholdige dværgbuskhede, som dækker størstedelen af de vegetationsdækkede arealer (ca. 60%).

Perspektivering

Analysen er endvidere et eksempel på anvendelsen af vegetationskortene til forvaltningsrelateret brug i Grønland. Vegetationskortene vil i kombination med de her præsenterede analyser danne grundlag for grundigere analyser af rensdyrenes sundhedstilstand og levevilkår i Vestgrønland. Fremtidige vomundersøgelser og GPS-mærkning vil muliggøre denne anvendelse af kortene og dermed tilvejebringe en mere detaljeret viden om rensdyrenes fødegrundlag og habitatvalg.

Et eksempel på sådanne undersøgelser er *Projekt 100 rensdyr* som Grønlands Naturinstitut p.t. er ved at afslutte. 100 rensdyr er blevet analyseret for fødevalg ved vomanalyser, genetisk sammensætning ud fra DNA-analyser etc. Endvidere findes der et stort datamateriale i kæber fra rensdyr, som vil gøre det muligt at analysere og sammenholde forskelle i alder, størrelse og sundhedstilstand imellem de forskellige områder.

Basis for sådanne undersøgelser er således tilvejebragt og kan i de kommende år anvendes til mere dybdegående forståelse af rensdyrene i Vestgrønland.

5.8. Opsummering og perspektivering af kortlægning

Formålet med denne sektion er at opsummere resultaterne fra de foregående sektioner, at sammenholde disse, at demonstrere anvendelsen ved forvaltningsmæssige opgaver og perspektivere på fremtidige anvendelser.

5.8.1. Vegetationskortlægning

I Sektion 3.4. blev vegetationskortlægningen af de tre hovedområder i Vestgrønland præsenteret. Med anvendelse af Landsat TM satellitdata er der foretaget en kvalitativ kortlægning af udvalgte vegetationstyper samt en kvantitativ analyse af fordelingen af disse. Områderne er udvalgt så de dækker de primære områder for rensdyr i Vestgrønland.

Kortlægningen har resulteret i kort for de tre hovedområder på Vestkysten, med i alt 9 forskellige vegetationstyper samt 4-5 vegetationsløse klasser. De 9 vegetationsholdige typer er: krat, kær, græsland, opdyrket/frodig vegetation, dværgbuskhede, lavholdig dværgbuskhede, steppe, fjeldmark og bar jord/klippe. Estimeringen af den arealmæssige udbredelse af vegetationstyper er god og muliggør studier hvor en relativ fordeling af vegetationstyper er vigtig. Blandt andet er det fundet at lavholdig dværgbuskhede i Nuukområdet udgør over 20% af arealet mens typen i de andre to områder udgør under 5%.

I forbindelse med kortlægningen er der foretaget en omfattende usikkerhedsvurdering af kortene hvor den overordnede usikkerhed for Kangerlussuaq og Nuukområdet er henholdsvis 76,1% og 56,4%. For Sydgrønland har det ikke været muligt at foretage feltarbejde til usikkerhedsvurderingen hvorfor denne er baseret på træningsområder og dermed ikke sammenlignelig med andre usikkerhedsvurderinger.

På baggrund af sammenligning med tilsvarende studier af arktisk vegetation kan det konkluderes at usikkerheden af dette arbejde ikke adskiller sig væsentligt fra andre studier. Usikkerhedsvurderingen inkluderer udover den traditionelle *confusion matrix* også en *fuzzy*-vurdering, som giver en graderet usikkerhedsvurdering og mulighed for at vurdere graden af homogenitet. I Kangerlussuaqområdet er det således fundet at 43,2% af alle pixels har tilhørsforhold til mere end én vegetationstype mens den tilsvarende andel for Nuukområdet er 51%.

Usikkerhedsvurderingen i Kangerlussuaq- og Nuukområdet har vist at vegetationskortenes kvalitet ikke er optimal. Dette skyldes primært at de anvendte Landsat TM data ikke repræsenterer samme optimale tidspunkt indenfor hvert område og at det ikke har været muligt at foretage en terrænkorrektion af Landsat TM dataene. Endvidere ville et mere omfattende feltarbejde sikre dels en bedre kortlægning men i høj grad også en bedre usikkerhedsvurdering.

Ved at inkludere kortene på den vedlagte Data-CD, og gennem en grundig gennemgang af baggrund og usikkerheder ved kortene, er disse gjort anvendelige for relevante brugere i Grønland (for eksempel forvaltning og fanger- og fåreavlerforeningerne). På baggrund af resultaterne på Data-CD'en er det endvidere muligt at foretage videre analyser af vegetationens fordeling i de tre hovedområder.

Ved fremtidig vegetationskortlægning i Grønland er det vigtigt at foretage terrænkorrektion af de anvendte satellitbilleder. Andre

studier af arktisk vegetation har vist at resultatet af kortlægningen herved kan forbedres (Franklin 1990, 1991). Data er nu til rådighed for en gentagelse af kortlægningen med yderligere feltobservationer. Under antagelse af at vegetationsdækket ændres meget langsomt vil nye feltobservationer kunne anvendes i kombination med ældre til forbedring af kortene. Siden 1999 har Landsat 7 ETM+ været i funktion og med en pris på kun \$ 600 for en fuldscene vil nye billeder muliggøre en relativt billig forbedring af kortlægningen.

Ved at kombinere de producerede vegetationskort med de botaniske analyser (Lund *in prep.*) er det muligt at differentiere botaniske forskelle indenfor en vegetationstype. Således fremgår det at dværgbuskhede i indlandet ved Kangerlussuaq primært er domineret af *Salix glauca* og *Betula nana* mens det ved kysten er *Empetrum nigrum*, som dominerer.

Det overordnede formål, at skabe et kortlægningsgrundlag for økologiske analyser af forholdet mellem vegetation og rensdyrs levevilkår anses for opfyldt. Det understreges at det forvaltningsmæssige perspektiv først kan opfyldes når der er tilvejebragt viden om for eksempel rensdyrs kondition og reproduktion i de undersøgte områder.

Gradientbetingede vegetationsforskelle

Metoderne fra den retrospektive AVHRR analyse kan anvendes som supplement til vegetationskortlægningen. Metoderne er udviklet til på basis af AVHRR data, at beskrive snesmeltning og vækstsæson for en given lokalitet og kan dermed anvendes som baggrund for analyser af forskelle i vækstbetingelser på forskellige lokaliteter.

Afslutningen af snesmeltningen og længden af vækstsæsonen er parametre, som har stor indflydelse på vegetationsdækket i Vestgrønland. Parametrene er blevet anvendt til analyse af klimaændringer (Goldman & Verbyla 1999, Markon *et al.* 1995, Shibayama *et al.* 1999, Zhou *et al.* submitted). Parametrene kan dog også anvendes til at analysere forskelle imellem områder med samme vegeta-

tionstype. Dværgbuskheder med gennemsnitlig sent snedække vil have større sandsynlighed for at indeholde *Cassiope tetragona* end områder med meget tidligt snedække, som vil have større sandsynlighed for at indeholde *Dryas integrifolia*. Disse to dværgbuske adskiller sig blandt andet ved at have forskellige tolerancer omkring snedækket.

Retrospektiv AVHRR analyse

AVHRR billeder med 1 km opløsning er anvendt til illustration af en middelvækstsæson for Vestgrønland. Data fra 1983-1996 er anvendt sammen med en web-baseret præsentation og giver et overordnet billede af snesmeltning og vækstsæson.

Da de indkøbte billeder ikke optimalt beskriver start og slut af vækstsæsonen, er der anskaffet mere komplette dataserier for to udvalgte lokaliteter på Vestkysten. Disse er anvendt til at udvikle og afprøve metoder til beskrivelse af snesmeltningen og vækstsæsonen i Vestgrønland. De anvendte metoder er baseret på modellering af data fra de enkelte år ved hjælp af en symmetrisk sigmoidfunktion til beskrivelse af snesmeltningen og en dobbel-logistisk funktion til beskrivelse af vækstsæsonen. Modellerne viser en meget god overensstemmelse med data ($R^2 > 0,85$, $P = 99,9$) og gør det muligt at estimere: start og slut af snesmeltning, start, optimum og slut for vækstsæsonen samt MaxNDVI for det pågældende år.

Den retrospektive analyse af sne- og vegetationsdækket på to udvalgte lokaliteter i Vestgrønland kan anvendes som baggrund for analyser til forståelse af 1) ændringer i fødegrundlaget for rensdyr og moskusokser i Vestgrønland og 2) samspillet mellem vegetation og dyrenes kondition og reproduktion. Det er dog vigtigt at der anvendes den bedste rumlige opløsning af AVHRR, idet 5 km data vil dække mange forskellige vegetationstyper. Til store regionale og globale studier er 5 km opløsningen stadig den mest anvendte, da man med relativt få billeder kan få en fuld dækning af et stort område (Cracknell 1997). På baggrund af de præsenterede metoder vil det være oplagt i nær fremtid at foretage

indkøb af AVHRR HRPT data for hele Vestkysten, så de største huller i dataserien (af Asiaq's AVHRR billeddata) kan lukkes og metoderne anvendes på dette datasæt.

I metodeudviklingen i Sektion 4, blev der udvalgt to dværgbuskhedeområder; ét i Nuukområdet og ét i Kangerlussuaqområdet. Forskelle imellem de to områder er betinget dels af forskelle i klima (temperatur og nedbør) men også af forskelle i stråling. Analysen af NDVI-billederne vil give mulighed for at sammenligne frodighed imellem områder og dermed give et udtryk for forskelle i vegetationens biomasse (Hope *et al.* 1993).

Sammenholdt med de detaljerede vegetationskort vil metoderne muliggøre en yderligere analyse af lokale og regionale forskelle i vegetationsdækket, og dermed give et bud på hvilke plantearter, som er dominerende i disse områder. En kombination af den retrospektive AVHRR analyse og vegetationskortene vil give mulighed for bredere anvendelse af begge datasæt ved studier af rensdyr og moskusokseres fødegrundlag samt med henblik på forvaltning af naturressourcerne. Næste skridt er derfor at anskaffe et datagrundlag for hele Vestkysten, tilsvarende punktdataene, som er anvendt i AVHRR analysen.

I forhold til rensdyrbestanden er et vigtigt perspektiv, at sætte data vedrørende kalveproduktion i forhold til eksempelvis forekomsten af sent snedække.

5.8.2. Analyse af vegetation i satellitmærkede rensdyrs kerneområder

I Sektion 5 er vegetationskortene anvendt til at analysere fordelingen af vegetationstyper indenfor rensdyrenes *home ranges*. Analysen er et godt eksempel på hvordan vegetationskortene kan anvendes i forvaltningsrelaterede opgaver, idet viden om fødegrundlaget i rensdyrenes primære områder, er vigtig for forståelsen af eventuelle ændringer i bestanden. I Vestgrønland har bestanden af rensdyr indenfor de seneste 30 år varieret fra anslået 100.000 til 10.000 dyr (Grønlands Na-

turinstituttet 1998). I dag anslås bestanden til at være på mellem 30.000 og 45.000 dyr (C. Cuyler pers. komm.).

15 simler i Region Nord og Region Central blev i vinteren 1997 og vinteren 1998 mærket med satellitsendere af Grønlands Naturinstitut. På baggrund af disse data er der foretaget en analyse af fordelingen af vegetationstyper i rensdyrenes foretrukne områder (*home ranges*). Analysen blev foretaget ved estimering af *fixed kernel home range utilization distribution* (Worton 1989) hvor 95% fordelingen anvendes for samlede *home range* og 50% fordelingen anvendes som udtryk for kerneområder. Fra analysen blev det fundet at rensdyrene anvender forskellige kerneområder i løbet af året og at vegetationens fordeling indenfor disse ligeledes varierer fra sæson til sæson. Fordelingen af vegetationstyperne i de tre lokaliserede kælvingsområderne adskiller sig ved i Region Nord at være primært dværgbuskhede og græsland, i Region Centrals nordlige område at være primært fjeldmark og kær og i det syd-

lige kælvingsområde i Region Central at være lavholdig dværgbuskhede. Derved adskiller specielt Akia sig fra de andre områder ved at have et udbredt lavdække mens det i de andre områder kun er sporadisk til stede.

Resultaterne fra analysen indeholder en vis usikkerhed, som dels stammer fra usikkerheden i positionsbestemmelserne af dyrene og dels fra usikkerheden i vegetationskortene. Idet resultaterne beskriver den relative fordeling af vegetationstyper indenfor ganske store områder (150 km² - 2.000 km²) er usikkerhederne dog acceptable.

For fremtidige studier af rensdyrenes fødegrundlag vil en kombination med AVHRR analysen tilføje muligheden for at analysere rensdyrenes kælvingsområder i forhold til snesmeltningen og vækstsæsonens start. Kombineret med vomanalyser og lignende studier af fødevalg vil resultaterne af dette studie give en grundig basis for forståelsen af rensdyrenes forhold til fødegrundlaget.

Referencer til kapitel 3, 4 og 5

- AMAP 1998.
AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norge. xii + 859 s.
- Andersen, T. 1982.
Operational snow mapping by satellites. *In*: Hydrological aspects of Alpine and High-Mountain Areas, edited by J.W. Glen (IAHS Publication): 149-154. 138 pp.
- Arino, O., C. Brockmann, B. Veraini & G. Pittella 1995.
ESA products and processing algorithms for Landsat TM. Section 5.3.2./5.3.3. <http://earth1.esrin.esa.it/tm;internal&sk=ROBOT>
- Bay, C. 1998.
Vegetationsundersøgelser i Godthåbsfjordsområdet. Grønlands Botaniske Undersøgelse, Botanisk Museum, København.
- Bay, C. 1997.
Floristic division and vegetation zonation of Greenland of relevance to a circumpolar arctic vegetation map. Proceedings of The 2nd Circumpolar Arctic Vegetation Mapping Workshop, Arendal, Norway, 19-24 May 1996 and The CAVM-North America Workshop, Anchorage, Alaska, US, 14-16 January 1997. INSTAAR, University of Colorado: 27-31.
- Bay, C., M. Philipp & B. Strandberg 1999.
Karplanter. *I*: Born, E.W. & J. Böcher, (eds.). Grønlands Økologi - En grundbog. Atuakkiorfik Undervisning 1999. 431 s.
- Bay, C. & S. Holt 1986.
Vegetationskortlægning af Jameson Land 1982-1986. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser, Grønlands Botaniske Undersøgelser. 40 s.
- Berendse, F. & S. Jonasson 1992.
Nutrient use and nutrient cycling in Northern ecosystems. *In*: Chapin III, F.S., R.L. Jefferies, J.F. Reynolds, G.R. Shaver & J. Svoboda (eds.). Arctic ecosystems in a changing climate. Academic Press. 460 pp.
- Berk, A., L.S. Bernstein & D.C. Robertson 1989.
MODTRAN: A moderate resolution model for LOWTRAN 7. GL-TR-89-0122. Geophysical Laboratorie, Bedford, MA, USA.
- Billings, W.D. 1992.
Phytogeographic and evolutionary potential of the arctic flora and vegetation in a changing climate. *In*: Chapin III, F.S., R.L. Jefferies, J.F. Reynolds, G.R. Shaver & J. Svoboda (eds.). Arctic ecosystems in a changing climate. Academic Press. 460 pp.
- Bliss, L.C. & N.V. Matveyeva 1992.
Circumpolar Arctic Vegetation. *In*: Chapin III, F.S., R.L. Jefferies, J.F. Reynolds, G.R. Shaver & J. Svoboda (eds.). Arctic ecosystems in a changing climate. Academic Press. 460 pp.
- Born, E. & J. Böcher (ed.) 1999.
Grønlands økologi. Atuakkiorfik Undervisning, Grønlands Natur- og Miljøforvaltning. 340 s.
- Boulanger, J.G. & G.C. White 1990.
A comparison of home-range estimators using Monte Carlo simulation. *Journal of Wildlife Management*, Vol. 54, No. 2: 310-315.
- Broge, N.H., M. Hvidberg, B.U. Hansen, H.S. Andersen & A.A. Nielsen 1997.
Analyses of spectral-biophysical relationship for a wheat canopy. Pres. at Third International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition, 7-10 July, Copenhagen, Denmark.
- Brossard, T. & D. Joly 1994.
Probability models, remote sensing and field observation: test for mapping some plant distributions in Kongsfjord area, Svalbard. *Polar Research* 13: 153-161.
- Burt, W.H. 1943.
Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24: 346-352.
- Böcher, C. 1999.
RenVeg - AVHRR analyse. Ikke publiceret rapport, Asiaq, Nuuk.
- Böcher, T.W. 1954.
Oceanic and continental vegetational complexes in southwest Greenland. *Meddelelser om Grønland* 148, 1. 336 pp.
- Caselles, V. & M.J.L. García 1989.
An alternative simple approach to estimate atmospheric correction in multi temporal studies. *International Journal of Remote Sensing* 10(6): 1127-1134.
- Chavez, Jr.P.S. 1988.
An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multi spectral data. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 24: 459-479.
- Chavez, P.S. 1989.
Radiometric calibration of Landsat Thematic Mapper multispectral images. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 55, No. 9: 1285-1294.
- Cihlar, J., J.M. Chen, Z. Li, F. Huang, R. Latifovic & R. Dixon 1998.
Can interannual land surface signal be discerned in composite AVHRR data? *Journal of Geophysical Research*, Vol. 103, No. D18: 23163-23172.
- Cihlar, J., D. Manak & N. Voisin 1994.
AVHRR bidirectional reflectance effects and compositing. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 48: 77-88.
- Civco, D.L. 1989.
Topographic normalization of Landsat Thematic digital imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 55, No. 9: 1303-1309.

- Cohen, W.B. 1991.
Response of vegetation indices to changes in three measures of leaf water stress. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 57, No. 2: 195-202.
- Colby, J.D. 1991.
Topographic Normalization in Rugged Terrain. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 57, No. 5: 531-537.
- Colpaert, A., J. Kumpula & M. Nieminen 1995.
Remote Sensing, a tool for reindeer range land management. *Polar Record* 31(177): 235-244.
- Conese, C., M.A. Gilabert, F. Maselli & L. Bottai 1993.
Topographic normalization of TM scenes through the use of an atmospheric correction method and digital terrain models. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 59, No. 12: 1745-1753.
- Congalton, R.G. 1988a.
Using spatial autocorrelation analysis to explore the errors in maps generated from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 54, No. 5: 587-592.
- Congalton, R.G. 1988b.
A comparison of sampling schemes used in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 54, No. 5: 593-600.
- Congalton, R.G. 1991.
A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 37: 35-46.
- Congalton, R.G. & K. Green 1993.
A practical look at the sources of confusion in error matrix generation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 59, No. 5: 641-644.
- Cracknell, A.P. 1997.
The Advanced Very High Resolution Radiometer. Taylor & Francis, London. 534 pp.
- Craighead, J.J., F.L. Craighead, D.J. Craighead & R.L. Redmond 1988.
Mapping arctic vegetation in Northwest Alaska using Landsat MSS imagery. *National Geographic Research*, Vol. 4, No. 4: 496-527.
- Crippen, R.E. 1989.
A simple spatial filtering routine for the cosmetic removal of scan-line noise from Landsat TM P-tape imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 55, No. 3: 327-331.
- Cuyler, C. & J.D.C. Linnell in prep.
Satellitmærkede rensdyrs vandringer i Vestgrønland. i Samspillet mellem vegetation, rensdyr og menneskelige aktiviteter i Vestgrønland.
- Danish Polar Center 1998.
ZERO - 3rd annual report 1997. Danish Polar Center, Ministry of Research and Information Technology. 68 pp.
- Di, L., & D.A. Hastings 1995.
Temporal stability of some global NDVI products derived from NOAA/AVHRR GVI. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 16, No. 18: 3569-3583.
- Dingle, H. 1996.
Migration. The biology of life on the move. Oxford University Press. Oxford. 474 pp.
- DMI 1998.
Klimadata fra Grønland 1961-1990.
- Dozier, J. 1989.
Spectral signature of alpine snow cover from the Landsat Thematic Mapper. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 28: 9-22.
- Dubayah, R. 1992.
Estimating net solar radiation using Landsat Thematic Mapper and digital elevation data. *Water Resources Research*, Vol. 28, No. 9: 2469-2484.
- Eck, T.F., D.W. Deering & L.A. Vierling 1997.
Arctic tundra albedo and its estimation from spectral hemispheric reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 18, No. 17: 3535-3549.
- Ekstrand, S. 1996.
Landsat TM-based forest damage assessment: Correction for topographic effects. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 62, No. 2: 151-161.
- Elvebakk, A. 1985.
Higher phytosociological syntaxa on Svalbard and their use in subdivision of the Arctic. *Nordic Journal of Botany*, 5: 273-284.
- ENVI 3.1. 1999.
ENVI User's Guide. Vers. 3.1. Research Systems Inc. Boulder, Colorado.
- Feilberg, J. 1984.
A phytogeographical study of South Greenland. Vascular plants. *Meddelelser om Grønland, Bioscience* 15. 70 pp.
- Ferguson, R.S. 1991.
Detection and classification of muskox habitat on Banks Island, Northwest Territories, Canada, using Landsat Thematic Mapper data. *Arctic*, Vol. 44, Supp. 1: 66-74
- Fily, M., J.P. Dedieu & Y. Durand 1999.
Comparison between the results of a snow metamorphism model and remote sensing derived snow parameters in the Alps. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 68: 254-263.
- Fisher, A. 1994.
A simple model for the temporal variations of NDVI at regional scale over agricultural countries. Validation with ground radiometric measurements. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 15, No. 7: 1421-1446.
- Fitzpatrick-Lins, K. 1981.
Comparison of sampling procedures and data analysis for a land-use and land-cover map. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 47, No. 3: 343-351.
- Feilberg, J., B. Fredskild & S. Holt 1984.
Grønlands blomster. Flowers of Greenland. Ahrent Flensborg, 116 s.

- Ferguson, R.S. 1991.
Detection and classification of moskux habitat on Banks Island, Northwest Territories, Canada, using Landsat Thematic Mapper data. *Arctic*, Vol. 1, Supp. 1: 66-74.
- Folving, S. 1986.
Mapping and monitoring of vegetation in South-west-greenland by means of Landsat MSS data. *Bulletin du Comité Français de Cartographie*, No. 3-4: 44-51.
- Foody, G.M. 1992.
On the compensation for change agreement in image classification accuracy assessment. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 58, No. 10: 1459-1460.
- Frank, T.D. 1988.
Mapping dominant vegetation communities in the Colorado Rocky Mountain Front Range with Landsat Thematic Mapper and digital terrain data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 54, No. 12: 1727-1734.
- Franklin, S.E. 1991.
Topographic data and satellite spectral response in sub-arctic high-relief terrain analysis. *Arctic*, Vol. 44, Supp. 1: 15-20.
- Franklin, S.E. 1990.
Topographic context of satellite spectral response. *Computers and Geosciences*, Vol. 16, No. 7: 1003-1010.
- Franklin, S.E., M.B. Lavigne, M.J. Deuling, M.A. Wulder & E.R. Hunt, Jr. 1997.
Estimation of forest leaf area index using remote sensing and GIS data for modelling net primary production. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 18, No. 16: 3459-3471.
- Franklin, S.E., D.R. Peddle, B.A. Wilson & C.F. Blodgett 1991.
Pixel sampling of remotely sensed digital imagery. *Computers and Geoscience*, Vol. 17: 759-775.
- Fredskild, B. 1996.
A phytogeographical study of the vascular plants of West Greenland (62°20'-74°00'N). *Meddelelser om Grønland, Bioscience* 45. 157 pp.
- Fredskild & Bay 1987.
Grønlands Botaniske Undersøgelse, 1987. Botanisk Museum, Københavns Universitet.
- Frich, P. (Coordinator), H. Alexanderson, J. Ashcroft, B. Dahlström, G.R. Demarée, A. Drebs, A.F.V. van Engelen, E.J. Førland, I. Hanssen-Bauer, R. Heino, T. Jónsson, K. Jonasson, L. Keegan, P.Ø. Nordli, T. Schmith, P. Steffensen, H. Tuomenvirta, H. & O.E. Tveito 1996.
North Atlantic Climatological Dataset (NACD Vers. 1) – Final Report. DMI, Copenhagen.
- Galvão, L.S., I. Vitorello & M.A. Pizarro 2000.
An adequate band positioning to enhance NDVI contrast among green vegetation, senescent biomass, and tropical soils. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 21, No. 9: 1953-1960.
- Gilabert, M. A., C. Conese & F. Maselli 1994.
An atmospheric correction method for the automatic retrieval of surface reflectance from TM images. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 15, No. 10: 2065-2086.
- Golden Software 1999.
Surfer 7. User's Guide. Contouring and 3D surface mapping for scientists and engineers. Golden Software, Inc. Colorado, USA. 619 pp.
- Goldman, H. & D. Verbyla 1999.
Estimating growing season across The Alaskan Landscape using AVHRR satellite data. <http://www.lter.uaf.edu/~dverbyla/globe/season.html>
- Gonima, L. 1993.
Simple algorithm for the atmospheric correction of reflectance images. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 14, No. 6: 1179-1187.
- Gopal, S. & C. Woodcock 1994.
Theory and methods for accuracy assessment of thematic maps using fuzzy sets. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 60, No. 2: 181-188.
- Gratto-Trevor, C.L. 1996.
Use of Landsat TM imagery in determining important shorebird habitat in the Outer Mackenzie Delta, Northwest Territories. *Arctic*, Vol. 49, No. 1: 11-22.
- Green, A.A., M. Berman, P. Switzer & M.D. Craig 1988.
A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal. *IEEE transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 26, No. 1: 65-74
- Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser 1986.
Rensdyrundersøgelser ved vandkraftprojekt Kangerluarsunnguaq/Buksefjord, Nuuk/Godthåb 1984-1985.
- Grønlands Naturinstitut 1998.
Grønlandske fugle, havpattedyr og landpattedyr. En status over vigtige ressourcer. Teknisk rapport nr. 16, Oktober 1998. 70 s.
- Gueymard, C. 1994.
Analysis of monthly average atmospheric precipitable water and turbidity in Canada and northern United States. *Solar Energy*, Vol. 53, No. 1: 57-71.
- Gutman, G.G. 1999.
On the use of long-term global data of land reflectances and vegetation indices derived from the advanced very high resolution radiometer. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 104, No. D6: 6241-6255.
- Gutman, G. & A. Ignatov 1995.
Global land monitoring from AVHRR: potential and limitations. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 16, No. 13: 2301-2309.
- Guyot, G. & X.-F. Gu 1994.
Effect of radiometric corrections on NDVI-determined from SPOT-HRV and Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment* 49: 169-180.
- Hall, D.K. & J. Martinec 1985.
Remote Sensing of Ice and Snow. Chapman and Hall. London. 108 pp.
- Hammond, T.O. & D.L. Verbyla 1996.
Optimistic bias in classification accuracy assessment.

- International Journal of Remote Sensing, Vol. 17, No. 6: 1261-1266.
- Hansen, B.U. 1989.
Monitoring AVHRR derived vegetation indices and biomass production in Southern Greenland. 4th AVHRR Data Users Meeting, Reichsstadthalle, Rothenburg ob der Tauber, Germany, 5-8 September 1989.
- Hansen, B.U. 1990.
Klima- og vegetationsanalyse i et sydgrønlandsk område baseret på NOAA-AVHRR satellitdata og feltmålinger. Licenciatopgave, Naturvidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet.
- Hansen, B.U. 1991a.
Monitoring Natural Vegetation in southern Greenland Using NOAA AFHRR and Field Measurements. Arctic, Vol. 44, Supp. 1: 94-101.
- Hansen, B.U. 1991b.
Using climate and vegetation studies in southern Greenland to estimate the natural resources during the Norse Period. Acta Borealia, Vol. 1: 40-55.
- Hansen, B.U. 1999.
Klimaet. I: Born, E.W. & J. Böcher (eds.). Grønlands Økologi – En grundbog. Atuakkiortik Undervisning 1999. 431 s.
- Hansen, B.U. & A. Mosbech 1994.
Use of NOAA-AVHRR data to monitor snow cover and spring melt-off in the wildlife habitats in Jameson Land, East Greenland. Polar Research 13: 125-137.
- Hansen, B.U. & H. Søgaard 1989.
Vegetations- og sne/is/sky-kortlægning af den grønlandske nationalpark 1988. I „Nordøstgrønlandsprojektet“, rekvireret af Grønlands Hjemmestyre, Natur- og miljøforvaltningen, upubl. rapport.
- Hansen, L.B., N. Kamstrup & B.U. Hansen 2000.
Estimation of net short-wave radiation by the use of remote sensing and a digital elevation model – A case study of a high arctic mountainous area. Presented at: 6th Circumpolar Symposium on Remote Sensing of Polar Environments, 12-14 Juni 2000, Yellowknife, Canada.
- Harris, S., W.J. Cresswell, P.G. Forde, W.J. Treswhella, T. Wollard & S. Wray 1990.
Home-range analysis using radio-tracking data – A review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. Mammal Review, Vol. 20: 97-123.
- Hasholt, B. & H. Søgaard 1978.
Et forsøg på en klimatisk-hydrologisk regionsinddeling af Holsteinsborg kommune (Sisimiut). Geografisk Tidsskrift 77: 72-92.
- Helder, D.L., B.K. Quirk & J.J. Hood 1992.
A technique for the reduction of banding in Landsat Thematic Mapper images. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 58(10): 1425-1431.
- Henderson-Sellers, A. & P.J. Robinson 1986.
Contemporary climatology. Longman Scientific & Technical, UK.
- Hill, J., W. Mehl & V. Radloff 1995.
Improved forest mapping by combining corrections of atmospheric and topographic effects in Landsat TM imagery. Sensors and Environmental Applications of Remote Sensing, Balkema, Rotterdam, 1995: 143-151.
- Holben, B.N. 1986.
Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data. International Journal of Remote Sensing, Vol. 7, No. 11: 1417-1434.
- Holben, B.N. & C.O. Justice 1980.
The topographic effect on spectral response from nadir-pointing sensors. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, Vol. 46, No. 9: 1191-1200.
- Holt, S. 1987.
Plantelivet. In: Secher, K., others, Arnangaarnuup Qoorua, Paradisdalen i tusinde af år: Pilersuiffik, Nuuk: 23-33.
- Hooge, P.N. & B. Eigenlaub 1997.
Animal movement extension to arcview. ver. 1.1. Alaska Biological Science Center, U.S. Geological Survey, Anchorage, USA.
- Hope, A.S., K.R. Pence & D.A. Stow 1999.
Response of the normalized difference vegetation index to varying cloud conditions in Arctic tundra environments. International Journal of Remote Sensing, Vol. 20, No. 1: 207-212.
- Hunt, E.R.Jr. & B.N. Rock 1989.
Detection og changes in leaf water content using near- and middle-infrared reflectances. Remote Sensing of Environment, Vol. 30: 43-54.
- Hudson, W.D. & C.W. Ramm 1987.
Correct formulation of the Kappa coefficient of agreement. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, Vol. 53, No. 4: 421-422.
- Iqbal, M. 1983.
An introduction to solar radiation. Academic Press.
- Isaacs, R.G., W.C. Wang & S. Goldenberg 1987.
Multiple scattering LOWTRAN and FASCODE models. Applied/opt. Vol. 26: 1272-1281.
- Jacobsen, A. & B.U. Hansen 1999.
Estimation of the soil heat flux / net radiation ratio based on spectral vegetation indexes in high-latitude Arctic areas. International Journal of Remote Sensing, Vol. 20, No. 2: 445-461.
- Jakobsen, B.H. 1999.
Jordbunden. I: Born, E.W. & J. Böcher (eds.). Grønlands Økologi – En grundbog. Atuakkiortik Undervisning 1999. 431 s.
- Jano, A.P., R.L. Jefferies & R.F. Rockwell 1998.
The detection of vegetational change by multitemporal analysis of Landsat data: the effects of goose foraging. Journal of Ecology, 86: 93-99.
- Janssen, L.L.F. & F.J.M. van der Wel 1994.
Accuracy assessment of satellite derived land-cover data: A review. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, Vol. 60, No. 4: 419-426.
- Jensen, J.J. & J. Cappelen 1994.
Jordens Klima. Guide til vejr og klima i 156 lande. Dan-

- marks Meteorologiske Institut. 259 s.
- Jensen, J.R. 2000. Remote Sensing of the Environment. An earth resource perspective. Prentice Hall, US. 544 pp.
- Jensen, J.R. 1996. Introductory Digital Image Processing. A remote sensing perspective. Prentice Hall, New Jersey. 316 pp.
- Jepsen, B.I. 1999. Populationsgenetiske studier af vildren (*R.t. groenlandicus*) og tamren (*R.t. tarandus*) i Vestgrønland. Specialeopgave, Botanisk Institut, Københavns Universitet.
- Jonasson, S., G.R. Shaver & F.S. Chapin III in press. Biogeochemistry in the Arctic: Patterns, processes and controls. *In*: Schulze, E.-D., S.P. Harrison, M. Heimann, E.A. Holland, J.J. Lloyd, I.C. Prentice & D. Schimel (Eds.). Global biogeochemical cycles in the climate system. Academic Press, New York.
- Joria, P.E. & J.C. Jorgenson 1996. Comparison of three methods for mapping tundra with Landsat digital data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 62, No. 2: 163-169.
- Jørgensen, P.V. 1993. Satellitbaseret kortlægning af snedække og vegetation på kystnære dele af det vestlige Grønland. Grønlands Miljøundersøgelser (Nu: DMU/AM).
- Kane, D.L., L.D. Hinzman, M.-K. Woo & K.R. Everett 1992. Arctic hydrology and climate change. *In*: Chapin III, F.S., R.L. Jefferies, J.F. Reynolds, G.R. Shaver & J. Svoboda (Eds.). Arctic ecosystems in a changing climate. Academic Press. 460 pp.
- Kauppi, P. & M. Posch 1988. A case study of the effects of CO₂-induced climatic warming on forest growth and the forest sector. *In*: Parry, M.L., T.R. Carter & N.T. Konijn. The impact of climatic variations on agriculture. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Key, J. 2000. The cloud and surface parameter retrieval (CASPR) system for AVHRR. User's guide. Technical report. NOAA/NESDIS/ORA/ARAD/ASPT, Cooperative Institute for Meteorological Satellite Studies, University of Wisconsin-Madison. <http://stratus.ssec.wisc.edu/caspr/caspr.html>.
- Klein, D. 1991. Caribou in the changing North. *Applied Animal Behaviour Science*, Vol. 29: 279-291.
- Käyhkö, J. & P. Pellikka 1994. Remote sensing of the impact of reindeer grazing on vegetation in northern Fennoscandia using SPOT XS data. *Polar Research* 13: 115-124.
- Lafleur, P.M., A.B. Wurtele & C. R. Duguay 1997. Spatial and temporal variations in surface albedo of a subarctic landscape using surface-based measurements and remote sensing. *Arctic and Alpine Research*, Vol. 29, No. 3: 261-269.
- Lassen, P. & P. Aastrup 1981. Undersøgelser over tamrenbestanden (*Rangifer tarandus tarandus* L.) ved Itivnera, Vestgrønland. *Danske Vildtundersøgelser*, Hæfte 35, Vildtbiologisk Station. 36 s.
- Limbach, W.E., W.C. Oechel & W. Lowell 1982. Photosynthetic and respiratory responses to temperature and light of three Alaskan tundra growth forms. *Holarctic Ecology*, Vol. 5: 150-157.
- Lüdeke, M.K.B., P.H. Ramge & G.H. Kohlmaier 1996. The use of satellite NDVI data for the validation of global vegetation phenology models: application to the Frankfurt Biosphere Model. *Ecological Modelling*, Vol. 91: 255-270.
- Lüdeke, P.M., A. Janecek & G.H. Kohlmaier 1991. Modelling the seasonal CO₂ uptake by land vegetation using the global vegetation index. *Tellus*, Vol. 43B: 188-196.
- Lund, P.M. 1993. Fjernanalyse af højarktisk vegetation ved Zackenberg, Nordøstgrønland. Telemark Distriksthøgskole, Hovedopgave, 65 s.
- Lund, P.M., S.R. Karlsen, L. Villmo, K. Motzfeldt, B. Johansen & K.-A. Høgda 1996. Vegetations- og føderesourcekortlægning baseret på satellitdata i tamrenområdet Isortoq, Sydvestgrønland. Projekt rapport, Grønlands Naturinstitut og NORUT IT A/S.
- Lund, P.M. in prep. Vegetationsanalyser. I: Samspillet mellem vegetation, rensdyr og menneskelige aktiviteter i Vestgrønland.
- Lunetta, R.S., R.G. Congalton, L.K. Fenstermaker, J.R. Jensen, K.C. McGwire & L.R. Tinney 1991. Remote sensing and geographic information system data integration: Error sources and research issues. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 57, No. 6: 677-687.
- Lægaard, S. 1981. Snelejer og urtelier. i Danmarks Natur 1, Grønland eiteret af Böcher, T.W. Politiken.
- Ma, Z. & R.L. Redmond 1995. Tau coefficients for accuracy assessment of classification of remote sensing data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 61, No. 4: 435-439.
- Markham, B.L. & J.L. Barker 1986. Landsat MSS and TM post-calibration dynamic ranges, exoatmospheric reflectances and at-satellite temperatures. *EOSAT Landsat Technical Notes*, No. 1: 3-8.
- Markham, B.L. & J.L. Barker 1985. Spectral characterisation of the Landsat Thematic Mapper sensors. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 6: 697-716.
- Markon, C.J. & D.V. Derksen 1994. Identification of tundra land cover near Teschepuk Lake, Alaska using SPOT satellite data. *Arctic*, Vol. 17, No. 3: 222-231.
- Markon, C.J., M.D. Fleming & E.F. Binnian 1995. Characteristics of vegetation phenology over the Alaskan landscape using AVHRR time-series data. *Polar Record*, 31 (177): 179-190.

- Mather, P.P. 1987.
Computer-processing of remotely sensed images.
John Wiley & Sons.
- Maxwell, B. 1992.
Arctic climate: Potential for change under global warming. *In: Chapin III, F.S., R.L. Jefferies, J.F. Reynolds, G.R. Shaver & J. Svoboda (eds). Arctic ecosystems in a changing climate. Academic Press. 460 pp.*
- McMichael, C.E., A.S. Hope, D.A. Stow & J.B. Fleming 1997.
The relationship between active layer depth and a spectral vegetation index in arctic tundra landscapes of the North Slope of Alaska. *International Journal of Remote Sensing, Vol. 18, No. 11: 2371-2382.*
- Meldgaard, M. 1986.
The Greenland caribou – zoogeography, taxonomy, and population dynamics. *Meddelelser om Grønland, nr. 20. 88 pp.*
- Meyer, P., K.I. Itten, T. Kelleberger, S. Sandmeier & R. Sandmeier 1993.
Radiometric corrections of topographically induced effects on Landsat TM data in an alpine environment. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 48 (4): 17-28.*
- Molau, U. & P. Mølgaard 1996.
ITEX Manual, Second edition. Danish Polar Center, Ministry of Research and Information Technology.
- Moran, M.S., R.D. Jackson, T.R. Clarke, J. Qi, F. Cabot, K.J. Thome & B.L. Markham 1995.
Reflectance factor retrieval from Landsat TM and SPOT HRV data for bright and dark targets. *Remote Sensing of Environment, Vol. 52: 218-230.*
- Morrison, R.I.G. 1997.
The use of remote sensing to evaluate shorebird habitats and populations on Prince Charles Island, Foxe Basin, Canada. *Arctic, Vol. 50, No. 1: 55-75.*
- Mosbech, A. & B.U. Hansen 1994.
Comparison of satellite imagery and infrared aerial photography as vegetation mapping methods in an arctic study area; Jameson Land, East Greenland. *Polar Research 13: 139-152.*
- Motzfeldt, K. et al. 1996.
Forundersøgelser med henblik på udsættelse af moskusokser i Paamiut Kommune, området mellem Kuanersooq (Kvanefjorden) og Sermilik. Projekt rapport, Grønlands Naturinstitut og NORUT IT A/S.
- Muller, S.V., A.E. Racoviteanu & D.A. Walker 1999.
Landsat MSS derived land-cover map of northern Alaska: Extrapolation methods and a comparison with photo-interpreted and AVHRR-derived maps. *International Journal of Remote Sensing.*
- Muller, S.V., D.A. Walker, F.E. Nelson, N.A. Auerbach, J.G. Bockheim, S. Guyer & D. Sherba 1998.
Accuracy assessment of a land-cover map of the Kuparuk River Basin, Alaska: Considerations for remote sensing. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, Vol. 64, No. 6: 619-628.*
- Myneni, R.B., C.J. Tucker, G. Asrar & C.D. Keeling 1998.
Interannual variations in satellite-sensed vegetation index data from 1981 to 1991. *Journal of Geophysical Research, Vol. 103, No. D6: 6145-6160.*
- Myneni, R.B., C.D. Keeling, C.J. Tucker, G. Asrar & R.R. Nemani 1997.
Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981-1991. *Nature, 386: 698-701.*
- Myneni, R.B. & G. Asrar 1994.
Atmospheric effects and spectral vegetation indices. *Remote Sensing of Environment 47: 390-402.*
- Nadelhoffer, K.J., A.E. Giblin, G.R. Shaver & A.E. Linkins 1992.
Microbial processes and plant nutrient availability in Arctic soils. *In: Chapin III, F.S., R.L. Jefferies, J.F. Reynolds, G.R. Shaver & J. Svoboda (eds). Arctic ecosystems in a changing climate. Academic Press. 460 pp.*
- NASA 1986.
Landsat to ground station interface description, revision 9. January 1986. NASA/GSFC, Greenbelt, Maryland.
- NESDIS 2000.
Northern Hemisphere EASE-Grid Weekly Snow Cover and Sea Ice Extent. [HTTP://nsidc.org/NSIDC/CATALOG/ENTRIES/nsi-0046.html](http://nsidc.org/NSIDC/CATALOG/ENTRIES/nsi-0046.html)
- Nilsen, L., T. Brossard & D. Joly 1999.
Mapping plant communities in a local Arctic landscape applying a scanned infrared photograph in a geographical information system. *International Journal of Remote Sensing, Vol. 20, No. 2: 463-480.*
- NOAA web 2000.
POES planned launch schedule. <http://www.osd.noaa.gov/sats/poseslaunch.htm>
- NSIDC 1999.
Polar Pathfinder Sampler CD-ROM. http://nsidc.org/NASA/POLAR_PATHFINDERS/sampler.html
- Næsset, E. 1995.
A method to test for systematic differences between maps and reality using error matrices. *International Journal of Remote Sensing, Vol. 16, No. 16: 3147-3156.*
- Oberbauer, S.F. & T.E. Dawson 1992.
Water relations of arctic vascular plants. *In: Chapin III, F.S., R.L. Jefferies, J.F. Reynolds, G.R. Shaver & J. Svoboda (eds). Arctic ecosystems in a changing climate. Academic Press. 460 pp.*
- Oechel, W.C., T. Callaghan, T. Gilmanov, J.I. Holten, B. Maxwell, U. Molau & B. Sveinbjörnsson (eds.) 1996a.
Global Change and Arctic Terrestrial Ecosystems. *Ecological Studies. Springer, New York. 493 pp.*
- Oechel, W.C. & G. L. Vourlitis 1996b.
Direct effects of elevated CO₂ on arctic plant and ecosystem function. *In Terrestrial Ecosystem Response to Elevated Carbon Dioxide edited by Koch, W., Mooney, H. Academic Press, San Diego: 163-174.*
- Ohmura, A. & N. Reeh 1991.
New precipitation and accumulation maps for Greenland. *Journal of Glaciology, Vol. 37, No. 125: 140-148*
- Olsson, H. 1995.

- Reflectance calibration of thematic mapper data for forest change detection. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 16, No. 1: 81-96.
- Parlow, E. 1996.
Correction of terrain controlled illumination effects in satellite data. I *Progress in Environmental Remote Sensing Research and Applications*. Balkema, Rotterdam: 139-145.
- Pedersen, C.B. & P. Aastrup 2000.
Muskoxen in Angujaartorfiup Nunaa, West Greenland: Monitoring, spatial distribution, population growth, and sustainable harvest. *Arctic*, Vol. 53, No. 1: 18-26.
- Philipp, M. 1987.
Grønlandske blomsterplanters tilpasninger til de arktiske levevilkår. *Urt*, 87-4, Kaskelot 76: 70-77.
- Pons, X. & L. Sole-Sugranes 1994.
A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multi spectral satellite data. *Remote Sensing of Environment* 48 (2): 191-204.
- Potter, C.S. V. Brooks 1998.
Global analysis of empirical relations between annual climate and seasonality of NDVI. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 19, No. 15: 2921-2948.
- Price, J.C. 1994.
How unique are spectral signatures?. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 49: 181-186.
- Price, J.C. 1987.
Radiometric calibration of satellite sensors in the visible and near-infrared: History and outlook. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 22: 3-9.
- Proy, C., D. Tanré & P.Y. Deschamps 1989.
Evaluation of topographic effects in remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 30: 21-32.
- Putnins, P. 1970.
The Climate of Greenland in *Climates of the Polar Regions*. World Survey of Climatology, Vol. 14, edited by S. Orvig. Elsevier: 3-128.
- Putsay, M. 1992.
A simple atmospheric correction method for the method for the short wave satellite images. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 13, No. 8: 1549-1558.
- Rao, C.R.N. & J. Chen 1999.
Revised post-launch calibration of the visible and near-infrared channels of the Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) on the NOAA-14 spacecraft. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 20, No. 18: 3485-3491.
- Rao, C.R.N. & J. Chen 1998a.
Calibration formulae for the visible and near infrared channel of the Advanced Very High Resolution Radiometer on board the NOAA-7, -9, -11 spacecraft: An update. <http://orbit-net.nesdis.noaa.gov/ora/calib.html>
- Rao, C.R.N. & J. Chen 1998b.
Calibration formulae for the visible and near infrared channel of the Advanced Very High Resolution Radiometer on board the NOAA-14 spacecraft. <http://140.90.207.25:8080/EBB/ml/niccal.html>
- Rao, C.R.N. & J. Chen 1995.
Intersatellite calibration linkages for the visible and nearinfrared channels of the Advanced Very High Resolution Radiometer on the NOAA-7, -9, and -11 spacecraft. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 16, No. 11: 1931-1942.
- Rasmussen, K. 1907.
Rapport til Indenrigsministeriet over Renbejtte-undersøgelses-ekspeditionens rejse i Grønland, sommeren 1905. i *Atlanten*, Bind 2, hæfte 37-39, København: 43-58.
- Rasmussen, K. 1993.
An elementary introduction to satellite image processing on a PC-based system. Ikke publicerede noter. Geografisk Institut, Københavns Universitet.
- Reed, B.C., J.F. Brown, D. VanderZee, T.R. Loveland, J.W. Merchant & D.O. Ohlen 1994.
Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of Vegetation Science*, Vol. 5: 703-714.
- Rees, W.G. & M. Williams 1997.
Monitoring changes in land cover induced by atmospheric pollution in the Kola Peninsula, Russia, using Landsat-MSS data. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 18, No. 8: 1703-1723.
- Richter, R. 1990.
A fast atmospheric correction algorithm applied to Landsat TM images. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 11, No. 1: 159-166.
- Richter, R. 1994.
Model SENSAT-5: Sensor - Atmosphere - Target. DLR-IB 552-01/94, DLR, Tyskland.
- Richter, R. 1996a.
A spatially adaptive fast atmospheric correction algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 17, No. 6: 1201-1214.
- Richter, R. 1996b.
A spatially adaptive fast atmospheric correction algorithm. ATCOR2 User Manual. Creaso GmbH, Gilching, Tyskland. 74 pp.
- Richter, R. 1997.
Correction of atmospheric and topographic effects for high spatial resolution satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 18, No. 5: 1099-1111.
- Richter, R. 1999.
Atmospheric correction algorithm for flat terrain: Model Atcor2. DLR-IB 552-02/99. DLR, Tyskland.
- Ricotta, C., G. Avena & A.D. Palma 1999.
Mapping and monitoring net primary productivity with AVHRR NDVI time-series: statistical equivalence of cumulative vegetation indices. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, Vol. 54: 325-331.
- Rivard, B. & R.E. Arvidson 1992.
Utility of imaging spectrometry for lithologic mapping in Greenland. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 58, No. 7: 945-949.
- Robinson, D.A., K.F. Dewey & R.R.Jr. Heim 1993.
Global snow cover monitoring: An update. *Bulletin of the American Meteorological Society*, Vol. 74, No. 9: 1689-1696.

- Rouse, J. W., R. H. Haas, J. A. Schell & D. W. Deering 1973.
„Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS“. Third ERTS Symposium, NASA SP-351, Vol. 1: 309-317.
- Rouse, J.W., R.H. Haas, J.A. Schell & D.W. Deering 1975.
Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Proceedings for 3rd ERTS Symposium, Vol. 1: 48-62.
- Running, S.W., T.R. Loveland & L.L. Pierce 1994.
A vegetation classification logic based on remote sensing for use in global biogeochemical models. *Ambio*, Vol. 23, No. 1: 77-81.
- Sabins, F.F. 1987.
Remote Sensing. Principles and interpretation. W.H. Freeman and co. New York. 450 pp.
- Sakai, A. & W. Larcher 1987.
Frost survival of plants. Springer Verlag. 321 pp.
- Seaman, D.E. & R.A. Powell 1996.
An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology*, Vol. 77, No. 7: 2075-2085.
- Semikhatova, O.A., T.V. Gerasimenko & T.I. Ivanova 1992.
Photosynthesis, respiration, and growth of plants in the Soviet Arctic. *In*: Chapin III, F.S., R.L. Jefferies, J.F. Reynolds, G.R. Shaver & J. Svoboda (eds). Arctic ecosystems in a changing climate. Academic Press. 460 pp.
- Sermitsiaq 2000.
Der er flere rensdyr end vi tidligere troede. Nr. 21: 6.
- Shabanov, N.V., L. Zhou, Y. Knyazikhin, R.B. Myneni & C.J. Tucker submitted.
Analysis of interannual changes in northern vegetation activity observed in AVHRR data during 1981 to 1994. Submitted (August 2000) to: IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing.
- Shibayama, M., A. Salli, T. Häme, L. Iso-livari, S. Heino, M. Alanen, S. Morinaga, Y. Inoue & T. Akiyama 1999.
Detection of phenophases of subarctic shrub canopies by using automated reflectance measurements. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 67: 160-180.
- Shippert, M.M., D.A. Walker, N.A. Auerbach & B.E. Lewis 1995.
Biomass and leaf-area index maps derived from SPOT images for Toolik Lake and Imnavait Creek areas, Alaska. *Polar Record*, 31 (177): 147-154.
- Silverman, B.W. 1986.
Density estimation for statistics and data analysis. Chapman and Hall, UK.
- Simoncelli, E.P. 1996.
Noise removal via bayesian wavelet coring. Proceeding of 3rd IEEE International Conference for Image Processing, Vol. 1: 379-382.
- Skidmore, A.K. & B.J. Turner 1989.
Assessing the accuracy of resource inventory maps. Proceedings for International Conference and Workshop of Global Natural Resource Monitoring and Assessments: Preparing for the 21st Century. Venice, Italy, September 24th-30th 1989, Vol. 2: 524-535.
- Skogland, T. 1984.
Wild reindeer foraging-niche organization. *Holarctic Ecology*, vol. 7: 345-379.
- Slater, P.N., S.F. Biggar, R.G. Holm, R.D. Jackson, Y. Mao, M.S. Moran, J.M. Palmer & B. Yuan 1986.
Absolute radiometric calibration of the Thematic Mapper. *SPIE Proceedings*, 600: 2-8.
- Solheim, I., O. Engelsen, B. Hosgood & G. Andreoli 2000.
Measurement and modeling of the spectral and directional reflection properties of lichen and moss canopies. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 72: 78-94.
- Spjelkavik, S. 1995.
A satellite-based map compared to a traditional vegetation map of Arctic vegetation in the Ny-Ålesund area, Svalbard. *Polar Record*, 31 (177): 257-269.
- Spjelkavik, S. 1994.
Landsat 5 TM data as a tool in mapping of vegetation, reindeer grazing areas, and terrestrial surface temperatures on Svalbard. Dr. scient. thesis. Tromsø. Tromsø Universitet, Norge.
- Spjelkavik, S. & A. Elvebakk 1989.
Mapping winter grazing areas for reindeer on Svalbard using Landsat Thematic Mapper data. Proceedings of Workshop on 'Earthnet Pilot Project on Landsat Thematic Mapper Applications', Frascati, Italy, December 1987: 199-206.
- Steffen, K., R. Bindscandler, G. Casassa, D. Eppler, F. Fetterer, J. Hawkins, J. Key, D. Rothrock, R. Thomas, R. Weaver & R. Welch 1993.
Snow and ice applications of AVHRR in polar regions: report of a workshop held in Boulder, Colorado, 20 May 1992. *Annals of Glaciology*, Vol. 17: 1-16.
- Stow, D., B. Burns & A. Hope 1989.
Mapping arctic tundra vegetation types using digital SPOT/HRV-XS data. A preliminary assessment. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 10, No. 8: 1451-1457.
- Stow, D., A. Hope, W. Boynton, S. Phinn, D. Walker & N. Auerbach 1998.
Satellite-derived vegetation index and cover type maps for estimating carbon dioxide flux for Arctic tundra regions. *Geomorphology*, 21: 313-327.
- Stow, D.A., B.H. Burns & A.S. Hope 1993.
Spectral, spatial and temporal characteristics of arctic tundra reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 14, No. 13: 2445-2462.
- Stroeve, J.C., J.E. Box, C. Fowler, T. Haran, J. Key in press.
Intercomparison between in situ and AVHRR Polar Pathfinder-derived surface albedo over Greenland. *Remote Sensing of Environment*. Accepted for publishing in August 2000.
- Søgaard, H. 1985.
Snow-mapping in Greenland based on multitemporal satellite data. *IAHS Publ. No. 145*: 383-393.

- Søgaard, H. & C. Nordstrøm 1999.
Carbon dioxide exchange in a high-arctic fen estimated by eddy covariance measurements and modelling. *Global Change Biology*, Vol. 5: 547-562.
- Søgaard, H. & T. Thomsen 1988.
Application of satellite data to monitoring snow cover and Runoff in Greenland. *Nordic Hydrology*, No. 19: 225-236.
- Tamstorf, M.P. & B.U. Hansen in press.
Vegetationskortlægning og Remote Sensing. *I: Topografisk Atlas, Grønland*.
- Tamstorf, M.P. 1997.
Analyse af sne- og vegetationsdækket ved Zackenberg, NØ-Grønland ved brug af Landsat TM og SPOT HRV images. *Geographica Hafniensia C4*. 93 s.
- Tanré, D., M. Herman, P.Y. Deschamps & A. de Lefle 1979.
Atmospheric modeling for space measurements of ground reflectances, including bidirectional properties. *Applied Optics*, Vol. 18, No. 21: 3587-3594.
- Teillet, P.M., N. El Saleous, M.C. Hansen, J.C. Eidenshink, C.O. Justice & J.R.G. Townsend 2000.
An evaluation of the global 1-km AVHRR land dataset. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 21., No. 10: 1987-2021.
- Teillet, P.M., B. Guindon & D.G. Goodenough 1982.
On the slope-aspect correction of Multispectral Scanner data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, Vol. 8 (2): 84-106.
- Thing, H. 1984.
Feeding ecology of the west Greenland caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) in the Sisimiut-Kangerlussuaq region. *Danish review of game biology*, Vol. 12, No. 3. 53 s.
- Thome, K. J., D.I. Gellman, R.J. Parada, S.F. Biggar, P.N. Slater & M.S. Moran 1993.
In-flight radiometric calibration of Landsat 5 Thematic Mapper from 1984 to present. *Proc. SPIE Conf. #1938*, Orlando, Florida: 126-131.
- Tucker, C.J. & P.J. Sellers, 1986.
Satellite remote sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 7, No. 11: 1395-1416.
- Tuhkanen, S. 1980.
Climatic Parameters and Indices in Plant Geography. *Acta Phytogeographica Suecica* 67. 110 pp.
- Van Winkle, W. 1975.
Comparison of several probabilistic home-range models. *Journal of Wildlife Management*, Vol. 39: 118-123.
- Verbyla, D.L. & T.O. Hammond, 1995.
Conservative bias in classification accuracy assessment due to pixel-by-pixel comparison of classified images with reference grids. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 16, No. 3: 581-587.
- Vermote, E., D. Tanré, J.L. Deuzé, M. Herman & J.J. Morcrette 1997.
Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S). User guide, Version 2. NASA-Goddard Space Flight Center. Greenbelt. USA.
- Vermote, E. & Y.J. Kaufman 1995.
Absolute calibration of AVHRR visible and near-infrared channels using ocean and cloud views. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 16, No. 13: 2317-2340.
- Vibe, C. 1967.
Arctic animals in relation to climatic fluctuations. *Meddelelser om Grønland* 170, 5. 227 pp.
- Walker, M. 1995.
Community baseline measurements for ITEX studies. Additions to the ITEX Manual. Dansk Polar Center, København: 3-8.
- Walker, D.A. 1983.
A hierarchical tundra vegetation classification especially designed for mapping in Northern Alaska. *Proceedings of 4th International Conference on Permafrost*.
- Walker, D.A. & C.J. Markon (eds.) 1996.
Circumpolar Arctic Vegetation Mapping Workshop. Open-File Report - U.S. Geological Survey, OF 96-0251. 143 pp.
- Walker, D.A., N.A. Auerbach & M.M. Shippert 1995.
NDVI, biomass, and landscape evolution of glaciated terrain in northern Alaska. *Polar Record* 31(177): 169-178.
- Walker, D.A., J.C. Halfpenny, M.D. Walker & C.A. Wessman 1993.
Long-term studies of snow-vegetation interactions. *Bioscience*, Vol. 43, No. 5: 287-301.
- Walsh, J.E. 1991.
Arctic as a bellwether. *Nature* 352: 19-20.
- Weng, W.L. & A. Nielsen 1997.
A long way to go: Modernising the topographic maps of Greenland. *Geoinformatics Info Magazine*, Vol. 11, No. 5: 24-27.
- White, M.A., G.P. Asner, R.R. Nemani, J.L. Privette & S.W. Running 2000.
Measuring fractional cover and leaf area index in arid ecosystems: digital camera, radiation transmittance, and laser altimetry methods. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 74: 45-57.
- Williams, M. & J.A. Dowdeswell 1988.
Mapping seabird nesting habitats in Franz Josef Land, Russian High Arctic, using Landsat Thematic Mapper imagery. *Polar Research* 17 (1): 15-30.
- Winther, J-G. & D.K. Hall 1999.
Satellite-derived snow coverage related to hydropower production in Norway: present and future. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 20, No. 15 & 16: 2991-3008.
- Winther, J-G. 1992.
Landsat Thematic Mapper (TM) derived reflectance from a mountainous watershed during the snow melt season. *Nordic Hydrology*, Vol. 23: 273-290.
- Worton, B.J. 1989.
Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164-168.

Wucelic, G. E. 1989.

Radiometric calibration of Landsat Thematic Mapper thermal band. *Remote Sensing of Environment* 28: 339-347.

Zar, J.H. 1999.

Biostatistical Analysis. Prentice and Hall International, Inc. London.

Zhou, L., C.J. Tucker, R.R. Kaufmann, D. Slayback, N.V. Shabanov, I. Fung & R.B. Myneni (submitted). Variations in northern vegetation activity inferred from satellite data of vegetation index during 1981 to 1999. Submitted (September 2000) to: *Journal of Geophysical Research*.

Del 6

Årligt vandringsmønster hos satellitmærkede rensdyr i Vestgrønland

Af

Christine Cuyler og John D.C. Linnell
Grønlands Naturinstitut

Årligt vandringmønster hos satellitmærkede rensdyr i Vestgrønland

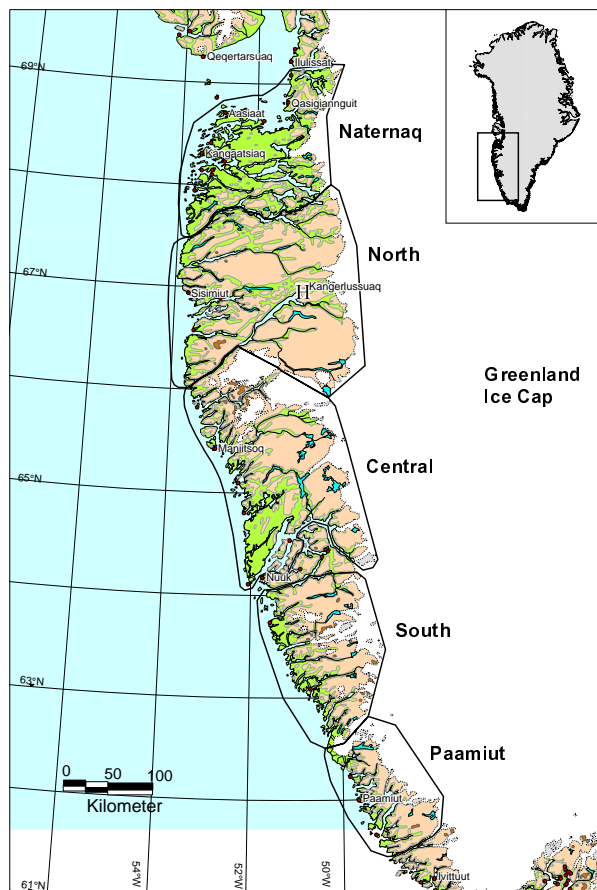
6.1. Baggrund

Forvaltning af rensdyr i Vestgrønland har været et kontroversielt emne efter de senere års kvote-regulering af jagten (Rasmussen 1995, Sejersen 1998). I 1990'erne blev forvaltningen ændret fra ureguleret jagt med fast jagttid til det nuværende system med kvotejagt. Forud for denne ændring havde rensdyrene været totalfredet i to år, fordi bestandsoptællinger i 1993 og 1994 tydede på, at den samlede bestand var nede på omkring 10.000 dyr. Efterfølgende tællinger tyder på, at dette tal sandsynligvis var for lavt. Tællingen i 1995 var basis for den kvoteregulerede jagt og en tælling i 1996 tydede på, at bestanden sandsynligvis var på mindst 20.000 dyr i Vestgrønland (Ydeman & Pedersen 1999). Reguleringen af jagten har under-

streget behovet for detaljeret, forskningsbaseret rådgivning om størrelse af kvoter og forvaltning. Imidlertid er der, til forskel fra mange andre rensdyrbestande i polarområderne, kun få videnskabelige data tilgængelige som basis for sådan rådgivning. En række undersøgelser blev foretaget i slutningen af 1970'erne (Thing 1982, Strandgaard 1980, Strandgaard et al. 1983, Holthe & Lassen 1984, Thing 1984, Roby & Thing 1985), men disse var kun på en af delbestandene. Undersøgelser af effekterne af eventuel vandkraft blev foretaget på en anden delbestand (Aastrup 1984a, 1984b, 1986, og Grønlands Fiskeri- og miljøundersøgelser 1986). På trods af omfattende studier af tidligere og nuværende rensdyrbestandes udbredelse i Grønland (Meldgaard 1986), og en klimateori til forklaring af rensdyrenes bestandssvingninger (Vibe 1967) er videnskabelige undersøgelser af Vestgrønlandske rensdyr med fokus på jagtlig forvaltning stadig i sin vorden.

6.2. Afgrænsning af bestande

En af de vigtigste forudsætninger for forvaltning er kendskab til afgrænsning af den eller de bestande, som man ønsker at forvalte (Heard 1989, Bethke *et al.* 1996). Når bestanden(e) er defineret kan man iværksætte forvaltning baseret på den enkelte bestand (Hall 1989, Valkenburg 1998). Da forskellige bestande ofte lever i områder, som er forskellige med hensyn til kvalitet og tæthed af dyr og samtidig er udsat for forskellige klimatiske forhold, er de enkelte bestandes produktionsforhold og dødelighed ofte tilsvarende forskellig (Jordhøy *et al.* 1997). Dette betyder, at forskellige bestande kan tåle forskelligt jagttryk, hvorfor det kan føre til u hensigtsmæssig forvaltning at betragte to forskellige bestande som én bestand, eller én stor bestand som to bestande.



Figur 6.1. Hovedområder for rensdyrs udbredelse i Vestgrønland.

Grønlands vestkyst har en kompliceret topografi med dybe fjorde, høje fjelde og flere gletchere som strækker sig fra indlandsisen til havet. I Sydgrønland er havisen svagt udviklet eller ikke til stede om vinteren. Rensdyrhabitaterne findes derfor i flere adskilte regioner. Vestkysten er tidligere blevet inddelt i underområder (Thing & Falk 1990). Baseret på undersøgelser af topografien er skelnet mellem 5 hoved-rensdyrområder i Vestgrønland (Figur 6.1.).

Fem rensdyrregioner i Vestgrønland

Naternaq: Området nord for Nordre Strømfjord og syd for Ilulissat, ca. 10.000 km².

Nord/Avannaa: Søndre Strømfjord/Kangerlussuaq området fra Sisimiut til indlandsisen og fra Nordre Strømfjord til Sukkertoppen Iskappe inklusiv Qaggatoq, Sisimiut syd og Angujartorfiup Nunaa, ca. 25.000 km²

Midt/Qeqqa: Området mellem Sukkertoppen Iskappe og Godthåbsfjord, inklusiv sydlige del af Maniitsoq, Akia/Nordlandet, Ujarassuit Nunaat, Ivisartoq, og Nunatarssuaq, ca. 14.000 km².

Syd/Kujataa: Området mellem Godthåbsfjordfjord og Frederikshåb Isblink, som inkluderer de to underområder Uttoqqarmiut and Qeqartarsuatsiat, ca. 10.000 km²

Paamiut: Området syd for Frederikshåb Isblink og nord for Sermiligaarsuk Fjord, ca. 5.000 km².

Den nævnte angivelser af arealer angiver totalareal inklusiv søer og vandløb. De potentielle rensdyrhabitater strækker sig fra havniveau til ca. 800 m.o.h., men der findes områder i højder over 1.000 m. De totale arealer er således misvisende som mål arealet af rensdyrhabitater. Endvidere er det tidligere tamrenområde på Nuuk/Godthåbsfjord halvøen ikke inkluderet.

Omfanget af udveksling af dyr mellem regioner, og spørgsmålet om underinddeling af regionerne er fundamentale spørgsmål for rådgivning vedrørende forvaltning,

specielt da Vestgrønlands rensdyrbestande i øjeblikket indtil 1999 blev forvaltet som én sammenhængende bestand.

Betydelige ressourcer er investeret i undersøgelser som havde til formål at identificere rensdyrbestandene i Alaska og Canada (Brown *et al.* 1986), ved hjælp af mere og mere avancerede metoder (Hall 1989). Anvendelse af øremærker er blevet afløst af halsbånd med satellit- eller radiosendere (Curatolo 1986, Skogland 1986, Craighead & Craighead 1987, Wood 1996). Det er imidlertid vanskeligt at overføre viden om vandring fra bestand til bestand da adfærd og vandringsmønster kan være forskellige. Nogle rensdyrbestande i Alaska og Canada vandrer hvert år over hundreder eller tusinder kilometer i flokke, som tæller op til flere hundrede tusinde dyr (Fancy *et al.* 1989), mens andre bestande kun vandrer frem og tilbage mellem lavland og højland (Oosenbrug & Theberge 1980, Edmonds 1988, Wood 1996). I direkte modsætning hertil lever de højarktiske Svalbard-rener stort set stationært indenfor små områder uden hverken at vandre eller danne egentlige sammenhængende flokke (Tyler 1989, 1990).

I 1997 blev som en del af projektet iværksat en undersøgelse af rensdyrs vandring ved hjælp af satellitsendere monteret på halsbånd. Undersøgelsen blev gennemført i 2 rensdyr regioner i Midtvestgrønland, region Nord (området ved Kangerlussuaq) og region Midt (ved Akia nord for Nuuk). Undersøgelseernes formål var bredt formuleret at undersøge:

1. Omfanget af simlers årlige vandring.
2. Omfanget af vandring mellem regionerne og evt. underopdeling af regioner.
3. Beliggenheden af vigtige vinter- og kælvningsområder.
4. Sæsonmæssig "trofasthed" overfor specifikke områder.

6.2.1. Vandringsrater, aktivitetsmønstre og forstyrrelser

Serier af positionsbestemmelser kan anvendes

des til at udregne vandringsraten (vandringsdistance/dag), som både er et udtryk for vandringsadfærd og for energiforbrug. Dette kan yderligere understøttes af et aktivitetsindeks, som beregnes ved hjælp af data fra en aktivitetssensor, som er monteret i halsbåndene. Da rensdyr lever i et ekstremt miljø og potentielt er meget mobile dyr kan undersøgelser af vandring og aktivitetsmønstre give vigtig indsigt (Reimers 1980). Yderligere er rensdyr følsomme for menneskelige forstyrrelser (Bromley 1985, Aanes *et al.* 1996, Nellemann & Cameron 1996, 1998) og opgørelse af det energiforbrug, som er forbundet hermed er vigtigt, fordi øget aktivitet i forbindelse med forstyrrelser kan have negative energetiske konsekvenser. På grund af de som regel få menneskelige forstyrrelser i Grønlandske rensdyrhabitater er jagttiden formentlig den årstid, hvor dyrene forstyrres mest (Skogland & Grøvan 1988).

Vandringsrater og aktivitetsniveau er interessante i 4 sammenhænge:

1. For at påvise og kvantificere årstidsmæssige variationer i bevægelses adfærd.
2. For at undersøge om menneskelige forstyrrelser, i dette tilfælde jagttiden, har betydning for vandring og aktivitetsmønstre.
3. For at finde ud af om de mærkede dyr stadig lever.
4. For at få information om årstidsmæssige energetisk og fourageringsmæssig variationer.

Rapporten præsenterer resultater fra perioden marts 1997 til marts 1999. Undersøgelsen vil fortsætte så længe, der modtages signaler fra senderne.

6.3. Undersøgelsesområder

Rensdyr blev udstyret med satellitsendere i 2 af de 5 hoved rensdyr regioner i Vestgrønland, region Nord og Midt. Region Nord på ca. 25.000 km² (66° to 67°30' N) beboes af ca. 5.000 mennesker, hovedsagelig i to større byer (Sisimiut and Kangerlussuaq) og to kystbygder. Grønlands største civile lufthavn,

Kangerlussuaq, er beliggende i region Nord. Veje findes kun i tilknytning til byerne og byerne er ikke indbyrdes forbundet med veje. Vejret varierer fra maritimt langs kysterne til kontinentalt op mod indlandsisen. Region Midt er det næststørste rensdyr region med et areal på ca. 14.000 km² (64°30' to 66°N). Maniitsoq, en by med ca. 4.000 indbyggere, samt flere små bygder med tilsammen ca. 1.500 indbyggere er beliggende i området. Der er ingen veje. Lige syd for regionen ligger Nuuk med ca. 14.000 indbyggere, og der er mange hytter i dette område.

Indenfor de undersøgte områder findes ikke større topografiske barrierer for rensdyrenes vandring. De to regioner er adskilt af Sukkertoppen Iskappe (1.500 m høj og 25-50 km bred), som kan være en barriere for rensdyrene selvom en smal dal skærer igennem gletcheren og danner en korridor for passage. Region Nord er adskilt fra Naternaq regionen af Nordre Strømfjord. Denne lange fjord strækker sig 150 km næsten helt ind til indlandsisen. Region Midt er adskilt fra region Syd ved et kompleks af stejle fjelde og dybe fjorde. Udveksling af dyr mellem de to områder er mulig, særlig om vinteren, hvis der lægger sig is på de inderste dele af fjordene.

Både region Nord og Midt har en varieret topografi. Indenfor undersøgelsesområderne ligger rensdyrhabitaterne mellem havniveau og 800 m over havet mens de omliggende fjeldtoppe når op over 1.000 m. Begge regioner er karakteriseret ved arktisk/alpine habitater og klimaforhold. Plantesamfund og arter varierer med højde over havet og nærhed til kysten eller indlandsisen.

Den væsentligste forskel mellem region Nord og region Midt er det tørre kontinentale klima op mod indlandsisen i region Nord. Her er kun ringe nedbør sommer og vinter og føhnvinde med fine "loess" partikler forekommer ofte (Fredskild 1996). Den væsentligste forskel i de to områders vegetation er den ringe forekomst af lav i region Nord, som i begyndelsen af århundredet blev rapporteret af Rasmussen

(1910) og senere af Thing (1984). Nyere detaljerede data findes ikke fra region Midt, men observationer (Fredskild 1996) og satellit snekort indikerer et mindre kontinentalt klima med mere vinternedbør. Sne findes overalt i region Midt gennem hele vinteren. Forekomst af laver er blevet beskrevet i mange dele af området (Rasmussen 1910, Trapnell 1933, Hansen in prep.).

Hverken ulve (*Canis lupus*), eller andre større rovdyr har forekommet i områderne gennem de seneste århundreder (Dawes *et al.* 1986). Rensdyrbestandene har imidlertid været genstand for jagtlig udnyttelse i adskillige tusinde år (Grønnow *et al.* 1983, Meldgaard 1986).

6.4. Metoder

6.4.1. Indfangning af rensdyr

Det ville have været bedst at indfange dyrene på tilfældigt valgte positioner spredt over regionerne, men på grund af de logistiske forhold var dette ikke muligt. I region Nord blev rensdyrene indfanget nord for Søndre Strømfjord og Kangerlussuaq lufthavn. I region Midt blev rensdyrene indfanget midt på Akia-Nordland halvøen nær søen Quagssuup taserssua (Positionerne er angivet i appendix 3).

Rensdyrsimlernes blev fanget ved at to snescootere forfulgte det udvlagte dyr, så det blev "fanget" mellem snescooterne. Den nærmeste "chauffør" greb dyret om halsen og holdt det fast under hele mærkningen. For at undgå stress blev ingen dyr forfulgt mere end 4 minutter. Kun voksne simler blev mærket. Alderen blev bedømt ud fra sliddet på fortænderne. Efter at dyrene var blevet sluppet løs var der kun lidt kontakt med dem. I to tilfælde hvor senderne indikerede at dyrene var døde, blev lokaliteten opsøgt, dyret blev undersøgt og senderen blev medtaget til evt. senere brug.

6.4.2. Indstilling af sendere

Satellithalsbåndene var forsynet med både en ARGOS kompatibel sender (PTT-plattform terminal transmitter) og en VHF sender, som

tillod pejling fra landjorden eller fra fly. Argos senderen var programmeret til at sende i 7 timer hver fjerde eller sjette dag. Fire sendere var programmeret til at sende dagligt før og i kælvningsperioden (1. maj – 30. juni) og seks sendere var programmeret til at sende dagligt, før, under og efter jagten (1. august – 30. september). Mål for aktivitetsindeks gennem 24 timers perioder blev også optaget ved hjælp af en aktivitetssensor. Tekniske detaljer gives i appendix 1.

Aktivitetsindeks over 24 timer blev udregnet på baggrund af data indsamlet med en aktivitetssensor i halsbåndet som registrerede hyppigheden af halsens op-/ned bevægelser. For at forbedre målingen af bevægelserne blev aktivitetssensoren designet så målinger blev foretaget med intervaller på 1 sekund.

6.4.3. Udvælgelse af data

Nøjagtigheden af positionsdata blev undersøgt før videre analyse. Ud af de data som blev indsamlet i løbet af et transmissionsforløb blev for hver dag udvalgt den position som vurderedes at være af bedst kvalitet. Antallet af signaler, varighed af satellitpassage, sammenligning af position med positionsbestemmelser for foregående periode samt mulige vandringsrater blev anvendt som baggrund for udvælgelsen. Der blev kun anvendt positionsbestemmelser som af ARGOS blev vurderet til kategori 1-3 (se Appendix 8). Data blev omregnet til UTM koordinater før analyse.

Test af nøjagtighed

Signalernes konsistens blev undersøgt i perioder, hvor senderne var stationære. Dette skete i 5 tilfælde: 3 tilfælde hvor dyret med halsbåndet var dødt og to tilfælde, hvor sendere blev hængt op på et hus. Middelfaststanden mellem positionsbestemmelser for samme sender blev beregnet som et mål for konsistens mellem positionsbestemmelserne for de enkelte sendere.

Årstid opdeling

Forskellige forskere har opdelt kalenderåret i biologiske enheder svarende til forskellige stadier i rensdyrenes livscyklus. For grønland-

ske rensdyr beskrev Thing (1984) 10 stadier. Da satellitsenderne typisk sendte i en 4-6 dages cyklus var det ikke muligt at få tilstrækkelige data til en så fin inddeling. I analysen er der skelnet mellem 6 "årstider": forårsvandring (april til midt i maj), kælvnng (31. maj - 14. juni), efter-kælvnng (15. juni - 15. juli), sommer (15. juli - 30. september), brunst (oktober) og vinter (1. november - 30. marts). Vinteren blev yderligere inddelt i tidlig vinter (indtil 31. december), midt (indtil midt i Februar), og senvinter (indtil forårsvandringen). På grund af den store individuelle variation blev datoerne betragtet som en løs ramme.

Analyse af vandrings data

Data blev analyseret i Ranges V (Kenward & Hodder 1996) og Microsoft Excel. På grund af den lave dataindsamlingsintensitet (4-6 dages dataopsamlingscyklus), og det bredt definerede formål blev meget af analysen mere kvalitativ end kvantitativ, f.eks. blev årstidsmæssige skift af home-range identificeret udfra en subjektiv vurdering af data. Ved skift af home-range forstås, at der ikke

er overlap mellem områderne. For arter som rensdyr, der vandrer over store områder og anvender forskellige områder året igennem er det vanskeligt at beregne home-range. Med henblik på at få et mål for størrelsen af home range blev anvendt beregning af 100% minimum convex polygon for nogle perioder. Dette kan betragtes som det totale areal af det område indenfor hvilket alle registrerede vandring forekom. På grund af problemerne med at estimere "sande" home ranges var det meningsløst at beregne eksakte procent overlap. Overlap blev derfor simpelt henført til brede klasser (0, <10, 11-50, >50 %) som et indeks for graden af overlap.

Jagtens betydning for rensdyrenes færden blev undersøgt ved at udregne den daglige gennemsnitlige tilbagelagte strækning for de dyr, hvis halsbånd i jagttiden sendte daglige signaler i denne periode. August-september perioden blev brudt op i tre perioder:

1. to uger før jagten, 1. - 14. august,
2. ca. fire ugers jagt, 15. august - 10. september, med ekstra 4 dage for at sikre at

Tabel 6.1. De 15 satellitmærkede rensdyrsimlre fra to bestande i Vestgrønland 1997-99. D angiver at dyret døde den pågældende måned, mens F angiver at der var problemer med satellitsenderen

	1997												1998												1999		
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M		
Region Nord																											
07979	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	D														
07978												x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	D	
07977												x	D														
07980												x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
07981													x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
11082													x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
21344													x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Region Midt																											
08144	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
08145	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	D												
08146	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
08147	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
08148	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
02701	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
11064	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	F						
21335	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	

jægerne havde haft til til at forlade jagtområderne.

3. to uger efter jagten, 15. - 30. september.

For at sammenligne dyrenes vandringsrate resten af året blev den lineære afstand, som blev tilbagelagt gennem en dataindsamlingsperiode, divideret med periodens længde (4 eller 6 dage). Data blev subsampled fra de intensive kælvnings- og jagtperioder for at få konsistente data for alle dyr gennem alle måneder.

Non-parametrisk statistik (Mann Whitey U-test, Wilcoxon signed rank test, Kruskal Wallis Anova) blev anvendt ved hjælp af programpakkerne SPSS og SAS.

6.5. Resultat

I alt 21 rensdyr blev indfanget, og der blev sat satellitsendere på 15 simler. Dyr der vurderedes at være for unge eller gamle blev sluppet fri uden at blive mærket. I senvinteren 1997 blev mærket 1 dyr i region Nord og 8 i region Midt. Yderligere 6 dyr blev mærket i region Nord i senvinteren 1998. Et dyr i region Nord døde inden 1 måned efter mærkningen og data modtaget fra dette dyrs sender blev fjernet fra alle analyser. Tabel 6.1. i hvilke perioder de enkelte dyr blev fulgt.

Sendernes driftsstabilitet

Indtil 31. marts 1999 havde Argos systemet fungeret godt og givet 242 transmittermåneder med 11 sendere, som stadig sendte pr. denne dato. Ingen sendere holdt op med at fungere totalt, selvom sensor data fra en sender ophørte efter 2 år.

Analyse af data fra de fem perioder, hvor sendere var stationære, gav et indtryk af konsistensen af positionsbestemmelserne (tabel 6.2.). Den gennemsnitlige afvigelse fra den aritmetriske middelposition var kun 371 m (SD = 315), med en maksimal afvigelse på 2,8 km (1,7 km hvis kun de bedste kategorier, 2 og 3 anvendes for beregningen. Disse data giver en indikation af at de modtagne signaler var konsistente.

Inkonsistente data forekom kun fra aktivitetssensoren. I tillæg til den sender som ophørte at sende efter 2 år, var der store forskelle i de aktivitetsdata, der kom fra de forskellige sendere, og i nogle tilfælde var forskellene så store, at de ikke alene kunne være forårsaget af forskelle i dyrenes adfærd. Dermed var det ofte umuligt at sammenligne aktivitets adfærd dyrene i mellem. Aktivitetsdata kunne sammenlignes mellem årstider for de enkelte dyr og mellem dyr med samme indeks.

6.5.1. Årstidsbetingede vandringer

Af de 14 rensdyr som blev fulgt i mere end 12 måneder, var det klart at 11 dyr var vandrede, mens 3 dyr forblev stationært i et afgrænset område. De stationære individer blev alle registreret i region Midt bestanden og de var stationære begge år. Rensdyr i region Nord begyndte deres forårsvandring gennemsnitligt en uge før dyrene i region Midt, henholdsvis 8. april og 14. april. Forskellen var ikke statistisk signifikant ($U = 24,5$, $n = 16$, $P = 0,56$, Tabel 6.2.), hovedsagelig på grund af den store variation i afgang-

Tabel 6.2. Konsistens mellem positionsbestemmelser fra 5 stationære testsendere. Kun positionsbestemmelser af bedste kvalitet (kategori 1-3) blev benyttet. Konsistensen er udtrykt som middelværdien af alle afvigelser fra middelpositionsbestemmelsen.

Test	Situation	Periode	Middel afstand	SD	n	Max error
1	Altan	22.08.98 - 31.12.98	356	266	57	1.841
2	På dødt dyr	25.03.98 - 18.08.98	256	161	56	741
3	Altan	30.08.98 - 05.01.99	280	227	25	1.131
4	På dødt dyr	25.03.98 - 26.06.98	422	277	84	1.243
5	På dødt dyr	27.06.98 - 05.01.99	494	541	37	2.825
Total			371	315	253	2.825

tidspunkt i region Nord. En simle startede vandring den 5. marts mens en anden ventede til 2. maj. Afstanden mellem vinter- og kælvningsområde var signifikant længere for rensdyr i region Midt end for dyrene i region Nord når de tre stationære dyr fra Akia ikke inkluderes i analysen (17 km SD = 6 versus 61 km SD = 27; U = 25, n = 16, P = 0,001, Tabel 6.3.).

De fleste af de dyr, der vandrede skiftede mellem et antal velafgrænsede områder (tabel 6.4.) i årets løb, og nogle individer anvendte op til sæsonmæssige 4 home ranges. Vandringerne og og tidspunktet for skift mellem områder var meget individuel. F.eks. anvendte flere af rensdyrene deres kælvningsområde som post-kælvningsområde mens andre flyttede til et andet område efter kælvningen. På tilsvarende måde anvendte nogle individer samme område i brunsten som om sommeren, mens andre skiftede områder. Nogle individer anvendte en række forskellige områder i vinterens løb, mens andre blev i et område. På trods af individuelle forskelle i

dyrenes vandringsmønstre ser det ud til at det enkelte individ havde nogenlunde samme vandringsmønster hvert år. Der var ikke en veldefineret vandring, som omfattede hele bestanden.

Summen af vandringer året igennem kan anvendes som mål for det årlige home range (tabel 6.6). Indenfor region Midt var der ikke signifikant forskel i hverken det årlige home range eller range længde i 1997-98 sammenlignet med 1998-99 (Wilcoxon signed rank test $z = 0,98$, $n = 7$, $P = 0,327$, $z = 0,34$, $n = 7$, $P = 0,74$, henholdsvis). Samlet set var der ikke forskel i hverken årlig home range areal eller maximum home-range length (U = 41, $n = 21$, $P = 0,641$, U = 45, $n = 21$, $P = 0,802$). Der var imidlertid mere variation i både home range areal og maximum range length i region Midt (mean = 879 km², SD = 775, mean = 63 km, SD = 44) sammenlignet med region Nord (mean = 500 km², SD = 166, mean = 55 km, SD = 9). Denne forskel skyldtes de forskellige vandringsstrategier i region Midt.

Tabel 6.3. Dato for vandring fra vinterområde, ankomstdato til kælvningsområder og afstand i luftlinje mellem de nærmeste rande af de to områder. Senderne var programmeret til 4 eller 6 dages cyklus hvorfor nøjagtigheden af datoerne er ± 2 or 3 dage.

ID	1997			1998		
	Afgang fra vinterområde	Ankomst til kælvningsområde	Distance	Afgang fra vinterområde	Ankomst til kælvningsområde	Distance
Region Nord						
# 07979	24. april	6. maj	15			
# 07978				12. april	16. april	10
# 07980				2. maj	26. maj	18
# 07981				8. april	29. maj	22
# 11082				5. marts	28. marts	25
# 21344				1. april	13. april	10
Region Midt						
# 08144	16. april	24. april	95	4. april	24. april	65
# 08145	Stationær			Stationær		
# 08146	Stationær			Stationær		
# 08147	Stationær			Stationær		
# 08148	20. april	2. maj	90	12. april	2. maj	90
# 02701	20. april	24. april	45	5. april	13. april	30
# 11064	19. april	21. april	18	14. april	5. maj	40
# 21335	19. april	25. april	70	15. april	5. maj	70

Table 6.4. Skift af home range for 14 simler udstyret med satellisendere i to rensdyrbestande i Vestgrønland. Huller i linjerne indikerer skift mellem områder uden overlap. Bemærk at antallet af anvendte områder kan være mindre end angivet på figuren, da dyrene kan vende tilbage til områder anvendt tidligere på året.

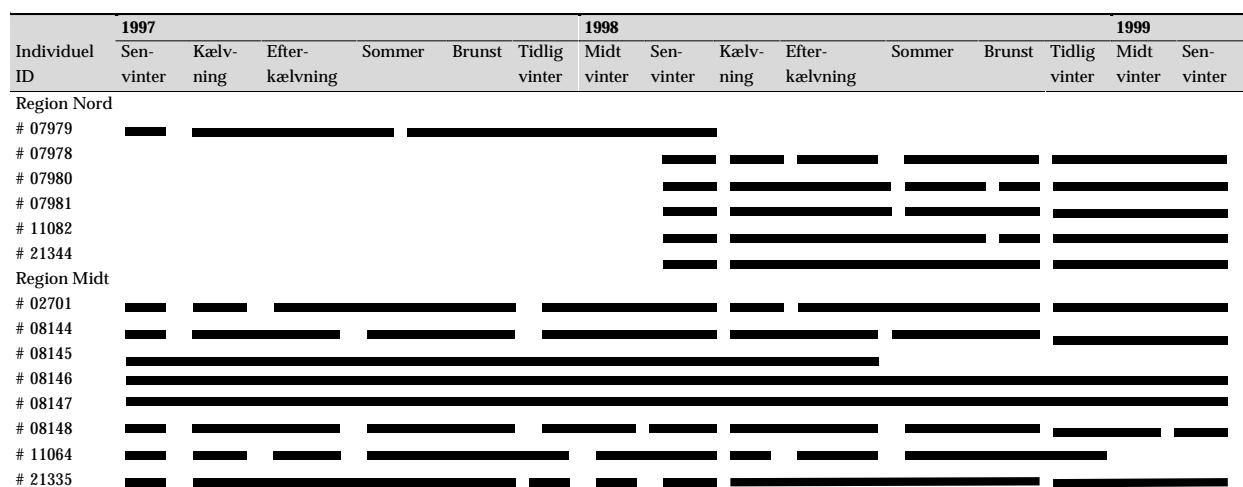


Table 6.5. Simlers trofasthed overfor home ranges året igennem angivet som procent af tilfælde hvor der er overlap mellem en simles vinter- eller kælvningsområde fra år til år. * angiver at beregningen er foretaget på baggrund få ugers data umiddelbart efter mærkningen.

	% faithful	n
Region Nord		
Winter 97/98 – 98/99*	75	4
Region Midt		
Calf 97 – 98	88	8
Winter 96/97 – 97/98*	75	8
Winter 97/98 – 98/99	100	6

Table 6.6. Areal af årligt home range (Minimum Convex Polygon: fra 1. april – 31. marts), Maximalt Home range length og antallet af positionsbestemmelser (Location quality 1-3) for 14 satellit-mærkede simler i to bestande i Vestgrønland.

Individual ID	1997-98			1998-99		
	Areal (km ²)	Range længde (km)	N	Areal (km ²)	Range længde (km)	N
Region North						
# 07979	525	54	132			
# 07978				329	44	133
# 07980				489	53	139
# 07981				769	68	136
# 11082				324	46	66
# 21344				565	65	51
Region Nuuk						
# 08144	2.050	110	117	1.614	121	116
# 08145	106	13	117	126	15	58
# 08146	144	17	118	72	13	122
# 08147	210	20	110	139	20	124
# 08148	1.748	118	125	2.317	134	130
# 02701	1.040	77	84	495	46	89
# 11064	613	60	59	627	61	45
# 21335	1.622	104	60	1.134	87	58

6.5.2. Social struktur

Det ser ikke ud til, at der var egentlig bestandsidentitet eller koordinerede vandringer i de to undersøgte bestande. Mens de fleste dyr i nogen grad havde overlap mellem årlige home ranges (tabel 6.7.) var der indenfor for hver enkelt årstid kun ringe overlap mellem home ranges. Hvert mærket dyr så ud til at leve uafhængigt af andre indenfor den samme population uden sæsonmæssige samlinger af dyr. Den manglende flokidentitet illustreres af at forårsvandringen foregik over et langt tidsrum og af forskellene i vandringsdistancer (tabel 6.3.).

Tabel 6.8. Totale arealer anvendt af satellitmærkede dyr henholdsvis vinter og hele året. Hvert år starter med forårsvandringens begyndelse (1. april). Vinteren er defineret som 12. december til 31. marts.

	Areal (km ²)	Max. længde	N (positionsbestemmelser)	N (Dyr)
Region Nord				
Hele året 98 - 99	1.702	81	677	5
Vinter 98 - 99	278	42	100	5
Region Midt				
Hele året 97 - 98	3.521	124	800	8
Vinter 97 - 98	1.203	60	177	8
Hele året 98 - 99	4.299	134	780	8
Vinter 98 - 99	1.528	78	150	7

Tabel 6.7. Overlap mellem home range for de enkelte rensdyr indenfor for hvert undersøgelsesområde udtrykt som antallet af parvise overlap mellem individer.

År	Årstid	# Individer	# Overlap mellem par	Antal par indenfor overlap-klasser (% overlap)			
				0	< 10	11 - 50	> 51
Region North							
1998-99	Hele året	5	10	0	0	2	8
1998	Kælvning	5	10	7	1	1	1
1998	Sommer	5	10	9	0	1	0
1998-99	Vinter	5	10	7	3	0	0
Region Nuuk							
1997-98	Hele året	8	28	10	9	4	5
1997	Kælvning	8	28	27	0	0	1
1997	Sommer	8	28	26	1	0	1
1997-98	Vinter	8	28	14	11	2	1
1998-99	Hele året	7	21	9	3	3	6
1998	Kælvning	8	28	26	2	0	0
1998	Sommer	7	21	19	1	0	1
1998-99	Vinter	6	15	10	1	2	2

6.5.3. Delbestande

Ingen af dyrene vandrede ud af den region som de blev mærket i. Beregninger af størrelsen af de årlige home range (table 6) viste, at dyrene kun benyttede en ubetydelig del af det tilgængelige areal, som var til rådighed. Ved at udregne et sammensat home range for alle vandringer i henholdsvis vinterperioden og hele året (Tabel 6.6.) er givet en oversigt over hvorledes dyrene vandrede. De 5 mærkede dyr i region Nord anvendte til sammen 7% af det tilgængelige område, mens 8 dyr i region Midt anvendte henholdsvis 27% og 33% af det området område, der var til rådighed i henholdsvis 1997 og 1998.

6.5.4. Vigtige vinter- og kælvningsområder

Baseret på de registrerede vandringer var det muligt at identificere de områder, som delbestandene udnyttede om vinteren og i kælvningstiden (Figur 6.2. and 6.3.).

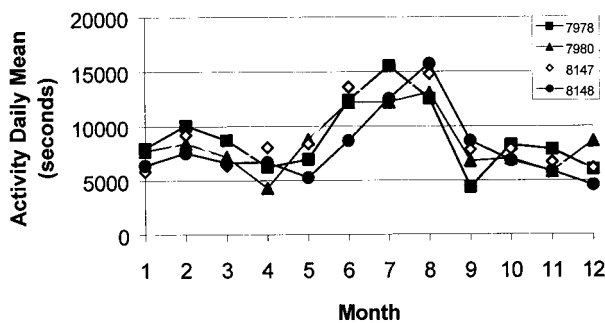
I region Nord tilbragte dyrene hovedsagelig vinteren i områder beliggende lavere end 300 m.o.h. og indenfor det afgrænsede område, Tarajornitsut, (afgrænset af Søndre Strømfjord og Kangerlussuaq lufthavn mod syd, the Isortoq elven mod nord, søerne Ta-

Tabel 6.9. Gennemsnitlig vandringsdistance pr. dag for hver måned i to rensdyrbestande i Vestgrønland. Intervallerne mellem positionsbestemmelser er 4 eller 6 dage afhængigt af satellitsenderens opsætning.

	Region North				Region Central			
	Gennemsnit	SD	Max	N	Gennemsnit	SD	Max	N
Januar	0,4	0,3	0,95	30	0,7	0,7	3,4	75
Februar	0,6	0,7	3,6	27	1,2	1,1	5,3	64
Marts	0,6	0,5	3,4	72	0,9	0,8	4,6	95
April	0,8	0,8	4,0	42	2,4	2,5	12,3	104
Maj	0,6	0,4	1,8	41	1,0	0,7	3,1	106
Juni	0,9	0,7	2,7	41	1,0	1,2	10,1	109
Juli	1,0	0,8	2,8	40	1,6	1,8	9,6	102
August	0,6	0,6	2,8	39	0,9	1,0	6,5	102
September	0,5	0,4	1,8	41	0,6	0,4	2,2	101
Oktober	1,1	0,8	3,6	39	1,3	1,2	5,5	99
November	0,7	0,6	2,6	39	0,8	0,8	5,4	99
December	0,5	0,5	2,0	33	0,7	0,8	5,6	87
I alt	0,7	0,6	4,0	484	1,1	1,3	12,3	1.143

Tabel 6.10. Vandring (km) mellem daglige positionsbestemmelser målt i rette linjer for rensdyrsimler, F = Før (1. -14. august), U = Under (15. august - 14. september), og E = Efter (15. - 30. september) for jagtsæsonerne 1997 og 1998.

Individ	År	Periode	Middel	SD	N	Range	Kruskal-Wallis Anova
Region North							
07979	1997	F	3,9	2,4	14	1,1 - 9,5	$\chi^2 = 5,3$, df = 2, P = 0,07
		U	2,7	2,6	32	2,2 - 11,2	
		E	2,3	1,2	15	0,8 - 4,8	
07980	1998	F	2,2	1,5	14	0,5 - 4,5	$\chi^2 = 2,8$, df = 2, P = 0,25
		U	2,4	1,7	32	2,2 - 6,4	
		E	2,0	2,6	15	2,8 - 11,1	
07981	1998	F	2,5	1,0	14	0,5 - 4,0	$\chi^2 = 7,6$, df = 2, P = 0,02
		U	1,6	1,4	32	0 - 6,9	
		E	2,2	1,6	15	0,5 - 6,6	
Region Nuuk							
08146	1997	F	2,6	1,5	12	1,1 - 5,8	$\chi^2 = 5,8$, df = 2, P = 0,06
		U	2,3	1,8	30	0,6 - 9,7	
		E	1,6	1,7	16	0,1 - 7,1	
08146	1998	F	2,9	3,2	13	0,3 - 12,8	$\chi^2 = 0,8$, df = 2, P = 0,67
		U	2,2	1,6	30	0,2 - 6,9	
		E	3,3	2,9	16	0,3 - 10,6	
08147	1997	F	2,2	2,1	13	0,4 - 7,7	$\chi^2 = 2,1$, df = 2, P = 0,34
		U	1,3	0,9	30	0,2 - 3,7	
		E	1,4	0,7	15	0,2 - 2,6	
08147	1998	F	3,1	2,7	14	0,4 - 10,9	$\chi^2 = 2,8$, df = 2, P = 0,25
		U	2,5	2,0	31	0,4 - 8,3	
		E	2,7	1,2	16	0,1 - 4,5	
08148	1997	F	1,9	1,6	14	0,2 - 5,5	$\chi^2 = 0,1$, df = 2, P = 0,95
		U	2,2	2,5	31	0,1 - 11,5	
		E	1,8	1,4	15	0,4 - 5,6	
08148	1998	F	2,2	1,5	14	0,2 - 5,5	$\chi^2 = 5,6$, df = 2, P = 0,06
		U	1,3	0,7	30	0,1 - 3,1	
		E	1,2	0,6	16	0,5 - 2,9	



Figur 6.4. Årligt aktivitetsmønster for 4 rensdyr.

6.5.7. Årstidsbetingede ændringer i aktivitet

Aktivitetssensoren i halsbåndene målte aktivitet med intervaller på 1 sekund. Registrering af bevægelse/ikke-bevægelse var mulig, men det var ikke muligt af henføre bevægelser til aktivitetskategorier (hvile, gang, løb, græsning osv).

Aktivitetssensorerne virkede ikke lige godt i alle halsbånd. Dette resulterede i et meget bredt aktivitetsindeks-interval som gjorde sammenligninger mellem dyrene vanskelige. Ændringer i aktivitet gennem året kunne sammenlignes for det enkelte individ og for individer med sammenligneligt aktivitetsindeks. Data fra halsbåndene blev derfor grupperet i forhold til det årlige aktivitetsindeks (Undergruppen som blev anvendt til yderligere testning inkluderede dyr fra både region Nord og region Midt, og både vandrende og stationære dyr, $F = 1,208$, $df = 3$, $p = 0,306$ ANOVA på log-transformerede data).

Aktivitetssensoren registrerede den højeste aktivitet om sommeren for alle mærkede dyr. Kruskal-Wallis test blev anvendt til at teste forskelle i månedligt aktivitetsindeks.

Den månedlige gennemsnitsaktivitet varierede året igennem ($c^2 = 339,782$, $df = 11$, $p = 0,000$). Figur 6.11. illustrerer typiske resultater og viser, at der er en årligt mønster i aktivitet. Der var ikke forskel i aktivitetsmønster mellem dyr fra region Nord og region Midt ($F = 1,541$, $df = 11$, $p = 0,181$). Der var heller ikke forskel i aktivitetsmønster mellem vandrende og stationære dyr ($t = 1,330$, $df = 521$, $p = 0,184$; T-test på log transformerede

data). Det årlige aktivitetsmønster er ens for dyr i begge regioner, nemlig højest om sommeren og lavest om vinteren.

6.6. Diskussion

6.6.1. Satellitsenderens stabilitet

Argos systemet har leveret gode konsistente data til en konkurrencedygtig pris i lighed med erfaringer fra tilsvarende rensdyrundersøgelser i Nordamerika, (Fancy *et al.* 1989, Harris *et al.* 1990). Der blev leveret anvendelige positionsbestemmelser fra næsten alle perioder, hvor satellitsenderne var i aktivitet, og senderne virkede pålideligt gennem hele perioden. Nogle sendere har været i brug i mere end 2 år og sender fortsat i november 1999. Skønt positionernes nøjagtighed ikke blev kontrolleret viser de fem testforløb på stationære sendere at positionsbestemmelserne var konsistente og indenfor de grænser, som er rapporteret fra studier af andre dyr. Argos angiver dog højere nøjagtighed for systemet (Harris *et al.* 1990).

6.6.2. Årstidsvandring

Sammenlignet med andre rensdyrbestande har dyrene i Vestgrønland en række forskellige vandringsmønstre men dog i mindre skala. Andre tundra-rensdyr som f. eks. barren-ground caribou (den samme underart som den vestgrønlandske) og rensdyr i det nordlige Alaska foretager typisk lange vandring mellem vinterområder og kælvningsområder. Vandringerne kan have en længde på 3-500 km i det centrale Alaska og i Porcupine bestanden (Craighead & Craighead 1987, Fancy *et al.* 1989) og tilsvarende gælder mange af de andre bestande i det nordlige Canada (Hall 1989).

De fleste rensdyr i denne undersøgelse havde nogenlunde samme vandringsmønstre og skift mellem forskellige ranges som de nordamerikanske bestande, men det var i en langt mindre målestok. Den maksimale vandrede afstand mellem vinterområde og kælvningsområde for et enkelt dyr var kun 90 km, og de fleste dyr vandrede langt kortere afstande. Mere overraskende er det, at 3 af de 14 dyr slet ikke vandrede men forblev i samme

afgrænsede område året igennem. En af disse simler blev observeret med kalv. Forskelle i vandringsmønster indenfor samme bestand er usædvanlig for rensdyr, mens det er almindeligt hos andre hjortedyr. Som eksempler kan nævnes elg (*Alces alces*) og rådyr (*Capreolus capreolus*) (Bjar *et al.* 1991, Cederlund & Sand 1992, Sweanor *et al.* 1992, Odden *et al.* 1996, Linnell *et al.* 1996, Holand *et al.* 1998). Det observerede vandringsmønster hos grønlandske rensdyr ligner den ikke vandrende Svalbard-rens (Tyler 1989, 1990) og mountain-caribou (Oosenburg & Theberge 1980, Bergerud *et al.* 1984, Skogland 1986, 1989, Edmonds 1988, Hillis *et al.* 1998). Begge typer har års-vandringer på mindre end 100 km, ofte langs en højdegradient.

Social adfærd hos Grønlandske rensdyr ser ud til at være atypisk, da der kun er få rapporter om store flokke eller samlinger af dyr. Flokstørrelser er typisk mellem 3 og 10 dyr (Roby & Thing 1985, Thing & Falk 1990, Olesen 1990, Bøving & Post 1997, Ydemann & Pedersen 1999). En sådan adfærd er usædvanlig men tidligere beskrevet for rensdyr på Coats Island (Gates *et al.* 1986), for de højarktiske Peary rensdyr (Miller *et al.* 1977, Ferguson 1991) og Svalbard rensdyr (Alendal *et al.* 1979, Tyler 1987). De satellitmærkede rensdyrs bevægelser bekræftede dette. Der var stor individuel variation i vandringsmønsteret og der var kun lille overlap mellem de områder, som de forskellige individer forekom i. De Vestgrønlandske rensdyrs færden i små grupper tillader individuelle vandringsmønstre. De fleste dyr var trofaste mod deres vinter- og kælvningsområde selvom nogle dyr skiftede område fra det ene år til det andet. Indsamlingen af data fortsættes og kan evt. bekræfte trofastheden overfor særlige områder (Cameron *et al.* 1986, Gunn *et al.* 1986, Valkenburg & Davis 1986) hos vestgrønlandske rensdyr.

I region Midt overvintrede de mærkede rensdyr ret nær ved kysten og mange dyr kælvde i indlandet som foreslået af Thing (1984). I region Nord var vinterområdet ikke et kystområde, og kælvningsområdet ligger i indlandet tæt ved indlandsisen. Data tydede

ikke på forekomst af vandringer, omfattende større koncentrationer af dyr, over længere strækninger end ca. 70 til 100 kilometer eller på anvendelse af kystområder i perioden november til april (Thing 1984, Meldgaard 1986). Sandsynligvis er data ikke repræsentative for hele bestanden, da dyrene blev mærket indenfor en lille del af hver bestands vinterområde. Der kan derfor godt have været andre dele af bestanden, som foretog længere vandringer. Desuden er rensdyrenes fordeling i deres forekomstmråde afhængig af bestandsstørrelsen (Meldgaard 1986), dermed. Når rensdyrbestanden falder drastisk i antal ophører veldefinerede, regelmæssige vandringer hos de resterende dyr (Banfield 1951). Thing (1984) fandt, at de sæsonbetingede vandringer var aftaget drastisk siden bestandsnedgangen i slutningen af 1970'erne. Vintertællingerne i 1990'erne indikerede, at rensdyrbestanden var på et minimum i 1993 (Ydemann & Petersen 1999, Linnell *et al.* in prep). Tællingerne viste også, at dyrene i region Nord var koncentreret i indlandet mens dyrene i region Midt forekom jævnt fordelt mellem kyst og indland (Ydemann & Petersen 1999). Vore egne observationer indikerer, at de fleste simler overvintret i områder længere mod øst end rapporteret af Thing (1984) og Meldgaard (1986). I begge regioner tyder dyrenes anvendelse af områderne på, at h.o.h. er en væsentlig parameter for afgrænsningen af disse områder.

Resultaterne indikerer en større adfærdsmæssig lighed mellem vestgrønlandske rensdyr og rensdyr fra fjeld- og ø-habitater end med rensdyr af samme underart, *R.t. groenlandicus*, i Canada. Dette støtter nyere konklusioner om, at sammenligninger mellem rensdyrbestande mere bør knyttes mellem bestande af samme økotype end mellem bestande af samme underart (Mallory & Hillis 1998).

6.6.3. Sæsonbetingede variationer i aktivitet

Alle mærkede dyr havde øget aktivitet om sommeren og aftagende aktivitet om vinteren. Den Kruskal-Wallis test viste en signifikant forskel tilstede.

Skønt hvert enkelt mærket rensdyr adskilte sig fra de andre m.h.t. årlige vandringer og vandringsdistancer, viste aktivitetsdata ikke tilsvarende forskelle. Den høje sommeraktivitet for alle dyr uanset vandret afstand (km/dag) tyder på, at måleren ikke kunne registrere forskellige former for aktivitet, f.eks hovedrystelser versus bevægelser. Registreringen af aktivitet med et interval på 1 sekund blev valgt for at reducere aktivitet forårsaget af hovedrysten. Det ser imidlertid ud til, at enten insekt-plage eller intensiv græsning har forårsaget hovedbevægelser, som har givet kunstigt høje aktivitetstal om sommeren.

Øget aktivitet om sommeren er observeret af Banfield (1954), Segal (1962), Thomson (1971), Gaare *et al.* (1975), White *et al.* (1975), og Roby (1977). Den øgede aktivitet om sommeren tilskrives oftest høje temperaturer og bidende og parasiterende insekter (Thing & Thing 1983, Mörschel & Klein 1997, Coleman *et al.* 1998).

De fundne aktivitetsmønstre er utilstrækkelige til at give information om årstidsbetingede ændringer i energetisk eller fourageringsmæssig strategi. Der er derfor behov for mere detaljeret viden, specielt om fødesøgningsadfærd, hvis man ønsker viden om aktivitet. Sæsonmæssige feltobservationer af aktivitetsmønstre over flere dage døgnet igennem vil kunne give værdifuld viden om aktivitetsbudgetter.

6.6.4. Forskelle mellem de to undersøgelsesområder

Der var tydelige forskelle mellem rensdyrenes vandringer i de to undersøgte områder. I region Midt var der, når der ses bort fra de tre stationære dyr, et klart mønster, som viste, at dyrene her var langt mere mobile end i region Nord. Dette gjaldt vandringsdistance, home range areal og den dagligt vandrede distance. Vegetationsmæssigt er områderne forskellige og snedækkets betydning for vegetationens tilgængelighed er også forskellig. Dyrene i region Nord havde ikke adgang til lav-områder om vinteren, mens dyrene i region Midt havde adgang til lavheder (Thing 1984, Thing & Falk 1990, Hansen in prep.,

Kapitel 2 i denne rapport). Viden om region Midt's lavhedernes tilgængelighed i forhold til snemasserne er imidlertid begrænset, mens vi ved at græsningsområderne i indlandet ved Kangerlussuaq i region Nord kun er dækket af et tyndt lag sne. Yderligere har dyrene i region Nord adgang til rig sommergræsning (Thing 1984, Fredskild & Holt 1993). Yderligere analyse af disse forhold vil kræve detaljerede undersøgelser af hvilke habitater dyrene foretrækker.

6.6.5. Afgrænsning af bestande

De satellitmærkede rensdyrs færden bekræfter, at der findes selvstændige rensdyrbestande i Vestgrønland. Resultaterne indikerer også, at der er forskelle i bestandenes færden indenfor de definerede regioner.

Dette understøttes af blandt andet af følgende forhold:

1. Komplex topografi. Rensdyr har svært ved at passere gletchere (Leader-Williams 1988), mens de er gode svømmere (Skjonneberg & Slagsvold 1968, Heard & Calef 1992, Miller 1995). Mange af fjordene er dog 5-10 km brede, hvilket formentlig hæmmer regelmæssige fjordkrydsninger,
2. Studier af mikro-satellitter har påvist klare genetiske forskelle mellem regionerne Nord, Midt, Syd og Paamiut (Jepsen 1999), og endelig
3. Forskelle i udviklingen af bestandsstørrelse og tæthed (Ydeman & Pedersen 1999, Linnell *et al.* in prep.) tyder på, at dyrene ikke frit kan bevæge sig mellem regioner.

I begge de undersøgte regioner anvendte de mærkede dyr kun en lille del af det tilgængelige område. Forskellene i vandringsmønstret indenfor de definerede regioner kunne ikke have været forudsagt ved hjælp af eksisterende data, og understreger således vigtigheden af telemetri-baserede undersøgelser. Undersøgelser af skov- og fjeldrener har vist forekomster af lokalt identificerbare underbestande (Brown *et al.* 1986, Skogland 1986, Edmonds 1988), og lokal viden fra Baffin Island har også peget på eksistensen af fænomenet (Ferguson *et al.* 1998). Yderligere tele-

metri-studier kan måske klarlægge omfanget af bestandsunderinddeling i Vestgrønland. Topografiens betydning kan f. eks. undersøges ved at undersøge omfanget af udveksling af dyr mellem Angujaartorfiup Nunaa og resten af region Nord, mellem Maniitsoq og Akia i region Midt og mellem de nordlige og sydlige dele af region Syd.

Vestgrønlands rensdyr er hidtil blevet forvaltet som én bestand. Viden om genetiske forhold, topografi, bestandsundersøgelser og nu satellitmetri understøtter, at der findes flere forskellige bestande. Der er enighed om at selvstændige bestande bør forvaltes på bestandsniveau eller for regioner (Hall 1989, Skogland 1994, Jordhøy *et al.* 1997, Valkenburg 1998). Næste skridt bør da være at undersøge populationsdynamiske forhold for de enkelte bestande.

6.6.6. Årstidsmæssigt vigtige områder

Den manglende bestands-sammenhæng blandt de undersøgte rensdyr viste sig som en spredt fordeling af dyr året rundt. Det er derfor vanskeligt at identificere specifikke områder som kræver speciel forvaltning eller beskyttelse for forstyrrelser i region Nuuk.

I region Nord synes Isungua området nær indlandsisen og Tarajornitsut området at være henholdsvis vigtige kælvnings- og vinterområder. Isungua områdets betydning som kælvningsområde er veldokumenteret (Thing 1984, Strandgaard *et al.* 1983). Da de mærkede dyr imidlertid kun anvendte en lille del af regionen, kan der være andre vigtige kælvnings- og vinterområder, som anvendes af andre dele af bestanden (figur 6.2.).

I region Midt er situationen mindre klar, da dyrene var spredt over et større område både sommer og vinter. Det ser imidlertid ud til, at området mellem Sârdloq, Narsarsuaq dalen og Fiskefjord er vigtige året rundt, mens området nær indlandsisen omkring søen Qaumassoq anvendtes af flere dyr under kælvningen (Figur 6.3.). En sådan spredt beliggenhed af kælvningsområder er typisk for fjeldrener (Bergerud *et al.* 1984, Skogland

1989). Selvom et vigtigt kælvningsområde er beskrevet i region Syd af f.eks. Aastrup (1984b), vil telemetri-studier og indsamling af lokal viden være vigtige elementer i identificeringen af yderligere vinter- eller kælvningsområder.

6.6.7. Fremtiden

Fire fremtidige arbejdsfelter er vigtige. Dokumentation regelmæssigheden af årstidsmæssige vandringer. De 11 sendere, som vil blive fulgt indtil de ophører med at fungere, vil give endnu et års data for region Midt og region Nord og således forbedre grundlaget for konklusioner om disse bestande.

Data vedrørende dyrenes vandringer bør sammenholdes med vegetationskortlægningen, data om snedække og NDVI. Den store forskel i vegetations- og habitattilgængelighed mellem de to bestande gør sådanne sammenligninger særlig interessante.

Yderligere studier af vandringer for at verificere underinddelingen af ranges inden for regionerne. De vigtigste områder er de vestlige og syd-østlige dele af region Nord, den nordlige del af region Midt og begge dele af region Syd.

Undersøgelse af bukkens bevægelser og vandringer, da bukke og simler rensdyr normalt færdes adskilt det meste af året (Cameron & Whitten 1979, Jakimchuk *et al.* 1987, Skogland 1989). I øjeblikket findes ikke data vedrørende bukkene. På baggrund af bukkenes overrepræsentation i jagtudbyttet siden 1995, er den manglende viden et problem, selv om det skønnes mindre vigtigt end viden om de reproducerende simler.

6.7. Referencer

- Aastrup, P. 1984a.
Vandkraft i Grønland: Rensdyr. Grønlands fiskeri- og miljøundersøgelser. 71 s.
- Aastrup, P. 1984b.
Rensdyrundersøgelser og vegetationskortlægning ved vandkraftværk Buksefjord Nuuk/Godthåb, 1983. Grønlands fiskeri- og miljøundersøgelser. 84 s.
- Aastrup, P. 1986.
Rensdyrundersøgelser ved vandkraftprojekt Kangerluarsunnguag/Buksefjord Nuuk/Godthåb 1984-1985. Grønlands fiskeri- og miljøundersøgelser. December 1986. 80 s.
- Alendal, E., S. de Bie & S.E. van Wieren 1979.
Size and composition of the wild reindeer *Rangifer tarandus platyrhynchus* population in the Southeast Svalbard Nature Reserve. *Holarctic Ecology* 2: 101-107.
- Banfield, A.W.F. 1951.
The barren-ground caribou. *Can. Wildl. Serv., Dept. Res. and Develop.* Ottawa. 52 pp.
- Banfield, A.W.F. 1954.
Preliminary investigation of the Barren-ground caribou. *Canadian Wildlife Service Wildlife Management Bulletin, Serial 1, no. 10A.* Ottawa: Canadian Wildlife Service.
- Bergerud, A.T., H.E. Butler & D.R. Miller 1984.
Antipredator tactics of calving caribou: dispersion in mountains. *Canadian Journal of Zoology* 62: 1566-1575.
- Bethke, R., M. Taylor, S. Amstrup & F. Messier 1996.
Population delineation of polar bears using satellite collar data. *Ecological Applications* 6: 311-317.
- Bjar, G., V. Selås, L.O. Lund & O. Hjeljord 1991.
Movements and home range dynamics of roe deer, *Capreolus capreolus L.*, in southeastern Norway. *Fauna Norvegica Ser. A* 12: 12-18.
- Bromley, M. 1985.
Wildlife management implications of petroleum exploration and development in wildland environments. *USDA Forest Service General Technical Report INT-191*: 1-42.
- Brown, W.K., J. Huot, P. Lamothe, S. Luttich, M. Paré, G. St. Martin & J.B. Theberge 1986.
The distribution and movement patterns of four woodland caribou herds in Quebec and Labrador. *Rangifer Special Issue 1*: 43-49.
- Bøving, P.S. & E. Post 1997.
Vigilance and foraging behaviour of female caribou in relation to predation risk. *Rangifer* 17: 55-63.
- Cameron, R.D. & K.R. Whitten 1979.
Seasonal movements and sexual segregation of caribou determined by aerial survey. *Journal of Wildlife Management* 43: 626-633.
- Cameron, R.D., K.R. Whitten & W.T. Smith 1986.
Summer range fidelity of radio-collared caribou in Alaska's Central Arctic Herd. *Rangifer Special Issue 1*: 51-55.
- Cederlund, G. & H.K.G. Sand 1992.
Dispersal of subadult moose (*Alces alces*) in a nonmigratory population. *Canadian Journal of Zoology* 70: 1309-1314.
- Coleman, J., C. Pedersen, E. Reimers, Ø. Holand & S. Moe 1998.
24-h activity pattern of wild reindeer in summer with emphasis on behaviour compensation at night due to limited grazing during the day. *8th North American Caribou Workshop, Whitehorse 1998, Canada.* In press.
- Craighead, D.J. & J.J. Craighead 1987.
Tracking caribou using satellite telemetry. *National Geographic Research* 3: 462-479.
- Curatolo, J.A. 1986.
Evaluation of a satellite telemetry system for monitoring movements of caribou. *Rangifer Special Issue 1*: 73-79.
- Dawes, P.R., M. Elander & M. Ericson 1986.
The wolf (*Canis lupus*) in Greenland: a historical review and present status. *Arctic* 39: 119-132.
- De Solla, S.R., R. Bonduriansky & R.J. Brooks 1999.
Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *Journal of Animal Ecology* 68: 221-234.
- Edmonds, E.J. 1988.
Population status, distribution, and movements of woodland caribou in west central Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 66: 817-826.
- Fancy, S.G., L.F. Pank, K.R. Whitten & W.L. Regelin 1989.
Seasonal movements of caribou in arctic Alaska as determined by satellite. *Canadian Journal of Zoology* 67: 644-650.
- Ferguson, M.A.D. 1991.
Peary caribou and muskoxen on Bathurst Island, Northwest Territories, from 1961 to 1981. *Northwest Territories Renewable Resources, File Report No. 88.* 54 pp.
- Ferguson, S.H., W.J. Rettie & F. Messier 1998.
Fractal measures of female caribou movements. *Rangifer Special Issue 10*: 139-147.
- Fredskild, B. 1996.
A phytogeographical study of the vascular plants of west Greenland (62°20'-74°00'N). *Meddeleser om Grønland. Bioscience* 45. 157 pp.
- Fredskild, B. & S. Holt 1993.
The west Greenland „Greens“ - favourite caribou summer grazing areas and late Holocene climatic changes.

Geografisk Tidsskrift 93: 30-37.

Gaare, E., B.R. Thomson & O. Kjos-Hanssen 1975. Reindeer activity on Hardangervidda. In: F.E. Wielgolaski (ed.). Fennoscandian tundra ecosystems. Part 2. Animals and system analysis. Berlin, Heidelberg & New York, Springer-Verlag (Ecological Studies, 17): 206-215

Gates, C.C., J. Adamczewski & R. Mulders 1986. Population dynamics, winter ecology and social organization of Coats Island caribou. Arctic 39: 216-222.

Grønlands Fiskeri- og miljøundersøgelser 1986. Miljømæssig vurdering af vandkraftprojekt Kangerlussarsunnguaq/Buksefjord Nuuk/Godthåb. 69 s.

Grønnow, B., M. Meldgaard & J. Berglund Nielsen 1983. Aasivissuit - the great summer camp. Archaeological, ethnographical and zoo-archaeological studies of a caribou-hunting site in west Greenland. Meddelelser om Grønland: Man and Society 5: 1-96.

Hall, E. 1989. People/Caribou in the Northwest Territories: Northwest Territories, Department of Renewable Resources.

Hansen, E.S. in prep. A comparison between the lichen floras of three climatically different localities in south west Greenland.

Harris, R.B., S.G. Fancy, D.C. Douglas, G.W. Garner, S.C. Amstrup, T.R. McCabe & L.F. Pank 1990. Tracking wildlife by satellite: current systems and performance. United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Fish and Wildlife Technical Report 30. 52 pp.

Harris, S., W.J. Cresswell, P.G. Forde, W.J. Trehwella, T. Woollard & S. Wray 1990. Home range analysis using radio tracking data: a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. Mammal Review 20: 97-123.

Heard, D. 1989. Research. In: Hall, E. (ed.). People and caribou in the Northwest Territories: 81-87.

Heard, D. & G. Calef 1992. Barren-ground caribou of the Northwest Territories. 3rd Edition, NWT Wildlife Sketches. 6 pp.

Skjenneberg, S. & L. Slagsvold 1968. Reindriften og dens naturgrundlag. Universitetsforlaget, Oslo/Bergen/Tromsø. 332 s.

Hillis, T.L., F.F. Mallory, W.J. Dalton & A.J. Smiegielski 1998. Preliminary analysis of habitat utilization by woodland caribou in northwestern Ontario using satellite telemetry. Rangifer, Special Issue 10: 195-202.

Holand, Ø., A. Mysterud, A. Wannag & J.D.C. Linnell 1998. Roe deer in northern environments: physiology and behaviour. The European roe deer: the biology of success: 117-138.

Holt, S. 1980. Vegetation patterns and effects of grazing on caribou ranges in the Søndre Strømfjord area, west Greenland. In: Reimers, E., E. Gaare & S. Skjenneberg (eds.). Pro-

ceedings of the 2nd international reindeer/caribou symposium, Røros, Norway 1979. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim: 57-63.

Holthe, V. & P. Lassen 1984. Vækst, kondition og dødelighed hos vildren (*Rangifer tarandus groenlandicus*) i Sisimiut-bestanden, Vestgrønland. Rangifer 4: 35-42.

Haarløv, N., N.K. Jacobsen, J. Meldgaard & H.C. Petersen 1980. Holsteinsborg: Sisimiut kommune, natur- og kulturforhold: Ministeriet for Grønland, Geografisk Institut.

Jakimchuk, R.D., S.H. Ferguson & L.G. Sopuck 1987. Differential habitat use and sexual segregation in the Central Arctic caribou herd. Canadian Journal of Zoology 65: 534-541.

Jepsen, B.I. 1999. Populationsgenetiske studier af vildren (*R.t. groenlandicus*) og tamren (*R.t. tarandus*) i Vestgrønland. MSc Thesis, Botany Institute, University of Copenhagen.

Jordhøy, P., O. Strand, T. Skogland, E. Gaare & F. Holmstrøm 1997. Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogram for hjortevilt - villreindelen 1991-95. Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 022: 1-57.

Jouventin, P. & H. Weimerskirch 1990. Satellite tracking of Wandering albatrosses. Nature 343: 746-748.

Kenward, R.E. & B. Hodder 1996. RANGES V: Program Manual. United Kingdom: Institute of Terrestrial Ecology.

Leader-Williams, N. 1988. Reindeer on South Georgia: the ecology of an introduced population. Cambridge: Cambridge University Press.

Linnell, J.D.C., O.G. Støen, J. Odden, E. Ness, L. Gangås, J. Karlsen, N. Eide & R. Andersen 1996. Gaupe og rådyr i østre deler av Hedmark. Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding 414: 1-38.

Linnell, J.D.C., A. Loison, C. Cuyler & A. Landa in prep. Sustainable harvest of West Greenland caribou for the 21st century: The scientific basis for management: an evaluation and agenda. Greenland Institute for Natural Resources Report.

Mallory, F.F. & T.L. Hillis 1998. Demographic characteristics of circumpolar caribou populations: ecotypes, ecological constraints, releases and population dynamics. Rangifer Special Issue 10: 49-60.

Meldgaard, M. 1986. The Greenland caribou - zoogeography, taxonomy and population dynamics. Meddelelser om Grønland - Bioscience 20: 1-88.

Messier, F., M.K. Taylor & M.A. Ramsay 1992. Seasonal activity patterns of female polar bears (*Ursus maritimus*) in the Canadian arctic as revealed by satellite telemetry. Journal of Zoology, London 226: 219-229.

- Miller, F.L. 1995.
Inter-island water crossings by Peary caribou, south-central Queen Elizabeth Islands. *Arctic* 48: 8-12.
- Miller, F.L., R.H. Russell & A. Gunn 1977.
Distributions, movements and numbers of Peary caribou and muskoxen on western Queen Elizabeth Islands, Northwest Territories, 1972-74. *Can. Wildl. Serv. Rep. Ser. No. 40*. 55 pp.
- Mörschel, F.M. & D.R. Klein 1997.
Effects of weather and parasitic insects on behaviour and group dynamics of caribou of the Delta Herd, Alaska. *Can. J. Zool.* 75: 1659-1670.
- Nelleman, C. & R.D. Cameron 1996.
Effects of petroleum development on terrain preferences of calving caribou. *Arctic* 49: 23-28.
- Nelleman, C. & R.D. Cameron 1998.
Cumulative impacts of an evolving oil field complex on the distribution of calving caribou. *Canadian Journal of Zoology* 76: 1425-1430.
- Odden, J., J.D.C. Linnell, O.G. Støen, E. Ness, L. Gangås & R. Andersen 1996.
Trek of områdebruk hos elg i østre deler av Hedmark. Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding 415: 1-38.
- Olesen, C.R. 1990.
Bestandsudvikling og økologi for moskusokser i Angujaartorfiup Nunaa, Vestgrønland. Grønlands Hjemmestyre, Miljø og naturforvaltning, Teknisk rapport nr. 16.
- Oosenburg, S.M. & J.B. Theberge 1980.
Altitudinal movements and summer habitat preferences of woodland caribou in the Kluane Ranges, Yukon Territory. *Arctic* 33: 59-72.
- Ramsay, M.A. D.S. Andriashek 1986.
Long distance route orientation of female polar bears (*Ursus maritimus*) in spring. *Journal of Zoology* 208: 63-72.
- Rasmussen, K. 1910.
Rapport til Indenrigsministeriet over renbejte-undersøgelser-ekspeditionens rejse i Grønland, sommeren 1905. *Atlanten. Medlemsblad for foreningen 'De Danske Atlanterhavssøer'*, Bind II, 1907-1910. København: 43-58.
- Rasmussen, H.E. 1995.
Coping with collapses? Problems in the use of common and private terrestrial animal resources in central west Greenland. *Folk* 36: 131-151.
- Reimers, E. 1980.
Activity pattern; the major determinant for growth and fattening in Rangifer? *Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium*: 466-474.
- Roby, D. 1977.
Behavioral patterns of barren-ground caribou in the central arctic herd within the trans-Alaska pipeline corridor. MSc. thesis, University of Alaska, Fairbanks.
- Roby, D.D. & H. Thing 1985.
Behaviour of west Greenland caribou during a population decline. *Holarctic Ecology* 8: 77-87.
- Segal, A.N. 1962.
The periodicity of pasture and physiological functions of reindeer. *In: Reindeer in the Karelian ASSR*, pp. 130-150. Petrozavodsk: Akademii Nauka (Translated by Department of the Secretary of State Bureau for Translation, Ottawa, Canada).
- Sejersen, F. 1998.
Strategies for sustainability and management of people: an analysis of hunting and environmental perceptions in Greenland with a special focus on Sisimiut. Ph.D. Thesis, Department of Eskimology, University of Copenhagen.
- Skogland, T. 1986.
Movements of tagged and radio-instrumented wild reindeer in relation to habitat alteration in the Snøhetta region, Norway. *Rangifer Special Issue 1*: 267-272.
- Skogland, T. 1989.
Comparative social organisation of wild reindeer in relation to food, mates and predator avoidance. *Advances in Ethology* 29: 1-74.
- Skogland, T. 1994.
Villrein: fra urinnvåner til miljøbarometer. Oslo: Teknologisk Forlag.
- Skogland, T. & B. Grøvan 1988.
The effects of human disturbance on the activity of wild reindeer in different physical condition. *Rangifer* 8: 11-19.
- Strandgaard, H. & V. Holthe 1980.
Undersøgelser over Vestgrønlands rensdyr. *Vildtbiologisk Station Kalø. Meddelelse nr. 167. Særtryk af Tidsskriftet Grønland nr. 5*: 145-152.
- Strandgaard, H., V. Holthe, P. Lassen & H. Thing 1983.
Rensdyrundersøgelser i Vestgrønland 1977-1982. *Vildtbiologisk Station Kalø, rapport. 29 s.*
- Sweanan, P.Y., F. Sandegren, R. Bergström & G. Cederlund 1992.
A synopsis of moose movement studies in Furudal, Sweden. *Alces Supplement 1*: 115-120.
- Trapnell, C.G. 1933.
Vegetation types in Godthaab Fjord in relation to those in other parts of west Greenland, and with special reference to Isersitilik. *J. Ecol.* 21: 294-334.
- Thing, H. 1982.
Struktur og årlig tilvækst i en bestand af vestgrønlandsk vildren (*Rangifer tarandus groenlandicus*). *Rangifer* 2: 28-35.
- Thing, H. 1984.
Feeding ecology of the west Greenland caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) in the Sisimiut-Kangerlussuaq region. *Danish Review of Game Biology* 12: 1-53.
- Thing, E.M. & H. Thing 1983.
Cow-calf behaviour in West Greenland caribou on the Sdr. Strømfjord summer range. *Acta Zool. Fennica* 175: 113-115.
- Thing, H. & K. Falk 1990.
Status over rensdyrbestandene i Vestgrønland mellem Naassuttooq og Paamiut Sermiat marts-april 1990.

- Grønlands Hjemmestyre, Miljø og Naturforvaltning, Teknisk rapport nr. 19: 1-23.
- Thomson, B.R. 1971.
Wild reindeer activity. *In*: Report from the grazing project of the Norwegian IBP committee, July-December 1970, Hardangervidda. Viltundersøkelser, Trondheim, Norway.
- Tyler, N.J.C. 1987.
Natural limitation of the abundance of the high arctic Svalbard reindeer. Ph.D. thesis, Cambridge University.
- Tyler, N.J.C. & N.A. Øritsland 1989.
Why don't Svalbard reindeer migrate. *Holarctic Ecology* 12: 369-376.
- Tyler, N.J.C. & N.A. Øritsland 1990.
Home ranges in Svalbard reindeer. *Rangifer Special Issue 3*: 147-148.
- Valkenburg, P. 1998.
Herd size, distribution, harvest, management issues, and research priorities relevant to caribou herds in Alaska. *Rangifer Special Issue 10*: 125-129.
- Valkenburg, P. & J.L. Davis 1986.
Calving distribution of Alaska's Streesse-Fortymile caribou herd: a case of herd infidelity? *Rangifer Special Issue 1*: 315-323.
- Vibe, C. 1967.
Arctic animals in relation to climatic fluctuations. *Meddeleser om Grønland* 170(5): 163-192.
- White, R.G., B.R. Thomson, T. Skogland, S. Person, D.F. Holleman & J.R. Luick 1975.
Ecology of caribou at Prudhoe Bay, Alaska, *In*: Ecological investigations of the Tundra Biome in the Prudhoe Bay region, Alaska. Fairbanks, University of Alaska (Biological Papers of the University of Alaska, Special Report No. 2): 150-201.
- Wiig, Ø. 1995.
Distribution of polar bears (*Ursus maritimus*) in the Svalbard area. *Journal of Zoology* 237: 515-529.
- Wood, M.D. 1996.
Seasonal habitat use and movements of woodland caribou in the Omineca mountains, north central British Columbia, 1991-1993. *Rangifer Special Issue 9*: 365-378.
- Ydeman, D. & K. Pedersen 1999.
Rensdyr i Vestgrønland, 1993-96. Upubliseret rapport til Grønlands Naturinstitut.
- Aanes, R., J.D.C. Linnell, J.E. Swenson, O.G. Støen, J. Odden & R. Andersen 1996.
Menneskelig aktivitets innvirkning på klauvilt og rovvilt. *NINA Oppdragsmelding* 412: 1-29.

Del 7

Rensdyrs adfærd ved forstyrrelser

Af

**Peter Aastrup
Danmarks Miljøundersøgelser
Afdeling for Arktisk Miljø**

Rensdyrs adfærd ved forstyrrelser

7.1. Resume

Vestgrønlandske rensdyrs reaktioner på forstyrrelser blev undersøgt i Kangerlussuaq-området og nord for Nuuk i kælvningsstiden, om sommeren og efter jagten. Rensdyrflokkene eller enlige dyr blev provokeret ved, at en person langsomt nærmede sig, indtil dyrene flygtede. Følgende afstande blev registreret for hver flok: hvornår rensdyrene opdagede provokatøren, hvornår de viste tegn på frygt, flugtafstand og flugtlængde. Afstandene blev målt ved hjælp af en Laser afstandsmåler. Generelt var opdagelsesafstand, frygtafstand, flugtafstand og flugtlængde længere hos flokke end hos enlige rensdyr, hvilket tyder på større årvågenhed hos disse grupper. Flokke med kalve var mere årvågne end flokke udelukkende med voksne dyr. Dette mønster var tydeligst i Nuuk-området.

Hyppigheden af nysgerrig adfærd og opdagelsesafstandene indikerede, at rensdyr ved Nuuk var mindre årvågne end rensdyr ved Kangerlussuaq efter jagttiden, mens der ikke var forskelle i kælvningsstiden og om sommeren. Rensdyr ved Nuuk var mest årvågne i kælvningsstiden, mens rensdyr ved Kangerlussuaq var mest årvågne efter jagttiden. Jagten så således ud til at have øget årvågenheden hos dyrene i Kangerlussuaq-området.

Det konkluderes, at flugt- og frygtreaktioner hos grønlandske rensdyr er sammenlignelige med de reaktioner, der er fundet i andre rensdyrbestande, og at rensdyr i kælvningsstiden bør beskyttes mod forstyrrelser i lighed med andre steder i verden.

7.2. Indledning

Gennem de senere år er aktiviteter som turisme og mineralefterforskning øget i uforstyrrede områder i Grønland. Der er derfor også en undersøgelse af rensdyrs reaktioner på forstyrrelser fra mennesker.

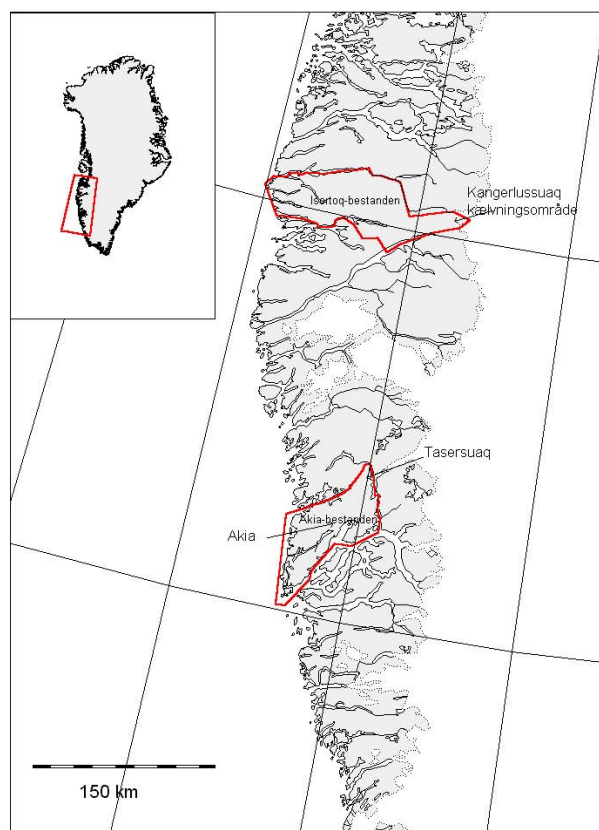
Rensdyr (*Rangifer tarandus groenlandicus*) findes naturligt i Vestgrønland, hvor de har levet i århundreder uden naturlige fjender som ulv, jærv og bjørn. I dag lever de fleste af bestandene stadig uforstyrret af mennesker og rovdyr. Kvoteret rensdyrjagt foregår dog som regel 1 måned fra midten af august til midten af september. Bøving & Post (1997) fandt, at rensdyr ved Kangerlussuaq var mindre årvågne end rensdyr i Alaska og foreslog, at dette var en følge af lang tids isolering fra naturlige fjender. Klein (1980) fandt, at tilvæning til forstyrrelser skete lettere i bestande, som ikke var genstand for jagt, og hvor der ikke er predatorer. Der var derfor en forventning om, at grønlandske rensdyr kun i ringe grad lod sig påvirke af forstyrrelser.

I Grønland skal alle mineralaktiviteter godkendes af Råstofdirektoratet (RD), mens turisme og andre aktiviteter foregår ureguleret. Råstofaktiviteter i rensdyrs kælvningsområder i kælvningsstiden (defineret som perioden 20. maj til 20. juni) skal godkendes konkret af Råstofdirektoratet. Dette indebærer, at et mineselskab ikke umiddelbart kan forvente at opnå tilladelse til at operere i et kælvningsområde for rensdyr i kælvningsstiden, og Råstofdirektoratet kan fastsætte særlige vilkår for mineselskabernes aktivitet i tilfælde, hvor en aktivitet godkendes. Baggrunden for den særlige beskyttelse i kælvningsstiden er erfaringer fra bl.a. Nordamerika og Norge, hvor en sådan beskyttelse anses for vigtig. I Grønland er rensdyrs forhold til forstyrrelser ikke undersøgt, og der mangler derfor dokumentation for rensdyrenes adfærd i forbindelse med forstyrrelser. Undersøgelsen koncentrerer sig primært om to emner:

1. frygt og flugtreaktioner hos grønlandske rensdyr.
2. rimeligheden i at regulere råstofaktivite-

ter i Grønland i rensdyrenes kælvningstid, samt at forbedre baggrunden for at vurdere mulige effekter i tilfælde, hvor mindre mineralaktiviteter godkendes.

Undersøgelserne er udført ved, at en person (i det følgende benævnt provokatøren) har nærmet sig flokke af rensdyr og registreret forskellige parametre, der beskriver dyrenes reaktioner på forstyrrelsen. På baggrund af det indsamlede materiale er det bl.a. undersøgt, om der er forskelle i rensdyrenes reaktioner på forstyrrelse i forhold til flokkenes køns- og alderssammensætning, årstid og lokalitet.



Figur 7.1. Undersøgelsesområder og de undersøgte bestandes afgrænsning. Feltundersøgelseslokaliteter angivet med pil.

	Nuuk-området	Kangerlussuaq	Total
Kælvning	48*	25	73
Sommer	20	61	81
Efter jagt	34	61	95
Total	102	147	249

Tablet 7.1. Observationer af fremprovokerede reaktioner på forstyrrelser fordelt på undersøgelsesområder, årstid og lokalitet. * Undersøgelserne blev udført ved Tasersuaq.

I forbindelse med undersøgelserne vedrørende forstyrrelser er der desuden indsamlet data vedrørende sammensætningen i bestanden. Disse data præsenteres og diskuteres i et selvstændigt kapitel.

7.3. Undersøgelsesområder

Akia og Tasersuaq ligger i Qeqqa-Midt bestandens udbredelsesområde. I det vestlige Akia er der et rigt lavdække, mens der næsten ikke findes lav i den østlige del af undersøgelsesområdet. Tasersuaq ligger i bestandens kælvningsområde, men der forekommer også kælvninger i Akia. Begge områder besøges sjældent eller aldrig af mennesker bortset fra i jagttiden august-september. Området er en del af region Central ifølge den inddeling som er anvendt i kapitel 6.

Qeqqa-midt-bestanden repræsenterer en situation, hvor rensdyr kun sjældent møder mennesker. Traditionelt er der blevet jaget i området i århundreder. I perioden 1995 til 1998 er der blevet skudt 13-17 dyr i området indenfor 10 km fra centrum for undersøgelserne. I 1998, umiddelbart før undersøgelserne, blev der skudt 13 dyr, heraf 5 indenfor 5 km fra centrum for undersøgelserne (Haugaard pers. komm.).

Kangerlussuaq er det traditionelle kælvningsområde for Avannaa-Nord-bestanden og udgør en del af det område, som benævnes region Nord. Vegetationen er hovedsagelig dværgbuskhede og skrånninger med Børstekobresie (*Kobresia myosuroides*) og andre græsser eller græsagtige planter samt sletter med græsser og kær. Undersøgelsesområdet ligger 10-15 km fra den internationale lufthavn i Kangerlussuaq, og området passeres

ofte af helikoptere. Om sommeren besøges området af vandreturister. Lokaliteten repræsenterer en situation, hvor rendyr temmelig ofte møder mennesker. Umiddelbart syd for undersøgelsesområdet var der rendyrreservat fra 1967 til 1995. I perioden 1995 til 1998 blev der skudt mellem 1 og 31 dyr indenfor 10 km fra centrum for undersøgelserne. I 1998 blev der skudt 14 dyr, heraf 13 indenfor 5 km fra undersøgelsesernes centrum (Hangaard pers. komm.). Jagten ved Kangerlussuaq kan dermed antages at have været ca. dobbelt så intensiv som ved Akia.

Rensdyrjagten i Grønland er kvotebaseret, og sædvanligvis kommer jægerne ind til jagtområderne med båd og/eller ved at vandre. Jagtområder nær kysten foretrækkes, og kødet bæres ud til både ved kysten. Store øde områder er mere eller mindre fredet for jagt, da jægerne normalt ikke kommer i disse fjernt beliggende områder.

7.4. Metoder

7.4.1. Provokation

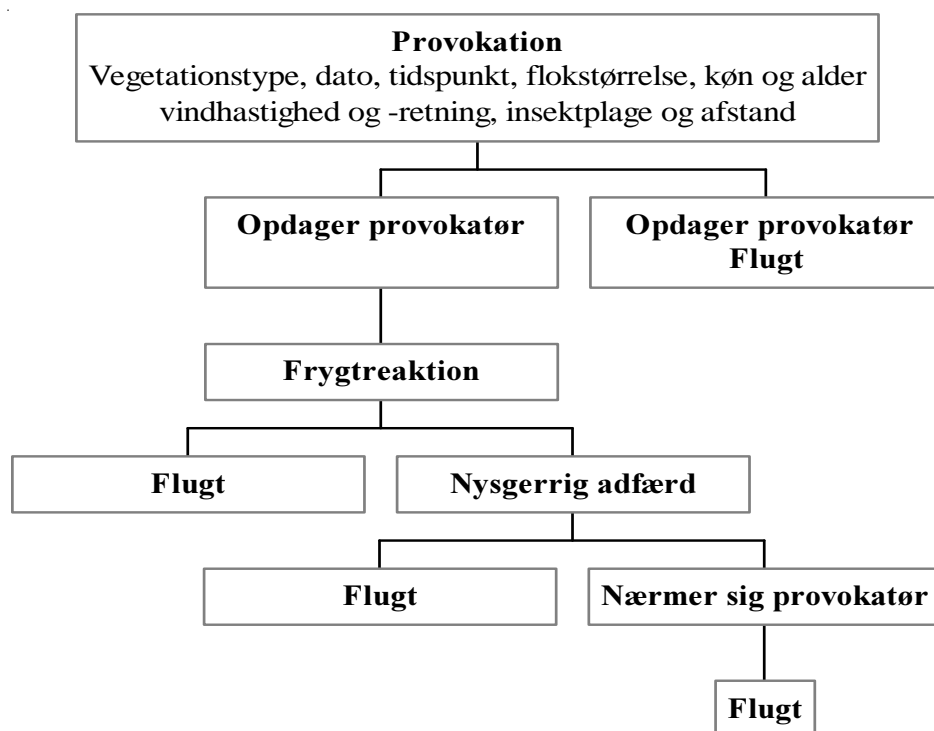
Rensdyrenes reaktioner på forstyrrelser blev undersøgt ved at provokatøren til fods nær-

mede sig uforstyrrede flokke og registrerede typiske reaktioner samt afstanden mellem provokatør og dyr for hver reaktion. Figur 7.2. viser et diagram over provokationernes forløb. Tabel 7.2. viser de registrerede parametre og reaktioner. Afstande blev målt med en laser-afstandsmåler (Leica 7x42 BDA, Geovid). En del af undersøgelserne fandt sted i kælvningstiden, og det blev derfor søgt undgået at fremprovokere panikreaktioner.

Når rendyr bliver forstyrret, er deres første reaktion årvågenhed og tegn på frygt, som bl.a. viser sig ved at dyret rejser hoved og hale eller gør et karakteristisk spring ("excitation jump", de Vos 1960). Afhængigt af vindretning og afstand udløses flugt eller en nysgerrig adfærd, hvor et eller flere dyr cirkler om provokatøren for at få fært. Herefter flygter dyret normalt.

7.4.2. Statistisk analyse

En Shapiro-Wilk test viste, at de målte afstande burde log-transformeres for at opnå normalfordeling og varianshomogenitet. Hver af variablerne frygtafstand, flugtafstand og flugtdistance blev analyseret i en model ved



Figur 7.2. Diagram over forløbet af en provokation

en ANOVA (GLM-procedure - SAS, 1990) for effekter af følgende parametre: årstid, lokalitet, floktype, flokstørrelse, vindretning, insektplage, vegetationstype, topografi og for interaktioner mellem parametre. Parametre med ikke-signifikante effekter blev fjernet fra modellen, som herefter blev kørt igen. Man kunne forvente, at parameteren lokalitet var afhængig af vegetationstype og topografi. Modellen blev derfor først kørt uden lokalitet. Hverken vegetationstype eller topografi havde imidlertid signifikante effekter, og disse parametre blev derfor erstattet i modellen med lokalitet, som i nogle tilfælde

havde signifikant effekt. Dette indikerer, at lokaliteten har en betydning for rensdyrenes reaktionsmønster, som evt. kan relateres til andre forskelle mellem lokaliteterne. Flokstørrelsens effekt blev testet for flere flokstørrelseskategorier. Det viste sig imidlertid, at kun en opdeling i enlige dyr og flokke gav signifikant effekt. Den videre analyse blev derfor koncentreret om disse to kategorier. Middelværdier af afstande blev sammenlignet med Bonferroni middeltest og least square means og 95% konfidensintervaller blev beregnet.

Tabel 7.2. Målte parametre.

Parameter	Beskrivelse
Flokstørrelse	Flokke blev kategoriseret som enlige dyr eller flokke. Det eksakte antal dyr blev dog registreret.
Insektplage	Niveauet for insektplage blev subjektivt vurderet som 0, lavt eller højt baseret på iagttagelser af dyrenes adfærd. De forekommende insekter var stikmyg samt hud- og svælgbremser.
Vindretning	Vindretningen blev registreret i forhold til den observerede flok som 0, side-, med- eller modvind.
Vindhastighed	Blev registreret som 0, let, let-frisk og frisk. Generelt var undersøgelsesperioder og lokaliteter karakteriseret ved stabile vejrforhold.
Afstand	den afstand, hvor provokatøren opdager dyret.
Vegetationstype	Vegetationstyper blev registreret som dværgbuskhede uden lav, fjeldmark, Poa pratensis-green, græsland, lavhede, urteli eller snefane.
Topografi	Topografien blev registreret som flad, bakket eller skråning.
Floktype	Flokkene blev kategoriseret som 1) kalveflokk, hvis der var mindst 1 kalv, 2) simleflokk, hvis flokken bestod af simler og få bukke og 3) bukkeflokk, hvis der kun var bukke i flokken.
Opdagelsesafstand	Den afstand, hvor et eller flere rensdyr blev opmærksom på provokatøren. Denne afstand var ofte identisk med frygtafstanden og i mange tilfælde også med flugtafstanden.
Frygtafstand	Den afstand, hvor et eller flere dyr viste tegn på frygt.
Flugtafstand	Afstanden mellem flok og provokatør på det tidspunkt, hvor rensdyrene flygtede.
Flugtdistance	Den horisontale afstand mellem det punkt, hvor flokken flygter, og det punkt, hvor flokken falder til ro igen. Afstanden kunne være vanskelig at måle, da dyrene ofte faldt til ro, når de var ude af syne skjult bag en bakke eller lignende.
Flugtretning	Flugtretningen blev registreret som direkte væk eller til siden.
Afstand ved nysgerrig adfærd	Hvis et eller flere individer reagerede med nysgerrig adfærd, blev nærmeste afstand målt.

7.5. Resultater

7.5.1. Opdagelsesafstand

Kun flokstørrelse og lokalitet havde signifikant betydning for den afstand, hvor rensdyrene blev opmærksomme på provokatøren. De gennemsnitlige afstande er vist i tabel 7.3.

Flokke opdagede provokatøren tidligere end enlige dyr, og dyrene ved Kangerlussuaq opdagede provokatøren tidligere end dyrene ved Nuuk.

7.5.2. Frygtafstand

Både årstid ($P = 0,0389$) og flokstørrelse ($P < 0,0005$) havde signifikant effekt på frygtafstanden. Der var også signifikant interaktion mellem årstid og flokstørrelse ($P = 0,0074$). Figur 7.3. resumerer frygtafstande fordelt på årstider og flokstørrelse. Generelt var frygt-

afstanden mindst for enlige dyr, mens der ikke var et klart mønster for årstidens effekt.

7.5.3. Flugtafstand

Tabel 7.4. viser gennemsnitlige flugtafstande målt for flokke og enlige dyr og for de to lokaliteter. Både flokstørrelse og lokalitet influerede signifikant på flugtafstanden. Flugtafstande var signifikant kortest for enlige dyr i Nuuk-området.

7.5.4. Flugtdistance

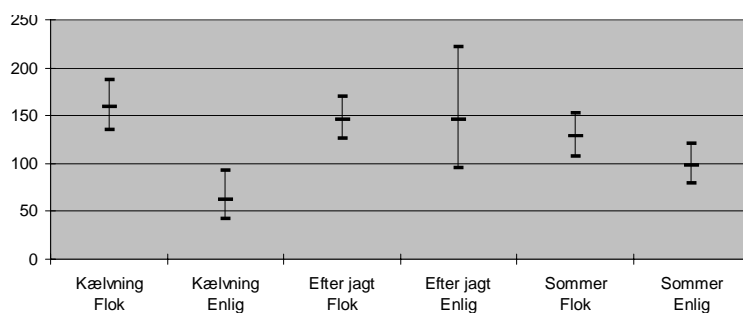
Tabel 7.5. viser de gennemsnitlige flugtdistancer. Flokstørrelse og årstid havde begge signifikant indflydelse på flugtdistancen. Enlige dyr flygtede signifikant kortere distancer end flokke. I kælvingstiden var flugtdistancen signifikant længere end om sommeren og efter jagten.

Tabel 7.3. Opdagelsesafstand fordelt på 1) floktype og 2) lokalitet. Signifikans er angivet.

	Middel m	Øvre 95 % konfidensgrænse	Nedre 95 % konfidensgrænse	P
Flok	188,7	169,9	207,5	0,0001
Enlig	132,3	108,2	156,3	
Kangerlussuaq	190,0	169,3	210,7	0,0139
Nuuk	156,4	132,5	180,4	

Tabel 7.4. Flugtafstand fordelt på flokstørrelse og lokalitet.

	Middel m	Øvre 95 % konfidensgrænse	Nedre 95 % konfidensgrænse	P
Flok	145,6	159,9	132,6	0,0001
Enlig	93,4	111,3	78,3	
Kangerlussuaq	129,5	147,0	114,0	0,0108
Nuuk	103,6	118,4	90,6	



Figur 7.3. Frygtafstand fordelt på årstid og flokstørrelse. 95% konfidensintervaller er angivet.

7.5.5. Nysgerrig adfærd

Ingen af de registrerede parametre havde signifikant effekt på, hvor tæt dyrene nærmede sig provokatøren ved nysgerrig adfærd. Denne afstand var i gennemsnit 142,6 m (105 observationer med nedre og øvre 95% konfidensinterval på henholdsvis 128,5 og 156,7 m).

Hyppigheden af provokationer, hvor rensdyrene reagerede med nysgerrig adfærd, er vist i figur 7.4. fordelt på årstid og lokalitet. Signifikant færre dyr reagerede med nysgerrig adfærd ($P = 0,0482$) ved Nuuk end ved Kangerlussuaq.

I Qeqqa-Midt området forekom færre tilfælde af nysgerrig adfærd i kælvingstiden end om sommeren ($P = 0,0089$). Hyppigheden af nysgerrig adfærd var også mindre i kælvingstiden ved Kangerlussuaq, men forskellen var ikke signifikant. Ved Kangerlussuaq var der færre tilfælde af nysgerrig adfærd efter jagten end om sommeren ($P = 0,0107$) og i kælvingstiden (n.s.).

Figur 7.5. viser hyppigheden af nysgerrig adfærd fordelt på floktype og lokalitet. Ved Nuuk var der signifikant færre tilfælde af nysgerrig adfærd i flokke med kalve end i både simleflokke ($P = 0,0033$) og bukkeflokke ($P = 0,0357$), mens kun forskellen mellem bukkeflokke og kalveflokke var signifikant

ved Kangerlussuaq. Forskellen mellem kalveflokke og simleflokke var ikke signifikant.

Ved Nuuk var hyppigheden af nysgerrig adfærd signifikant lavere ($P = 0,0089$) i kælvingstiden end om sommeren, og ved Kangerlussuaq var andelen af nysgerrig adfærd signifikant mindre ($P = 0,0107$) efter jagten end om sommeren. Sammenligninger mellem lokaliteter gav signifikant forskellige andele efter jagten, hvor andelen var lavest ved Kangerlussuaq ($P > \text{chi-sq} = 0,0482$).

7.5.6. Umiddelbare reaktioner

Hyppigheden af tilfælde, hvor rensdyrene reagerede umiddelbart efter at have observeret provokatøren, er vist i tabel 7.6. Ved ca. 90% af provokationerne reagerede dyrene umiddelbart. Dog reagerede bukkeflokke ved Nuuk kun i 57% af provokationerne umiddelbart efter at have opdaget provokatøren. Dette er signifikant mindre end for andre floktyper ved Nuuk ($P = 0,049$).

7.5.7. Andre parametre

Der blev ikke registreret signifikante effekter af: vegetationstype, topografi, vindretning, vindhastighed og insektplage.

7.5.8. Opsummering

Flokstørrelse: Generelt var frygt-, flugtafstande samt flugtdistance større hos flokke end hos enlige dyr.

Tabel 7.5. Flugtdistance fordelt på årstid og flokstørrelse.

	Middel m	Øvre 95% konfidensgrænse	Nedre 95% konfidensgrænse	P
Kælving	146,6	186,8	115,1	0,0049
Sommer	92,0	114,5	73,9	
Efter jagt	98,4	125,9	76,8	
Enlig	93,0	124,6	69,4	0,0134
Flok	129,9	148,7	113,4	

Tabel 7.6. Hyppighed af umiddelbar reaktion fordelt på floktype og lokalitet. Signifikant forskel er indikeret med *.

	Kalv	Simle	Buk
Kangerlussuaq	89	88	82
Nuuk	91	88	57*

Floktype: Generelt var flokke med kalve mere årvågne end simle- og bukkeflokke, mens der ikke var signifikant forskel mellem simle- og bukkeflokke. Dette mønster var tydeligst ved Nuuk.

Lokalitet: Hyppigheden af nysgerrig adfærd tydede på, at rensdyr ved Nuuk var mindre årvågne end rensdyr ved Kangerlussuaq efter jagten, mens der ikke var forskel mellem lokaliteterne på andre årstider.

Årstid: Rensdyr ved Nuuk er mest årvågne i kælvingstiden, mens der er størst årvågenhed ved Kangerlussuaq efter jagten.

7.6. Diskussion

Grønland er de fleste steder stadig relativt uforstyrret af mennesker, og naturlige fjender for rensdyr findes ikke. Det var ventet, at dette kunne registreres i rensdyrenes reaktioner sammenlignet med andre rensdyrområder i verden. Bøving & Post (1997) viste, at grønlandske rensdyr var mindre årvågne og sjældnere kontrollerede omgivelserne for fjender end rensdyr i Alaska; de betragtede dette som en tilpasning til et miljø uden na-

turlige fjender. Klein (1980) fandt, at tilvæning til forstyrrelser skete lettere i ikke-jagede bestande i områder uden rovdyr end i områder med jagede bestande, hvor der også findes naturlige fjender. Grønlandske rensdyr kunne derfor forventes at vise en høj grad af tilvæning til forstyrrelser i forhold til f.eks. norske rensdyrbestande.

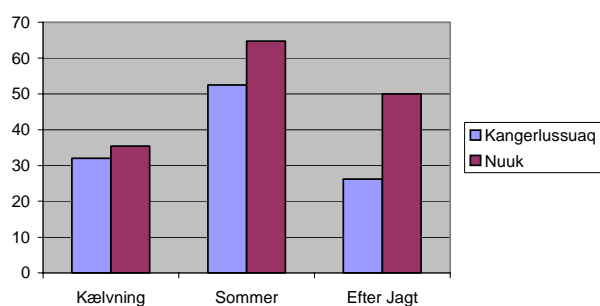
Rensdyrene reagerede, som ventet, kun relativt svagt på de forstyrrelser, de blev påført i undersøgelsen, men en umiddelbar reaktion blev dog udløst i næsten alle tilfælde. I 70% af alle møder mellem provokatør og rensdyr, reagerede dyrene med nysgerrig adfærd, og de korteste flugtafstande var 95 m, mens flugtdistancerne gennemsnitligt lå mellem 95 m og 145 m.

I Sydnorge fandt Eftestøl (1998) længere flugtafstande på mellem 110 og 190 m, flugtdistancer mellem ca. 200 m og næsten 500 m. På Svalbard fandt Colman & Jacobsen (1996) frygtafstande mellem mindre end 100 m og ca. 150 m og flugtafstande mellem ca. 100 og 160 m.

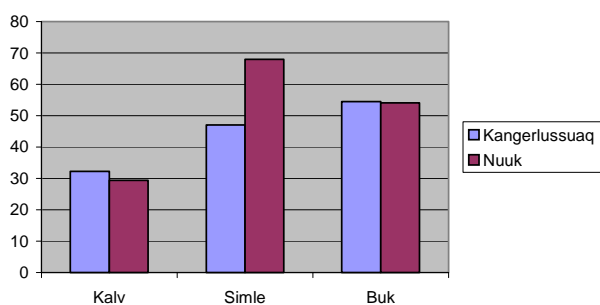
Generelt er frygtreaktionerne hos grønlandske rensdyr på niveau med rensdyr fra Svalbard. Dette hænger formentlig sammen med, at de to bestande begge har levet i meget lang tid uden større predatorer og med begrænset jagt.

7.6.1. Årvågenhed

Højeste grad af årvågenhed, bedømt ud fra hyppighed af umiddelbar reaktion og flugtdistance, forekommer hos kalveflokkene under kælvingen. De Vos (1960) observerede det samme hos rensdyr på Barren Grounds i Canada. Årvågenheden er generelt mindst om sommeren. Ved Kangerlussuaq er der størst årvågenhed efter jagten, mens årvågenheden er størst i kælvingstiden ved Nuuk. Det kunne se ud til, at øget årvågenhed er "indbygget" adfærd hos rensdyr i kælvingstiden, hvor adfærden tjener til at beskytte kalvene, mens årvågenheden efter jagten måske er tillært i jagttiden. Rensdyrenes adfærd efter jagttiden kan dog også være påvirket af den kommende brunstperiode.



Figur 7.4. Hyppighed af nysgerrig adfærd fordelt på lokalitet og årstid.



Figur 7.5. Hyppighed af nysgerrig adfærd fordelt på floktype og lokalitet.

Længste opdagelsesafstande fandtes hos dyr ved Kangerlussuaq og for flokke. Dette reaktionsmønster tolkes dels som en effekt af, at dyrene ved Kangerlussuaq er mest tilpasset trusler fra mennesker, og derfor er mere opmærksomme på deres omgivelser. Flokkenes større årvågenhed er formentlig en følge af, at sandsynligheden for opdagelse er større, jo flere årvågne dyr der er.

7.6.2. Reaktionens styrke

Med flugtdistancen som mål for styrken af dyrenes reaktion synes de stærkeste reaktioner at forekomme i kælvningstiden i kalveflokkene. Det er desuden generelt, at flokke reagerer stærkere end enlige dyr. Enlige dyrs respons var svagest om sommeren. Blandt rensdyrene på Barren Grounds i Canada fandt de Vos (1960), at flugtdistancerne var længere efter kælvningen end under kælvningen. Med undtagelse af bukke ved Nuuk reagerede dyrene umiddelbart. De Vos (1960) observerede det samme hos Barren Ground rensdyr i Canada.

Umiddelbar respons i kælvningstiden er en fordel i områder, hvor der er stor sandsynlighed for predation fra rovdyr. Energetisk er det imidlertid problematisk at anvende mange ressourcer på unødvendig flugt på et tidspunkt, hvor dyrene ernæringsmæssigt er i en dårlig tilstand efter en vinter med begrænset fødemængde, og hvor de nyfødte kalve kræver mange ressourcer. I Grønland, hvor der ikke er rovdyr, er der ikke nogen fordel ved lange flugtdistancer i kælvningstiden. Denne adfærd ser således ud til at have overlevet lang tids isolation fra naturlige fjender.

7.6.3. Tilvænnning til mennesker

Det er vigtigt at skelne mellem tilpasninger til forstyrrelser, som udgør eller opfattes som en trussel, og forstyrrelser, som ikke udgør en trussel. Bestande, som jages intensivt, og bestande i områder med mange naturlige fjender, kan forventes at reagere stærkt og være meget årvågne, mens der tilsvarende hos rensdyr i områder uden naturlige fjender og jagt kan forventes svage reaktioner og ringe grad af årvågenhed. Høj hyppighed af

nysgerrig adfærd kan tolkes som enten 1) høj tilvænnning til mennesker som ikke udgør en trussel eller 2) som en indikation på, at dyrene er helt ukendte med mennesker. Tilsvarende kan en lav hyppighed af nysgerrighed tolkes som 3) høj tilpasning til mennesker, som udgør en trussel ("tør ikke være nysgerrig") eller 4) høj grad af tilvænnning til mennesker, som ikke udgør en trussel ("gider ikke være nysgerrig").

Situation 1, 2 og 4 er formentlig mest relevante for Grønland, mens situation 3 sandsynligvis er mindre relevant, fordi jagten (officielt!) finder sted over en kort tidsperiode, og fordi et stort antal rensdyr formentlig skydes ved deres første kontakt med mennesker. På disse forudsætninger forventes at rensdyrene ved Nuuk repræsenterer situation 2 og/eller 3, mens rensdyrene ved Kangerlussuaq repræsenterer situation 1 og/eller 4.

I Nuuk var det generelle mønster, at flokke med kalve i kælvningstiden var mindst nysgerrige. Nysgerrigheden steg i løbet af sommeren og aftog lidt igen efter jagten. Der foregik mindre jagt i dette område, som er vanskeligt tilgængeligt fra kysten, end ved Kangerlussuaq.

Ved Kangerlussuaq var nysgerrig adfærd på næsten samme niveau i kælvningstiden og om sommeren, mens nysgerrigheden aftog efter jagten til under niveauet for kælvningstiden. Dette kan tolkes som en tilpasning til møder med jægere. På den anden side synes erfaringen ikke at overleve vinteren, da nysgerrigheden igen bliver høj om sommeren.

7.6.4. Effekter af forstyrrelse

Hyppigheden af nysgerrig adfærd og den tid, der anvendes på denne adfærd, er således stor. Styrken af reaktionerne er derimod normalt relativt lille, og i ingen tilfælde bevæger rensdyrene sig ud af deres territorie.

Den vigtigste effekt af forstyrrelse er, at dyrenes energibalance påvirkes negativt. Fourageringstiden mindskes og energiforbruget øges. Dyrenes muligheder for at overvinde

eventuel underernæring fra foregående vinter og for at akkumulere fedtreserver til den kommende vinter forringes således.

Effekten af en enkelt forstyrrelse i løbet af en lang tidsperiode er sandsynligvis ubetydelig, mens effekten af gentagne forstyrrelser kan være betydelig, med mindre dyrene vænner sig til forstyrrelserne. Ved kraftig forstyrrelse fra f.eks. en helikopter vil der være øget risiko for skader som brækkede ben eller lignende.

7.6.5. Jagt

Jagt har foregået i begge områder siden 1996, da reservatet for rensdyr ved Kangerlussuaq blev ophævet. Jagttrykket har været højest ved Kangerlussuaq, hvor jagten synes at have øget dyrenes vagtsomhed, mens dette ikke synes at være sket ved Nuuk, hvor jagttrykket kun var halvt så stort.

7.6.6. Miljømæssig regulering

Rensdyr kælder sædvanligvis i mere eller mindre veldefinerede områder, og der er meget stærke bånd mellem kalv og simle (Miller & Broughton 1973). Kælvningsområder betragtes som kritiske for de store vandrende rensdyrbestande i Nordamerika (Kelsall 1968, Thomas 1969, Klein 1991, McCabe 1994). I Grønland vender rensdyr tilbage til det samme område ved Kangerlussuaq år efter år (Thing 1984). Det Internationale Porcupine Caribou Board gav kælvningsstiden højeste prioritet i en vurdering af sensitive habitater for Porcupine bestanden i Alaska og Canada (Anon. 1993). Den norske Reindrifftslov fastsætter:

” at den som beveger seg på grunn der rein-drift foregår, skal gjøre dette på en hensynsfull måte slik at ikke reinen unødig uroes eller skremmes under beiting, flytting mv. Dette gjelder særlig i reinens brunsttid og under kalving, merking, skilling og slaktning. Letetillatelsen bør gjengi reindrifftsloven § 28 første ledd, jf. forskriftshjemmel i § 2-1. Ved lovendring 23. februar 1996 nr. 8, har reindrifftsloven fått et nytt andre ledd i § 28 som gir områdestyret adgang til å nedlegge midlertidig forbud mot større arrangementer.

Endringen vil ikke ha betydning i forhold til leting etter mineraler.”

Undersøgelsen har dokumenteret, at 1) grønlandske rensdyr reagerer på forstyrrelser på samme måde som norske vildrener og Svalbard-ren, 2) grønlandske rensdyr er mere følsomme for forstyrrelser i kælvningsstiden end senere på sommeren og efter jagten, og 3) effekten af forstyrrelser er større i kælvningsstiden end om sommeren og efter jagten. Undersøgelserne har desuden vist, at de grønlandske rensdyr ikke kan betragtes som mere eller mindre følsomme for forstyrrelser end rensdyr i andre dele af verden.

For grønlandske rensdyr er længere tids benyttelse af samme kælvningsområde dokumenteret for følgende bestande: Isortoq-bestanden (region Nord) har kælvningsområde nordøst for Kangerlussuaq (Thing 1984), Utoqqarmiut-bestanden (region Central) har kælvningsområde nær indlandsisen syd for Ameralik Fjorden (Aastrup 1996), Akia/Ujarassuit Nunaat-bestanden (region Central) har kælvningsområde omkring nord-spidsen af Tasersuaq (Cuyler & Linnell in prep., Aastrup in prep.) og endelig har Nassuttuup Nunaa-bestanden (region Nord) kælvningsområde nær indlandsisen (Aastrup in prep). Kælvinger finder også sted i Qorqut området indenfor det tidligere tamrenområde ved Godthåbsfjorden og i tamrenområdet ved Isortoq i Sydgrønland (Lund *et al.* 1996). Endelig er området syd for Frederikshåb Isblink et vigtigt område for den lille rensdyrbestand i Paamiut-området. De nævnte områder er vist på figur 7.5.

De regler, der gælder for beskyttelse af miljøet i forbindelse med råstofaktiviteter (BMP 1998) i kælvningsområder for rensdyr, fastsætter, at alle aktiviteter i kælvningsområder i kælvningsstiden kræver Råstofdirektoratets godkendelse. Turisme og lignende aktiviteter er imidlertid uregulerede.

Baggrunden for at beskytte kælvningsområderne er, at der er risiko for negativ påvirkning af kalvenes muligheder for at overleve via 1) skader opstået i forbindelse med pa-



Figur 7.6. Kendte kælvningsområder i Grønland.

nikreaktioner, 2) reduceret fourageringstid, 3) forøget energikrævende aktivitet og 4) fortrængning fra optimale fourageringsområder. Gentagne mindre forstyrrelser kan også påvirke dyrene negativt. Det er dog ikke kun kælvningsområderne, der er kritiske for dyrene. Bradshaw *et al.* (1997) foreslog således for skov-ren i Alberta i Canada, at øget aktivitet forårsaget af forstyrrelser om vinteren kan resultere i øget energiforbrug, og at forstyrrede rensdyr kan skifte habitat for at undgå forstyrrelserne. De anbefalede at begrænse forstyrrelser om vinteren i stedet for tidsmæssige restriktioner, for at afbøde effekter af industriel aktivitet.

Endnu en vigtig forstyrrelseseffekt er fortrængning fra fourageringsområder (Cameron *et al.* 1992). En lille aktivitet, hvor et par personer arbejder fra en lille feltlejr uden at forstyrre rensdyrene forsætligt, vil formentlig kun have ringe effekt, mens en større aktivitet med intensiv helikopterstøtte og kørsel med terrængående køretøjer kan resultere i, at dyrene forlader området.

Det konkluderes, at der også i fremtiden bør tages særlige hensyn til rensdyrenes kælvningsområder, og det anbefales fortsat at kræve specifik godkendelse af aktiviteter i kælvningsområder for rensdyr i kælvningsstiden.

7.7. Referencer

- Aastrup, P. 1986.
Rensdyrundersøgelser ved vandkraftprojekt Kangerluarssunnguaq-/Buksefjord, Nuuk/Godthåb 1984-85. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser. 77 s.
- Aastrup, P. 2000.
Responses of West Greenland caribou to the approach of humans on foot. *Polar Research* 19(1): 83-90.
- Anon 1993.
Sensitive habitats of the Porcupine caribou herd. Report accepted by the International Porcupine caribou board from the Porcupine Caribou technical committee. 28 pp.
- BMP 1998.
Rules for field work and reporting regarding mineral resources (excluding hydrocarbons) in Greenland. Government of Greenland. Bureau of minerals and petroleum (BMP). November, 1998. 34 pp.
- Bradshaw, C.J.A., S. Boutin & D.M. Hebert 1997.
Effects of petroleum exploration on woodland caribou in northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management* 61(4): 1127-1133.
- Bøving, P.S. & E. Post 1997.
Vigilance and foraging behaviour of female caribou in relation to predation risk. *Rangifer*, 17 (2): 55-63.
- Cameron, R.D., D.J. Reed, J.R. Dau & W.T. Smith 1992.
Redistribution of calving caribou in response to oil field development on the arctic slope of Alaska. *Arctic* 45(4): 338-342.
- Colman, J.E. & B.W. Jacobsen 1996.
Summer fright distances of Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhincus*) after disturbance by humans on foot and The frequency of antlerless females among Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhincus*). Cand. Scient. Thesis in terrestrial zoology. Department of biology, University of Oslo. 72 pp.
- De Vos, A. 1960.
Behaviour of Barren Ground caribou on their calving grounds. *Journal of Wildlife Management* 24(3): 250-258.
- Eftestøl, S. 1998.
Fright behaviour in Norwegian wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) after disturbance by humans on foot or skis. Cand. Scient. Thesis in terrestrial zoology. Department of biology, University of Oslo. 39 pp.
- Kelsall, J.P. 1968.
Migratory barren-ground caribou of Canada. Canadian Wildlife Service. Ottawa. 340 pp.
- Klein, D.R. 1980.
Reactions of caribou and reindeer to obstructions - reassessment. In: Reimers, E. *et al.* (eds.). Proceedings of the Second International Reindeer/Caribou Symposium, Røros, Norway, 1979.
- Klein, D.R. 1991.
Caribou in the changing north. *Applied Animal Behaviour Science* 29: 279-291.
- Lund, P.M. 1996.
Vegetations- og føderessourcekortlægning baseret på satellitdata i tamrenområdet Isortoq, Sydvestgrønland. Grønlands Naturinstitut og NORUT Informationssteknologi AS. 62 s.
- McCabe, T.R. 1994.
Assessing values of Arctic Wildlife and habitat subject to potential petroleum development. *Landscape and Urban Planning* 28: 33-45.
- Miller, F.L. & E. Broughton 1973.
Behaviour associated with mortality and stress in maternal-filial pairs of Barren-Ground caribou. *Canadian Field Naturalist* 87: 21-25.
- SAS 1990.
SAS Institute Inc., Version 6, Fourth Edition, Cary, North Carolina.
- Thing, H. 1984.
Feeding Ecology Of the West Greenland Caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) in the Sisimiut-Kangerlussuaq Region. *Danish Review of Game Biology* 12 (3). 53 pp.
- Thing, H. & K. Falk 1990.
Status over rensdyrbestandene i Vestgrønland mellem Nassuttuup og Paamiut Sermiat. Marts-april 1990. Grønlands Hjemmestyre, Miljø- og Naturforvaltning, Teknisk rapport nr. 19.
- Thomas, D.C. 1969.
Population estimates of barren-ground March to May, 1967. *Canadian Wildlife Service Report Series*, No. 9. 44.

Del 8

Sammenfatning

Sammenfatning

8.1. Vækstperiode og sneforhold

Viden om klimatiske forhold, om længden af planternes vækstperiode og om vegetationsens frodighed har betydning for vurdering af livsbetingelserne i rensdyrenes udbredelsesområder på bl.a. følgende punkter:

1. De nyfødte kalves muligheder for at klare sig er afhængige af vejrforholdene.
2. Sneafsmeltingens starttidspunkt er afgørende for den samlede planteproduktion, og dermed for mængden og kvaliteten af de føderessourcer, som er tilgængelige for rensdyrene.

Tidligt snefrie områder vil normalt være at foretrække for dyrene umiddelbart efter vinteren, og lokaliteter med stabil tidlig sneafsmelting vil derfor være af særlig betydning for dyrene.

Et af projektet mål var at opdatere viden om klimatiske forhold i rensdyrenes udbredelsesområder i perioden 1979-1999 vedrørende sneafsmeltingens forløb og tidspunktet for snedække om efteråret/tidlig vinter ved analyse af satellitbilleder fra perioden 1979-1999. Det viste sig, at der indenfor de givne rammer ikke kunne tilvejebringes et tilstrækkeligt antal satellitbilleder til at repræsentere hvert år med billeder fra hele perioden fra april til oktober på en tilfredsstillende måde. ASIAQ har på baggrund af de foreliggende data udarbejdet en rapport (Appendiks 15), som er anvendt som grundlag for en ændret tilgang til problematikken om sneafsmelting, vækstsæson og grønheds- eller frodighedsindeks (NDVI). Der henvises til DATA-CD'en for yderligere oplysninger.

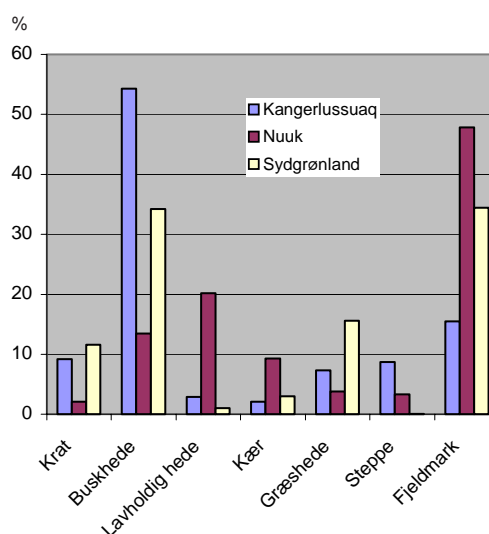
I den her præsenterede analyse er udviklet et program som kan udregne gennemsnitlige værdier af NDVI (grønhedsindeks) og

snedække med udgangspunkt i de billeder, som var tilgængelige. Programmet findes på den CD, som er beskrevet nøjere i afsnit 3.2.1. og et eksempel herpå er givet i afsnit 4.4.1. Metoden vil med fordel kunne anvendes i fremtidige analyser af frodighed og sneafsmelting i konkrete områder.

8.2. Vegetationsforhold i vigtige rensdyrområder

Vegetationen i vigtige rensdyrområder er beskrevet detaljeret. Sammenholdes disse beskrivelser med de vegetationskort, som er fremstillet på grundlag af satellitbilleder fås en god karakteristik af det fødegrundlag, som er til rådighed for rensdyrene i forskellige områder idet vegetationsbeskrivelserne således gør det muligt at vurdere hvilke vegetationstyper, der er de vigtigste for dyrene.

Kendskab til rensdyrs foretrukne fourageringshabitater i Grønland stammer hovedsageligt fra direkte observation af rensdyr i forskellige områder. Det er i dette projekt forsøgt at kombinere de satellitsporede rensdyrs



Figur 8.1. Procentvis fordeling af vegetation ved Kangerlussuaq, Nuuk og Sydgrønland.

positioner med de habitater, som er identificeret ved vegetationskortlægningen.

Direkte observation af rensdyrs fourageringshabitater har vist, at der i områder, hvor lav er tilgængeligt, er en stærk præference herfor om vinteren. I områder uden lav er græsser og græsagtige planter dominerende. Blandt rensdyr i Kangerlussuaq viste Thing's (1984) undersøgelser, at dyrene i kælvningstiden foretrak flade, fugtige star-kær og svagt bakkede dværgbuskheder med *Poa pratensis*.

Kortlægningen af vegetationen har vist nogle væsentlige forskelle mellem området ved Kangerlussuaq, områderne ved Nuuk og Sydgrønland, figur 8.1.

Ved **Kangerlussuaq** er det karakteristisk at: 1) buskhede udgør en meget stor del af det samlede areal, 2) lavholdig hede findes næsten ikke og 3) fjeldmark udgør en relativt lille del af området.

I **Nuuk** er det karakteristisk, at: 1) forekomsten af lavholdig hede er væsentlig højere end i de to andre områder, 2) krat udgør kun en lille del af området.

I **Sydgrønland** er det karakteristisk at: 1) græshede er langt mere udbredt end på de andre lokaliteter, 2) lavholdig hede har en meget ringe udbredelse og 3) steppe findes ikke.

Der er væsentlige forskelle mellem Kangerlussuaq og Nuuk, som er af betydning for rensdyrenes livsvilkår og for forvaltningen af dyrene. Rensdyrene i Nuuk området har således adgang til lav som vinterføde, mens rensdyrene ved Kangerlussuaq om sommeren har et større vegetationsdækket areal til rådighed. Man kunne på baggrund heraf forvente, at sommerperioden er begrænsende for rensdyrene i Nuuk, mens rensdyrene i Kangerlussuaq snarere er begrænset af vinterperioden.

Arealerne af de forskellige vegetationstyper sammenholdt med de gennemsnitlige indhold af forskellige plantegrupper viser, at der ved

Kangerlussuaq er relativt flest dværgbuske til rådighed, ved Nuuk er der relativt mest lav til rådighed, mens græsser og græsagtige planter er relativt mest betydende i Sydgrønland.

Rensdyrs vækstforhold og dødelighed er et resultat af et kompliceret samspil mellem bl.a. føderessourcer, tæthed af dyr, aktivitetsmønster, tilstedeværelsen af rovdyr samt jagt. Nogle forskere mener, at forholdene om sommeren er af størst betydning for dyrenes vækstrater og kropsstørrelse (Reimers *et al.* 1983). I følge rådgivningen vedrørende jagen på rensdyr i det centrale Vestgrønland i 1999 (Linnell *et al.* 1999) er der ikke tegn på tæthedsafhængige påvirkninger af dyrene, da 1) der kun er ringe forskel i længden af underkæber fra de forskellige regioner, 2) hunners ensartede slagtevægte og normale graviditetsrater, og 3) estimater af tykkelsen af fedtlag indikerer, at dyrene er i god kondition i senvinteren.

Forskellene mellem områderne giver sig udslag i forskellige præferencer blandt de tilgængelige vegetationstyper i de to områder året igennem. Ved Kangerlussuaq er det karakteristisk, at krat foretrækkes året igennem. Græshede opsøges også gennem hele året med undtagelse af vinter. For begge lokaliteter er kær foretrukket året igennem, mens fjeldmark ikke opsøges på nogen tid af året. Ved Nuuk er det karakteristisk, at lavholdig hede foretrækkes hele året med undtagelse af kælvningstiden, samt at dyrene i kælvningstiden tilsyneladende opsøger lokaliteter, der er kortlagt som bar jord/klippe. Steppe udnyttes senere på sommeren ved Kangerlussuaq end ved Nuuk.

I Nuuk området er det karakteristisk, at dyrene, der kælver ved Akia, i højere grad foretrækker krat i kælvningstiden end dyrene, der kælver længere mod nord. Dyrene, der overvintrer ved Fiskefjord, har i modsætning til dyrene, der overvintrer i Akia, præference for kær om vinteren.

Dyrenes præferencer afspejler formentlig også den vegetation, der er tilgængelig for dyrene.

ne på hver enkelt lokalitet. I kælvningstiden foretrækker dyrene ved Kangerlussuaq primært krat, buskhede, kær og græshede, mens dyrene ved Nuuk foretrækker kær, steppe og bar jord/klippe. Om sommeren foretrækker dyrene ved Kangerlussuaq krat, lavholdig hede, kær græshede og steppe, mens dyrene ved Nuuk foretrækker lavholdig hede og kær.

I brunsttiden foretrækker dyrene ved Kangerlussuaq krat, lavholdig hede, kær og græshede, mens dyrene ved Nuuk foretrækker lavholdig hede og kær. Om vinteren foretrækker dyrene ved Nuuk lavholdig hede, mens dyrene ved Kangerlussuaq på denne tid af året især befinder sig i krat, buskhede og kær.

Som nævnt tyder de foreliggende undersøgelser af dyrenes kondition i de forskellige jagtområder ikke på, at forskellene i vegetation påvirker dyrenes størrelse eller kondition. Det skal dog understreges, at enkelte års data vedrørende kondition ikke er nok til at dokumentere, at der ingen effekt er. Ofte træder de væsentlige forskelle først frem, når situationen er ekstrem i forbindelse med eksempelvis ekstraordinært hårde vintre.

Den viden, som projektet har tilvejebragt, vil imidlertid alligevel være af væsentlig betydning for tolkningen af fremtidige monitoringsdata for bestandene.

8.3. Rensdyrs vandring

Der er foretaget flere opdelinger af Grønlands rensdyrbestande (Meldgaard 1986, Thing & Falk 1990). Disse opdelinger af bestandene bygger primært på viden om koncentrationer af dyr sammenholdt med vurdering af hvilke fjorde, gletschere m.m., som vurderedes at kunne forhindre eller reducere rensdyrenes mulighed for at vandre mellem forskellige områder. Jepsen (1999) konkluderer på baggrund af populationsgenetiske undersøgelser, at der i Nuuk-området er sket en genetisk opblanding af vild- og tamrener, men omvendt også, at der findes en genetisk signifikant differentiering mellem populationer.

I følge Vibe (1967) opholder rensdyrene i Kangerlussuaq-området sig i indlandet om sommeren og i kystområderne om vinteren. Der foregår således vandring forår og efterår. Vandringerne ophører eller reduceres, når rensdyrbestanden er på et lavt niveau. Meldgaard (1986) beskriver for flere bestande, at rensdyrene spreder sig over større områder, når bestandene er store. Thing (1984) konkluderer, at rensdyrene vandrer mellem et primært vinterområde ca. midt mellem yderkysten og indlandsisen og et sommerområde tæt på indlandsisen nord for Kangerlussuaq. Herudover omtales sekundære vinter- og sommerområder syd for Kangerlussuaq.

Femten rensdyrsimlers vandring er fulgt gennem et til to år i Kangerlussuaq-området og i Nuuk-området ved hjælp af Argos satellitsendere. Vandringsmønster var forskellige for rensdyr fra Kangerlussuaq og Nuuk, og mere kompliseret end tidligere kendt og dokumenteret. Tolkningen af resultater skal tages med det forbehold, at kun simler fra et afgrænset område blev mærket i både Kangerlussuaq og Nuuk. Der kan således være andre segmenter af bestanden, som har et andet vandringsmønster.

De mærkede rensdyr i Kangerlussuaq-området vandret gennem året. De vandrede mellem indlandet nær indlandsisen, hvor de opholdt sig i sommerhalvåret, og et område nord for den indre del af Kangerlussuaq, hvor de opholdt sig i vinterhalvåret. I modsætning hertil var de mærkede rensdyr i Nuuk-området ofte stationære hele året midt mellem yderkysten og indlandsisen. Alligevel foretog en del af dyrene vandring mellem dette midter-området, hvor de opholdt sig om vinteren, og området nær indlandsisen, hvor de opholdt sig om sommeren. I ingen af områderne blev registreret koordinerede, samtidige vandring. Fleksibilitet var åbenbart endda flere var trofaste overfor bestemte områder. Der var ingen vandring mellem de to områder.

8.4. Rensdyrs og forstyrrelser

Rensdyr lever under barske vilkår med begrænset fødemængde nær nordgrænsen for større landpattedyrs udbredelse. Derfor er balancen mellem 1) dyrenes muligheder for at finde føde, 2) den tid der er til rådighed til at fouragere og fordøje og 3) reproduktion følsom for påvirkninger. Forstyrrelser kan påvirke balancen på flere måder: 1) den tid der er til rådighed for fødesøgning og fordøjelse reduceres, 2) energiforbruget øges og 3) de optimale fourageringsområder forlades eller brugen af dem reduceres.

Undersøgelser af dyrenes reaktioner kan f.eks. foregå ved at studere enkelte dyr eller flokkes adfærdsmæssige reaktioner på forstyrrelser eller ved at studere rensdyrenes lokalisering i forhold til menneskeskabte strukturer eller centre for menneskelig aktivitet.

I denne undersøgelse er den første tilgang til problemet anvendt, og undersøgelsen er udført med stort set samme metoder, som er anvendt ved tilsvarende undersøgelser i Norge (Colman & Jacobsen 1996, Eftestøl 1998).

Udgangspunktet for undersøgelserne var et ønske om at vurdere relevansen af at regulere aktiviteter i rensdyrenes kælvningsområder. Råstofaktiviteter i rensdyrs kælvningsområder kræver Råstofdirektoratets særlige godkendelse, mens andre former for aktivitet foregår ureguleret. Således er der i løbet af 1999 lavet en vej gennem den sydligste del af kælvningsområdet for rensdyrbestanden i Kangerlussuaq.

Filosofien bag undersøgelserne var at undersøge rensdyrs reaktioner på menneskelig forstyrrelse i to forskellige områder (bestande) på forskellige årstider. Undersøgelsen omfattede forskellige køns- og aldersgrupper. Det er på denne baggrund muligt at vurdere om grønlandske rensdyr har et fast reaktionsmønster eller om adfærden er under indflydelse af eksterne faktorer.

Det viste sig, at rensdyr har forhøjet følsomhed for forstyrrelser i kælvningstiden, og at jagten ved Kangerlussuaq forhøjede dyrenes følsomhed for forstyrrelser. Det var desuden tydeligt, at flokke med kalve havde forhøjet følsomhed i forhold til flokke, som kun bestod af simler eller bukke. De målte afstande og parametre var af samme størrelsesorden som i rensdyrbestande andre steder i verden.

På denne baggrund konkluderes det, at rensdyr i Grønland har det samme behov for beskyttelse i kælvningstiden som andre rensdyrbestande. Det anbefales derfor at opretholde kravet om særlig godkendelse af råstofaktiviteter i kælvningsområder i kælvningstiden. Det anbefales ligeledes at overveje regulering af andre former for forstyrrelse i sådanne områder. Eksempelvis kunne det være relevant at vurdere effekterne af anvendelsen af den nyligt anlagte vej mellem Kangerlussuaq og Volkswagen-fabrikken på indlandsisen ved Kangerlussuaq på rensdyrenes kælvning ved Kangerlussuaq.

8.5. Litteratur

- Aastrup, P. & S. Hanfgarn 1984.
Rensdyrundersøgelser og vegetationskortlægning ved vandkraftværk Buksefjord, Nuuk/Godthåb 1983. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser. 81 s.
- Aastrup, P. 1986.
Rensdyrundersøgelser ved vandkraftprojekt Kangerluarssunnguaq-/Buksefjord, Nuuk/Godthåb 1984-85. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser. 77 s.
- Fleischer, J. 1993.
Moskusokser og rener i Vestgrønland. Populationsdynamiske og økologiske aspekter af de to arters forekomst og perspektiver for en bæredygtig udnyttelse. Specialrapport. Københavns Universitet. 55 s.
- Jepsen, B.I. 1999.
Populationsgenetiske studier af vildren (*R.t. tarandus*) og tamren (*R.t. tarandus*) i Vestgrønland. Speciale, Økologisk afdeling, Botanisk Institut, Københavns Universitet. 65 s + bilag.
- Klein, D. 1992.
Comparative ecological and behavioural adaptations of *Ovibos moschatus* and *Rangifer tarandus*. Rangifer 12(2): 47-55.
- Lassen, P. & P. Aastrup 1981.
Undersøgelser over tamrenbestanden ved Itivnera, Vestgrønland. Danske Vildtundersøgelser 35, Vildtbiologisk Station, Kalø. 36 s.
- Linnell, J.D.C., A. Loison, C. Cuyler C. & A. Landa 1999.
Rådgivning vedrørende jagten på rensdyr i det centrale Vestgrønland i 1999. NINA, Norsk Institut for Naturforskning og Grønlands Naturinstitut. 19 s.
- Meldgaard, M. 1986.
The Greenland Caribou - zoogeography, taxonomy, and population dynamics. Meddelelser om Grønland. Bioscience 20: 1-88.
- Reimers, E. *et al.* 1983.
Calving time, growth rate, and body size of Norwegian reindeer on different ranges. Arctic and Alpine Research, Vol. 15(1): 107-118.
- Thing, H. 1984.
Feeding Ecology of the West Greenland Caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) in the Sisimiut-Kangerlussuaq Region. Danish Review of Game Biology, Vol. 12, No. 3: 1-52.
- Thing, H. & K. Falk 1990.
Status over rensdyrbestandene i Vestgrønland mellem Nassuttooq og Paamiut Sermiat marts-april 1990. Grønlands Hjemmestyre, Miljø- og Naturforvaltning, Teknisk rapport nr. 19, juni 1990. 56 s.
- Vibe, C. 1967.
Arctic animals in relation to climatic fluctuations. Meddelelser om Grønland, Bd. 170, No. 5. 227 s.

Tak

Nærværende rapport er finansieret af Miljøstyrelsen via miljøbistandsprogrammet Dancea - Danish Cooperation for Environment in the Arctic. Rapportens resultater og konklusioner er forfatteren(nes) egne og afspejler ikke nødvendigvis Miljøstyrelsens holdninger.

Projektet har fungeret som et samarbejde mellem institutionerne: Grønlands Naturinstitut, Geografisk Institut ved Københavns Universitet, Grønlands Forundersøgelser samt Danmarks Miljøundersøgelser, afd. for Arktisk Miljø.

For hjælp i forbindelse med feltarbejdet i Sydgrønland takkes fåreholderfamilierne i Tasiusaq, Qassiarsuk og Vatnahverfi samt Jens Bjerge i Kangerluarsunnguaq, Buksefjorden, Jakob Poulsen og Magrethe Sørensen, Isersiutilik ved Qussuk, Grønlands Lufthavnsvæsen i Kangerlussuaq samt turistkontoret i Sisimiut.

Lektor Birger Ulf Hansen, Geografisk Institut, Københavns Universitet og Lektor Eric Steen Hansen, Botanisk Museum, Københavns Universitet, deltog på fire af lokaliteterne for at samle lavprøver og styrke analysearbejdet i de lavrige vegetationstyper. Endelig en særlig tak til Sofie Jeremiassen og Linda Odgaard.

I forbindelse med arbejdet med rensdyr mærket med satellitsendere rettes en særlig tak til David Douglas for hjælp med at konvertere Argos' data til et anvendeligt format, samt Per Hangaard for kortene Figur 1-3. Tak til Regina Due for uvurderligt arbejde med statistisk behandling af aktivitetsdata. Også tak til Mike Ferguson for hjælp med teknisk viden og erfaring gennem alle projektets faser. Endelig ville projektet ikke have været en succes uden deltagelse og hjælp fra følgende: Peter Nielsen, Hans Mølgaard, Jakob Poulsen, Alving Ettrup og besætningen på Adolf Jensen, Joseph Patrick McCullough, Christian Lennert, og Knud Trolle.

Appendiks

- indeholder data og rapporter, som er relevante for særligt interesserede samt uddybende beskrivelser af emner, som ikke naturligt faldt ind i den øvrige rapportering

Indholdsfortegnelse

1. Resultater af ITEX-analyser..	237	9. Typeanalyser	279
2. Ordforklaring til kortlæg- ningsafsnit	247	9.1. Kangerlussuaq	279
3. Introduktion til vegetations- kortlægning i Arktis og remote sensing.....	249	9.2. Nuuk	279
3.1. Stråling	249	9.3. Sydgrønland	279
3.2. Satellitbestemte parametre ...	251	10. AVHRR punktdata.....	281
3.3. Satellitter til brug for vegeta- tionskortlægning i Arktis	253	11. Home Ranges	283
4. Områder og navne.....	255	11.1. Nuuk (Region Central)	283
4.1. Kangerlussuaq	255	11.2. Kangerlussuaq (Region North)	286
4.2. Nuuk	255	12. Satellitsporing af vestgrøn- landske rensdyr – tekniske detaljer	289
4.3. Sydgrønland	255	12.1. Satellitmetriens udvikling	
5 Klimadata	257	12.2. Hvordan virker ARGOS	289
5.1. Temperatur	257	12.3. Senderen	290
5.2. Nedbør	258	12.4. Behandling af data mod- taget fra ARGOS	290
5.3. Vindhastighed	258	13 Håndtering af dyrene	293
5.4. Skydække	258	14 Bestandsforhold i kælvnings- områder i Vestgrønland, 1995, 1997 og 1998	295
6 Anvendte billeder	259	14.1. Indledning	295
6.1. Kangerlussuaqområdet	259	14.2. Metoder	295
6.1.1. 22. juni 1995	259	14.3. Resultater	297
6.1.2. 3. september 1996	260	14.3.1. Afgrænsning af kælvningsområder	297
6.2. Nuukområdet	261	14.3.2. Bestandsforhold	297
6.2.1. 20. juli 1993	261	14.4. Diskussion	298
6.2.2. 1. juli 1995	262	14.5. Referencer	300
6.3. Sydgrønlandsområdet	263	15 Retrospective analysis of snow cover and vegetation from NOAA AVHRR satellite imagery	301
6.3.1. 17. juli 1993 Nord	263	15.1. Introduction	301
6.3.2. 17. juli 1993 Syd	263	15.2. Method	302
6.3.3. 20. august 1997	264	15.2.1. Data acquisition	302
7 Overfladetyper	267	15.3. Data preprocessing	302
7.1. Flader dækket af vegetation ..	267	15.3.1. Data Extraction	302
7.2. Vegetationsløse overflader	270		
8 Træningsområder.....	273		
8.1. Kangerlussuaqområdet	273		
8.2. Nuukområdet	275		
8.3. Sydgrønlandsområdet	277		

15.4. Base data (chips console modules)	304
15.4.1.NoaaGeo	304
15.4.2.NoaaBRF	304
15.4.3.NoaaTemp	304
15.5. Geometric correction	304
15.5.1.Data processing	305
15.6. Data presentation	309
15.6.1.Time series analysis	309
15.7. Results	312
15.7.1.Composite maps	312
15.7.2.Maximum NDVI	312
15.7.3.Normal NDVI	312
15.7.4.Length of growth season	312
15.8. Discussion	315
15.9. Conclusion	319
15.10. References	320

Appendiks 1

Resultater af ITEX-analyser

Tabel 1.1. Beregnede dækningsgrader på baggrund af arternes frekvens i ITEX-rammerne, gennemsnit for 4 plot (gns.%). Plantelag 1: kratlag eller busk/urtelag, plantelag 2: Busk/urtelag eller bundlag, der er kun blevet analyseret i to lag. I venstre søjle analyser gennemført i 1998, i højre søjle analyser gennemført i 1997.

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
GN98-01	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Agrostis mertensii</i>	0,0	35,5
	<i>Campanula gieseckinana</i>	0,0	0,3
	<i>Festuca rubra</i>	0,0	14,0
	Lav	0,0	0,8
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	31,3
	<i>Luzula spicata</i>	0,0	1,5
	Mos	0,0	1,3
	<i>Poa pratensis</i>	0,0	8,8
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,0	0,5
	<i>Potentilla tridentata</i>	0,0	2,3
	<i>Ranunculus acris</i>	0,0	0,5
	<i>Rumex acetosella</i>	0,0	0,3
	<i>Salix glauca</i>	0,0	1,3
	Sten	0,0	0,3
	<i>Taraxanum sp.</i>	0,0	0,5
	<i>Thalictrum alpinum</i>	0,0	0,5
	<i>Trisetum triflorum</i>	0,0	0,8
GN98-02	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,8	4,5
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	1,0	9,8
	<i>Euphrasia frigida</i>	0,3	1,3
	<i>Festuca rubra</i>	5,5	19,0
	Lav	0,3	1,0
	Litter, dødt plantemateriale	2,3	21,0
	<i>Luzula spicata</i>	0,3	0,5
	Mos	0,3	8,8
	<i>Poa pratensis</i>	2,0	12,3
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,3	0,0
	<i>Ranunculus acris</i>	0,3	0,5
	<i>Salix glauca</i>	84,8	0,0
	<i>Taraxanum sp.</i>	0,0	2,0
	<i>Thalictrum alpinum</i>	1,0	4,8
GN98-03	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,0	51,3
	<i>Cerastium alpinum</i>	0,0	0,3
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,0	4,8
	<i>Euphrasia frigida</i>	0,0	0,3
	<i>Festuca rubra</i>	0,0	2,8
	Lav	0,0	1,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	9,5
	Mos	0,0	0,3
	<i>Poa pratensis</i>	0,0	12,0
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,0	5,8
	<i>Potentilla cranzii</i>	0,0	0,3
	<i>Potentilla tridentata</i>	0,0	0,8
	<i>Ranunculus acris</i>	0,0	5,8
	<i>Rumex acetosella</i>	0,0	1,5
	<i>Salix glauca</i>	1,3	0,0
	<i>Taraxanum sp.</i>	0,0	0,5

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
GN97-01	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	2,8	0,0
	Busklav	0,0	8,5
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	0,8	0,0
	<i>Chamaenerion latifolium</i>	0,3	0,0
	Lav	0,0	12,3
	<i>Ledum palustre</i>	3,3	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	11,8
	Mos	0,0	16,3
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,3	18,5
	<i>Peltigera sp.</i>	0,5	0,0
	<i>Polytrichum sp.</i>	2,3	0,0
	Skorpelav	0,0	2,3
	<i>Stereocaulon sp.</i>	0,3	0,0
	Sten	0,0	15,5
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	5,3	0,3
GN97-02	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Calamagrostis langsdorfii</i>	2,8	0,0
	<i>Calamagrostis neglecta</i>	11,0	0,0
	<i>Carex saxatilis</i>	8,5	0,3
	Litter, dødt plantemateriale	41,8	0,3
	Mos	1,0	99,0
GN97-03	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	13,5	0,0
	Busklav	0,3	0,3
	<i>Carex bigelowii</i>	1,5	0,0
	<i>Carex bigelowii</i> , dødt	1,0	0,0
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,3	0,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	13,8	1,8
	<i>Equisetum arvense</i>	0,3	0,0
	Lav	0,0	7,0
	<i>Ledum groenlandicum</i>	18,5	0,0
	<i>Ledum groenlandicum</i> , dødt	0,3	0,0
	<i>Ledum palustre</i>	2,5	0,5
	Litter, dødt plantemateriale	1,3	17,3
	Mos	0,3	54,8
	<i>Salix glauca</i>	8,0	0,0
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	8,0	3,8
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> , dødt	0,0	0,3
GN97-04	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Agrostis mertensii</i>	10,0	0,0
	<i>Agrostis mertensii</i> , dødt	3,0	0,0
	<i>Carex sp.</i>	0,3	0,0
	<i>Carex sp.</i> , dødt	0,3	0,0
	<i>Carex scirpoidea</i>	5,0	0,3
	<i>Carex scirpoidea</i> , dødt	3,8	0,0
	Busklav	0,0	0,3
	<i>Cerastium alpinum</i>	0,8	0,0
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	0,3	0,8
	<i>Festuca sp.</i>	0,8	0,0

Fortsættes på næste side....

Fortsat fra forrige side....

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
	<i>Thalictrum alpinum</i>	0,0	2,8
GN98-04	Planteart/Plantelag	1	2
	<i>Betula glandulosa</i>	4,5	3,3
	Jord	0,0	0,8
	Lav	0,0	20,5
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	10,8
	<i>Luzula spicata</i>	0,0	1,0
	Mos	0,0	5,8
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	16,8
	<i>Poa glauca</i>	0,0	0,3
	<i>Polytrichum sp.</i>	0,0	1,8
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,8	0,3
	<i>Potentilla tridentata</i>	0,3	2,5
	<i>Salix glauca</i>	6,0	1,3
	Sten	0,0	8,3
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	4,0	26,5
GN98-05	Planteart/Plantelag	1	2
	<i>Carex rariflora</i>	0,0	43,0
	<i>Comarum palustre</i>	0,0	8,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	11,0
	<i>Menyanthes trifoliata</i>	0,0	0,3
	Mos	0,0	36,3
	<i>Salix arctophila</i>	11,8	1,3
GN98-06	Planteart/Plantelag	1	2
	<i>Betula glandulosa</i>	25,0	65,8
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,0	3,3
	Lav	0,0	1,8
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	0,8
	Mos	0,0	28,5
GN98-07	Planteart/Plantelag	1	2
	<i>Agrostis mertensii</i>	0,0	20,8
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,0	0,3
	<i>Carex arctogena</i>	0,0	0,3
	<i>Carex bigelowii</i>	0,0	0,3
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,0	0,3
	<i>Hieracium alpinum</i>	0,0	0,8
	<i>Juncus trifidus</i>	0,0	18,0
	Lav	0,0	4,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	20,8
	<i>Luzula spicata</i>	0,0	0,5
	Mos	0,0	15,3
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	3,5
	<i>Polytrichum sp.</i>	0,3	6,0
	<i>Potentilla tridentata</i>	0,0	4,0
	<i>Stereocaulon sp.</i>	0,0	0,3
	<i>Stereocaulon alpinum</i>	0,0	0,3
	Sten	0,0	2,8
	<i>Trisetum triflorum</i>	0,0	2,0
GN98-08	Planteart/Plantelag	1	2
	<i>Betula pubescens</i>	2,3	74,5
	<i>Carex bigelowii</i>	0,0	1,8
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,3	1,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	6,3
	Mos	0,0	15,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	0,0	1,3
GN98-09	Planteart/Plantelag	1	2
	<i>Agrostis mertensii</i>	0,0	2,5
	<i>Betula glandulosa</i>	0,3	14,8
	<i>Campanula gieseckinana</i>	0,0	3,5
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,0	0,8

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
	Jord	0,0	0,3
	<i>Juniperus communis</i>	9,8	0,0
	Lav	0,3	5,5
	Litter, dødt plantemateriale	0,3	8,8
	<i>Luzula spicata</i>	4,5	0,0
	<i>Luzula spicata</i> , dødt	0,5	0,0
	Mos	0,3	3,0
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	1,3	12,8
	<i>Polytrichum sp.</i>	4,5	0,0
	<i>Rumex acetosella</i>	3,0	0,0
	Skorpelav	0,0	2,8
	Sten	0,0	4,0
	<i>Thymus praecox</i>	11,5	0,3
	<i>Trisetum spicatum</i>	2,3	0,0
	<i>Viscaria alpina</i>	0,3	0,0
GN97-05	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	32,0	0,0
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	0,3	0,0
	Lav	0,0	25,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	30,8
	Mos	0,0	6,3
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	1,8
	<i>Polytrichum sp.</i>	5,8	1,0
	Sten	0,0	4,0
	<i>Stereocaulon sp.</i>	0,5	0,0
	<i>Stereocaulon paschale</i>	1,3	0,0
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	9,0	0,3
GN97-06	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	3,3	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	4,3	0,0
	<i>Carex bigelowii</i> , dødt	0,8	0,0
	<i>Carex rariflora</i>	17,0	0,0
	<i>Carex rariflora</i> , dødt	4,3	0,0
	<i>Carex scirpoidea</i>	0,3	0,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	1,3	0,0
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	24,8	0,3
	<i>Eriophorum angustifolium</i> , dødt	19,3	0,0
	<i>Ledum groenlandicum</i>	4,3	0,0
	<i>Ledum groenlandicum</i> , dødt	0,3	0,0
	<i>Ledum palustre</i>	0,3	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	6,0	1,0
	Mos	0,3	13,8
	<i>Oxycoccus palustris</i>	1,0	0,0
	<i>Salix arctophila</i>	2,3	0,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	4,0	0,0
GN97-07	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	4,0	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	0,3	0,5
	<i>Empetrum nigrum</i>	4,8	16,8
	<i>Equisetum arvense</i>	1,0	1,0
	<i>Ledum groenlandicum</i>	10,8	0,5
	<i>Ledum groenlandicum</i> , dødt	0,5	0,0
	<i>Ledum palustre</i>	0,3	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	2,0	20,3
	Mos	0,0	31,8
	<i>Pyrola minor</i>	0,0	0,8
	<i>Salix glauca</i>	29,3	1,3
	<i>Salix glauca</i>	43,0	0,0
	<i>Stereocaulon sp.</i>	0,0	0,3
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1,3	0,8

Fortsættes på næste side....

Fortsat fra forrige side...

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
	<i>Festuca rubra</i>	0,0	4,3
	<i>Kobresia myosuroides</i>	0,0	11,5
	Lav	0,0	15,8
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	13,5
	<i>Luzula spicata</i>	0,0	0,5
	Mos	0,0	16,5
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	2,5
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,0	0,3
	<i>Salix glauca</i>	0,0	1,3
	<i>Thymus praecox</i>	0,0	1,3
	<i>Thalictrum alpinum</i>	0,0	9,0
	<i>Trisetum triflorum</i>	0,0	2,3
GN98-10	Plantart / Plantelag	1	2
	<i>Agrostis mertensii</i>	0,0	1,8
	<i>Betula glandulosa</i>	0,5	0,0
	<i>Kobresia myosuroides</i>	0,0	50,3
	Lav	0,0	11,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	19,5
	<i>Luzula spicata</i>	0,0	0,5
	Mos	0,0	6,5
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,0	0,8
	<i>Salix glauca</i>	1,8	0,0
	<i>Silene acaulis</i>	0,0	1,3
	Sten	0,0	0,5
	<i>Thalictrum alpinum</i>	0,0	4,0
	<i>Trisetum triflorum</i>	0,0	0,3
	<i>Trisetum spicatum</i>	0,0	0,8
	<i>Trisetum triflorum</i>	0,0	0,5
GN98-11	Plantart / Plantelag	1	2
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,3	54,0
	<i>Betula glandulosa</i>	0,8	0,0
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,0	3,8
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	11,8
	<i>Luzula multiflora</i>	0,0	0,8
	Mos	0,0	23,3
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,3	1,3
	<i>Salix glauca</i>	59,5	0,3
	<i>Thalictrum alpinum</i>	0,0	3,5
GN98-12	Plantart / Plantelag	1	2
	<i>Agrostis mertensii</i>	0,0	1,0
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,0	1,5
	<i>Campanula gieseckinana</i>	0,0	0,5
	<i>Carex bigelowii</i>	0,0	0,3
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,0	1,0
	<i>Equisetum arvense</i>	0,0	0,3
	<i>Kobresia myosuroides</i>	0,0	63,0
	Lav	0,0	9,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	11,5
	Mos	0,0	2,5
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	4,5
	<i>Thymus praecox</i>	0,0	2,3
	<i>Thalictrum alpinum</i>	0,0	2,5
	<i>Trisetum triflorum</i>	0,0	0,3
GN98-13	Plantart / Plantelag	1	2
	<i>Alchemilla alpina</i>	0,0	14,0
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,0	7,8
	<i>Chamanerion angustifolium</i>	0,0	1,0
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,0	21,8
	<i>Euphrasia frigida</i>	0,0	0,5
	<i>Juniperus communis</i>	0,0	3,5

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
GN97-08	Plantarter / Plantelag	1	2
	<i>Carex rariflora</i>	19,8	0,0
	<i>Carex rariflora</i> , dødt	17,5	0,0
	<i>Carex saxatilis</i> , dødt	0,3	0,0
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	25,8	0,0
	<i>Eriophorum angustifolium</i> , dødt	16,5	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	1,3	0,3
	Mos	0,3	62,5
	<i>Oxycoccus palustris</i>	2,0	0,0
	<i>Sphagnum sp.</i>	5,0	33,0
GN97-09	Plantarter / Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	28,0	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	5,3	0,3
	<i>Carex bigelowii</i> , dødt	0,5	0,5
	<i>Coptis trifolia</i>	0,3	0,0
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,8	0,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	22,3	2,3
	Lav	0,0	0,3
	<i>Ledum groenlandicum</i>	4,5	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,8	14,5
	<i>Lycopodium annotinum</i>	0,3	0,5
	Mos	0,5	28,3
	<i>Salix arctophila</i>	5,0	0,3
	<i>Salix glauca</i>	8,3	0,0
	<i>Salix glauca</i> , dødt	0,3	0,0
	<i>Taraxanum croceum</i>	0,0	0,5
	<i>Thalictrum alpinum</i>	2,3	0,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	13,8	0,0
GN97-10	Plantarter / Plantelag	1	2
	<i>Carex bigelowii</i>	2,0	0,0
	<i>Carex bigelowii</i> , dødt	2,0	0,0
	<i>Carex rariflora</i>	1,8	0,0
	<i>Carex rariflora</i> , dødt	0,3	0,0
	<i>Cetraria islandica</i>	0,3	0,0
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	0,3	2,5
	<i>Empetrum nigrum</i>	29,8	0,3
	<i>Empetrum nigrum</i> , dødt	1,8	0,0
	<i>Juncus trifidus</i>	0,5	0,0
	Lav	0,5	72,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,5	0,3
	Mos	0,8	4,3
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,5	0,0
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,3	0,0
	<i>Salix glauca</i>	0,0	0,3
	<i>Salix herbacea</i>	0,3	0,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	1,5	0,0
GN97-11	Plantarter / Plantelag	1	2
	<i>Carex bigelowii</i>	1,3	0,0
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	2,0	0,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	52,3	0,0
	<i>Empetrum nigrum</i> , dødt	5,3	0,0
	Lav	2,3	10,5
	Litter, dødt plantemateriale	0,3	23,3
	Mos	0,8	19,0
	<i>Poa pratensis</i>	0,5	0,0
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,5	0,0
	<i>Salix herbacea</i>	0,8	0,3
	<i>Salix glauca</i>	1,5	0,0
	<i>Taraxanum croceum</i>	0,3	0,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	11,5	0,0

Fortsættes på næste side...

Fortsat fra forrige side...

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	12,5
	<i>Rhinanthus minor</i>	0,0	0,3
	<i>Salix glauca</i>	53,3	0,0
	<i>Taraxanum sp.</i>	0,0	0,5
	<i>Thymus praecox</i>	0,0	26,5
	<i>Thalictrum alpinum</i>	0,0	7,0
GN98-14	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,0	0,3
	<i>Betula pubescens</i>	69,5	0,0
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,0	10,0
	Lav	0,0	0,5
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	6,0
	Mos	0,0	37,5
	<i>Salix glauca</i>	5,3	0,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	6,8	0,3
GN98-15	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Calamagrostis neglecta</i>	0,0	0,3
	<i>Carex bigelowii</i>	0,0	2,0
	<i>Carex rariflora</i>	0,0	32,0
	<i>Carex saxatilis</i>	0,0	3,0
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	0,0	41,0
	<i>Eriophorum scheuchzeri</i>	0,0	0,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	15,3
	Mos	0,0	2,0
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,0	0,8
	<i>Salix arctophila</i>	0,0	2,3
	Åben jord	0,0	1,3
GN98-16	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,0	1,5
	<i>Betula glandulosa</i>	3,3	3,0
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,0	3,3
	<i>Empetrum nigrum</i>	3,5	13,5
	<i>Equisetum arvense</i>	0,0	0,8
	<i>Hieracium sp.</i>	0,0	0,3
	<i>Ledum groenlandicum</i>	2,5	13,8
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	1,8
	Mos	0,0	2,5
	<i>Ranunculus acris</i>	0,0	0,3
	<i>Salix glauca</i>	79,3	0,3
	<i>Taraxanum lacerum</i>	0,0	0,3
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	9,0	38,0
GN98-17	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula glandulosa</i>	0,8	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	0,0	2,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	82,3	0,0
	Lav	0,0	1,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	11,0
	Mos	0,0	1,0
	<i>Salix glauca</i>	0,5	0,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	1,5	0,0
GN98-18	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula glandulosa</i>	2,0	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	0,0	49,0
	<i>Carex magellanica</i>	0,0	1,5
	<i>Carex saxatilis</i>	0,0	2,5
	<i>Empetrum nigrum</i>	0,3	0,0
	<i>Festuca rubra</i>	0,0	0,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	21,5
	Mos	0,0	3,5

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
GN97-12	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	7,8	0,0
	<i>Betula nana</i> , dødt	0,3	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	2,8	0,5
	<i>Carex bigelowii</i> , dødt	1,0	0,0
	<i>Cetraria islandica</i>	0,5	0,0
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	2,3	0,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	10,3	0,0
	<i>Empetrum nigrum</i> , dødt	0,3	0,0
	<i>Juncus trifidus</i>	3,0	0,3
	Lav	0,0	64,8
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	3,5
	<i>Loiseleuria procumbens</i>	4,0	0,0
	<i>Loiseleuria procumbens</i> , dødt	0,3	0,0
	Mos	0,0	1,5
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,3	1,5
	<i>Polytrichum sp.</i>	0,3	0,0
	<i>Salix glauca</i>	1,5	0,0
	Sten	0,0	0,3
GN97-13	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	43,0	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	0,5	0,0
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	1,3	0,0
	<i>Equisetum arvense</i>	1,3	0,0
	Lav	0,3	2,3
	<i>Ledum groenlandicum</i>	8,3	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	1,3	33,3
	Mos	0,0	32,0
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	2,0
	<i>Salix glauca</i>	1,8	0,0
	<i>Stereocaulon sp.</i>	0,3	0,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	6,0	0,0
GN97-14	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	33,0	4,5
	<i>Chamanerion angustifolium</i>	0,3	0,0
	Lav	0,0	0,3
	<i>Ledum groenlandicum</i>	3,5	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	5,0	67,8
	Mos	0,0	4,3
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,3	0,0
	<i>Poa sp.</i>	0,3	0,0
	<i>Salix glauca</i>	31,0	0,0
GN97-15	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Campanula gieseckinana</i>	12,5	0,3
	<i>Carex supina</i>	38,5	0,0
	<i>Carex supina</i> , dødt	5,0	0,0
	<i>Cerastium alpinum</i>	1,3	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	10,3
	Mos	0,0	0,3
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	17,0
	<i>Poa glauca</i>	2,8	0,0
	Sten	0,0	14,8
	<i>Thymus praecox</i>	2,3	0,0
	<i>Trisetum spicatum</i>	0,5	0,0
	<i>Viscaria alpina</i>	0,3	0,0
GN97-16	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	26,8	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	0,8	0,0
	Lav	0,0	10,5

Fortsættes på næste side...

Fortsat fra forrige side....

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,0	7,3
	<i>Salix arctophila</i>	5,0	0,3
	<i>Salix glauca</i>	2,8	0,0
	<i>Thalictrum alpinum</i>	0,3	2,3
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	1,8	0,0
GN98-19	Planteart /Plantelag	1	2
	<i>Betula glandulosa</i>	5,8	0,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	35,0	0,0
	<i>Festuca sp.</i>	0,0	0,3
	Lav	0,0	0,3
	<i>Ledum groenlandicum</i>	3,5	0,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	2,8
	Mos	0,0	1,5
	<i>Salix glauca</i>	1,3	0,0
	<i>Thalictrum alpinum</i>	0,0	0,5
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	49,3	0,0
GN98-20	Planteart /Plantelag	1	2
	<i>Betula glandulosa</i>	3,5	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	0,0	0,8
	<i>Empetrum nigrum</i>	70,0	0,0
	Lav	0,0	3,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	11,8
	Mos	0,0	2,3
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	4,3
	<i>Salix glauca</i>	0,5	0,0
	Sten	0,0	2,3
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	2,0	0,0
GN98-30	Plantearter /Plantelag	1	2
	<i>Artemisia borealis</i>	0,0	0,8
	Bar jord	0,0	0,8
	<i>Calamagrostis purpurascens</i>	0,0	14,0
	<i>Campanula gieseckinana</i>	0,0	1,3
	<i>Carex supina</i>	0,0	17,3
	<i>Cerastium alpinum</i>	0,0	1,3
	Lav	0,0	0,5
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	28,8
	<i>Melandrium triflorum</i>	0,0	0,5
	Mos	0,0	0,3
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	27,5
	Pellet, fækalier	0,0	1,8
	<i>Poa glauca</i>	0,0	2,8
	<i>Potentilla hookeriana</i>	0,0	2,0
	Sten	0,0	0,5
	Ubevokset	0,0	0,3
GN98-31	Planteart /Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	15,5	0,5
	<i>Betula nana</i> , dødt	0,3	0,3
	<i>Calamagrostis lapponica</i>	4,8	3,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	0,3	0,0
	Lav	0,0	15,8
	<i>Ledum palustre</i>	28,5	0,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	7,5
	Mos	0,0	45,8
	<i>Pedicularis lapponica</i>	0,0	0,3
	<i>Peltigera sp.</i>	0,0	14,8
	<i>Polytrichum sp.</i>	0,0	1,8
	<i>Stellaria monantha</i>	0,5	0,0
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	8,0	10,0

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	31,0
	Mos	0,0	7,5
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	10,8
	<i>Rhododendron lapponicum</i>	0,8	0,0
	<i>Salix glauca</i>	10,0	0,0
	Sten	0,0	5,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	4,8	0,0
GN97-17	Plantearter /Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	6,8	0,0
	<i>Carex sp.</i>	0,3	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	31,5	0,0
	<i>Carex bigelowii</i> , dødt	0,3	0,0
	<i>Carex supina</i>	5,0	0,0
	<i>Equisetum arvense</i>	0,3	0,0
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	5,3	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	17,8
	Mos	0,0	7,5
	<i>Polytrichum sp.</i>	0,3	0,0
	<i>Polygonum viviparum</i>	2,0	0,0
	<i>Rhododendron lapponicum</i>	7,3	0,0
	<i>Salix arctophila</i>	11,0	0,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	12,5	0,0
GN97-18	Plantearter /Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	44,3	3,3
	<i>Carex bigelowii</i>	2,8	0,3
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,5	0,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	7,3	0,3
	Lav	0,0	1,0
	<i>Ledum groenlandicum</i>	9,0	0,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,3	25,3
	Mos	1,3	31,0
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	0,3
	<i>Poa sp.</i>	1,5	0,0
	<i>Salix glauca</i>	6,0	0,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	13,5	0,0
GN97-19	Plantearter /Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	24,8	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	0,8	0,0
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,5	0,0
	<i>Equisetum arvense</i>	1,0	0,0
	Lav	0,0	10,8
	<i>Ledum groenlandicum</i>	0,3	0,0
	<i>Ledum palustre</i>	1,0	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	28,5
	<i>Luzula confusa</i>	1,0	0,0
	Mos	0,0	38,8
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	1,0
	<i>Poa sp.</i>	0,8	0,0
	<i>Salix glauca</i>	0,3	0,0
	Sten	0,0	2,3
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	5,3	0,0
GN97-20	Plantearter /Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	2,8	0,0
	<i>Campanula gieseckinana</i>	0,3	0,0
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	1,0	0,0
	<i>Hieracium alpinum</i>	5,0	0,0
	<i>Hieracium alpinum</i> , dødt	1,0	0,0
	<i>Kobresia myosuroides</i>	0,3	0,0

Fortsættes på næste side....

Fortsat fra forrige side...

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
GN98-32	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	17,0	36,0
	<i>Campanula gieseckinana</i>	0,0	0,3
	<i>Cerastium alpinum</i>	0,0	0,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	58,0
	<i>Poa pratensis</i>	0,0	0,3
	<i>Salix glauca</i>	25,8	5,3
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	2,3	0,0
GN98-33	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Carex rariflora</i>	0,3	11,8
	<i>Carex saxatilis</i>	0,0	19,8
	<i>Equisetum arvense</i>	0,0	0,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	13,8
	Mos	0,0	38,0
	<i>Salix arctophila</i>	5,0	7,0
	Vand	0,0	6,0
GN98-34	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Calamagrostis langsdorfii</i>	2,5	3,3
	<i>Carex bigelowii</i>	0,0	1,3
	<i>Equisetum arvense</i>	2,5	14,0
	<i>Equisetum arvense</i> , dødt	0,0	0,3
	<i>Festuca rubra</i>	1,5	10,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	40,0
	Mos	0,0	6,0
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,0	2,8
	<i>Pyrola grandiflora</i>	0,0	3,5
	<i>Salix glauca</i>	67,8	0,3
	<i>Stellaria monantha</i>	0,0	0,5
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	2,8	17,8
GN98-35	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Deschampsia pumila</i>	0,0	20,8
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	0,0	0,3
	<i>Eriophorum scheuchzeri</i>	0,0	29,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	3,5
	Mos	0,0	37,5
	Pellet, fækaliær	0,0	0,8
	<i>Poa pratensis</i>	0,0	4,5
	<i>Ranunculus hyperboreus</i>	0,0	3,5
GN98-36	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Carex bigelowii</i>	0,0	9,8
	<i>Carex norvegica</i>	0,0	11,5
	<i>Carex norvegica</i> , dødt	0,0	0,3
	<i>Cerastium alpinum</i>	0,0	0,8
	<i>Cerastium alpinum</i> , dødt	0,0	0,3
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	0,0	25,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	25,3
	<i>Luzula groenlandica</i>	0,0	0,8
	Mos	0,0	7,8
	<i>Poa pratensis</i>	0,0	13,3
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,0	3,8
	<i>Salix glauca</i>	1,0	0,0
	<i>Stellaria monantha</i>	0,0	1,5
GN98-37	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Carex scirpoidea</i>	0,0	3,8
	<i>Carex supina</i>	0,0	2,3
	<i>Kobresia myosuroides</i>	0,0	49,3
	Lav	0,0	1,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	28,8
	Mos	0,0	5,8
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	5,3
	Pellet, fækaliær	0,0	1,0
	<i>Poa glauca</i>	0,0	1,8
	<i>Poa pratensis</i>	0,0	0,3

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
	Lav	0,0	8,8
	<i>Ledum groenlandicum</i>	0,3	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	34,5
	Mos	0,0	11,3
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	12,5
	<i>Rhododendron lapponicum</i>	4,3	0,0
	<i>Salix glauca</i>	6,0	0,3
	Sten	0,0	8,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	3,8	0,3
GN97-21	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	7,8	0,3
	<i>Carex bigelowii</i>	12,0	0,0
	<i>Carex bigelowii</i> , dødt	2,3	0,0
	<i>Carex rariflora</i>	0,5	0,0
	<i>Carex supina</i>	1,5	0,0
	<i>Cetraria islandica</i>	0,0	0,3
	<i>Empetrum nigrum</i>	4,3	0,0
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	19,5	0,0
	<i>Eriophorum angustifolium</i> , dødt	2,3	0,0
	<i>Ledum groenlandicum</i>	2,3	0,0
	Lav	0,0	0,8
	Litter, dødt plantemateriale	0,3	28,5
	Mos	0,0	36,3
	<i>Oxyria digyna</i>	0,8	0,0
	<i>Pedicularis sp.</i>	0,3	0,0
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,3	0,0
	<i>Salix arctophila</i>	3,5	0,0
	<i>Salix glauca</i>	0,5	0,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	17,5	0,3
GN97-22	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Carex bigelowii</i>	8,3	1,5
	<i>Carex bigelowii</i> , dødt	8,5	0,8
	<i>Cetraria islandica</i>	0,0	1,3
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	0,0	1,8
	<i>Cladonia stellaris</i>	12,8	59,0
	<i>Cladonia stygia</i>	1,0	2,5
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	2,8	0,0
	<i>Festuca sp.</i>	0,3	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,3	7,0
	<i>Lycopodium annotinum</i>	0,3	0,8
	Mos	0,3	4,5
	<i>Potentilla tridentata</i>	1,5	0,3
	<i>Stereocaulon paschale</i>	0,0	0,5
GN97-23	Plantearter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	8,0	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	2,3	0,0
	<i>Carex bigelowii</i> , dødt	1,8	0,0
	<i>Cetrariella delisei</i>	0,0	0,5
	<i>Cetraria islandica</i>	0,0	1,0
	<i>Cladonia borealis</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia crispa</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia gracilis</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia pleurota</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia stellaris</i>	2,5	34,0
	<i>Cladonia stygia</i>	0,0	20,5
	<i>Empetrum nigrum</i>	5,0	1,0
	<i>Empetrum nigrum</i> , dødt	0,3	0,0
	Jord	0,0	0,3
	Lav	0,0	4,3
	<i>Ledum groenlandicum</i>	5,3	0,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,3	10,3
	<i>Lycopodium annotinum</i>	0,5	0,5
	Mos	0,0	3,5

Fortsættes på næste side...

Fortsat fra forrige side...

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,0	0,5
	<i>Rhododendron lapponicum</i>	1,3	0,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	0,0	0,5
GN98-38	Plantearter / Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	0,0	1,5
	<i>Carex norvegica</i>	0,0	0,5
	<i>Carex rariflora</i>	0,0	38,5
	<i>Carex saxatilis</i>	0,0	2,8
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	0,0	9,8
	<i>Eriophorum scheuchzeri</i>	0,0	0,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	13,5
	Mos	0,3	12,5
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	4,0
	<i>Poa pratensis</i>	0,0	0,5
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,0	1,0
	<i>Salix arctophila</i>	1,3	4,5
	Vand	0,0	10,8
GN98-39	Plantearter / Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	20,5	0,0
	<i>Cassiope tetragona</i>	3,8	0,0
	<i>Equisetum arvense</i>	3,0	4,0
	<i>Hieracium alpinum</i>	0,0	0,5
	Lav	0,0	2,5
	<i>Ledum palustre</i>	3,5	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	24,3
	<i>Luzula confusa</i>	5,8	0,8
	Mos	1,8	61,0
	<i>Poa pratensis</i>	3,5	0,8
	<i>Polytrichum sp.</i>	0,0	0,3
	<i>Pyrola grandiflora</i>	7,8	5,0
	<i>Pyrola grandiflora</i> , dødt	0,0	0,3
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	0,5	0,0
GN98-40	Plantearter / Plantelag	1	2
	<i>Campanula gieseckinana</i>	0,0	1,8
	<i>Carex norvegica</i>	0,0	3,3
	<i>Cerastium alpinum</i>	0,0	2,3
	<i>Cerastium alpinum</i> , dødt	0,0	0,3
	<i>Equisetum arvense</i>	0,0	11,0
	Jord	0,0	0,3
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	20,3
	<i>Luzula spicata</i>	0,0	2,0
	Mos	0,0	3,5
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	2,5
	Pellet, fækaliær	0,0	7,5
	<i>Poa glauca</i>	0,0	3,8
	<i>Poa pratensis</i>	0,0	33,3
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,0	4,0
	<i>Salix glauca</i> , dødt	0,0	1,5
	<i>Stellaria monantha</i>	0,0	3,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	0,8	0,0
GN98-41	Plantearter / Plantelag	1	2
	<i>Carex norvegica</i>	0,0	3,5
	<i>Carex supina</i>	0,0	0,8
	<i>Dryas integrifolia</i>	0,0	2,8
	Jord	0,0	4,3
	<i>Kobresia myosuroides</i>	0,0	0,5
	Lav	0,0	36,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	3,0
	Mos	0,0	3,8
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,0	22,0
	Sten	0,0	23,5

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
	<i>Ochrolechia frigida</i>	0,0	0,8
	<i>Potentilla tridentata</i>	0,0	0,3
	<i>Rinodina turfacea</i>	0,0	0,3
	<i>Stereocaulon paschale</i>	0,0	5,3
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	2,3	0,0
GN97-24	Plantearter / Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	29,8	0,3
	<i>Calamagrostis langsdorfii</i>	1,0	0,0
	<i>Calamagrostis langsdorfii</i> , dødt	0,8	0,0
	<i>Cladonia stellaris</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia stygia</i>	0,0	1,8
	<i>Empetrum nigrum</i>	11,8	1,3
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	0,0	0,5
	<i>Ledum groenlandicum</i>	17,3	0,3
	<i>Ledum palustre</i>	0,8	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	7,0
	Mos	0,0	50,8
	<i>Peltigera aphthosa</i>	0,0	0,3
	<i>Peltigera malacea</i>	3,5	7,5
	<i>Salix glauca</i>	4,8	0,0
	<i>Stereocaulon paschale</i>	0,0	0,5
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	14,3	0,0
GN97-25	Plantearter / Plantelag	1	2
	<i>Alnus crispa</i>	0,5	0,0
	<i>Betula nana</i>	2,5	0,0
	<i>Calamagrostis langsdorfii</i>	1,3	0,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	3,5	0,0
	<i>Equisetum arvense</i>	0,3	0,0
	<i>Ledum groenlandicum</i>	22,5	0,0
	<i>Ledum groenlandicum</i> , dødt	0,3	0,0
	<i>Ledum palustre</i>	0,3	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	0,5
	Mos	0,0	23,0
	<i>Salix glauca</i>	65,8	0,0
GN97-26	Plantearter / Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	7,3	0,0
	<i>Cerastium alpinum</i>	1,0	0,0
	<i>Cladonia borealis</i>	0,0	0,8
	<i>Empetrum nigrum</i>	0,3	0,0
	<i>Equisetum arvense</i>	5,0	0,0
	<i>Festuca sp.</i>	0,3	0,5
	Litter, dødt plantemateriale	1,0	11,5
	Mos	0,0	29,5
	<i>Peltigera didactyla</i>	0,3	0,0
	<i>Salix glauca</i>	23,8	0,0
	Silt	0,0	26,5
	<i>Stereocaulon alpinum</i>	0,8	6,3
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	12,0	0,3
GN97-27	Plantearter / Plantelag	1	2
	<i>Alectoria ochroleuca</i>	0,0	0,3
	<i>Alnus crispa</i>	5,3	0,0
	<i>Betula nana</i>	30,3	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	0,3	0,0
	<i>Cladonia mitis</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia stellaris</i>	0,0	7,0
	<i>Cladonia stygia</i>	0,0	4,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	7,5	2,3
	<i>Equisetum arvense</i>	3,3	0,0
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	0,0	4,0
	Lav	0,0	4,3
	<i>Ledum groenlandicum</i>	0,8	0,0

Fortsættes på næste side...

Fortsat fra forrige side...

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
GN98-42	Plantart/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	47,8	2,0
	<i>Campanula gieseckinana</i>	0,0	0,5
	<i>Cerastium alpinum</i>	0,0	2,0
	<i>Draba cana</i>	0,0	0,3
	<i>Equisetum arvense</i>	0,0	2,8
	Lav	0,0	0,8
	Litter, dødt plantemateriale	1,5	52,3
	Mos	1,3	18,5
	Organic crust, skorpe af levende, ubestemmeligt plantemateriale	0,8	3,8
	Pellet, fækalier	0,0	1,0
	<i>Poa pratensis</i>	1,8	8,8
	<i>Poa pratensis</i> , dødt	0,5	0,3
	<i>Polygonum viviparum</i>	0,3	0,8
	<i>Pyrola grandiflora</i>	0,0	1,0
	<i>Rhododendron lapponicum</i>	0,3	0,3
	<i>Salix glauca</i>	0,3	0,0
	<i>Stellaria monantha</i>	0,0	1,3
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	7,8	1,8
GN98-43	Plantart/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	0,5	0,0
	<i>Kobresia myosuroides</i>	0,0	1,8
	Litter, dødt plantemateriale	0,3	95,5
	<i>Poa glauca</i>	0,3	1,0
	<i>Salix glauca</i>	81,5	0,0
GN98-44	Plantart/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	87,3	0,0
	<i>Equisetum arvense</i>	0,0	0,5
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	89,0
	Mos	0,0	1,3
	<i>Poa glauca</i>	0,0	1,8
	<i>Poa pratensis</i>	0,0	7,3
GN98-45	Plantart/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	77,3	0,0
	<i>Festuca brachyphylla</i>	0,0	0,5
	Lav	0,0	4,5
	Litter, dødt plantemateriale	0,3	53,5
	Mos	0,0	41,3
	<i>Salix glauca</i>	0,3	0,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	6,8	0,0
GN98-46	Plantart/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	9,8	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	0,3	0,3
	<i>Carex bigelowii</i> , dødt	0,0	0,3
	<i>Cladonia ecmocyna</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia elongata</i>	0,0	0,5
	<i>Cladonia gracilis</i>	0,0	1,5
	<i>Cladonia mitis</i>	0,0	1,8
	<i>Cladonia pleurota</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia stygia</i>	0,0	11,3
	<i>Cladonia amaurocraea</i>	0,0	0,3
	<i>Empetrum nigrum</i>	29,5	0,0
	<i>Empetrum nigrum</i> , dødt	0,3	0,0
	<i>Equisetum arvense</i>	0,3	0,3
	<i>Equisetum scirpoides</i>	0,0	1,0
	<i>Ledum groenlandicum</i>	0,3	0,0
	<i>Ledum palustre</i>	8,8	0,0
	<i>Ledum palustre</i> , dødt	0,5	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,8	56,5
	Mos	0,0	16,8
	<i>Nephroma expallidum</i>	0,0	0,3
	<i>Pedicularis lapponica</i>	0,0	0,3
	<i>Peltigera leucophebia</i>	0,0	2,5
	<i>Peltigera malacea</i>	0,0	1,8
	<i>Poa pratensis</i>	0,0	0,3
	<i>Pyrola grandiflora</i>	0,0	0,5

ID-nr.		Gns. %	Gns. %
	<i>Ledum palustre</i>	0,8	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,0	27,3
	Mos	0,0	14,0
	<i>Peltigera aphthosa</i>	1,3	0,0
	<i>Peltigera sp.</i>	0,0	0,3
	<i>Salix glauca</i>	8,3	0,0
	Silt	0,0	1,3
	<i>Stereocaulon alpinum</i>	0,0	0,3
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	2,3	0,0
GN97-28	Plantarter/Plantelag	1	2
	<i>Alectoria ochroleuca</i>	0,0	2,3
	<i>Betula nana</i>	20,0	0,0
	<i>Bryocaulon divergens</i>	0,0	0,8
	<i>Cetrariella delisei</i>	0,0	1,0
	<i>Cetraria islandica</i>	0,0	6,8
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia mitis</i>	0,0	5,0
	<i>Cladonia stellaris</i>	0,0	8,5
	<i>Cladonia stygia</i>	0,0	3,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	1,5	0,0
	<i>Flavocetraria nigricans</i>	0,0	0,5
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	0,0	27,8
	Litter, dødt plantemateriale	0,3	6,8
	Mos	0,0	5,0
	<i>Ochrolechia frigida</i>	0,0	4,5
	<i>Sphaerophorus globosus</i>	0,0	0,8
	<i>Stereocaulon paschale</i>	0,0	5,8
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	2,8	0,0
GN97-29	Plantarter/Plantelag	1	2
	<i>Alectoria nigricans</i>	0,0	2,0
	<i>Alectoria ochroleuca</i>	0,0	1,3
	<i>Betula nana</i>	5,3	0,0
	<i>Cetrariella delisei</i>	0,0	1,8
	<i>Cetraria islandica</i>	0,0	8,0
	<i>Cladonia mitis</i>	0,0	3,0
	<i>Cladonia stellaris</i>	0,0	9,5
	<i>Cladonia stygia</i>	0,0	5,3
	<i>Empetrum nigrum</i>	2,3	0,0
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	0,0	21,5
	<i>Ledum groenlandicum</i>	7,3	0,0
	<i>Ledum palustre</i>	9,3	0,0
	<i>Ledum palustre</i> , dødt	0,5	0,0
	Litter, dødt plantemateriale	0,3	3,5
	Mos	0,0	13,5
	<i>Ochrolechia frigida</i>	0,0	0,8
	<i>Sphaerophorus globosus</i>	0,0	0,3
	<i>Stereocaulon paschale</i>	0,0	3,0
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	4,8	0,0
GN97-30	Plantarter/Plantelag	1	2
	<i>Betula nana</i>	14,3	0,0
	<i>Carex bigelowii</i>	7,3	0,0
	<i>Carex bigelowii</i> , dødt	4,0	0,0
	<i>Cetrariella delisei</i>	0,3	2,0
	<i>Cetraria islandica</i>	0,0	0,3
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia borealis</i>	0,0	1,0
	<i>Cladonia chlorophaea</i>	0,0	0,5
	<i>Cladonia ecmocyna</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia gracilis</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia mitis</i>	0,0	1,8
	<i>Cladonia stellaris</i>	0,0	0,3
	<i>Cladonia stygia</i>	0,3	13,0
	<i>Empetrum nigrum</i>	12,5	0,5
	<i>Equisetum arvense</i>	0,8	0,0
	<i>Flavocetraria cucullata</i>	0,0	0,3
	<i>Flavocetraria nivalis</i>	0,0	1,8

Fortsættes på næste side...

Appendiks 2

Ordforklaring til kortlægningsafsnit

Følgende forkortelser er anvendt i projektet og forklaring er kun angivet første gang det anvendes. Produktnavne, som ikke umiddelbart har en logisk forkortelse er ikke forklaret (f.eks. ATCOR, ENVI, CHIPS etc.).

6S: Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum

AVHRR: Advanced Very High Resolution Radiometer

AVIRIS: Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer

BRD: Bidirectional Reflectance Distribution

CASPR: The Cloud and Surface Parameter Retrieval System for Polar AVHRR

DEM: Digital Elevation Model

DMU/AM: Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Arktisk Miljø

DN: Digital Numbers

DTM: Digital Terrain Model

FFT: Fast Fourier Transform

GAC: Global Area Coverage

GCP: Ground Control Point

GEUS: Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelse

GI: Geografisk Institut

GN: Grønlands Naturinstitut

GPS: Global Positioning System

HRPT: High Resolution Picture Transmission (AVHRR format)

HRV: High-Resolution Visible

ISODATA: Iterative, Self-Organizing Data Analysis Technique

ITEX: International Tundra Experiment

KMS: Kort og Matrikelstyrelsen

KU/GI: Københavns Universitet, Geografisk Institut

LAI: Leaf Area Index

LSCV: Least squares cross validation

LUT: Look-up table

MaxNDVI: Maksimalt forekommende NDVI for en sæson

MNF: Minimum noise Fraction

MSR: Multi Spectral Radiometer

NDVI: Normalized Difference Vegetation Index

NERC: National Environment Research Council

NESDIS: National Environmental Satellite, Data, and Information Service

NIR: Nærinfrarød (typisk om placering af spektrer)

NOAA: National Oceanic and Atmospheric Administration

NSIDC: National Snow and Ice Data Center

P: Overordnet usikkerhed

PVI: Perpendicular Vegetation Index

RED: Rød (typisk om placeringen af spektrer)

RMS: Root Mean Square

RVI: Ratio Vegetation Index

SAM: Spectral Angle Mapper

SAVI: Soil Adjusted Vegetation Index

SPOT: Système Probatoire d'Observation de la Terre

SWIM: Short Wave Irradiance Model

τ : Tau (usikkerhedsvurdering)

TM: Thematic Mapper

TOA: Top Of Atmosphere

UD: Utilization distribution

UTM: Universal Transverse Mercator

Appendiks 3

Introduktion til vegetationskortlægning i Arktis og remote sensing

Det følgende kapitel har til hensigt at give en introduktion til remote sensing med hovedvægten lagt på anvendelse af høj-opløselige satellitter og de forhold som specielt gør sig gældende i Arktis. Teorien er primært baseret på Jensen (1996) og Mather (1987), men også en del referencer til tidsskriftartikler er inkluderet som introduktion men primært anvendt senere i gennemgangen af teori og metode. Læsere med en solid baggrund indenfor remote sensing kan således springe dette kapitel over.

Definition

Ved remote sensing forstås bredt: indsamling og behandling af information om en genstand uden at være i fysisk kontakt med denne (Sabins 1986). For dette projekt gælder således indsamling af refleksionsmålinger fra en satellit for overfladetyperne i Vestgrønland. Refleksionsmålingerne foretages, idet forskellige vegetationstyper har karakteristiske og identificerbare refleksionsmønstre, som kan anvendes til en klassifikation af overfladevegetationen.

3.1. Stråling

Satellitter kan i dag måle intensitet af stråling i store dele af det elektromagnetiske spektrum (figur 3.1.).

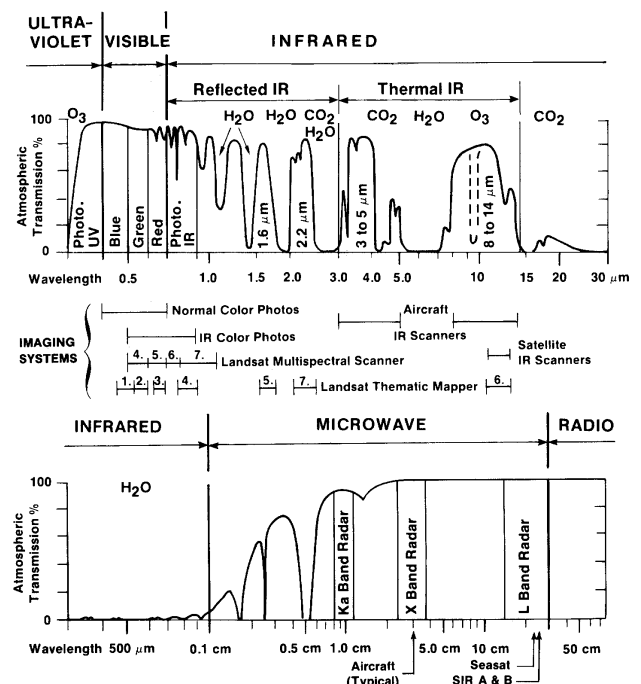
På figuren er det elektromagnetiske spektrum vist med angivelse af udvalgte satellitsensorens dækning. Endvidere viser figuren den atmosfæriske transmission (gennemstråling) ved de forskellige bølgelængder, der er et udtryk for hvor stor en del af den pågældende stråling, som atmosfæren absorberer (optager) eller reflekterer.

I dette projekt er primært anvendt Landsat Thematic Mapper (TM) og NOAA AVHRR satellitterne. De spektrale bånd for Landsat TM er vist på figur 3.1. under de synlige og

infrarøde spektre. De seks første bølgelængde-bånd, hvor Landsat TM måler refleksion af solstråling, ligger indenfor det synlige og infrarøde spektrum. Det sidste bånd er placeret i det termalinfrarøde spektrum, hvor solen ikke emitterer (udstråler) stråling. I dette spektrum er det derfor udelukkende jordens emission af stråling, som kan måles og omregnes til overfladetemperatur. NOAA AVHRR har to bånd i det synlige og nærinfrarøde spektra og 3 i det termale spektra.

Aktive sensorer

I længere bølgelængder (mikro- og radiobølger) emitterer hverken solen eller jorden nævneværdig stråling, og ved disse bølgelængder anvendes normalt såkaldte aktive sensorer i modsætning til passive sensorer, der måler refleksion og emission af sol/jordstråling. Disse aktive sensorer udsender et



Figur 3.1. Det elektromagnetiske spektrum med typiske benævnelser. Kurven viser atmosfærisk transmission og eksempler på placering af spektrale bånd for udvalgte sensorer (Sabins 1986).

signal i den pågældende bølgelængde og måler derefter den tilbage-reflekterede stråling. I dette projekt anvendes dog kun passive sensorer og de aktive vil derfor ikke blive diskuteret nærmere.

Solstråling

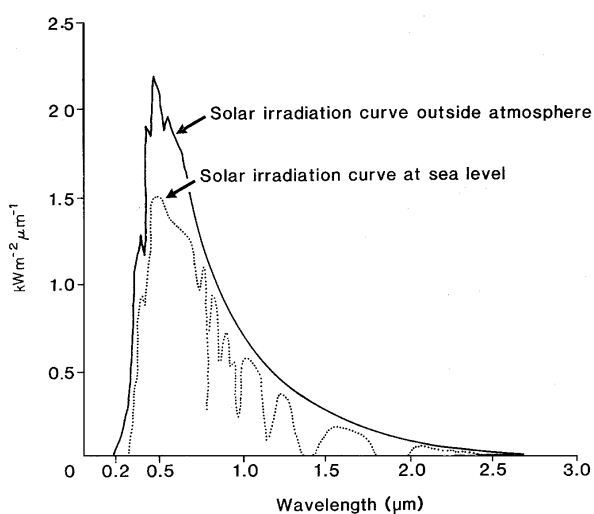
De primære bølgelængdebånd, som anvendes til vegetationskortlægning måler refleksion af stråling i det solare spektrum. Solen udsender elektromagnetisk stråling i bølgelængder, som er betinget af solens temperatur. Placeringen af den maksimale udstråling fra et legeme med en given temperatur er defineret ved *Wien's displacement law*:

$$\lambda_m = \frac{c_1}{T} \quad \text{F 1}$$

hvor λ_m er bølgelængden ved den maksimale temperatur, c_1 er en konstant ($2.898 \cdot 10^{-3}$ mK) og T er temperaturen af legemet i grader Kelvin.

Det synlige lys er kun en lille del af den stråling (energi), som solen udsender. I figur 3.2. er vist solens indstråling ved atmosfærens yderkant og et eksempel ved jordoverfladen.

Den lavere indstråling ved jordoverfladen end ved atmosfærens yderkant forårsages af refleksion, absorption og spredning grundet gasser, støv og andre partikler i atmosfæren. Atmosfærens indflydelse varierer kraftigt



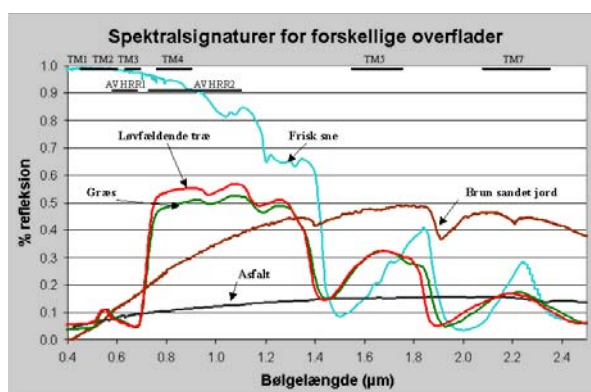
Figur 3.2. Solar indstråling ved atmosfærens yderkant og eksempel fra jordoverfladen (Mather 1987).

med breddegrad, overfladetype og vejrforhold hvilket er beskrevet nærmere i afsnittet om atmosfærekorrektion (Afsnit 3.8.1. i rapporten).

Den stråling som mennesket kan opfatte, det synlige lys, ligger fra 0,4 Tm - 0,7 Tm og dækker altså, spektralt, kun en lille del af den samlede solare indstråling (det solare spektrum). Energimæssigt er intensiteten af strålingen i det synlige lys så stor, at det udgør omkring 50% af den samlede solare energitilførsel til jorden. Satellitter kan i dag bygges med sensorer, der kan måle refleksion i flere bølgelængder end det synlige spektrum, som mennesket jo er begrænset til, og kan således skaffe yderligere information om overfladetyper. Således har refleksion af bølgelængder omkring 1,5 Tm vist at give information omkring vandindhold i planterne (Hunt & Rock 1989)

Spektralsignaturer

Ved at kombinere målinger af refleksion fra en given overflade i flere bølgelængder fås en såkaldt spektralsignatur. Alle overflader er karakteriseret ved deres egen spektrale signatur, som kan sammenlignes med et fingeraftryk. Jo flere bølgelængder man måler i, jo bedre bliver overfladen beskrevet. I figur 3.3. vises eksempler på spektralsignaturer for forskellige naturlige overflader.



Figur 3.3. Spektralsignaturer for naturligt forekommende overflader, henholdsvis græs, løvtræer, jord, asfalt og frisk sne (John Hopkins University Spectral Library, ENVI 3.1.) samt placering af spektralbånd for Landsat TM og NOAA AVHRR.

Vegetation fremstår med et meget typisk spring i refleksionen mellem 0,7 og 0,8 Tm. Dette spring skyldes, at vegetationens indhold af klorofyl absorberer kraftigt i det røde spektrum (0,6 - 0,7 Tm), hvorimod cellestrukturen i bladene bevirker en kraftig refleksion af stråling i det nærinfrarøde spektrum over cirka 0,75 Tm. Jo mere klorofyl og jo kraftigere en opbygning af cellestrukturen, desto større bliver springet i refleksionen.

Også andre dele af spektret indeholder specifik information om vegetationen. De spektra, som udgøres af de seks første bølglængdebånd i Landsat TM satellitten, giver således information om blandt andet følgende overfladeparametre (Jensen 1996):

- TM1 (0,45 Tm - 0,52 Tm): Lichener har en karakteristisk høj refleksion i dette spektra. Gennemtrængning af øverste vandlag i søer og have kan give information om f.eks. plankton.
- TM2 (0,52 Tm - 0,60 Tm): Tilsvarende refleksionen af grønt lys fra vegetationen og giver dermed information om grønningen af vegetationen.
- TM3 (0,63 Tm - 0,69 Tm): Kraftig absorption betinget af klorofylindhold dominerer i dette spektra.
- TM4 (0,76Tm-0,90Tm): Cellestrukturen i vegetation medfører kraftig refleksion fra frodig vegetation. Kan relateres til bladarealindeks, biomasse og lign.
- TM5 (1,55 Tm - 1,75 Tm): Sensitiv overfor vandindhold, blandt andet i vegetation. Kan anvendes til adskillelse af sne og skyer.
- TM7 (2,08 Tm - 2,35 Tm): For vegetationsstudier meget lig TM5 om end lavere refleksion. Anvendes derudover til geologiske forskelle i klippeformationer.

Informationen fra spektralbånd 1 og 2 i NOAA AVHRR tilsvarende stort set TM3 og TM4. De termale kanaler i både Landsat TM og NOAA AVHRR indeholder information om overfladetemperaturer, men da dette kun i begrænset omfang bliver anvendt i Kapitel 4, er der set bort fra disse bånd i det følgende.

3.2. Satellitbestemte parametre

Ved „remote sensing“ baseret på satellitter er følgende parametre væsentlige for anvendelsesmulighederne af data:

- Spatial opløsning (pixel størrelse)
- *Swath-width* (størrelse af område, der måles på)
- Temporal opløsning (og nedtagestationer)
- Spektral opløsning (bredden af bølglængdebånd)
- Radiometrisk opløsning
- Generel dækning

Spatial opløsning

Spatial opløsning beskriver den størrelse, som den mindste enhed (pixel) i satellitbilledet har. Som eksempel har Landsat TM en spatial opløsning i de første 6 bånd på 30 * 30 m og AVHRR en opløsning på 1.000 * 1.000 m. Overflader med mindre udstrækning kan derfor ikke umiddelbart erkendes i billedet. I stedet indgår de sammen med de omkringliggende overflader i en gennemsnitsværdi for refleksionen af disse overflader. Enkelte plantetyper kan, på trods af den relativt høje rumlige opløsning, derfor ikke erkendes i Landsat TM, men indgår i stedet i vegetationstyper, som nemmere kan adskilles på grund af deres større udstrækning.

Swath width

Swath-width af sensoren er bredden af den stribe overflade på jorden som satellitten måler refleksion fra. Den spatiale opløsning er direkte afhængig af bredden af striben, idet en mindre pixelstørrelse fordrer en lavere flyvehøjde og derfor giver en smallere *swath-width*. Hvis *swath-width* er for bred, vil pixelstørrelsen i yderkanten af billedet blive alt for stor med deraf følgende problemer for geometrisk opretning. Tillige afhænger det af instrumentets opløsning. Landsat TM har med en pixelstørrelse på 30 * 30 m en *swath-width* på 185 km., hvorimod NOAA AVHRR med den 1.000 * 1.000 m. rumlige opløsning har en *swath-width* på 2.700 km.

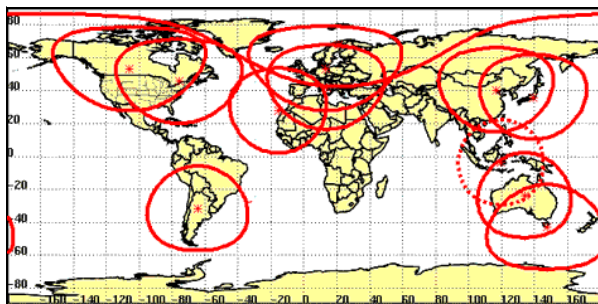
Temporal opløsning

Den temporale opløsning er afhængig først og fremmest af baneparametrene for satellitten og derved også af *swath-width*. Jo større *swath-width*, des flere bliver samme område målt og dermed stiger den temporale opløsning. Hvor Landsat TM overflyver et bånd på 185 km hver 16. dag, måler NOAA AVHRR sensoren i et bånd på 2.700 km og giver flere daglige dækninger af samme område. Til gengæld er den spatiale opløsning lavere og pixelstørrelsen således som nævnt, 1 * 1 km med stigende pixelstørrelsen mod kanterne på grund af jordens krumning.

Endvidere, har antallet og dækning af nedtagestationer indflydelse på hvor tit billeder kan skaffes fra et område. Landsat har for eksempel kun 10 nedtagestationer (figur 3.4.).

NOAA AVHRR kan derimod nedtages mange steder over hele kloden idet nedtagestationer for disse er relativt billige og data dermed i princippet gratis. Asiaq i Nuuk har således mulighed for at nedtage billeder fra Grønland.

For at kunne optage billeder i områder, hvor der ikke er dækning fra nedtagestationer, kan satellitterne programmeres til at optage og lagre data i en båndoptager om bord i satellitten. Når satellitten derefter kommer indenfor rækkevidde af en nedtagestation, kan data nedtages og anvendes. Dette medfører dog, at satellitten skal programmeres



Figur 3.4. Nedtagestationer for Landsat TM billeder. Røde cirkler angiver det område, hvorfra hver af stationerne kan nedtage billeder direkte (USGS Landsat homepage).

til at optage disse områder og dette gøres i mange tilfælde kun, hvis der er en kendt efterspørgsel efter data fra det givne område.

Spektral opløsning

Den spektrale opløsning er udtryk for hvor smalle bølgelængdebånd der måles over. Jo smallere bånd, des mere præcis information omkring den spektrale signatur. Placeringen af båndene er også væsentlig. For vegetation er det således vigtigt at have et bånd i det røde og et i det nær-infrarøde, og dermed gøre det muligt at skelne for eksempel imellem kraftig og sparsom vegetation. En kombination af mange smalle bånd giver et mere præcist billede af overfladens spektralsignatur. Landsat TM har 7 bånd og tilhører de multi-spektrale sensorer, mens fremtidige sensorer går mod det hyper-spektrale (mere end 50 bånd), hvor antallet af bånd stiger og bredden af de enkelte bånd falder. Ingen af disse hyper-spektrale sensorer er dog endnu opsendt på satellitter, men anvendes i dag fra fly.

Radiometrisk opløsning

Radiometrisk opløsning dækker over graden af opløsning af information om den reflekterede stråling for hver pixel. De gængse multi-spektrale højopløselige satellitter, som Landsat TM og SPOT HRV, anvender en 8-bit opløsning, som giver heltalsværdier for hver pixel imellem 0 og 255. NOAA AVHRR anvender 10-bit og dermed værdier imellem 0 og 1.024 med dertil svarende højere opløsning af informationen.

Generel dækning

Opsætningen af satellitterne i polar bane medfører at hele kloden ikke kan overflyves. Således kan Landsat TM samt NOAA AVHRR, som begge har en inklination i forhold til ækvator på 98,1°, ikke nedtage billeder fra positioner over 81,9° bredde. Til gengæld ligger banerne med så stort overlap ved polerne at samme område kan måles under flere fortløbende baner. Landsat TM har cirka 85% overlap ved 81° bredde, mens den kun har cirka 14% overlap ved ækvator (Jensen 2000).

Et af problemerne med de ovennævnte parametre er, at en optimering af dem alle (mindre pixels, bredere *swath-width*, flere bånd og højere radiometrisk opløsning) vil modarbejde hinanden. Idet sensoren skal have et minimum af elektromagnetisk stråling for at registrere et signal, er der en naturlig begrænsning i opløsningen. Smalleres spektrale bånd vil således mindske den indkommende energi og kræve at den rumlige opløsning mindskes så der modtages energi fra et større areal. Modsat kan mængden af information også sættes op ved at anvende bredere bånd (f.eks. AVHRR bølgelængdebånd 2), og derved opnå mulighed for større rumlig opløsning. Bredden af båndene afhænger således af den tilgængelige energi, og fra figur 3.2. kan det ses hvordan mængden af energi fra solen falder i det infrarøde spektrum. I disse spektra kræves derfor bredere bånd for at opnå samme energimængde, som smalle bånd modtager i det synlige spektra.

En optimering af alle parametrene vil ydermere medføre en kraftig stigning i mængden af data, som skal hentes ned og behandles. Da computernes hastighed i dag stadig er en begrænsning, kræves derfor et kompromis mellem anvendelse af data og gennemførlighed af processering.

3.3. Satellitter til brug for vegetationskortlægning i Arktis

I det foregående er der nævnt flere forskellige satellitsensorer. Til vegetationskortlægning er der udelukkende anvendt Landsat TM idet denne sensor i øjeblikket er den bedste løsning til denne opgave (Jvf. diskussion nedenfor). I tabel 3.1. er der vist en oversigt over dels de nuværende satellitsensorer, som kan anvendes til vegetationskortlægning og dels nogle fremtidige, der vil kunne være af interesse for lignende projekter.

For vegetationskortlægning er satellitsensorer, som måler refleksion af kortbølget stråling (sollys), normalt foretrukket på grund af de tidligere omtalte karakteristiske refleksionsmønstre for vegetation i disse bølgelængder. Alle viste sensorer måler derfor i det kortbølgede spektra (0,4 Tm - 3 Tm), men enkelte også i det termale spektra (3 Tm - 15 Tm).

NOAA AVHRR

Under de nuværende sensorer adskiller NOAA AVHRR sig fra de andre ved en væsentligt lavere spatial opløsning. Derfor er denne satellit, om end prisbillig, ikke velegnet til kortlægning af vegetationstyper, som

Tabel 3.1. Oversigt over satellitsensorer, som er relevante for arktisk vegetationskortlægning

Sensor	Antal bånd	Spektral dækning ¹	Spatial opløsning	Swath width	Temporal opløsning	Radiom. opløsning	Pris/km ²	Periode ²
Landsat 5 TM	7	0,45 - 12,5 µm	30 - 120 m	186 km	16 dage	8 bit	1 kr.	1982-1984
Landsat 7 ETM+	7	0,45 - 12,5 µm	30 - 60 m	186 km	16 dage	8 bit	10 øre	1984-
SPOT	4	0,5 - 1,75 µm	20 m	60 km	26 dage	8 bit	5 kr.	1986-
NOAA AVHRR	6	0,58 - 12,5 µm	1,1 km	2.600 km	Dagligt	10 bit	0,008 øre	1978-
Ikonos	4	0,45 - 0,88 µm	4 m	11 km	< 3 dage	11 bit	250 kr.	1999-
SAC-C (MMRS)	5	0,48 - 1,7 µm	175 m	360 km	9 dage	8 bit	Ukendt	2000-2004
Terra (ASTER)	15	0,52 - 11,65 µm	15 - 90 m	60 km	16 dage	8-12 bits	Ukendt	1999-
ENVISAT (MERIS)	15	0,39 - 10,40 µm	300 m	1.150 km	35 dage	Ikke oplyst	Ukendt	2001-
OrbView-4	200	0,45 - 2,5 µm	8	5 km	3 dage	Ikke oplyst	Ukendt	2001-2006

¹ Det viste interval er ikke fuldt dækket men inddelt i bånd som angivet i kolonne 2.

² Nogle satellitter har bestået af flere satellitter. F.eks er det 4. generation af SPOT som leverer billeder i dag selv om flere af de gamle stadig fungerer.

det er ønsket for vegetationskortlægningen i denne afhandling. Derimod er NOAA AVHRR med sin høje temporale opløsning, særdeles velegnet til at modellere snesmeltning og vækstsæson og er valgt til den retrospektive analyse af sne- og vegetationsdækket i Vestgrønland.

Landsat og SPOT

Landsat 5 TM, -7 ETM+ og SPOT er mere velegnet til kortlægning af vegetationstyper. Både Landsat og SPOT har været opsendt i en længere periode, så data er tilgængelige tilbage til 1986. Endvidere har begge en spatial opløsning i de synlige og nærinfrarøde bånd på 20 - 30 m, hvilket giver mulighed for klassifikation af de arktiske vegetationstyper. Landsat 4 og -5 TM og -7 ETM+ har en fordel, dels i et ekstra bånd i det infrarøde spektra, og dels i en større dækning grundet en *swath-width* på 186 km, i modsætning til SPOT, som har en *swath-width* på 60 km. Prismæssigt er Landsat også at foretrække, specielt efter at Landsat 7 ETM+ er opsendt og prissat til cirka \$ 600 for en scene. Landsat 7 ETM+ var dog først klar til kommerciel udnyttelse i sommeren 1999, og det har derfor ikke været muligt at anvende den i dette projekt.

Ikonos

Ikonos er den første kommercielle satellit, som giver en spatial opløsning på 4 m i de synlige og nærinfrarøde spektre. Satellitten blev klar til kommerciel udnyttelse i foråret 2000 og kan med sin høje opløsning give uvurderlige oplysninger ved detailkortlægning af arktisk vegetation. Prisen på cirka 250 kr. pr. km² er dog normalt en hindring for anvendelse af disse data til kortlægning i større skala.

SAC-C

SAC-C er en argentinsk satellit, som forventes opsendt i november 2000. Sensoren (MMRS) har spektral dækning som ligner AVHRR og Landsat TM, men en spatial opløsning imellem disse. SAC-C vil derfor primært henvende sig til regionale studier samt overordnede betragtninger idet mere detaljerede analyser kræver en højere spatial opløsning.

ASTER og MERIS

De to sensorer ASTER og MERIS er første generation af en række kommende sensorer, som vil gå mod hyperspektral dækning. Dermed menes et højere antal spektrale kanaler og dermed mere detaljeret beskrivelse af spektralsignaturene for overfladetyperne, end det i dag er muligt at opnå med multispektrale sensorer. Priser på data for disse sensorer er endnu ikke kendt. Det større antal kanaler vil gøre det lettere at adskille vegetationstyper fra hinanden, men MERIS er med sin lavere spatiale opløsning mest velegnet til regional studier. Den temporale opløsning på 35 dage er dog så lav, at der ikke kan forventes at få mange skyfrie data fra de arktiske regioner.

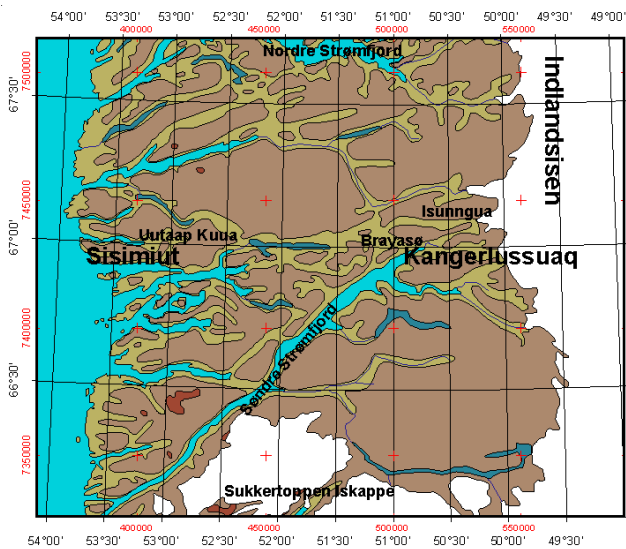
OrbView-4

OrbView-4 vil (hvis opsendelsestidspunktet holder) blive den første satellitbaserede hyperspektrale sensor og tilmed med en spatial opløsning som er bedre end Landsat og SPOT. Den temporale opløsning vil endvidere muliggøre relativt hyppige optagelser af områder i Arktis. Eftersom OrbView er en kommerciel satellit kan prisen forventes at blive relativt høj (i stil med Ikonos billederne).

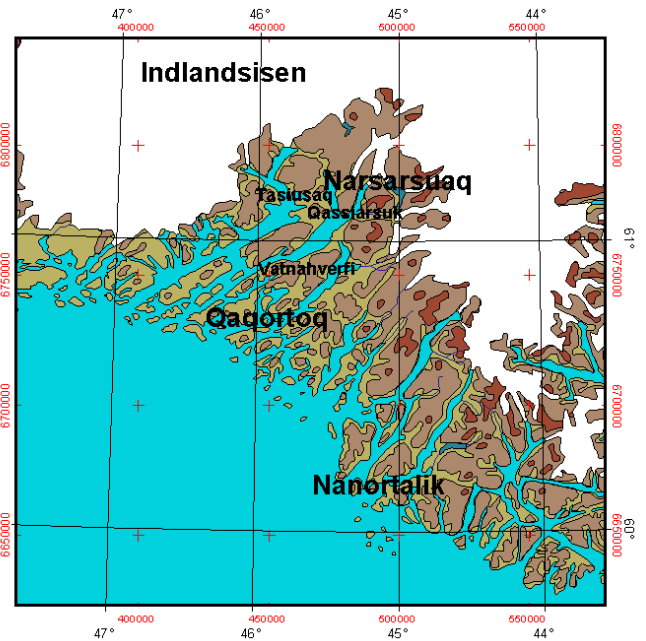
På baggrund af ovenstående vurderinger samt tilgængelige skyfrie data fra hovedområderne er det valgt at anvende Landsat 5 TM data til vegetationskortlægningen og NOAA AVHRR til den retrospektive analyse af sne- og vegetationsdækket. I Kapitel 3.2. og 4.2. vil henholdsvis Landsat 5 TM og NOAA AVHRR blive beskrevet nærmere.

Appendiks 4 Områder og navne

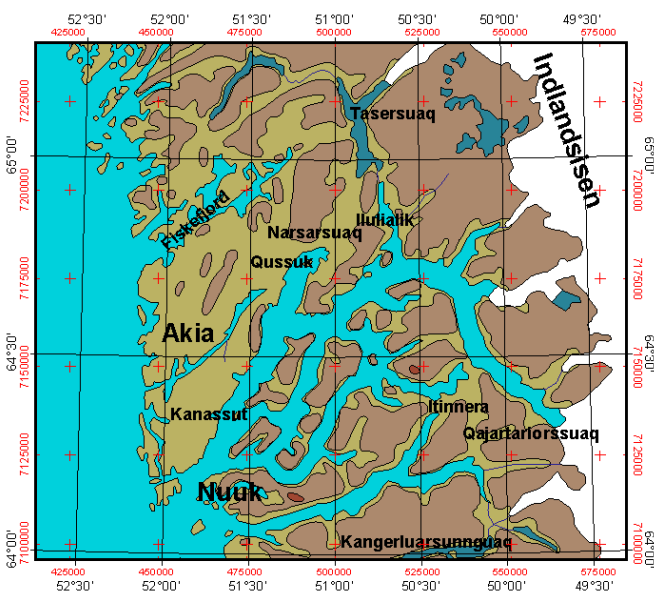
I dette bilag vises figurer med kort over de tre hovedområder med en placering af de vigtigste feltlokaliteter.



Figur 4.1. Kort med angivelse af vigtigste navne i det nordlige hovedområde ved Kangerlussuaq.



Figur 4.3. Kort over Sydgrønland med angivelse af vigtige stednavne.



Figur 4.2. Kort over det midterste hovedområde ved Nuuk med angivelse af vigtige stednavne

Appendiks 5 Klimadata

Følgende appendiks indeholder udvalgte klimadata fra 6 stationer på Grønlands Vestkyst. Stationerne er udvalgt, så de beskriver kyst og indlandsklimaet i de tre hovedområder. For nærmere diskussion om klimaet på Grønlands Vestkyst og i hovedområderne henvises til klimaafsnittet i rapporten.

Tabel 5.1. Udvalgte klimastationer på Grønlands vestkyst.

Lokalitet	Bredde/længde	Periode
Sisimiut ¹	66°55'N, 53°40'V	1961-1990
Kangerlussuaq ¹	67°00'N, 50°48'V	1974-1990
Nuuk ¹	64°10'N, 51°45'V	1961-1990
Kapisillit ²	64°20'N, 50°15'V	1939-1956
Qaqortoq ¹	60°43'N, 46°03'V	1961-1990
Narsarsuaq ¹	61°11'N, 45°25'V	1961-1990

¹Data fra Danmarks Meteorologiske Institut.

²Data fra Putnins 1970. Kun temperatur og nedbørsdata. Nedbørsdata er højst sandsynligt ikke nedbørskorrigeret.

5.1. Temperatur

Tabel 5.2. Månedlige middel månedstemperaturer i °C

Lokalitet	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Maj.	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dec.	År
Sisimiut	-12,8	-13,9	-14,0	-7,2	-0,3	3,6	6,3	6,1	3,3	-1,8	-5,9	-10,0	-3,8
Kangerlussuaq	-19,7	-21,0	-17,5	-8,4	2,3	8,4	10,7	8,5	3,1	-6,0	-12,0	-16,9	-5,6
Nuuk	-7,4	-7,8	-8,0	-3,9	0,6	3,9	6,5	6,1	3,5	-0,6	-3,6	-6,2	-1,4
Kapisillit	-9,6	-9,9	-7,1	-3,4	4,3	9,4	10,9	8,7	3,8	-1,7	-5,7	-7,6	-0,7
Qaqortoq	-5,5	-5,0	-4,4	-0,6	3,3	5,2	7,1	7,2	5,0	1,2	-1,9	-4,4	0,6
Narsarsuaq	-6,8	-6,1	-5,2	-0,2	5,2	8,4	10,2	9,3	5,5	0,4	-3,2	-6,1	1,0

Tabel 5.3. Månedlige middel minimumstemperaturer i °C.

Lokalitet	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Maj.	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dec.	År
Sisimiut	-16,2	-17,5	-17,6	-10,6	-3	1	3,6	3,5	1	-4,1	-8,6	-13,2	-6,7
Kangerlussuaq	-24,4	-25,6	-22,1	-12,9	-1,7	3,9	5,7	4	-0,5	-9,4	-16,3	-21,8	-10
Nuuk	-10,1	-10,6	-10,6	-6,1	-1,5	1,3	3,8	3,8	1,6	-2,5	-5,8	-8,7	-3,7
Kapisillit	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Qaqortoq	-9	-8,4	-7,9	-4	0	1,7	3,7	4,1	2,2	-1,4	-4,8	-7,7	-2,6
Narsarsuaq	-11,1	-10,2	-9	-3,9	1,7	4,9	6,8	5,9	2,4	-2,5	-6,8	-10,1	-2,6

Tabel 5.4. Månedlige middel maksimumstemperaturer i °C.

Lokalitet	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Maj	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dec.	År
Sisimiut	-8,9	-9,6	-9,6	-3	3,5	7,6	10,5	9,8	6,3	1	-2,9	-6,5	-0,1
Kangerlussuaq	-14,7	-15,5	-11,2	-2,5	7,9	14	16,5	14,2	7,9	-1,5	-7,5	-12,1	-0,3
Nuuk	-4,4	-4,5	-4,8	-0,8	3,5	7,7	10,6	9,9	6,3	1,7	-1	-3,3	1,8
Kapisillit	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Qaqortoq	-2	-1,3	-0,5	3,2	7,5	9,8	11,7	11,6	8,5	4,2	1,1	-1,2	4,4
Narsarsuaq	-2,4	-1,6	-0,5	4,2	9,6	13,1	14,9	13,9	9,7	4,3	0,8	-2	5,4

5.2. Nedbør

Tabel 5.5. Månedlig middelnedbør i mm.

Lokalitet	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Maj	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dec.	År
Sisimiut	19	18	24	29	19	29	44	51	51	38	39	22	383
Kangerlussuaq	6	4	4	7	7	13	22	28	18	13	12	6	140
Nuuk	39	47	50	46	55	62	82	89	88	70	74	54	756
Kapisillit	10	10	8	12	14	20	37	41	39	30	16	18	255
Qaqortoq	56	52	58	56	56	75	95	93	90	74	79	74	858
Narsarsuaq	37	33	38	40	38	52	63	71	67	54	60	62	615

5.3. Vindhastighed

Tabel 5.6. Månedlig middel vindhastighed i m/s.

Lokalitet	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Maj	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dec.	År
Sisimiut	2,9	2,8	2,6	2,6	2,7	2,8	2,5	2,6	2,8	2,7	3,5	3,4	2,8
Kangerlussuaq	3,3	3,0	2,7	2,9	3,7	4,1	4,0	3,8	3,2	3,2	3,5	3,6	3,4
Nuuk	6,8	6,9	6,9	6,4	5,2	4,9	5,0	5,1	5,4	5,6	6,6	7,0	6,0
Kapisillit	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Qaqortoq	5,4	5,5	4,6	3,7	3,4	2,9	2,4	2,6	3,1	3,4	4,4	5,0	3,8
Narsarsuaq	4,8	5,1	3,8	3,7	3,9	3,7	3,1	3,1	3,0	3,1	3,8	4,3	3,8

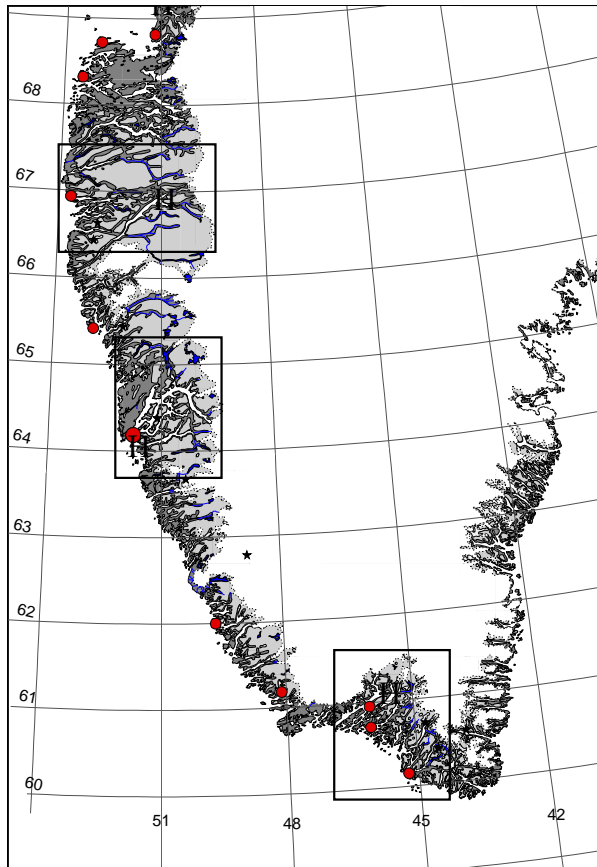
5.4. Skydække

Tabel 5.7. Månedligt middel skydække i %

Lokalitet	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Maj	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dec.	År
Sisimiut	59,1	57,6	55,6	58,6	65,9	67,7	68,7	68,6	69,9	66,9	66,7	62,5	64,0
Kangerlussuaq	54,8	46,8	53,1	55,8	59,5	58,3	58,7	60,7	63,3	61,1	60,4	55,2	57,4
Nuuk	70,7	69,6	67,6	67,1	75,1	72,6	75,1	74,2	70,9	63,9	64,5	66,2	69,8
Kapisillit	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Qaqortoq	62,9	59,3	57,9	61,5	69,0	73,1	74,7	71,6	67,2	59,7	61,1	61,5	65,0
Narsarsuaq	62,2	59,1	59,0	61,3	67,7	69,1	70,2	65,9	65,0	59,0	59,8	60,5	63,2

Appendiks 6 Anvendte billeder

På de følgende sider er alle Landsat og SPOT satellitbilleder som er anvendt i RenVeg projektet blevet beskrevet. Billederne koncentrerer sig omkring tre områder på Grønlands vestkyst; Kangerlussuaqområdet, Nuukområdet samt Sydgrønland. Områderne er vist på nedenstående figur 6.1.



Figur 6.1. Interesse områder for RenVeg projektet (se følgende sider for koordinatdefinition).

De viste billeder er ikke oprettede quick-looks for rådataene (TM4, 3, 2 i henholdsvis rød, grøn og blå) og viser derfor ikke alle detaljer af skyer og billedfejl.

6.1. Kangerlussuaqområdet

Kangerlussuaq er udvalgt for dets store betydning for dels rendyr og dels moskusokser. Området strækker sig fra Nordre Strømfjord i nord til Sukkertoppen Iskappe i syd og fra kysten ved Sisimiut helt ind til indlandsisen bag Kangerlussuaq.

Geografisk afgrænsning

Kangerlussuaqområdet tilsvare et område på 196 km * 138 km som ved en opløsning på 25 m * 25 m er 7.840 * 5.520 pixels.

Der er anvendt to Landsat TM scener til kortlægningen af dette område: et fra 22. juni 1995 og et fra 3. september 1996.

6.1.1. 22. juni 1995

Billedet fra 22. juni 1995 er et Landsat 5 Thematic Mapper billede (figur 6.2.) og er beskrevet med parametre og status.

Sensor

Landsat 5 TM

Overflyvning

22. juni 1995 kl. 14:00:53

Tabel 6.1. Geografisk afgrænsning af Kangerlussuaqområdet

	UTM zone 22†		Bredde / Længde†	
	Easting	Northing	Breddegrad	Længdegrad
Nordvestlige hjørne	374.000	7.493.000	67°31'32,9"N	53°57'16,5"V
Sydøstlige hjørne	570.000	7.355.000	66°18'25,1"N	49° 26'19,6"V

† Datum: WGS 84



Figur 6.2. Quick-look for Landsat 5 TM fra 22. juni 1995, path 8, row 13.

Path/Row

08/13

Interesseområde

Kangerlussuaq

Dækning af rådata

Øvre venstre hjørne: 68°00'N, 52°35'V
Nedre venstre hjørne: 66°31'N, 54°01'V
Øvre højre hjørne: 67°21'N, 48°21'V
Nedre højre hjørne: 65°55'N, 50°00'V

Teknisk kvalitet

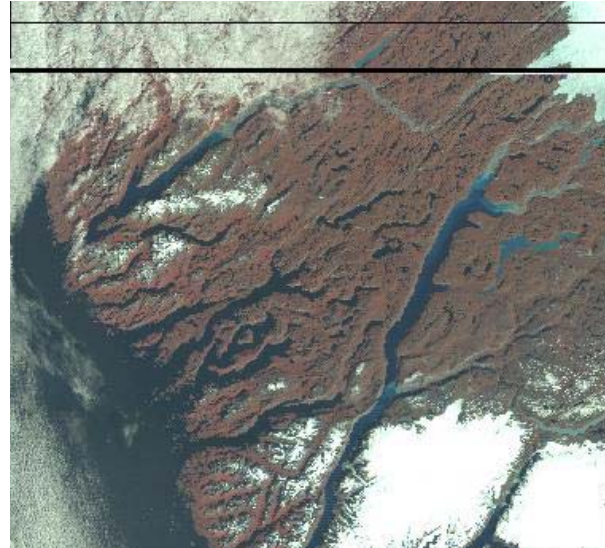
Billedet er af god teknisk kvalitet. Dog er der stadig den normale stribning (16 linie - stribning).

Billedmæssig kvalitet

Den sydvestlige del af billedet, syd for en linie mellem Søndre Strømfjord og Sisimiut, er dækket af skyer. Der er desuden enkelte skyer og cirrus i midten og i den nordlige del af billedet.

Status for processing

Destribet med FFT og atmosfærisk korrigeret i ATCOR. Oprettet til UTM zone 22 (WGS84) efter højdemodel baseret på data fra GEUS samt kystlinie fra KMS. Oprettningen er foretaget med *nearest neighbour* og 2. gradspolynomium. Billedet er resamplet til en pixelstørrelse, på 25 * 25 meter med 92



Figur 6.3. Quick-look for Landsat 5 TM fra 3. september 1996, path 9, row 13.

GCP'er og en middelusikkerhed på 0,85 pixel. Billedet er dermed klar til klassifikationsprocessen.

6.1.2. 3. september 1996

Billedet fra 3. september 1996 er et Landsat 5 Thematic Mapper billede (figur 6.3.) og er beskrevet med parametre og status nedenfor.

Sensor

Landsat 5 TM

Overflyvning

3. september 1996 kl. 14:18:16

Path/Frame

09/13

Interesseområde

Kangerlussuaq

Dækning af rådata

Øvre venstre hjørne: 67°56'N, 53°37'V
Nedre venstre hjørne: 66°27'N, 55°04'V
Øvre højre hjørne: 67°16'N, 49°25'V
Nedre højre hjørne: 65°50'N, 51°05'V

Teknisk kvalitet

Billedet har i den øverste del et line-dropout på 65 lines. Der er desuden pixels omkring som har tydeligt forkerte værdier. Billedet

indeholder den sædvanlige 16 liniestribning.

Billedmæssig kvalitet

I øverste nordøstlige kvadrant er der skyer fra Nordre Isortoq og nordover. Der ligger desuden en skykant over havet nogle kilometer fra kysten. De højeste fjelde samt områder omkring Sukkertoppen Iskappe er snedækket.

Status for processing

Atmosfærisk korrigeret i ATCOR. Oprettet til UTM zone 22 (WGS84) efter højdemodel baseret på data fra GEUS samt kystlinie fra KMS. Oprettningen er foretaget med *nearest neighbour*.

Billedet er resamplet til en pixelstørrelse på 25 * 25 meter med 45 GCP'er og en middelsikkerhed på 0,83 pixel. Billedet er dermed klar til klassifikationsprocessen.

6.2. Nuukområdet

Nuuk er udvalgt for dets betydning for dels vilde rensdyr på Akia og nord for Godthåbsfjorden og dels for den tidligere tamme rensdyrbestand i den østlige del af Godthåbsfjorden. Området strækker sig fra Fiskefjorden i nord til syd for Buksefjorden i syd og fra yderkysten af Akia helt ind til indlandsisen bag Kapisillit.

Geografisk afgrænsning

Nuukområdet tilsvare et område på 135 km * 181 km som ved en opløsning på 25 m * 25 m er 5.400 * 7.240 pixels.

Der er anvendt to Landsat TM scener til kortlægningen af dette område: et fra 20. juli 1993 og et fra 1. juli 1995.

Tabel 6.2. Geografisk afgrænsning af Nuukområdet.

	UTM zone 22 [†]		Bredde / Længde [†]	
	Easting	Northing	Breddegrad	Længdegrad
Nordvestlige hjørne	443.000	7.244.000	65°18'50,3"N	52°13'23,4"V
Sydøstlige hjørne	578.000	7.063.000	63°41'10,0"N	49°25'22,3"V

[†] Datum: WGS 84



Figur 6.4. Quick-look for Landsat 5 TM fra 20. juli 1993, path 6, row 15.

6.2.1. 20 juli 1993

Billedet fra 20. juli 1993 er et Landsat 5 Thematic Mapper billede og er beskrevet med parametre og status nedenfor.

Sensor

Landsat 5 TM

Overflyvning

20. juli 1993 kl. 14:06:04

Path/Frame

06/15

Interesseområde

Nuuk

Dækning af rådata

Øvre venstre hjørne: 65°14'N, 51°50'V
Nedre venstre hjørne: 63°45'N, 53°01'V
Øvre højre hjørne: 64°39'N, 47°59'V
Nedre højre hjørne: 63°11'N, 49°21'V

Teknisk kvalitet

Billedet er af god teknisk kvalitet. Dog er der stadig den normale stribning (16 linie-stribning).

Billedmæssig kvalitet

Billedet dækker godt. Kun den nordligste del af Nuuk området er ikke dækket. Der er ingen skyer på billedet og snedækket er minimalt.

Status for processing

Indhentet i ENVI og atmosfærisk korrigeret i ATCOR. Billedet er geometrisk oprettet til UTM zone 22 (WGS84) efter dels kystlinie fra KMS og dels højdedata fra Compukort. Der blev anvendt nearest neighbour og 2. grads polynomium som med 42 GCP'er resulterede i en usikkerhed på opretningen på +/-0,97 pixels. Billedet er resamplet til 25 * 25 m pixels og er dermed klar til klassifikationsprocessen.

6.2.2. 1. juli 1995

Billedet fra 1. juli 1995 er et Landsat 5 Thematic Mapper billede og er beskrevet med parametre og status nedenfor.

Sensor

Landsat 5 TM

Overflyvning

1. juli 1995 kl. 13:55:30



Figur 6.5. Quick-look for Landsat 5 TM fra 1. juli 1995, path 7, row 14

Path/Frame

07/14 (07/15)

Interesseområde

Nuuk

Dækning af rådata

Øvre venstre hjørne: 65°58'N, 52°50'V
Nedre venstre hjørne: 64°31'N, 54°03'V
Øvre højre hjørne: 65°24'N, 49°02'V
Nedre højre hjørne: 63°58'N, 50°25'V

Teknisk kvalitet

Billedet er af god teknisk kvalitet. Dog er der stadig den normale stribning (16 linie-stribning).

Billedmæssig kvalitet

Billedet er offset så det dækker det sydligste af 07/14 og det nordligste af 07/15. Quick-look'et ovenfor er 07/14. Hele den nordlige del af Nuuk området er dækket. Hele den sydlige og østlige (langs isen) mangler. Billedet er skyfrit med et minimalt snedække.

Status for processing

Indhentet i ENVI og destribet med først MNF, dernæst FFT af den mest betydende kanal for fjernelse af striber og endelig invers transformation af de 4 mest betydende bånd til et destribet billede. Dernæst atmosfærisk korrigeret i ATCOR og geometrisk oprettet til UTM zone 22 (WGS84) efter dels



Figur 6.6. Quick-look for Landsat 5 TM fra 17. juli 1993, path 1, row 17.

kystlinie fra KMS og dels højdedata fra Com-pukort. Der blev anvendt nearest neighbour og 2. grads polynomium. Billedet er resam-plet til 25 * 25 m pixels med 37 GCP'er og en middelusikkerhed på 1,19 pixel. Billedet er dermed klar til klassifikationsprocessen.

6.3. Sydgrønlandsområdet

Sydgrønland er udvalgt for dets betydning for fåreavl, som er udbredt i hele fjordområ- det i Sydgrønland. Området dækker stort set hele den isfrie del af Sydgrønland som ligger mellem de to sydligste istunger af ind- landsisen. Dette inkluderer blandt andet Na- nortalik, Qaqortoq og Narsarsuaq.

Sydgrønlandsområdet tilsvare et område på 128 km * 191 km som ved en opløsning på 25 m * 25 m er 5.120 * 7.640 pixels.

Der er anvendt tre Landsat TM scener til kortlægningen af dette område: to fra 17. juli 1993 og et fra 20. august 1997.

6.3.1. 17. juli 1993 Nord

Billedet fra 17. juli 1993 er et Landsat 5 Thematic Mapper billede og er beskrevet med parametre og status nedenfor.

Sensor

Landsat 5 TM

Overflyvning

17. juli 1993 kl. 13:35:45

Path/Frame

01/17

Interesseområde

Sydgrønland

Dækning af rådata

Øvre venstre hjørne: 62°28'N, 46°13'V
Nedre venstre hjørne: 60°58'N, 47°13'V
Øvre højre hjørne: 61°56'N, 42°41'V
Nedre højre hjørne: 60°28'N, 43°50'V

Teknisk kvalitet

Billedet er af god teknisk kvalitet. Dog er der stadig den normale stribning (16 linie - stribning).

Billedmæssig kvalitet

Billedet dækker godt og fremhæver tydeligt de vegetationsrige områder.

Status for processing

Billedet er slået sammen med 01/18 for sam- me dato så nederste halvdel af 01/17 og øverste halvdel af 01/18 tilsammen danner en fuldscene for området. Den nye fuldscene er destribet med MNF over de vegetations- dækkede områder og derefter atmosfærisk korrigeret. Det er oprettet til UTM zone 22 (WGS 84) med *nearest neighbour* og 2. gradspolynomium efter KMS's højdemodel for Sydgrønland med 55 GCP'er og en usik- kerhed på 0.95 pixels. Billedet er resamlet til 25*25 m og dermed klar til klassifikation.

6.3.2. 17. juli 1993 Syd

Billedet fra 17. juli 1993 er et Landsat 5 The- matic Mapper billede og er beskrevet med parametre og status nedenfor.

Sensor

Landsat 5 TM

Overflyvning

17. juli 1993 kl. 13:36:08

Tabel 6.3. Geografisk afgrænsning af Sydgrønlandsområdet.

	UTM zone 23†		Bredde / Længde†	
	Easting	Northing	Breddegrad	Længdegrad
Nordvestlige hjørne	416.000	6.824.000	61°32'25"N	46°34'48"V
Sydøstlige hjørne	544.000	6.633.000	59°49'56"N	44°12'54"V

† Datum: WGS 84



Figur 6.7. Quick-look for Landsat 5 TM fra 17. juli 1993, path 1, row 18.

Path/Frame

01/18

Interesseområde

Sydgrønland

Dækning af rådata

Øvre venstre hjørne: 61°05'N, 47°09'V
 Nedre venstre hjørne: 59°34'N, 48°05'V
 Øvre højre hjørne: 60°34'N, 43°46'V
 Nedre højre hjørne: 59°05'N, 44°50'V

Teknisk kvalitet

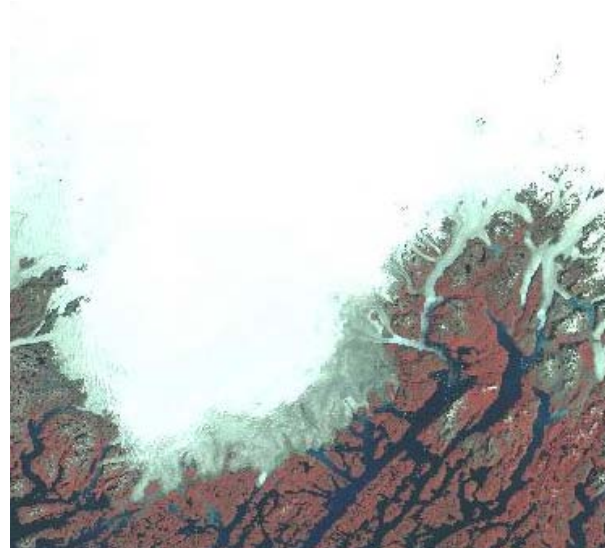
Billedet har en line drop out i den nordlige del. Ellers af god teknisk kvalitet. Dog er der stadig den normale stribning (16 linie-stribning).

Billedmæssig kvalitet

Billedet dækker godt den sydlige del af Sydgrønlandsområdet. Enkelte skyer langt ude over havet.

Status for processing

Billedet er slået sammen med 01/17 for samme dato, så nederste halvdel af 01/17 og øverste halvdel af 01/18 tilsammen danner en fuldscene for området. Den nye fuldscene er destribet med MNF over de vegetationsdækkede områder og derefter atmosfærisk korrigeret. Det er oprettet til UTM zone 22 (WGS 84) med *nearest neighbour* og 2.



Figur 6.8. Quick-look for Landsat 5 TM fra 17. juli 1993, path 2, row 17 (02/18)

gradspolynomium efter KMS's højdemodel for Sydgrønland med 56 GCP'er og en usikkerhed på 0.87 pixels. Billedet er resamplet til 25*25 m og dermed klar til klassifikation.

6.3.3. 20. august 1997

Billedet fra 20. august 1997 er et Landsat 5 Thematic Mapper billede og er beskrevet med parametre og status nedenfor.

Sensor

Landsat 5 TM

Overflyvning

20. august 1997 kl. 13:52:00

Path/Frame

02/17 (02/18)

Interesseområde

Sydgrønland

Dækning af rådata

Øvre venstre hjørne: 62°27'N, 47°38'V
 Nedre venstre hjørne: 60°57'N, 48°39'V
 Øvre højre hjørne: 61°55'N, 44°06'V
 Nedre højre hjørne: 60°26'N, 45°16'V

Teknisk kvalitet

Billedet er af god teknisk kvalitet. Dog er der stadig den normale stribning (16 linie-stribning).

Billedmæssig kvalitet

Billedet er offset i den øverste tredjedel af 02/17 så øverste tredjedel af 02/18 er med. Quick-look'et ovenfor er kun 02/17. Billedet dækker det meste af Sydgrønlandsområdet undtagen den sydøstlige del. Det er stort set skyfrit (enkelte skyer på Narsaq halvøen).

Status for processing

Billedet er destribet med MNF, atmosfærisk korrigeret i ATCOR og oprettet geometrisk efter KMS-data fra Sydgrønland med *nearest neighbour* og 2. gradspolynomium. Usikkerheden af opretningen er på baggrund af 50 GCP'er på +/- 0,97 pixels. Billedet er resamplet til 25 * 25 m og dermed klar til klassificering.

Appendiks 7

Overfladetyper

I det følgende nævnes kort de forskellige vegetationstyper som er kortlagt. For hver type er de tilhørende ITEX-analyser listet (GNåå-xx) og der henvises til Lund (in prep.) for en nærmere beskrivelse af analysen.

7.1. Flader dækket af vegetation

Dværgbuskhede

Den mest forekommende vegetationstype i de kortlagte områder i Vestgrønland er dværgbuskheden, som med sin store variation er en meget alsidig vegetationstype (figur 7.1.). Den er domineret af en eller flere af følgende planter: *Betula nana*, *Vaccinium uliginosum*, *Empetrum nigrum*, *Ledum palustre*, *Ledum groenlandicum*, *Rhododendron lapponicum* og indeholder til tider *Salix glauca*.

De analyserede felter med dværgbuskhede inkluderer:

Empetrum nigrum-hede
(GN98-17) (GN98-20)

Empetrum nigrum-hede
m. *Salix glauca*, fugtig, tuet (GN97-03)

Empetrum nigrum-hede
m. *Vaccinium uliginosum*, fugtig, tuet
(GN97-11)

Vaccinium uliginosum-hede
åben (GN98-04)

Vaccinium uliginosum-*Empetrum nigrum*-
hede
(GN98-19)

Betula nana-hede
(GN97-05) (GN98-42) (GN98-44)
(GN98-45)

Betula nana-hede
m. *Ledum groenlandicum*, tør, tuet
(GN97-13)

Betula nana-hede
åben, tør (GN97-19)

Betula glandulosa-hede
(GN98-06)

Blandet dværgbuskhede
(GN98-46)

Blandet dværgbuskhede
fugtig, tuet (GN97-18) (GN97-24)

Blandet dværgbuskhede
fugtig, tuet, mosrig (GN98-39)

Blandet dværgbuskhede
fugtig, frodig, tuet (GN97-09)

Ledum palustre-*Betula nana*-hede
(GN98-31)

Salix glauca-*Betula nana* hede
åben, tør (GN97-16)

Blandet dværgbuskhede
m. store tuer (frostboils)(GN97-26)
(GN97-27)



Figur 7.1. Dværgbuskhede nord for Godthåbsfjorden. I forgrunden primært med *Betula nana* (Foto: M.P. Tamstorf).

Lavholdig dværgbuskhede

En undertype af dværgbuskhede, som har fået sin egen gruppe er den lavholdige dværgbuskhede (figur 7.2.). Dels er denne type relevant for rensdyrene (Skogland, 1984) og dels er lavdækkets spektralsignatur forskellig fra dværgbuskhedernes. De primære lavtyper er *Cladonia sp.* og *Cetraria sp.* Dværgbuskheder med et lavdække, som ikke botanisk vil placere den i gruppen med Lavholdig Dværgbuskhede, er på grund af deres

relevans for rensdyrene og den spektrale forskel fra ren dværgbuskhede lagt ind i gruppen med lavholdige dværgbuskheder.

Snelejetypen, som primært består af dværgbusken *Salix herbacea* og lichendække, har en relativ lille spatial udbredelse og er derfor lagt ind under typen, lavholdig dværgbuskhede. Spektralt er dette analysefelt ligeledes ikke signifikant forskelligt fra dem med de lavholdige dværgbuskheder.

De forskellige analyser indeholder:

Lavrig dværgbuskhede

m. *Empetrum nigrum* (GN97-10)

Lavrig dværgbuskhede

m. *Betula nana* (GN97-28)

Lavrig dværgbuskhede

m. blandet dværgbuske (GN97-12)
(GN97-23)

Lavrig dværgbuskhede

m. *Carex bigelowii* (GN97-22)



Figur 7.2. ITEX-analyser i lavholdig dværgbuskhede ved Kanasut på Nordlandet i Nuukområdet (Foto: K.G. Motzfeldt).



Figur 7.3. *Salix glauca* krat i indre Godthåbsfjord (Foto: M.P. Tamstorf).

Blandet dværgbuskhede

lavrig (GN97-29) (GN97-30) (GN97-31)

Betula nana-hede

lavrig (GN98-49)

Salix herbacea sneleje

lavrig (GN98-50)

Krat

Krat dækker over alle højere vegetationstyper. Disse inkluderer, som det er vist nedenfor, både det meget udbredte *Salix glauca*-krat samt de mægtige *Betula pubescens*-krat-skove i Sydgrønland. Blandt andet mægtigheden af alle krattene gør, at de står spektral ud fra de andre (figur 7.3.).

De analyserede felter med krat inkluderer:

Salix glauca-krat

m. *Betula nana*, tør (GN97-14) (GN98-32)

Salix glauca-krat

m. dværgbuske (GN98-16)

Salix glauca-krat

m. *Ledum groenlandicum*, fugtig
(GN97-25)

Salix glauca-krat

m. *Festuca rubra* (GN98-02) (GN98-34)

Salix glauca-krat

m. *Anthoxanthum odoratum*, fugtig
(GN98-11)

Salix glauca-krat

m. *Thymus praecox*, tør (GN98-13)

Betula pubescens-krat

(GN98-08) (GN98-14)



Figur 7.4. Græsland fra Isunngua i indlandet ved Kangerlussuaq. Personen i højre hjørne holder et spektroradiometer, hvor kameraet er fastspændt på (Foto: M.P. Tamstorf).

Græsland

Græsland forekommer primært i indlandet i Kangerlussuaq, men findes også i de andre områder (figur 7.4.). Variationen er stor imellem hovedområderne specielt for græsland i Sydgrønland og ved Kangerlussuaq. Typen dækker over såvel fugtige områder med dominans af *Eriophorum angustifolium* til tørrere områder, hvor *Agrostis mertensii* dominerer.

Typen dækker over analyserne af:

Agrostis mertensii-Festuca rubra-græsland
(GN98-01)

Agrostis mertensii-Juncus trifidus-græsland
(GN98-07)

Anthoxanthum odoratum-græsland
(GN98-03)

Poa pratensis-græsland
tør, nedgræsset (GN98-40)

Eriophorum scheuchzeri-Deschampsia pumila-græsland
fugtig, nedgræsset (GN98-35)

Blandet græsland
fugtig, ikke græsset (GN98-36)



Figur 7.5. ITEX-analyser i kærområdet i Nuukområdet (Foto: K.G. Motzfeldt)

Kobresia myosuroides-græsland
(GN98-09) (GN98-10) (GN98-12)

Kær

Kær forekommer typisk omkring søer og generelt i områder med konstant vandforsyning enten som stillestående ved søer eller ved fugtige områder, hvor vandet løber hele sommeren (figur 7.5.). Kærvegetationen er også en vigtig fødekilde for rensdyr, specielt hvor lav ikke er til rådighed (Skogland 1984).

Analyserne af kær er listet nedenfor.

Eriophorum angustifolium-moskær
(GN97-02)

Eriophorum angustifolium-Carex rariflora-kær
tuet (GN97-06) (GN98-15)

Carex rariflora-moskær
(GN97-08) (GN98-5) (GN98-38)
(GN98-47)

Carex rariflora-Carex bigelowii moskær
tuet (GN98-48)

Carex saxatilis-Carex rariflora-kær
(GN98-18) (GN98-33)

Steppe

De analyserede felter af steppe er fundet på sydvendte skråninger i indlandet, hvor nedbøren er begrænset og sommertemperaturerne relativt høje (figur 7.6.).

De fire analysefelter dækker over:

Agrostis mertensii-Carex scirpoidea-steppe
blokrig, tør (GN97-04)



Figur 7.6. Steppe på sydvendt skråning ved Kangerluarsunnguaq. Røde pæle angiver placeringen af vegetationsanalyserne (Foto: K.G. Motzfeldt).

Carex supina-steppe

sten/blokrig (GN97-15) (GN98-30)

Kobresia myosuroides-steppe

(GN98-37)

Opdyrket/Kraftig vegetation

I Sydgrønland forekommer en del opdyrkede jorde i forbindelse med fåreholderstederne, hvor der gødes og primært dyrkes græs (figur 7.7.). I ugerne op til høsten, fremstår disse områder som meget frodige på satellitbillederne. Også tidligere nordboruiner har lignende områder i nærheden da de tidligere opdyrkede og gødede arealer stadig fremstår frodigt og derfor tildeles samme klasse. Endvidere vil områder med meget kraftig vegetation slå ud i denne klasse. På disse områder er der ikke foretaget vegetationsanalyser, men istedet er der målt spektralsignaturer og lavet en generel beskrivelse af vegetationen.

Fjeldmark/Afblæsningsflade

I alle kortlagte områder forekommer denne type, som typisk findes i højereliggende og vejrudsatte områder (figur 7.8.).

I Sydgrønland er den dog ikke analyseret. Vegetationsdækket er meget sparsomt, men nok til at det kan isoleres spektralt. Mosser og laver er en vigtig del af disse typer.

De analyserede felter er beskrevet ved:

Afblæsningsflade

(GN97-01)



Figur 7.7. Opdyrket vegetation (græsmark) ved fåreholdersted i Qassarsuk (Foto: M.P. Tamstorf)

Fjeldmark

m. spredte dværgbuske, sten/blokrig (GN97-20)

Afblæsningsflade

(GN98-41)

Bar jord/Klippe

Denne type dækker over overflader med ingen eller meget sparsom vegetation (figur 7.9.). Specielt klippeområder med dække af mikrolaver vil blive klassificeret i denne gruppe, i modsætning til i gruppen Fjeldmark/Afblæsningsflader, på grund af dens ringe biomasse. Generelt er det højtliggende og meget vindudsatte områder, som er tildelt denne klasse. Der er ikke foretaget nogen analyser på denne type.

7.2. Vegetationsløse overflader

Snedække

Snedækkede områder inkluderer både gletschere, firn samt sne fra samme år, som endnu ikke er smeltet. På grund af det lille udvalg af anvendelige satellitbilleder har det været svært at dække alle områder, som normalt smelter fri.

Vand

Vand inkluderer alle elve, søer og hav, som ikke har stort tilløb af smeltevand fra gletschere.

Siltet vand



Figur 7.8. ITEX-analyser på afblæsningsflade ved Itinnera i Nuukområdet (Foto: M.P. Tamstorf).



Figur 7.9. Klippeoverflade nord for Godthåbsfjorden (Foto: M.P. Tamstorf)

Siltet vand forekommer, hvor afløb fra gletschere medfører et højt siltindhold og transport af dette.

Skygger

I alle områder med relief vil en lav solhøjde medføre skygger på et satellitbillede. Disse nordvendte skrånninger er svære at klassificere idet meget lidt information (sollys) reflekteres fra disse områder. De er derfor klassificeret som skyggeområder.

Skyer

I lighed med de snedækkede områder har det grundet det lille udvalg af anvendelige satellitbilleder ikke været muligt at opnå skyfri dækning fra alle områder. Specielt Kangerlussuaqområdet har skydækning i det nordvestlige hjørne på alle de anvendte billeder.

Appendiks 8 Træningsområder

På de følgende sider vises resultaterne af test mellem træningsarealernes spektrale sammensætning fra henholdsvis satellitsensoren og spektroradiometret.

8.1. Kangerlussuaqområdet

Table 8.1. Refleksionsdata for træningsområder i Kangerlussuaq hovedområdet. Henholdsvis Landsat TM- og Cropscan MSR- værdier.

Kangerlussuaq		TM-signaturer					MSR-signaturer				
		TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5
Dværgbusk- hede	Min.	1	4	3	16	16	2	3	2	13	9
	Max.	9	12	13	39	48	4	6	6	35	21
	Mean	4.33	7.40	7.79	30.53	33.77	2.35	3.98	4.09	22.54	15.42
	Var.	5.12	7.13	10.89	46.88	88.89	0.31	0.47	1.16	21.66	9.23
	Std. Dev.	2.26	2.67	3.30	6.85	9.43	0.55	0.69	1.08	4.65	3.04
	n	77	77	77	77	77	143	143	143	143	143
Fjeldmark	Min.	5	10	13	20	44	10	12	14	16	28
	Max.	14	18	24	30	53	12	14	16	18	32
	Mean	7.56	12.16	15.54	23.28	46.33	11.52	12.94	15.23	17.24	30.45
	Var.	3.90	2.80	4.48	7.28	3.46	0.32	0.54	0.85	0.28	1.16
	Std. Dev.	1.98	1.67	2.12	2.70	1.86	0.57	0.73	0.92	0.53	1.08
	n	45	45	45	45	45	24	24	24	24	24
Græsland	Min.	4	8	8	35	41	1	3	3	20	21
	Max.	8	12	15	51	55	6	7	9	34	35
	Mean	5.23	9.13	10.97	42.43	46.20	3.17	4.96	5.79	25.18	26.18
	Var.	1.26	1.35	4.32	31.23	19.39	1.70	2.32	3.32	19.31	16.89
	Std. Dev.	1.12	1.16	2.08	5.59	4.40	1.30	1.52	1.82	4.39	4.11
	n	15	15	15	15	15	72	72	72	72	72
Kær	Min.	2	5	5	18	24	1	3	3	13	7
	Max.	8	10	13	34	40	4	7	8	31	24
	Mean	3.73	6.14	7.50	24.23	29.23	2.58	4.36	4.52	21.59	14.54
	Var.	4.34	2.87	7.32	24.97	28.70	0.74	1.57	1.98	22.95	22.05
	Std. Dev.	2.08	1.69	2.71	5.00	5.36	0.86	1.25	1.41	4.79	4.70
	n	11	11	11	11	11	96	96	96	96	96
Krat	Min.	1	5	3	32	21	2	3	2	16	9
	Max.	6	10	12	47	41	3	5	4	23	17
	Mean	3.12	6.91	6.16	41.50	30.50	2.27	3.95	3.01	20.36	12.02
	Var.	2.15	2.93	9.14	11.59	50.99	0.20	0.41	0.40	4.73	7.01
	Std. Dev.	1.47	1.71	3.02	3.40	7.14	0.45	0.64	0.63	2.18	2.65
	n	34	34	34	34	34	48	48	48	48	48
Lauholdig dværgbuskhede	Min.	10	13	15	29	50	4	5	6	19	22
	Max.	12	15	18	33	56	8	9	11	24	29
	Mean	10.63	13.71	16.21	30.75	52.79	5.79	7.22	8.53	22.15	24.83
	Var.	0.30	0.52	0.44	1.94	4.14	1.88	1.54	3.24	1.79	5.36
	Std. Dev.	0.55	0.72	0.66	1.39	2.04	1.37	1.24	1.80	1.34	2.32
	n	12	12	12	12	12	48	48	48	48	48
Steppe	Min.	8	11	15	32	53	5	7	8	19	25
	Max.	14	21	27	41	66	9	11	13	25	33
	Mean	11.05	16.13	19.83	37.05	58.43	7.21	9.17	10.82	20.97	29.42
	Var.	2.52	6.25	10.18	5.97	20.26	3.91	2.68	3.98	2.35	5.74
	Std. Dev.	1.59	2.50	3.19	2.44	4.50	1.98	1.64	2.00	1.53	2.40
	n	20	20	20	20	20	48	48	48	48	48

Største SD

Tabel 8.2. Resultat af F- og t-test for sammenligningen af satellitdata og spektralsignaturer for træningsområderne i Kangerlussuaq hovedområde

	F-test (0.05-niveau)					t-test (0.05-niveau)						
	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5		
Dværgrbushede	F-værdi	16.765	15.180	9.418	2.164	9.634	t-værdi	7.54	11.04	9.57	9.16	16.63
	f ₁	77	77	77	77	77	c-værdi	1.99	1.99	1.989	1.983	1.989
	f ₂	143	143	143	143	143	Frihedsgrad ¹	81	81	85	115	85
	c-værdi	1.38	1.38	1.38	1.38	1.38	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja						
Fjeldmark	F-værdi	12.095	5.198	5.288	26.065	2.972	t-værdi	-12.53	-2.68	0.86	14.50	44.88
	f ₁	45	45	45	45	45	c-værdi	2.004	1.997	1.997	2.009	1.997
	f ₂	24	24	24	24	24	Frihedsgrad ¹	56	65	65	50	66
	c-værdi	1.875	1.875	1.875	1.875	1.875	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja						
Græsland	F-værdi	1.345	1.718	1.299	1.617	1.148	t-værdi	6.28	11.95	8.96	11.26	16.20
	f ₁	72	72	15	15	15	c-værdi	1.986	1.986	1.986	1.986	1.986
	f ₂	15	15	72	72	72	Frihedsgrad ¹	85	85	85	85	85
	c-værdi	2.14	2.14	1.805	1.805	1.81	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej						
Kær	F-værdi	5.898	0.546	3.702	1.088	1.302	t-værdi	1.82	3.37	3.60	1.67	8.72
	f ₁	11	11	11	11	11	c-værdi	2.228	1.984	2.201	1.984	1.984
	f ₂	96	96	96	96	96	Frihedsgrad ¹	10	105	11	105	105
	c-værdi	1.895	1.895	1.895	1.895	1.9	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂	Ja	Nej	Ja	Nej	Nej						
Krat	F-værdi	10.484	7.094	23.061	2.449	7.274	t-værdi	3.26	9.60	5.98	31.89	14.41
	f ₁	34	34	34	34	34	c-værdi	2.026	2.021	2.03	2.008	2.023
	f ₂	48	48	48	48	48	Frihedsgrad ¹	37	40	35	52	39
	c-værdi	1.676	1.676	1.676	1.676	1.68	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja						
Lavholdig dværgrbushede	F-værdi	6.332	2.967	7.449	1.084	1.294	t-værdi	19.12	23.64	23.81	19.28	41.36
	f ₁	48	48	48	12	48	c-værdi	2.013	2.042	2.009	2.002	2.002
	f ₂	12	12	12	48	12	Frihedsgrad ¹	46	30	50	58	58
	c-værdi	2.405	2.405	2.405	1.96	2.41	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂	Ja	Ja	Ja	Nej	Nej						
Steppe	F-værdi	0.645	2.332	0.391	0.393	0.283	t-værdi	8.44	11.47	11.71	27.27	27.25
	f ₁	48	20	20	20	20	c-værdi	1.996	2.056	1.996	1.996	1.996
	f ₂	20	48	48	48	48	Frihedsgrad ¹	66	26	66	66	66
	c-værdi	1.97	1.79	1.79	1.79	1.79	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej						

■ : Spredningen for de to metoder er **IKKE** ens
■ : Spredningen for de to metoder **ER** ens
■ : Middelværdien for de to metoder er **IKKE** ens
■ : Middelværdien for de to metoder **ER** ens

¹ Hvor spredningen ikke er ens, er frihedsværdien for t-test beregnet efter Welsh i Zar (1999)

8.2. Nuukområdet

Table 8.3. Refleksionsdata for træningsområder i Nuuk hovedområdet. Henholdsvis Landsat TM- og Cropscan MSR-værdier

Nuuk		TM-signaturer					MSR-signaturer					
		TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	
Dværgbusk- hede	Min.	1	3	3	23	15		2	3	3	12	9
	Max.	7	8	10	44	31		8	11	11	35	29
	Mean	2.85	5.21	5.79	28.03	23.94		3.23	5.16	5.25	20.49	18.19
	Var.	0.71	1.02	1.50	10.45	17.41		2.08	2.51	3.45	20.04	20.20
	Std. Dev.	0.85	1.01	1.22	3.23	4.17		1.44	1.58	1.86	4.48	4.49
	n	242	242	242	242	242		263	263	263	263	263
Fjeldmark	Min.	0	1	2	4	5		4	3	7	11	21
	Max.	13	15	18	29	46		7	8	9	15	23
	Mean	6.78	8.84	10.53	18.77	33.48		5.71	4.67	8.37	12.86	21.90
	Var.	7.29	9.65	13.53	37.77	116.89		0.67	3.27	0.62	1.75	0.63
	Std. Dev.	2.70	3.11	3.68	6.15	10.81		0.82	1.81	0.79	1.32	0.79
	n	266	266	266	266	266		49	49	49	49	49
Kær	Min.	1	2	4	8	5		2	1	4	15	12
	Max.	7	9	11	31	32		4	7	9	29	29
	Mean	2.94	5.00	5.87	21.17	20.79		3.24	4.91	6.38	21.31	19.50
	Var.	1.59	1.93	2.13	52.34	55.19		0.38	1.68	2.26	20.37	24.22
	Std. Dev.	1.26	1.39	1.46	7.24	7.43		0.62	1.30	1.50	4.51	4.92
	n	42	42	42	42	42		67	67	67	67	67
Krat	Min.	2	4	4	24	24		2	4	2	19	13
	Max.	6	9	9	56	37		3	5	4	34	17
	Mean	3.18	5.79	5.35	44.44	27.75		2.54	4.62	3.56	26.02	15.73
	Var.	0.53	0.86	1.39	22.19	6.06		0.17	0.27	0.38	19.89	1.58
	Std. Dev.	0.73	0.93	1.18	4.71	2.46		0.42	0.52	0.62	4.46	1.26
	n	196	196	196	196	196		48	48	48	48	48
Lavholdig dværgbusk- hede	Min.	3	5	6	24	24		3	6	5	18	14
	Max.	8	11	13	37	38		14	17	20	34	30
	Mean	4.70	6.84	8.32	28.13	28.68		7.44	9.94	11.05	23.47	21.76
	Var.	2.49	4.22	6.05	15.05	13.51		6.31	8.27	10.53	12.67	14.03
	Std. Dev.	1.58	2.05	2.46	3.88	3.68		2.51	2.88	3.24	3.56	3.75
	n	45	45	45	45	45		192	192	192	192	192
Steppe	Min.	8	10	11	25	35		3	6	6	14	13
	Max.	11	13	14	31	42		7	9	11	29	27
	Mean	8.77	11.23	12.60	28.23	38.00		5.89	7.86	9.44	18.70	23.80
	Var.	0.90	1.66	1.67	4.00	7.67		0.89	0.72	2.21	17.95	18.33
	Std. Dev.	0.95	1.29	1.29	2.00	2.77		0.94	0.85	1.49	4.24	4.28
	n	15	15	15	15	15		48	48	48	48	48

: Største SD

Tabel 8.4. Resultat af F- og t-test for sammenligningen af satellitdata og spektralsignaturer for træningsområderne i Nuuk hovedområde

	F-test (0.05-niveau)					t-test (0.05-niveau)						
	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5		
Dværgrbusk-hede	F-værdi	2.911	2.457	2.303	1.919	1.161	t-værdi	-3.63	0.45	3.84	21.81	14.90
	f ₁	263	263	263	263	263	c-værdi	1.97	1.97	1.97	1.96	1.97
	f ₂	242	242	242	242	242	Frihedsgrad ¹	429	449	457	477	503
	c-værdi	1.174	1.174	1.174	1.174	1.174	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej						
Fjeldmark	F-værdi	10.869	2.955	21.821	21.594	186.089	t-værdi	5.29	13.00	8.58	14.03	17.22
	f ₁	266	266	266	266	266	c-værdi	1.97	1.98	1.97	1.97	1.97
	f ₂	49	49	49	49	49	Frihedsgrad ¹	251	109	308	308	279
	c-værdi	1.445	1.445	1.445	1.445	1.445	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja						
Kær	F-værdi	4.130	1.148	1.062	2.569	2.279	t-værdi	-1.42	0.33	-1.74	-0.11	0.99
	f ₁	42	42	67	42	42	c-værdi	2	1.99	1.99	2	2
	f ₂	67	67	42	67	67	Frihedsgrad ¹	54	107	107	61	64
	c-værdi	1.672	1.672	1.671	1.672	1.672	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
	Forkastes SD ₁ =SD ₂ ?	Ja	Nej	Nej	Ja	Ja						
Krat	F-værdi	3.063	3.135	3.665	1.115	3.843	t-værdi	8.01	11.68	14.58	25.36	47.58
	f ₁	196	196	196	196	196	c-værdi	1.98	1.98	1.98	1.97	1.98
	f ₂	48	48	48	48	48	Frihedsgrad ¹	127	129	142	242	146
	c-værdi	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Nej	Ja						
Lavholdig dværgrbuskhede	F-værdi	2.530	1.961	1.741	1.187	1.038	t-værdi	-9.22	-8.38	-6.27	7.37	11.33
	f ₁	192	192	192	45	192	c-værdi	1.98	1.99	1.99	1.97	1.97
	f ₂	45	45	45	192	45	Frihedsgrad ¹	103	89	84	235	235
	c-værdi	1.47	1.47	1.47	1.44	1.47	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Nej	Nej						
Steppe	F-værdi	1.005	2.304	1.320	4.493	2.390	t-værdi	10.28	9.50	7.97	11.91	15.03
	f ₁	15	15	48	48	48	c-værdi	2	2.1	2	2.01	2.03
	f ₂	48	48	15	15	15	Frihedsgrad ¹	61	18	61	51	37
	c-værdi	1.88	1.88	2.184	2.184	2.184	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂ ?	Nej	Ja	Nej	Ja	Ja						

■ : Spredningen for de to metoder er **IKKE** ens
■ : Spredningen for de to metoder **ER** ens
■ : Middelværdien for de to metoder er **IKKE** ens
■ : Middelværdien for de to metoder **ER** ens

¹ Hvor spredningen ikke er ens, er frihedsværdien for t-test beregnet efter Welch i Zar (1999)

8.3. Sydgrønlandsområdet

Tabel 8.5. Refleksionsdata for træningsområder i Sydgrønland hovedområde. Henholdsvis Landsat TM- og Cropscan MSR- værdier

Sydgrønland		TM-signaturer					MSR-signaturer					
		TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	
Dværgbusk- hede	Min.	3	4	5	20	13		2	3	3	18	11
	Max.	7	9	11	43	31		6	13	8	40	25
	Mean	4.28	6.46	7.12	32.05	22.37		3.28	7.71	5.29	28.41	16.62
	Var.	0.89	1.81	2.94	29.85	20.17		0.95	7.35	2.30	39.86	9.46
	Std. Dev. n	0.94 116	1.35 116	1.71 116	5.46 116	4.49 116		0.97 119	2.71 119	1.52 119	6.31 119	3.08 119
Græsland	Min.	4	6	7	21	21		3	5	4	19	13
	Max.	8	13	18	44	34		8	36	12	34	267
	Mean	6.15	8.98	11.85	30.88	28.80		5.00	14.95	8.34	26.68	40.23
	Var.	1.50	5.46	14.14	29.06	15.01		2.13	121.14	4.81	18.53	2420.35
	Std. Dev. n	1.23 30	2.34 30	3.76 30	5.39 30	3.87 30		1.46 168	11.01 168	2.19 168	4.31 168	49.20 168
Kær	Min.	2	3	3	5	2		2	4	3	24	12
	Max.	4	6	6	37	14		7	29	8	36	23
	Mean	2.70	4.50	4.55	18.40	8.60		4.00	13.18	5.26	28.75	16.62
	Var.	0.41	0.80	1.07	97.84	16.99		1.60	62.12	1.36	12.14	8.02
	Std. Dev. n	0.64 10	0.89 10	1.04 10	9.89 10	4.12 10		1.26 144	7.88 144	1.17 144	3.48 144	2.83 144
Krat	Min.	2	2	2	8	3		2	4	3	23	10
	Max.	5	6	6	25	17		5	31	8	43	33
	Mean	3.25	4.17	4.17	17.27	10.71		3.24	14.70	5.53	32.57	21.34
	Var.	0.94	1.89	2.31	28.77	23.42		1.10	114.52	3.28	54.45	59.79
	Std. Dev. n	0.97 24	1.37 24	1.52 24	5.36 24	4.84 24		1.05 72	10.70 72	1.81 72	7.38 72	7.73 72

: Største SD

Tabel 8.6. Resultat af F- og t-test for sammenligningen af satellitdata og spektralsignaturer for træningsområderne i Sydgrønland hovedområde

	F-test (0.05-niveau)					t-test (0.05-niveau)						
	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5		
Dværgbusk- hede	F-værdi	1.068	4.062	1.276	1.335	2.133	t-værdi	7.98	-4.49	8.68	4.73	11.41
	f ₁	119	119	116	119	116	c-værdi	1.972	1.975	1.972	1.972	1.97
	f ₂	116	116	119	116	119	Frihedsgrad ¹	233	174	233	233	203
	c-værdi	1.38	1.375	1.38	1.38	1.375	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂ ?	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja						
Græsland	F-værdi	1.416	22.200	2.942	1.568	161.272	t-værdi	4.61	-6.28	4.96	4.04	-2.96
	f ₁	168	168	30	30	168	c-værdi	1.972	1.973	2.035	2.028	1.98
	f ₂	30	30	168	168	30	Frihedsgrad ¹	196	192	33	36	178
	c-værdi	1.66	1.66	1.53	1.53	1.66	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂ ?	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja						
Kær	F-værdi	3.906	77.724	1.268	8.058	2.118	t-værdi	-5.70	-12.13	-2.09	-3.30	-6.05
	f ₁	144	144	144	10	10	c-værdi	2.145	1.981	1.978	2.262	2.23
	f ₂	10	10	10	144	144	Frihedsgrad ¹	14	130	152	9	10
	c-værdi	2.57	2.57	2.57	1.9	1.895	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂ ?	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja						
Krat	F-værdi	1.170	60.662	1.423	1.892	2.553	t-værdi	0.03	-8.16	-3.62	-10.94	-7.91
	f ₁	72	72	72	72	72	c-værdi	1.986	1.991	1.986	2.0045	2
	f ₂	24	24	24	24	24	Frihedsgrad ¹	94	78	94	54	64
	c-værdi	1.82	1.82	1.82	1.82	1.82	Forkastes M ₁ =M ₂ ?	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja
	Forkastes SD ₁ =SD ₂ ?	Nej	Ja	Nej	Ja	Ja						

: Spredningen for de to metoder er IKKE ens
: Spredningen for de to metoder ER ens
: Middelværdien for de to metoder er IKKE ens
: Middelværdien for de to metoder ER ens

¹ Hvor spredningen ikke er ens, er frihedsværdien for t-test beregnet efter Welsh i Zar (1999)

Appendiks 9 Typeanalyser

9.1. Kangerlussuaq

Tabel 9.1. Overfladetypefordelingen i Kangerlussuaqområdet.

Klasse	Type	Pixels	Kvadrat-km	% af samlet	% af vegetation
0	Dværgbuskhede	13113119	8195.7	30.3	54.3
1	Fjeldmark	3755173	2347.0	8.7	15.5
2	Græsland	1762909	1101.8	4.1	7.3
3	Kær	504315	315.2	1.2	2.1
4	Krat	2219288	1387.1	5.1	9.2
5	Lavholdig dværgbuskhede	693718	433.6	1.6	2.9
6	Steppe	2117463	1323.4	4.9	8.8
7	Bar jord / Klippe	3818867	2386.8	8.8	
8	Skygge	1491278	932.0	3.4	
9	Vand	5583234	3489.5	12.9	
10	Siltet vand	627113	391.9	1.4	
11	Sne/is	5095276	3184.5	11.8	
12	Skyer	2397962	1498.7	5.5	
255	Baggrund	97085	60.7	0.2	
Samlet		43276800	27048	100.0	
Vegetation		24165985			100.0

9.2. Nuuk

Tabel 9.2. Overfladetypefordelingen i Nuukområdet.

Klasse	Type	Pixels	Kvadrat-km	% af samlet	% af vegetation
0	Dværgbuskhede	2685892	1678.7	6.9	13.5
1	Fjeldmark	9533117	5958.2	24.4	47.8
2	Græsland	763332	477.1	2.0	3.8
3	Kær	1858718	1161.7	4.8	9.3
4	Krat	421598	263.5	1.1	2.1
5	Lavholdig dværgbuskhede	4017898	2511.2	10.3	20.2
6	Steppe	654323	409.0	1.7	3.3
7	Bar jord / Klippe	3349718	2093.6	8.6	
8	Skygge	471914	294.9	1.2	
9	Vand	8285792	5178.6	21.2	
10	Siltet vand	873494	545.9	2.2	
11	Sne/is	6180204	3862.6	15.8	
Samlet		39096000	24435	100.0	
Vegetation		19934878			100.0

9.3. Sydgrønland

Tabel 9.3. Overfladetypefordelingen i Sydgrønlandsområdet

Klasse	Type	Pixels	Kvadrat-km	% af samlet	% af vegetation
0	Dværgbuskhede	3139800	1962.4	8.0	34.2
1	Lavholdig dværgbuskhede	89581	56.0	0.2	1.0
2	Krat	1066733	666.7	2.7	11.6
3	Kær	278333	174.0	0.7	3.0
4	Græsland	1435410	897.1	3.7	15.6
5	Opdyrket	12016	7.5	0.0	0.1
6	Fjeldmark	3157375	1973.4	8.1	34.4
7	Bar jord / Klippe	3912782	2445.5	10.0	
8	Skygge	638149	398.8	1.6	
9	Vand	12056668	7535.4	30.8	
10	Sne	7900422	4937.8	20.2	
11	Is / smeltevand	5429355	3393.3	13.9	
12	Skyer	176	0.1	0.0	
Samlet		39116800	24448	100	
Vegetation		9179248			100.0

Appendiks 10 AVHRR punktdata

Eksempel på opbygning af data fil med punktdata fra NSIDC.:

32 is the number of header lines including this line

Start date: 970101

End date: 971231

Hemisphere: north

Name: eth_cu_camp

Center column: 2243

Center row: 4785

Radius: 0

Pixels per sample: 1

Number of samples: 730

00=samp : sample number

01=chn1 : channel 1 albedo % from valid pixels

02=chn2 : channel 2 albedo % from valid pixels

03=chn3 : channel 3 Kelvin from valid pixels

04=chn4 : channel 4 Kelvin from valid pixels

05=chn5 : channel 5 Kelvin from valid pixels

06=solz : solar zenith degrees from center pixel

07=sael : satellite elevation degrees from center pixel

08=reaz : relative azimuth degrees from center pixel

09=temp : surface temperature Kelvin from valid pixels

10=albd : surface albedo % from valid pixels

11=time : GMT time in hours from center pixel

12=amsk : AVHRR surface type mask from center pixel

13=cmsk : cloud mask from center pixel

14=omsk : orbit mask from center pixel

15=valid : number of valid pixels in sample

16=clear : number of clear pixels in sample

17=match : number of center pixel orbit matches in sample

18=year : year

19=day : day of year

20=local : target local time

00=samp 01=chn1 02=chn2 03=chn3 04=chn4 05=chn5 06=solz 07=sael 08=reaz 09=temp
10=albd 11=time 12=amsk 13=cmsk 14=omsk 15=valid 16=clear 17=match 18=year 19=day
20=local 0 0.00 0.00 216.40 210.60 205.30 108.50 30.90 128.50 217.50 0.00 9.90 200 234 11 1
0 1 1997 1 400..... etc.

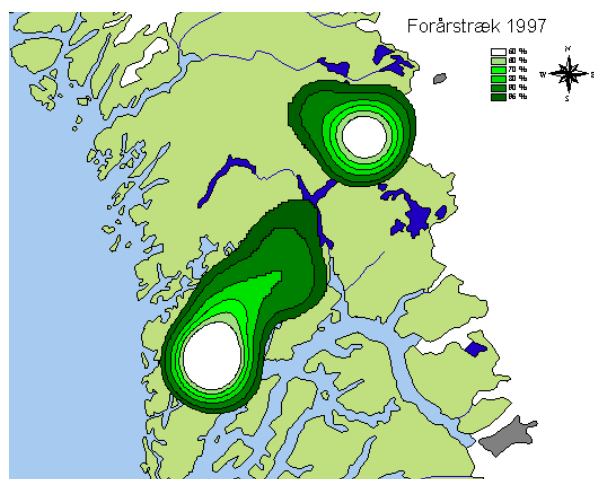
Appendiks 11 Home Ranges

Følgende figurer viser "home ranges" for de satellitmærkede rensdyr fordelt på sæsoner.

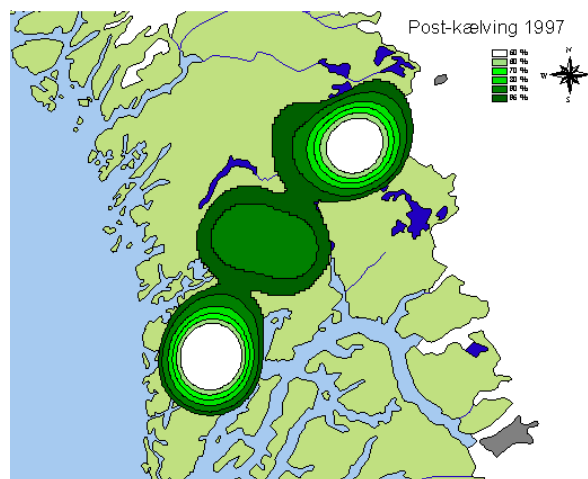
Figur 11 viser sæsonerne fra sen-vinter 1997 til midt-vinter 1999. Yderligere detaljer om antal af sensorer og lignende er beskrevet

nærmere i afsnittet om vegetationsanalyse for mærkede rensdyr. De hvide felter angiver kerneområder indenfor hvilke 50% af positionerne ligger. Fra de lysegrønne områder til de mørkegrønne stiger andelen af positioner fra 60% til 95% af alle observationer.

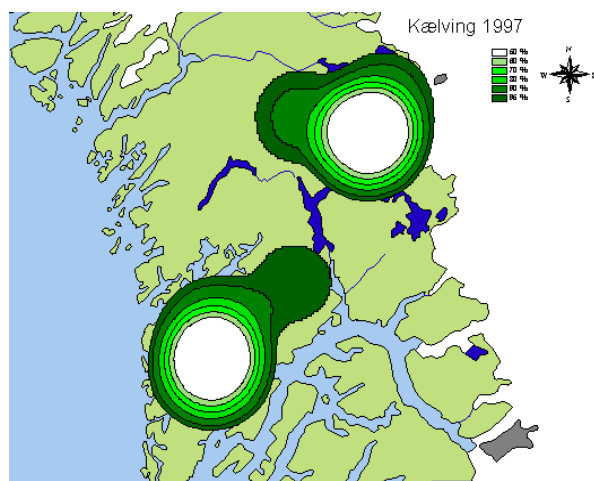
11.1. Nuuk (Region Central)



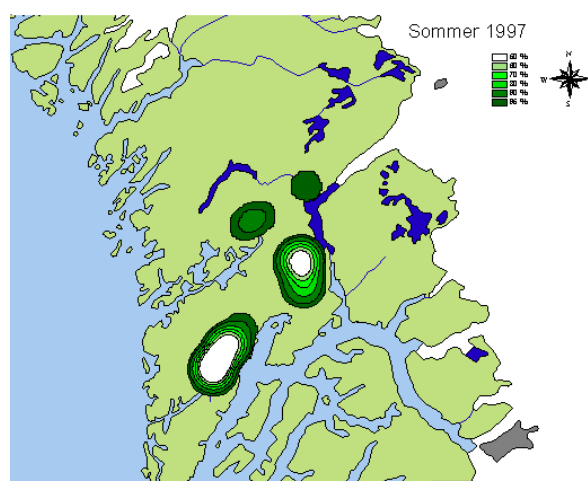
Figur 11.1. Forårstræk 1997.



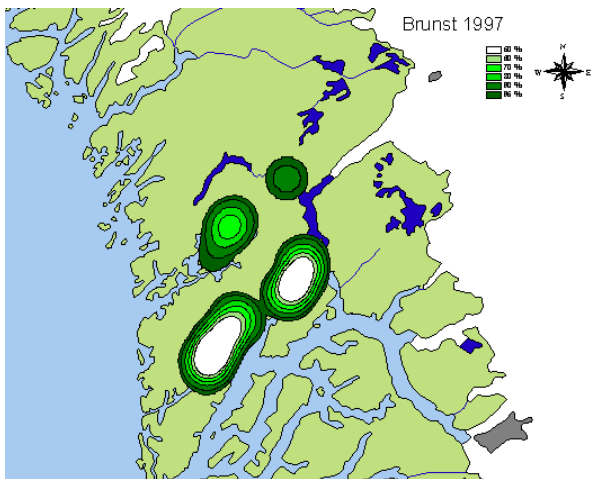
Figur 11.3. Post-kælvning 1997.



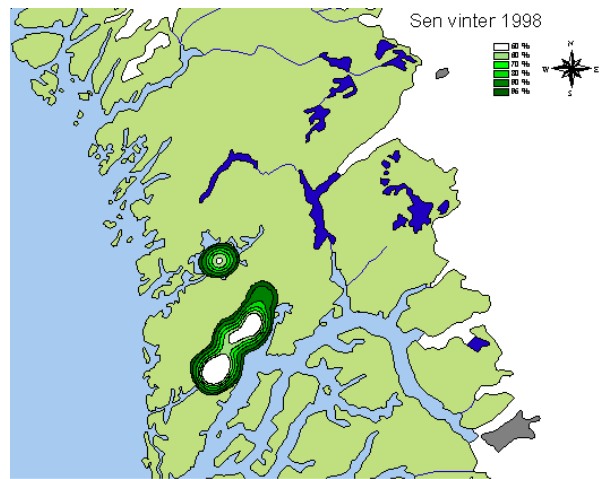
Figur 11.2. Kælvning 1997.



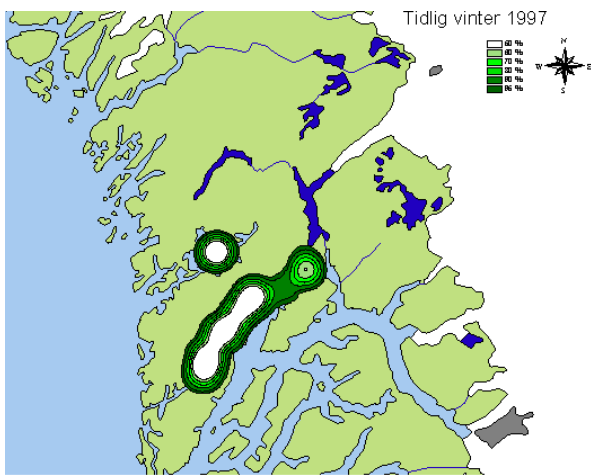
Figur 11.4. Sommer 1997.



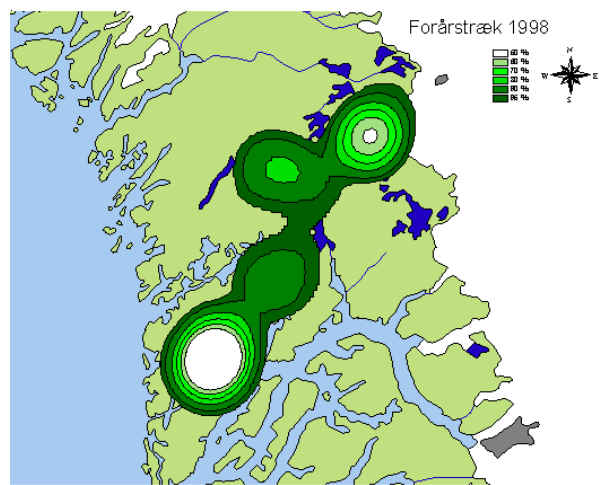
Figur 11.5. Brunst 1997.



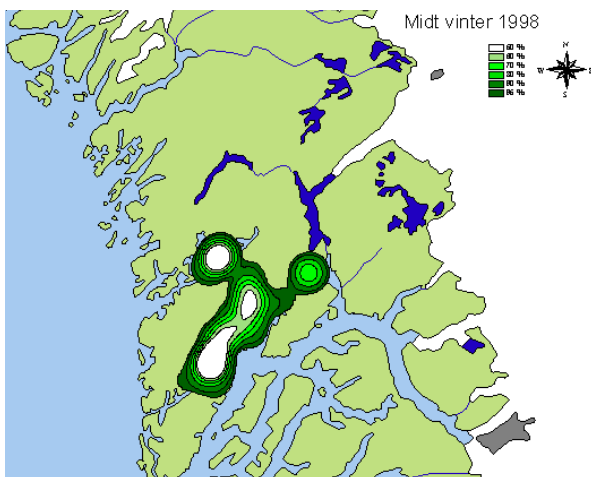
Figur 11.8. Sen vinter 1998.



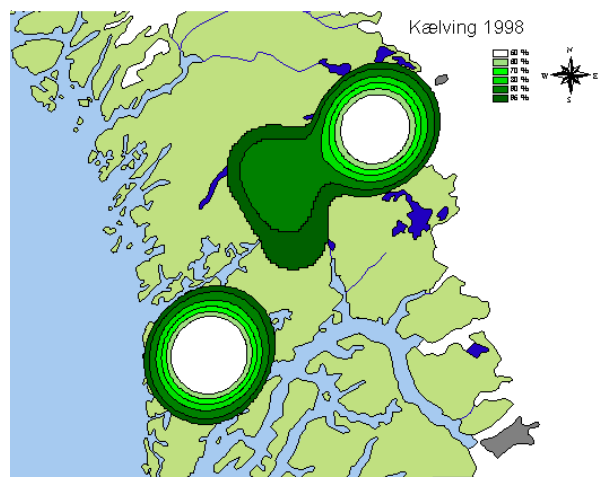
Figur 11.6. Tidlig vinter 1997.



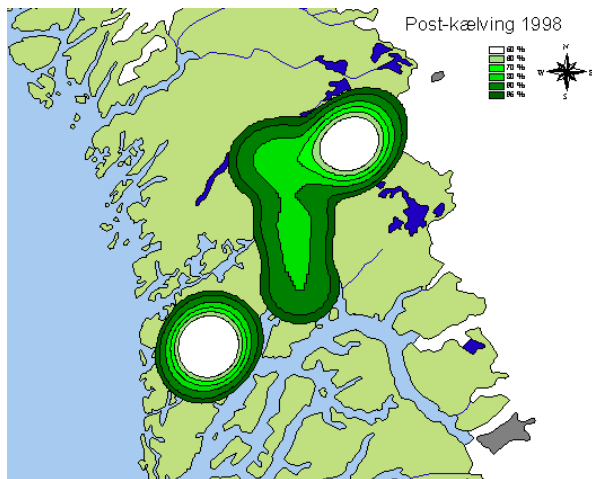
Figur 11.9. Forårstræk 1998.



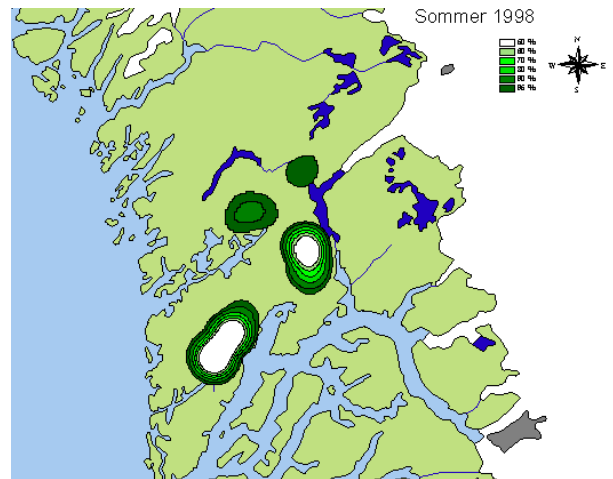
Figur 11.7. Midt vinter 1998.



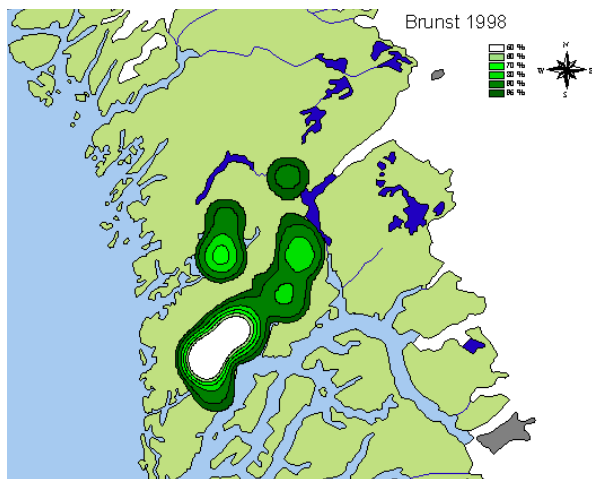
Figur 11.10. Kælvning 1998.



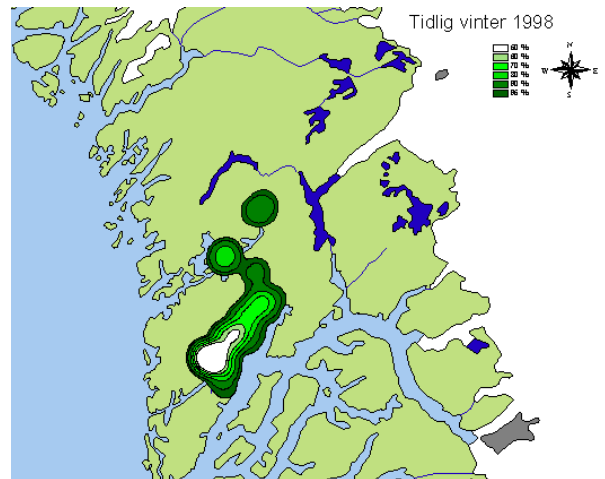
Figur 11.11. Post-kælvning 1998



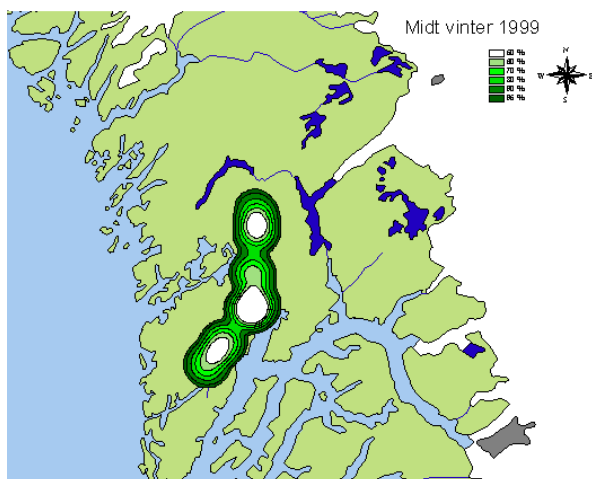
Figur 11.12. Sommer 1998.



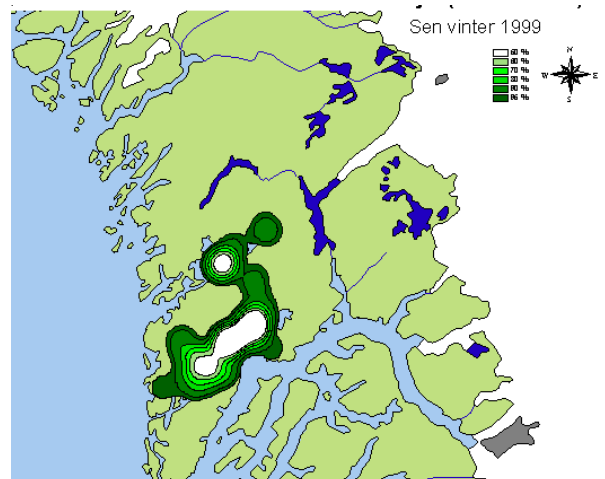
Figur 11.13. Brunst 1998.



Figur 11.14. Tidlig vinter 1998.

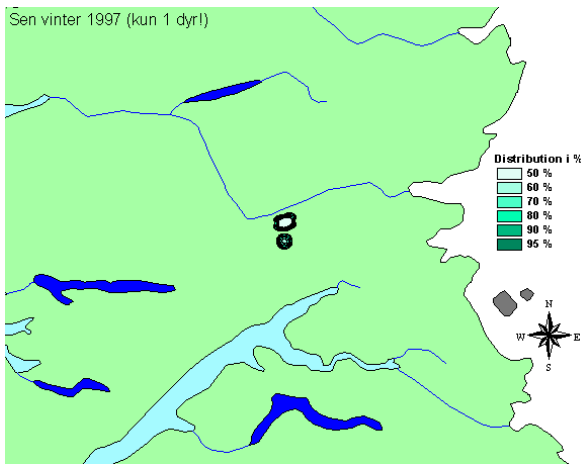


Figur 11.15. Midt vinter 1998.

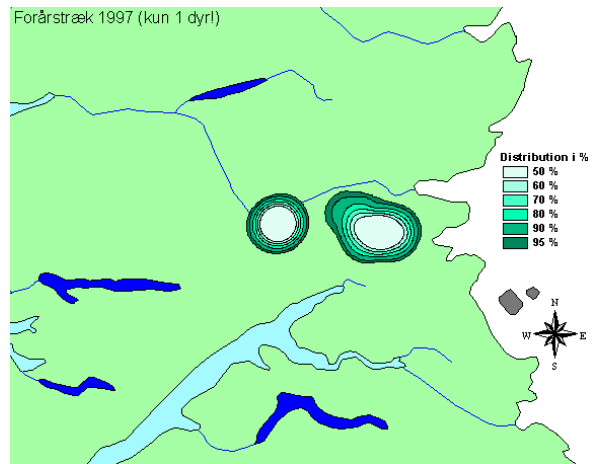


Figur 11.16. Sen vinter 1999.

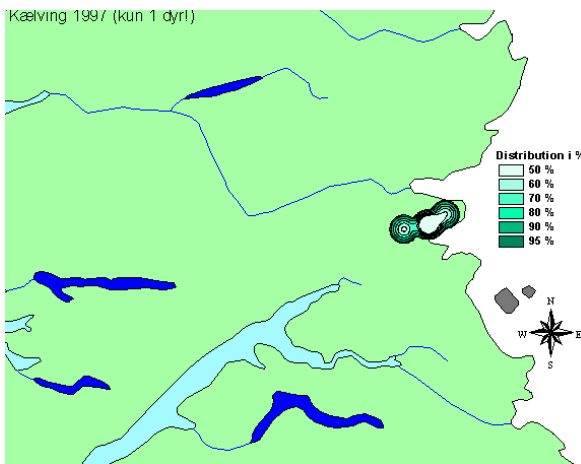
11.2. Kangerlussuag (Region North)



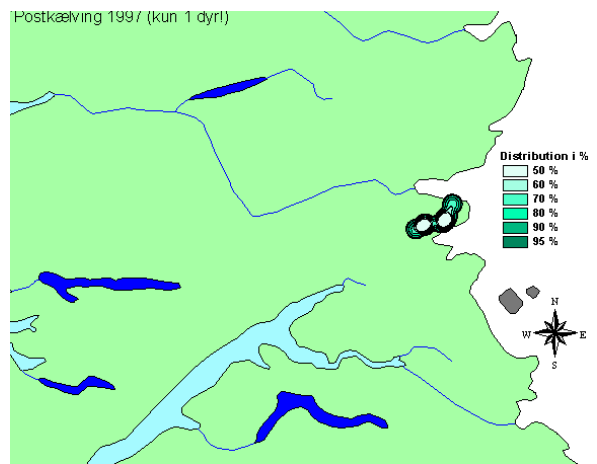
Figur 11.17. Sen vinter 1997 (kun 1 dyr).



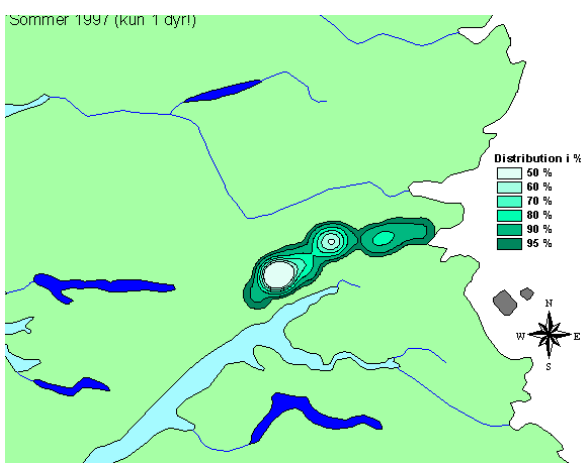
Figur 11.18. Forårstræk 1997 (kun 1 dyr).



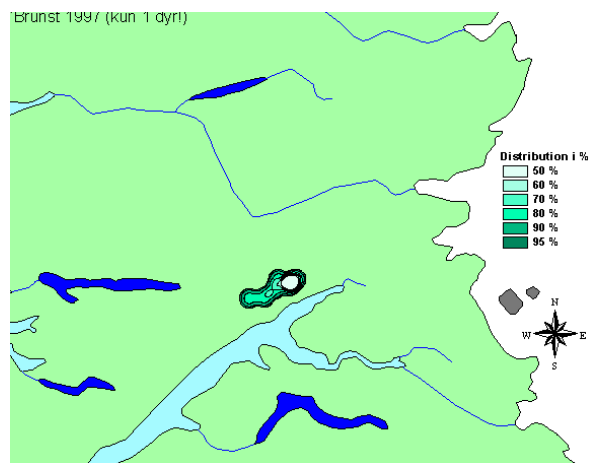
Figur 11.19. Kælvning 1997 (kun 1 dyr).



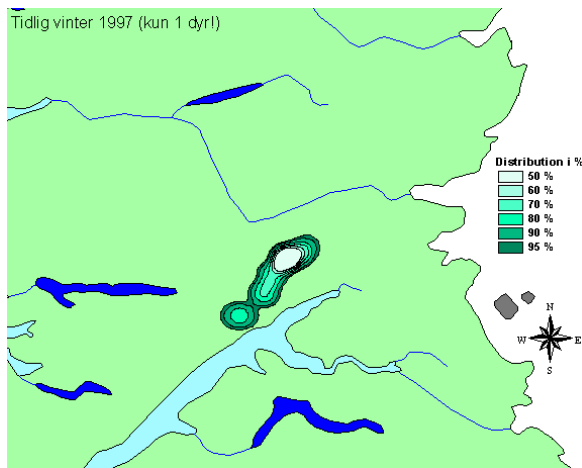
Figur 11.20. Post-kælvning 1997 (kun 1 dyr).



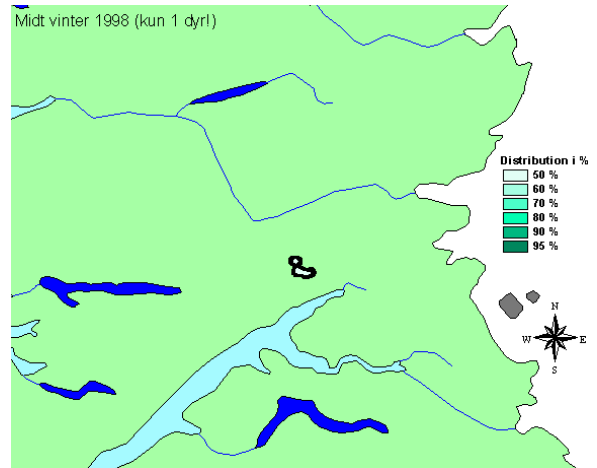
Figur 11.21. Sommer 1997 (kun 1 dyr).



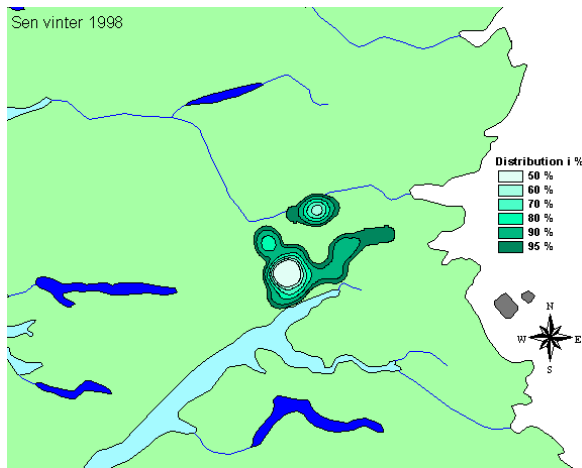
Figur 11.22. Brunst 1997 (kun 1 dyr).



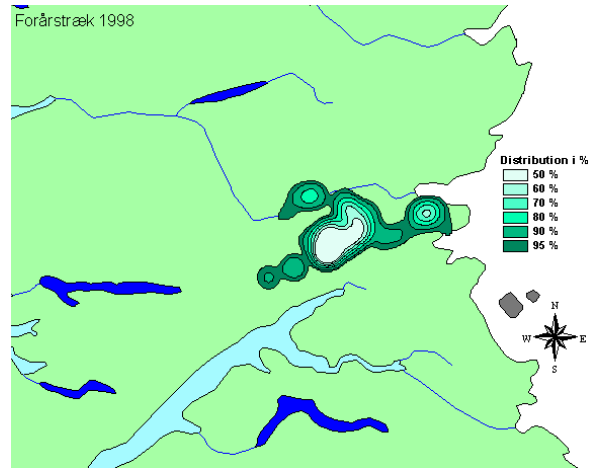
Figur 11.23. Tidlig vinter 1997 (kun 1 dyr).



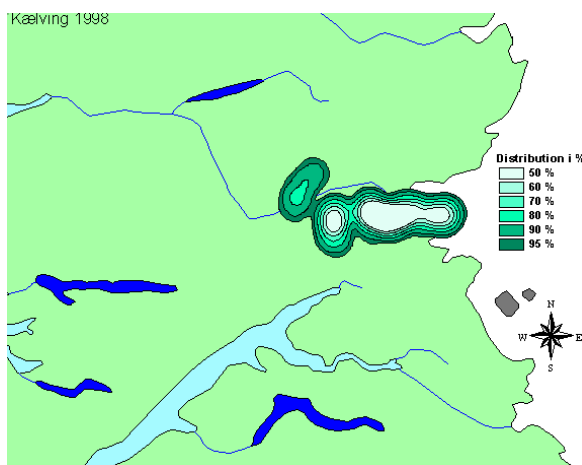
Figur 11.24. Midt vinter 1998 (kun 1 dyr).



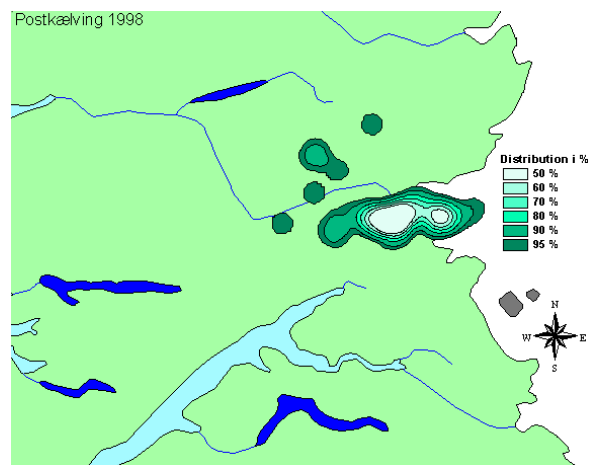
Figur 11.25. Sen vinter 1998.



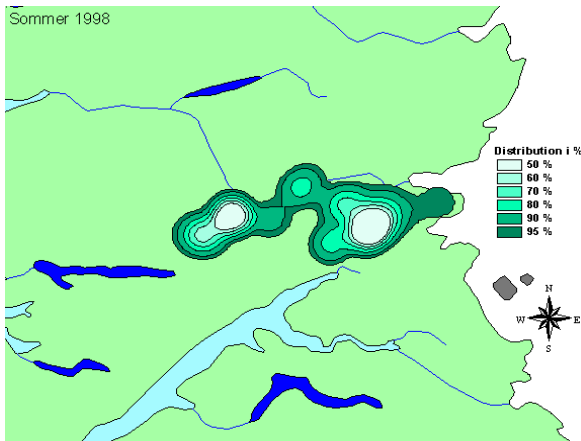
Figur 11.26. Forårstræk 1998.



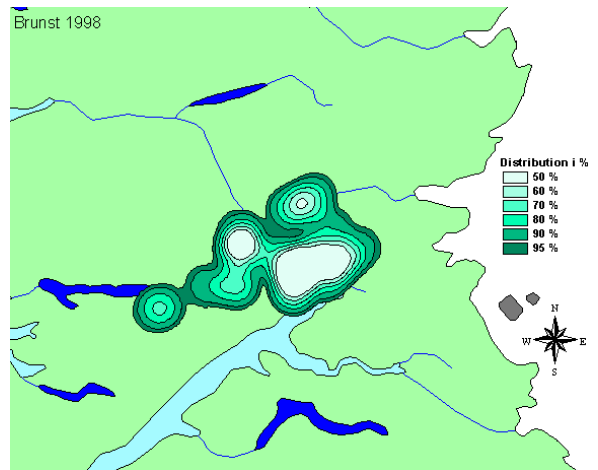
Figur 11.27. Kælvning 1998.



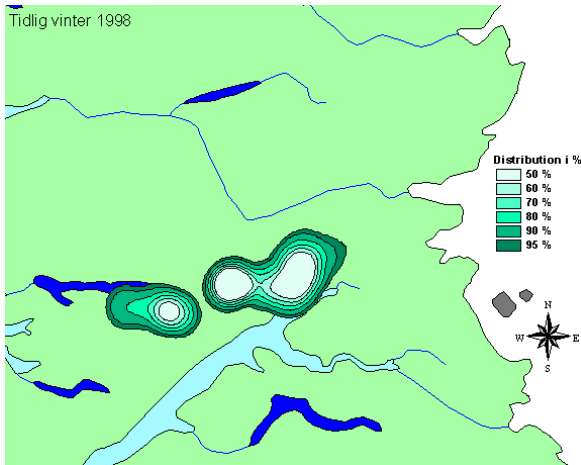
Figur 11.28. Post-kælvning 1998



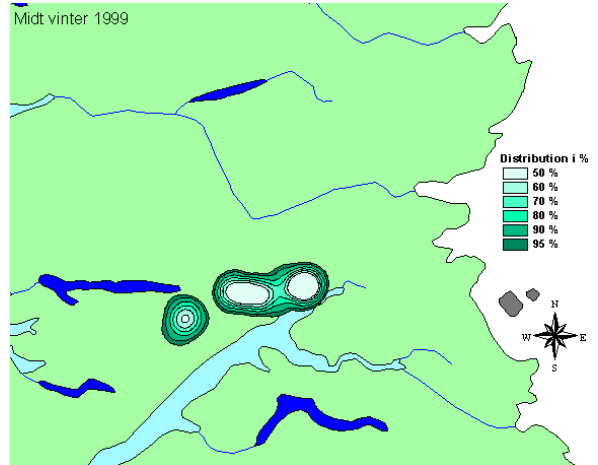
Figur 11.29. Sommer 1998.



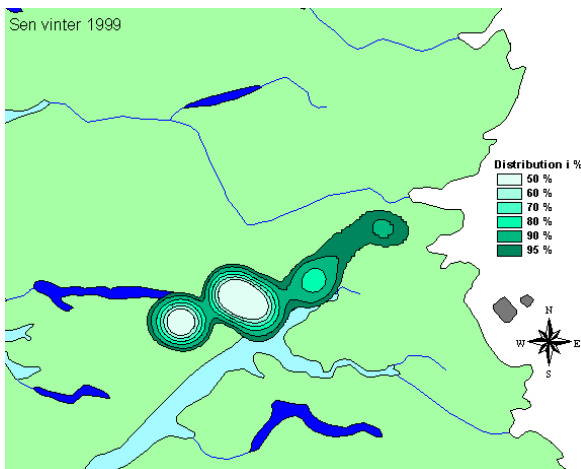
Figur 11.30. Brunst 1998.



Figur 11.31. Tidlig vinter 1998.



Figur 11.32. Midt vinter 1999.



Figur 11.33. Sen vinter 1999.

Appendiks 12

Satellitsporing af vestgrønlandske rensdyr - tekniske detaljer

12.1. Satellitlemetriens udvikling

Siden starten af 1980'erne er satellitsporing af terrestriske dyr, havpattedyr og fugle ved anvendelse af ARGOS satellitten blevet meget udbredt (Fancy *et al.* 1989, Harris *et al.* 1990). Satellitlemetri er en succesfuld metode der har vist sig at være et uvurderligt hjælpemiddel, når man arbejder i øde, vanskeligt tilgængelige områder og med arter, som bevæger sig over store afstande. Eksempler er isbjørne og albatrosser (e.g. Ramsay & Andriashek 1986, Jouventin & Weimerskirch 1990, Messier *et al.* 1992, Wiig 1995, Bethke *et al.* 1996). Da rensdyr vandrer over vidtstrakte, øde tundraområder, er satellitsendere ofte blevet anvendt på rensdyr i Canada og Alaska (Curatolo 1986, Craighead & Craighead 1987, Fancy *et al.* 1989), i Ontario (Hillis *et al.* 1998), i Saskatchewan (Ferguson *et al.* 1998), på Baffin Island (Ferguson pers. comm.), og på de højarktiske canadiske øer (Miller 1995). Baseret på 15 års erfaringer er det almindeligt accepteret, at satellitlemetri er en pålidelig og økonomisk metode til at kortlægge vandringsmønstre i øde områder og for arter, der bevæger sig indenfor store områder. Argos positionsbestemmelsernes nøjagtighed er sjældent bedre end 500 - 1.000 m forhindrer detaljerede studier af dyrenes forhold til habitatet. Dette problem er imidlertid ved at blive løst ved anvendelse af GPS-baserede sendere. Formålet med dette afsnit er mere detaljeret at beskrive, hvordan ARGOS-systemet virker, og at give nogle tekniske detaljer om, hvordan senderne var programmeret og om databehandlingen.

12.2. Hvordan virker ARGOS

ARGOS er et samarbejde mellem "American National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)", "National Aeronautics and Space Administration (NASA)" og det

franske "French Centre National d'Etudes Spatiales (CNES)". 2 satellitter i en konstant polær bane sender kontinuerligt data til 1 af 3 jord-stationer. Når en satellit passerer et halsbånd med en sender (kaldes en PTT - "Platform Transmitter Terminal" i ARGOS terminologi) kan den udregne senderens position ved at måle, hvorledes Doppler effekten ændrer frekvensen af det modtagne signal. Forudsat senderens sande frekvens kendes, er det muligt at udregne den sandsynlige positionen for senderen på jorden. Satellittens omgangstid er ca. 102 minutter. Ved polerne er det teoretisk muligt for ARGOS at positionsbestemme en PTT 28 gange i løbet af 24 timer. I gennemsnit registrerer ARGOS-satellitten hver sender i ca. 10 minutter. Hver satellit passerer en given sender på næsten samme tidspunkt hver dag.

Ud over at bestemme senderens position kan satellitten også modtage og videresende anden information, som senderen registrerer. Senderen kan således sende op til 32 bytes information som f. eks. halsbåndets temperatur, batteriets spænding, dyrets aktivitetstal eller en hvilken som helst anden information, som er lagret i halsbåndets hukommelse. Aktivitetstallet bestemmes som antallet af aktiveringer af aktivitetssensoren i halsbåndet. Aktivitetstallet opsamles sædvanligvis over en 24 timers periode umiddelbart forud for transmissionen af data. Det er muligt at lagre data for en 24 timers periode i op til 4 dage forud for transmissionen.

Når satellitten har modtaget data fra senderen, gendransmitteres data til en af de 3 jordstationer, hvorfra de via ARGOS database videresendes til brugerne. ARGOS proceseringen af data inkluderer A10, Animal processing, and Location Service Plus, som giver positioner fra begge sider af satellitbanen.

ARGOS' positionsbestemmelser tildeles en

kvalitets- eller klassekarakteristik. Klasserne er baseret på geometrien mellem satellit og sender, antallet af data leveret under passagen og senderens frekvensstabilitet.

12.3. Senderen

De sendere, som blev anvendt i denne undersøgelse, var fremstillet af Telonics Inc. (Arizona, USA). Der blev anvendt 15 satellit/radio halsbånd. 10 halsbånd var nye (ST-14), mens 5 var tidligere isbjørnehalsbånd (ST-3), som blev genbrugt.

ST-14 halsbåndenes hukommelse havde et 5 sensor format:

2 bytes: indikator for lav spænding

6 bytes: ubenyttet

8 bytes: temperatur index

6 bytes: aktivitetstæller for minuttet før transmission

10 bytes: aktivitetstæller for de 24 timer før transmission

ST-3 halsbåndene havde både 5 og 4 sensor hukommelses allokeringer.

5 sensor format data strøm;

2 bytes: registrerer ID code

2 bytes: indikator for lav spænding

2 bytes: ubenyttet

6 bytes: aktivitetstæller for minuttet før transmission

10 bytes: temperatur index

10 bytes: aktivitetstæller for de 24 timer før transmission

4 sensor format data strøm;

2 bytes: registrerer ID kode

10 bytes: aktivitetstæller for 24-48 timers forudgående transmission

10 bytes: aktivitetstæller for 48-72 timers forudgående transmission

10 bytes: aktivitetstæller for 72-96 timers forudgående transmission

Opsamlingen af 24 timers aktivitets data begyndte, når magneten blev fjernet i forbindelse med monteringen af halsbåndet. På ST-14 halsbåndene vil dette vende tilbage til den nærmeste time for at indlede starten af 24 timers perioden.

Sensorens besked-størrelse var altid 32 bytes. Af pladshensyn blev aktivitetsdata altid divideret med 85 inden afsendelse fra Argos til modtageren. Følgelig skulle alle aktivitetsdata ganges med 85, hvilket gav oplysning om, hvor mange sekunder kviksølv-kontakten i aktivitetssensoren blev aktiveret i den pågældende 24 timers periode. Kontakten kan kun tippes en gang i sekundet for at undgå, at hovedrysten tolkes som aktivitet. Det maksimale antal aktivitetsdata, som kunne modtages fra ARGOS, var $1.016,5 = (24 \times 60 \text{ min.} \times 60 \text{ sek.})/85$.

Alle senderne sendte på UHF bølglængde 401.650 MHz, med en gentagelsesrate mellem 60 og 70 sekunder. Derudover indeholdt hvert halsbånd en normal VHF sender fremstillet af Telonics (MOD - 400 eller MOD - 225), med en unik frekvens på 157 MHz bånd. Tilladelser for alle benyttede frekvenser blev givet af Tele Grønland.

For at forlænge batteriets levetid blev senderen programmeret til kun at sende i bestemte perioder eksempelvis en gang om dagen, en gang om ugen, i en fast cyklus. For at opfylde projektets forskellige formål: 1) at studere vandringer gennem flere år, 2) at identificere kælvningsområder, 3) at undersøge forstyrrelser i forbindelse med jagt, blev der anvendt forskellige programmeringer på forskellige tider af året. Til det første formål blev anvendt en sendecyklus på 7 timer hver 4. eller 6. dag (mellem 14:00 og 21:00 GMT). Med henblik på mere detaljerede data for kælvningstiden og jagttiden blev halvdelen af ST-14-senderne programmeret til at sende hver dag mellem 1. maj og 30. juni (kælvningsperiode), mens den anden halvdel blev programmeret til at sende fra 1. august til 30. september (jagtperiode). Detaljer for de enkelte halsbånd er angivet i Tabel A1.

12.4. Behandling af data modtaget fra ARGOS

Før dataanalyse, var det nødvendigt at gennemgå rådata med henblik på at undgå processing af overflødige data. Dette arbejde

blev udført ved hjælp af SAS (Statistisk Software). De filformater, som leveres fra Argos, er vanskelige at håndtere, og 3 procedurer var nødvendige før data kunne analyseres:

Konvertering af data til søjleformat

Da der blev modtaget adskillige positionsbestemmelser fra hver sendecyklus, var der en stor mængde overflødige data i de modtagne data. På grund af statistiske problemer med håndtering af autokorrelerede data var det nødvendigt kun at anvende een positionsbestemmelse pr. dag (Harris *et al.* 1990, De Solla *et al.* 1999). Sorteringen udvalgte de bedst klassificerede ("ARGOS location quality index") data, som var baseret på det største antal passager. Kun positionsbestemmelser med kvalitet 1-3 er anvendt. Hvis der manglede data, blev den position med det største antal modtagne oplysninger valgt. Hvis der fortsat manglede data blev den første position accepteret. Der blev foretaget en vurdering af positionsbestemmelserne, hvori indgik valg mellem alternative positionsbestemmelser og udlugning af umulige positionsbestemmelser. Generelt var de alternative positionsbestemmelser så langt fra hinanden, at de kunne udskilles uden vanskelighed på baggrund af tilbagelagte afstande og vandringsretninger. Den første positionsbestemmelse var stedet for påsætning af sender.

Appendiks 13

Håndtering af dyrene

13.1. Indfangning af dyr og påsætning af halsbånd

Indfangning blev foretaget uden medicinsk bedøvelse. To snescootere forfulgte det udvalgte dyr fra hver sin side og bevægede sig samtidig ind mod dyret, som således til sidst befandt sig umiddelbart mellem de to snescootere. På dette tidspunkt greb den ene chauffør dyret om halsen og stoppede det. Den gennemsnitlige indfangningstid var 2 minutter. Korteste tid var 15 sekunder og længste tidsrum var 4 minutter. Hvis forfølgelsen ikke havde givet resultat efter 4 minutter, blev forsøget indstillet for at undgå, at dyret blev overophedet. Indfangningen foregik ved hastighed mellem 40 og 60 km/t. Snescooteren havde ikke direkte kontakt med dyret.

Dyret blev fastholdt ved et greb om underkæben bag fortænderne, og mulen blev holdt opad. I nogle tilfælde var det en fordel også at have et greb om et øre eller det ene bagben. Indfangerens ene ben over dyrets brystkasse var tilstrækkelig vægt til at holde dyret nede. På intet tidspunkt sad indfangeren direkte på dyret.

De indfangne dyr fik en hætte over hovedet under påsætningen af halsbåndet og under opmålingerne af dyret. Dyret blev sat fri igen efter 15-20 minutter. For at undgå, at halsbåndet sad for løst på den tynde sommerpels blev det strammet, så der var plads til to fingre mellem halsbåndet og dyrets skind. Alle mærkede dyr virkede sunde og raske ved frigivelsen.

De satellitmærkede dyr blev fredet ved lov. I 1997-98 blev den nye lov annonceret i radio og presse og med en posterkampagne "Skyd ikke dette rensdyr". Halsbåndene havde en orange fluorescerende farve for at gøre dem tydelige for jægerne.

Appendiks 14

Bestandsforhold i kælvningsområder i Vestgrønland 1995, 1997 og 1998

Peter Aastrup & Josephine Nymand
Danmarks Miljøundersøgelser

14.1. Indledning

Traditionelt foretager rensdyr vandring mellem sommer- og vintergræsningsområder (Thing 1984). I Grønland forekommer disse vandring ikke altid, idet de afhænger af bl.a. bestandenes størrelse og fourageringsforholdene. Når bestandene er små, ophører vandringerne mellem vinter- og sommerområder (Meldgaard 1986). Derimod forekommer der altid, i større eller mindre målestok, vandring til kælvningsområder, som i reglen er mindre områder inden for sommergræsningsområderne (Thing 1984).

Kælvningsområderne er væsentlige og kritiske for rensdyrene. Dyrene samles i disse områder i tiden umiddelbart før kælvningen og forbliver her til mindst en måned efter kælvningen (Thing & Thing 1983). Kendskab til rensdyrenes kælvningsområder er et vigtigt element i forvaltningen af rensdyrbestandene og som grundlag for vurdering af mine-ralefterforskning, turisme og lignende aktiviteter påvirkning af rensdyrbestandene.

De vestgrønlandske rensdyrbestandes kælvningsområder er kun kendt i grove træk og der er kun gennemført enkelte egentlige undersøgelser af kælvningsområder eller forsøg på at afgrænse eventuelle kælvningsområder (Thing 1983/84?).

Kælvningsområderne for bestanden i Kangerlussuaq-området og for bestanden syd for Ameralikfjorden findes i indlandet nær indlandsisen i områder med kontinentalt klima og i områder, der tidligt bliver snefrie (figur 14.1.) (Thing 1984, Aastrup 1984).

Ved en indledende undersøgelse i 1995 samt i forbindelse med feltarbejdet vedrørende rensdyrs reaktioner på forstyrrelser blev indsamlet data, som er relevante for karakteri-

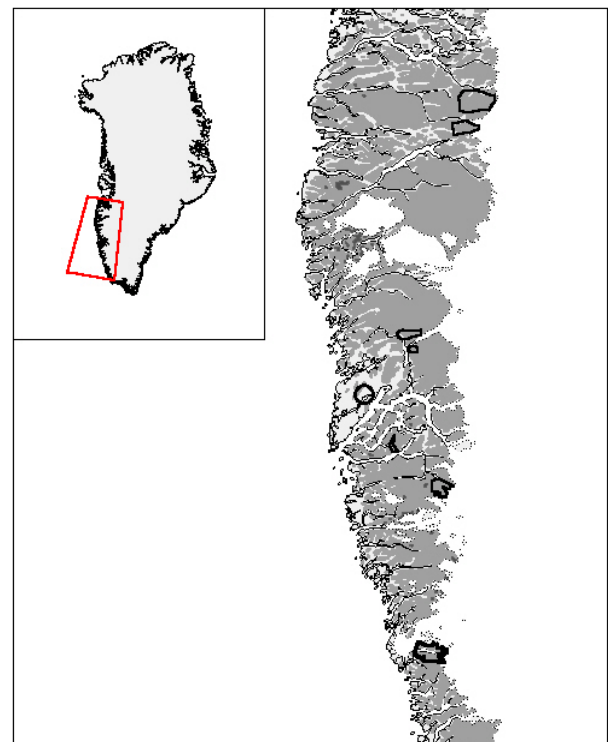
stik af rensdyrs kælvningsområder. I 1997 blev foretaget en optælling af rensdyr i kælvningsområdet ved Kangerlussuaq. Alle år blev registreret data vedrørende bestandens struktur.

14.2. Metoder

Flytælling

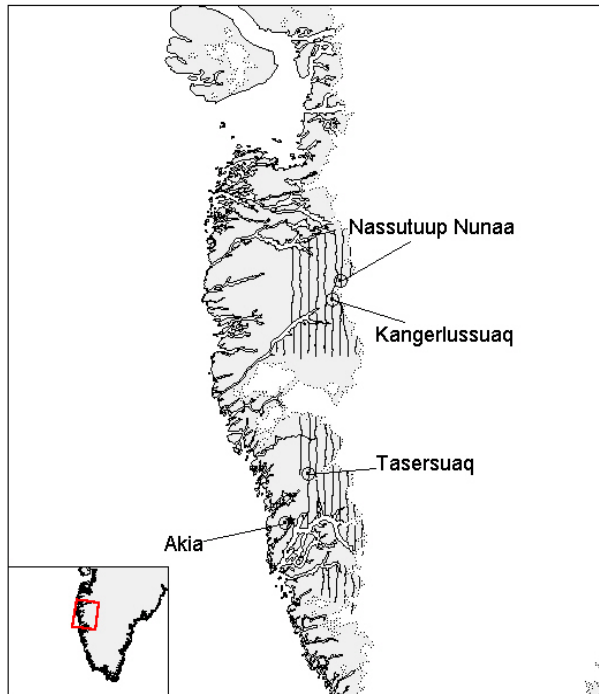
Med baggrund i en satellitbilled-analyse af snedække og vegetation (Jørgensen 1993) udpegedes områder, hvor rensdyrene blev optalt fra fastvinget fly i april/maj 1995.

Tællingerne blev udført fra et mindre fly (Partenavia Observer P58), med høje vinger og boblevinduer ved bagsæderne. De fløjne transekter, som er angivet på figur 14.2., er identiske med dem, som benyttes ved Naturinstituttets flytællinger (Ydemann & Pedersen 1999).



Figur 14.1. Kendte kælvningsområder i Vestgrønland.

Der blev anvendt én observatør i hver side af flyet. Observationerne blev indtalt på et kassettebånd, som var forbundet med en bærbar computer. Tidspunktet for hver indtaling (observation) blev registreret af com-



Figur 14.2. Transekter gennemfløjet i perioden 24. til 28. maj 1995. Lokalteter for landbaserede feltarbejde er angivet.

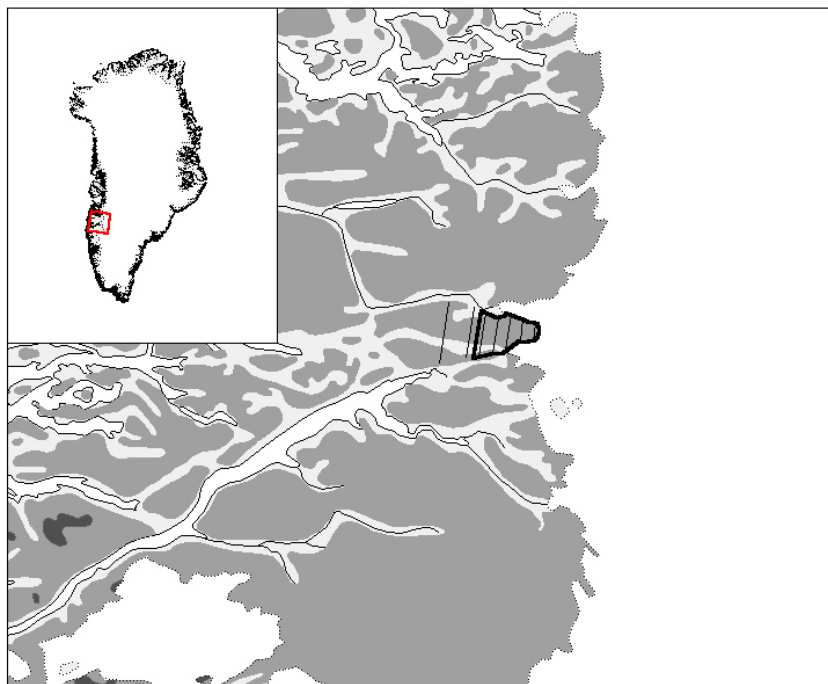
puteren og det samme blev flyets position og flyvehøjde, som hvert tiende sekund blev overført fra et bærbart GPS system. Positionerne (flyveruterne) og observationerne blev herefter "sammenkørt" med tidssignalerne fra indtalingerne og fra positionsangivelserne, og endelig visualiseret ved hjælp et Geografisk Informations System (MapInfo).

Tælling i kælvningsområde

Den 14. juni 1997 blev der foretaget en tælling af rensdyrene i kælvningsområdet ved Kangerlussuaq. Tællingen blev foretaget fra en helikopter (Hughes 500) med to observatører. Der blev fløjet 7 transekter som angivet i figur 14.3. De to vestligste transekter er ikke medtaget i en bestandsopgørelse (se senere). Tællingen blev udført som en 'strip transekt' tælling med en transektbredde på 2 km. Området (omkranset med en fed linie på figur 14.3.) er defineret som det egentlige kælvningsområde i 1997.

Der var feltarbejde i tre områder i 1995 og i to områder i 1997 og 1998, se figur 14.2.

Det drejer sig om følgende områder:



Figur 14.3. Tælling i kælvningsområde 14. juni 1997. Transekter er angivet som linier. Det egentlige kælvningsområdet er indrammet med fed linie.

- Østlige del af Nassutuup Nunaa omkring positionen 67,3°N/50,1°V (fra 16.-19. juni 1995).
- Området ved Kangerlussuaq omkring positionen 67,1°N/50,3°V (fra 12.-16. juni 1995, fra 9.-15. juni 1997, fra 24.-30. juli 1997, samt fra 14.-21. september 1998).
- Ujarassuit/Qaamassoq området nord for Godthåbsfjorden omkring positionen 65,2°N/51,0°V (Tasersuaq) (fra 6.-11. juni 1995 samt fra 30. maj-8. juni 1997).
- Akia-området på fastlandet nord for Nuuk ved positionen 64,65°N/51,64°V (fra 31. juli-5. august 1997, samt fra 22.-28. september 1998).

Områderne er markeret på figur 14.2.

Alle observerede flokke blev optalt, og dyrene blev om muligt, noteret under en af grupperne:

- kalv
- årsdyr
- simple under 3 år
- simple over 3 år
- buk under 3 år
- buk over 3 år.

Det blev så vidt muligt registeret, om simler havde kalv.

Tabel 14.1. Observationer af rensdyr ved flytællingen 24.-28. maj 1995. I kolonnerne er ligeledes angivet procentandelen af hhv. voksne dyr og kalve. Den første del af tabellen indholder alle observationer, hvorimod den sidste del udelukkende indeholder observationer af flokke med kalve.

Område	Antal obs. i alt	Antal dyr i alt	Gns. flokstorelse	Antal kalve	Antal voksne	Antal obs. m. kalve	Antal dyr i alt	Antal kalve	Antal voksne
Angujaartorfiup Nunaa	207	560	2,7	4 0,7%	556 99,3%	4	22	4 18,2%	18 81,8%
Egalummiut Nunaat	78	211	2,7	13 6,2%	198 93,8%	10	40	13 32,5%	27 67,5%
Isortoq	135	704	5,2	9 1,3%	695 98,7%	6	44	9 20,5%	35 79,6%
Nassuttuup Nunaa	293	1.073	3,7	33 3,1%	1.040 96,9%	24	111	33 29,7%	78 70,3%
Qaamassoq	164	316	1,9	9 2,9%	307 97,2%	8	20	9 45,0%	11 55,0%
Ujarassuit Nunaa	175	348	2,0	17 4,9%	331 95,1%	11	44	17 38,6%	27 61,4%
Utoqqarmiut	131	413	3,2	50 12,1%	363 87,9%	26	179	50 27,9%	129 72,1%
Akia	65	108	1,7	7 3,8%	101 96,2%	5	13	7 53,9%	6 46,2%

14.3. Resultater

14.3.1. Afgrænsning af kælvningsområder

Observationer af voksne dyr og kalve observeret ved flyvninger i april/maj 1995 er angivet på figur 14.4. Kalve befandt sig fortrinsvis i områderne ind mod indlandsisen. Der er observeret kalve helt ud mod de vestligste transekter, specielt i området syd for Sukkertoppen Iskappe.

14.3.2. Bestandsforhold

Tabel 14.1. viser antallet af observerede dyr ved flytællingen i april/maj 1995. Kalveandelen varierede mellem de otte områder, der blev overfløjet. Den laveste kalveandel er på knap 1% (Angujaartorfiup Nunaa), mens den højeste er på godt 12% (Utoqqarmiut). De fleste områder har dog en kalveandel på under 5%.

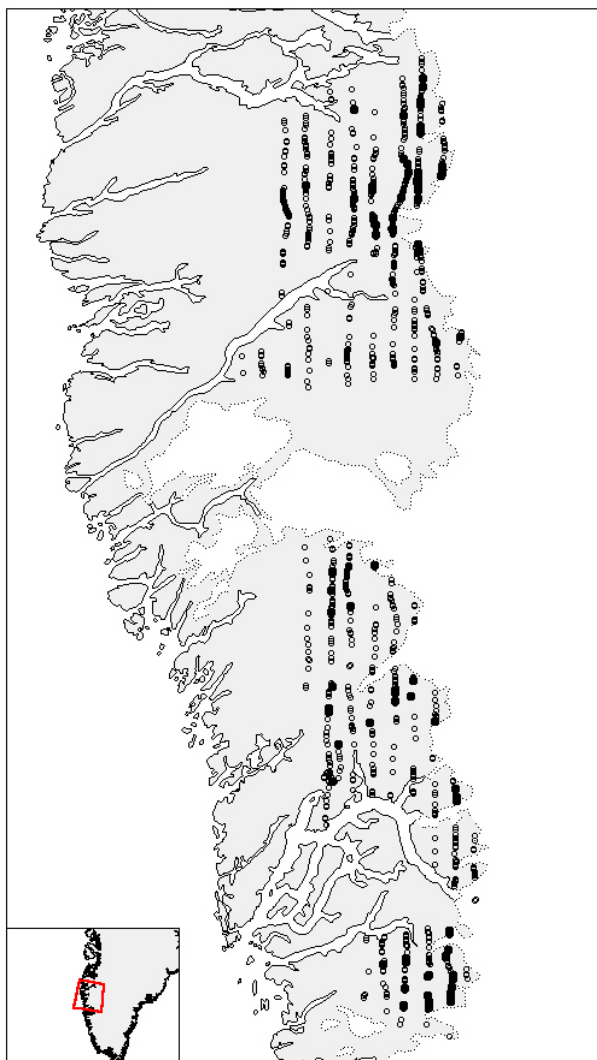
Tabel 14.2. viser fordelingen af observerede rensdyr på kalve, simler og bukke baseret på observationer, der blev gjort under det land-baserede feltarbejde i seks forskellige kælvningsområder i 1995, 1997 samt 1998. Det ses, at kalveandelen varierer mellem godt 26% (Isortoq) og godt 34% (Nassuttuup Nunaa). Simpleandelen er betydeligt større end bukkeandelen (gns. 66,5% mod gns. 3,5%).

Flytælling i kælvningsområde

Den 14. juni 1997 blev der foretaget tælling af rensdyrene i kælvningsområdet ved Kangerlussuaq fra en helikopter (Hughes 500). I tabel 14.3. er vist data fra denne tælling. Antallet af rensdyr i kælvningsområdet blev estimeret til i alt 2.307 individer.

Kalvenes fysiske tilstand

Alle år blev fundet døde, nyfødte kalve, som havde haft diarrhe. Fænomenet er kendt fra området siden 1970'erne.



Figur 14.4. Observationer af rensdyrflokke m/u kalv observeret ved tællingerne 24.-28. maj 1995. Rensdyrflokke uden kalve er de "åbne" cirkler, mens observationer af rensdyr m/kalv er de udfyldte cirkler. Kalvene fordeler sig over et relativt stort område, og det ses at områder med kalveobservationer ikke er klart afgrænset.

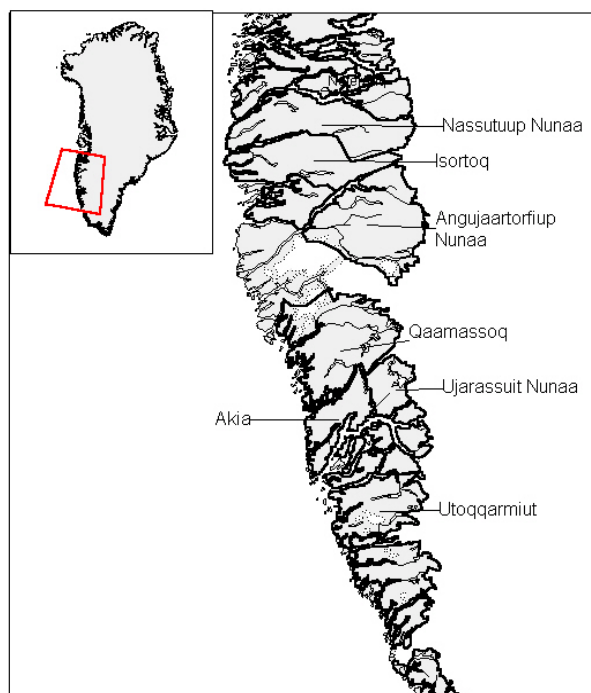
14.4. Diskussion

Afgrænsning af kælvningsområder

Flytællingerne viser, at der i afgrænsede områder, specielt nord for Kangerlussuaq, findes højere koncentrationer af kalve end i andre områder. I området mellem Sukkertoppen Iskappe og Nuuk findes en mere spredt fordeling af kalveobservationerne, hvilket kan betyde, at rensdyrene i dette område ikke samles i et egentligt kælvningsområde, men forbliver spredt i hele sommergræsningsområdet. I området syd for Ameralik ses igen, at de fleste kalveobservationer er gjort relativt tæt på indlandsisen. Dette område er allerede kendt som et kælvningsområde (Aastrup 1986).

Kælvning

Under flytællingerne i slutningen af maj 1995 blev der registreret nyfødte kalve. Hele kælvningsperioden kan ikke afgrænses præcist på baggrund af de foreliggende resultater, hvor alle observationer ligger inden for de allerede kendte kælvningsstidspunkter (Thing 1984, Aastrup 1984). Resultaterne bekræfter således, at kælvingerne starter i den sidste del af maj og fortsætter til mindst 20. juni, hvorefter der fortsat kan finde spredt kælving sted.



Figur 14.5. Lokalteter nævnt i Tabel 14.2

Tabel 14.2. Det totale antal rensdyr samt observationernes fordeling på køn og alder for alle seks feltundersøgte lokaliteter i de tre undersøgelsesperioder. I hver kolonne er angivet antal og procentandelen for hhv. kalve, simler og bukke. Se figur 14.7. for lokalitetsbetegnelser.

Bestand	Antal obs. i alt	Kalve	Simler	Bukke	Bestands- størrelse	Kalve/ simler
Ujarassuit/Qaamassoq	58	17	36	5	200, skøn	0,47
1995 – kælving		29,3%	62,1%	8,6%		
Isortoq	1.680	448	1.159	73	2.500, skøn	0,39
1995 – kælving		26,7%	69,0%	4,4%		
Nassuttuup Nunaa	1.341	459	851	31	1.500, skøn	0,53
1995 – kælving		34,2%	63,5%	2,3%		
Kangerlussuaq	1.542	478	1.008	56	2.307	0,47
1997 – kælving						
Tasersuaq	255	34	103	118		0,33
1997 – kælving						
Kangerlussuaq	484	160	293	31		0,54
1997 – sommer						
Akia	93	27	50	16		0,54
1997 – sommer						
Kangerlussuaq	329	71	188	71		0,38
1998 – efterår		21,5%	57,1%	21,5%		
Akia	65	15	31	19		0,45
1998 – efterår		23,1%	47,7%	29,2%		

Antallet af kælvende simler i kælvningsområdet ved Kangerlussuaq er beregnet til ca. 2.300 i 1997.

Forholdet mellem kalve og simler ligger mellem 0,33 ved Tasersuaq under kælvingen i juni 1997 til 0,54 i både Kangerlussuaq og Akia i august 1997.

Forholdet mellem kalve og simler viser dog, at et betydeligt antal simler uden kalve også befinder sig i områderne. I alle kælvningsområder er der fundet færre end 5% bukke i kælvingstiden. Der finder altså en betydelig kønsmæssig adskillelse sted.

Tabel 14. 3. Antallet af observerede dyr og angivelse af de fløjne transekter foretaget den 14. juni 1997.

	Transekt	Længde (km)	Areal	Sum obs.
	50°25	12,54	25,08	201
	50°20	10,35	20,7	507
	50°15	9,85	19,7	236
	50°10	6,1	12,2	284
	50°05	4,85	9,7	73
Sum		43,69	87,38	1.301
Bestandsestimat				2.307
95% konfidensgr.				1.172

14.5. Referencer

Aastrup, P. 1986.

Rensdyrundersøgelser ved Vandkraftprojekt Kangerluarsunnguaq/Buksefjord, Nuuk/Godthåb 1984-85. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser. 79 s.

Jørgensen, P.V. 1993.

Satellitbaseret kortlægning af snedække og vegetation på kystnære dele af det vestlige Grønland. Rapport til Grønlands Miljøundersøgelser. Københavns Universitet, Geografisk Institut. 14 s. samt bilag.

Lassen, P. & P. Aastrup 1981.

Undersøgelser over tamrenbestanden (*Rangifer tarandus tarandus* L.) ved Itivnera, Vestgrønland. Danske Vildtundersøgelser 35. 36 s.

Thing, H. 1984.

Feeding ecology of the West Greenland caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) in the Sisimiut-Kangerlussuaq Region. Danish Review of Game Biology 12 (3). 53 pp.

Thing, E.M. & H. Thing 1983.

Cow-calf behaviour in West Greenland caribou on the Sdr. Strømfjord summer range. Proc. 3rd Int. Reindeer/caribou Symposium, Saariselkä, Finland, 1982. Acta Zool. Fenn. 175: 113-115.

Ydemann, D. & C. Pedersen 1999.

Rensdyr i Vestgrønland. Upubliceret rapport fra Grønlands Naturinstitut.

Appendiks 15

Retrospective analysis of snow cover and vegetation from NOAA AVHRR satellite imagery

By Carsten Bøcker. Asiaq

15.1. Introduction

As a part of the RenVeg project, a retrospective analysis of snow cover and vegetation from NOAA AVHRR satellite imagery. The present paper is the documentation of this part project.

The aim of the retrospective analysis was to provide a tool for wildlife management regarding vegetation and snow cover. More specific this implies production of data regarding normal NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), information on temporal distribution of snow cover and production of thematic maps showing information on snow cover and vegetation for each acquired satellite scene.

The method for producing the thematic maps is planned to be as automatic and operator independent as possible as it is planned to perform a continuous survey of snow cover and NDVI with AVHRR data received in Nuuk, Greenland.

In principle the analysis covers West Greenland south of the Disko Bay. Three areas of interest and, eight locations has been selected for detailed vegetation studies (#reference til områdedefinition andetsteds i rapporten), see figure 15.1.

The structure of this paper is following the flow of the data as close as possible. The chapters 15.2.-15.7. describes the processing of separate AVHRR scene while chapters 15.8. describes the timeseries analysis. Thus chapter 15.2. describes the acquisition of data, chapter 15.3., the preprocessing of data, chapter 15.4. is extraction of auxiliary data, chapter 15.5. is describing the geometric correction of the images, chapter 15.6. the actual processing of data and chapter 15.7. describes how the data are presented.

Selected results are presented in chapter 3. As it would be impossible to show all the results as paper prints, only selected data for one year, 1995 is presented. The rest of the results are on digital form on CD-Rom.

The main image processing system used in the present study is WinChips (Hansen 1998a). Winchips is extremely well suited for processing AVHRR imagery, with a magnitude of functionality, that far more expensive image processing packages are without. Therefore, all image data are produced in WinChips proprietary format.

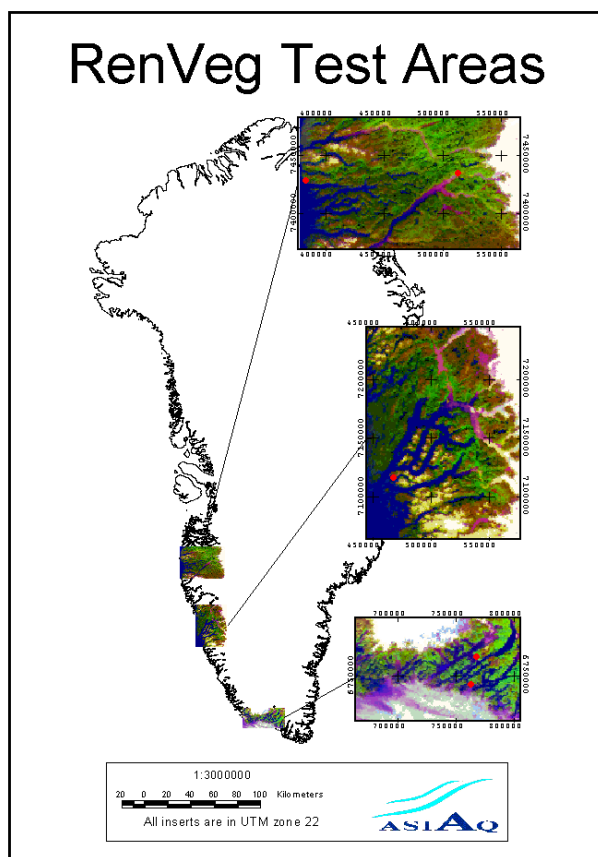


Figure 15.1. RenVeg Test Areas.

All applications developed for this study is programmed in Borland Delphi 3 and 4, mostly as 32 bit console applications, using object oriented techniques.

15.2. Method

15.2.1. Data acquisition

Data for the present project is obtained from two sources, the major part (1979 - medio 1996) from NERC Satellite Receiving Station at the University of Dundee and the most recent is received in Nuuk at ASIAQ - Greenland Field Investigations.

In the autumn 1996 more than a week was spent by browsing the entire quick-look archive at the University of Dundee in order to find suitable data. Approximately ten scenes should be found each year, distributed evenly over the growing season (ultimo March - medio October), covering at least the three areas of interest (figure 15.1.). The following criterias for selecting scenes applied:

- Least cloud cover as possible.
- The areas of interest should be as near nadir as possible.
- As high solar azimuth angles as possible.

Approximately 200 scenes were selected and purchased. It was not always possible to meet the demands for data as one or more of the areas of interest could be cloud covered for long periods, and therefore holes of more than a month in the data series are not unusual. The data density in the earliest years was also low.

15.3. Data preprocessing

15.3.1. Data Extraction

Data from Dundee was delivered on Exabyte tapes in Dundee HRPT format. As no standard package could read this, a program, *duntaper.exe*, was developed specifically for this task, by Anders Djuurhus, Kanukoka Informatics, Nuuk. The program simply reads the HRPT-files off the tape and writes them to the harddisk. A HRPT-file consists of a number of lines or frames, each frame spanning 11,090 16 bit words.

The first 750 words contains time and position as well as calibration information, the next 10,240 word is the image data, band interleaved in the original 10 bit format as received from the satellite, while the last 100 words are more time information.

The time and position information in the images, can be used to extract and rectify data from a specific area in combination with data describing the satellite's path (called TBUS-data or TLE-data).

In order to extract image data as well as calibration and other information in WinChips, the GetAVHRR Console modules are used. As the HRPT format differs slightly from different receiving stations. The Qtrack HRPT format used by the receiving station used by ASIAQ in Nuuk contains the TLE-data in the header, while the Dundee HRPT only contains the data frames. As a result the GetAVHRR modules are found in different variations. The GetNERC module reads and extracts Dundee HRPT files using a TBUS-file while the GetQTrack module reads and extract Qtrack HRPT files.

For all the scenes obtained in Dundee, TBUS-data should be found. The best source for that is The University of Tokyo's TBUS archive (<ftp://ftp.tkl.iis.utokyo.ac.jp/pub/TBUS/>). TBUS-data for all scenes where not available, but data within a week from the scene date is adequate, and in some cases even more distant TBUS-data can be used.

Going back in time less and less TBUS-data was available, and no data before 1983 was found.

However, TLE-data (www.celestrak.com) is easier obtainable, therefore in cases where no TBUS could be found, the Dundee HRPT-file was converted to a Qtrack HRPT-file, using a utility *d2q.exe*. This utility reads the TLE-data from a file and write it to the header of the converted Dundeescene. Now data can be extracted with the GetQtrack module.

Radiometric Correction

It is a well known fact that the sensibility of the AVHRR-sensors for channel 1 and 2, onboard the various NOAA missions, degrades with time. As no onboard calibration takes place, the pre-launch calibration formulas, if used, would perform worse with time passing after launch.

In order to compensate for the sensor degradation, formulas for post-launch calibration has been developed. Table 2.1. present updated calibration formulae for Noaa 7, 9, 11, and 14. The formulae are exponential and are functions of the number of days elapsed since launch.

Unfortunately, no recalibration formulae has been found for NOAA 5, 6, 10 and 12. Therefore data from these missions are excluded from the analysis in order to get a uniform processing of all data.

In order to illustrate the magnitude of the sensor degradation, figure 15.2. shows how the slope of the calibration formulas for channel 1 and 2 has changed since launch for Noaa 7, 9 and 11. This corresponds to a loss in sensitivity up to 5 percent.

In figure 15.3., an example on how the the absence of radiometric and atmospheric correction affects the NDVI is presented.

No degradation has taken place in the temperature channels 3, 4 and 5 (Teillet 1997) as these use a deep space scan for calibration. An application recalibrating the images, *recal.exe*, has been developed.

Atmospheric Correction

No atmospheric correction has been performed in the present study. The main reason is that the algorithm available in Winchips has very high treshold values for solar zenith angle as well as satellite viewing angle. This

Table 15.1.

Mission	Formula	Source
Noaa 7	Channel 1: $0.1100 * \exp(0.000101d) * (DN - 36)$ Channel 2: $0.1169 * \exp(0.000120d) * (DN - 37)$	Rao & Chen 1998a
Noaa 9	Channel 1: $0.1039 * \exp(0.000166d) * (DN - 37)$ Channel 2: $0.1136 * \exp(0.000098d) * (DN - 39.6)$	Rao & Chen 1998a
Noaa 11	Channel 1: $0.1060 * \exp(0.000033d) * (DN - 40)$ Channel 2: $0.1098 * \exp(0.000055d) * (DN - 40)$	Rao & Chen 1998a
Noaa 14	Channel 1: $(0.000232d + 0.109) * (DN - 41)$ Channel 2: $(0.000373d + 0.129) * (DN - 41)$	Rao & Chen 1998b

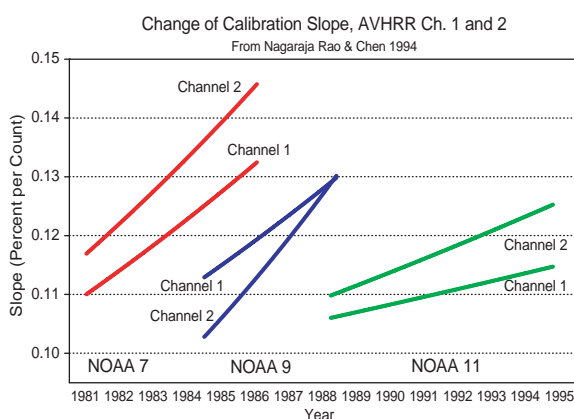


Figure 15.2.

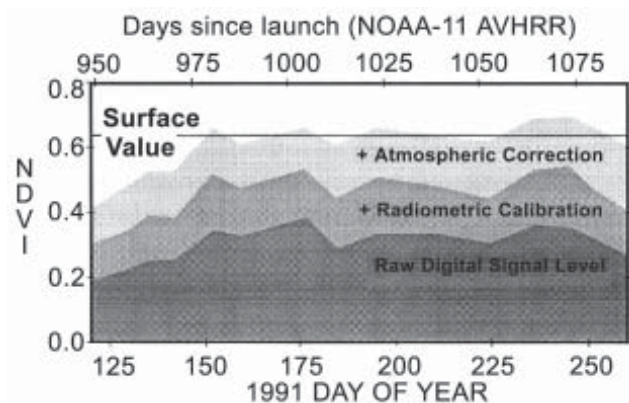


Figure 15.3.

would lead to large part of the images would be masked out, especially, in the northern parts of the area in the beginning and end of growth seasons.

In mid october the solar zenith angle varies app. 10 degrees in the app. 1,000 kilometers from Kap Farvel to the Disko Bay.

The absence of atmospheric correction will, all others equal leads to an underestimation of NDVI, see figure 15.3. but it has been considered more important to get data from as big areas as possible. Even when applicable, no atmospheric correction has been performed in order to ensure uniform treatment of the data.

15.4. Base data (chips console modules)

The Chips Console Modules are parts of the standard WinChips installation, and is only briefly described here. For a thorough description is referred to the Users Guide (Hansen 1998b).

15.4.1. NoaaGeo

The NoaaGeo console module calculates three images with sun-satellite related angles:

- Solar Zenith Angle (extension *.sza)
- View Zenith Angle (extension *.vza)
- Scattering Angle (extension *.sca)

15.4.2. NoaaBRF

The NoaaBRF console module extracts albedo images from unrectified NOAA AVHRR channel 1 and 2 images, using the calibration information extracted with the GetAVHRR modules.

The albedo in the output images *.a1 and *.a2 is corrected for solar zenith angles.

15.4.3. NoaaTemp

The NoaaTemp console module extracts channel 3, 4 and 5 temperature images from unrectified NOAA AVHRR images, using the calibration information extracted with the GetAVHRR modules.

NoaaVI

The NoaaVI console module calculates different vegetation indices, among these the NDVI (normalized difference vegetation index from AVHRR channel 1 and 2. The vegetation index is corrected for solar zenith angle.

15.5. Geometric correction

As mentioned previously in ch. 15.2.1., it is possible to geometrically correct (or rectify) Noaa images extracted with the GetAVHRR console modules, using orbit parameters and a digitized coastline. The rectification is performed in four steps:

1. The digitized coastline in geographic coordinates, is transformed using the orbit data file extracted with GetAVHRR,
2. The transformed coastline is adjusted so it fits the coastline of the unrectified image. This is done in an interactive manner with the image data and transformed coastline shown in a view. With a dialog, the transformed coastline is moved until it fits the coastline of the image.
3. A grid file with information on real world coordinate as well as image and pixel sizes is created.
4. The actual rectification of the images.

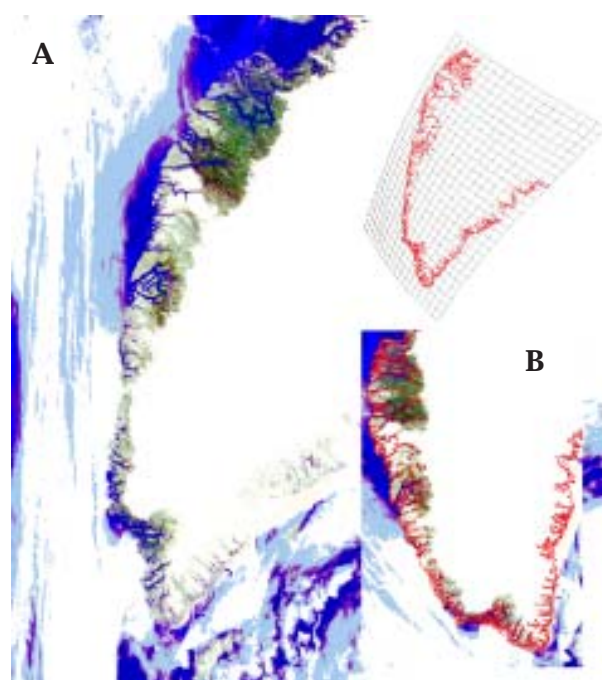


Figure 15.4.

For a trained operator, the entire rectification process takes 5-10 minutes, depending on image size, complexity of coastline and processor speed.

In the present context, the digitized coastline is a 1:2,500,000 (National Survey and Cadastre, Copenhagen) covering the whole of Greenland, from which the area of interest is clipped. The coastline is clearly erroneous in places, eg. The Ameralik Fjord, south of Nuuk is misplaced some pixels, but in general considered adequate as a trade-off between complexity (speed) and precision.

When the transformed coastline is adjusted, the images shown in the view is channel 1, 2 and 4 in the red, green and blue channels respectively. The lookup Table (LUT) is histogram equalized as this produces almost natural colors with good contrast between ocean and land.

The images are rectified to UTM Zone 22 using nearest neighbour resampling, where upper left corner has the coordinates: easting 350,000 meters and northing 7,650,000 meters. The image dimensions are 701 samples (columns) and 1,051 rows with pixel dimensions 1,000 * 1,000 meters (see figure 15.4B).

The precision of the rectification is estimated to be less than one pixel. When several images has been stacked, only little diffusion along coastlines is found. However, this is merely a sign of consistent rectification (easily achieved as only one operator has been involved), the absolute location in space, depending on the precision of the coastline.

Figure 15.4. shows some of the steps in the rectification process. Figure 15.4A is the unrectified image with the transformed coastline overlaid. The red grid is the a graphical representation of the resampling grid in order to illustrate the warping necessary to rectify the image. Figure 15.4B is the rectified image.

Apparently, sometimes the TBUS' or TLE's are incorrect and rectification is impossible,

e.g the coastline fits in the southern part of the area and not in the northern. In these cases orbit parameters from a nearby date was used, and data was extracted again and rectified with the new parameters.

15.5.1. Data processing Cloud Cover Masking

In order to perform reliable calculations on various parameters deducted from the AVHRR scenes, it is important that cloud covered pixels are masked out, and not contributing.

The cloud masking model used here is adapted from Jørgensen and Hansen 1993 with a few modifications. The model is a simple decision flow model, where each pixel is tested against a series of criterias. The model is outlined in figure 15.5.

One of the main differences between this model and Jørgensen & Hansen 1993 is that the present model operates on 16 bit data in comparison with 8 bit data. Therefore all threshold values for the criterias had to be redefined and the original values could only be used as clues. Some of the criterias was expanded with more threshold values.

The parameters used for the criterias are:

- Surface Albedo (alb): Calculated as the mean albedo of AVHRR channel 1 and 2 albedos. This is done using a program, *meanalb.exe*.
- NDVI (ndv): The calculation of the NDVI is described in ch. 15.3.4.
- The reflected part of AVHRR channel 3 (t34): calculated as channel 3 temperature subtracted from channel 4 temperature, using a program *T34.exe*.
- Channel 4 temperature (T4): The surface temperature calculated from channel 4, see ch. 15.3.3.
- Channel 1 and 2 difference (R12). Calculated by subtracting the channel 1 digital count from the channel 2 digital count with a program *R12.exe*.

The cloud masking model itself is implemented in the program *cloudcov.exe*. The actual cloud masking process is an interactive process involving at least two steps figure 15.6. First step is to run *cloudcov.exe* for the specific scene. The first time *cloudcov.exe* is runned for a scene, default threshold values are used. These are written to a configuration file for the specific scene, while the cloud mask is written to a chips image. Next, the result is checked visually against color composites (channel 1,2 and 4) or single overlays (T4, Albedo) of the scene. If the result is not satisfactory, the threshold values are changed in the configuration file and the next time *cloudcov.exe* is runned, these threshold values are used. The steps are repeated until a satisfactory result is found.

Each time *cloudcov.exe* is runned, a result resume is written to a log file for the specific scene, with information on number of pixels classified as clouds with each criteria, as well as the threshold values used in the specific run. This way it is easy to track changes between each consecutive run.

The model performs best on summer scenes with low snow cover, and manual configuring is rather the rule than the exception. Especially thin cirrus clouds and cloud edges are hard to classify with default threshold values. After having used the model on many images, however, some typical changes to the threshold values was found to solve most problems. In the case of cloud edges and thin clouds, surface features “shines” through the clouds:

- The NDVI sorting criteria is increased as clouds with NDVI values up to 0.2 (DN 120) is found, but typically increased to 110 (NDVI 0.1)
- The default surface temperature in criteria 1 is to low and can be increased up to 2,750 (275 K). Typically up to 272 K for avoiding misclassification of land pixels.
- T34 is the most effective parameter to work with in all criterias, but a very sensible one. One count too low or too high and the entire scene is classified as clouds. Typically T34 should be decreased in order to catch thin clouds and edges to app

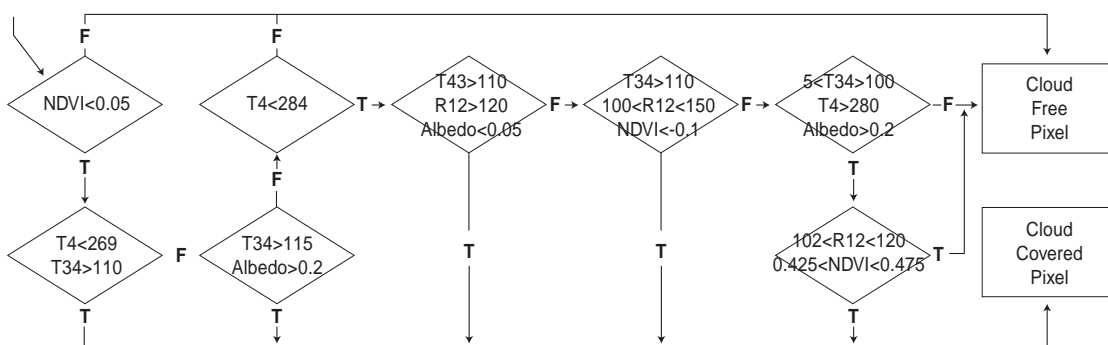


Figure 15.5.

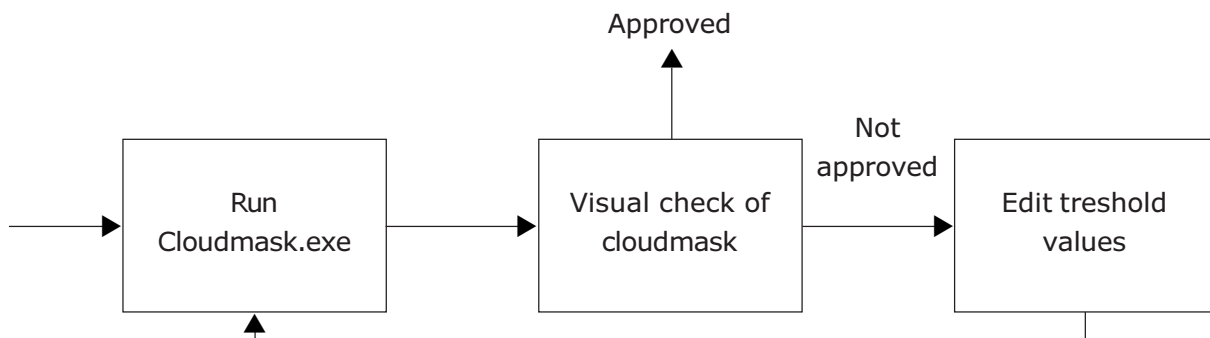


Figure 15.6.

100-105. However in some cases T34 in criteria 4 should be increased. All cloud covered pixels can be classified using T34, however, at the expense of massive misclassification of cloud free pixels. Especially the upper parts of the Inland Ice and the sea is very sensible to changes in T34. In some cases misclassification of these surface types has been ignored as it has been considered more important to classify cloud covered land pixels. Noise in channel 3 is known to lead to this situation.

- R12 has only been changed in a very few cases, and is not considered very important. A reason for the poor performance could be that R12 are calculated on values that are not compensated for sensor degradation (see ch. 15.2.2.) and therefore the difference is dependant not only on surface reflection but also on sensor age. Instead maybe an albedo difference should be used.



Figure 15.7. Example of a cloud mask (960718) calculated with default configuration values.

Another approach to ensure that cloud edges are classified, is to put a buffer around all pixels classified as clouds, 2-5 pixels.

A common problem is that mixed pixels with especially ice/land and to smaller extent sea/land pixels are classified as clouds. A small increase of T34 in criteria 4 is often enough to unclassify.

Fjords with ice is often classified as clouds, but this has been ignored, partly because these pixels are masked out in a later stage, and partly because fjord fog is very common.

Figure 15.7. shows an example of a cloud mask (960718) calculated with default configuration values. The problems classifying all the clouds are seen clearly, eg. In the upper left corner where warm blueish clouds are found.

Snow Cover

The snow cover calculation in this study is based on a linear mixing model, using albedo endmembers for 100% snow cover and 0% snow cover as well as measured snow cover. The snow cover is calculated on a sub-pixel level and is expressed as fraction pixel area covered with snow (Søgaard & Thomssen 1988):

$$SC = (A_c - A_0) / (A_{100} - A_0)$$

where SC is snow cover, A_0 is endmember for no snow cover, A_{100} is endmember for full snow cover and A_c is the measured albedo, in this study, the mean albedo of AVHRR channel 1 and 2 albedos respectively, see ch. 15.5.1. How the endmembers are determined is described in ch. 15.5.2.1. and 15.5.2.2. below.

A program, *snowcov.exe*, was developed in order to implement the above formula.

Endmember for 0% snowcover (Background Albedo)

Eventhough table values for albedos of different surface types easily can be found, this approach for finding the albedo for a

snow free pixel was not considered appropriate. The classification process involved, will always result in simplification of the data, as the table classes most certain will be fewer than the land cover classes found in a AVHRR scene of 700 * 1,000 pixels.

Instead a method for estimating the albedo for each pixel is adopted from Broge *et al.* 1991. The idea is to stack cloudfree images and find the global minimum value for each pixel. The lowest albedo is then assumed to be the snow free albedo. Eventhough some of the images are partly cloud covered, a cloud free pixel will allways have lower albedo than clouds. In order for this to be true, it is off course a condition, that all pixels are cloud free on at least one image in the series.

The main problem with this method, is not, as previously stated, clouds, but cloud shadows as these has very low albedo. It is

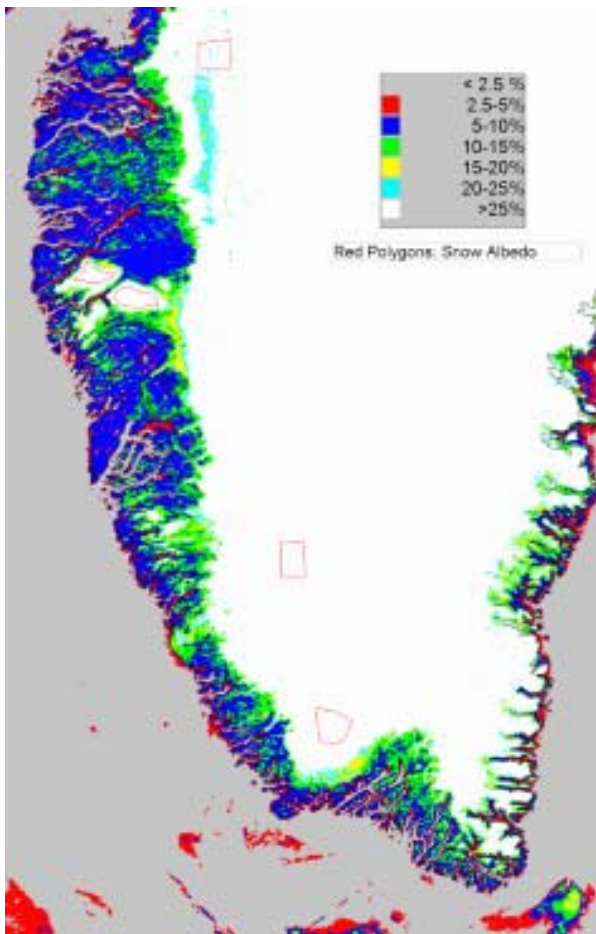


Figure 15.8. Background albedo image of Greenland.

therefore advisable to use images with as low solar zenith angles as possible, in order to minimize this problem.

In the present context this is not considered a problem as the images selected are practically all cloud free over land. However, on the final image, the cloud shadows causes big problems on the Inland Ice. The images used here is listed in table 15.2. below and the background albedo image is found in figure 15.8.

Endmember for 100 %s snow cover

Snow albedo is a highly variable parameter, varying with grain size, amount of impurities and solar incidence angle among others (Dickinson 1983). Therefore it was an important goal to obtain a representative snow albedo for each image.

Six areas on ice caps and on the Inland Ice, considered snow covered at all times, was selected, see figure 15.8. The areas ranges from app. 700 to 1,000 pixels, and is considered large enough to be representative.

All areas were examined for cloud cover, and if cloud free, the mean albedo for the area was calculated. The areas was prioritized so that areas on local icecaps had highest priority. The mean albedo for the cloud free area with the highest priority was chosen as the representative snow albedo value. Albedo values for all the areas was written to a database for future use.

Table 15.2.

Image Date
850820
860810
880826
890813
900730
910726
920801
930728
950730
960718

The albedo on the local ice caps was assumed to be more representative for snow covered land pixels than areas on the Inland Ice. The lower terrain altitude and vicinity to the sea of the local ice caps will lead to more dust and impurities in the the snow and lead to lower albedos than on the Inland Ice. This seem to be the case from the data found, however, no statistical tests has been performed.

If all of the six ares was cloud covered in a scene, an alternative area was chosen for that scene, and the mean albedo calculated.

A source to error was observed in cases where the equilibrium line altitude (ELA) is higher is in or above the selected areas. In these cases the albedo value will represent exposed ice or saturated snow with typical albedo values of 0.3 to 0.45, where snow typically is in the range 0.6 to 0.8. If a suspicious albedo value was found, the image was manually checked, and if the ELA was above or in the selected area, another area was chosen.

In practice the the method is implemented as a CSL script, prepared for batch processing.

15.6. Data presentation

In order to present the data in a clear way, an overlay was produced for each scene date, combining information of snow cover, NDVI and cloud cover.

The overlay shows NDVI classes of intervals of 0.1 in pixels where snowcover is less than or equal to 0.2 and snow cover classes of intervals 0.1 in pixel where snow cover is greater than 0.2.

Data is only shown for land pixels as ice-caps, Inland Ice and sea is masked out. A description of the landcover mask is found in ch. 15.7.1. Samples overlays is presented in ch. 3 for the growth season 1995.

15.6.1. Time series analysis

Maximum NDVI

As it is useful to know the NDVI when the vegetation is at its height, annual maximum NDVI overlays has been produced.

It has been done simply by finding the global maximum for each pixel for all NDVI overlay for a year. For this to be possible it is of course a condition that all pixels are cloud free on at least one scene.

It is assumed that a vegetated pixel allways will have a higher NDVI than a cloud covered one and no cloud cover masking is used.

When processing the images it appeared that striping on older images (before 1990) was accumulated, as the stripes had very high NDVI. Closer examination showed that no land pixels had NDVI values higher than 0.55. Therefore the processing was repeated, this time ignoring all pixels above NDVI 0.55.

The maximum NDVI overlay for 1995 is presented in figure 15.9.

There are two main sources of errors. Firstly, the date exhibiting the highest NDVI values is not necessarily represented in the dataset, and secondly if it is it is likely that some pixels are cloud covered. Both these cases leads to a too low maximim NDVI for that specific year.

No digitized land mask, ie. an overlay only consisting of land pixels, exists, making calculation of eg. averages for all land pixels difficult. However, during the process of removing the stripes it was found that if taking the maximum NDVI overlay for a year, and masking all values out below 0.02 and above 0.55 an acceptable land mask overlay was produced. The best result were found using the 1995 maximum NDVI overlay. It contains errors in mixed pixels, masking out areas near the coast and along the border of the Inland Ice as well as areas with exposed rocks with little vegetation. But no alternative exists and in this case the errors are ac-

ceptable. The land cover mask is used in figure 15.15.

A global maximum NDVI overlay was also produced by finding the maximum NDVI value for each pixel in the annual maximum NDVI overlays, see figure 15.14.

Normal NDVI

As the data used in this study is neither complete nor evenly distributed in time, a method to fill the gaps is interpolating between the available scenes.

It is assumed that the course of the NDVI during the season follows a parabola i.e. The interpolation model is a 2. degree polynomial.

In order to avoid using off image pixels and cloudcovered pixels in the interpolation, a preprocessing step was performed. An overlay was produced (in the following called CDV) for each scene, where all cloud covered

red or off image pixels are given the value 0 and the actual interpolation is performed on the CDV-overlays.

The interpolation is done in two steps:

First the model is calculated, a 2. degree polynomial resulting in three overlays with 2., 1. and 0. degree coefficients. A RMS overlay and a count overlay is also produced.

In the present context only values ranging from NDVI -0.01 to 0.55 is included in the interpolation to filter out partly the masks in the CDV-overlay and partly image striping (see ch. 15.7.1.).

A problem often encountered in NDVI interpolation is that too few values in the start or end of the season can force the parabola to turn "upside down" i.e. The legs of parabola is pointing upwards. This is the case in the Vatnaverfi pixel in 1995, where the last three scenes in the end of the season are

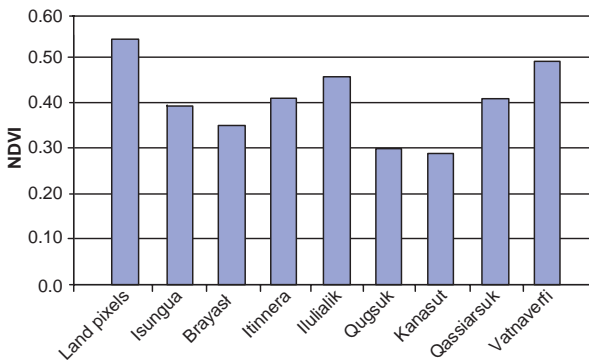


Figure 15.9.

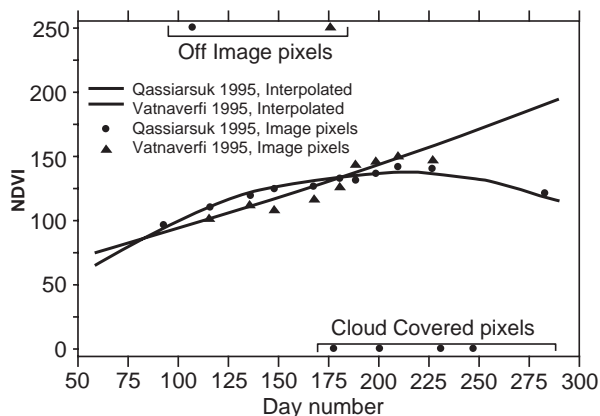


Figure 15.10.

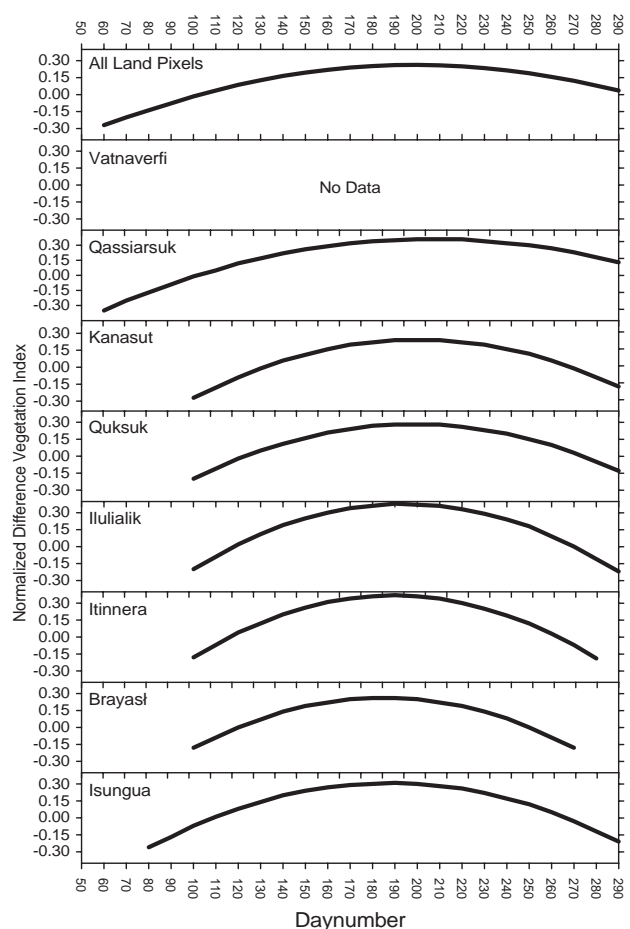


Figure 15.11.

cloud covered, see figure 15.10. It is seen from figure 15.10. that using this model would lead to disastrous results, with NDVI increasing exponentially towards the end of the season.

A simple method to filter out these cases is to replace the second and first degree coefficients with the value zero if the second degree coefficient is greater than 0. The 0. degree coefficient is replaced with the value 250 resulting in a mask value in the pixel for all resulting images. The drawback is that a pixel is masked out for the entire year even if the start and mid pixels are good, as in the Vatnaverfi pixel in 1995. But this is to prefer, compared to results based on an interpolation on clouds.

The next step in the interpolation process is the calculation of resulting images.

The interpolation is done in 10 days intervals starting at day 60 (March 1., February 29. in lapse years) and ending at day 290 (October 27./26.) resulting in 24 overlays each year.

An example of an interpolation result is shown in figure 15.11., where interpolated

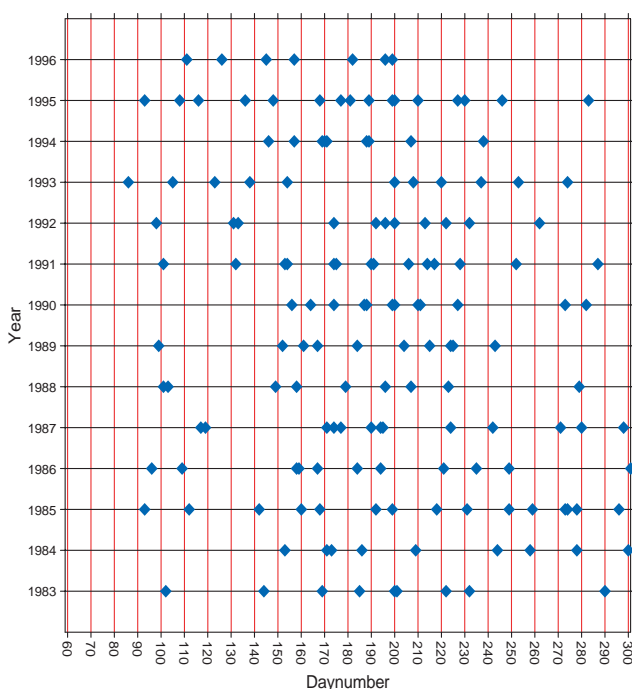


Figure 15.12.

NDVI is shown for 1995 for each of the test-areas.

Figure 15.12 shows the distribution of scenes, in each of the 13 years used in the present study. The blue dots represents image data and the vertical red lined represents the interpolation dates. In order to calculate a normal ndvi, average overlays has been calculated along the red lines. In this way the normalndvi of a season is represented by 24 values for each pixel. The normal NDVI for the eight test ares is presented in figure 15.17.

Length of growth season

In the present context a pixel is defined as vegetated when the spatial snow cover is below 20%. Then the start of the growth season in a pixel for a specific year, can be defined as the day, the snow cover falls below 20% and likewise the end of the growth season can be defined as the day the snowcover exceeds 20%.

The start and end dates of the growth season for each pixel is found, by a simple linear interpolation routine which is sketched in figure 15.13.

The two cases are: 1) Start of growth season. The last image with snow cover below 20% and the first image with snow cover above 20% are found and the day number for snow cover 20% is interpolated from these points. 2). The end of the growth season is found in the same way, only here, the points used for interpolation is the last image with snow cover below 20% and the first image with snow cover above 20%.

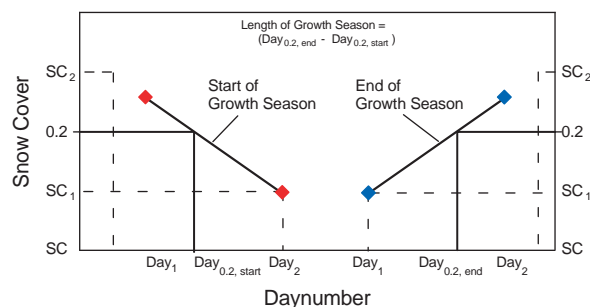


Figure 15.13.

The routine is executed twice for each year, where only images before August 1. is used for calculating the start of the growth season, and only images after July 1. is used for calculating the end of the growth season. If no meaningful value is found a value of zero is assigned.

The length of the growing season each year is found by subtracting the end of season overlay with the start of season overlay.

15.7. Results

In the following chapter, presenting results, not all data has been included. Results regarding whole scenes are represented by showing results from 1995, and pixel based results showed for each of the eight test areas shown in figure 15.1.

15.7.1. Composite maps

Figure 15.15b-p. presents composite maps for the growth season 1995. Figure 15.15a. is the legend for all composite maps.

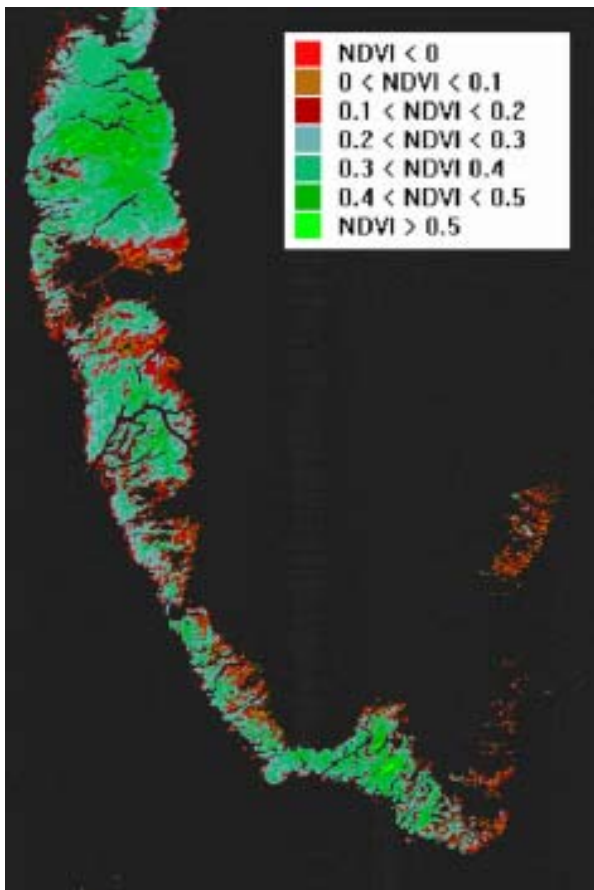


Figure 15.14.

15.7.2. Maximum NDVI

Figure 15.14. presents the global maximum NDVI overlay. As expected figure 15.14. shows that areas with high NDVI values are found in areas away from the coast where a dryer end warmer climate prevails.

In figure 15.16. the maximum NDVI for each of the test areas as well as for all land pixels is presented.

For all years the maximum value found is around 0.55, in an area near Kangerlussuaq. Kanasut exhibits the lowest values, with no years exceeding 0.3 while highest values are found in Vatnaverfi with almost all years above 0.4.

15.7.3. Normal NDVI

The normal ndvi for a growth season is presented in figure 15.17. for each of the test areas. The gray bars shows how many of potential 13 images has been used in the calculation. It is seen that the more images used, the more the NDVI follows a parabola. As in figure 15.16. Kanasut has the lowest NDVI values through the season while Vatnaverfi and Itinnera has the highest.

15.7.4. Length of growth season

Figure 15.16. is a summary of when the growth season starts, ie, when then the snow cover in a pixel is below 0.2. it is seen that in the eight pixels earliest dates are in medio April to primo May, while the latest season starts ranges from primo June to ultimo July. A mean day number is also calculated, with dates around primo June for all test areas.

Figure 15.17. summarizes the day number of the end of the growth season (snow cover > 0.2) for the eight test areas. The earliest end of season covers a large period of time of app. 2 months from ultimo June to ultimo September. In contrast, the latest end of season is very uniform for the eight areas, all around medio October. The average end of season data ranges from primo September to primo October.

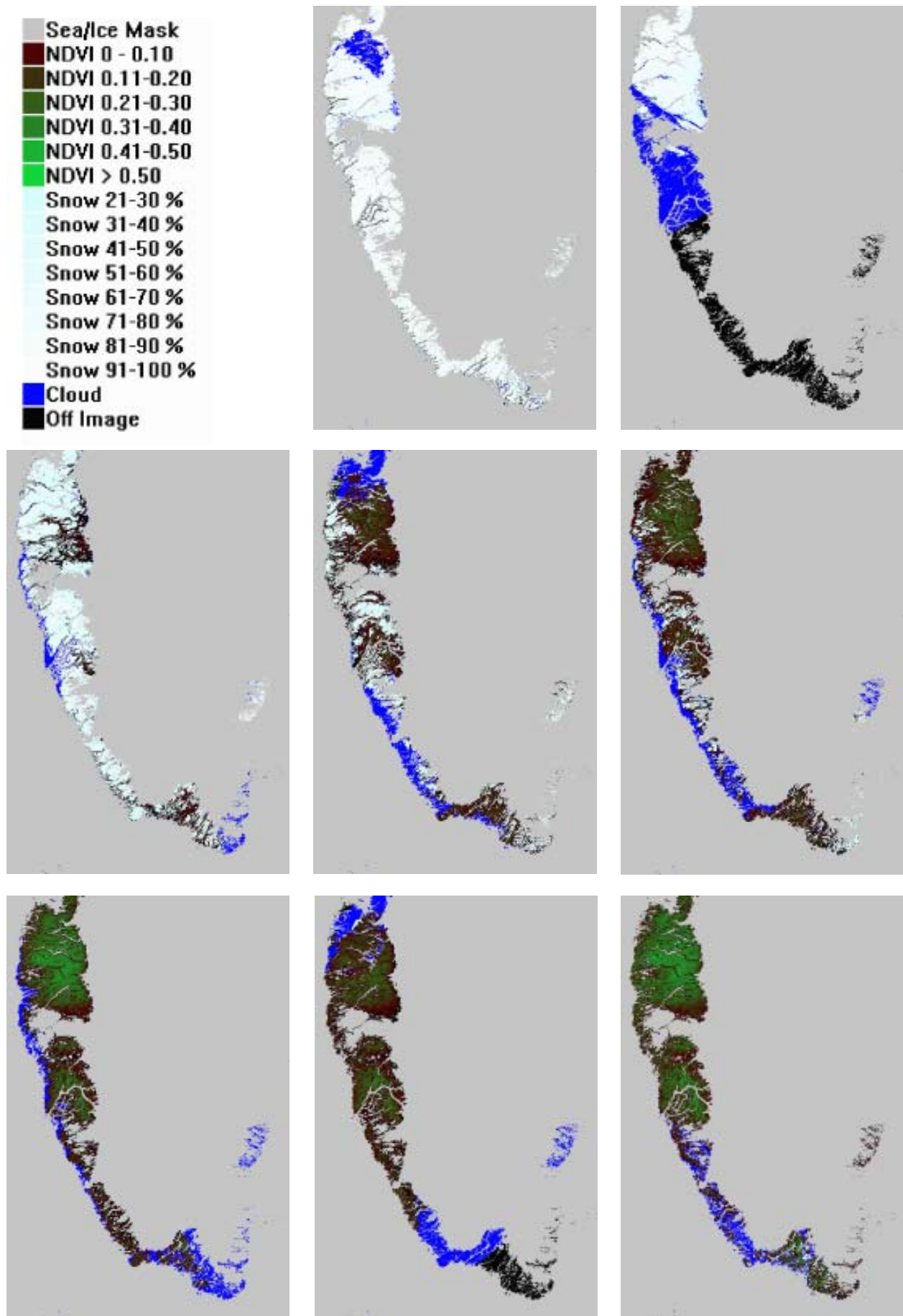


Figure 15.15a-p.

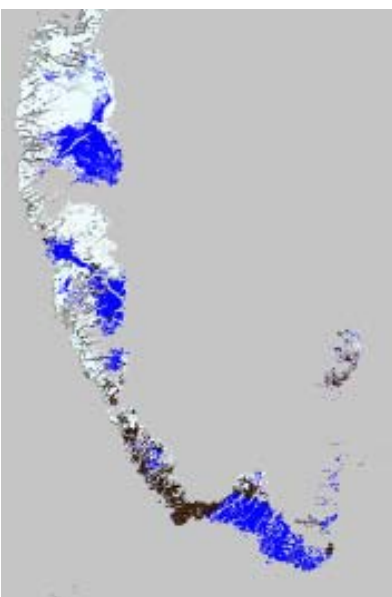
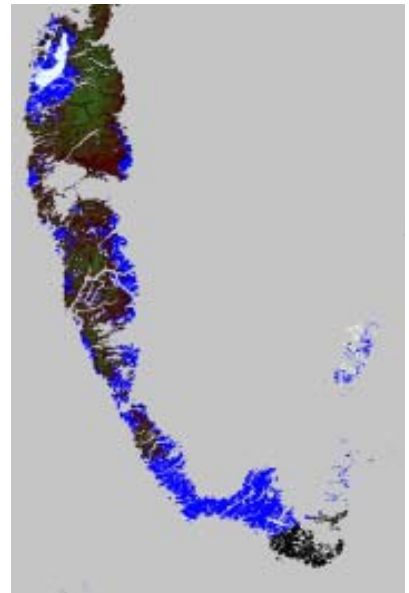
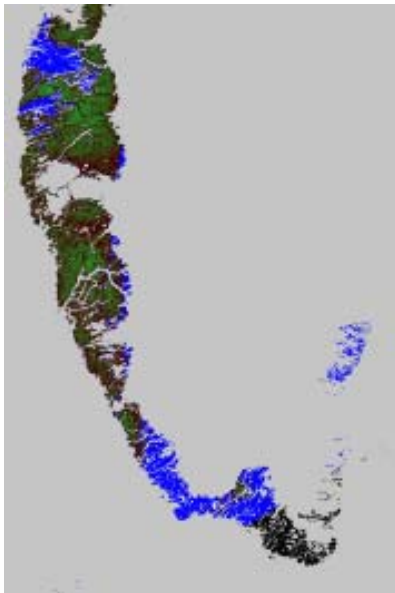
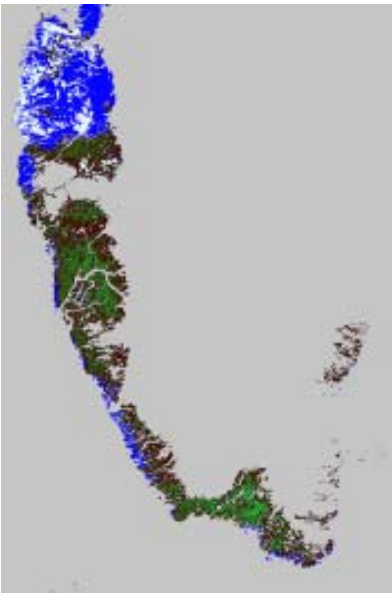
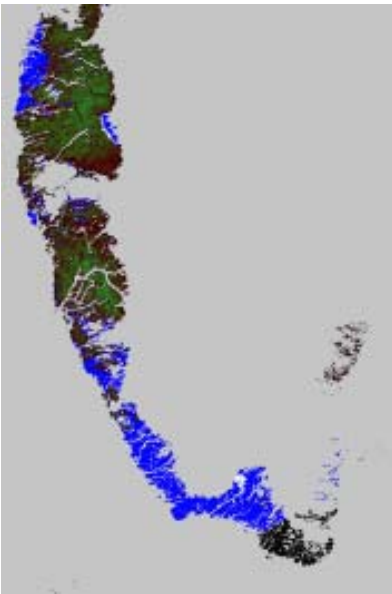


Figure 15.15a-p continued.

Table 15.3. presents the calculated growth season lengths for the eight test areas. Four years had to be excluded from the analysis, because data was highly doubtful. These years are 1989, 1992, 1994 and 1996. The reason for the exclusion is mainly missing data in the end of the season.

Figure 15.20. is a summary of the data presented in table 15.3.

15.8. Discussion

The composite maps presented in figure 15.15. gives an impression on how parameters like snow cover and NDVI varies over a growth season. As these maps represents the best datamaterial available for 1995, they also demonstrates how difficult it is to obtain representative data for a specific year. It has been impossible to obtain cloudfree images from large parts of South Greenland in the last months of the growth season. This

is reflected in the calculation of interpolated overlays, as no data for Vatnaverfi exists (fig. 15.11). As clouds in South Greenland is a common problem is also seen in figure 15.17., where fewer images has been used in the calculation of normal NDVI other years.

In general, the method described in chapters 15.2. to 15.6, performs well over land pixel, but from the above it is clear that this type of model is heavily dependant on operator experience especially regarding cloud cover masking. Therefore the model can not be considered fully oprational and further development is needed. However, the issue of operator experience is not likely to be solved.

The recent launch of Noaa 15 should improve the possibillities of separating clouds from snow as it contains a new channel 3 setup, suitable for this.

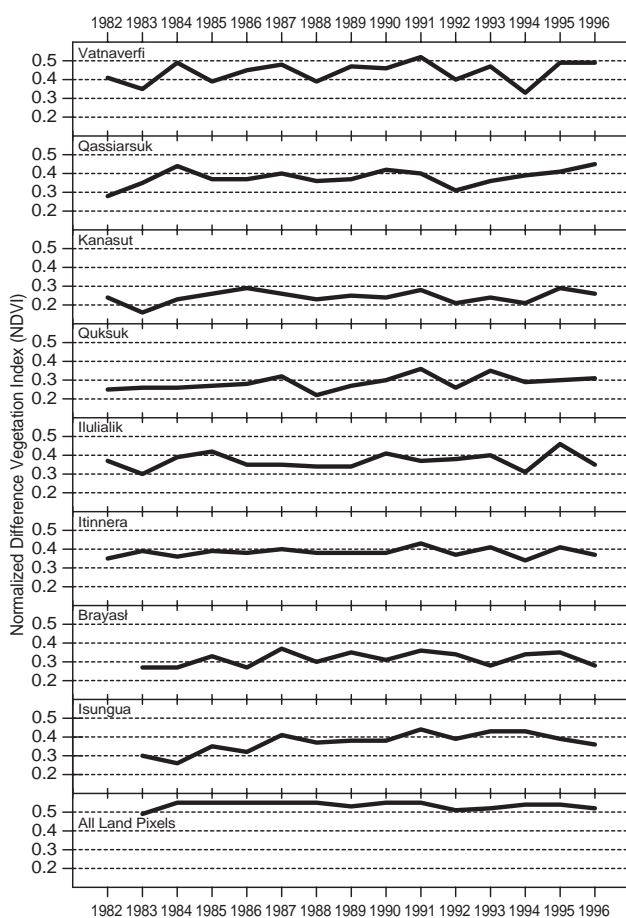


Figure 15.16.

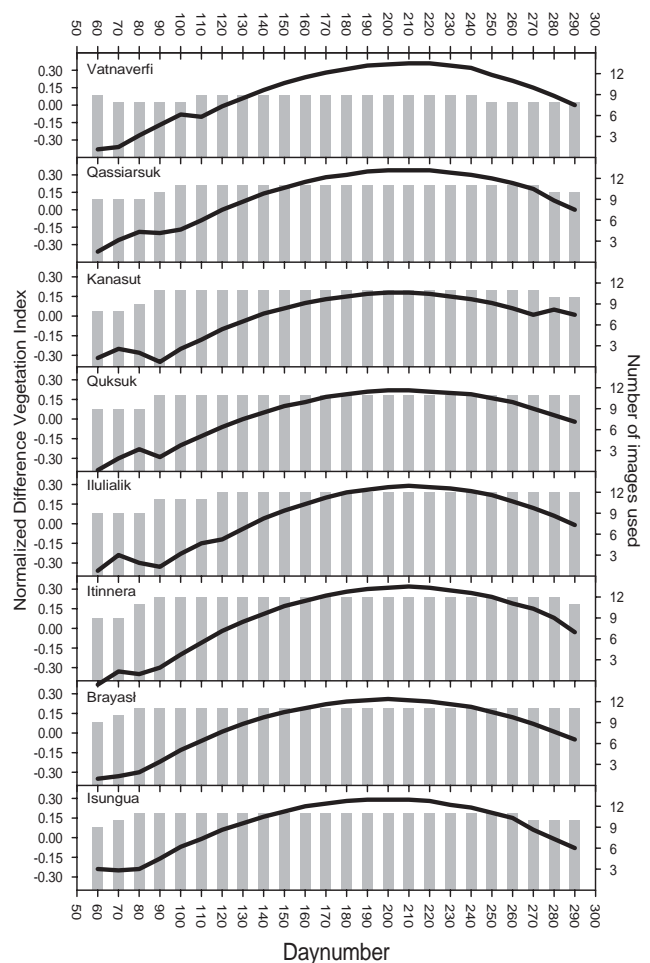


Figure 15.17.

A recent article (Simpson *et al.* 1998) presents an entirely different approach and states that static spectral and bi-spectral thresholding models like the above are likely to fail in cloud/snow discrimination. This approach uses a split and merge classification method for classifying snow, cloud, mixed cloud/snow and land pixels in cold regions. The process is based on channel 3 and 4 temperature, channel 2 albedo and the emitted part of channel 3. The classification accuracy of the model is typically 97% and is confirmed with Landsat data and ground observation.

While the composite maps, in a retrospective analysis may not be as interesting as the parameters deduced from them, they have a great value in a continuous survey, as they give a status for a large area. Especially when processed with regular intervals, with short delay after receiving the image, they provide wildlife administrators with valuable tools for e.g. field work planning and explanations of features observed in the field.

It would have been aesthetically more pleasing with separate masks for sea and Inland Ice in the composite maps, but this was not possible in the present context.

Some regional trends are found in the maximum NDVI (figure 15.16.), e.g. for 1984, where a peak is found in South Greenland, which is not found in the Nuuk and Kangerlussuaq areas.

In order to be able to perform better comparison between different years and different

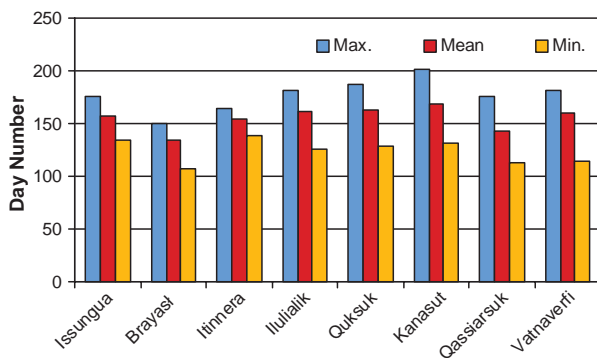


Figure 15.18.

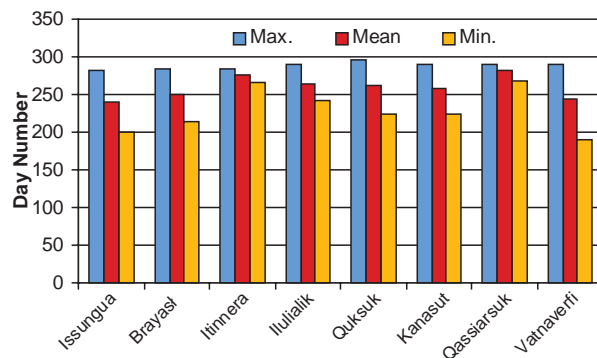


Figure 15.19.

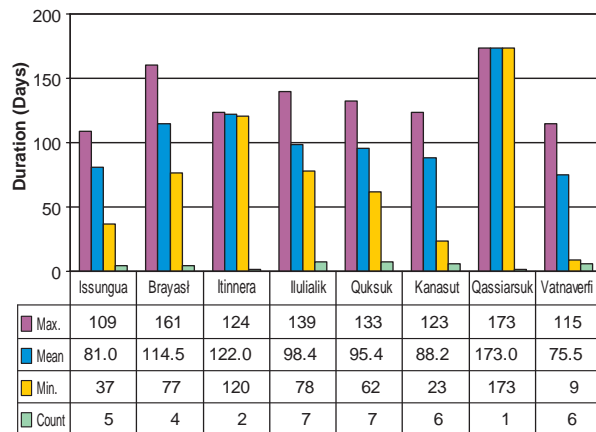


Figure 15.20.

Table 15.3.

	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1990	1991	1993	1995
	-	-	107	109	-	-	-	60	92	37
Brayasø	-	-	161	-	-	77	-	-	125	95
Itinnera	-	-	-	-	120	-	-	124	-	-
Ilulialik	78	-	-	97	83	112	-	83	97	139
Quksuk	91	-	99	98	85	100	-	62	-	133
Kanasut	78	-	-	94	101	-	110	23	-	123
Qassarsuk	-	-	173	-	-	-	-	-	-	-
Vatnaverfi	40	91	-	115	111	87	9	-	-	-

pixels, the variation of the maximum NDVI in relation to a normal was found. A normal (average) maximum NDVI overlay was produced by calculating the arithmetic mean for each pixel for the annual maximum NDVI overlays (figure 15.21.). Next ratio images were calculated for each year simply by dividing the annual max NDVI overlay with the normal NDVI overlay resulting in a ratio image for each year.

Figure 15.22. shows the variation of the maximum NDVI for each year in each of the test area pixels as well as for all land pixels in relation to the average maximum NDVI. The average maximum NDVI is given the index 100. Above average years has values above 100 while below average years has values below 100.

1988 is generally a bad year with values well below 100 in most testareas. Opposite 1991 and 1995 were good years, 1995 exhibiting the highest index in Ilualik. More mi-

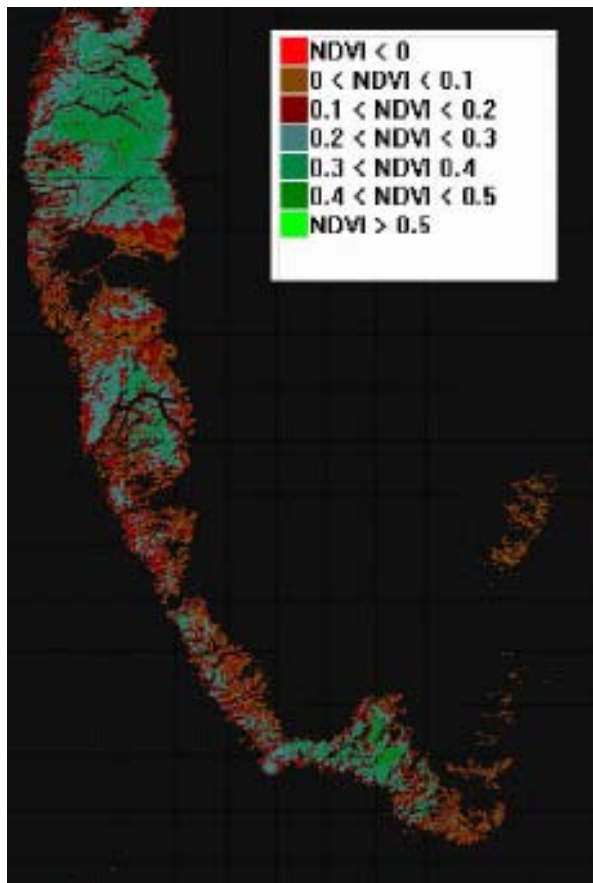


Figure 15.21.

xed results are seen in 1992 and 1994 where indexed above 100 is found in the two northernmost areas (Isungua and Brayasø), but values below 100 or near neutral is found in the rest of the areas.

The results shown in figure 15.22. especially the absolute values of the indices, should be used with caution due to the possible errors described in ch. 15.7.1. However, the data shows some general trends and is therefore a valuable source of information.

An other interesting analysis could be to find the daynumber for the maximum NDVI value in order to study the temporal variation of the height of the growth season. A figure could then be produced showing the displacement of the maximum NDVI value in days for specific years in relation to a standard maximum NDVI daynumber. However, the results was considered to be too doubtfull, as the date of the maximum NDVI is not very precise.

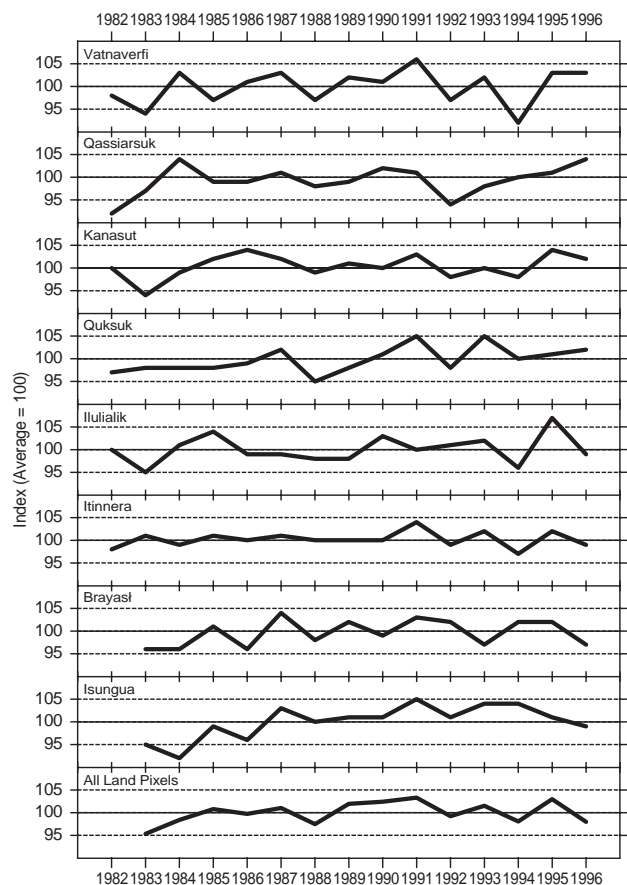


Figure 15.22.

Maybe it should be tried with the interpolated normal NDVI values as it is quite easy to find the extreme if the parabola. However, even if the date could be determined this way, the absolute value of the maximum NDVI would be to low.

The normal NDVI curves in figure 15.17. follows the parabola form surprisingly well, considered that they are averages of several parabolas. Only in beginnings and ends of seasons the curves are jagged. This is to be contributed to missing images in the start and end of seasons, resulting in filtered out values due to the problems described in ch. 15.7.2. However, much of these problems could be solved by introducing snow covered images in the analysis. In the present study onlt very few images are totally snow covered, but if cloud free snowcovered images could be found in the start and end of each season, the NDVI values here would be so low that the parabolas was forced to point in right direction.

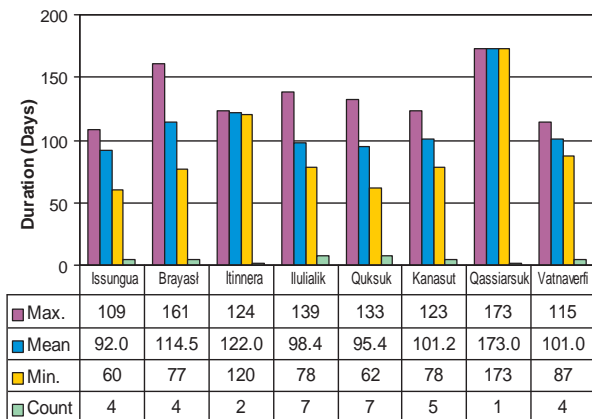


Figure 15.23.

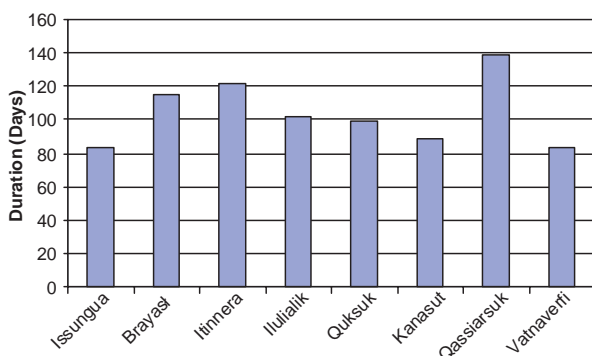


Figure 15.24.

An easy way to percieve this is to run a new interpolation on the normal NDVI overlays on the same dates. Then the form of the NDVI curve would be a perfect parabola, and the ruggedness would be levelled out.

This is also the place to discuss whether the form of the saesonal variation of the NDVI is a parabola. It may be true for the start of the season. However, the growth season in Greenland terminates abrubtly by the first snow fall. It has been considered more save to consider all pixels as potentially snow free. As the normal NDVI first comes above 0 in the late spring, the melting of the snow cover has been taken into account.

The growth season length in table 15.3. is characterized by many "- = No Data" fields. For the Qassiarsuk pixel only data from one year is found and for 1984 only data for Vatnaverfi is found. In figure 15.20. is shown the maximum, minimum and mean season length for each area. The number of years used in the calculation ranges from 1 to 7 out of the the 14 possible years.

Very low values are found in table 15.3., eg. for the Vatnaverfi pixel where the minimum values found are 9 and 40 days. If these values are omitted in the calculation of the mean season length the new mean season length is 101 days. Figure 15.23. shows the same data as figure 15.20., only with lowest values (below 50) excluded.

The removal of the lowest values results in more uniform mean values. Now the mean season length ranges from 92 to 122 days except for the Qassiarsuk pixel, but as this value is only based on data from one year.

Figure 15.24. shows the mean season length calculated by subtracting the mean start of season date with the mean end of season date taken from figures 15.18. and 15.19. respectively for each test area. This methods levels out very late season starts and very early season ends and gives results comparable with figure 15.23., however without excluding any data.

The problems in the calculations can be contributed mostly to the fact that the first and last images for each year are not snow covered in all cases, sorting out many pixels. This especially applies to the end of the season. Therefore the quality of the analysis would be improved considerably if each season started and ended with a snowcovered image.

An alternative way to find the start and end of growth seasons, is to determine when the NDVI declines below 0 in start and end of growth seasons respectively.

If the results for the temporal variation of the snow cover had been better, it would have been interesting to correlate e.g. start or length of growth season with maximum NDVI.

The very simple linear interpolation used to find the start of the growth season could be replaced with a more advanced method using depletion curves. A depletion curve is a model for spatial smelting of a snow cover. At first the snow cover melts away slowly, but after a certain point the melting speeds up and most of the snow cover disappears in a short period of time until another point is reached, when the last snow is remaining for a long period of time.

In order to determine the depletion curves, images in the snow melt season should be obtained with very low interval, at least one per day, and the curves could be interpolated between these.

15.9. Conclusion

The method for producing the composite maps has proven to be fast and well functioning, albeit not as automatic and operator independent as planned.

It is mostly the cloud masking algorithm that causes troubles as individual images has to be manually configured and reprocessed in many cases. In addition, the quality of the cloud screening increases with operator experience. Therefore further development is needed.

In ch. 15.4. an alternative method is described (Simpson *et. al* 1998) for separating snow land and cloud pixels. As the results are very promising and future development could easily go into that direction.

In the data acquisition fase for the present project, most weight was put on acquiring images during the growth season. However, the results has shown that both the calculation of normal NDVI and growth season would have benefitted from snow covered images in the start and end of each season. Therefore if the work presented here is to be continued, an important issue would be to acquire these images.

Another objective would be to include data from the latest 2 years in the analysis.

Eventhough the present study is ended, the results should by no means be considered as static. As continous syrveying of NDVI and snow cover is going to take place with similar or comparable methods, the amount of data will increase and thereby the quality of the deducted results will be improved.

15.10. References

Broge, N., P.V. Jørgensen & Scharling 1991.
Snekortlægning til hydrologisk brug i Norge. Institute of Geography, University of Copenhagen.

Dickinson, R.L. 1983.
Land surface processes and climate - Surface albedo and energy balance. *In*: Saltzman, B. (ed.). Theory of climate. *Advances in geophysics* 25: 305-353.

Hansen, L. 1998a.
Winchips Users Guide, Institute of Geography, University of Copenhagen.

Hansen, L. 1998b.
Winchips Console Modules Users Guide, Institute of Geography, University of Copenhagen

Jørgensen, P.V. & B.U. Hansen 1993.
Satellitbaseret kortlægning af snedække og vegetation på kystnære dele af det vestlige Grønland. Institute of Geography, University of Copenhagen.

Nagaraja Rao, C.R. & J. Chen 1998a.
Calibration formulae for the visible and near infrared channels of the Advanced Very High Resolution Radiometer on board the Noaa-7, -9, -11 spacecraft: An update. <http://orbitnet.nesdis.noaa.gov/ora/calib.html>.

Nagaraja Rao, C.R. & J. Chen 1998b.
Calibration formulae for the visible and near infrared channels of the Advanced Very High Resolution Radiometer on Noaa-14 spacecraft. <http://140.90.207.25:8080/EBB/ml/nical.html>.

Simpson, J.J., J. Stitt & M. Sienko 1998.

Improved estimates of the area extent of snow cover from AVHRR data. *Journal of Hydrology*, vol. 204: 1-23.

Søgaard, H. & T. Thomsen 1988.
Application of Satellite data to Monitoring snow cover and Runoff in Greenland. *Nordic Hydrology*. vol. 19.

Teillet, P.M. 1997.
A status overview of earth observation calibration/validation for terrestrial applications. *Canadian J. of Remote Sensing*, vol. 23, no. 4: 291-298.

