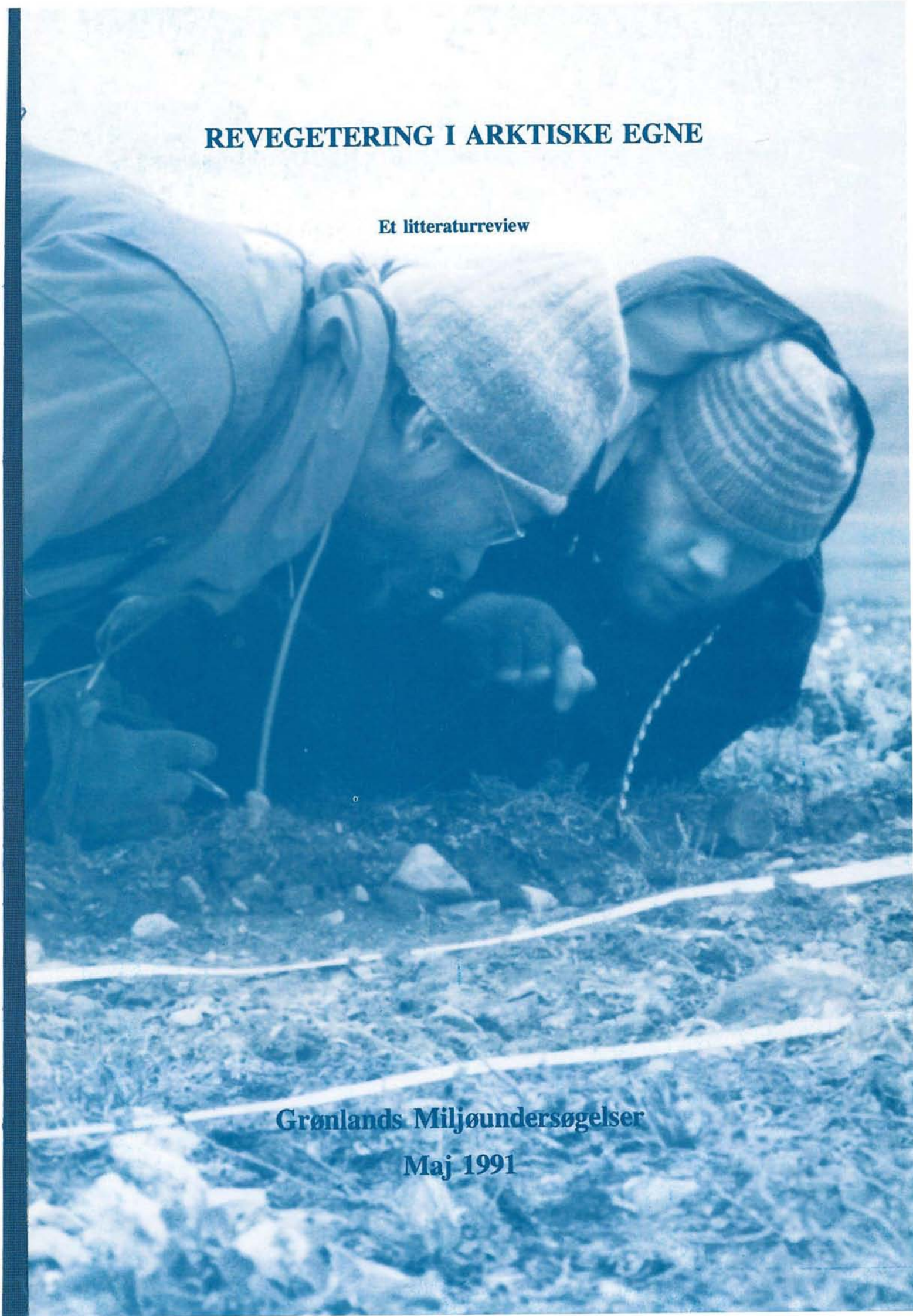
REVEGETERING I ARKTISKE EGNE

Et litteraturreview



Grønlands Miljøundersøgelser

Maj 1991

Foto, forside: David Boertman og Peter Aastrup i færd med at undersøge spor i vegetationen, Jameson Land aug. 1990. (Anders Mosbech).

Grønlands Miljøundersøgelser
Tagensvej 135, 4
DK-2200 København N
Grønlands Byggevæsen

Revegetering i arktiske egne.
Et litteraturreview.

udarbejdet af:
Minna Møller og Beate Strandberg

redigeret af:
Beate Strandberg.

reference:
Strandberg, B. (ed.), 1991: Revegetering i arktiske egne. Et litteraturreview. Grønlands Miljøundersøgelser. 1991. 170 pp.

Grønlands Miljøundersøgelser. maj 1991.

Grønlands Byggevæsen
Repro-afd.
Hauser Plads 20
1127 København K

ISBN 87-89339-16-9

INDHOLD.

RESUME. 4

SUMMARY 5

1. RAPPORTENS TILBLIVELSE OG OPBYGNING. 6

2. INDLEDNING. 9

3. DEFINITION AF TERMER. 10

4. DET ARKTISKE MILJØ I REVEGETERINGSSAMMENHÆNG. 12
4.1 Permafrost. 12
4.1.1 Inddelinger af arktiske egne efter permafrostforholdene. . . 14
4.1.2 Vegetationens betydning for permafrosten. 18
4.2 Vegetationszoner. 18
4.2.1 Afgrænsningen af sub-, lav- og højarktis. 18
4.2.2 Plantegeografiske zoneringer af arktiske egne. 24
4.2.2.1 Young og Elvebakk's zoneringer. 24
4.2.2.2 Younkin og Martens' zonering. 27
4.2.2.3 Edlunds zonering. 27
4.2.3 Den regionale fordeling af vegetationszonerne. 28
4.2.4 Vegetationszoner og klimaforhold. 29
4.2.5 Anvendelsen af zoneinddelingerne i Grønland. 30
4.3 Naturlig succession. 33
4.3.1 Successionsmodeller. 34
4.3.2 Successionsforløb på forstyrrede steder. 38
4.3.3 Oversigt over successionsstudier på forstyrrede steder. . . . 39
4.3.4 Anvendelsen af pionerarter i revegeteringsprojekter. 41

5. PÅFØRTE ÆNDRINGER I VEGETATION, JORDBUND OG TERRÆN. 44
5.1 Terrænændringer efter forstyrrelse af vegetation og jordbund. 48
5.1.1 Termokarst. 52
5.1.2 Ændrede afstrømningsforhold som følge af forstyrrelser. . . 54
5.2 Ændrede jordbundsforhold som følge af forstyrrelse. 55
5.3 Vegetationsændringer som følge af forstyrrelser. 57
5.3.1 Vegetationsændringer som flg. af sammenpresning og/eller ødelæggelse af vegetationen. 57
5.3.2 Vegetationsændringer som flg. af andre forstyrrelser. . . . 62
5.3.3 Metoder til vurdering af vegetationsændringer. 62

6. TERRÆN- OG JORDBEHANDLING. 65
6.1 Terrænudformning. 65
6.1.1 Regulering af afstrømningen. 66
6.2 Jordbehandling. 67
6.3 Anvendelse af jorddække. 68
6.3.1 Erosionskontrol og ustabilitet i jordoverfladen. 68
6.3.2 Iltmangel i rodzonen. 69

6.3.3 Nedsat næringsstatus. 70
6.3.4 Nedsat opblødningsevne. 70
6.3.5 Nedsat vandkapacitet. 71
6.3.6 Udvaskning og nedsat ionbytningskapacitet. 71
6.3.7 Forekomst af plantetoksiske ioner. 71
6.3.7.1 Stoffer med toksisk effekt på højere trofiske niveauer. 72
6.3.8 Isolering mod optøning af permafrost. 73
6.4 Anvendte materialer. 73
6.4.1 Overfladejord. 74
6.4.2 Grus, sand og ler. 75
6.4.3 Halm. 75
6.4.4 Slam. 76
6.4.5 Træprodukter. 76
6.4.6 Jute. 76
6.4.7 Cellulosefibre. 76
6.4.8 Plastik og fibervækstdug. 77
6.4.9 Kemiske midler. 77
6.4.10 Samlet vurdering af jorddække. 78

7. REVEGETERINGSMETODER. 80
7.1 Fremme af spontan rekolonisering. 81
7.1.1 Genvækst fra rhizom- og frøpuljer. 83
7.1.2 Frøregn. 85
7.1.2.1 Foranstaltninger til fremme af frøregn. 87
7.1.3 Vurdering af udnyttelsen af spontan rekolonisering. 88
7.2 Sodding og shredding. 88
7.2.1 Praktisk udførelse. 89
7.2.2 Vurdering af sodding og shredding. 90
7.3 Såning. 90
7.3.1 Såtidspunkt i forhold til klimaforholdene. 91
7.3.2 Sådybde. 92
7.3.3 Jordbundsforholdenes betydning for spiringsevnen. 93
7.3.4 Anvendelse af ammeafgrøde. 94
7.3.5 Frø og frøblandinger. 96
7.3.5.1 Forspirede frø. 97
7.3.5.2 Pilleret frø. 97
7.3.5.3 Frømåtter. 97
7.3.6 Anvendte udsædsmængder. 99
7.3.7 Metoder til udbringning af frø. 99
7.3.7.1 Radsåning. 99
7.3.7.2 Bredsåning. 100
7.3.7.3 Hydroseeding. 101
7.3.8 Vurdering af såning som revegeteringsmetode. 101
7.4 Udplantning af rodslåede planter. 102
7.4.1 Vegetativ formering. 102
7.4.2 Vurdering af udplantningsmetoden. 105
7.5 Gødningstilførsel. 107
7.5.1 Betydning af jordtemperaturen for næringsoptagelsen. . . . 107

7.5.2 Gødningens påvirkning på planteniveau. 109
7.5.3 Gødningens påvirkning af artssammensætningen. 110
7.5.4 Behov og praksis. 111
7.5.4.1 Anvendelse af alternative gødningsformer. 113
7.5.5 Spredning af gødningsstoffer i miljøet. 113
7.5.6 Vurdering af gødningsanvendelse i forbindelse med revegetering. 114
7.6 Kalkning. 115
7.7 Hegning. 115
7.8 Vanding. 115
7.9 Samlet vurdering af revegeteringsmetoder og deres anvendelighed i Grønland. 116

8. PLANTER TIL REVEGETERINGSPROJEKTER. 118
8.1 Autøkologi hos revegeteringsarter. 118
8.1.1 Betingelser for etablering af plantedække. 119
8.2 Anvendelsen af urter til revegetering. 121
8.3 Anvendelsen af vedplanter til revegetering. 122
8.4 Artsvalget. 123
8.4.1 Spørgsmålet om anvendelse af hjemmehørende eller indførte arter. 124
8.4.1.1 Forsyningsproblematikken. 125
8.4.1.2 Planternes tilpasning til arktiske forhold. 128
8.4.1.3 Særlige vækstkrav til revegeteringsplanter. 130
8.4.1.4 Behovet for dyrkningsmæssig styring. 130
8.4.1.5 Naturbevaringshensynet. 131
8.4.2 Vurdering. 131

9. REVEGETERING: MÅL OG MULIGHEDER. 133
9.1. Acceptabel/uacceptabel vegetationsændring. 133
9.2 Målsætninger. 134
9.2.1 Stabilisering af termisk regi. 134
9.2.2 Erosionskontrol. 135
9.2.3 Retablering af fødegrundlag. 135
9.2.4 Æstetiske hensyn. 136
9.3 Afvejning. 137
9.4 Mulighederne for at forebygge skader. 139

10. REVEGETERINGSARBEJDER OG -ERFARINGER. 140
10.1 Planlægning og målsætninger for projekterne. 142
10.2 Resultater og erfaringer. 143
10.3 Overførsel af revegeteringserfaringer til Grønland. 145

11. KONKLUSION. 147

REFERENCER. 150

BILAG 1. 170

RESUME.

Rapporten er et litteraturreview over emnet "Revegetering i arktiske egne", og omfatter tiden fra de første revegeteringsprojekter i begyndelsen af 70'erne og frem til 1990. Langt den største del af materialet bygger på erfaringer fra Canada og Alaska.

Begrebet revegetering dækker etableringen af et stabilt plantedække på et område, hvor den oprindelige vegetation er delvis eller fuldstændig fjernet eller ødelagt.

I to indledende kapitler er redegjort for de særlige betingelser revegetering i arktiske egne foregår under, og hvorledes aktiviteter kan påvirke vegetation og terræn. Herefter præsenteres og diskuteres resultaterne fra hidtidige revegeteringsprojekter og -forsøg. De omtalte metoder er: Fremme af spontan indvandring, sodding/shredding, såning og udplantning. De anvendte metoder og deres muligheder og begrænsninger diskuteres. Desuden er medtaget nødvendige forudgående tiltag dvs. terrænudformning og jordbehandling samt støttende foranstaltninger som gødskning, kalkning, vanding og indhegning.

Valget af revegeteringsmetode afhænger af målsætningen for revegeteringsprojektet. Generelt kan målsætninger ved revegeteringsarbejder være: 1) erosionskontrol, 2) stabilisering af temperaturforhold i jordbunden, 3) genskabelse af fødegrundlaget for dyrelivet og 4) æstetiske hensyn. Revegetering kan samtidig opfylde flere af målene, som dog kan være indbyrdes modstridende. Hvor der af hensyn til erosionen er behov for hurtig etablering af et plantedække, anbefales såning af hurtigvoksende planter, især græsser, på trods af den negative indflydelse på retableringen af de hjemmehørende planter. I øvrigt fremhæves i stigende grad metoder, der medvirker til genskabelse af de oprindelige plantesamfund.

I sub- og lavarktiske områder er alle de nævnte mål realistiske, medens der i højarktiske områder optræder væsentlige begrænsninger. Her er termisk balance og erosionskontrol således ikke opnået ved revegetering alene.

SUMMARY

This report reviews literature on "Revegetation in the Arctic" and it is mainly based on investigations in arctic Canada and Alaska, starting in the early seventies and going on to 1990.

Revegetation describe the re-establishment of vegetation where the plant cover and/or topsoil have been totally or partly destroyed or removed.

Two introductory chapters deal with the special conditions of revegetation in the arctic environment and the way activities affect vegetation and ground. Further on unassisted as well as assisted revegetation are discussed including the following treatments: sodding, shredding, sowing and planting. Additionally some assisting treatments as amendment application, fertilization, liming, watering and fencing are discussed.

Mainly there are four objects for revegetation: 1) erosion control, 2) re-establishment of the thermal regimes, 3) forage production and 4) aesthetics. Revegetation can simultaneously accomplish a number of these objects, but some objects may conflict.

Where erosion hazards are severe, sowing or planting may be necessary, regardless of its effect on the establishment of native plants. Othervise treatments that may faciliate the natural succession may be chosen.

In the Sub- and Low Arctic all the mentioned objects are realistic but High Arctic may offer considerable restrictions. Here revegetation alone cannot provide thermal balance and erosion control.

1. RAPPORTENS TILBLIVELSE OG OPBYGNING.

Udarbejdelsen af rapporten er foregået i to tempi:

I 1985 var cand. scient Minna Møller beskæftiget med reviewprojektet: "Revegetering i arktiske egne". Hun foretog et omfattende arbejde med indsamling af litteratur om emnet, hvoraf en stor del var "grå" litteratur, dvs. rapporter fra konsulentfirmaer, tilsynsmyndigheder mv. Resultatet af arbejdet var en meget stor mængde data, der forelå på ikke-færdigbearbejdet form.

Den endelige bearbejdning og redigering af data er foretaget af cand. scient. Beate Strandberg i 1990. Ved bearbejdningen har det været lagt vægt på at bevare de mange informationer, der lå i de oprindelige data, og samtidig at præsentere emnet på en form, der vil være anvendelig ved vurdering af fremtidige revegeteringsprojekter i Grønland. Derfor er foretaget en omstrukturering af det oprindelige materiale ligesom enkelte nye kapitler er tilføjet. I det omfang tiden har tilladt er der desuden indsamlet yderligere materiale, dels til at underbygge de oprindelige data, dels undersøgelsesresultater fra perioden 1985-1990.

Den foreliggende rapport består af 11 kapitler plus bilag og en meget omfattende referenceliste. De enkelte kapitler er udarbejdet, således at de kan læses og anvendes særskilt og der forekommer derfor gentagelser, hvor det har været nødvendigt af hensyn til dette princip. Kapitlerne kan overordnet inddeles efter to temaer: I kapitlerne 3-5 introduceres begreber og emner, der er nødvendige for forståelsen af revegeterings-problemerne og i kapitlerne 6-10 behandles metoder og erfaringer.

I ***kapitel 3*** gives en præsentation af de termer, der anvendes analogt med revegetering, ligesom den her i rapporten benyttede definition på revegetering præsenteres. I ***kapitel 4*** beskrives 3 emner af særlig betydning for revegetering i arktiske egne. Det drejer sig om permafrost, vegetationszoner og naturlig succession. I ***kapitel 5*** diskuteres de ændringer, der sker på vegetation, jordbund og terræn som følge af forskellige former for aktivitet. Her præsenteres tillige en række metoder til registrering af sådanne

ændringer.

Hvis revegetering skal lykkes er det væsentligt at en række forudsætninger er opfyldt. Det gælder navnlig stabiliteten i jordbunden. I ***kapitel 6*** behandles tiltag, der kan benyttes forud for selve revegeteringen dvs. terræn- og jordbehandling. ***Kapitel 7*** giver en præsentation af forskellige revegeteringsmetoder og deres potentiale diskuteres. Desuden behandles en række hjælpeforanstaltninger (gødskning, kalkning, hegning), der kan anvendes i forbindelse med revegeteringen. Ved såning og udplantning indenfor det arktiske område er der en del plante-stressfaktorer at tage hensyn til. I ***kapitel 8*** omtales de krav som det arktiske miljø stiller til planterne og problemerne omkring valg af egnede planter til revegeteringsformål diskuteres. Valget af planter såvel som revegeteringsmetode afhænger af målet for revegeteringen. I ***kapitel 9*** diskuteres forskellige målsætninger og mulighederne for at opfylde dem. Endelig giver ***kapitel 10*** en oversigt over de største revegeteringsprojekter, der er gennemført i Canada og Alaska. Her opstilles også en arbejdsmodel for overførsel af revegeteringserfaringer fra disse områder til Grønland.

Indenfor et så bredt og omfattende emne som revegetering i arktiske egne er det vanskeligt at drage enkle konklusioner. I ***kapitel 11*** er dog opstillet nogle retningslinier, som kan siges at være summen af de hidtidige erfaringer med revegetering i Canada og Alaska.

Angivelsen af plantenavne er primært på dansk og latin. Arter der ikke har noget dansk navn omtales på latin. Nomenklaturen følger "Grønlands Flora" (Böcher et al., 1978), hvor der er tale om arter, der forekommer i Grønland. For de canadiske og amerikanske arter følges "Circumpolar Arctic Flora" (Polunin, 1959).

I tilknytning til rapporten er opbygget en database over planter i relation til revegetering. Databasen omfatter følgende punkter: Planteart (latinsk navn og evt. dansk og engelsk navn), synonymer, udbredelse i Grønland, totaludbredelse, biotoper, økologi, revegeteringserfaringer, anvendelighed i Grønland og referencer. I databasen medtages såvel botaniske arter som dyrkede sorter. Desuden er inddraget erfaringer

med alle typer af revegetering dvs. fremme af spontan indvandring, sodding, udsåning og udplantning. Databasen tænkes løbende ajourført.

2. INDLEDNING.

Arktiske egne præges i stigende grad af menneskelig aktivitet. Befolkningstætheden stiger, og dermed øges det bebyggede areal, ligesom færdsel gennem terrænet øges. Samtidig øges energibehovet og kraftværker og vandkraftanlæg opføres. Også græsningstrykket kan stige som følge af menneskelig ekspansion, dels ved inddragelse af nye områder til rensdyr eller fårehold, dels som følge af forringede vilkår for det vilde dyreliv. Endelig har der siden 30'erne været en omfattende råstofefterforskning og -udvinding indenfor det arktiske område.

Det arktiske miljø adskiller sig imidlertid på væsentlige punkter fra sydligere egne, hvorfra teknologien indføres, og de spor aktiviteterne sætter er i mange tilfælde langt vanskeligere eller umulige at udslette. Navnlig i Alaska og Canada har råstofefterforskningen medført skader på vegetation og terræn. Kravet om at opretholde miljøet bevirker at sådanne skader oftest anses for uacceptable. Hermed opstår behovet for at genskabe vegetationen på det forstyrrede område dvs. at ***REVEGETERE***. I Canada og Alaska er gennemført et omfattende og meget ressourcekrævende arbejde for at udvikle revegeteringsmetoder, der er egnede under arktiske forhold. I Grønland har man derimod meget begrænsede erfaringer med revegetering, men kommende aktiviteter kan medføre langt større skader end der hidtil er set. Behovet for revegetering kan således hurtigt opstå og det vil derfor være meget nyttigt at kunne bruge de erfaringer, der er gjort i andre arktiske egne.

Nærværende review er udført for Grønlands Miljøundersøgelser med henblik på at samle viden om revegetering indenfor det arktiske område, der gør det muligt at bedømme revegeteringsmulighederne i Grønland. Sigtet er primært efterbehandling af efterforsknings- og udvindingsområder, men de indsamlede oplysninger vil også være nyttige ved revegetering i byer og bynære områder og i græsningsområder.

3. DEFINITION AF TERMER.

Begrebet revegetering, dette at skabe og evt. genskabe en vegetation på et forstyrret område, anvendes på vidt forskellig måde af forskellige forfattere. En række andre termer anvendes desuden sideløbende. I det følgende skal gives en kort præsentation af de enkelte termer, samt den definition på revegetering, som anvendes her i rapporten.

Revegetering bruges her i rapporten, som defineret af bl.a. Cargill & Chapin (1987): Det vil sige en etablering af et stabilt plantedække på en forstyrrelse, hvor den oprindelige vegetation er delvis eller fuldstændig fjernet eller ødelagt. Ved denne definition stilles således ikke krav om at vegetationen skal genskabes.

Revegetering kan forløbe som en spontan proces uden menneskelige indgreb. Som oftest opfattes revegetering dog som en af mennesket styret proces. Denne kan være delvis styret, dvs med få støttende etableringsfremmende indgreb, eller totalt styret, hvor såvel plantearter, etableringsmåde, som næringsstofforsyning søges reguleret (MacLaren Plansearch, 1982; Peterson & Peterson, 1977).

Ved **reclamation** forstås metoder, der bringer forstyrrede områder til en acceptabel stand (Younkin, 1985 og Webber & Ives, 1978). Syncrude Canada (1975) præciserer reclamation til at beskrive et tiltag, der bevirker at de oprindelige organismer eller tilsvarende kan trives på stedet.

Recovery bruges ofte, hvor områder af egne kræfter genvinder en stabil tilstand (Fetcher et al., 1984; Kershaw, 1984 og Reynolds, 1981). Denne definition tiltrædes ofte af vildtbiologer. Målestokken for områdets tilstand kan være produktionen eller artssammensætningen. Ved "recovery" svarer produktionen i området til produktionen før forstyrrelsen.

Rehabilitation benyttes i flæng med recovery, men ved rehabilitation er der som ofte tale om en styret proces.

Restoration betegner slutresultatet af den proces, hvorved et område bringes tilbage til tilstanden før forstyrrelsen (Johnson & VanCleve, 1976). Syncrude Canada (1975) indbefatter ved restoration en retablering af topografien.

4. DET ARKTISKE MILJØ I REVEGETERINGSSAMMENHÆNG.

Det arktiske miljø adskiller sig på mange måder fra sydligere områder. I revegeteringssammenhæng er permafrostforhold, plantezonering og naturlige successionsforløb af særlig betydning, hvorfor der indledningsvis gives en præsentation af disse emner.

4.1 Permafrost.

Permafrost, der er vidt udbredt i arktiske egne, er vigtig i forhold til stabiliteten i miljøet ligesom den på mange måder har betydning for etableringsmulighederne for vegetationen.

Permafrost er defineret som jordmaterialets/fjeldets termiske tilstand, hvor det har haft en temperatur under 0°C i mindst to år (Washburn, 1979). I en dybde af ca. 15m er temperaturen stabil året rundt ("zero annual amplitude"), se fig. 4.1. Ned til denne dybde kan temperaturen ligge hvor som helst mellem 0 og -16°C. I praksis er den dog tæt relateret til den årlige gennemsnitstemperatur i luften. Under 15 m stiger temperaturen med omkring 1°C pr. 30-40 m (Rice, 1978).

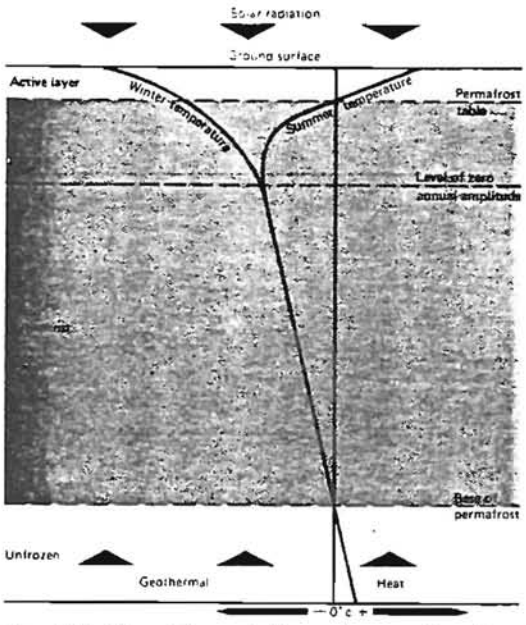


Fig. 4.1. Termiske relationer i permafrostlaget (Rice, 1978).

Tilstedeværelsen af permafrost beror på en balance mellem samtlige faktorer, der har indflydelse på jordtemperaturen. Primært kontrolleres permafrosten af klimaet, men også vegetationsdækket og geomorfologien har betydning. I fig. 4.2 ses hvorledes disse faktorer påvirker hhv. opbygning og nedbrydning af permafrostlaget. Figuren omfatter såvel lokale som regionale sammenhænge. Sammenhængen mellem permafrost og stabiliteten i jordbunden diskuteres i øvrigt i kap. 5.1.

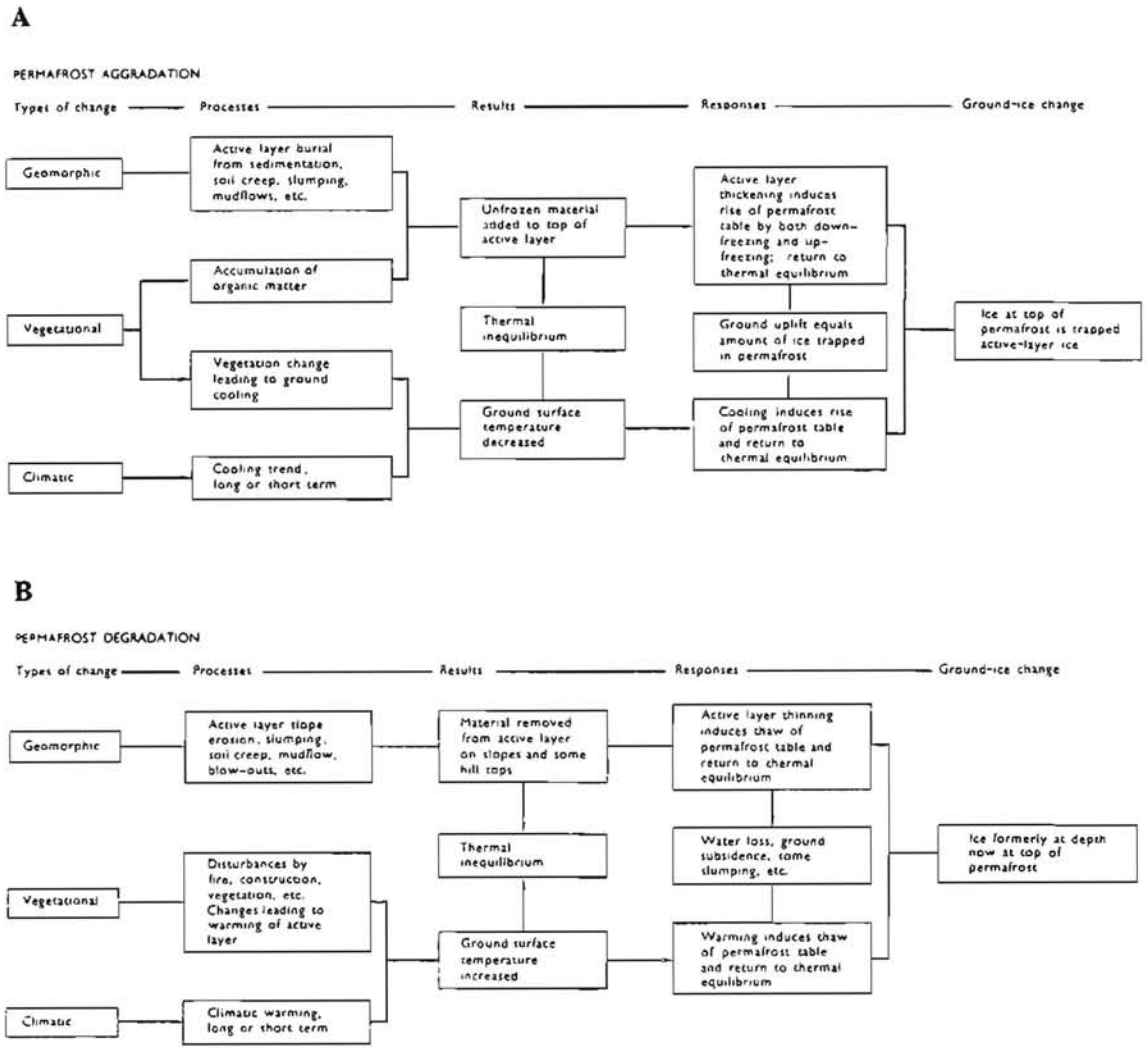


Fig. 4.2. Skematisk oversigt over faktorer og deres betydning for opbygning (A) og nedbrydning (B) af permafrosten (Mackay, 1971).

4.1.1 Inddelinger af arktiske egne efter permafrostforholdene.

Permafrostområderne inddeles dels på baggrund af den arealmæssige udstrækning af permafrosten, dels på baggrund af stabiliteten i permafrostlaget. Begge inddelinger er baseret på temperaturmålinger.

Inddelinger baseret på den arealmæssige udstrækning af permafrosten er meget anvendt (Brown, 1969 og 1972; Harris, 1986; Pewe, 1969 og 1982). I U.S.S.R. anvendes en meget detaljeret inddeling med 6 underinddelinger. Russerne anvender imidlertid også en grovere inddeling, der kan overføres til andre områder, som Harris (1986) har gjort det, hvor:

- kontinuerlig permafrost har en arealdækning > 80%,
- diskontinuerlig permafrost har en arealdækning på 30-80% og
- sporadisk permafrost har en arealdækning < 30%.

I fig. 4.3 ses denne inddeling anvendt på nordamerikanske og grønlandske data. I den sydlige del af Grønland forekommer permafrost kun sporadisk i højlandet og angivelserne i fig. 4.4 er en mere præcis registrering af forholdene i Grønland.

Fig. 4.3. Permafrostens arealmæssige udstrækning i arktiske egne (Harris, 1986).

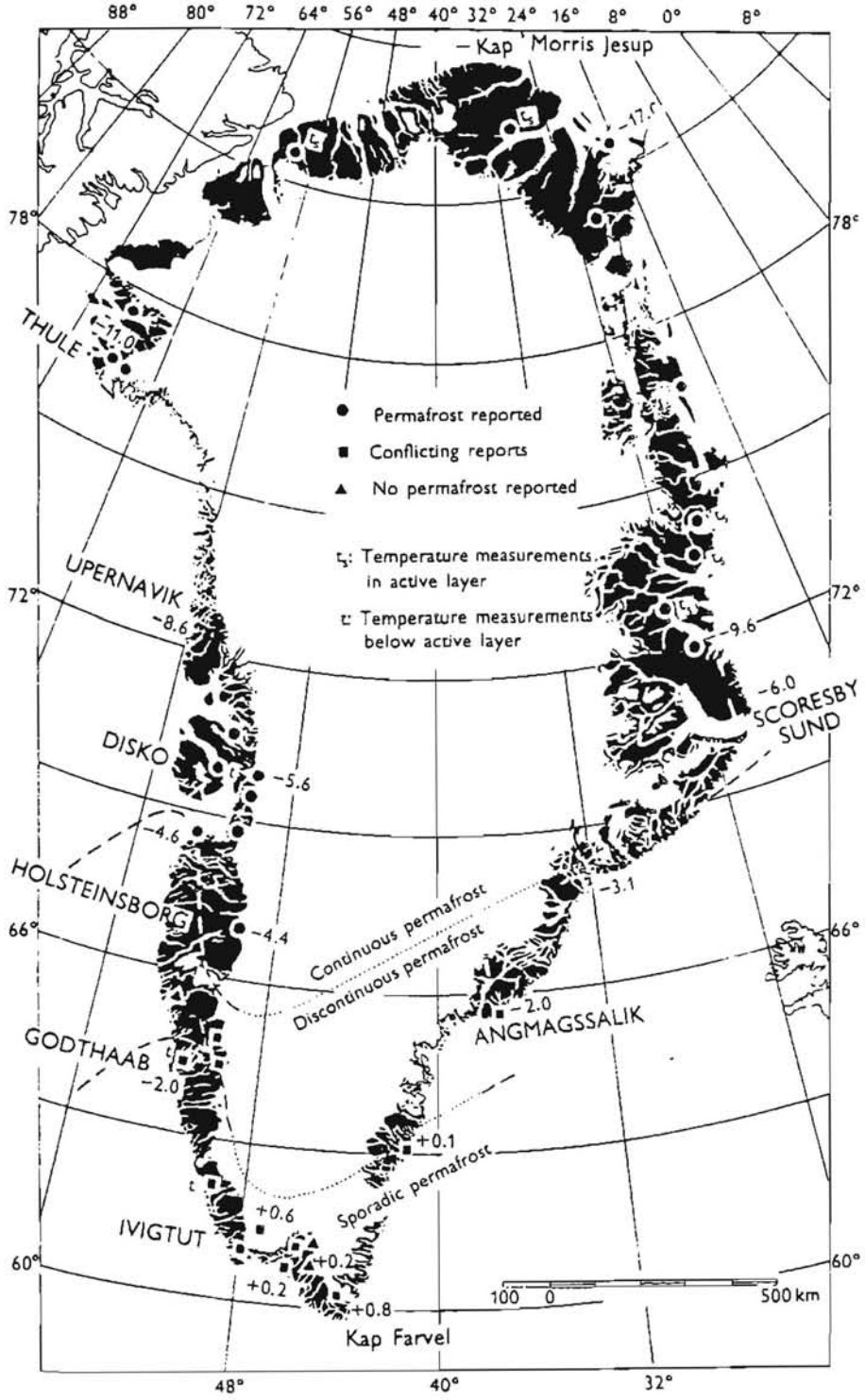


Fig. 4.4. Permafrostforhold i Grønland (Weidick, 1968).

I områder med sporadisk permafrost forekommer permafrosten som "øer" eller "lommer" og temperaturen i det permafrosne materiale er over -2°C (Grave, 1983). Disse permafrost forekomster er typisk knyttet til områder med tørv p.g.a. tørvens specielle termiske egenskaber: I tør tilstand (om sommeren) virker tørven isolerende og optøningen begrænses. Gennemvædet tørv, der har en varmeledningsevne tæt på vands, vil derimod lede store mængder kulde ned i jorden (Brown, 1969). I fig 4.5 ses den vertikale fordeling af aktivt lag og permafrost langs en nord-sydgående transekt i Canada.

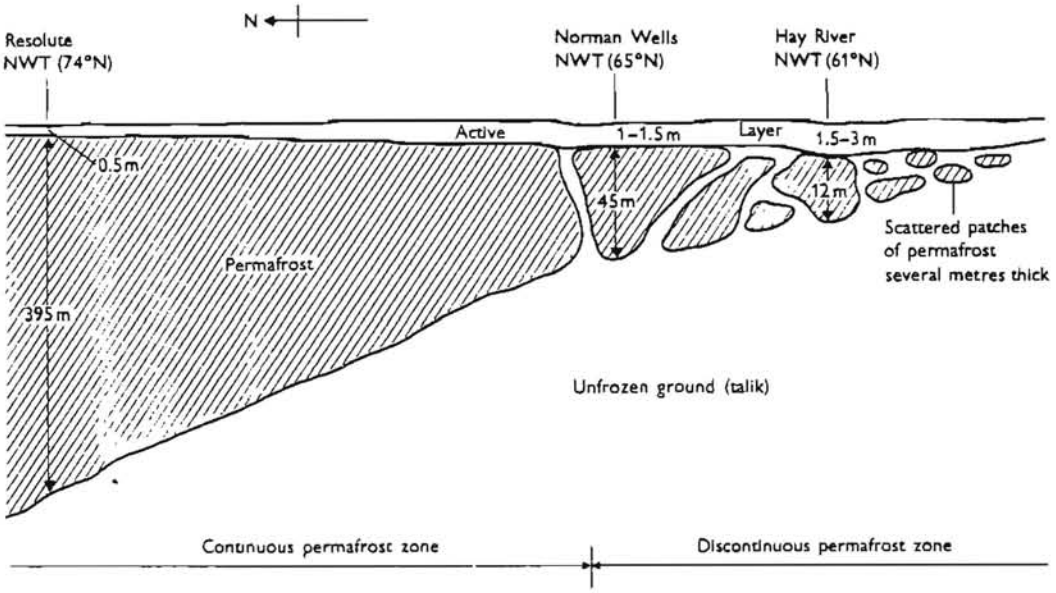


Fig. 4.5. Nord-sydgående vertikal profil i Canada, der viser den aftagende tykkelse og opbrydningen af permafrosten mod syd (Brown, 1970).

Permafrostzonerne følger nogenlunde isotermerne for årlig gennemsnitstemperatur. Syd for -1.1 °C isotermen er permafrost sjælden, mellem -3.9 og -6.7 °C isotermen er permafrosten diskontinuerlig, men vidt udbredt og nord for -6.7 °C isotermen er permafrosten stort set kontinuerlig (Brown, 1969). Grænserne varierer noget fra kilde til kilde f.eks. angives den sidstnævnte grænse at falde sammen med hhv. -6.5 og -8.3 °C isotermerne af Rice (1978) hhv. Brown (1972). Dette skyldes især lokale forskelle, idet permafrostudbredelsen også er afhængig af andre faktorer end lufttemperaturen f.eks. vegetationsdække, snedække, snesmeltningstidspunkt og tekstur. Topografien har

ligeledes betydning, idet den er afgørende for såvel snefordeling som insolationen (Brown, 1972; Brown & Pewe, 1973).

Grundideen ved inddelingen efter termisk stabilitet er: At jo koldere det permafrosne materiale er desto mere resistent er det mod optøning. Harris (1986) har foretaget følgende underinddeling:

- stabil permafrost med materialetemperaturer $<-5\,^{\circ}C$,
- metastabil permafrost med materialetemperaturer på -5 til $-2\,^{\circ}C$ og
- ustabil permafrost svarende til materialetemperaturer $> -2\,^{\circ}C$.

I fig. 4.6 er denne inddeling anvendt på nordamerikanske og grønlandske data.

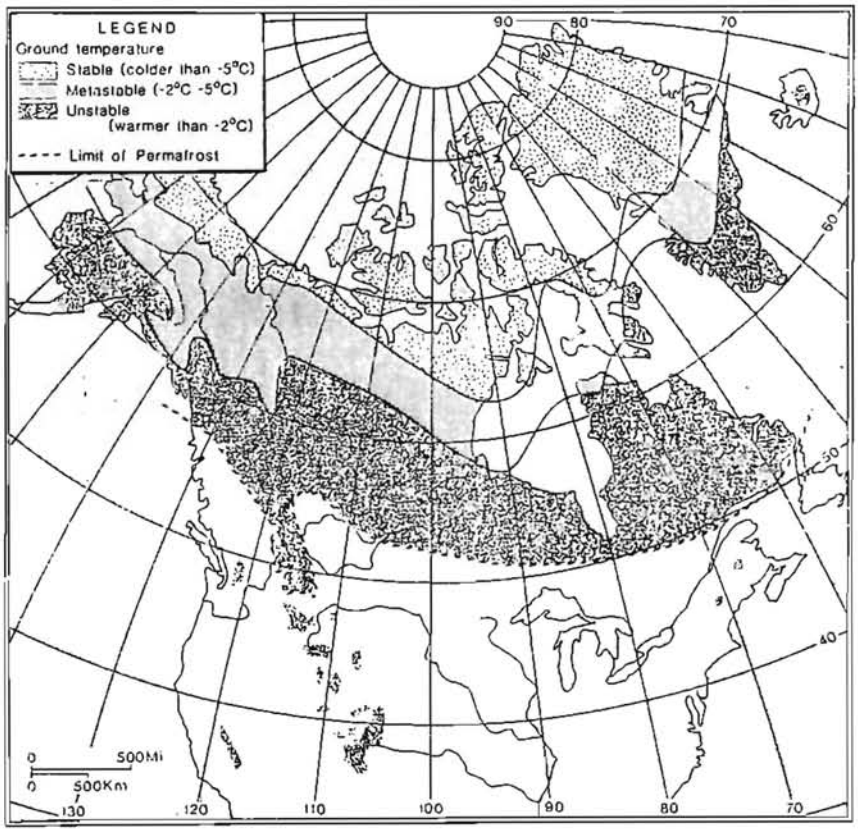


Fig. 4.6. Inddeling af arktiske egne efter stabiliteten i permafrostlaget (Harris, 1986).

4.1.2 Vegetationens betydning for permafrosten.

Der er ikke rapporteret om nogen sammenhæng mellem vegetationszoner og permafrost, derimod har talrige undersøgelser vist vegetationen betydning for stabiliteten i permafrostlaget (se f.eks. Lawson, 1986). På King Christian Island er foretaget målinger af vegetationens betydning for energibalancen (Addison, 1975). Vegetationen dæmper ved sin isolerende virkning varmeoverførslen til det aktive lag. Mængden af dødt organisk materiale angives ligeledes at være af betydning for dybden af det aktive lag (Haag & Bliss, 1974; Younkin & Hettinger, 1978). Pruitt (1969) omtaler betydningen af mørke belægninger, f.eks. organic crust, for varmeabsorptionen.

4.2 Vegetationszoner.

De planter, der er hjemmehørende et givet sted, er tilpasset livsbetingelserne på dette sted og er derfor en god indikation på, at arten eller arter med tilsvarende krav kan trives det pågældende sted. Grænser for arternes udbredelse har været genstand for mange undersøgelser og har givet grundlaget for opstillingen af en række inddelinger af det arktiske område i vegetationszoner. Disse inddelinger giver oplysning om vækstforhold for hjemmehørende plantearter og dermed også baggrund for en bedømmelse af, i hvilket omfang revegeteringserfaringer kan overføres. I det følgende skal forskellige inddelinger omtales og anvendelsen på grønlandske forhold diskuteres.

4.2.1 Afgrænsningen af sub-, lav- og højarktis.

Termen arktiske egne dækker her i rapporten kun det egentlige arktis (høj- og lavarktis) og der anvendes en afgrænsning af dette område udarbejdet af Löve (1970) og Hustich (1966). Arktis afgrænses i følge denne definition mod syd af den polare trægrænse, se fig. 4.7, og subarktis er området mellem den polare trægrænse og den økonomisk rationelle skovgrænse. Den polare trægrænse er defineret som en interpoleret linie mellem de nordligste forekomster af træarter, der opnår træstørrelse (dvs. > 2m i flg.

Hustich (1979)). Denne grænse falder i kontinentale egne nogenlunde sammen med en gennemsnits juliisoterm på 10°C. I kystområderne er dette ikke altid tilfældet (Nordenskjöld & Mecking, 1928). Problemerne omkring anvendelsen af termer og lokaliseringen af trægrænserne diskuteres i øvrigt af Hustich (1979) og er opsummeret i fig. 4.8.

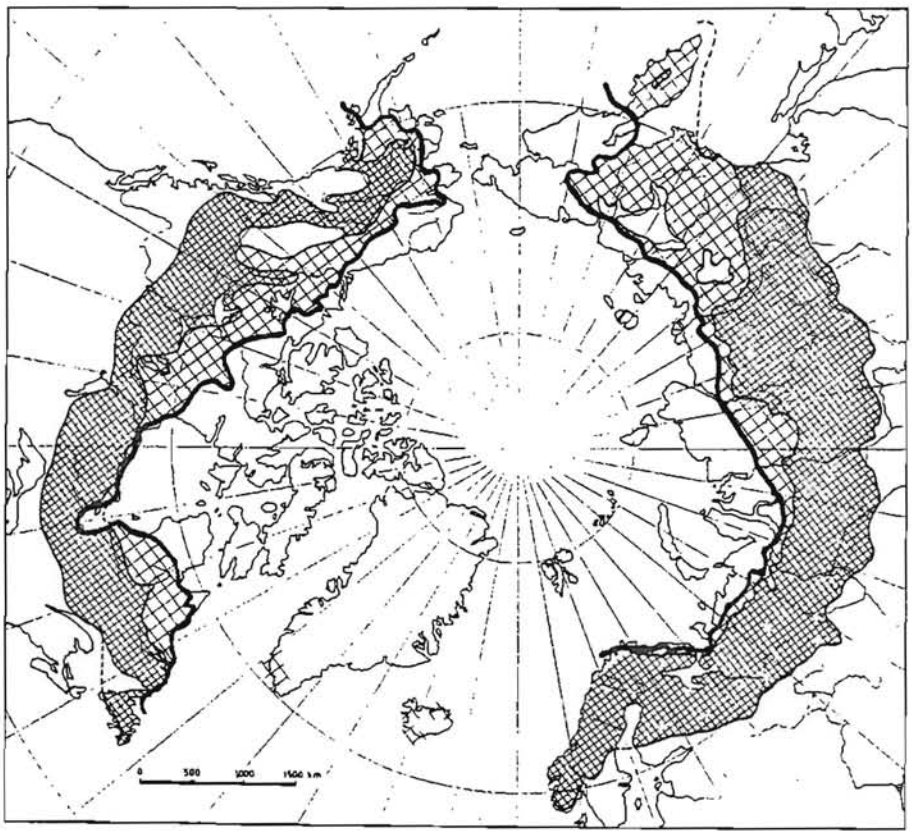


Fig. 4.7. Afgrænsningen af subarktis og det egentlige arktis (Hustich, 1979)

subarktis

den polare trægrænse

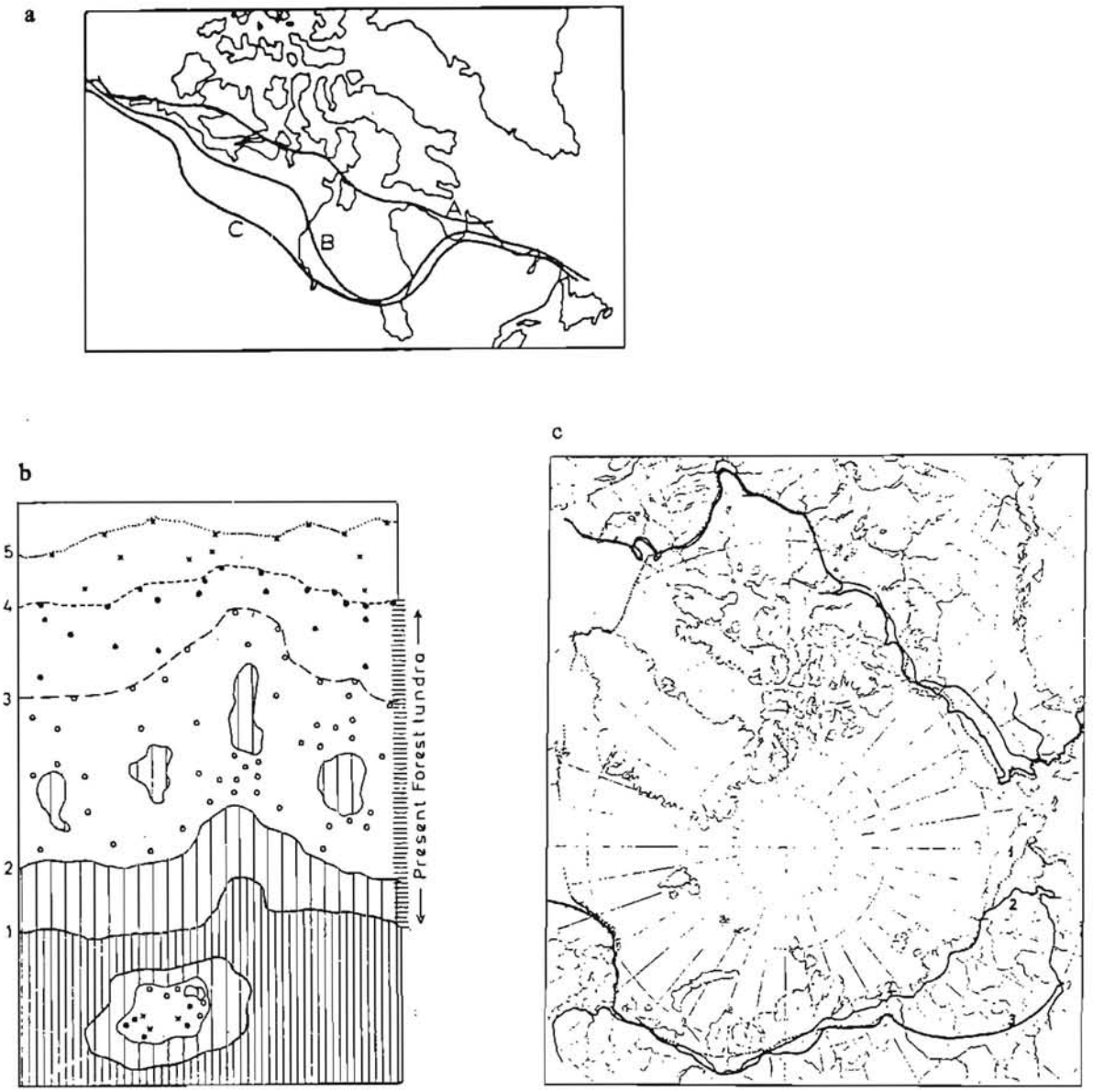


Fig 4.8. Problemerne med lokaliseringen af trægrænsen præsenteret ved hjælp af tre figurer fra Hustich (1979).

a) Variationen i beliggenheden af juliisotermen 10°C i Canada. "A" repræsenterer et varmt år, "C" et koldt år og "B" et gennemsnit.

b) Skematisk fremstilling af træ- og skovgrænser.

1: Skovgrænsen for økonomisk rationel skovdrift.

2: Fysiologisk skovgrænse, grænse for produktion af tømmer.

3: Den polare skovgrænse.

4: Grænse for udbredelse af forekommende træarter.

5: Historisk trægrænse, dvs. grænsen for den maksimale udbredelse.

c) Den polare trægrænse for tre grupper af træ-slægter: 1) Løvfældende træer af slægterne Betula, Popolus og Chosenia, 2) Larix-arter og 3) gran- og fyrretræer (slægterne Picea og Pinus)

I Grønland findes ikke egentlig skov, hvorfor man ofte benytter juliisotermen på 10°C til grænsedragningen. I beskyttede dale i de subkontinentale og suboceaniske dele af S-Grønland findes dog, hvad man kan kalde lav skov eller kratskov af Dunbirk (*Betula pubescens*), se fig 4.9.

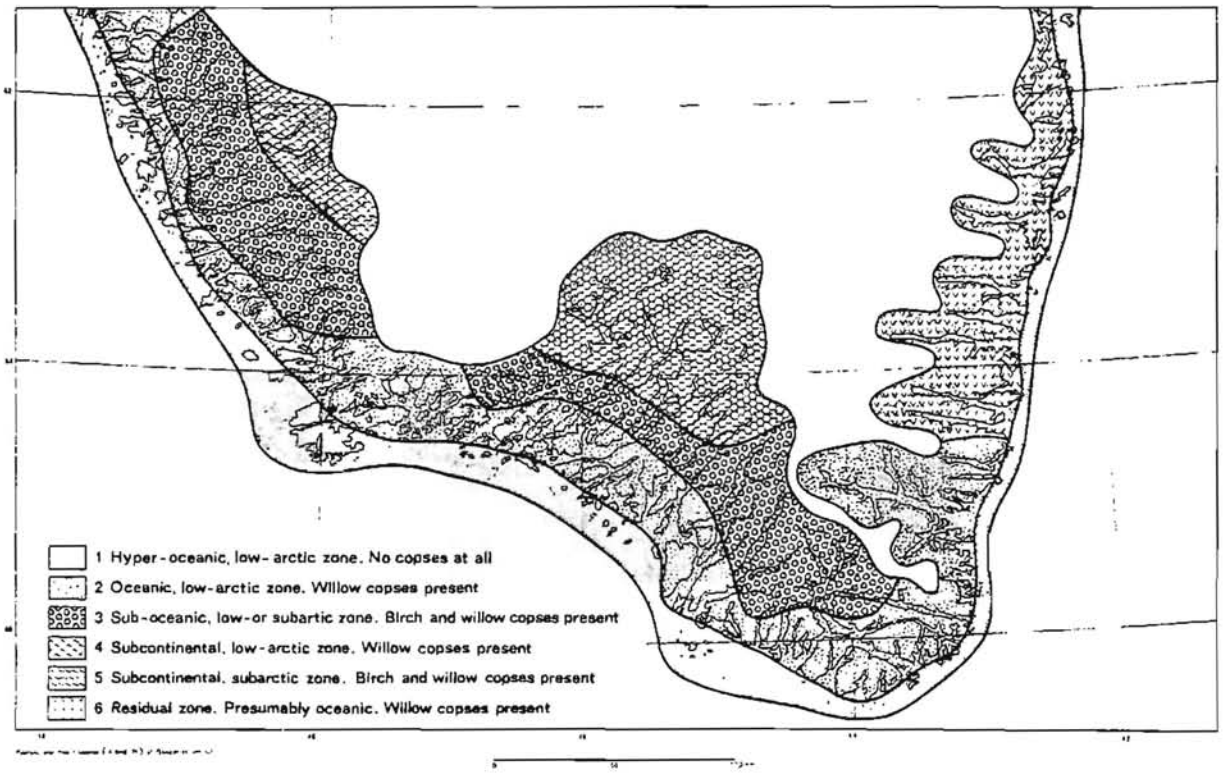


Fig. 4.9. Vegetationszoner i Sydgrønland. Inddelingen er baseret på udbredelsen af 346 fanerogamer i området (Feilberg, 1984).

Dunbirk er den eneste skovdannende træart, der forekommer naturligt på Grønland (Ødum, 1979). Grønlandsk røn (*Sorbus groenlandica*) og Blågrå pil (*Salix glauca*) forekommer hyppigt i disse bevoksninger. Udbredelsen af krat-/ skovområder er i dag, grundet intensiv udnyttelse og græsning i nordboernes tid og efter indførelsen af fåreavl i dette århundrede, begrænset betydeligt (Fredskild & Ødum, 1990; Jacobsen, 1987). Træplantningsforsøg i området og i nordligere kontinentale egne bl.a. i Godthåbsfjord-

området giver formodning om at dele af Grønland ligger syd for en potentiel trægrænse og endog syd for en egentlig skovgrænse (Bach & Høegh, 1989; Bjerge & Ødum, 1987; Ødum, 1979 og 1990). I træplantningsforsøgene anvendes nordamerikanske træarter hentet fra området omkring trægrænsen (Ødum, 1979).

Polunin opstillede i 1951 en opdeling af arktisk Canada i 3 regioner: Lavarktis, mellemarktis og højarktis. Inddelingen var primært baseret på udstrækningen af vegetationsdækket (Polunin, 1951). Ofte deles det arktiske område dog kun i høj- og lavarktis. Bliss (1977) har opstillet følgende adskillelse mellem områderne:

	højarktis	lavarktis
juli °C	3-6 °C	7-10 °C
vækstmdr.	1-2,5	3-4
graddagetal	150-600	300-1000
antal arter	50-150	300-600

Grænsen fremgår af fig. 4.10. Afgrænsning af lavarktis mod nord I Grønland er overvejende baseret på forekomsten af krat af Blågrå pil (*Salix glauca*) (Böcher, 1938). I dag hælder plantegeografer mere til en grænsedragning, som vist med den stiplede linie i figuren. Denne linie er baseret på hele den floristiske sammensætning (Bay, pers. comm., 1990).

Der findes naturligvis en overgangszone, hvor både høj- og lavarktiske elementer forekommer. Lavarktiske arter og pilekrat forekommer her kun på de mest beskyttede steder, hvorimod de højarktiske elementer optræder i højfjeldet og nedenfor permanente snelejer.

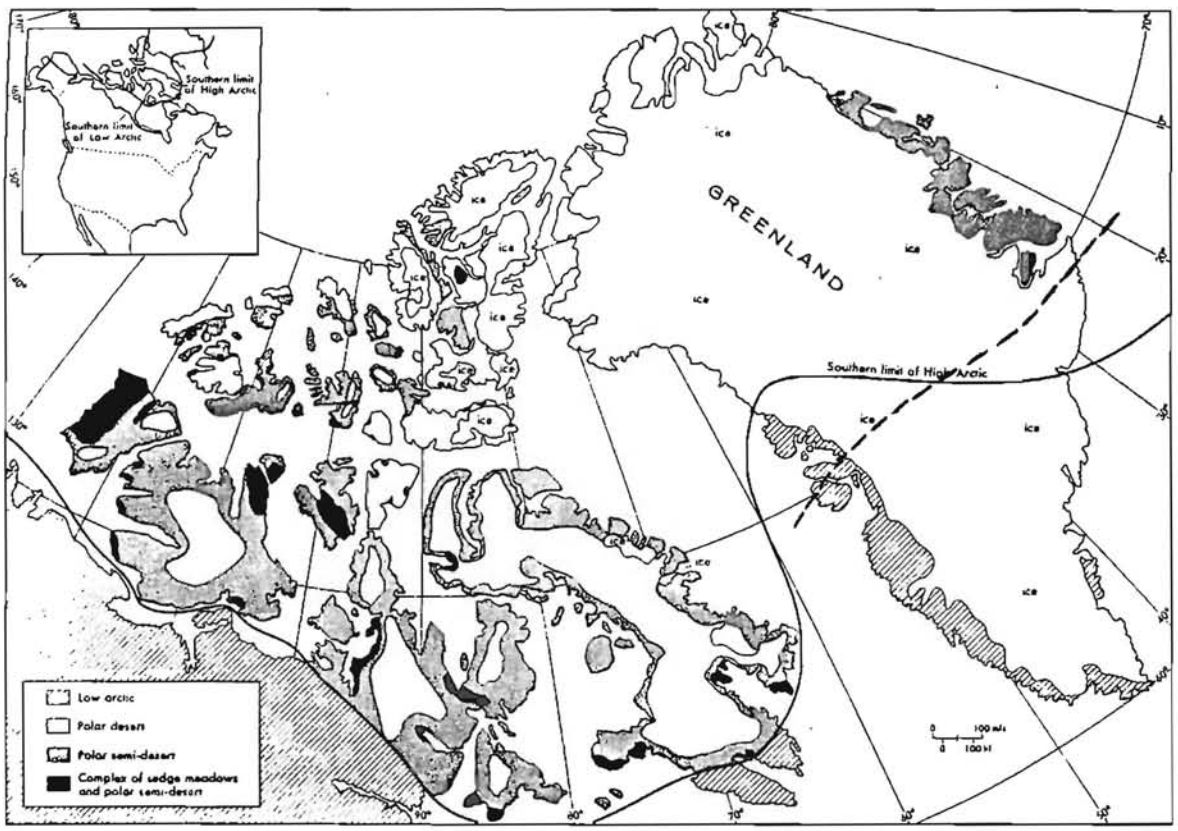


Fig. 4.10. Grænsen mellem høj- og lavarktis i det nordøstlige Canada og Grønland. Den fuldt optrukne linie er i Grønland baseret på oplysninger fra T. W. Böcher (Bliss, 1979). Inddelingen af de højarktiske områder i Canada stammer fra Babb & Bliss (1974b). Den stiplede linie er baseret på oplysninger fra C. Bay og B. Fredskild (pers. comm., 1990).

4.2.2 Plantegeografiske zoneringer af arktiske egne.

Den ovenfor omtalte inddeling i sub-, lav- og højarktis giver et overblik over de store linier i vegetationsbilledet. Den vil dog ofte være for grov, når man i konkrete revegeteringsprojekter er interesseret i at indhente oplysninger fra andre egne og vurdere anvendeligheden i Grønland. I relation til Grønland er især inddelinger af arktisk Canada relevante eksempelvis Babb & Bliss (1974b), Edlund (1983) og Younkin & Martens (1985). De to sidstnævnte vil blive omtalt nærmere, ligesom en cirkumpolar inddeling (Young, 1971) og en inddeling baseret på undersøgelser på Svalbard (Elvebakk, 1985) er medtaget. I skemaet fig. 4.14 side 30 findes en sammenligning af de forskellige zoneinddelinger.

4.2.2.1 Young og Elvebakk's zoneringer.

Nordgrænsen for mange arter er sammenfaldende, og baseret på den floristiske sammensætning har Young (1971) inddelt de arktiske egne i fire zoner, se fig. 4.11. Zone 1 er den nordligste og her forekommer kun ca. 50 arter karplanter. Desuden mangler karsporeplanter i denne zone ligesom egentlig sluttet vegetation ikke forekommer. Artsantallet i de øvrige zoner er 75-100 for zone 2, omkring 150 for zone 3 og over 200 arter for zone 4. For hver zone er opstillet en række cirkumpolare arter, der er anvendelige som indikatorer for et områdes zonetilhørsforhold. I fig. 4.15 side 32 findes en liste over arterne med kommentarer vedr. særlige grønlandske forhold.

Indikatorarterne er vigtige, idet et område ikke bør karakteriseres udelukkende på grundlag af artsantallet. Et lille artsantal kan udover det stigende stress på planterne mod nord skyldes flere forskellige forhold f.eks. isolation eller ensartethed i biotoper. Billings (1987) har defineret et "Floristic Richness Index" (FRI):

$$FRI = \frac{\text{antal arter} \times 10.000}{\text{areal i km}^2}$$

Pearyland med et areal på 63.000 km² og 96 arter karplanter er således 7.5 gange rigere på arter pr. 10.000 km² end det Canadiske Arktiske Archipelago, der har en

udstrækning på 1.422.000 km² og rummer 340 arter (Billings, 1987).

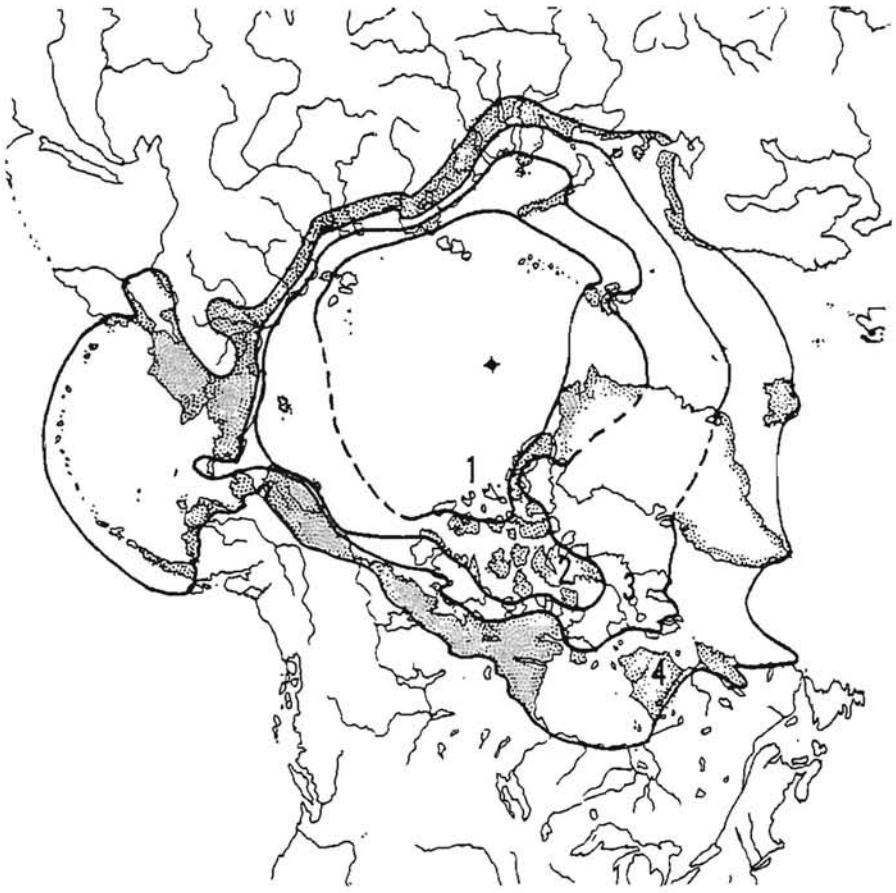


Fig. 4.11. Grænserne for de fire florazoner. Zone 2 og 4 er skyggede. (Young, 1971).

En stor fordel ved Youngs zonering er at den dækker hele det arktiske område. Hele Grønland er således omfattet af denne inddeling. Dette gælder også for Elvebakk's inddeling, der er baseret på plantesamfundsanalyser på Svalbard og siden extrapoleret til de tilgrænsende landområder (Elvebakk, 1985). Se fig. 4.12.

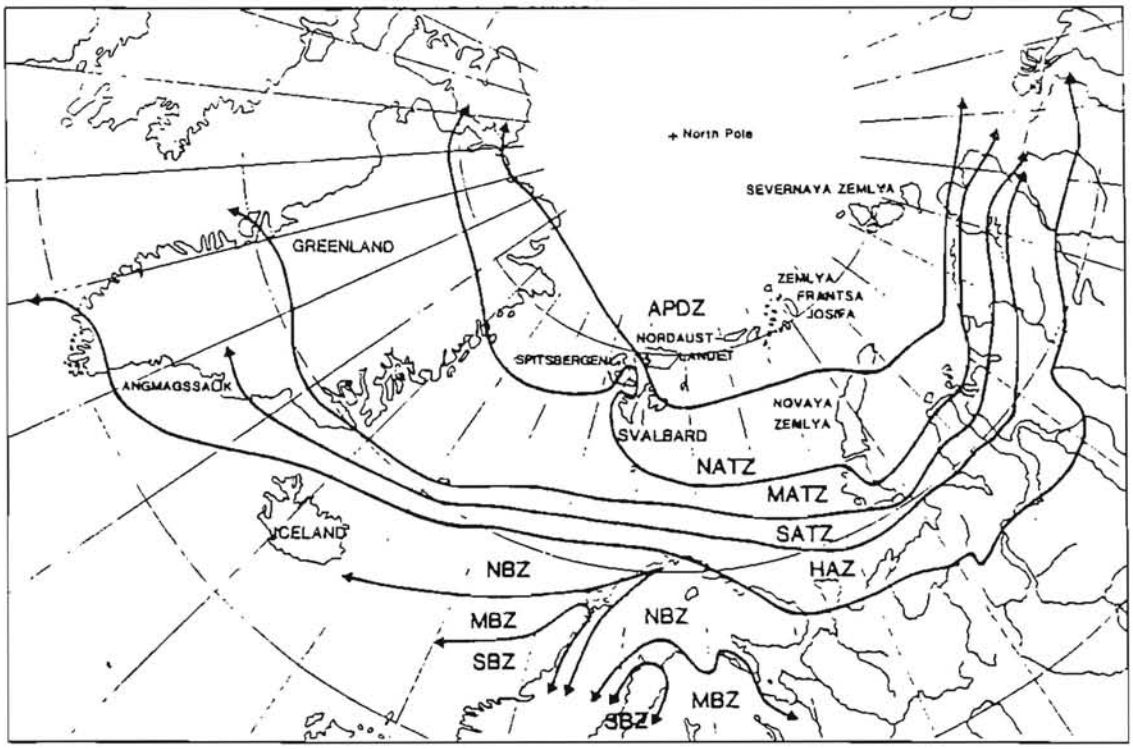


Fig. 4.12. Elvebakk's inddeling af Svalbard og tilgrænsende landområder.
APDZ = Arctic polar desert zone, NATZ = Northern arctic tundra zone, MATZ = Middle arctic tundra zone, SATZ = Southern arctic tundra zone, HAZ = Hemiarctic zone og NBZ = Northern boreal zone. (Elvebakk, 1985).

Der er i hovedtrækkene god overensstemmelse mellem Young's og Elvebakk's zoneringer. Elvebakk arbejder dog med en underinddeling indenfor det lavarktiske område, som ikke findes hos Young.

4.2.2.2 Younkin og Martens' zonering.

Younkin og Martens (1985) har opstillet en plantegeografisk zonering med 4 zoner for området nord for 60°N i Canada. Inddelingen omfatter således både høj- lav- og subarktiske områder. Zoneringen, der er opstillet på baggrund af den dominerende vegetation og tilpasset praktisk revegetering, omfatter: "polar-desert, tundra, woodland og forest". De tre sidstnævnte er yderligere underinddelt. Hvor dækningsgraden er under 15% betegner Younkin og Martens området som polarørken. Det, de betegner "woodland", ligger i det subarktiske område og består af åbent krat/lav skov af fyr, birk, pil og el. Younkin og Martens angiver en dækningsgrad for tundraen på 25-80%. Til sammenligning kan nævnes, at Bliss (1977) angiver dækningsgraden for tundraen til 80-100%. Bliss skelner desuden mellem "polar desert" med en dækningsgrad på 0-10% og "polar semi-desert", hvor dækningsgraden er 10-20%. Disse dækningsgrader omfatter kun fanerogamer, ser man derimod på lichener, mosser og alger kan dækningen i polarørkenen være op til 100% (Edlund, 1983). Hos Hustich (1979) findes en diskussion af tundra-begrebet og følgende afgrænsning fremhæves: Tundra er et område med et sammenhængende vegetationsdække, hvor forholdene (permafrost, temperatur, nedbør og vind) bevirker at naturlig skov ikke forekommer. Vegetationen betegnes altså som tundra uanset om det er f.eks. dværgbuskhede eller starkær. Tundra er således ikke en vegetationstype som disse, men nærmere en geografisk betegnelse. Begrebet anvendes normalt ikke om vegetationen i Grønland.

I relation til Grønland er kun zonerne "polar desert", "tundra" og "woodland" af interesse.

4.2.2.3 Edlunds zonering.

Edlund (1983) har foretaget en detaljeret inddeling i fire zoner af det højarktiske område i NØ-Canada (Queen Elizabeth Islands). Inddelingen er baseret på artsantal og artsammensætning. Forekomsten af træagtige planter og forekomsten og diversiteten af halvgræsser, karsporeplanter og kærplanter er tillagt særlig vægt. En række arter

anvendes som zoneindikatorer. Ved beskrivelsen af de enkelte zoner er desuden taget højde for fugtighedsforholdene, se skemaet i fig. 4.13.

Change in life form, per cent vascular plant cover, and floristic diversity for the major moisture regimes within the bioclimatic zones, Queen Elizabeth Islands

Bioclimatic Zone	Total no. vascular species	Moisture Regime: Wetlands	% cover vascular	% cover total	Mesic	% cover vascular	% cover total	Xeric	% cover vascular	% cover total
1	less than 35	bryophytic mat	<1	<75	patina of soil lichens and bryophytes	<1	<75	scattered lichens	<1	<5
		graminoid-moss meadow	1-5	50-100	herb-patina tundra	1-5		herb barrens	1-5	<5
2	35-60	graminoid-sedge moss meadow	1-10	75-100	herb-patina tundra with scattered dwarf shrubs	5-10	<75	herb barrens	1-10	<10
3	60-100	sedge-moss meadow	5-15	75-100	dwarf shrub herb-patina tundra	5-25	<90	dwarf shrub-herb barrens	5-15	<20
4	greater than 100	sedge-moss wet meadow (local willow)	10-25	75-100	dwarf shrub-patina tundra	15-50	<90	dwarf shrub barrens	5-25	<30

Fig. 4.13. De beskrivende parametre for Edlunds zonering af Queen Elizabeth Islands, NØ-Canada. (Edlund, 1983).

4.2.3 Den regionale fordeling af vegetationszonerne.

Regionalt er der kun ringe sammenfald mellem vegetationszoner og breddegrader, modsat er zonerne tæt relateret til højdeforholdene. Bjergkæder fremtræder således tydeligt ved mere detaljerede studier som f.eks. Edlund (1983).De præsenterede zoneinddelinger kan opfattes som hovedudbredelsesområdet for en given vegetation.

Generelt findes de klimamæssigt mest krævende planter i lavlandet og på særlig beskyttede steder. Plantesamfund, der er karakteristiske for de nordligste zoner, kan forekomme sydligere men kun sporadisk og begrænset til højlandet.

Lokalt kan der ligeledes findes en zonering analog til den højdeafhængige. F.eks. kan der nedenfor et permanent sneleje findes en zonering med højarktiske elementer umiddelbart under snefanen og en stigende mængde af lavarktiske arter jo større afstanden til snefanen bliver.

4.2.4 Vegetationszoner og klimaforhold.

Det er karakteristisk for floraen i arktiske egne, at artsantallet gradvis falder jo længere mod nord man kommer. Nogle arter forsvinder uden at blive erstattet af andre. Som det fremgår af kap. 8, virker en lang række stressfaktorer på planterne. Alt andet lige er den parameter, der har størst indflydelse på artsantallet varmen i sommermånederne og korrelationen mellem juliisotermen og antallet af karplanter er yderst signifikant (Rannie, 1986; Young, 1971). Tø-graddagetallet, der er summen af positive daggennemsnits-temperaturer, er ligeledes stærkt korreleret til artsantallet (Rannie, 1986). Størrelsen er et udtryk for vækstperiodens længde og kvalitet.

Denne sammenhæng mellem gennemsnitstemperaturer og planter kendes fra en række grænser, der er lette at erkende i naturen også for ikke-fagfolk. Sammenfald mellem trægrænsen og juliisotermen er omtalt i kap. 4.2.1. Edlund (1983) omtaler to andre tydelige grænser, nemlig nordgrænsen for udbredelsen af dværgbuske, benævnt "mini-trægrænsen" og "mini-skovgrænsen", der afgrænser det dværgbusk dominerede område mod nord. Mini-trægrænsen falder mellem juliisotermen 3° og 3.5°C og miniskovgrænsen mellem 3.5° og 4°C. Nordgrænsen for forekomsten af karplanter er sammenfaldende med juliisotermen 2.5°C (Edlund, 1983).

4.2.5 Anvendelsen af zoneinddelingerne i Grønland.

Da erfaringerne med revegetering i Grønland i dag er meget begrænsede kan det være nyttigt i et vist omfang at kunne inddrage erfaringer fra andre dele af det arktiske område. Til dette er de præsenterede zoneinddelinger nyttige, idet de rummer en samlet vurdering af planteforholdene over et større geografisk område. I fig. 4.14 ses en sammenligning af zoneinddelingerne. Det videre arbejde med zoneinddelinger og overførsel af revegeteringserfaringer til Grønland kan kun betragtes som et forslag til en arbejdsmetode. En modificeret udgave af Young's inddeling er valgt til inddelingen af Grønland, idet den omfatter hele det arktiske område og zonernes udstrækning i Grønland stemmer godt overens med den nyeste plantegeografiske forskning (bl.a. Bay & Fredskild, 1990). Grænsen mellem zone 1 og zone 2 er ikke medtaget, da disse to zoner i Grønland ikke kan adskilles ved de anvendte indikatorarter. I relation til revegetering har adskillelsen heller ingen praktisk betydning.

	Young (1971)	Elvebakk (1985)	Younkin & Martens (1985)	Edlund (1983)
højarktis	1 + 2	APDZ + NATZ	polar desert	1 - 4
mellemarktis	3	MATZ	tundra	
lavarktis	4	SATZ + HAZ	tundra og woodland	
subarktis		NBZ	forest	

Fig. 4.14. Sammenligning af de i rapporten omtalte arktiske zoneinddelinger, hvad de enkelte zoneringer angår henvises til kap. 4.2.2.1 til 4.2.2.3.

Youngs indikatorarter med kommentarer vedrørende arternes udbredelse i Grønland fremgår af skemaet i fig. 4.15. Den fremkomne inddeling, der består af tre elementer: det højarktiske, det mellemarktiske og det lavarktiske, er vist for Grønland i fig. 4.16 og for Grønland, Alaska og Canada i bilag 1. Det mellemarktiske område strækker sig i Grønland fra Skærfjorden (77°30'N) mod syd til Blosseville Kysten (ca. 69°N) på østkysten. På vestkysten går det fra Humbolt Gletscher (79°30'N) i nord og sydgrænsen skærer Disko og Nûgssuaq. Det videre arbejde med overførsel af erfaringer fremgår af kap.10.

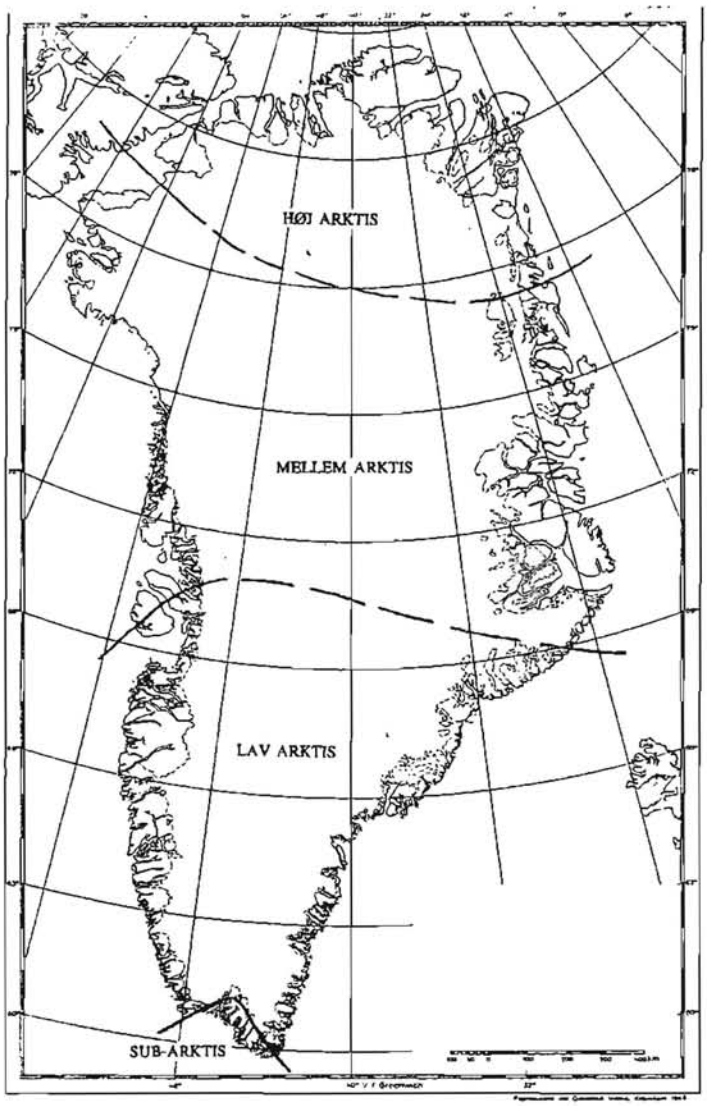


Fig. 4.16. Grænserne for det høj-, mellem-, lav- og subarktisk område i Grønland.

ZONE 1	ZONE 2	ZONE 3	ZONE 4
Alopecurus alpinus	Cystopteris fragilis	Woodsia alpina	Gymnocarp. dryopteris
Phippsia algida	Equisetum arvense	Woodsia glabella #	Botrychium lunaria
(Deschampsia caesp.)	Equisetum variegatum *	Drysopteris fragrans	Diphasstast. alpinum
Arctagrostis latifolia	Huperzia selago*	Equisetum scirpoides	Diphassiast. complan.
Poa arctica	Hierochloe alpina	Calamagrostis neglecta	Lycopodium annotinum
Poa pratensis	(Hierochloe pauciflora)	Calam. purpurascens #	Lycopodium clavatum
(Dupontia fischeri)	Trisetum spicatum *	Poa alpina	Selaginella selagin.
(Carex ursina)	Puccinellia phryg. *	Poa glauca #	(Equisetum fluvatile)
Luzula biglumis	(Erioph. angustifol.)	Festuca rubra	(Equisetum palustre)
Luzula confusa	Erioph. scheuchzeri	Elymus arenarius	Equisetum sylvaticum
Salix arctica	Kobresia myosuroides	Eriophorum callitrix	Juniperus communis
Oxyria digyna	Carex rupestris	(Erioph. brachyanther.)	Potamogeton filiformis
Stellaria edwardsii	Carex stans	(Erioph. russeolum)	Potamogeton gramineus
Cerastium arcticum	Carex misandra	(Erioph. vaginatum)	(P. perfoliatus)
Minuartia rubella	Carex saxatalis *	Kobresia simplicluscula	(Hierochloe odorata)
Ranunculus sulphureus	Polygonum viviparum	Carex scirpoidea	Agrostis mertensii
Papaver radicatum	Sagina intermedia	Carex lachenalii	Calamagrostis langsd.
Cardamine bellidifolia	Stellaria humifusa (3)	Carex glareosa	C. lapponica
(Draba alpina)	Melandrium apetalum	Carex subsparthacea	Eleocharis acicular. #
Draba bellii	Melandrium affine (3)	Carex rariflora	Scirpus caespitosus #
Draba subcapitata	Ranunculus hyperboreus	Carex cappilaris	Carex bicolor #
Saxifraga caespitosa	Ranunculus pedatifidus	Carex bigelowii	Carex brunnescens
(Saxifraga hirculus)	Ranunculus nivalis (3)	Juncus triglumis #	Carex capitata
Saxifraga cernua	Ranunculus pygmaeus *	Juncus castaneus #	Carex dioica
Saxifraga platysepala	Cochlearia groenlandica	(Luzula Wahlenbergii)	(Carex chordorrhiza)
Saxifraga nivalis	Eutrema edwardsii	Tofieldia pusilla	Carex rostrata
(Saxifraga rivularis)	Cardamine pratensis (3)	Tofieldia coccinea	Carex atrata
Saxifraga oppositifolia	Braya purpurascens	(Salix reticulata)	(Carex vaginata)
Potentilla hyparctica	Draba lactea	Salix glauca	Juncus filiformis
	Saxifraga foliolosa *	(Salix lanata)	Juncus alpinus
	Saxifraga hieracifolia	Betula nana	Luzula parviflora
	(Astragulus alpinus)	Koenigia islandica #	Alnus crispa
	Chamanerion latifol. *	Montia fontana	Betula glandulosa
	Cassiope tetragona	Honckenya peploides	Stellaria calycantha
	(Pedicularis capitata)	Draba glabella	Sagina nodosa
	(Armeria maritima)	Draba cinerea	Coptis trifolia
	(Senecio congestis)	(Ranunculus aquatalis)	Ranunculus reptans
	Taraxacum ssp.	Ranunculus lapponicus	(Rorripa islandica)
		Epilobium arcticum	(Rubus arcticus)
		Hippuris vulgaris #	Potentilla egedii
		Empetrum nigrum	Sibbaldia procumbens
		Pyrola grandiflora	(Viola epipsila)
		Ledum decumbens	Chamanerion angustifol.
		Loisleuria procumbens	Epilobium palustre
		Arctostaphylos alpina	Myriophyllum spicatum
		Vaccinium vitis-idea	Orthilia secunda
		Diapensia lapponica	Pyrola minor
		Pedicularis lapponica	(Andromeda polifolia)
		Artemisia borealis	Menyanthes trifoliata
		Arnica alpina	Veronica alpina #
			Pedicularis labrador.
			Linnaea borealis

Fig. 4.15. Oversigt over zoneindikatorer efter Young (1971). Kommentarerne gælder grønlandske forhold. () angiver, at arten i Grl. mangler eller har en afvigende udbredelse. * angiver, at arten forekommer også i zone 1, men at hyppigheden er aftagende mod nord. (3) angiver, at arten i Grl. ikke forekommer nordligere end zone 3. # angiver, at arten forekommer længere mod nord end den pågældende zoneangivelse.

4.3 Naturlig succession.

Succession er gennem tiden blevet defineret på mange forskellige måder. Den enkleste definition er opstillet af Clements (1916 og 1936) og betegner simpelthen ændringer i florasammensætningen. Senere er definitionerne blevet mere omfattende og indbefatter også funktionelle karakteristika. Odum (1971) har defineret succession som en økosystemudvikling, der 1) omfatter ændring i artssammensætningen, 2) er retningsbestemt og derfor forudsigelig, 3) er kontrolleret af samfundet og 4) kulminerer i et stabilt økosystem, klimakssamfundet.

Ved primær succession forstår man normalt den vegetationsudvikling, der finder sted, efter at der geologisk set er mulighed for planteindvandring. Det er karakteristisk at bunden kun består af uforvitrede mineraler og ikke indeholder organisk materiale. Al anden vegetationsudvikling betegnes sekundær succession.

Den regenerering, der følger efter en forstyrrelse betegnes således også sekundær succession og er karakteriseret ved, at:

- Rester af tidligere jordlag med indhold af mikroorganismer, organisk materiale, næringsstoffer levende planterester eller frø ofte forekommer,
- det forstyrrede område oftest er omgivet af uforstyrret vegetation, hvorfra indvandring og frøspredning kan finde sted og
- mængden af tilgængelige næringsstoffer er forøget.

Ovennævnte definition på primær hhv. sekundær succession vil blive anvendt i det følgende. Afvigende kalder Johnson & VanCleve (1976) den succession, der finder sted efter total forstyrrelse for primær; mens sekundær succession benyttes for de tilfælde, hvor der er efterladt spiringsdygtige planterester i jorden. Denne terminologi er ikke set andre steder.

For at kunne bedømme alvoren af en vegetationsskade og kunne tilrettelægge en evt.

revegetering er det nødvendigt at have kendskab til regenereringen uden styring. Kendskabet til naturlige successionsforløb i tilsvarende områder giver mulighed for at vurdere, hvordan man kan nå det ønskede mål. Desuden kan man vurdere om et påtænkt tiltag kan betale sig dvs. om man hurtigere og sikrere når det ønskede mål, og om man får en mere hensigtsmæssig overgangsfase f.eks. med hensyn til erosionskontrol. Endelig kan man ud fra successionsstudier finde frem til egnede revegeteringsarter.

Flere forfattere, her iblandt Cargill & Chapin (1987) og Webber & Ives (1978), mener, at alle revegeteringstiltag bør bygge på sekundær succession. Chambers et al. (1988) fremhæver kendskabet til de basale processer, der bestemmer successionsforløbet, som nødvendigt for at kunne genskabe vegetationen og udnytte den naturlige indvandring i området. Hvor den forstyrrede vegetation er en klimaksvegetation, som det praktisk taget altid vil være tilfældet i Grønland, kan det være mere hensigtsmæssigt at udnytte successionserfaringer fra plantesamfund, der endnu ikke har nået ligevægt (Matthews & Whittaker, 1987).

4.3.1 Successionsmodeller.

Invasion og opretholdelse er essentielle komponenter i successionsprocessen i ethvert samfund, som beskrevet af Johnstone (1986). Ændringerne kan imidlertid ske på forskellig måde og drevet af forskellige kræfter. Connell og Slatyer (1977) har opstillet tre modeller til beskrivelse af successionsforløbet: 1) Facilitations modellen, 2) inhibitions modellen og 3) tolerance modellen. Processerne, der driver succession, varierer meget fra plantesamfund til plantesamfund også i de arktiske egne. Et givet plantesamfund følger sjældent den samme model under hele udviklingen.

Model 1 er den klassiske successionsmodel, der bygger på Clements teorier. Ændringer antages at ske fordi de første kolonisatorer gradvist ændrer miljøet således at det bliver mindre favorabelt for dem selv og mere favorabelt for andre arter.

Model 2 er baseret på eksperimentelle erfaringer om hæmning mellem arter, der forekommer tidligt og senere i successionsforløbet. Kolonisatorerne hæmmer snarere end fremmer indvandringen af nye arter og disse bliver først dominerende efter at pionerarterne er døde.

Model 3 beskriver det forløb, hvor arter forekommer i miljøet i lang tid men pga. langsom vækst først bliver dominerende langt senere. Denne model adskiller sig fra model 2 ved at hendøen af pionerarterne ikke fremmer væksten af disse sen-successionsarter.

Forekomsten af arter er stærkt tidsafhængig og kan inddeles i grupper. Peterson & Billings (1980) har opstillet diagrammer, der viser successionsforløbet for tundrasamfund i Atkasook, Alaska, se fig. 4.17.

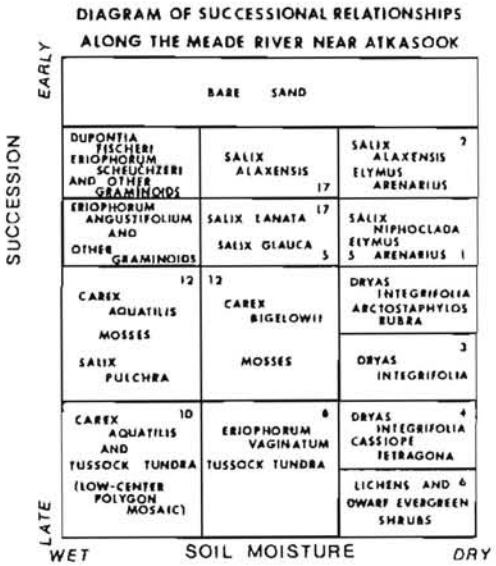


Fig. 4.17. Successionsforløb for plantesamfund ved Meade River, Atkasook, Alaska (Peterson & Billings, 1980).

Hvilke arter pionerarterne erstattes af afhænger af det lokale miljø, og det modne samfund varierer med den regionale placering, højden over havet, topografien og fugtighedsforholdene. I dværgbuskheden er pionerarterne stort set forsvundet og erstattet af senere koloniserende arter. Forstyrrelsesfænomener er væsentlige for bevarelsen af pionerarter i dværgbuskheden. I snelejer er en del af pionerarterne tilbage og i fjeldmarken erstattes pionerarterne kun i ringe omfang af andre kolonisatorer

(Cargill & Chapin, 1987, Matthews & Whittaker, 1987, Svoboda og Henry, 1987). Chapin (1980) har fundet at forskellige livsformer og forskellige fysiologiske tilpasninger er karakteristiske for tidlige hhv. senere successionsstadier. Arter, der er typiske for tidlige successionstrin, har små, længe levende frø, der spredes let. De har generelt hurtig vækst og lavt rod:skud forhold. Modsat har arter, der er karakteristiske for senere successionstrin, typisk store kort-livede frø, der kun spredes vanskeligt. Generelt har de langsom vækst og højt rod:skud forhold.

Som det ses af ovenstående kan udviklingen bevæge sig i forskellige retninger og ende i forskellige modne samfund. Matthews og Whittaker mener at den tilstrækkelige successionsmodel bør beskrive: divergens (forskellige retninger og hastigheder), forstyrrelser og retrogressive ændringer samt allogene såvel som autogene mekanismer.

I tidlige udviklingsstadier er allogene miljøændringer den vigtigste drivkraft for successionen. Efterhånden som et vegetationsdække udvikles, bliver autogene mekanismer, som facilitation, hæmning eller tolerance af større betydning for successionen og en differentiering vil medføre dannelsen af den for arktiske egne typiske mosaikvegetation (Matthews & Whittaker, 1987). Billings & Peterson (1980) opfatter successionsforløbet på polygonjorde som afvigende, idet forløbet ikke kontrolleres af autogene mekanismer men derimod af det fysiske miljø.

Facilitative interaktioner er hyppigst på steder hvor udgangsbetingelserne for planteetablering er meget dårlige (begrænsninger i vand og næringsstoffer) og ses oftest, hvor kun hjemmehørende arter er involveret. Når fremmede arter introduceres sker der ofte en hæmning af de lokale arter. På fugtige steder med gode vækstbetingelser hæmmer pionerarterne ofte senere arter mere end de fremmer deres etablering. Dette forhold forstærkes yderligere hvis kolonisatorerne er ikke-hjemmehørende arter (Cargill & Chapin, 1987)

I relation til den enkelte arts udbredelse kan ligeledes både autogene og allogene mekanismer være af betydning. Svoboda og Henry (1987) har opstillet en model for Grønlandsk Fjeldsimmer (*Dryas integrifolia*) langs 90°W i arktisk Canada, se fig 4.18.

Heraf fremgår det, at planten gror bedst, opnår størst biomasse, væksthastighed mm., ca. 15° syd for sit hovedudbredelsesområde. I dette område bliver arten imidlertid ikke dominerende pga. konkurrencen (hæmningen) fra andre arter. Mod nord bliver Dryas integrifolia mere udbredt, ikke fordi den foretrækker betingelserne her, men fordi den er bedre egnet til at tolerere dem end konkurrenterne.

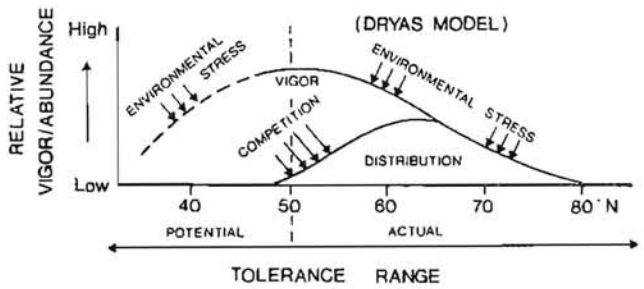


Fig. 4.18. Effekten af hæmning på udbredelsen af Grønlandsk fjeldsimmer (Dryas integrifolia) i arktisk Canada. (Svoboda & Henry, 1987)

4.3.2 Successionsforløb på forstyrrede steder.

Et successionsforløb består af to modsatrettede begivenheder: en fremadskridende og en bagudrettet. Ofte benyttes termen succession kun til at beskrive det fremadskridende forløb. Successionsprocessen er asymmetrisk forstået på den måde at de fremadskridende begivenheder sker langsomt medens tilbageskridt er hurtige og ofte pludselige. I højarktiske områder, der er marginale i relation til plantevækst, er succession og retrogression tæt forbundne og opbygning af sammenhængende vegetation (større bestande) og fortrængning af pionerarterne forekommer sjældent (Svoboda & Henry, 1987).

Regenereringsforløbet vil afhænge af forstyrrelsens intensitet, type og hyppighed, men også af økosystemet selv, dels dets modstandsdygtighed - dvs evne til at forblive upåvirket af forstyrrelser, dels dets "ukuelighed" - dvs evne til at rette sig op igen (Boesch & Rosenberg, citeret i Komarkova, 1983). I følge Lawson et al. (1978) er forløbet af rehabiliteringsprocessen afhængig af: 1) skadens omfang 2) mængden af is i jorden 3) stedets vandforsyning. Resultatet af et successionsforløb vil være afhængigt af disse faktorer og indenfor en overskuelig årrække, måske 100 år, kan flere forskellige resultater af den naturlige succession på den samme biotop være mulige (Cargill & Chapin, 1987, Matthews & Whittaker, 1987).

Hos Bliss (1970), Felix & Jorgenson (1984) Komarkova & Webber (1980) og Webber & Ives (1978) findes modeller for rehabilitering i arktiske økosystemer. Undersøgelser over udviklingsforløbet kan i et vist omfang anvendes ved forudsigelser i forbindelse med nye forstyrrelser. Det er dog vigtigt at huske, at enhver forskel i de styrende faktorer (f.eks. klima, jordbund, indgående arter, græsning, færdsel etc.) kan påvirke udviklingen afgørende.

Tidsforløbet ved sekundær succession kan defineres, som den tid det tager før et sammenhængende vegetationstæppe er dannet. De mange usikkerhedsmomenter bevirker at skøn over forløbet er meget usikre. Generelt er forløbet kortest for vådområder. Webber (1978) og Webber & Ives (1978) angiver 10-20 år for god regeneration i

vådområder. I lavarktiske egne er regenerationstiden for tilsvarende områder begrænset til 5-10 år (Webber & Ives, 1978). For tørre fjeldmarker er regenerationstiden derimod meget lang, specielt i højarktiske egne. Typisk angives fra 100-1000 år (Johnson & VanCleve, 1976).

4.3.3 Oversigt over successionsstudier på forstyrrede steder.

I nedenstående skema fig. 4.19 findes en oversigt over litteratur, der behandler succession efter forskellige typer forstyrrelser indenfor hhv. sub-, lav- og højarktiske områder.

aktivitet	subarktis	lavarktis	højarktis
kørsel, seismik og pipeline	Brown & Berg, 1980 Kershaw, 1983 Kershaw, 1984	Bliss & Wein, 1972 Cargill & Chapin, 1987 Everett et al., 1985 Felix & Raynolds, 1989 Hernandez,1973 Kershaw & Kershaw, 1987 Lamberth, 1972 og 1976 Lawson et al., 1978 McKendrick, 1987 Peterson og Peterson, 1972 Younkin & Martens, 1985	Abele et al., 1985 Babb, 1972 Barret, 1975 Bliss & Wein, 1972 Hjeljord, 1971 Kershaw & Kershaw, 1987 Kubanis, 1985 Kuc, 1972 Peterson, 1974 Walker et al, 1978 Webber, 1978
dozing og forsøg		Chapin & Chapin, 1980 Chester & Shaver, 1982 Ebersole & Webber, 1983 Gartner et al., 1983 Younkin & Martens, 1985	Beschel, 1963 Bliss & Wein, 1972 Peterson, 1974 Walker et al., 1978
boring	Taylor, 1976	Younkin & Martens, 1985 og 1987	Smith & James, 1979
oliespild		Hutchinson & Hellebust, 1978 Hutchinson et al., 1976 McKendrick, 1987	Holt, 1987
gødskning		Ebersole & Webber, 1983	Walker et al., 1978
menneskelig aktivitet	Yurtsev & Korobkov, 1979	Ebersole, 1987 Yurtsev & Korobkov, 1979	
brand		Ebersole, 1987 Fetcher et al., 1984 Johnson & Viereck, 1983 Racine et al., 1987 Wein & Bliss, 1973b	
græsning	Arnalds, 1987 Arnalds et al., 1987 Blöndal, 1987 Runolfsson, 1987	Pegan, 1970	

Fig 4.19. Skematisk oversigt over litteratur, der behandler successionsforløb efter aktiviteter, fordelt på hhv. sub-, lav- og højarktiske egne.

4.3.4 Anvendelsen af pionerarter i revegeteringsprojekter.

Pionerarter er arter, der i særlig grad optræder som de første planter på frie arealer. Ved revegeteringsprojekter er kendskabet til sådanne arter og de egenskaber, der netop gør dem til kolonisatorer væsentligt. Flere meget anvendte revegeteringsarter er udvalgt bla. på dette kriterium f.eks. Polarhvene (*Arctagrostis latifolia*) og Mose-bunke (*Deschampsia caespitosa*) (Brown et al., 1988). Pionerarterne skal findes dels på nyligt blotlagte arealer dels på steder, der naturligt er under konstant regenerering. Der findes en række områder, der naturligt er under konstant regenerering. Frostboils er et velkendt eksempel på ikke-stabil vegetation præget af hyppige forstyrrelser. Johnson (1985) giver en beskrivelse af forholdene i sådanne frostboils ved Ogoturuk, Alaska og Billings & Peterson (1980) omtaler successionsforløbet på polygonjord ved Barrow i Alaska. I Marr (1969) er beskrevet et eksempel fra Thule, hvor frostbevægelser ødelægger tilsyneladende stabil Kantlyng-(*Cassiope*)vegetation. Af andre eksempler på områder under konstant regenerering kan nævnes flydejord og elvlejer. Feilberg (1987) giver en række eksempler på grønlandske arter, der især træffes på disse biotoper. Mitchell (1982) anbefaler at man søger potentielle revegeteringsarter på gamle forstyrrelser som miner og bopladser.

De lokale plantearter, der koloniserer forstyrrede steder, hvad enten det drejer sig om naturlige eller menneskeskabte, er i flg. Yurtsev og Korobkov (1979) karakteriseret ved en eller flere af følgende egenskaber:

- nitrofili,
- affinitet overfor erosion, herunder jordflydning og
- stort spredningspotentiale.

Desuden har planterne ofte visse anatomiske tilpasninger f.eks. har pionerplanter altid trævlerødder, ligesom en række arter f.eks. Snegræs (*Phippsia algida*) og Fimbulgræs (*Colpodium vahlianum*) har snoede/krøllede rødder, der gør dem særlig egnede til at vokse i ustabil jord. Chapin (1980) har fundet at arter, der er karakteristiske for tidlige successionstrin, generelt har lavt rod:skud forhold, hvilket kan være et problem, hvor

de skal anvendes til erosionskontrol. På våde biotoper har arter med veludviklede jordstængler gode spredningsbetingelser.

Kuc (1972) inddeler planterne, der optræder på menneskeskabte forstyrrelser i flg. tre grupper:

1) Hemerophile arter, dvs. arter der fortrinsvis findes på steder med forstyrrelser og trives bedre der end i uforstyrrede områder,
2) hemeradiaphore arter, dvs. arter der træffes på forstyrrede steder uden at have særlig præference herfor og
3) hemerophobe arter, dvs. art der aldrig eller kun meget sporadisk optræder på forstyrrede steder og først invaderer området efter at forholdene er blevet mere stabile.

Denne inddeling stemmer fint overens med en inddeling foretaget af Matveyeva (1979). Druzhhinia & Zharkova (1979), Kuc (1972), Matveyeva (1979), McKendrick (1987) og Yurtsev og Korobkov (1979) har alle lister over arktiske pionerarter. De tre første i U.S.S.R.; de to sidste i Alaska. Alle lister indeholder arter, der også forekommer i Grønland. Her skal blot nævnes nogle få eksempler, i øvrigt henvises til databasen, der er omtalt side 7.

Nitrofile arter: Polarhvene (*Arctagrostis latifolia*), Snegræs (*Phippsia algida*) og Arktisk rapgræs (*Poa arctica*).

Arter med affinitet overfor erosion: Snegræs (*Phippsia algida*), Bredbladet gederams (*Chamaenerion latifolium*), Polarhvene (*Arctagrostis latifolia*), Toblomstret-siv (*Juncus biglumis*), Kort rapgræs (*Poa abbreviata*), Klippe-svingel (*Festuca brachyphylla*), Topspirende-svingel (*F. vivipara*), Sne-firling (*Sagina intermedia*), Dværgsyre (*Koenigia islandica*), Knop-stenbræk (*Saxifraga cernua*), Gryn-stenbræk (*S. foliolosa*), Bølget-bunke (*Deschampsia flexuosa*).

Arter, der hyppigt træffes på forstyrrede steder, uden præference herfor: Fjeldvalmue

(*Papaver radicatum*), Smuk potentil (*Potentilla pulchella*).

Arter med et stort spredningspotentiale: Smalbladet kæruld (*Eriophorum angustifolium*), *E. triste*, Tundra-star (*Carex stans*), Eng-rapgræs (*Poa pratensis ssp. alpigena*), Arktisk rapgræs (*P. arctica*), Kastanie-siv (*Juncus castaneus*), Trefliget ranunkel (*Ranunculus hyperboreus*), Engkarse (*Cardamine pratensis*), Kær-dueurt (*Epilobium palustre*), Storblomstret hønsetarm (*Cerastrium arvense*) og Tykbladet draba (*Draba crassifolia*).

Arter, der er sjældne på forstyrrede steder: Det drejer sig især om vedplanter f.eks. Grønlandsk fjeldsimmer (*Dryas integrifolia*). Blandt vedplanterne kan flere arter af pil, f.eks. Salix alaxensis (Peterson & Billings, 1980), dog optræde som pionerer. Tundra-star (*Carex stans*) er andet eks. på en plante, der ligeledes kommer ind senere i successionsforløbet for derefter at blive dominerende og optræde som hæmmer overfor andre planter (Billings & Peterson, 1980)

5. PÅFØRTE ÆNDRINGER I VEGETATION, JORDBUND OG TERRÆN.

Den første industrielle udnyttelse af arktiske egne fandt sted ved simpel overførsel af den traditionelt anvendte teknologi uden tanke for at naturforholdene på væsentlige punkter er meget anderledes i Arktis. Det kom derfor som en overraskelse, at der opstod store terræn- og vegetationsændringer. Resultatet var ofte drastisk som ved de to prøveboringssteder East Oumalik og Fish Creek i Alaska. Boringerne blev foretaget i perioden 1944-53 og områderne blev derefter forladt. Udviklingen i jordbund og vegetation er siden fulgt og behandles i bl.a. Chapin & Shaver (1981), Lawson (1982, 1986) og Lawson et al. (1978). I mange tilfælde var ændringerne selvforstærkende i en længere periode. Gennemgangen i Lawson (1982) af forholdene ved East Oumalik 30 år efter olieprøveboringerne giver et meget illustrativt eksempel på sådanne ændringer.

Med baggrund i den oprindelige påvirkning kan forstyrrelser inddeles i 5 kategorier. I fig. 5.1 gives en skematisk oversigt over denne sammenhæng hentet fra bl.a. Lawson (1986) og Brown & Grave (1979). Begge artikler giver i øvrigt en god indføring i problemstillingen: Skader på vegetation og jordbund i permafrostområder.

Forstyrrelsestyper	Årsager
1. Sammenpresning af jord og vegetation.	Off-road kørsel med en eller flere passager af køretøj med hjul eller ski. Gangstier. Midlertidige oplagspladser. Kraftig græsning.
2. Ødelæggelse af overjordisk vegetation, hvorved vegetationen dør.	Tæt kørsel. Anlægsarbejder. Permanente oplagspladser. Brand og oliespild. Støv.
3. Fjernelse af vegetationsdækket.	Overfladisk bulldozede spor. Kørsel med bæltekøretøj. Udgravning ved opførelse af bygninger. Rydning ved opdyrkning.
4. Fjernelse af de øvre jordbundslag sammen med vegetationsdækket.	Bulldozede veje. Udgravning af grøfter og basis for boretårn. Minedrift med åbent brud.
5. Ødelæggelse af klippe med delvis fjernelse af malm.	Underjordisk minedrift. Olieudvinding.

Fig. 5.1. Skematisk oversigt over sammenhængen mellem forstyrrelse og årsag efter Lawson (1986) og Brown & Grave (1979).

Resultatet af en forstyrrelse afhænger bl.a. af i hvilken grad det termiske regi er ændret. Der til kommer problemer med vind- og vanderosion. Alt andet lige er fjernelse af vegetation den forstyrrelse, der giver den største ændring i det termiske regi og medfører de mest dramatiske og længerevarende skader (Lawson, 1986).

Ud fra langtidsstudier af forstyrrelser har Lawson (1986) defineret et index, S_i, der beskriver forstyrrelsesgraden. $S_i = A_{fd}/A_{id}$, hvor A_{id} er det areal, der direkte påvirkes og A_{fd} er det areal, der til et givet tidspunkt er påvirket. Hvor $S_i < 1.0$ er forstyrrelsen ikke permanent og der sker en stabilisering af det termiske regi og reetablering af vegetationen. En ulempe kan være at indexet rummer en subjektiv vurdering. På tre forstyrrede steder i Alaska fandt Lawson at kun begrænset kørsel havde en S_i-værdi mindre end 1, 30 år efter at forstyrrelsen (prøveboringer) var ophørt, se fig. 5.2.

Initial disturbance	Site	S_i (severity index)[a]	Depth of depressions (m)
1. Trampling and compaction	EO	1.0 -1.43	0.7-4.2
	FC	0.9 -1.0	0.1-0.7
	O	0.8 1.0	0.2-0.6
2. Killing vegetation	EO	1.0 -1.1	0.1-1.1
	FC	1.0	Up to 0.2
	O	1.0	Up to 0.3
3. Vegetation removal	EO	1.7 2.6	3.1-5.5
	FC	1.0 -1.2	0.2-1.5
	O	1.1 -1.7	0.3-2.0
4. Sediment and vegetation removal	EO	1.25-2.5	3.0-5.0
	FC	1.0 -1.2	0.4-2.0
	O	1.1 -1.9	0.5-2.0

Fig. 5.2. Sammenhængen mellem forstyrrelse og S_i-index ved tre prøveboringssteder i Alaska. EO er East Oumalik, FC er Fish Creek og O er Oumalik (Lawson, 1986).

Med baggrund i den omfattende olieefterforskning og indvinding ved Prudhoe Bay, Alaska, har Walker et al. (1986) udarbejdet en kortlægningsmetode til løbende registrering af aktiviteternes samlede indvirkning på miljøet. Kortlægningen benævnes Integrated Geobotanical and Historical Disturbance Map (IGHDM). Den muliggør overvågning af arealer, der forstyrres såvel naturligt (brederosion ved søer, dræning af søer, ændring af elvløb) som af mennesker (vejanlæg, bebyggelse, spor, affald samt følge af disse: oversvømmelser og termokarst). Ud fra disse undersøgelser har man fundet at forskellige forstyrrelser påvirker plantesamfundene forskelligt, ligesom specifikke aktiviteter i høj grad er knyttet til specifikke plantesamfund. Hvor det har

været muligt er vejene placeret i den tørre, lichenrige dværgbuskhede (tundra), der trods sin ringe arealmæssige dækning rummer 2.5% af vejanlæggene, se fig. 5.3. I øvrigt er 71.1% af vejarealet placeret i vådt og fugtigt starkær (tundra). Tidsmæssigt er anlægget af større veje koncentreret i opbygningsfasen, hvorimod arealet der dækkes af spor og grusveje til stadighed øges, se fig. 5.4. Af samme figur ses, at arealet, der påvirkes af oversvømmelse, fluktuerer, men er stigende. Den markante stigning i 1983 kan muligvis skyldes kortlægningstidspunktet, der i 1983 var tættere på snesmeltningstidspunktet end de øvrige år. Den generelle stigning antages dog at være forårsaget af aktiviteterne, ligesom udviklingen i arealet, der på virkes af termokarst, antages at være direkte relateret til aktiviteterne (Walker et al., 1986).

Indtil videre kendes kun dette eksempel på samlede vurderinger af miljøændringer ved aktiviteter i arktiske egne. Miljøændringer som flg. af aktiviteter vil derfor blive behandlet adskilt i ændringer på terræn, jordbund og vegetation.

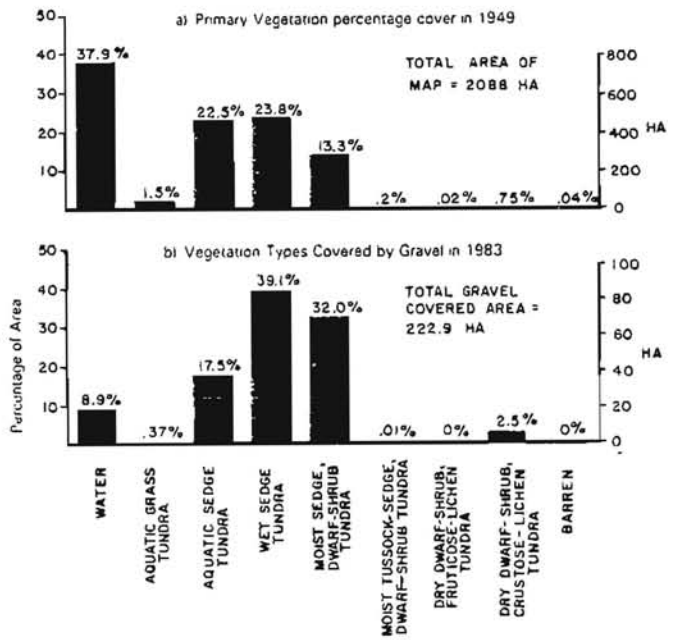


Fig. 5.3. Plantesamfundenes arealmæssige udstrækning i 1949 før efterforsknings-aktiviteterne startede, Prudhoe Bay, Alaska. Den arealmæssige dækning med vejanlæg fordelt på plantesamfund. Walker et al. (1986).

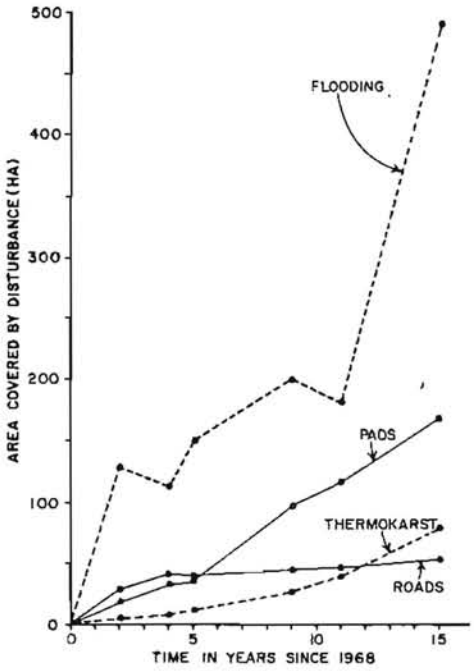


Fig. 5.4. Udviklingen i vejanlæg og andre følger af den samlede menneskelige aktivitet, udtrykt ved oversvømmelser og termokarst. Prudhoe Bay, Alaska. Walker et al. (1986).

5.1 Terrænændringer efter forstyrrelse af vegetation og jordbund.

Terrænændringer kan blive langt større i permafrostområder end det kendes fra andre regioner. Permafrostlaget er stabilt, når der er termisk ligevægt, hvilket betyder at den årlige varmetilførsel er mindre end eller lig med varmetabet. Enhver ændring, der indvirker på permafrostbalancen, kan medføre, at den kritiske temperaturtærskel (0 °C) overskrides med optøning og forøgelse af det aktive lag til følge. I fig. 4.2 side 13 er givet en oversigt over opbygning og nedbrydning af permafrosten.

Ændringer i jordens varmebalance kan skyldes enten regionale eller lokale årsager. Overordnede klimaændringer betragtes som regionale, hvorimod de lokale årsager kan være naturlige f.eks. afsvidning ved brand eller menneskeskabte. Hvor voldsom en given ændring bliver afhænger i flg. Lawson (1986) af (1) isindholdet i de overfladenære lag, (2) fordelingen og udstrækningen af den massive is, (3) geotekniske egenskaber ved materialerne under optøningen og (4) relieffet, hvilket løbende kan

ændres under optøning og sætning.

Ives (1973) fremhæver, at sårbarheden af et permafrostområde generelt er direkte proportional med isindholdet i jorden, men omvendt proportional med jordens gennemsnitstemperatur. De største fysiske ændringer opstår på steder med sedimenter, der er ustabile under optøningen, indeholder store mængder is og hvor dræningen er god (Lawson, 1986). Isen kan enten være jævnt fordelt segregeret is, dvs. is dannet ved migration af porevand til fryseplanet, hvor det danner islinser af varierende størrelse, eller koncentreret i form af iskiler eller is sill's, hvilket er store massive islinser (Engraf, 1987). Ved overfladeforstyrrelser som brand eller bulldozing vil isforholdene i jorden kunne ændres ned til en dybde af 3 meter, se fig. 5.5. I den øverste meter ses isen at forsvinde og ned til 2 meter vil isindholdet kunne mindskes betydeligt. I 2-3 meters dybde sker derimod en opbygning af is (Heginbottom, 1974).

Som det er fremgået, er en række faktorer bestemmende for nedbrydningsprocessen og dermed også for hvilke betingelser, der skal opfyldes for at stoppe nedbrydningen og indstilling af en ny ligevægt. Fysisk stabilitet er væsentlig for at optøningsprocessen kan standse og for at et blivende vegetationsdække kan etableres. Forholdet omkring etableringen af et vegetationsdække er komplekst, idet planter, der kan vokse på steder med begrænset stabilitet, kan være medvirkende til stabiliseringen af det fysiske miljø (Lawson, 1986). I fig. 5.6 er vist en skematisk fremstilling af forløbet fra skade til stabilisering.

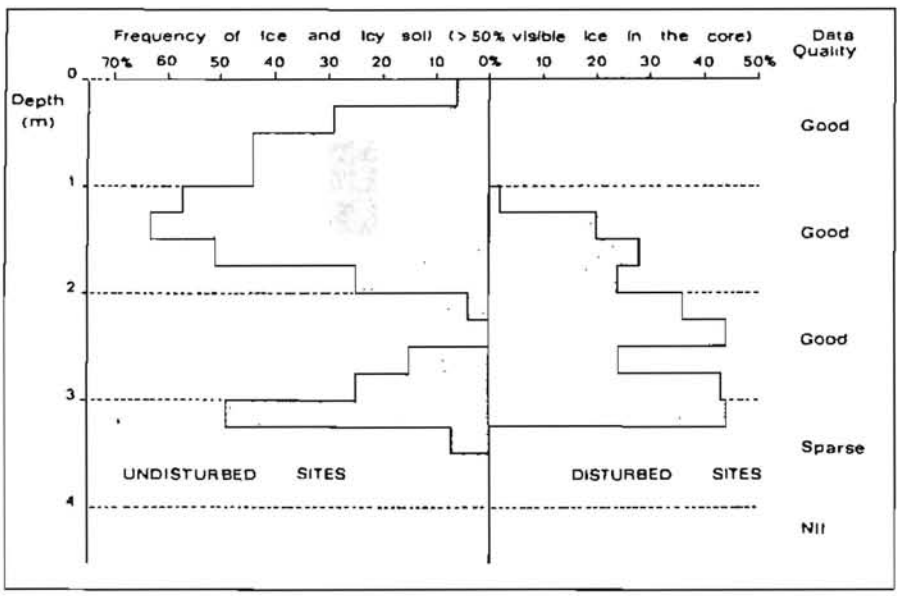


Fig. 5.5. Effekten af overfladeforstyrrelser på isindholdet og fordelingen i jorden (Heginbottom, 1974).

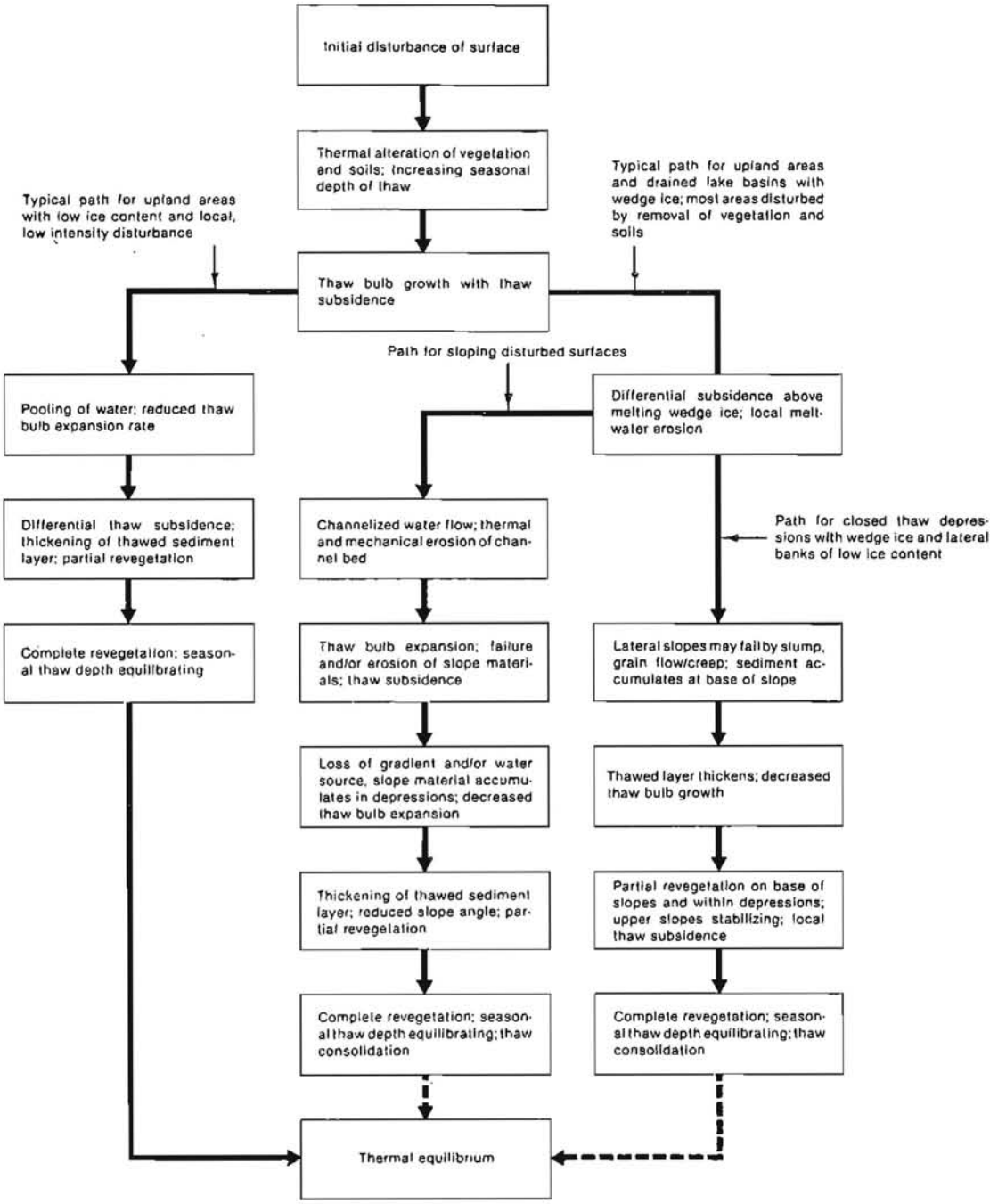


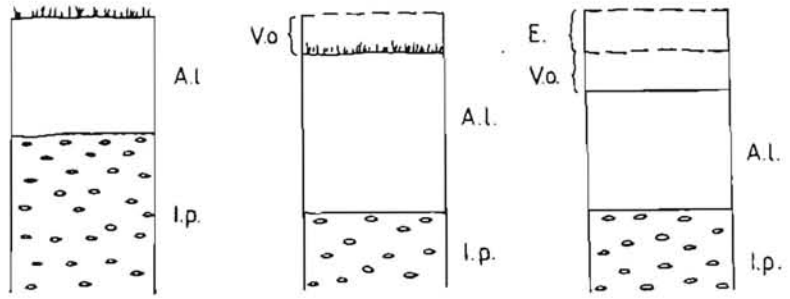
Fig. 5.6. Skematisk fremstilling af forløbet fra forstyrrelse til stabilisering, baseret på undersøgelser ved Fish Creek, Alaska. Forløbet var her relativt simpelt i forhold til mere komplekse forløb ved f.eks. East Oumalik (også præsenteret i kilden). De stiplede linier angiver forløb, der i 1986, 30 år efter forstyrrelsens ophør, endnu ikke var afsluttet (Lawson, 1986).

5.1.1 Termokarst.

Mindre forøgelser af det aktive lag kan føre til en ny ligevægt, mens større kan være første trin i en termokarstproces.

Ved termokarst forstås en sammensynken af overfladen som følge af optøning af is i jorden, typisk med meget ujævnt terræn til følge (French, 1983). I flade landområder vil termokarstprocesserne starte som en nedadrettet optøning fulgt af sammensynkning og reliefdannelse og først derefter udvikle sig horisontalt. Ved flod- og søbredder samt kystskrænter er relieffet allerede udviklet og termokarstprocesserne starter i den horisontale retning (Engraf, 1987).

Termokarst dannes kun i områder, hvor det permafrosne materiale er overmættet med is og hvor det aktive lags tykkelse øges. Optøningen vil medføre dannelsen af et vandoverskud, se fig. 5.7. Vandoverskuddet kan i sig selv medføre yderligere optøning, som omtalt ovenfor. Det videre forløb afhænger af topografien. På skrånende terræn eller hvor en skrånende flade er blotlagt vil ske en sammenskridning og evt. vanderosion. På fladt terræn kan ske en sammensynkning og evt. dannelse af en sø.



A B C

A.l. Aktivt lag

I.p. Isovermættet permafrost

V.o. Vandoverskud

E. Fysisk overfladeændring ved sammenpresning eller fjernelse af vegetation.

Fig. 5.7. Skitser over termokarstudvikling efter Engraf (1987). A) stabil situation, B) optøning som flg. af termiske ændringer uden fysiske ændringer af overfladen og C) optøning som flg. af fysiske overfladeændringer.

Termokarstprocessen kan desuden belyses med følgende eksempel fra French (1983): Jorden antages at være overmættet med is, således at der efter optøning vil være 50% mættet jord og 50% overskydende vand, og har et aktivt lag på 45 cm. En forstyrrelse fjerner de øverste 15 cm af vegetation og jordbund. På grund af ændrede varmeudvekslingsforhold vil ligevægtstykkelsen af det aktive lag stige til 60 cm. Af det oprindelige aktive lag er der 30 cm tilbage. De sidste 30 cm må altså komme fra det hidtil frosne lag. Dette kræver afsmeltning af i alt 60 cm frossen jord, da halvdelen vil løbe af som smeltevand og jorden vil synke tilsvarende sammen. Den nye ligevægtsoverflade vil derfor ligge 45 cm (15+30) under den uforstyrrede udgangsoverflade.

Hvor langt termokarstprocesserne forløber afhænger af: a) forøgelsen i tødybden, b) isindholdet i jorden og c) teksturen. Isindholdet i jorden har betydning såvel mængdemæssigt som formmæssigt og istypen er bestemmende for formen af terrænændringer. Åreis, der breder sig i polygonale mønstre både vertikalt og horisontalt, vil efter afsmeltning efterlade keglelignende dannelser, mens segregeret is, der er fordelt nogenlunde ensartet gennem de øvre lag, vil efterlade en bredt sammensunken overflade (French, 1983). Efter en optøning har teksturen indflydelse på stabiliteten i materialet. Grovkornet materiale, som grus og sand, vil være mere stabilt end finkornede materialer. Finkornede materialer, som silt og ler, med et højt vandindhold er særdeles ustabile og massebevægelser starter let (Felix & Jorgenson, 1984 og Webber & Ives, 1978).

I relation til termokarsttruslen har områdets regionale beliggenhed betydning. I højarktiske egne er risikoen generelt begrænset. Dels er temperaturen i permafrostlaget lavere og dermed længere fra optøningspunktet, dels er mængden af vegetation og organisk materiale så lille, at betydningen for energiudveksling er ringe. Ydermere er sedimentet ofte grovkornet, og isindholdet menes at være ringe (Babb, 1977; Bliss, 1975 og 1979; Harris, 1986; Peterson, 1974). I tundraområder ved Prudhoe Bay, Alaska, har menneskelige aktiviteter dog medført en forøgelse i arealet, der er påvirket af termokarst (Walker et al., 1986).

Fra Nordalaska kendes eksempler, hvor terrænet har genvundet sin fysiske stabilitet,

således at plantevækst atter er mulig. Denne proces har på tøstabile materialer taget 5-10 år mens tø-ustabile materialer med stort isindhold har krævet over 30 år. Termisk ligevægt var kun opnået i enkelte af de undersøgte områder (Lawson, 1986).

Revegetering kan ikke direkte modvirke termokarst og først efter at jordbunden er nogenlunde stabiliseret kan den anvendes i forbindelse med retableringen af et område (Cargill & Chapin, 1987; Hernandez, 1973b; Johnson & VanCleve, 1976). I kap. 6.1 og 6.3 er omtalt en række tiltag, som kan benyttes til stabilisering af jordbunden forud for egentlig revegetering.

5.1.2 Ændrede afstrømningsforhold som følge af forstyrrelser.

Vandpåvirkning er under naturlige forhold et særdeles vigtigt landskabsformende element. Forstyrrelse, med øget afsmeltning til følge, kan i kuperet terræn medføre stigning i afstrømningen. I fladt terræn vil den øgede afsmeltning oftest medføre oversvømmelser, som refereret af Walker et al. (1986) fra Prudhoe Bay.

Erosionens størrelse bestemmes især af følgende faktorer:

- Jordtype (tekstur, isindhold)
- Klima
- Vegetation (planternes overjordiske dele kan bremse strømningshastigheden og rødderne virker stabiliserende på jordpartiklerne)
- Karakteren af det hydrologiske opland.

Vanderosion deles i to typer: Afstrømning, hvor jordpartikler findes suspenderet i vandet og jordflydning, hvor de øverste jordlag som følge af overmætning kan skride (Claridge & Mirza, 1981). Samme forfattere har defineret en Soil Erosion Code (SEC). Af fig. 5.8 fremgår relationen mellem SEC, terrænforhold og jordtype.

En begrænset forøgelse i afstrømning kan resultere i bedre vækstvilkår for mange

planter. Dræningen forbedres med deraf følgende forøgelse i jordens luftudveksling. Ofte vil der også ske en forøget frigivelse af næringsstoffer (se nedenfor).

SEC*	SOIL DESCRIPTION	GENERAL CHARACTERISTICS	EROSION POTENTIAL
FG or UG	Clean sand and gravel with little or no fines (<7% silt and clay content).	Free-draining. Medium to high density, occurs in frozen & unfrozen states, massive ice inclusions are uncommon.	Very low to nil.
FS or US	Silty sand & gravel, mixture of clay, silt, sand & gravel or cobbles & boulders. Fine-grained material <50%.	Found in frozen & unfrozen soils. Massive ice inclusions may be encountered, especially in colluvial deposits.	Low to medium depending upon thermal conditions, topography & hydrology.
FM or UM	Sandy or gravelly silt or clay. Fine-grained material >50%.	Either frozen or unfrozen. High ice content or massive ice segregation common.	Moderate to high.
FL or UL	Silt — organic & inorganic silt and clayey silt.	Occurs in frozen & unfrozen state. High ice content common in frozen silt.	High.
FC or UC	Clay or silty clay.	Varies in moisture content, in-place density and color.	Moderate to high.
FP	Peat and organic matters.	High moisture, low density.	Low to medium, depending upon silt content.
FB or UB	Bedrock, unweathered.		Non-erodible.

* Soil erosion code: 'F' indicates frozen soil and rock; 'U' denotes unfrozen materials.

Fig. 5.8. Soil Erosion Code relateret til terrænforhold og jordtype (Claridge & Mirza, 1981).

5.2 Ændrede jordbundsforhold som følge af forstyrrelse.

I store dele af Arktis forekommer permafrost. Temperaturen i jorden er lav og det

aktive lag vil ofte være vandmættet. Ligeledes er jorderne ofte næringsfattige, specielt er mængden af tilgængeligt kvælstof begrænset (Johnson & VanCleve, 1976; McKendrick et al., 1978; Shaver & Chapin, 1980). Omsætnings-modellerne i ARTUS-programmet, omfatter en generel beskrivelse af arktiske jordbundsforhold. Modellerne er omtalt på side 63. Der er foretaget undersøgelser af uforstyrrede forhold på IBP-lokaliteterne. En samlet beskrivelse findes i Bliss et al. (1981).

Aktiviteter kan medføre at en række jordbundsforhold ændres. Det gælder f.eks. stabiliteten, temperaturen, ilt- og vandforhold, næringsforhold mm. I kap. 6.3 er en række af disse forhold behandlet mere detaljeret ligesom tiltag til udbedring af skaderne og erfaringer hermed er omtalt. Her skal kun beskrives enkelte generelle forhold som følge af aktiviteter.

Sammenpresning af det aktive lag medfører at den isolerende evne mindskes og derved vil varme kunne ledes ned i jorden. Den større varmeledningsevne vil altid resultere i større varmetilførsel i sommerperioden hvorimod varmetabet i vinterperioden ikke nødvendigvis øges, da sneen virker isolerende (Engraf, 1987). Den skade en sammenpresning medfører afhænger især af, hvorvidt jordens dræning påvirkes. Forringet dræning kan medføre ophobning af vand på overfladen. Vand har større varmeabsorptionsevne end jord og plantedække og bidrager derfor til en større varmetilførsel. Som oftest bliver dybden af det aktive lag forøget, men dog i langt mindre grad end ved fjernelse af vegetationen. En svag sammenpresning eller begrænset ødelæggelse af den overjordiske del af vegetationen giver sjældent længerevarende fysiske ændringer. En begrænset forøgelse af tødybden kan forekomme (Haag & Bliss, 1974; Lawson, 1986).

En begrænset forstyrrelse af vegetation og/eller jordbund, hvor det organiske lag er intakt, vil typisk medføre en forøgelse i omsætningen, med langsom men løbende frigivelse af næringsstoffer til følge (Brown & Grave, 1979; Chapin & Chapin, 1980; Chapin & Shaver, 1981; Ebersole & Webber, 1983; Gartner et al., 1983; Shaver et al., 1983). Især mængden af tilgængeligt fosfor vil øges (Chapin & Shaver, 1981). Tilførsel af gødning kan modsat give et område et udseende som en gammel forstyrrelse (Shaver

et al., 1983). Alt andet lige er temperaturforøgelsen i jordbunden, som følge af den ændrede varmeledningsevne, den væsentligste enkeltparameter i forhold til den forøgede omsætning (Ebersole & Webber, 1983). I gamle kørespor på fire lokaliteter i Alaska fandt Chapin og Shaver (1981) at omsætningen var forøget med 23%. Den observerede produktionsstigning på 2-15 gange den overjordiske biomasse, kan imidlertid ikke alene forklares ved en forøget omsætningshastighed (Chapin & Shaver, 1981).

Hvor afstrømningen øges, finder Ebersole & Webber (1983), at dette er den næstvigtigste faktor i relation til en omsætningsforøgelse. Den forbedrede lufttilførsel og den forøgede respiration vil medføre en øget mikrobiel aktivitet. (Stuart & Miller, 1982; Everett, 1978 og Shaver et al., 1983)

5.3 Vegetationsændringer som følge af forstyrrelser.

Vegetationsændringer er meget forskelligartede alt efter de forstyrrende aktiviteters karakter og omfang. Regenerering af vegetationen forløber ligeledes meget forskelligt såvel mht. artsfølge og dækning som tidsforløb.

5.3.1 Vegetationsændringer som flg. af sammenpresning og/eller ødelæggelse af vegetationen.

Der er foretaget en lang række undersøgelser af effekten af kørsel på vegetationsdækket. Generelt afhænger effekten af køretøjernes dimensionering, desuden er ribber på dæk og bælter af betydning. I Grønland tillades om sommeren kun kørsel med køretøjer forsynet med gummibælter og/eller lavtryksdæk og et statisk kontakttryk under 10 kPa. Ribber på bælter eller dæk må ikke overstige 20 mm i højden. I vinterperioden skal køretøjer være forsynede med bælter eller ski og det statiske kontakttryk må ikke overstige 80 kPa (Råstofforvaltningen for Grønland, 1990). Ribber bevirker at trykket bliver fordelt over en mindre flade og kørsel med tunge køretøjer f.eks. i dværgbuskheder kan medføre at grene brækkes. Der findes regler, der siger at

kørsel i sommerperioden kun må ske på veldrænet jordbund, og kørsel i vinterperioden skal begrænses til perioder, hvor jordbunden er frosset til mindst 30 cm's dybde og vegetationsdækkede områder har et snedække på minimum 20 cm (Råstofforvaltningen for Grønland, 1990).

Plantesamfundenes følsomhed overfor kørsel er yderst forskellig og varierer for det enkelte samfund med årstiden, f.eks. er dværgbuskhede generelt mindre følsom overfor kørsel i sommerperioden end om vinteren (Felix & Raynolds, 1989a og b). Kørselsstudier er kun foretaget i en begrænset del af de plantesamfund, som forekommer i arktiske egne.

Effekten af kørsel i sommerperioden er undersøgt bl.a. i Grønland (Bay & Holt, 1985), i arktisk Canada (Babb, 1977; Babb & Bliss, 1974a; Bliss & Wein, 1972b; Haag & Bliss, 1974; Hernandez, 1973b) og Alaska (Abele et al., 1977 og 1984; Cargill & Chapin, 1987; Challinor & Gersper, 1975; Chapin & Shaver, 1981). Sammenfattende kan siges at effekten af kørsel på vegetationen primært afhænger af vegetationens dækningsgrad, tørvelagets beskaffenhed og jordens tekstur og vandindhold (Bay & Holt, 1985). På tørre steder er virkningen generelt ringe uanset vegetationens dækningsgrad og jordens tekstur, klitter er dog en undtagelse. Den største effekt på det aktive lag såvel som på vegetationen ses på vandlidende jorde. Et tykt tørvelag kan dog reducere den skadelige effekt væsentligt (Bay & Holt, 1985). Plantesamfund på skrånende terræn er generelt mere følsomme end de tilsvarende samfund på vandret terræn, idet kørsel resulterer i kraftigere spordannelse. I fig. 5.9 ses et eksempel på sommer-kørespor i kær på Jameson Land.

Effekten af kørsel i vinterperioden er undersøgt i Alaska af Felix & Raynolds (1989a og b). De fandt at dværgbuskhede og tuede kær var de mest følsomme plantesamfund i vinterperioden. Der krævedes 70 hhv. 50 cm sne for at undgå synlige skader af selv enkelte passager. Dimensioneringen af køretøjerne fremgår af artiklen. I Jameson Land er foretaget lignende effektstudier (Bay et al.,1991; Rand, 1986b). Her viste dværgbuskheden sig ligeledes meget følsom medens kærenes følsomhed var mindre udtalt. I fig. 5.10 ses et eksempel på spor efter vinterkørsel.

Fig. 5.9. Sommer-kørespor i kær efter en enkelt passage med ATV-køretøj. Sydlige Jameson Land. Foto: A. Mosbech, GM.

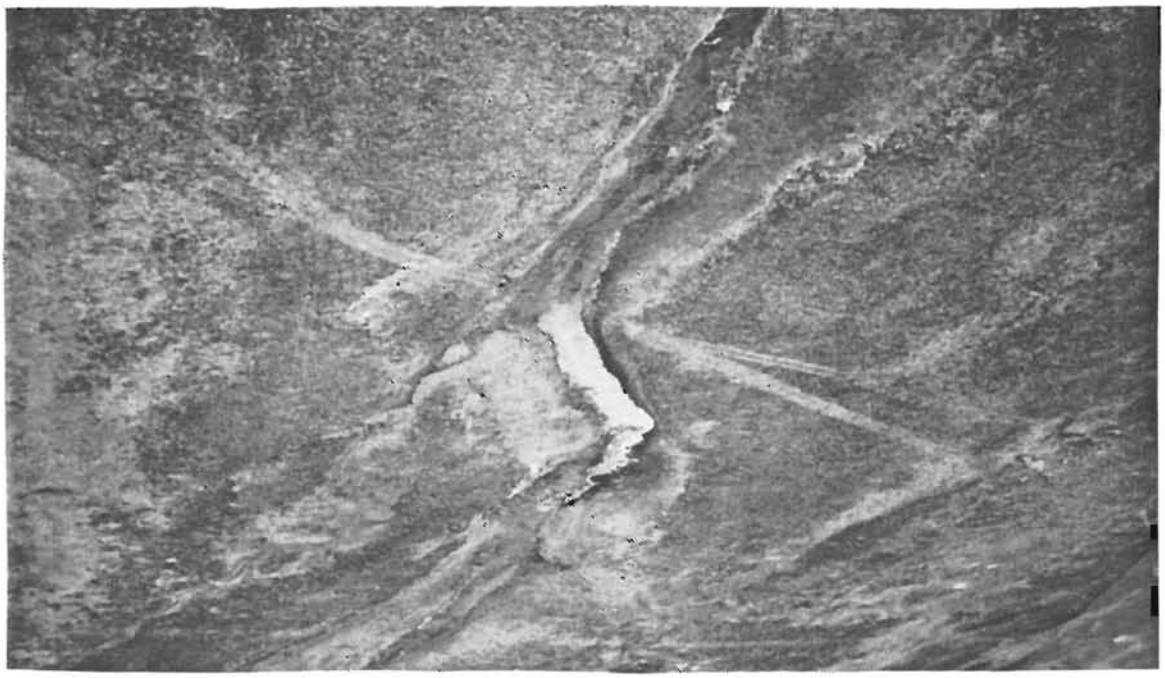


Fig. 5.10. Spor i tør dværgbuskhede domineret af Kantlyng og Dværgbirk. Dogger Elv, Jameson Land. Foto: A. Mosbech, GM.

Skaderne efter vinterkørsel omfatter såvel fysiske skader på planter og overjord i form af sammentrykning, afskrabning eller omlejring som frostskader, der kan opstå hvor sneen fjenes eller komprimeres.

Typisk medfører en mindre forstyrrelse en begrænsning i artsdiversiteten. Dværgbuske dækker en mindre del medens græsser får en større betydning. Cargill & Chapin (1987) nævner at kørsel på halvtør tundra, hvor vegetationen kun forstyrres i begrænset omfang, medfører forøget produktivitet. Denne sammenhæng mellem aktivitet og produktivitet er også dokumenteret af Babb & Bliss, 1974a; Chapin & Shaver, 1981; Ebersole & Webber, 1983; Hernandez, 1972 og 1973, og fremgår af fig. 5.11.

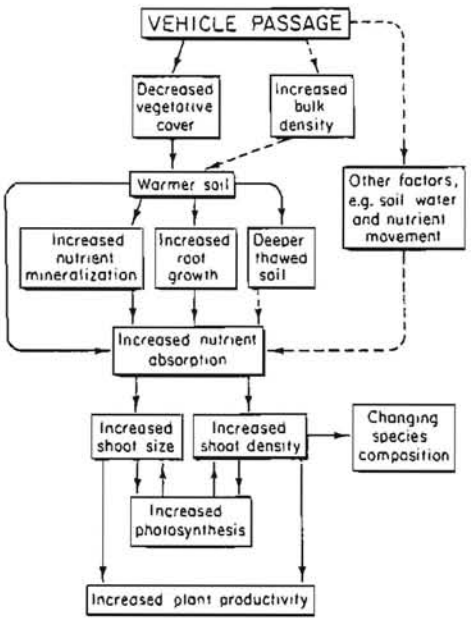


Fig. 5.11. Skematisk fremstilling af sammenhængen mellem kørsel i halvtør tundra og forøget produktion i vegetationslaget (Chapin & Shaver, 1981).

Kørespor fremstår således ofte som frisk grønne striber mod den omgivende vegetation. Kørespor kan ligeledes medføre ændrede mikroklimatiske betingelser. Chapin & Shaver (1981) fandt at temperaturen i spor var 2 °C højere end i omgivelserne. Lignende resultater er fundet i Jameson Land, hvor temperaturstigningen menes at fremskynde blomstring og frøsætning i køresporet (Bay et al., 1991). På enkeltplanter ses undertiden en "beskæringseffekt", idet de kan reagere på forstyrrelsen ved at blive unormalt kraftige. Grønlandsk fjeldsimmer (*Dryas integrifolia*) fik f.eks. blade på over 3 cm efter kørsel på Melville Island (Babb, 1977). De ekstra kraftige planter, som i fig. 5.12, menes ligeledes at være resultatet af en sådan beskæringseffekt (C. Bay, pers. comm., 1990).

Fig. 5.12. Ekstra stort eksemplar af Polarhvene (Arctagrostis latifolia) i kørespor ved Tyskit Nunat, Jameson Land. Foto A. Mosbech, GM.

5.3.2 Vegetationsændringer som flg. af andre forstyrrelser.

Effekten af oliespild på vegetationen er undersøgt af bl.a. Lawson et al. (1978), Walker et al. (1978) og Wein & Bliss (1973a) i Alaska og af Holt (1987) ved Mesters Vig i NØ-Grønland. Vegetationens reetablering er afhængig af: 1) plantens resistens overfor den direkte toksiske effekt af olien, 2) fugtighedsforholdene, 3) sekundære stressfaktorer som fysisk ødelæggelse og sneslibning og 4) latenstiden for den toksiske effekt på jordoverfladen (Holt, 1987). Generelt er dieselolie mere toksisk end råolie. Højt vandindhold fremmer retableringen især på skrånende terræn, hvor olien "vaskes" væk (Bay, pers. comm. 1990). Dette medfører til gengæld forurening af modtager-recipienten. Plantesamfund, der er vindudsatte i vinterperioden har længere regenereringstid end snedækkede samfund (Holt, 1987).

Walker & Everett (1987) nævner støv som ødelæggende for lichenrige områder.

Effekten af brand er omtalt hos Ebersole (1987), Fetcher et al. (1984), Johnson & Viereck (1983), Racine et al. (1987) og Wein & Bliss (1973b). Racine et al. fandt at tundra, der var brændt efter lynnedslag, var retableret efter 5-6 år, hvad angik såvel dækningsgrad (50-100% retablering) og stabilisering af optøning. Disse forfattere anfører at mange tundraplanter er tilpassede til afbrænding, f.eks. finder de, at tuer af Tæt kæruld (*Eriophorum vaginatum*) i tundraen er betinget af brand, idet branden fjerner dværgbuske og mosser, der hæmmer kærulden. På den anden side finder Ebersole (1987) at dækningen af mosser bliver langt større på forstyrrelser, hvor der har været brand.

5.3.3 Metoder til vurdering af vegetationsændringer.

Generelt foretages en sammenligning af forstyrret og ikke-forstyrret vegetation. De mest anvendte parametre til bedømmelse af vegetationsændringer er dækningsgrad, produktion og artssammensætning. Desuden benyttes strukturelle ændringer som ødelæggelse af tuer, afbrækning af skud og grene mv., sammenpresning af jorden og

synligheden af en forstyrrelse. Produktionsmålinger er oftest meget tidskrævende og benyttes derfor generelt kun hvor områderne har betydning for fouragerende dyr.

Der findes forskellige metoder til at estimere graden af forskel/lighed mellem to prøveflader. Den simpleste er udregningen af similaritetsindex, QS.
QS = (2c/(a+b))100, hvor a er antallet af arter i prøveflade 1, b antallet i prøveflade 2 og c antallet af fælles arter. QS varierer mellem 0 og 100 (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974). I en del undersøgelser har man opstillet en række forstyrrelsesgrader til beskrivelse af skaden. Lawson's S_i-index er omtalt side 46. Felix og Raynolds (1989a og b) har opstillet fire grader til vurdering af forstyrrelser efter vinterseismik, se fig. 5.13. Ved CANOL-pipeline, der løber fra Norman Wells i Canada til Zama i USA, er foretaget en sammenligning af artssammensætningen i forstyrrede hhv. ikke-forstyrrede felter beskrevet ved et similaritetsindex (Kershaw, 1984). Det kan være vanskelig at udføre analyser, hvor vegetationen er åben. Ved canadiske prøveboringssteder på Melville og Cameroun Islands er der udført vegetationsanalyser i punkter i et stort net på 80x80 m og vegetationsændringerne er beskrevet ved et Vegetation Disturbance Index, VDI, og et Community Disturbance Index, CDI (Smith & James, 1979).

Endelig kan økosystemmodeller benyttes ved vurdering af mulige skader ved kommende aktiviteter. Der er lavet flere modeller over tundraøkosystemer eller dele deraf. I Brown & Grave (1979) gives en oversigt frem til 1977. Som et eksempel kan nævnes en meget omfattende model, kaldet ARTUS for Arctic Tundra Simulator, for et plantesamfund ved Eagle Creek domineret af Tæt-kæruld (*Eriophorum vaginatum*). Simuleringen foregår i trin af en dags varighed for en vækstsæson ad gangen (Miller et al.,1984). Overensstemmelsen mellem forudsagte og målte værdier er rimelig.

Disturbance rating scheme for winter seismic trails on the Coastal Plain of the Arctic National Wildlife Refuge, Alaska

	Disturbance	
Measure	Level	Description
Decrease in plant cover	0	No observable change
	1	0–25%
	2	25–50%
	3	over 50%
Decrease in shrub canopy	0	No observable change
	1	0–25%
	2	25–50%
	3	over 50%
Organic or mineral soil exposed	0	None observed
	1	1–5%
	2	5–15%
	3	over 15%
Structural damage to tussocks or hummocks	0	No observable damage to slight scuffing
	1	Tussocks or hummocks scuffed
	2	Tussocks or hummocks crushed
	3	Crushed tussocks nearly continuous or ruts starting to form
Compression of standing litter and moss mat	0	No observable compression
	1	Compression of standing litter, may have slight scuffing
	2	Compression of mosses and standing litter, trail appears wetter than surrounding area
	3	Compression of mosses below water surface, standing water apparent on trail that is not present in surrounding area

Fig. 5.13. Beskrivelse af vegetationsændringer ved forstyrrelsesgrader med 4 niveauer efter vinterseismik i Arctic National Wildlife Refuge, Alaska (Felix & Raynolds, 1989a).

Detaljeringsgraden for undersøgelser afhænger af behovet og kan variere fra placeringen af enkeltarter til overordnet kortlægning af plantesamfund ud fra f.eks. fly- eller satellitfoto. Mange bedømmelser er i høj grad baseret på skøn med deraf følgende risiko for forskelligartet vurdering af ensartede forhold.

6. TERRÆN- OG JORDBEHANDLING.

Forud for selve revegeteringen kan det være nødvendigt at behandle terrænet og jordbunden, for at sikre, at revegeteringen kan udføres og for at øge chancerne for en vellykket revegetering. Dette er omtalt i nedenstående punkter:

- Terrænudformning,
- Jordbehandling,
- Jorddække.

6.1 Terrænudformning.

Det er af afgørende betydning for udfaldet af et revegeteringsprojekt, at de fysiske forhold for etablering og vækst er i orden. Der sker ingen etablering af et blivende plantedække, hverken naturligt eller induceret, før terrænet er i ro, dvs. uden jordflydning, skred, vandtransport og vinderosion (Dabbs, 1975). Udover stabiliseringen i materialet kan terrænudformningen også have betydning for det æstetiske indtryk af landskabet.

Stabiliteten i et materiale beskrives ved hvilevinklen, der er en materialespecifik størrelse. Den er ligeledes afhængig af deponeringsform (naturlig lejring eller flyttet materiale) og kompaktheden i materialet. For de fleste gennemskæringer og opfyldninger i forstyrrede områder - løse som komprimerede -, anbefales en hældning på 2:1 (22,5°) (MacLaren Plansearch, 1982; Schwendiman, 1973).

Harrison (1974) skelner mellem fysisk hvilevinkel, der er afhængig af materialeegenskaber, og biologisk hvilevinkel, der er den stejleste hældning, hvor etablering af sammenhængende vegetation er mulig. Naturlig revegetering er generelt ikke mulig ved hældninger over 30° (Harrison, 1973). Generelt bør materiale f.eks. tailingdepoter ikke placeres med hældninger, der overstiger den biologiske hvilevinkel, hvis revegetering skal lykkes (Harrison, 1974).

Et materiale, der giver særlige problemer ved gennemskæring, er finkornet, isrig jord. Ud fra erfaringer ved vejanlæg i forbindelse med Trans-Alaska Pipeline anbefales næsten vertikale gennemskæringer (1:4), som med tiden stabiliserer sig efter sammenskridning (Brown & Berg, 1980; Claridge & Mirza, 1981). En række detaljerede foreskrifter for terrænindgreb findes i den canadiske "Pit Slope Manual" (Murray, 1977), der behandler forladte mineområder.

6.1.1 Regulering af afstrømningen.

Vanderosion kan begrænses ved styring af afstrømningen. Dette kan gøres ved at sørge for passende hældninger, anlæggelse af terrasser, jordvolde, "rock aprons" (et lag af større sten), grøftning og udlægning af halmballer og sandsække (Claridge & Mirza, 1981; Goff, 1971). Se fig. 6.1. Anvendelsen af halm omtales i kapitel 6.4.3. Ved grøftning kan tilstopning med finkornet materiale være et problem. I Wishart & Fooks (1985) gives en beskrivelse af et konkret restaureringsforløb ved Norman Wells, Canada.

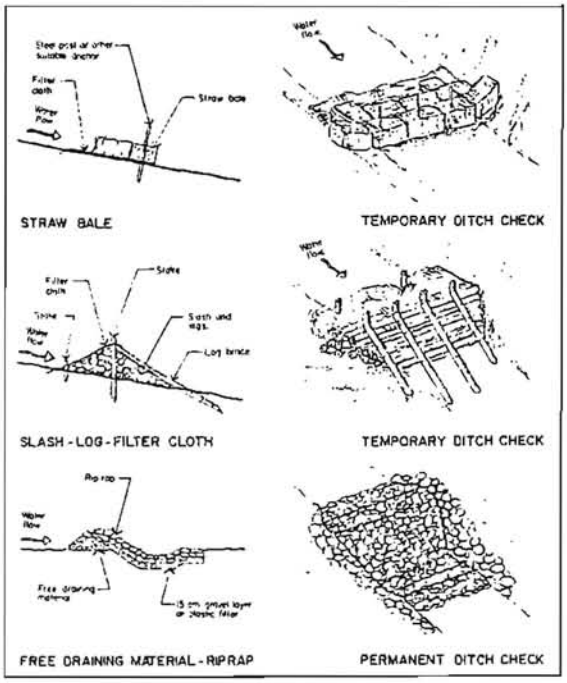


Fig. 6.1. Eksempler på vandstrømsregulering. (Claridge & Mirza, 1981).

Afstrømningen må på den anden side ikke blive så effektiv, at alt plantetilgængeligt vand forsvinder. Dette vil kunne ske, hvis substratet er meget grovkornet (rent sten eller grus). I sådanne tilfælde vil det være nødvendigt at tilføre finkornet materiale eller organisk jorddække, før planteetablering kan finde sted. I Goff (1971) gives et eksempel.

6.2 Jordbehandling.

Hensigten med jordbehandling er at skabe optimale betingelser for revegeteringen, det vil sige: Optimere planternes spiring og vækst gennem regulering af sådybde og jordkontakt og dermed tilgængeligheden af vand og næringsstoffer i de øverste jordlag.

Mange typer jordbehandling er overført fra jordbruget ligesom landbrugsudstyr i et vist omfang kan anvendes ved jordbehandlingen. Eksempler findes i Larson (1980).

Den mest anvendte form for jordbehandling er harvning. Ved harvningen kan fugtforholdene i jorden forbedres, idet kapillærvirkningen fra jorden brydes, således at fordampningen fra lag under overfladen nedsættes. Hvor der er skorpedannelse på overfladen eller hvor jorden er meget grovkornet, kan frøet ved harvning placeres i en dybde, der beskytter mod afblæsning, hindrer bortvaskning og optimerer spiringsmulighederne (Bell, 1975; Bell & Bliss, 1980; Brown & Berg, 1980; Goff, 1971; HARDY, 1984b; Younkin & Martens, 1976). Hvor der er risiko for at opfyldningsmateriale tørrer ud og danner en hård skorpe, der kan hindre den naturlige rekolonisering, kan harvning skabe bedre rekoloniseringsbetingelser (Smith & James, 1979). Undertiden kan harvning følges op med tromling eller anden komprimering for at sikre et lag af passende fasthed for rodudvikling (Alaska Revegetation Workshop Notes, 1973; Johnson & VanCleve, 1976).

Hvor risikoen for kraftig spordannelse og komprimering af jorden under jordbehandlingen er stor, er det ofte at foretrække at udelade dette trin i processen. Såning kan ligeledes udføres med metoder, der ikke kræver direkte færdsel i terrænet (flysåning eller arbejde udført fra tilgrænsende veje).

6.3 Anvendelse af jorddække.

Når der sker forstyrrelser i overfladejorden, sker der ikke kun en forstyrrelse af jordstrukturen og lagdelingen, men også en forstyrrelse af de processer, der er vitale for planters etablering og vækst. Hensigten med anvendelsen af jorddække er at begrænse forstyrrelserne og forbedre spirings- og vækstforholdene for revegeteringsplanterne. I visse tilfælde er der desuden behov for erosionskontrol eller isolering af permafrosten. En speciel anvendelse af jorddække er at dæmpe frigørelsen af næringsstoffer. Støttende foranstaltninger som jorddække får en stigende betydning jo mere begrænsede vækstforholdene er (Everett, 1980; Johnson & VanCleve, 1976; McKell, 1982; Miller et al., 1983; P&P, 1977; Shaver et al., 1983).

I det følgende vil nedenstående problemer blive behandlet:

- Erosionskontrol og ustabilitet i jordoverfladen.
- Iltmangel i rodzonen.
- Nedsat næringsstatus.
- Nedsat opblødningsevne.
- Udvaskning og nedsat ionbytningskapacitet.
- Forekomst af toksiske ioner.
- Nedsat vandkapacitet.
- Isolering mod optøning af permafrost.

6.3.1 Erosionskontrol og ustabilitet i jordoverfladen.

Et af de mest kritiske problemer i forbindelse med revegetering er terrænoverfladens ustabilitet. I kap. 6.1 er udformningen af selve terrænet omtalt. Nedenfor behandles de problemer, der opstår pga. ødelæggelse af jordstruktur og aggregatdannelse.

Løse partikler på forstyrrede steder er udsat for såvel vind- som vanderosion, men kan bindes ved revegetering, således at tilsiltning af vandløb og søer kan undgås (Johnson, 1981; McKell, 1982). Frostbevægelse i overfladelaget kan være en væsentlig årsag til

en begrænset spiringssucces ved revegeteringsprojekter. Den kan imidlertid begrænses med dække af f.eks. afskrabet overfladejord eller halm (Gartner et al., 1983).

Til stabilisering kan dels anvendes partikelstabiliserende stoffer dels dækmateriale og måtter. McKell (1982) giver en liste over partikelstabiliserende stoffer. Hvis disse tiltag skal anvendes med succes i forbindelse med revegetering skal de på samme tid binde overfladejorden, således at erosion undgås, og tillade vandgennemtrængning og spiring af frø.

6.3.2 Iltmangel i rodzonen.

Iltmangel i rodzonen kan opstå ved permanent vanddækning, ved komprimering og ved afdækning med plastik, fibermåtter eller asfalt. Den hyppigste følge af anaerobe tilstande er nedsat biologisk aktivitet. Hverken rødder, hyfer eller formeringsenheder tåler iltmangel i længere perioder.

Ved pålægning af mineraljord kan den biologiske aktivitet umiddelbart nedsættes ved fortynding. Denne tilstand vil som regel hurtig bedres. Udlægning af overfladejord eller slam kan forbedre aktiviteten. Specielt overfladejorden, der kan indeholde planterester, frø, en aktiv jordbundsfauna og mikroorganismer, vil være af stor betydning ved genopretning af det biologiske miljø. Insam (1988) anbefaler to organiske gødningsstoffer, Bactosol og Biosol, der overvejende består af tørret bakteriel hhv. svampemasse. Tilskud af disse stoffer kan fremskynde den opbygning af mikrobiel biomasse, der sker under naturlig succession og er en forudsætning for omsætningen i jorden.

Endelig kan nævnes visse metoder, der endnu ikke anvendes kommercielt i arktiske egne, f.eks. podning med ectomychorrhiza og inokulering med nitrogenfixerende bakterier (McKell, 1982 og Rosendahl, 1985).

6.3.3 Nedsat næringsstatus.

I arktiske jorde er næringsstoffer som nitrogen og fosfor ofte begrænsende for plantevæksten. Reduceret frugtbarhed opstår som regel ved blanding af ufrugtbar mineraljord (f.eks. grus eller sten) med overfladejorden eller ved at erstatte overfladejorden med mineraljord.

Problemet kan i reglen afhjælpes ved gødskning. Et generelt problem er dog at man ikke kender meget til arktiske planters næringsbehov. Normalt vil tilførsel af nitrogen og fosfor være gunstigt for væksten men de nøjagtige mængder er ikke kendte. For store næringsstoftilskud kan medføre stor forøgelse af bladarealet og dermed stort vandforbrug. I værste fald kan dette medføre tørkestress og plantedød. Gødskning kan desuden medføre en forskydning i vegetationssammensætningen til fordel for næringskrævende/tolerante arter.

Ved at anvende et organisk jorddække med et højt C:N forhold bliver det plantetilgængelige kvælstof ofte en vækstbegrænsende faktor, idet kvælstoffet bruges af mikroorganismerne til nedbrydning af det organiske materiale. Savsmuld og træflis er anvendelige til sænkning af næringsstofniveauet i forstyrrede områder til et mere naturligt niveau (Shaver et al., 1983). Vegetationssammensætningen bliver derved mere lig det oprindelige.

6.3.4 Nedsat opblødningsevne.

Nedsat gennemsivning og øget overfladeafstrømning kan opstå, hvis overfladejorden udsættes for kraftig udtørring, erstattes eller dækkes med et materiale med hydrophobe egenskaber og efter høje temperaturer f.eks. ved brand.

Der er udviklet en række overfladeaktive materialer, der reducerer spændingen på jordpartiklernes overflade. McKell (1982) omtaler et par stoffer: 'Aqua Gro' og 'Soil Penetrant', der øger jordens fugtningsevne.

6.3.5 Nedsat vandkapacitet.

Jordens vandkapacitet er overvejende betinget af partikelstørrelsen og indholdet af organisk materiale har også en vis betydning. Nedsat vandkapacitet skyldes i reglen pålejring af grovkornet materiale f.eks. sand eller grus med meget lavt eller intet indhold af organiske stoffer. Disse materialer anvendes ofte som stabiliserende materialer og tilførsel af mere finkornet materiale (ler) og organisk materiale vil kunne øge erosionsrisikoen.

Af metoder, der anvendes til forøgelse af vandkapaciteten, kan nævnes:

- Opblanding af ler i sandede jorde,
- Opblanding med organisk stof,
- Tilførsel af polymere stoffer.

McKell (1982) giver et par eksempler på sådanne polymere stoffer ('Gel Guard' og 'Terra Sorb'), der gentagne gange kan tilbageholde vand efter nedbør.

6.3.6 Udvaskning og nedsat ionbytningskapacitet.

Tilbageholdelse af ioner i jorden sker på lermineraler og organiske stoffer. Hvis der i forbindelse med revegeteringsarbejde anvendes dækjord med en grov tekstur kan tilbageholdelsen af næringsstoffer være så begrænset at planternes vækst hæmmes. Dette kan afhjælpes ved tilførsel af lermineraler (montmorillonit eller bentonit) eller organisk stof til overfladejorden (McKell, 1982). Chambers et al. (1988) nævner dække med organisk stof som gunstigt i forhold til tilbageholdelsen af næringsstoffer.

6.3.7 Forekomst af plantetoksiske ioner.

Kemiske forhold, der kan virke alvorligt hindrende for plantevækst, bør undgås, i det mindste i det lag, der umiddelbart skal udgøre rodzonen for de nye planter. Der kan

f.eks være tale om tungmetaller, svovl, eller ugunstige pH forhold. Især ved revegetering af tailings kan opstå problemer med toksiditet, Barth (1988) præsenterer emnet i form af en række konkrete projekter. Der findes flere måder at imødegå problemerne på:

1) At vælge tolerante planter,
2) At neutralisere det plantetoksiske element (f.eks. ved kalkning mod lav pH),
3) At binde det toksiske stof på utilgængelig form,
4) At dække det ugunstige substrat af med et jordlag tykt nok til, at planterødderne kan klare sig i dette. Herved kan også nås en vis indkapsling af toksiske stoffer, så de ikke udvaskes og siden spredes videre i miljøet.
5) At nedvaske de toksiske stoffer under rodzonen.

Brown et al. (1988) beskriver Mose-bunke (*Deschampsia caespitosa*) som tolerant overfor lave pH-værdier og høje koncentrationer af metalioner.

6.3.7.1 Stoffer med toksisk effekt på højere trofiske niveauer.

Såfremt de anvendte planter udnyttes af fouragerende dyr kan det også være nødvendigt at begrænse planternes optagelse af en række for dyrene og evt. mennesket toksiske stoffer f.eks. tungmetaller eller radioaktive stoffer. Dette kan f.eks. imødegås ved:

1) At pålægge egnet substrat i planternes roddybde,
2) At lade planterne optage det tilgængelige stof og derefter fjerne planterne,
3) At binde det toksiske stof på en utilgængelig form.

Metode 2 er kun anvendelig, hvor der ikke sker en løbende tilførsel/frigørelse af stoffet.

6.3.8 Isolering mod optøning af permafrost.

Et af de alvorligste problemer ved vegetationsskader i arktiske egne er øget optøning af permafrosten og deraf følgende ustabilitet. Hvor skaderne er så alvorlige, at dette kan ske, skal der meget hurtigt træffes foranstaltninger til effektivt at modvirke optøningen.

Termisk kontrol kan ikke opnås ved alene at revegetere. Det vil sige revegetering skal støttes af andre tiltag som jordækning m.v., men et genetableret plantedække er imidlertid en vigtig del stabiliseringen af det termiske regi (Dabbs et al., 1974). Tilbagelægning af det oprindelige organiske lag retablerer ikke forholdene, men er alligevel den mest effektive foranstaltning, der er afprøvet. Erfaringerne er forskellige men generelt ses en begrænsning i tødybden. Babb og Bliss (1974a) angiver at afskrabning af vegetation og organisk lag i lavarktiske egne øgede tødybden med 50-100%, mens tilbagelæggelse af samme materiale kun hæmmede tødybden med 40%. Efter en brand på Seward Peninsula begrænsedes optøningen en del ved genanbringelse af tørv afskrabet til brandbælte. Tødybdeforøgelsen i det behandlede område var 22% mod 40% i det ikke behandlede område (Patterson III & Dennis, 1981). I et forsøg i Alaska fandt man, at tilbagelægning af et afdozet vegetationslag ikke hæmmede optøning i væsentlig grad (Brown et al., 1969).

6.4 Anvendte materialer.

Jorddækkematerialer kan generelt inddeles i følgende hovedtyper:

- Genanvendelse af oprindelig overfladejord,
- Anden overfladejord, grus, sand og ler,
- Andre dækmaterialer og måtter,
- Kemiske midler.

Af andre organiske jorddækkemidler kan nævnes: halm, slam, træuld, træflis, kvas, savsmuld, jutemåtter, mos og opskyllet tang. Af andre ikke-organiske dækmaterialer

kan nævnes: Plastik, fibervækstdug og cellulosefibre.

6.4.1 Overfladejord.

En simpel løsning er at genanvende det øverste jordlag, der ofte stort set består af organisk stof. Denne løsning anbefales af bl.a. Brown & Berg (1980), MacLaren Plansearch (1982) og Younkin (1986). Tilførsel af anden overfladejord kræver at materialet er tilgængeligt lokalt og fjernelsen vil da i sig selv indebære en forstyrrelse. Af naturbevaringshensyn bør der kun anvendes materiale, der er naturligt for lokaliteten, herved undgås også tilførsel af fremmede planter med materialet. Ved anvendelse af overfladejord får man umiddelbart et lag med en biologisk aktivitet. Udnyttelsen af selve lagets spiringspotentiale til revegetering er nærmere omtalt i kapitel 7.1.1.

Mulighederne for at opnå gode resultater mht. erosionskontrol, spiring, vækst og vandbalance afhænger af udtørringsrisikoen. Der kan ske udtørring såvel under oplagring som efter tilbagelægning. Hernandez (1973) fraråder genanvendelse af det organiske lag før såning ved Mackenzie-deltaet pga. udtørringsrisikoen. I langt de fleste tilfælde er der dog opnået gode resultater ved genanvendelse af jorden. Således anbefaler Gartner et al. (1983) genanvendelse af det øverste organiske lag evt. i kombination med gødningstilførsel. Hvis materialet udspredes i klumper kan der være problemer med en ujævn spiring ved udsåning, idet klumperne tørrer ud og spiring derfor kun sker mellem disse (Johnson & VanCleve, 1976). Foothills Pipe Lines ltd. (1975a) foreslår en indarbejdning af det organiske lag i underlaget for at opnå bedre erosionskontrol.

I reglen har anvendelsen af overfladejord som dækmateriale en begrænsende virkning på optøning af permafrost, se kap. 4.1.2.

Håndteringen af overfladejorden, især hvordan den opbevares fra fjernelse til pålægning er vigtig for kvaliteten som jorddække og vækstmedie. Såfremt en tørverig

jord tørrer ud vil den kun meget vanskeligt kunne gennemvædes igen og vil være et meget dårligt substrat (Chapin & Chapin, 1980). I MacLaren Plansearch (1982) gives en kortfattet praktisk anvisning.

6.4.2 Grus, sand og ler.

Tilførsel af grus, sand og ler kræver at materialet findes lokalt. Tilførsel af ler (lermineraler) virker gunstigt på tilbageholdelsen af en række næringsstoffer ligesom det i nogle tilfælde kan medføre en fixering af tungmetaller.

6.4.3 Halm.

Halm er meget anvendt til jorddække (Claridge & Mirza, 1981; Goff, 1971; Kay, 1978; McKell, 1982; Stover, 1973). Brugen af halm aftog en del efter de første års arbejde med TAPS (Brown & Berg, 1980). Om årsagen er intet nævnt.

Kay (1978) fremhæver halm som en fin erosionshæmmer. Afblæsning kan dog være et problem. Dette kan modarbejdes ved indarbejdning, afdækning med f.eks. jute eller binding med kemiske midler (Kay, 1978; McGillivray, 1976; Stover, 1973). Chambers et al. (1988) fandt at omfordeling af halmen med vinden ikke var noget problem, men endog kunne være en fordel. Under dette projekt blev spiringen fremmet ved pålægningen af halm. Spildkorn og ukrudtsfrø vil altid være til stede i halmen. Disse vil gro efter udbringning, hvis forholdene er passende. Problemet kan undgås ved at vælge halm fra sydlige egne, hvorfra hverken spildkorn eller ukrudt kan gro. Kay (1978) nævner rishalm som en mulighed. Langs TAPS blev iagttaget spiring af ukrudt, men der er ikke fundet nogen spredning af ukrudt (Komarkova, 1983).

Termisk beskyttelse vil kræve et tykt dække. Der anbefales 900-2500 kg/ha (Kay, 1978). Halmen bør spredes ud til et lag, der ikke er tykkere, end at jorden anes igennem (Stover, 1973). Udspredning med håndkraft er ganske arbejdskrævende men

maskinelle muligheder findes, evt. incl. finsnitning.

6.4.4 Slam.

Slam fra lokale spildevandsanlæg anvendt til revegeteringsformål omtales af Johnson (1981), Palazzo (1980) og Taylor (1976). McKell (1982) påpeger at anvendelse af slam kun er realistisk, når slammet produceres lokalt.

Fordelen ved at anvende slam er primært tilførslen af organisk stof, hvorimod virkningen på den biologiske aktivitet er mere usikker og oftest meget begrænset (McKell, 1982).

6.4.5 Træprodukter.

Claridge og Mirza (1981) og Brown og Berg (1980) omtaler anvendelse af træuld. Træflis og kvas, der er tilgængeligt i skove og krat, kan anvendes i det omfang det ikke virker ødelæggende på denne vegetation (Interprovincial Pipeline (NW), 1984)

6.4.6 Jute.

Goff (1971) angiver positive erfaringer med anvendelse af jutemåtter.

6.4.7 Cellulosefibre.

Erfaringerne med anvendelse af cellulosefibre er varierende. Younkin & Martens (1985) angiver dårlige resultater med cellulosefibre på tundra. McGillivray (1976), Brown & Berg (1980) og Larson (1980) rapporterer derimod om positive resultater med anvendelse af fibre.

6.4.8 Plastik og fibervækstdug.

Under et plastiklag eller en fibervækstdug vil temperaturen ved jordoverfladen blive højere end i omgivelserne. Denne drivhuseffekt kan udnyttes til at fremme spiring og vækst af revegeteringsplanter, eller til at fremme mikrobiel omsætning.

Et eksempel på den sidste anvendelse ses ved et stort olieudslip ved TAPS, 125 km syd for Prudhoe Bay. Her tilførte man store mængder gødning (1400 kg/ha) samtidig med at man afdækkede området med klar plast, begge dele for at fremme olienedbrydende bakterier (Brendel, 1985).

Densmore et al. (1987) rapporterer at udlægning af polyethylen måtter og gødskning ikke havde effekt på skudproduktionen hos *Salix alaxensis* ved revegeteringsprojekt i elg habitat i Alaska.

Metoden vil kun være realistisk på mindre arealer. Afdækning af endog et lille uforstyrret område vil kunne medføre en væsentlig større frøproduktion men til gengæld hindres insektbestøvning. Det er tænkeligt, at plastik og fiberdug kan udgøre en fare for dyrelivet (indtagelse, fasthængen). I ovennævnte projekt (Densmore et al., 1987) er ikke rapporteret om sådanne problemer.

6.4.9 Kemiske midler.

Der findes en lang række kemiske midler, der kan anvendes i forbindelse med revegetering dels stabiliserende stoffer dels overfladeaktive stoffer, disse er i øvrigt omtalt i kapitlerne 6.3.1, 6.3.4 og 6.3.5. Behandlingen foregår i reglen ved sprøjtning direkte på det forstyrrede område evt. efterfulgt af en opblanding i overfladelaget. Hos Kay (1978), McKell (1982) og Peterson & Peterson (1977) findes lister over anvendte materialer, der findes i handelen.

Et generelt problem ved anvendelsen af kemiske midler er den hæmmende effekt på

vandgennemtrængeligheden og planternes spiring og vækst. Nogle kemiske bindere virker som dampspærrer ligesom plastik og polymerduge. Fordampningen fra jorden vil således kondensere under dem.

Mere specielt kan man satse på at ændre overfladens refleksion ved at anvende en hvid farve. Dette kan anvendes til at dæmpe opvarmningen af jorden. Stover (1973) beskriver en hvidt pigmenteret kemisk jordbinder til dette formål.

6.4.10 Samlet vurdering af jorddække.

Nyttevirkningen af jorddække er særdeles veldokumenteret i relation til såvel vækstbetingelser som erosionskontrol. Støttende foranstaltninger som anvendelse af jorddække angives at have en stigende betydning jo længere man bevæger sig mod nord. Der bør imidlertid lægges vægt på udvælgelse af den rette metode eller kombination af metoder. Visse materialer kan have modsatrettede virkninger på revegeteringen, som bør overvejes inden anvendelsen.

Hvis der anvendes miljøfremmede stoffer bør disse generelt være nedbrydelige over en årrække. Den kortsigtede, men vigtige, stabiliserende virkning vil ophøre når materialet er nedbrudt. På længere sigt kan tilbageholdelsen af fine partikler og organisk materiale til gengæld virke positivt på næringsstof- og vandbalancen.

Transportomkostninger kan blive et problem, idet mange typer jorddække er voluminøse, og transportvejen typisk lang. Set i forhold til nyttevirkningen vil brug af jorddække ikke være urealistisk, selv med høje omkostninger. Transportproblemet kan i nogen grad omgås ved anvendelse af lokale materialer. Især anvendelsen af det oprindelige overfladelag giver gode resultater. Andre lokale muligheder kan undersøges: tørv, buske til kvas etc. Også indsamling af ilanddrevne havalger kan være realistisk.

I relation til anvendelse i Grønland kan nævnes en række specifikke forhold, der bør tages i betragtning: De behandlingskrævende arealer vil i reglen være begrænsede

derimod vil transportomkostninger så godt som altid være høje. Ved revegetering i byer og bynære områder vil en række materialer herfra kunne anvendes.

7. REVEGETERINGSMETODER.

Ved de første arktiske revegeteringsprojekter i begyndelsen af 70'erne forsøgte man at overføre den efterbehandlingsteknologi, der anvendtes i sydligere områder. Det viste sig hurtigt at disse metoder ikke egnede sig til arktiske forhold, hvorfor man begyndte et omfattende arbejde med afprøvning af metoder.

Selve revegeteringsarbejdet kan bestå af en eller flere af følgende metoder:

- Fremme af spontan rekolonisering,
- Sodding og shredding,
- Såning,
- Udplantning.

Endelig kan der sideløbende med revegeteringen foretages hjælpeforanstaltninger, der optimerer revegeteringsmulighederne. Her skal kun nævnes:

- Gødningstilførsel,
- Kalkning,
- Hegning,
- Vanding.

Hvilken/hvilke metode(r), der vælges, afhænger af målsætningen.

Ved naturlig revegetering, dvs. udnyttelse af den naturlige succession, sker i princippet ingen indgreb, men terrænudjævning kan indgå. Ved støttet revegetering er hovedvægten lagt på spontan indvandring, men der kan foretages indgreb for at fremme denne og skabe bedst mulige vækstbetingelser. Her tænkes på gødskning, sodding eller tilsåning/tilplantning med ammeafgrøder. Ved den totalt styrede revegetering tages en række af ovennævnte metoder i anvendelse. I det følgende vil de enkelte metoder blive grundigt præsenteret og erfaringer fra hidtidige revegeteringsprojekter vil blive inddraget. På kortet bilag 1 er de større revegeteringsprojekter i Canada og Alaska vist. I øvrigt henvises til kap. 10, hvor de større revegeteringsprojekter i Canada og Alaska præsenteres.

7.1 Fremme af spontan rekolonisering.

Metoden tilstræber at skabe bedst mulige forhold for spontan rekolonisering og indebærer derfor ret små indgreb. De nye planter kan komme fra to kilder: levedygtige diasporer (rhizomer eller frø) efterladt på stedet efter forstyrrelsen eller tilført ved frøspredning.

Indgreb kan enten være rettet mod at optimere spirings- og vækstforhold på revegeteringsstedet, f.eks. ved let jordbehandling, såning af ammeafgrøde og tilførsel af gødning og/eller jorddække; eller være rettet mod at maksimere frøregnen over stedet. Hvor området er påvirket af kemikalier f.eks. ved oliespild og tailingdepoter kan forskellige indgreb mod sådanne skader være aktuelle. Kendskabet til det naturlige successionsforløb er væsentligt for at foretage indgreb, der styrer i den rigtige retning. Ligeledes er forekomsten af levedygtige frø og rhizomer i overfladelaget væsentligt. Moore & Wein (1977) påpeger betydningen af frøpuljen for den tidligste vegetationsudvikling ved udnyttelse af naturlig succession. Chambers et al. (1988) finder, at såvel kvalitet som kvantitet af frøene har betydning for resultatet. Gartner et al. (1983) fandt at dozing, der fjerner de øverste 5-10 cm af jorden, bevirker at rekolonisering udelukkende kan ske via frøregn. Insam (1988) diskuterer problemer omkring omsætning og mikrobiel aktivitet i jorden. Successionsforløb er nærmere omtalt i kap. 4.3.

På fugtige steder, der har været udsat for en begrænset forstyrrelse, er chancerne for naturlig revegetering gode. Fremmende foranstaltninger, som udsåning af ammeafgrøde, kan her virke direkte hæmmende på den spontane indvandring, idet udgangsbetingelserne er gode for de lokale arter. Næringsstofferne vil bindes i kulturplanterne og kun langsomt frigives og samtidig kan det ophobede døde plantemateriale på jordoverfladen hindre spiring (Cargill & Chapin, 1987; Densmore et al., 1987; Johnson & VanCleve, 1976). Ved udsåning af veltilpassede græsser fandt Younkin og Martens (1987), at invasionen af lokale koloniserende arter var begrænset til mindre end 15% af det vegetationsdækkede areal 12 år efter forstyrrelsen pga. det tætte førnelag. Anvendtes derimod en græsblanding med en andel af kuldefølsomme

græsser var dækningen af de lokale arter 80%, hvilket var identisk med dækningen i kontrolfelterne. Græsblandingen fungerede således som en ammeafgrøde, der gav plads for naturlig indvandring. Resultaterne fremgår af fig. 7.1.

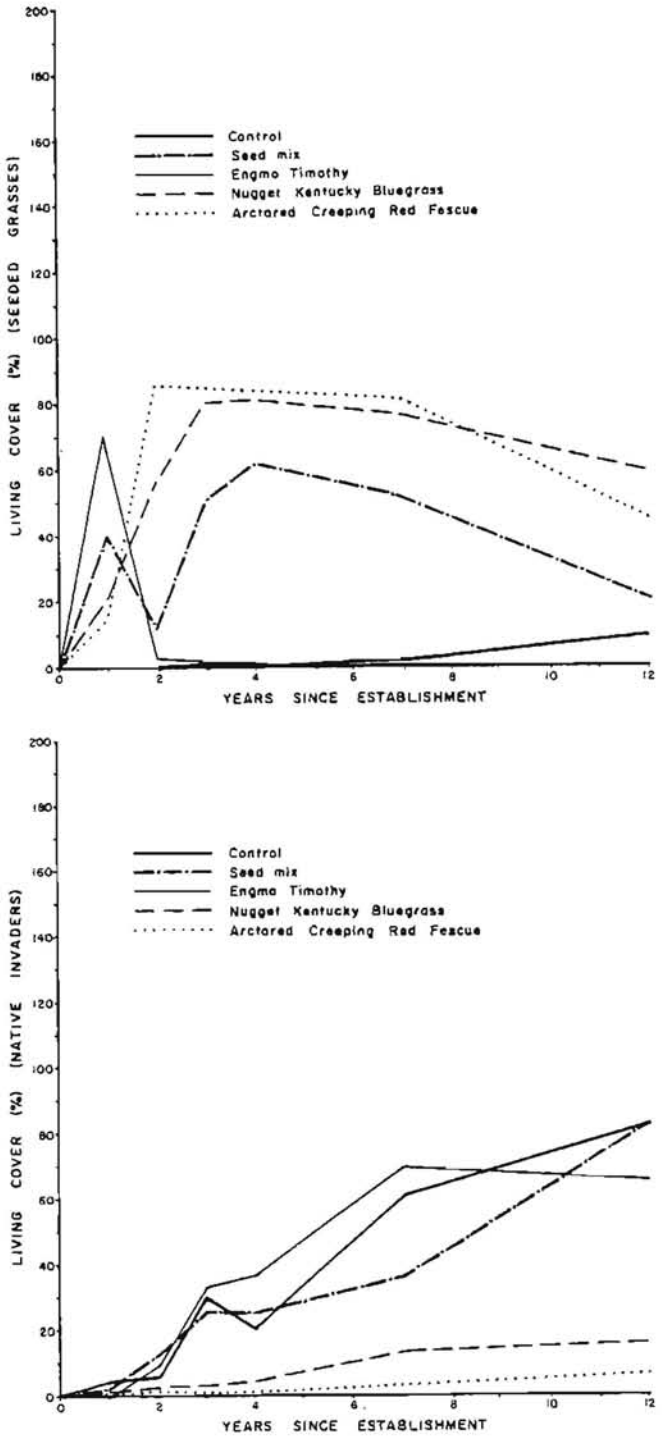


Fig. 7.1. Den procentlige andel af udsåede græsser (øverst) og planter indvandret fra omgivelserne i forsøg ved Caribou Hills, N.W.T., Canada. Younkin & Martens, 1987.

Lignende erfaringer er gjort af Chambers et al. (1988), Ebersole (1987) og Younkin & Friesen (1976). Hvor forstyrrelsen er mere omfattende og store dele af det organiske lag, og dermed næringsstof- og frøpuljen, er fjernet kan udsåning af lokale arter have en gunstig indflydelse på etableringen (Cargill & Chapin, 1987). Der er opnået gode resultater med udsåning af Krat-rørhvene (*Calamagrostis langsdorfii*) og Polarhvene (*Arctagrostis latifolia*) (Chapin & Shaver, 1981).

På tørre steder, med minimal jordbundsdannelse, kan visse fremmende foranstaltninger være gunstige for den spontane indvandring. Her vil de første kolonisatorer ofte lette den videre indvandring fremfor at hæmme den (Cargill & Chapin, 1987). Disse forfattere anbefaler udsåning eller plantning af lokale arter og eventuelt indførte arter, der er nitrogenfixerende. Fremme af frøregn fra omgivelserne kan også have en gunstig effekt på forløbet, idet frøpuljen generelt er begrænset i disse områder (Svoboda & Henry, 1987).

Den vegetation, der indfinder sig, vil næppe umiddelbart blive som den oprindelige, men udgøre den indledende fase i en succession og de tilstedeværende arter vil være typiske kolonisatorer.

7.1.1 Genvækst fra rhizom- og frøpuljer.

I jorden findes en pulje af frø bestående af såvel frø fra lokale planter som mere fjerne arter med et stort spredningspotentiale. Afhængig af planteart og jordbundsforhold kan disse frø bevare spiringsevnen gennem adskillige år. Milberg (1990) har en omfattende tabel over sammenhæng mellem frøets alder og spiringsdygtigheden. I listen findes kun relativt få arktiske arter. Tidligere antagelser om at frø kan bevare spiringsevnen i op til 10.000 år i permafrosne lag (Porsild et al., 1967) anses i dag ikke for sandsynlige (Milberg, 1990). Kjøller og Ødum (1971), der har udført forsøg med spiring af frø fra permafrosne lag, fandt at frøene ikke bevarede spiringsevnen. I forsøget indgik dog kun

frø fra en enkelt lokalitet i Alaska og Kjøller og Ødum påpeger, at flere forsøg er nødvendige for at vise om det fundne resultat gælder generelt. Der er imidlertid fundet en tendens til at frø af arter, der forekommer tidligt i successionsforløbet, bevarer spiringsdygtigheden længere end frø af senere forekommende arter (Chambers et al., 1988).

Kun frø, der findes i de allerøverste jordlag vil spire. Dette er et led i planternes strategi og en praktisk tilpasning, således at oplagsnæring ikke spildes på dannelsen af kimrod og -stængel uden at planten når frem til overfladen. Spiring kan induceres af temperatur, lys, vand eller kemiske forhold. I reglen er det temperatur og/eller lys, der er afgørende for de arktiske planter og hovedparten af de frø, der vil kunne spire fra en given overflade, vil være spiret frem i løbet af de første to år (Gartner et al., 1983).

Der findes en række frøpuljeundersøgelser for arktiske egne (Archibold, 1984; Fox, 1983; Gartner, 1983; Gartner et al., 1986; Leck, 1980; McGraw, 1980; Roach, 1985). Frø af enkimbladede er generelt mest almindelige og levedygtige frø findes jævnt fordelt i de øverste ca. 15 cm af jorden. Levedygtige frø af tokimbladede arter er derimod koncentreret i de øverste 5-10cm.

Rhizomer tjener til næringsopbevaring og/eller vegetativ formering og i plantesamfund, domineret af arter med rhizomer er der gode muligheder for at udnytte dette potentiale ved revegetering. Det gælder typisk for våde samfund domineret af starer og kæruld (Cargill & Chapin, 1987; Dabbs, 1975; Johnson & VanCleve, 1976; Roach, 1985; Younkin & Martens, 1985). Ligeledes har forskellige græsser og Blågrå pil (*Salix glauca*) vist god overlevelsesevne efter tilbagelægning af overfladejord ved Nanortalik i S-Grønland (Gladher, 1991). Brown & Berg (1980) har desuden set gode resultater med Kantlyng (*Cassiope tetragona*) og *Arctostaphylos rubra.*

I det omfang, nyvæksten stammer fra plantedele og frø i jorden, har metoden mange fællestræk med sodding. Reservoiret er det samme, nemlig det øverste, organiske lag. Forskellen er blot, at der ved sodding er sket en omlejring af dette lag. Sodding er omtalt i kapitel 7.2.

Hvis en forstyrrelse har varet flere år, vil størstedelen af de øverst beliggende frø i frøpuljen have forsøgt spiring (Gartner et al., 1983). Efter forstyrrelsens afslutning vil en let jordbehandling f.eks. harvning bringe nye dele af frøpuljen i en position, der muliggør spiring.

7.1.2 Frøregn.

Udnyttelsen af frøregn over et forstyrret sted baserer sig på, at der findes arter, der dominerer de første trin i en succession efter en forstyrrelse. Sådanne kolonisatorer, ofte kaldet pionerarter, er tilpasset ved at være stresstolerante, udnytte store mængder tilgængelig næring, have en effektiv frøspredning og en stadig tilgang til/tilstedeværelse i frøpuljen (Gartner, 1983; Chapin & Chapin, 1980). Metoden er faktisk en efterligning af forholdene efter brand. De overlevende planter favoriseres af den kraftigt øgede omsætning på brandstedet og reagerer bl.a. med øget frøsætning (Viereck & Schandelmeier, 1980). Metoden giver sikkerhed for at få snævert defineret oprindelige planter til at gro efter forstyrrelsen.

Mængden af frø såvel som kvaliteten af de frø, der produceres, varierer fra år til år afhængig af vejrliget i sommerperioden (Billings, 1974). Årsvariationen for frøkvaliteten af en række arter fra alpine egne i Montana, USA, fremgår af fig. 7.2. Generelt har græsser dårligere og mere variabel frøkvalitet end de tokimbladede (Chambers et al., 1988).

Ved udnyttelsen af frøregn er det vigtigt at være opmærksom på at mulighederne for spiring og etablering af de tilførte frø skal være til stede. Dette kan være et problem på tørre steder, hvor spiringsvilkårene er ringe (Cargill & Chapin, 1987).

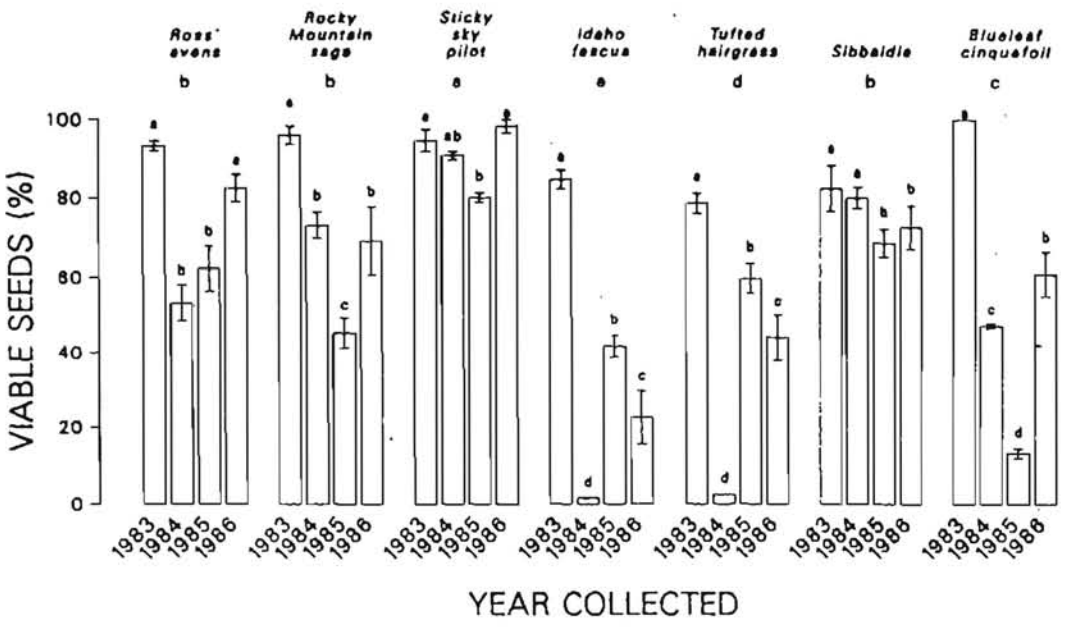


Fig. 7.2. Andelen af spiringsdygtige frø som procent af den totale frømængde hos Geum rosii, Artemisia frigida, Polemonium viscosum, Festuca idahoensis, Deschampsia caespitosa, Sibbaldia procumbens, Potentilla diversifolia nævnt fra venstre. Frøene er indsamlet i fire efterfølgende år og spiringen er undersøgt i indsamlingsåret. Værdierne er gennemsnit angivet med ± 1 S.E. Bogstaverne angiver signifikante ($P < 0.05$) forskelle mellem arterne såvel som mellem de enkelte år. (Chambers et al., 1988).

Direkte opgørelser over frøregn er ikke set. Indirekte kan den bedømmes ud fra antallet af spirer, der viser sig på forstyrrelsesstedet. På forstyrrede områder, hvor det

organiske lag og dermed frøpuljen var bevaret, fandt Gartner et al. 250 spirer/m² fire år efter forstyrrelsen. På mineral jord var spiretætheden derimod kun 30 spirer/m². I første tilfælde var det overvejende frø af Tæt kæruld (*Eriophorum vaginatum*) og Rank star (*Carex bigelowii*), der spirede, hvorimod græsser spirede bedst på mineraljorden. Frøproduktionen i det uforstyrrede naboområde var 19.0 star-frø, 10.4 kæruld-frø og 3.1 græs-frø pr m² pr år (Gartner et al., 1983).

7.1.2.1 Foranstaltninger til fremme af frøregn.

Blomstringens intensitet varierer særdeles meget fra år til år. Generelt fremmes blomstring og frøsætning af øgede næringsstofmængder, især fosfor. Store mængder kvælstof giver derimod især en forøgelse af bladmassen. En øget frøsætning i vegetationen, der omgiver en forstyrrelse, giver en øget frøregn over området. Tilførsel af kunstgødning til uforstyrret tundra er forsøgt med varierende resultat (Younkin & Martens, 1985). Generelt forbedres frøsætning, men ikke i en sådan grad at de naturligt forekommende svingninger elimineres (Shaver & Chapin, 1981).

Forslag til andre fremmende foranstaltninger er ikke set under litteraturgennemgangen. Det synes oplagt, at forsøge at optimere temperaturforholdene, da mange frø kun mangler en færdigmodning for at blive spiringsdygtige. Temperaturforholdene kan relativt nemt forbedres f.eks. ved at opsætte læhegn og mindre områder kan i en periode dækkes af med plastik. Lawson et al. (1978) beskriver hvorledes efterladte olietønder ved Fish Creek har givet en espaliervirkning for de nærmeste planter med klart bedre vækst til følge.

En anden begrænsende faktor for frøsætning hos insektbestøvede planter kan være mangelen på bestøvende insekter, som beskrevet for Arktisk-pil (*Salix arctica*) (Kevan, 1972). Arktisk pil invaderer ofte forstyrrede områder. I et begrænset område vil det være overkommeligt at foretage en kunstig pollenoverførsel.

7.1.3 Vurdering af udnyttelsen af spontan rekolonisering.

Støttet spontan rekolonisering kan give en naturlig udviklingsproces med en artssammensætning af sikkert hjemmehørende planter. Vegetationen vil dog i et langt tidsrum klart adskille sig fra uforstyrrede omgivelser, idet de omgivende plantesamfund sædvanligvis vil være modne samfund, medens områderne under retableringen vil være karakteriseret ved en større andel pionerarter og arter, der er karakteristiske for tidlige successionstrin. Bedømt over en længere årrække vil området med stor sandsynlighed få mindst samme grad af naturlighed ved denne metode, som hvis man tilstræber direkte at skabe en vegetation af de arter, der var dominerende før forstyrrelsen.

I tilfælde, hvor hurtig dækning prioriteres højt, kan man ikke forlade sig på denne metode alene, da der ikke er sikkerhed for frøsætningen i de enkelte år. I visse tilfælde kan brug af ammeafgrøde give den hurtige og kortvarige dækning, der kan være brug for, men generelt er revegetering, der udnytter den naturlig rekolonisering kun egnet på stabile, ikke-erosionstruede områder.

7.2 Sodding og shredding.

Begreberne dækker anvendelsen af et lag organisk materiale fra naturlig vegetation til revegetering. Ved ***sodding*** forstås en udspredning af materialet på overfladen, ***shredding*** omfatter desuden en mekanisk indarbejdning af det organiske materiale i overfladen. Ved sodding/shredding vil der typisk være tale om et materiale, der forud for forstyrrelsen er fjernet fra stedet. I et sådant materiale, der overvejende består af det organiske lag, er der som regel levende plantedele, især frø og rhizomer, hvorfra vækst kan ske. Anvendelsen af et organisk lag som jorddække er allerede omtalt i kap. 6.4.1 og værdien af rhizomer og frøpulje i relation til revegetering er behandlet i kap. 7.1.1.

På Tuktoyaktuk-halvøen i NV-Canada er udført soddingforsøg i dværgbuskhede, tuet tundra og star tundra. Man fandt at sodding fremmede retableringen. De bedste

resultater blev opnået med dværgbuskheden og den tuede tundra, hvorimod retableringen i star tundra blev hæmmet af oversvømmmelse (Younkin & Martens, 1985).

Afgørende for metodens succes er: 1) mængden af levedygtige plantedele, 2) fugtighedsbetingelserne og 3) iltforhold. Håndteringen af materialet fra fjernelse til genudlægning er ligeledes af afgørende betydning. Udtørring på et hvilket som helst tidspunkt i processen er dræbende for de underjordiske plantedele. Udtørringsrisikoen gør, at materialeklumpernes størrelse bør afpasses bedst muligt. Brown & Berg (1980) anbefaler, at tørveklumperne ikke bliver for små, idet større klumper i laboratorieforsøg har vist større modstandskraft mod udtørring. Tilsvarende kan iltmangel i oplagringsperioden bevirke dårlig overlevelse af levende plantedele, bakterier og mykorrhizasvampe. Lagerbunkerne bør derfor holdes passende lave.

7.2.1 Praktisk udførelse.

Sodding og shredding udføres oftest maskinelt. I Brown & Berg (1980); Foothills Pipe Lines ltd. (1975a og b); Johnson (1981) og Larson (1980) findes beskrivelser af sådanne projekter.

Ved afskrabningen af vegetationen har motorførerens dygtighed og den anvendte maskine stor indflydelse på resultatets kvalitet. På mindre arealer kan det være en stor fordel, at tørven stikkes ud med spade. Peterson & Peterson (1977) anbefaler, at man fjerner overjorden mens den er frosset, da det herved er lettere at undgå opblanding med underliggende mineral jord. Dette vil nedsætte materialets værdi til sodding og jorddække. Brown & Berg (1980) beskriver problemer med en sådan sammenblanding. Hvis den afskrællede tørv anbringes med den oprindelige side opad, opnås betydeligt bedre resultater end ved tilfældig aflæsning (Patterson III & Dennis, 1981). Sod-materialet bør, hvis det er muligt, under oplagringen holdes adskilt efter plantesamfund for at sikre de bedste etableringschancer for de tilstedeværende diasporer.

I en periode under arbejdet på TAPS har sod-metoden været opgivet, da metoden er dyr og vanskelig at gennemføre sideløbende med store igangværende anlægsarbejder (Webber & Ives, 1978).

7.2.2 Vurdering af sodding og shredding.

Ud fra det foreliggende materiale kan sodding og shredding betragtes som en god - men forholdsvis dyr - revegeteringsmetode. En væsentlig forudsætning for succes er at materialet indeholder tilstrækkeligt med frø og levedygtige rhizomer. Undersøgelser af frø- og rhizompuljer i arktiske plantesamfund er imidlertid meget begrænsede. Håndteringen af materialet er også meget væsentlig for opnåelsen af et godt resultat. Metoden angives specielt som velegnet i områder, hvor man prioriterer retablering af den lokale og hjemmehørende vegetation højt (Younkin & Martens, 1985; A Revegetative Guide for Alaska, 1983).

Foothills Pipe Lines ltd. (1975b) anfører en række problemer ved anvendelsen af sodding, men anbefaler, at der foretages indarbejdning af materialet (shredding) og tilførsel af kunstgødning.

7.3 Såning.

Såning er den dominerende revegeteringsmetode og fungerer absolut tilfredsstillende i de sydlige dele af det arktiske område med mindre specielle jordbundsforhold virker begrænsende. Mod nord virker klimaet mere og mere begrænsende. Etableringstiden forlænges meget samtidig med at vækstperioden afkortes drastisk. Vinterdødeligheden stiger ligeledes. Såvel tilpasning til klimatiske forhold som jordbund har derfor betydning for en vellykket spiring og vækst. Hos Younkin & Martens (1985) fremgår dette klart af antallet af arter, der anbefales til såning. I "forest" regionen anbefales 26 arter, i "woodland" regionen 13, i "tundra" regionen 8 og i "polar desert" frarådes såning. I Grønland er foretaget flere udsåningsforsøg i fåreavlsdistriktet, især på

forsøgsstationen i Upernaviarssuk. Hvor langt mod nord vellykket etablering efter såning er mulig vides ikke. Ved Nuuk (Godthåb) er sået Rød-svingel (*Festuca rubra*) set i veletablerede bestande (Fredskild, pers. comm.)

Såning af sydligere kulturarter kan på trods af den hæmmende effekt på den naturlige kolonisation, se side 81, være nødvendig. Dette er især tilfældet i isrige områder og områder med kraftig vind, hvor hurtig etablering af hensyn til erosionsrisikoen er nødvendig. En ideel løsning kan være at udså kulturplanterne som en ammeafgrøde. Ved at anvende den rigtige art vil den kolonisationsfremmende effekt overstige den hæmmende (Cargill & Chapin, 1987).

7.3.1 Såtidspunkt i forhold til klimaforholdene.

Under naturlige forhold sker spiring næsten udelukkende på steder med særlig gunstige fugtighedsforhold. Den tidlige udvikling er afhængig af stabilitet i jordbunden, tilstrækkelig varme og tilstrækkelig tid til at planten kan nå en sådan størrelse, at den kan stå vinteren igennem. En succesfuld udsåning kræver at disse forhold tilgodeses. Stabilitet i jordbunden er behandlet i kapitel 6.1 og 6.3. Her skal de øvrige forhold kort omtales.

Nedbørsmængden i arktiske egne er ofte meget begrænset og i de tørreste områder som fjeldmarker sker spiring udelukkende i tuer af eksisterende planter, mosser og lichener eller i sprækker i jordbunden (Griggs, 1956; Bell & Bliss, 1980). Ofte vil sommeren være for tør til at vellykket etablering efter såning kan ske her. Forårs- og efterårsmånederne har bedre fugtighedsbetingelser.

Generelt anbefales enten tidlig forårssåning eller såkaldt "dormant seeding", hvor frøet spredes i en ugunstig periode (vinteren) uden at spire før følgende forår. Såtidspunkt kan ligge fra sent efterår og gennem hele vinterperioden (Klebesadel, 1970 og 1971). Younkin (1986) anbefaler såning i tidsrummet 1.10 - 1.7 i "tundra regionen" og 1.10 - 15.7 i "woodland regionen". Forårssåning anbefales men ofte er såning på frosset

jord mere praktisk. En anden fordel kan være, at revegeteringsarbejde kan foretages umiddelbart efter forstyrrelsen. Ulemper ved vintersåning er f.eks. omlejring af frøene enten af vinden eller med smeltevand (Klebesadel, 1970). En begrundelse for at så om efteråret kan være udnyttelsen af den naturlige stratifikation (Chambers et al., 1988).

7.3.2 Sådybde.

Korrekt sådybde er af afgørende betydning for en god spiring, dvs. hurtig, ensartet spiring med en høj spireprocent. Både en højere og en dybere placering end den optimale giver dårligere resultater. Især tre dybdeafhængige faktorer har betydning: temperatur, fugt og lys.

Temperaturen kan dårligt blive for høj under arktiske forhold. Såvel de hjemmehørende arter som arter fra sydligere egne har høje spiringsoptima (20-30°C). De kan dog spire ved lavere temperaturer, men spireprocenten er da lavere og forløbet langsommere (Olson & Richard, 1979). I lavarktiske områder varer spiringen fra 3 til 21 dage (Bell, 1975) medens spiring i højarktiske egne i NØ-Grønland tager 11-32 dage (Sørensen, 1941). Over en test-pipeline med varm olie, hvor jordtemperaturen var 5-15° C højere end i den tilstødende jord, skete spiringen 2-10 dage tidligere end i den omgivende jord. Forsøget blev udført ved Fairbanks (McGown, 1973b). Placering i de øverste jordlag giver den bedste mulighed for solopvarmning.

Optimale fugtighedsforhold findes i reglen et stykke under overfladen. I relation til fugtigheden er en dybere placering af frøet en fordel. Bell (1975) fandt en væsentlig forbedret spiring ved nedfældning af frøet pga. forbedret vandoptag.

Lys er for nogle arter fremmende for spiring, mens andre hæmmes heraf, mange er dog indifferente. Der er foretaget undersøgelser over spiringens afhængighed af lys hos oprindelige arter. Generelt er spiringen hos koloniserede arter - også arktiske - positivt korreleret med lysmængden (Gartner, 1983). Chambers et al. (1988) har fundet at frø af tokimbladede urter generelt kræver lys for at spire, medens græsfrø ikke stiller de

samme krav. Placeringen af frøet hos lysfølsomme arter må tilpasses. Mørkekrævende frø kan enten nedfældes eller tildækkes med jord, plastik eller fibervækstdug.

Sådybden har endvidere betydning i relation til erosion og fouragerende dyr, især fugle.

7.3.3 Jordbundsforholdenes betydning for spiringsevnen.

Substratets struktur, tekstur samt forholdet mellem mineraljord og den organiske del har afgørende betydning for spiring og vækst (Johnson & VanCleve, 1976). Betydningen beror på forskelle i vandbindende evne, luftudveksling og næringsstofregi samt graden af frostbevægelser.

Hvis udsåning skal lykkes på jord udsat for frostbevægelser, er det nødvendigt med overfladestabiliserende indgreb (Marchand & Roach, 1980; Roach, 1985; Roach & Marchand, 1984). I et udsåningsforsøg i White Mountains, New Hampshire, blev anvendt tre hjemmehørende arter: Grønlandsk norel (*Minuartia groenlandica*), Treblad-siv (*Juncus trifidus*) og Tretands-potentil (*Potentilla tridentata*), der alle er naturlige kolonisatorer. På prøvefelter med bar jord, der var sandet og fugtig, fandt ingen spontan indvandring sted, mens der i sluttet vegetation i omgivelserne spirede både Grønlandsk norel og Treblad-siv. Frostbevægelser i jorden blev målt ved hjælp af indstukne nåle, og man fandt et sammenfald mellem dødelighed og forekomsten af første nattefrost. Overlevelsen over vinteren var meget lille (Roach & Marchand, 1984).

De vanskeligste substrater i relation til udsåning angives at være tørt grus og udtørret organisk jord (Hernandez, 1973 og 1974; Chapin & Chapin, 1980). Grus kan ikke holde på fugtighed og næringsindholdet er meget begrænset (Peterson & Peterson, 1977; Johnson & VanCleve, 1976). Organisk jord indeholder oftest næring nok, men hvis den tørrer ud er genvædning meget vanskelig (Kubanis, 1986; Hernandez, 1973 og 1974). Udsåede græsser levede kun op til fem år på prøvefelter på organisk jord ved Eagle Creek, uanset om der var tilført gødning (Chapin & Chapin, 1980).

Spiringsforholdene er generelt bedst på organisk jord (Shaver et al., 1983; Gartner et al., 1983). I væksthusforsøg er fundet nogenlunde ensartet spiring for Tæt-kæruld (*Eriphorum vaginatum*) på organisk og mineralsk substrat, hhv. 34 og 28%. På friland var spiringen derimod bedst på det organiske substrat, hvor den var 18% mod 4% på mineraljorden. Dette tilskrives at flere frø vaskes væk eller ædes på det mineralske substrat. Det organiske substrat havde i dette forsøg også en større stabilitet pga. nåleisdannelse (Gartner et al., 1983). Nåleisdannelser er imidlertid en væsentlig årsag til stor kimplante dødelighed (Roach & Marchand, 1984).

Mange forstyrrede steder har været udsat for tæt, tung kørsel, der giver traktose, d.v.s. en kraftig sammenpresning. Denne virker hæmmende for såvel spiring som vækst (Kubanis, 1986).

Mange af de nævnte problemer kan forbedres ved indgreb. Sammenpresning og luftudveksling kan forbedres ved jordbehandling og næringsstofindholdet kan styres via gødningstilførsel. Vandforsyningen kan i nogen grad forbedres ved at tilføre vandbindende materiale.

7.3.4 Anvendelse af ammeafgrøde.

I naturen ses ofte, at etablering finder sted i ly af eksisterende planter. Således i fjeldmarken i Rocky Mountains, hvor nyetablering skete i rosetter af bla. Tue-limurt (*Silene acaulis*) og *Arenaria obtusiloba*. Tilsvarende sker etablering på King Christian Island i mos- eller lichendække, eller i sprækker (Bell & Bliss, 1980).

Hensigten med en ammeafgrøde er, at den skal skabe gode mikroklimatiske forhold for den blivende bevoksning under dennes opvækst, hvad enten denne plantes, sås ud eller indvandrer spontant. I revegeteringssammenhæng kan ammeafgrøde desuden virke stabiliserende på jorden, indtil de blivende planter har fået godt fat. Denne stabilisering er virksom også efter at ammeafgrøden er gået ud. Ammeafgrødens produktion af organisk stof er ligeledes af betydning.

Der opstår et konkurrenceforhold mellem den kort- og langvarige afgrøde, hvis udfald bl.a. afhænger af mængden af tilgængelig næring. I et forsøg ved Chena River nær Fairbanks blev Italiensk rajgræs (*Lolium multiflorum*) og Rød-svingel (*Festuca rubra*) udsået sammen og alene. Ved lave næringstilførsler var biomassen af Rød-svingel størst i de felter, hvor den var udsået alene. Denne hæmning sås ikke hvor der var rigelig med N og P, hvilket tyder på, at den iagttagne hæmning af Italiensk rajgræs på Rød-svingel ved de lavere næringsniveauer kan tilskrives konkurrence om næringsstofferne (Johnson, 1978).

En ammeafgrøde må have hurtig initial vækst, men må ikke være dominerende i længden. Derfor vælges ofte arter, der ikke er vinterhårdføre, f.eks. havre (*Avena sativa*), vårbyg (*Hordeum distichum*) og Italiensk rajgræs (*Lolium multiflorum*) (McGillivray, 1976). L. multiflorum har været meget anvendt som ammeafgrøde langs TAPS, Alaska, (Johnson & VanCleve, 1976), men er derimod ikke afprøvet i Canada. Her anvendes ofte Rug (*Secale cereale*) (Hernandez, 1973a og b; Younkin & Martens, 1985). Rug angives som egnet til regionerne "forest, woodland og tundra", medens Alm. hvene (*Agrostis tenuis*) og *Agrostis palustris* kun anbefales i "forest og woodland". (Younkin & Martens, 1985).

Typisk vælges en tynd udsåning, netop med det formål at give plads til fremspiring af den blivende plantevækst. Dette kan være i modstrid med ønsket om erosionskontrol med mindre arter med særlig veludviklede rodsystemer anvendes. Kubanis (1986) anbefaler Italiensk rajgræs (*Lolium multiflorum*) til dette formål. Flere undersøgelser tyder på at næringsstofferne kun langsomt frigøres fra netop denne art, hvorfor den kan forsinke udviklingen af det blivende vegetationsdække (Brown & Berg, 1980; Johnson, 1981; Kubanis, 1986). Lignende erfaringer er gjort af Hernandez (1973a og b), der i området mellem Norman Wells og Tuktoyaktuk, Canada, kun anbefaler brug af ammeafgrøde, hvor der lægges stor vægt på hurtig initial vækst, idet de blivende græsser vokser hurtigere uden ammeafgrøde. En speciel form for ammeafgrøde er tynd udsåning af arter, der indgår i naturlig sekundær succession med det formål at hjælpe en sådan i gang. Frøbehovet er her ret lille og vil måske kunne dækkes ved direkte indsamling i omegnen evt. med en enkelt sæson til opformering.

Richardson & Trussel (1981) beskriver, hvordan en frøblanding sås i striber med radsåmaskine, således at der efterlades bare striber. Disse tilplantes med vedplanter. De udsåede græsser havde god virkning på etablering af vedplanterne ved at tilbageholde nedbør.

7.3.5 Frø og frøblandinger.

Monokulturer er sjældne i naturen og da man ved revegetering som oftest ønsker at skabe en så autentisk vegetation som muligt vil man vælge en kombination af flere arter til udsåning. Arterne vil kunne supplere hinanden med hensyn til f.eks. etableringstid, udseende, følsomhed over for afbidning og nedtrampning og indbyrdes konkurrence.

Ved udvælgelse af arter må man forholde sig til introduktionen af fremmede arter til området, med risiko for at disse spredes såvel lokalt som regionalt. Dette emne er yderligere behandlet i kap. 8.4.1.5. Frømateriale af lokale arter vil i reglen ikke være tilgængeligt. Viden om såvel kvalitet som kvantitet af frøene fra de lokale arter er afgørende for et gunstigt resultat ved udsåning af sådanne planter. Ved iværksætning af frøindsamling kræves indsamlinger over flere år for at opnå tilstrækkelig mængde og sikkerhed for kvaliteten af de indsamlede frø (Chambers et al., 1988). De bedste resultater både kvantitativt og kvalitativt opnås ved at indsamle frøene umiddelbart før den naturlige frøspredning. Kun for arter som f.eks. birk og el, hvor frøspredningen sker gennem det meste af vinteren, er indsamlingstidspunktet af mindre betydning. Eksempler på opbygning af egentlig frøbank af lokale arter er ikke set. Hvor mængderne af frø er begrænsede udnyttes materialet bedst ved forkultivering under kontrollerede forhold efterfulgt af udplantning, se i øvrigt kap. 7.4.

Gødningstilførslen må tilpasses, således at en enkelt art ikke bliver dominerende i blandingen. Generelt mangler viden om gødningsbehovet hos de naturligt forekommende arter. Hvor klimaet tillader, kan blandingen tilføres en andel af ærteblomstrede, der er kvælstoffixerende.

Eksempler på frøblandinger findes i Younkin & Martens (1985) og Brown & Berg (1980).

7.3.5.1 Forspirede frø.

Ved at anvende forspirede frø ved udsåning giver man planten et forspring i forhold til tørt udsåede frø. Bliss (1975) omtaler forsøg med stratifiering af frø af Fjeldsyre (*Oxyria digyna*) og Snegræs (*Phippsia algida*). Frøene blev forspiret fire uger i 1-2°C koldt vand og derpå overført til 12°C varmt vand. Denne behandling gav god planteetablering allerede det første år. Forspirede frø er meget sarte og derfor ikke anvendelige ved maskinel håndtering.

7.3.5.2 Pilleret frø.

Ved pillering omgives hvert enkelt frø af en matrix, således at der nås en kugleform af ensartet størrelse. Pillerede frø er velegnede til enkeltkornsåning og kan udbringes i ret præcis dybde såvel med fly som med såmaskine (Bailey, 1980).

Matrix er som regel tilsat gødning og evt. pesticid, ligesom ærteblomstrede arter kan inokuleres med en passende knoldbakteriestamme via matrix. Vandsugende stoffer kan ligeledes være tilsat matrix, der ved at opsuge fugt kan nedsætte risikoen for udtørring.

Frø af arter egnet til arktisk revegetering føres næppe som standard i pilleret form.

7.3.5.3 Frømåtter.

Frømåtter består af væv hvorpå der findes frø/frøblandinger. I reglen findes også gødning og evt. herbicider og andre additiver, f.eks. vandsugende stoffer. Formålet er primært erosionskontrol indtil en stabil rodzone er dannet. Måtterne kan også i nogle

tilfælde tilbageholde vanddampe, hvilket er gunstigt i tørre områder. Bliss & Klein (1981), Younkin & Martens (1985) og Bayles & Dudley (1976) omtaler brug af frømåtter i forbindelse med revegetering.

Resultaterne med anvendelsen af frømåtter er varierende, men generelt er der opnået gode resultater hvad angår erosionskontrol. Med hensyn til spiring er der kun opnået gode resultater med bionedbrydelige måtter.

Bayles & Dudley (1976) angiver gode resultater både hvad angår erosionskontrol, spiring og vækst. I projektet anvendtes vandopløselige polymerdug imprægneret med to frøblandinger hhv. rapgræs sammen med en lang række af ærteblomstrede og en ren græsblanding; NPK gødning og herbicid. Spiringen var hurtigst hos de tokimbladede, til gengæld var roddannelsen bedst hos de enkimbladede. Efter 18 dage var spiringen 75%.

Younkin & Martens (1985) rapporterer forsøg med to typer af frømåtter:

1: Isolerende måtter af ikke-nedbrydeligt fibermateriale,

2: Biologisk nedbrydelige træuldmåtter med dække af plastiknet.

Spiringen på type 1 var under 1% det første år og under 5% efter 2 sæsoner. Efterfølgende laboratorieforsøg viste at såvel den anvendte frølim som gødningen forsinkede spiringen med ca. 3 uger. Spiringen på type 2 var 16% efter en vækstsæson. Den isolerende måtte reducerede dybden af det aktive lag med 17% sammenlignet med bar jord. Efter 10 vækstsæsoner var dækningsgraden på type 1 ca. 60% heraf var 17% græsser fra måtten og 43% lokale græsser og urter. På type 2 var dækningen 65% og plantedækket bestod af 50% græsser fra måtten og 15% lokale græsser. Her var også dannet en tyk og tæt rodzone, der dækkede jorden 100%. Med begge måtter opnåedes god erosionskontrol. Efter 10 år var træuldsmåtten fuldstændig nedbrudt men plastiknettet var endnu intakt. Den isolerende måtte var ligeledes intakt. Younkin og Martens (1985) konkluderer at det ikke på samme tid er muligt at opnå god isolering og effektiv spiring. Forsøgene er udført ved Tuktoyaktuk, Canada, i "tundra-regionen", dvs. i det lavarktiske område. Ved anvendelse længere mod nord må nedbrydningstiden

forventes at være længere.

En væsentlig ulempe kan være måtternes bestandighed i naturen. Dyr vil også kunne sidde fast i flere af typerne. Frømåtter er desuden en relativt dyr løsning.

7.3.6 Anvendte udsædsmængder.

Græsblandinger er hyppigt udsået med 40-50 kg/ha (f.eks. Younkin & Martens, 1985; Johnson, 1978). Langs pipelinen fra Norman Wells til Zama blev udsået en blanding af 5 kg rug, "Kodiak", 30 kg græsblanding og 250 kg NPK pr. ha. Rugen fungerede ved denne mængde udmærket som ammeafgrøde for græsserne (HARDY, 1984b).

7.3.7 Metoder til udbringning af frø.

Der er tre hovedtyper for udbringning af frø: Radsåning, bredsåning og hydroseeding. Disse afviger indbyrdes mht. frøets placering, pakning af jordpartikler omkring frøet og evt. tilførsel af dækmateriale. En fjerde metode er pletsåning, der især anbefales til vedplanter (Miller et al., 1983). Hertil medgår mindre frømængder end ved traditionel udsåning og eventuelt udtyndingsarbejde er ligeledes mindre. Jordbehandling kan ligeledes indskrænkes til de udvalgte pletter. Ved Fairbanks, Alaska, er forsøgsvis udsået bl.a. pil (*Salix spp.*) og Bjerg-el (*Alnus crispa*) i fyrreskov (Zasada et al., 1983).

7.3.7.1 Radsåning.

Til radsåning anvendes såmaskiner, som de kendes fra landbruget. Frøet ledes i en passende strøm gennem såtragte ned i valgt sådybde, mens maskinen er i bevægelse. Nogle maskiner har jordbehandling indbygget, f.eks. komprimering, andre sår direkte i en sårille maskinen skærer/fræser op.

I almindelighed er der tale om traktorbugserede maskiner. Eksempler vises i Larson (1980).

Ved radsåning kan frøet placeres i en dybde, der optimerer spirings-betingelserne hvad angår fugt og temperatur. Desuden kan afstanden mellem de enkelte rækker tilpasses forholdene. Radsåning er velegnet til udsåning af ammeafgrøde. Radsåning er vanskelig i ujævnt terræn, eller hvor jordbunden præges af store sten. Såvel ujævnt terræn som store sten forekommer hyppigt i Grønland. Anvendelse af ammeafgrøde kan dog alligevel være af stor værdi og alternative udbringningsformer bør overvejes.

7.3.7.2 Bredsåning.

Ved bredsåning spredes frøet ovenpå jorden og evt. nedfældning sker i en senere arbejdsgang. På små arealer kan bredsåning foretages med hånden, i øvrigt anvendes rotorspreder. Disse findes håndtrukne beregnet til bæring eller fastgørelse på et køretøj. Liftophængte spredere til traktor er de mest anvendte. Disse kan også anvendes under helikopter og fly.

Flysåning kan dække store arealer på kort tid og færdsel i det skadede område undgås. Specielt er det nemt at tilså en lineær forstyrrelse som en pipeline eller vej. En ulempe er betydelig usikkerhed om, hvorvidt frøet lander på det tilsigtede sted, idet vind kan forårsage en betydelig afdrift og sortering i lette og tunge partikler. Hvis der spredes frø og kunstgødning i samme arbejdsgang sker det let, at frø og gødning lander forskellige steder pga. vægtforskelle (Younkin & Martens, 1985). Denne sortering kan mindskes ved at anvende pilleret frø, hvor de enkelte frø er indkapslet i en matrix. Herved opnås ensartet størrelse og vægt. Pilleret frø er med held anvendt til udsåning i fjeldområder i Island (T.S. Bailey, pers. comm.).

7.3.7.3 Hydroseeding.

Hydroseeding er en metode, hvor man blander frø, gødning og/eller dækmateriale i en vandig opløsning, der siden sprøjtes ud over det areal, der skal tilsås. Tank og sprøjte kan være bygget sammen i et køretøj, men der findes også mindre udgaver, der kan anbringes på trailer (Larson, 1980) eller fly (McGillivray, 1976). Rækkevidden er op til 60 m, og i tankene kan der være mellem 500 og 11.000 l (Larson, 1980). Metoden er meget anvendt i Alaska og Canada. Langs adgangsvejene til TAPS var det den mest anvendte metode (Brown & Berg, 1980).

McGillivray (1976) fandt at hydroseeding var traditionel udsåning overlegen på Melville Island. Han opregner en række fordele heriblandt: Muligheden for at sprede frø, gødning og dækmateriale i en arbejdsgang og samtidig tilføre frøet tilstrækkelig med vand til spiring, tilpasning til arktisk logistik og muligheden for at undgå kørsel i området ved montering af sprederen på fly. Det kan dog være uhensigtmæssigt at blande alle materialer sammen. Larson (1980) nævner, at der kan være risiko for, at frøene kommer til at ligge oven på det anvendte dækmateriale, hvis frø og fibre spredes sammen. Hvis der udspredes dækmateriale anbefales derfor to arbejdsgange. Larson (1980) omtaler desuden risikoen for, at mange frø kan skades gennem omrører og pumpe. Specielt forspirede frø er ikke egnede til udsåning med hydroseeder.

7.3.8 Vurdering af såning som revegeteringsmetode.

De mange projekter og forsøg, hvor udsåning har været anvendt viser at metoden kan anvendes med endog meget gode resultater indenfor regionerne "forest, woodland og tundra". Derimod er der ikke opnået gode resultater ved udsåning i regionen "polar desert". Der findes anbefalinger mht. såtidspunkt, arter og mængder indenfor de enkelte regioner. Disse er omtalt i de pågældende afsnit. Generelt falder mængden af arter, der er egnede til udsåning mod nord. I dag findes kun et meget begrænset materiale til anvendelse i det egentlige arktiske område. Anvendelse af frø fra

hjemmehørende planter kræver et omfattende forarbejde. Erfaringerne med anvendelse af frø fra disse arter er meget begrænset.

I det sub- og lavarktiske område anbefales anvendelse af ammeafgrøde kun hvor der er behov for erosionskontrol. Hvor jordbunden er stabil vil de blivende planter vokse hurtigere uden konkurrencen fra ammeafgrøden. Et andet mål med at anvende ammeafgrøde kunne være at tilføre jorden kvælstof ved at benytte arter med kvælstoffixerende rodbakterier som ammeafgrøde. Denne mulighed er ikke undersøgt i det gennemgåede materiale, men må være oplagt på de generelt kvælstoffattige arktiske jorde.

Anvendelsen af maskiner til såning m.v. kan ofte være et problem idet terrænet ikke er tilgængeligt for traktordrevne redskaber. Fly kan anvendes men resultaterne er i reglen uforudsigelige og metoden er meget dyr.

7.4 Udplantning af rodslåede planter.

Der kan være tale om omplantning af planter indsamlet i naturen eller om udplantning af planter fremdrevet i kultur fra frø eller vegetativt formeringsmateriale. Sådanne planter omtales ofte som containerplanter. I det følgende vil den vegetative formering blive omtalt nærmere.

7.4.1 Vegetativ formering.

Ved udnyttelse af vegetativt formeringsmateriale tænkes på stiklingeformering i bred forstand, dvs. ud fra stængler, rødder og rhizomer. Endelig kan man udnytte vegetative formeringsorganer som udløbere eller yngleknopper, som findes hos bl.a. Topspirende pileurt (*Polygonum viviparum*) og topspirende græsser. Stiklingerne kan udplantes efter en forkultivering, hvor der er dannet rødder eller direkte. Hvilken metode, der er mest velegnet afhænger af arten, i øvrigt henvises til: Holloway & Zasada, 1979; Miller et

al., 1983; Zasada et al., 1978 og Zasada og Epps, 1976.

Stængelstiklinger er en meget almindelig metode for vedplanteformering. Der foreligger ingen referencer for urter. ***Rhizomstiklinger***, dvs. dele af underjordiske stængler, indsamles, skæres evt i mindre stykker (stykkerne skal have mindst et knopanlæg) og indarbejdes i jorden i passende dybde. Klebesadel (1974) omtaler gode resultater med Festgræs (*Hierochloë*)-rhizomer. ***Stolonstiklinger*** er stiklinger fra overjordiske stængler. Disse kan behandles på samme måde som rhizomer. I det gennemgåede materiale er praktiske erfaringer med stolonstiklinger ikke været omtalt. En art som Polar-rævehale (*Alopecurus alpinus*), der danner hurtigtvoksende overjordiske udløbere, kunne tænkes anvendt til stolonstiklinger. På rødder forekommer kun sjældent knopanlæg, der er en forudsætning for anvendelsen af rødder som stiklinger. Metoden har derfor ingen praktisk betydning. Der er ikke mødt referencer om brug af ynglelegemer, men der er ingen tvivl om, at muligheden foreligger. Fig. 7.3 giver en oversigt over succesen med vegetativ formering fra en række arter fra Rocky Mountain National Park, Colorado, USA. En del af arterne forekommer også i arktiske egne. I dette forsøg så man de bedste resultater, 100% overlevelse, hvor planterne blev udplantet med så lidt klump som mulig. Hvor klumpen var stor opstod i visse tilfælde problemer med frosthævning af rødderne (Keigley, 1988).

Frøsætning og især frømodning er et stigende problem jo længere nordpå man kommer og vegetativ formering har da også en stigende betydning mod nord (Peterson & Peterson, 1977). Indsamling af materiale kan desuden finde sted over et længere tidsrum når man benytter stiklinger m.v. fremfor frø (Klebesadel, 1974; Johnson & VanCleve, 1976). Ved udplantning af stiklinger har formeringsenheden desuden mulighed for at opsuge vand fra en større overflade og i større dybde. Udtørring er derfor et mindre problem end ved udsåning. For nogle planter er dog stor forskel i rodsætningen alt efter formeringstidspunktet. Keigley (1988) fandt at bla. Hedemelbærris (*Arctostaphylos uva-ursi*) havde en bedre rodsætning ved afskæring af stiklinger i foråret fremfor senere på sæsonen. Den hurtigere og sikrere etablering ud fra stiklinger er især en fordel på ustabile og erosionstruede forstyrrelser. Klebesadel (1974) nævner i den forbindelse en række arktiske arter af Festgræs (*Hierochloë*), der

ved meget hurtig rhizomdannelse giver god overfladestabilisering. Densmore & Holmes (1987) har opnået en betydelig bedre etablering ved anvendelse af containerplanter fremfor direkte udsåning af frø.

Species	Propagation Method	Degree of Success
Achillea lanulasa	Division[1]	HIGH
Anaphalis margaritacea	Stem cuttings[2]	HIGH
Antennaria rosea	Division[1]	HIGH
Antennaria parvifolia	Division[1]	HIGH
Arctostaphylos uva-ursi	Stem cuttings[2,3]	HIGH
Artemesia arctica	Crown division[1]	HIGH
Artemesia borealis	Crown division[1]	HIGH
Artemesia ludoviciana	Division[1]	HIGH
Carex nova	Division	HIGH
Carex misandra	Division	HIGH
Carex scopulorum	Division	HIGH
Deschampsia caespitosa	Division	HIGH
Juniperus communis	Cuttings	NONE
Linnaea borealis	Cuttings	HIGH
Moss species	Fragmentation[4,5]	HIGH
Pedicularis racemosa	Cuttings	NONE
Peltigera apthosa	Fragmentation[4]	NONE
Penstemon wippleanus	Division, cuts[2]	HIGH
Polemonium delicatum	Division[2]	LOW
Salix spp.	Cuttings[2]	HIGH
Sambucus racemosa	Cuttings[2](0.1% IBA)	LOW
Rosa woodsii	Cuttings[2]	HIGH
Sedum lanceolatum	Division[5]	HIGH
Selaginella densa	Division[2]	HIGH
Shepherdia canadensis	Cuttings[2]	LOW
Solidago spathulata	Division[2]	HIGH
Vaccinium myrtillus	Cuttings	LITTLE

1 Rooted in peat-based potting mix.
2 Treated in 0.3% IBA (Hormodin #2).
3 Early season cuttings were substantially more successful.
4 Mosses and lichens were fragmented using a blender run at low speed.
5. IBA treatment (at any level) inhibited growth.

Fig. 7.3. Succesen med vegetativ formering af en række arter fra Rocky Mountain National Park, Colorado, USA. (Keigley, 1988).

En række arter er mindre egnede til udplantning, det gælder især arter med overfladisk rodsystem eller rhizom f.eks. Klippe-star (*Carex rupestris*) og Trefingerurt (*Sibbaldia procumbens*). De arter, der er mest velegnede har hurtigvoksende, relativt dybtgående trævlerødder. En art som Mose-bunke (*Deschampsia caespitosa*) er fundet særdeles velegnet (May et al., 1982).

Ved vegetativ formering vil man opnå et genetisk ensartet materiale. Dette kan være en fordel, hvis man har fundet en plante, der er særlig velegnet med hensyn til vækshastighed, kuldetolerans, sygdomsresistens etc. I naturen forekommer en sådan ensartethed ikke og den genetiske variation giver ofte en art et større overlevelses-potentiale. Sandsynligheden for at der findes et individ, der kan tolerere en given ekstrem situation er større. Udplantning af genetisk ens materiale vil derfor ikke altid være en fordel.

Anvendelse af stiklinger og containerplanter er en oplagt mulighed i situationer, hvor udsåning ikke kan lade sig gøre, enten fordi de ønskede frø ikke findes i tilstrækkelig mængde, eller fordi spiringen er for ringe, således som det er typisk for egentlige arktiske egne. Desuden kan den naturlige sammensætning af et plantesamfund lettere opnås med anvendelse af stiklinger og containerplanter end ved udsåning af de samme planter, idet man undgår den meget vanskelige etableringsfase for frøplanterne (Keigley, 1988).

7.4.2 Vurdering af udplantningsmetoden.

Vegetativ formering rummer umiddelbart en række fordele, opsummeret af Klebesadel (1974): Man undgår frøformering, opnår hurtig og sikker etablering og får en bedre udnyttelse af det tilgængelige vand. Klebesadel (1974) har ligeledes opsummeret ulemperne ved metoden: formeringsmaterialet er mere voluminøst end frø og det er mere følsomt for udtørring forud for udplantningen, hvorfor lagring i lange perioder er vanskelig. Endelig kan specialmaskiner til udplantning være nødvendige.

En meget stor fordel ved udplantning er, at man omgår vanskelighederne i spirings- og etableringsfasen og hurtigere og med større sandsynlighed får kraftige planter i god vækst med overskud til vegetativ formering. Udplantning bliver af stigende betydning mod nord, da denne metode kan være den eneste praktiske revegeteringsmulighed for arter med ringe frøsætning. Der kan dog være problemer med udplantning, hvor nedbørsmængden er begrænset, som det er tilfældet i højarktiske egne og med mindre udplantningen foregår hvor vandforsyningen er rigelig, frarådes den.

I de tilfælde, hvor der stiles efter en bestemt artssammensætning er der større sandsynlighed for at nå det ønskede blandingsforhold ved udplantning fremfor udsåning af frøblanding, idet udfaldet af konkurrencen i etableringstiden er meget følsom for svingninger i vejret (Webber & Ives, 1978) og næringsstofforhold (Johnson, 1978; McKell, 1982).

Man kan maksimere udnyttelsen af en lille frømængde, f.eks. indsamlet lokalt, ved at lade spiringen ske under kontrollerede forhold med påfølgende udplantning.

Kravene til arbejdskraft er imidlertid mange gange større ved udplantning end ved udsåning og mulighederne for at anvende maskinel hjælp er meget mindre (Larson 1980).

Udplantningsmaterialet er mere voluminøst end alt andet formeringsmateriale. Desuden er det sårbart overfor udtørring og temperaturudsving og tåler dårligt opbevaring. Drivning og transport må derfor ske med stor hensyntagen til udplantningstidspunkt, opbevaring og temperatur. Den nødvendige timing gør sammen med det store volumen, at transportomkostningerne kan blive høje.

De samlede udgifter ved at anvende fremdrevne planter vil ofte være meget større end ved udsåning. Ved lokal omplantning forholder det sig anderledes. Hvis planterne graves op i naboområdet til forstyrrelsen og derefter plantes direkte ud, er der nok store krav til arbejdskraft men kultur- og transportomkostninger vil være små.

7.5 Gødningstilførsel.

En af de væsentligste hjælpeforanstaltninger ved revegetering er gødskning, hvorved mængden af plantetilgængelige næringsstoffer kan tilpasses planternes behov.

Arktiske og i noget mindre grad subarktiske jorde er karakteriseret ved mangel på næringsstoffer. Såvel kvælstof som fosfor kan optræde som vækstbegrænsende og gødskning med N og/eller P resulterer i væsentlig forøget produktivitet (Chapin, 1978; Chapin et al., 1980; Ulrich & Gersper, 1978; McKendrick et al., 1978). Mængden af tilgængelige næringsstoffer bestemmes af forholdet mellem total mængde næringsstoffer, nedbrydningshastighed og immobiliseringen. Permafrost begrænser mængden af tilgængelige næringsstoffer ved at bremse såvel kemisk som mikrobiel aktivitet. Jordtemperaturens betydning for udnyttelsen af de tilgængelige næringsstoffer omtales nedenfor.

Tilskud af gødning er meget anvendt i forbindelse med såvel spontan rekolonisering som ved styrede revegeteringsprojekter. Gødskning angives i langt de fleste tilfælde at være nødvendig for planteetablering, f.eks. Younkin og Martens (1985). Interprovincial Pipe Line (1984) opsummerer erfaringerne på følgende måde: "Gødningstilførsel alene er ikke nok og frø alene er ikke nok". Resultaterne af gødningsanvendelsen er imidlertid varierende og som det fremgår af nedenstående afhængig af såvel revegeteringsmetoden (spontan indvandring/sodding/udsåning) som plantearterne.

7.5.1 Betydning af jordtemperaturen for næringsoptagelsen.

Jordtemperaturen er en væsentlig vækstbegrænsende faktor i subarktiske og arktiske regioner. Denne begrænsning skyldes i et vist omfang hæmning af udnyttelsen af tilgængelige næringsstoffer. Selv hos arter, der naturligt vokser på steder med lav jordtemperatur, ses vækshæmning på trods af en vis tilpasning. Hos arter, der normalt vokser ved højere jordtemperaturer, ser man ved dyrkning på kolde jorde en endnu stærkere hæmning (McCown, 1973a; Chapin et al., 1975).

McCown (1973a) har lavet forsøg med dyrkning af et højarktisk græs, Dunet-tundragræs (*Dupontia fischeri*), og en dyrket boreal græsart, *Bromus inermis* "Manchar", på kold jord (5°C) med og uden gødskning. Forsøget viste at gødskning ikke kan stimulere væksten hos ikke-tilpassede arter, se fig. 7.4. Af figuren ses i øvrigt, at Bromus inermis udnytter tilgængelige næringsstoffer langt bedre ved højere jordtemperaturer og græsset anvendes ofte ved revegeteringsarbejder i subarktiske områder.

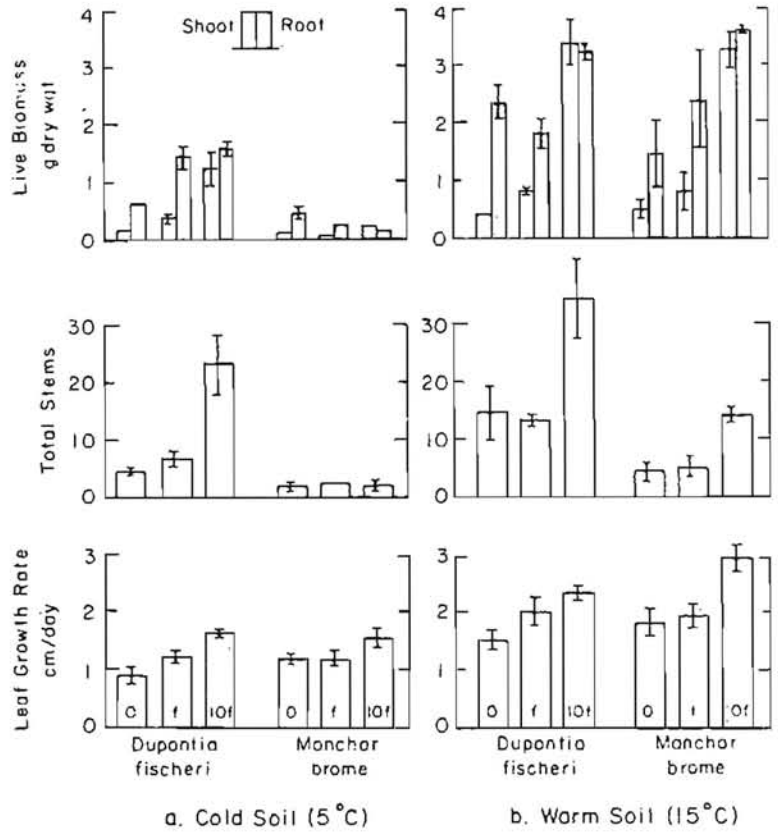


Fig. 7.4. Indflydelsen af gødskning med ammonium på væksten hos Dunet-tundragræs Dupontia fischeri og Bromus inermis "Manchar" på kold jord (5°C) og ved en jordtemperatur på 15°C. "0" er ugødet, "f" er tilført 0.05 mg NH_4^+/g medium. "10f" er tilført 0.5 mg NH_4^+/g medium. Tilførslen af 0.05 mg NH_4^+/g medium svarer til koncentrationen i en gennemsnitsjord i arktiske egne. (McCown, 1973a).

Ved en række revegeteringsprojekter har gødning ikke fremmet etablering af de udsåede arter, derimod sås en betydelig effekt af gødskningen på lokale koloniserende arter (Chapin & Chapin, 1980; Bliss, 1979). Efter 5 år var de udsåede græsser forsvundet, hvorimod de koloniserende arter havde en dækning på 50-100% (Chapin & Chapin, 1980). Dette stemmer overens med McCown's forsøg, der antydede, at der er en nedre grænse i jordtemperatur, hvorunder det ikke er muligt ved gødskning at fremme ikke-adapterede arter. Det er en væsentlig grund til at udsåning ikke giver gode resultater i visse arktiske og i højarktiske områder.

I et forsøg i Rocky Mountains blev udsået tre lokale koloniserende arter, Treblad-siv (*Juncus trifidus*), Grønlandsk norel (*Minuartia groenlandica*) og Tretands potentil (*Potentilla tridentata*). Etableringen af disse arter var på trods af gødskning meget svag (Roach & Marchand, 1984).

Tilførsel af gødning påvirkede ikke spiringen af græsser, Rank-star (*Carex bigelowii*) og Tæt kæruld (*Eriophorum vaginatum*) på dozet område i Alaska. Biomassen var derimod større efter gødningstilførsel undtagen for kæruld, der var upåvirket. Dækningsgraden blev ligeledes øget (Gartner et al., 1983). I subarktiske områder på Island er dækningsgraden af udsåede græsser steget til over 50% efter 5 år med gødskning (Arnalds et al., 1987).

7.5.2 Gødningens påvirkning på planteniveau.

Tilførsel af gødning påvirker ikke kun planteproduktionen, som det ses af fig 7.4, også vævskoncentrationen af en række stoffer ændres. McKendrick et al. (1978) fandt en øget vævskoncentration af N,P og TNC (total non-structural carbon). Ved Eagle Creek fandt Lechowicz & Shaver (1982) en uforholdsmæssig øgning i K-koncentrationen hos græsagtige planter ved gødskning med kvælstof og fosfat. Hos de stedsegrønne dværgbuske: Mose-post (*Ledum palustre*) og Tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), steg kvælstofkoncentrationen derimod. Ydermere skiftede vævskoncentrationerne hos de stedsegrønne mod et mønster, der er karakteristisk for græsagtige planter. Sådanne skift

kan have fysiologiske følger. I undersøgelserne ved Eagle Creek fandt Shaver, at levetiden for blade hos Mose-post faldt fra 2 år hos ugødede planter til 1-1,5 år hos gødede efter 5 års tilførsel af N og/eller P (Shaver, 1983).

En anden meget væsentlig fysiologisk virkning, der ofte ses efter tilførsel af kvælstof, er at planterne lettere dør om vinteren. De angribes ligeledes lettere af svampesygdomme, f.eks. sneskimmel (Johnson & VanCleve, 1976; McKendrick et al., 1978). Hos Tæt kæruld (*Eriophorum vaginatum*) og Rank-star (*Carex bigelowii*) fandt Gartner et al. (1983) at gødskning øgede dødeligheden på organisk substrat, hvorimod det nedsatte dødeligheden på mineralsk substrat i forhold til kontrolfelterne. En del af den øgede dødelighed skyldes at de største spirer, hvilket er identisk med dem, der har modtaget gødning, var mest udsat for herbivorangreb om vinteren.

Fosfortilførsel kan fremme blomstringen, og dermed frøsætningen (Younkin, 1972; McKendrick et al. (1978); Shaver & Chapin (1980); Klebesadel (1970b). Denne øgede frøsætning kan udnyttes i revegeteringsøjemed, idet man ved at gøde omgivelserne til en forstyrrelse, kan fremme frøregnen (se kap. 7.1.2.1).

Endelig kan tilførsel af store mængder gødning hæmme frøspiringen hos visse arter (Cargill & Chapin, 1987).

7.5.3 Gødningens påvirkning af artssammensætningen.

I arktiske egne er det undtagelsen af træffe steder med rigelig næringsstofforsyning, typisk sker det på forstyrrede steder. Mange arter er tilpasset de lave næringsstofmængder og tilskud af næringsstoffer påvirker artssammensætningen (Billings, 1987). Arter, der er i stand til at optage og udnytte store næringsmængder, bliver dominerende.

Ved gødskning skabes tilsvarende næringsforhold, og der sker tilsvarende forskydninger i artssammensætningen. Babb (1972b) og Bliss & Wein (1972a) fremhæver, at nogle

arter, f.eks. Grønlandsk fjeldsimmer (*Dryas integrifolia*), hæmmes af gødningstilførsel, mens andre fremmes. Det gælder f.eks. Fjeld-hønsetarm (*Cerastium alpinum*). McGillivray (1976) og Younkin & Martens (1985) fandt at gødskning fremmede den spontane rekolonisering.

Gødskning med fosfat rapporteres i et enkelt tilfælde at have haft en gunstig effekt på genindvandringen af den naturlige vegetation i et område, der blev tilsået med græs (McKendrick, 1987).

Tilførsel af gødning har i flere undersøgelser medført en væsentlig forøget mosdækning (Klokk & Rønning, 1987; Walker et al., 1980).

7.5.4 Behov og praksis.

De arktiske planters behov for næringsstoffer er ikke undersøgt og de næringskrav som kulturarterne stiller kan ikke umiddelbart overføres til dyrkning under arktiske betingelser. Gødningstilførsel anbefales dog rutinemæssigt ved revegetering. Generelt anbefales gødskning med NPK ved såning med senere opfølgning et og/eller flere år efter, især i erosionstruede områder, hvor der kræves hurtig etablering af plantedækket (Johnson & VanCleve, 1976; McKendrick et al., 1978; Younkin & Friesen, 1976; Younkin & Martens, 1976; Younkin, 1976). På forstyrrede steder, hvor det organiske lag ikke var intakt, fandt Chambers et al. (1988) at biomassen opnåede maksimum 2-3 år efter såning for derefter at falde til meget lave værdier, med mindre gødskningen blev fortsat i en årrække.

Da kendskabet til næringsbehovet er meget begrænset er der anvendt meget varierende mængder ved forsøg og revegeteringsprojekter. Som tommelfingerregel anbefaler Younkin (1986) 50-75 kg N/ha, 10-150 kg PO/ha og 25-50 kg KO/ha til mineraljord i tundraområder. De store udsving fremgår af skemaet i fig. 7.5, hvor der er sammenstillet oplysninger om anbefalede/anvendte mængder af kunstgødning. I ARTUS-simuleringen regner man med, at kun 20% af den tilførte kunstgødning er til

rådighed for højere planter (Miller et al., 1984).

Revegeteringsmetode	gødningsmængde	reference
I: Højarktiske områder		
spontan indvandring	N,P 100-336 kg/ha	Bliss (1971)
spontan indvandring	N,P optil 100 kg/ha	Babb (1972a)
spontan indvandring	NPK 1:4:4, 245 kg/ha	McGillivray (1976)
spontan indvandring	NPK 50 kg/ha	Babb (1977)
spontan indvandring	NPK 1:3:1, 250 kg/ha	Younkin & Martens (1985)
II: Lavarktiske områder nær skovgrænsen		
spontan indvandring	NP 1:1, 200 kg/ha	Younkin (1972)
udsåning	100 lbs N/acre 200 lbs P/acre evt. 50-100 lbs K/acre	Hernandez (1972 og 1973)
udsåning	NPK 56:112:56 kg/ha	Younkin (1976b)
sodding + udsåning	NPK 12:24:12 390 kg/ha	Younkin & Martens (1985)
III: Lavarktiske områder iøvrigt		
udsåning + spontan indvandring	NPK 20:10:10 444 kg/ha	Chapin & Chapin (1980)
- do -	207 kg N/ha og/ell. 147 kg P/ha	McKendrick et al. (1975)
spontan indvandring	NPK 250:250:316 kg/ha	Shaver & Chapin (1980)
spontan indvandring	NPK 250:250:316 kg/ha	Lechowicz & Shaver (1980)
oliespild*	NPK 20:20:10 1400 kg/ha	Brendel (1985)
udsåning	NPK 80:150:60 kg/ha	Miller et al. (1983)
spontan indvandring	NPK 500 kg/ha	Pilegaard (1985)
IV: Subarktiske områder		
udsåning	NPK 75:100:100 kg/ha	Dabbs et al. (1974b)
udsåning	NPK 10:19:19 350 lbs/acre	Dabbs et al. (1974a)

Fig. 7.5. Anvendte/anbefalede mængder af kunstgødning ved revegeteringsprojekter og forsøg fordelt på høj-, lav- og subarktiske områder. * Den uforholdsmæssige store mængde gødning, der anvendes, skyldes ønske om nedbrydning af olie.

7.5.4.1 Anvendelse af alternative gødningsformer.

Traditionel kunstgødning kan erstattes med langsomt omsættelige gødningsformer for at undgå voldsomme svingninger i næringsstofniveauet. I mange arktiske områder vil det være vanskeligt at skaffe tilstrækkeligt med organisk gødning. Det store behov for lettilgængelig næring i forbindelse med f.eks. såning vil være vanskeligt at dække med organisk gødning, til gengæld tilføres organisk materiale, hvilket ofte er gavnligt for jordbundsdannelsen. Spildevandsslam er med held anvendt som jordforbedrende middel ved revegetering (Palazzo et al.,1980; Johnson et al., 1981). Insam (1988) omtaler gode resultater med anvendelse af de organiske gødningsmidler Bactosol og Biosol, se side 69.

Kvælstoffikserende planter anvendes ofte i revegeteringsblandinger. Området vil derved løbende blive tilført en lille mængde kvælstof, hvilket kan være nok til at fremme væksten for alle tilstedeværende arter. Det er typisk ærteblomstrede arter, især lucerne og kløverarter, man anvender. De trives imidlertid dårligt mod nord. I Canada er det ikke lykkedes at etablere ærteblomstrede nord for 65° N (Hernandez, 1973; Johnson & VanCleve, 1976). På Island anvendes Astragalus nootkatensis med held på skred i pimpstens områder. Her trives den godt og spreder sig. Arten er også udsået ved Upernaviarssuk; den trives, men formår ikke at sætte frø (Søren Ødum, pers. comm., 1990).

7.5.5 Spredning af gødningsstoffer i miljøet.

Næringsstoffer i almindelig anvendt gødning er letopløselige i vand, og der er derfor risiko for at næringsstofferne vil følge med afstrømning fra området og forårsage eutrofiering på et senere tidspunkt.

Der er i den gennemgåede litteratur ikke set eksempler på forurening med gødningsstoffer. Ved anvendelse af gødning tæt på vandreservoir kan problemer tænkes at opstå, hvorfor man her bør være forsigtige med anvendelse af gødningstoffer.

7.5.6 Vurdering af gødningsanvendelse i forbindelse med revegetering.

Sammenfattende må det siges, at indflydelsen af gødskning på etablering af udsåede arter ikke er klart forudsigelig. Gødningstilførsel vil generelt favorisere indførte arter på bekostning af de hjemmehørende. Begrænset tilførsel vil kunne fremme pionerarter, men vedvarende tilførsler kan hindre udviklingen af selvvedligeholdende næringsstofcykler. Hvor gødningen tilføres til områder under spontan rekolonisering kan tilførslen fremme processen.

Hvor hurtig og kraftig vækst er påkrævet, er gødningstilførsel gunstig, forudsat at der anvendes arter, der er i stand til at udnytte næringsstofferne ved de aktuelle jordtemperaturer.

Gødningstilførsel vil også kunne medvirke til at skabe en større mængde fødeplanter; dette er dog ikke ubetinget et gode set i revegeteringssammenhæng, idet planternes sammensætning forskydes i en retning, der gør dem mere tiltrækkende for herbivorer. Et stort udbud af velsmagende fødeplanter kan medføre ændringer i dyrenes vandringsvaner og tiltrække dem i uønsket lang tid til de revegeterede områder.

Hvor godt de æstetiske mål opfyldes, er en smagssag - groft sagt afhængigt af, hvor godt man synes, det grønne er for øjnene. Kraftigt gødede, revegeterede områder vil i starten få et tæt, grønt dække og vil skille sig markant ud fra uforstyrrede omgivelser, hvor planterne typisk er spredte og i dæmpede farvetoner.

De anbefalede rutinemæssige gødskninger kan, som det er set, kritiseres på en lang række punkter, hvorfor man i de enkelte tilfælde må vurdere gødningsanvendelsen. Et første skridt mod naturbevarelse vil være at følge anbefalingen fra Younkin (1976b) om fremover af fastlægge mængderne ud fra minimumsbehov hos de anvendte arter for at undgå at tilføre unødvendige næringsstofmængder til plantesamfund, der naturligt er præget af lave næringsniveauer. Dette kræver yderligere forsøgsarbejde.

7.6 Kalkning.

Der er i den gennemgåede litteratur ikke set eksempler på anvendelse af kalk til jordforbedring. Barth (1988) giver en række eksempler på anvendelse af kalkning i forbindelse med revegetering af tailings, der indeholder plantetoksiske elementer.

7.7 Hegning.

Hegning anvendes enten for at beskytte erosionstruede områder mod yderligere græsning eller for at hindre græssende dyr i at fouragere på nyetableret vegetation.

Ca 2% af Islands areal er blevet indhegnet for at begrænse den kraftige erosion som følge af overgræsning. Der ses god retablering i de beskyttede områder (Runolfsson, 1987). Hegning vil ligeledes være aktuelt i kommende projekter med retablering af skov på Island (Blöndal, 1987).

På Vatnaverfi i S-Grønland er opsat hegn for at afspærre et større område fra græssende får. Enkelte planter var i 1989 begyndt at vandre ind på det stærkt erodere område (Fredskild, pers. comm., 1990).

7.8 Vanding.

I den gennemgåede litteratur er ikke set eksempler på anvendelse af vanding i forbindelse med revegeteringsprojekter. Vanding vil dog oplagt kunne fremme succesen ved revegetering, idet vand ofte er en vækstbegrænsende faktor i arktiske områder. Det gælder såvel i de kontinentale egne som i hele det højarktiske område. Vanding kan i visse områder være vanskelig at etablere og vil altid medføre ekstra arbejde og omkostninger.

7.9 Samlet vurdering af revegeteringsmetoder og deres anvendelighed i Grønland.

Indenfor det arktiske område findes flere metoder til at retablere plantedækket, hvor det er beskadiget eller ødelagt. Ved valget af revegeteringsmetode, er der en række forhold at tage hensyn til:

- områdets geografiske placering, især hvor nordlig beliggenheden er
- områdets tilgængelighed
- forstyrrelsens omfang og karakter
- målsætningen for revegeteringen og afvejningen i forhold til andre interesser, især økonomiske.

I kap. 6 er omtalt en række tiltag, der kan bruges hvor forudgående stabilisering af terrænet er nødvendig. Ved drastiske forstyrrelser vil det i reglen være nødvendigt at anvende en eller flere af disse metoder. Selve revegeteringen er imidlertid vigtig i relation til erosionskontrol, termisk kontrol, retablering af fourageringsmuligheder og af æstetiske hensyn. I kap. 9 diskuteres forskellige målsætninger og mulighederne for at opfylde dem.

Generelt gælder, at jo længere man kommer mod nord desto færre tiltag er mulige. Nord for det canadiske fastland angives revegetering således kun at være anvendelig til forbedring af det æstetiske indtryk, hvad enten man anvender spontan indvandring eller sodding (Addison & Bell, 1976). Den samme konklusion drages af Younkin & Martens (1985), som påpeger at aktiviteter i disse egne bør foregå i højlandet, således at den sparsomme vegetation, der er koncentreret i lavlandet, beskyttes mest mulig.

Såning er generelt begrænset til de lav- og subarktiske områder, men muligheden for at anvende ammeafgrøde også længere mod nord vil være væsentlig at få undersøgt. Ved Prudhoe Bay, Alaska, der ligger i hvad man kan betegne som det mellemarktiske/højarktiske område er opnået positive resultater med såning af enkelte særlig tilpassede arter (Wright, 1988). Udplantning af containerplanter anbefales længere mod nord men erfaringerne er meget begrænsede, også her vil fremtidige forsøg kunne bidrage med ny viden. Fremme af spontan rekolonisering og sodding er generelt de eneste metoder, der anbefales nord for det lavarktiske område. Fra

successionsstudier ved man at disse processer tager meget lang tid og at varigheden øges betydeligt mod nord. Fremme af spontan rekolonisering og sodding introducerer ikke fremmede arter i miljøet, hvorvidt dette sker ved anvendelse af de øvrige metoder afhænger i høj grad af målsætningen og af de konkrete muligheder for anvendelse af hjemmehørende arter. I dag bliver revegteringsarbejdet generelt mere omfattende og dyrere, hvor hjemmehørende arter skal anvendes til såning og udplantning. Fordele og ulemper er diskuteret samlet i kap. 8.2.1 og i øvrigt i kapitlerne 7.3.7.3 og 7.4.2.

I kap. 10.2 findes en sammenfatning af generelle erfaringer fra revegeteringsprojekter i Canada og Alaska og i kap. 10.3 er foreslået en model, der giver mulighed for at overføre disse erfaringer til Grønland. Ved en vurdering af metodernes anvendelighed i Grønland er der en række specifikke forhold at tage hensyn til:

1) de forstyrrede arealer vil oftest være små,
2) områderne vil ofte være vanskeligt tilgængelige og transportomkostningerne (altid) høje,
3) mulighederne for anvendelse af lokale materialer af sand, grus, slam, organisk gødning m.v. er meget begrænsede og
4) indkøb af frø af hjemmehørende arter er umuligt.

ad. 1: Ved en omhyggelig planlægning og opfølgning af aktiviteterne kan man hindre de største skader og generelt undgå de mest sårbare og værdifulde områder. Større udvindingsprojekter vil dog altid medføre forstyrrelser og i et omfang som ikke er set i Grønland endnu.

ad. 2: Langt de fleste områder vil være vanskeligt tilgængelige såvel udefra som lokalt. Dette vanskeliggør ved de fleste små-projekter anvendelse af maskinel ved revegeteringen. Anlæg af veje ved større projekter kan fremme tilgængeligheden.

Disse forhold kan give nogle begrænsninger i forhold til valg af revegeteringsmetode. Sodding og spontan rekolonisering, som også er at foretrække ud fra naturbevarings-hensyn, vil ofte være at foretrække, da det kræver den mindste indsats. Det er derfor væsentligt at finde disse metoders anvendelsesområder og potentialer i Grønland.

8. PLANTER TIL REVEGETERINGSPROJEKTER.

I dette kapitel omtales anvendelsen af planter til revegeteringsarbejder, dvs. til såning og udplantning. Artsudviklingen ved naturlig succession er behandlet i kapitel 4.3. I relation til de behandlede emner er givet en del eksempler på plantearter/sorter, i øvrigt henvises til databasen for mere detaljerede oplysninger om de enkelte planter. Databasen er præsenteret på side 7.

For at være egnede til revegeteringsprojekter i arktiske egne skal planterne dels være tilpasset en lang række stressfaktorer, se fig. 8.1, dels have en hurtig etablering og vækst samt god formeringskapacitet under de givne betingelser. Endelig skal planterne være tilgængelige i tilstrækkelig mængde.

Et heldigt udfald af et revegeteringsprojekt afhænger i høj grad af, hvor godt de valgte arter passer til de opstillede mål, og af deres mulighed for at etablere og klare sig under de rådende naturforhold. Et grundigt kendskab til arternes autøkologi er derfor af stor betydning, især med hensyn til spiringskrav, vækstkrav og -hastighed samt hårdførhed og en omhyggelig opgørelse af livsvilkårene på revegeteringsstedet vil sikre, at der kan udvælges de arter/sorter, der har bedst chance for at klare sig.

Nedenfor vil enkelte af disse tilpasningsproblemer blive berørt, i øvrigt henvises til Billings (1974) og Saville (1972). Valget af egnede planter til revegeteringsprojekter diskuteres, herunder også det kontroversielle emne om introduktion af nye arter i arktiske områder.

8.1 Autøkologi hos revegeteringsarter.

Kendskabet til arternes autøkologi er som regel godt for de dyrkede plantesorter, men de indsamlede erfaringer stammer fra sydlige egne, hvor planterne normalt dyrkes, og kan ikke umiddelbart overføres til arktiske forhold. For hjemmehørende arter er der sjældent foretaget grundige undersøgelser af denne type.

Fysiske stressfaktorer:
- lave temperaturer i vækstsæsonen
- frostrisiko i alle måneder
- kort vækstsæson med lys døgnet rundt
- snepålejring evt. blivende i flere år
- lave jordtemperaturer
- lave næringsstofniveauer
- næringsstofoptagelse ved lave temperaturer
- kraftig vandpåvirkning ved tø
- snesnibling med deraf følgende udtørring
- tørke
- frostbevægelse i jorden
Biologiske stressfaktorer:
- hæmning fra omgivende planter
- bestøvningsproblemer
- græsning (punktvis intensiv vs. udbredt ekstensiv)
- trampning
- langsom nedbrydning

Fig. 8.1. Stressfaktorer i det arktiske miljø (efter Billings, 1987).

8.1.1 Betingelser for etablering af plantedække.

Etableringstiden, det vil sige tiden fra såning eller udplantning til planten har nået den artskarakteristiske robusthed, er den mest kritiske fase i planternes liv og ofte præget af stor dødelighed. Etablering i naturen afhænger af vækstbetingelserne og vil være episodisk. Der kan således være lange intervaller uden succesfuld etablering (Bliss, 1985; Philipp et al, 1990). Ydermere kan etableringsforholdene på en forstyrrelse være særlig vanskelige og vil være afhængige af bla. forstyrrelsens karakter.

Udtørring angives som den væsentligste dødsårsag hos kimplanter om sommeren (Bell & Bliss, 1970; Philipp et al, 1990). En anden væsentlig årsag kan være nåleisdannelser. Disse forekommer især på mineraljord uden vegetationsdække (Roach & Marchand, 1984).

Hvor hensigten primært er kontrol over erosion og/eller termisk regi er det vigtigt at vælge arter, der er i stand til at spire på ustabil mineralsk jord udsat for udtørring og i løbet af kort tid kan danne et sammenhængende plantedække med god roddybde. Det vil sige arter med en kort etableringstid. Ved en kort etableringstid forstås fra 1 til typisk 3 vækstsæsoner. En række pionerarter vil være egnede, men tilpasning til de lokale forhold er en nødvendighed hvis udsåning skal lykkes. Bell (1975) rapporter om dødelighed på 90-95% om sommeren for ikke-hjemmehørende arter. Ikke-pioner arter har generelt en meget langsom vækst og etableringen vil strække sig over adskillige år. Ved anvendelse af sådanne arter i revegeteringsprojekter kan betydelig dyrkningsmæssig styring være nødvendig for at sikre et godt resultat (Chambers et al, 1988). Densmore & Holmes (1987) har opnået gode resultater med udplantning af containerplanter. Efter 1. sæson var 96% af planterne i live på trods af en ekstremt tør sommer. Udplantning af containerplanter er i øvrigt omtalt i kap. 7.4.

Sædvanligvis er etablering af frøplanter lettere på forstyrrelser hvor overjorden ikke er fjernet, idet jordtemperatur, tilgængelige næringsstoffer og vandkapacitet er fordelagtig for etableringen (Chambers et al., 1988). På mineraljord vil gødskning kunne forøge overlevelsen (Brown et al., 1976). Effekten på etablering og vækst vil dog kun være af betydning, hvor tilskuddet gentages i en årrække (Brown et al., 1984; Roach & Marchand, 1984). Chambers et al. (1988) har fundet at organisk jorddække f.eks. halm har en gunstig virkning på spiring og etablering hos frøplanter. I et udsåningsforsøg på tørvejord ved Eagle Creek, Alaska, blev sået 6 græsarter. Ingen af disse opnåede varig etablering, hvilket tilskrives det organiske såbed, der menes at være dårligt for græsser (Chapin & Chapin,. 1980).

I nogle tilfælde vælges planter, der dør om vinteren som ammeafgrøde eller til kortvarig erosionskontrol, men til etablering af et vedvarende vegetationsdække er det nødvendigt,

at de anvendte revegeteringsarter er vinterhårdføre. Vinterdødeligheden hos kimplanter af hjemmehørende arter ligger i arktiske egne i reglen på 40-60% (Bell, 1975; Wager, 1938). For arter, der ikke er tilpasset til det pågældende område, angives en dødelighed på 100% (Bell, 1975).

Vinterhårdførhed kræver, at planterne kan tåle en vinter, der er mere ekstrem end gennemsnittet. Kun planter, der i tide er gået ind i et fysiologisk hvilestadie, kan tåle vinterens belastning med hensyn til kulde og udtørring. Som regel er det aftagende daglængde, der er udløsende faktor for start af vinterhvile. Generelt er planter tilpasset daglængdevariationen på det naturlige voksested. Mange plantearter har forskellige økotyper afhængig af breddegrad. Planter, der overføres til et nordligere område end det naturlige, vil kort før vinteren registrere en daglængde, der er længere end den, der inducerer hvile. De vil derfor ikke afhærde i tide, men overraskes af den første frost (Klebesadel et al., 1964, Klebesadel, 1971b). Bell (1975) angiver en sådan manglende afhærdning som dødsårsag ved såning af ikke tilpassede græsser i Mackenzie-deltaet.

8.2 Anvendelsen af urter til revegetering.

Begrebet "urter" dækker her både en- og tokimbladede, der er ikke-vedplanter. Urter er den mest anvendte plantegruppe til revegetering og de benyttes næsten altid til udsåning. Kun Densmore & Holmes (1987) og Keigley (1988) omtaler udplantning af urter som containerplanter.

I reglen anvendes frø af almindeligt dyrkede græssorter og hvor klimaet tillader det har ærteblomstrede arter også været anvendt. Flere arktiske græsarter har desuden været anvendt til udsåningsforsøg (Chapin & Chapin, 1980; Younkin & Martens, 1976 m.fl.). Et enkelt forsøg er gjort med såning af frø af andet end græs. Her blev brugt frø af Rødknæ (*Rumex acetosella*) og Fjeldsyre (*Oxyria digyna*) (McGillivray, 1976).

Urter når hurtigt deres maksimale udvikling. Etablering tager mellem nogle måneder (1 vækstsæson) og få år. Varigheden varierer mellem en sommer, få år og vedvarende

og der kan dannes et tæt dække med et kraftigt udviklet rodsystem og god jordbindende evne.

Inspiration til potentielle arter vil kunne hentes ved undersøgelser over naturlige kolonisatorer, se kap. 4.3.4.

8.3 Anvendelsen af vedplanter til revegetering.

Vedplanter er en vigtig del af mange arktiske plantesamfund, især krat og dværgbuskheder. Det vil derfor være naturligt at overveje dem som revegeteringsarter, ikke mindst hvis målet er en "oprindelig" vegetation.

Zasada & Epps (1976) opfatter vedplanter som et supplement til de traditionelt anvendte græsser og angiver deres fordele, som værende:

- dybtgående rødder, der er mere trækstærke end hos urter, hvorfor deres stabiliserende evne er større,
- fødeemne for mange dyr,
- mindre næringskrævende end græsser.

Endelig kan vedplanterne give læ. På Island opformerer man *Salix nigricans var. borealis* og *S. alaxensis* til læplantninger (J. Alden, pers. comm. til M.M.). Også lavere vedplanter giver læ og der skabes derved et bedre mikroklima for urterne (Johnson, 1981).

Brug af vedplanter til revegetering åbner nye muligheder frem for brug af urter/græsser alene:

- Ved udplantning af opformerede vedplanter vil man hurtigere kunne efterligne naturlige plantesamfund, hvor vedplanter udgør et væsentligt element, end ved at forlade sig på spontan indvandring,

- med vedplanter kan der skabes synsmæssigt tiltrækkende bevoksninger, med stor afveksling i plantehøjde og -farve og
- med vedplanter kan skabes et mere varieret og naturligt fødegrundlag for områdets herbivorer.

Desværre er erfaringsgrundlaget spinkelt. Forsøg med vedplanter i egentlige arktiske områder er meget få. Langt de fleste af de i denne rapport omtalte forsøg, er udført syd for trægrænsen.

8.4 Artsvalget.

Artsvalget vil altid være resultatet af en afvejning af mål og midler og ofte vil der være indbyggede modsætninger. Et typisk eksempel er konflikten mellem et langsigtet ønske om "restoration" og et påtrængende behov for erosionskontrol. Anvendelsen af hjemmehørende arter kan være et krav, men hvis planter skal være et væsentligt element i retableringen, kræves hurtigt- og kraftigtvoksende arter, som typisk vil være dyrkede sorter.

Problemet omkring artsvalget opstår således, fordi de hjemmehørende planter, som er tilpassede til det arktiske klima, ikke kan opfylde de krav, der stilles til revegeteringsplanter. Specielt behovet for hurtig etablering og vækst i forbindelse med erosionskontrol er uforeneligt med disse planters vækst. Desuden findes der i dag kun i meget begrænset omfang frø- eller andet plantemateriale af de arktiske planter, hvorfor der ofte anvendes planter, der sædvanligvis dyrkes i landbruget. Disse har hurtig etablering og vækst og er lettilgængelige i store mængder, men ikke tilpasset de arktiske betingelser. I subarktiske egne dyrkes dog en række planter, som typisk kan anvendes ved revegetering indenfor disse områder.

Keigley (1988) omtaler de særlige krav man kan stille til artsvalget ved revegeteringsprojekter i nationalparker, hvor såvel kravet om etableringen af naturlige plantesamfund som kravet om genetisk integritet, begrænser artsvalget. I realiteten

betyder sådanne krav, at man forud for ethvert revegeteringsprojekt skal foretage en indsamling af frø og andet plantemateriale på forstyrrelsesstedet og foretage en opformering.

8.4.1 Spørgsmålet om anvendelse af hjemmehørende eller indførte arter.

Et af de mere kontroversielle emner indenfor revegetering er spørgsmålet om anvendelse af ikke-hjemmehørende arter og dyrkede sorter af hjemmehørende arter. Ved stort set alle hidtidige revegeteringsprojekter, hvor der er sået planter, har der udelukkende været anvendt sorter af dyrkede plantearter.

Allerførst er det vigtigt at definere hvad man forstår ved hjemmehørende hhv. indførte arter. Oftest defineres en hjemmehørende art, som en art, der indgår i de på stedet naturligt forekommende plantesamfund. Modsat er en indført art, en art, der ikke forekommer i de naturlige plantesamfund på stedet. Flere af de arter, der i dag forekommer naturligt f.eks. i Grønland, er imidlertid indført tidligere. Det gælder f.eks. en række græsarter og alle ærteblomstrede med undtagelse af Strandært (*Lathyrus maritimus*). Adskillelsen er således ikke klar og kræver at man foretager en afgrænsning af såvel tid og sted. Her i rapporten anvendes hjemmehørende om egentlige hjemmehørende arter samt arter, der er naturaliseret og således ikke opretholdes af forskellige dyrkningsforanstaltninger eller kontinuerlig tilførsel udefra, men vokser og formerer sig på stedet.

Der er fordele og ulemper hvad enten man anvender hjemmehørende arter eller introducerer nye. Argumenterne for det ønskede fremføres ofte med stor vægt og behovet for ny viden tilgodeses sjældent. I fig. 8.2 gives en oversigt over fordele hhv. ulemper. De enkelte punkter vil blive diskuteret yderligere i efterfølgende kapitler.

INDFØRTE ARTER:
fordele: gode forsyningsmuligheder hurtig vækst velegnede som ammeafgrøde
ulemper: manglende tilpasning til arktiske forhold kræver dyrkningsmæssig styring (gentagen gødskning) hæmmer lokale arters kolonisering kan medføre utilsigtet spredning til miljøet
HJEMMEHØRENDE ARTER:
fordele: tilpasset arktiske forhold vigtige ved hensyn til naturbevaring kræver generelt ikke dyrkningsmæssig styring
ulemper: ikke lettilgængelige i store mængder generelt langsomt voksende

Fig. 8.2. Oversigt over fordele hhv. ulemper ved anvendelse af indførte arter og hjemmehørende arter til revegeteringsprojekter.

8.4.1.1 Forsyningsproblematikken.

Det nemmeste er at vælge indførte arter, idet forsyningsmulighederne er gode især for frø af græsser og andre urteagtige planter.

Ved indsamlingen af frø fra hjemmehørende arter vil flere sæsoner generelt være nødvendige for at skaffe tilstrækkelig med frø af en brugbar kvalitet, idet såvel mængde som kvalitet varierer betydeligt fra år til år. Denne variation er i øvrigt omtalt i kap. 7.1.2. På den anden side kan en begrænset frømængde gennem opformering under kontrollerede betingelser give en stor mængde planter. Ved denne metode er den sårbare etableringstid overstået før udplantningen og planterne har ofte en hurtigere

vækst end nyspirede planter. Projekter med indsamling af frø og udplantning af containerplanter er omtalt af Chambers et al. (1988), Densmore & Holmes (1987) og Keigley (1988). Bell (1975) foreslår lokal opformering af frø, hvor spildevand behandles.

Ved anvendelsen af frø fra hjemmehørende planter bør man være opmærksom på de særlige oplagringskrav, disse frø stiller. Frø, der anvendes indenfor almindelig dyrkning, oplagres i reglen bedst ved 1-5°C og med et vandindhold på 5-14% (Chambers et al., 1988). Oplagringsbetingelserne for levedygtige frø af arktiske arter er generelt noget anderledes. Billings & Mooney (1968) angiver -18°C som optimal temperatur og et meget lavt vandindhold som vigtigt. I øvrigt er frøenes levetid artsspecifik, se f.eks. Milberg (1990).

Hvis hjemmehørende arter skal anvendes til udsåning i større områder, er det nødvendigt at gennemføre et omfattende avlsarbejde. Dette er både tids- og ressourcekrævende og skal være færdig inden skaden opstår. Arbejdet omfatter:

- Indsamling af frø i lokale bestande,
- forsøgsdyrkning, udvælgelse og opformering af lovende planter,
- bedømmelse over en årrække under realistiske betingelser,
- endelig udvælgelse af egnede moderplanter for kommende opformering og
- opformering af frø i større mængde hos avlere.

Avls- og opformeringsarbejdet vil i reglen foregå uden for det egentlige arktiske område, f.eks. på forsøgsstationen i Palmer eller på Upernaviarssuk Forsøgsstation ved Quaqortoq/Julianehåb, hvilket kan give problemer i relation til udvælgelsen af egnede planter. På forsøgsstationen i Palmer i Alaska (Alaska Plant Materials Center) foregår avlsarbejde ud fra frø indsamlet i naturen og der indgår også arktiske arter i forsøgs- og udviklingsarbejdet. Alaska Plant Materials Center, PMC, har inddelt Alaska i 6 revegeteringsregioner, se fig. 8.3. For hver region anbefales en række arter, som stationen har fundet egnede til udsåning indenfor det pågældende område. I 1988 blev fem græsarter anbefalet for området "arctic", medens yderligere fire arter var under

afprøvning. De allerede godkendte arter var: "Tundra" *Poa glauca*, "Alyeska" *Agrostis latifolia*, "Arctared" *Festuca rubra*, "Egan" *Beckmannia syzigachne*, "Gruening" *Poa alpina*. Under afprøvning var: "Nugget" *Poa pratensis*, "Norcoast" *Deschampsia beringensis*, "Sourdough" *Calamagrostis canadensis*, "?" *Agropyron violaceum*. Frø af disse sorter vil kunne skaffes fra PMC (Department of Natural Resources Division of Agriculture, HC02, Box 7440, Palmer, Alaska 99645). Stationens arbejde præsenteres i øvrigt af bla. Wright (1988).

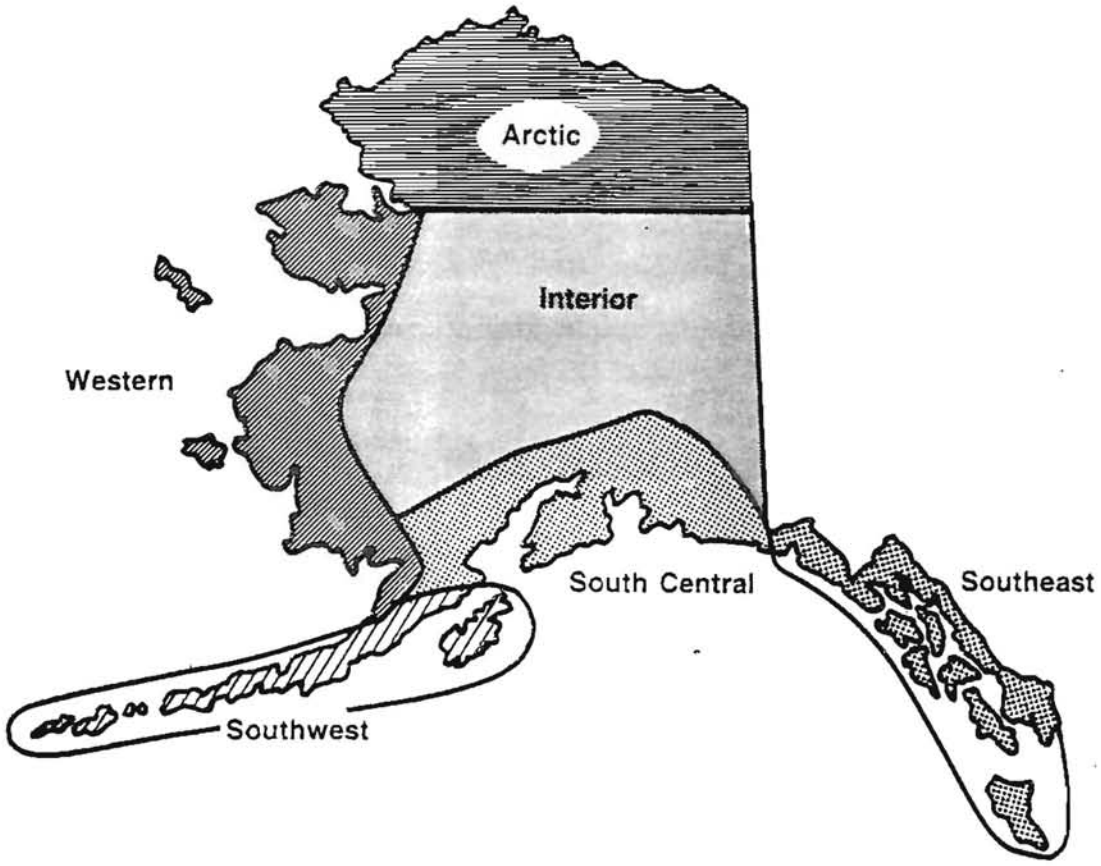


Fig. 8.3. Inddelingen af Alaska i revegeteringsregioner foretaget af Alaska Plant Materials Center, Palmer. Wright (1988).

8.4.1.2 Planternes tilpasning til arktiske forhold.

Generelt er de hjemmehørende plantearter i modsætning til de indførte dyrkede sorter tilpasset arktiske betingelser og et af hovedargumenterne for at benytte hjemmehørende arter ved revegetering er, at man hermed sikrer optimal tilpasning til de lokale forhold. Ved udsåning eller udplantning uden for det område, hvor planterne er tilpasset, kan opstå betydelige vanskeligheder: etablering og vækst kan hæmmes kraftigt og vinterdødeligheden stige voldsomt. Klimamæssige forhold, der er mere ekstreme end subarktiske, virker kraftigt begrænsende på væksthastigheden, hvilket igen øger behovet for tilpasning.

Dette viste sig allerede ved de tidligste revegeteringsforsøg i starten af 70'erne, hvor man afprøvede mange græsarter og -sorter. De fleste klarede sig godt i subarktiske egne, men ikke under egentlige arktiske forhold. Forsøg med reciprok transplantation af græsser udført ved Prudhoe Bay og forsøgsstationen i Palmer (PMC), viste at der er gode chancer, men ikke nogen sikkerhed for at opnå optimal vækst ved anvendelse af lokale planter. Planter af tempereret og subarktisk boreal oprindelse viste væsentlige vækstbegrænsninger ved overførsel til det arktiske område (Mitchell & McKendrick, 1975). Tilsvarende erfaringer er gjort ved en række revegeteringsprojekter i Canada og Alaska. I Nord-Alaska og i de nordligste dele af det canadiske fastland er følgende græsser anvendt med held: "Tundra" *Poa glauca*, "Nugget" *Poa pratensis*, "Engmo" *Phleum pratense*, "Arctared" *Festuca rubra*, *Arctagrostis latifolia* og *Deschampsia caespitosa*. Ingen forsøg på udsåning af disse sorter/arter på øerne nord for det canadiske fastland har været succesfulde (Chapin & Chapin, 1980; Kubanis, 1985; McGillivray, 1976; Nicholson & Younkin, 1977; Younkin & Martens, 1985). Den kortvarige etablering, Chapin & Chapin (1980) så, hos græsser f.eks. *Phleum pratense*, *Poa pratense* og *Festuca rubra*, kan muligvis udnyttes ved anvendelse af disse arter/sorter som ammeafgrøde. Ovennævnte iagttagelser er baggrunden for at Bliss (1978) fremhæver betydningen af at anvende hjemmehørende arter til revegetering mod nord.

De hjemmehørende arters tilpasning gælder reelt kun lokale økotyper, eller passende

provenienser for vedplanterne. Ved overførsel vil anvendelse af frø af samme art fra en tilsvarende breddegrad give størst chance for succes, idet den fotoperiodiske tilpasning vil være optimal (Johnson & VanCleve, 1976). F.eks mislykkedes det at udnytte frø af Polarhvene (*Arctagrostis latifolia*) fra Tuktoyaktuk (ca. 69°N) ved udsåning både på Devon Island (75°N) og på King Christian Island (78°N), skønt alle lokaliteterne ligger indenfor artens naturlige udbredelsesområde (Bliss, 1978). De foreløbige forsøg med overførsel af nåletræer fra området omkring trægrænsen i Alaska til de kontinentale egne i Sydgrønland er gunstige (Bach & Høegh, 1989; Ødum, 1990).

En "art" kan bestå af mange forskellige former, der kan adskille sig indbyrdes med hensyn til morfologi, økologi, fænologi og fysiologi. Kun undtagelsesvis er der i større omfang foretaget undersøgelser heraf, men de i "Grønlands Flora" omtalte kromosomtællinger kan antyde, hvor udbredt det er, at en art rummer flere forskellige kromosomtal. Som oftest er der fysiologiske forskelle mellem individer med forskellige kromosomtal. Der kan også være store forskelle i de ovenfor nævnte egenskaber, uden at kromosomtallet varierer, hvorfor et skøn over antallet af "fysiologiske former" indenfor en art, baseret på kromosomtal, generelt vil undervurdere antallet.

Generelt bliver kravene til voksestedet større hos mange arter nær grænserne for artens udbredelsesområde og med mindre disse krav opfyldes bliver væksthastigheden reduceret betydeligt i forhold til i hovedudbredelsesområdet. Komarkova (1983) fandt at Tæt-kæruld (*Eriophorum vaginatum*) voksede betydeligt langsommere ved Fish Creek end ved Eagle Creek, der ligger indenfor hovedudbredelsesområdet. Dette til trods for at arten begge steder er dominerende i uforstyrrede plantesamfund. Svoboda & Henry (1987) har fundet at Grønlandsk Fjeldsimmer (*Dryas integrifolia*) opnår størst biomasse, væksthastighed mm. ca. 15° syd for artens hovedudbredelsesområde i Canada. Modellen for udbredelsesmønstret er i øvrigt omtalt på siderne 36 og 37.

8.4.1.3 Særlige vækstkrav til revegeteringsplanter.

Behovet for hurtig vækst og etablering er vigtigt ved mange revegeteringsprojekter og den langsomme vækst udelukker erosionskontrol med hjemmehørende arter alene (Dabbs, 1974; Johnson & VanCleve, 1976; Mitchell, 1979). Mitchell (1979) fandt desuden at hjemmehørende arter ikke var velegnede i tætte monokulturer og blev undertrykt af hurtigvoksende sorter ved udsåning af blandinger. Ved udsåning af kulturarter alene er indvirkningen på de hjemmehørende arters rekolonisering, som det fremgår af kap. 8.4.5, varierende.

8.4.1.4 Behovet for dyrkningsmæssig styring.

En af de væsentlige ulemper ved de indførte sorter/arter er behovet for dyrkningsmæssig styring.

Almindeligvis er gødningstilførsel, som regel i store mængder og gentagne gange, nødvendig til indførte sorter. De store mængder nødvendiggøres dels af, at de dyrkede sorter er udviklet under landbrugsmsæssige vilkår med gødskning, dels af, at rodabsorptionen hos ikke-hjemmehørende arter hæmmes af lave jordtemperaturer, se kap. 7.5.1. Selv minimumsmængder, bedømt ud fra disse arters behov, medfører unaturligt høje koncentrationer af plantenæringsstoffer i forhold til arktiske forhold, hvilket igen medfører forskydninger i såvel omsætning som artssammensætning. Varigheden af sådanne forskydninger må forventes at være ganske lang, skønnet ud fra varigheden af naturligt/traditionelt forekommende eutrofiering (ådsler, slagtepladser, bopladser). Der er dog den væsentlige forskel at gødningsstofferne i reglen er umiddelbart tilgængelige og derfor straks vil bindes i plantebiomassen, hvorimod frigivelsen af næringsstoffer fra f.eks. ådsler foregår løbende.

Hjemmehørende arter har ikke samme store behov for gentagen gødningstilførsel og anvendelsen medfører derfor ikke så voldsomme ændringer i næringsstofregi som de indførte sorter. Hjemmehørende arter kræver desuden mindre behandling end de

indførte (Mitchell 1979).

8.4.1.5 Naturbevaringshensynet.

Et af de væsentlige argumenter for anvendelsen af hjemmehørende arter er hensynet til naturbevarelsen. Et hensyn, der ofte kan være vanskeligt at fastholde overfor tungtvejende økonomiske interesser og behovet for hurtige resultater. I dag er der dog en stigende opmærksomhed omkring naturbevarelse, f.eks. fremhæver Keigley (1988) brugen af lokalt hjemmehørende plantearter ved revegetering i nationalparker.

En udbredt antagelse er at "når først planter vedvarende trives på stedet, vil der forekomme naturlig invasion af hjemmehørende planter" (Blendel, 1985). Antagelser som denne bygger på et meget spinkelt grundlag, idet kun få studier er foretaget og kun over en meget begrænset årrække. Generelt gælder imidlertid, at hvor udsåede planter trives og etablerer et tæt vegetationsdække, vil der ske en hæmning af den naturlige rekolonisering.

Der er mulighed for, at en indført revegeteringsart vil spredes utilsigtet over et større område og danne et fremmedelement i floraen, således som det i vidt omfang kendes fra temperede egne. Frøsætning eller evne til vegetativ formering er imidlertid en forudsætning for spredningen. Dette begrænser spredningsrisikoen for arter, der ikke er tilpasset arktiske forhold. McGillivray (1977) afviser risikoen for utilsigtet spredning i forbindelse med revegeteringsprojekter på Melville og Ellef Ringnes Island. I øvrigt er problemet ikke omtalt.

8.4.2 Vurdering.

Hvorvidt man vil introducere fremmede arter/sorter er et spørgsmål om målsætningen. Artsvalget bør bero på grundige overvejelser om, hvad der 1) er ønskeligt og 2) kan gennemføres for området. Målsætningen for hidtidige revegeteringsprojekter har, som

omtalt i kap. 10.1, oftest været erosionskontrol. Hvor æstetiske hensyn har været inddraget har det i højere grad været ud fra ønsket om noget "grønt" at se på end ud fra naturbevaringshensyn. Tilskyndelsen til at starte forsøg med hjemmehørende arter har været meget lille så længe de dyrkede sorter kunne opfylde de opstillede mål (Younkin, 1985). Uden tvivl sætter frøforsyning og tradition ofte for snævre grænser for artsvalget. Etableringsproblemer og store krav til dyrkningsmæssig styring, ligesom kravet om autensitet, tilskynder dog til anvendelse af hjemmehørende arter.

I dag har man i flere arktiske og alpine områder en del erfaring med revegetering og anvendelsen af hjemmehørende planterarter bliver i stigende grad inddraget i forsøg. Behovet for metoder til indsamling af frø, til vegetativ formering og til opformering af hjemmehørende plantearter vil derfor blive genstand for flere undersøgelser i fremtiden (Keigley, 1988). Keigley fremhæver de særlige krav, man kan stille indenfor nationalparker, hvor såvel hensyn til plantesamfundenes sammensætning som til bevarelsen af genetisk integritet kræver brug af hjemmehørende plantearter.

På grund af afgrænsningsproblemerne kan det være vanskeligt at forholde sig til artsvalget ved revegeteringsprojekter. I subarktiske egne af Grønland og i Canada og Alaska desuden i de lavarktiske egne, dyrkes en række indførte plantearter især til brug som vinterfoder. Disse arter vil også kunne anvendes i revegeteringsprojekter og det kan synes vanskelig at forholde sig til brugen af sådanne arter. Som generelt princip må hensynet til naturbevarelsen dog gælde alle steder og "floraforurening" bør i videst mulig omfang undgås, også i de subarktiske egne af Grønland. Man kan endog mene at netop i egne hvor dele af naturen allerede er optaget til dyrkning af indførte arter er det særlig vigtig at bevare det naturlige plantesamfund og undgå brug af indførte arter her. I et land som Grønland vil der være behov for en rumlig afgrænsning af udbredelsesområderne for de hjemmehørende plantearter og de senere års plantegeografiske undersøgelser kan bidrage med væsentlige tilføjelser (Bay, pers. comm, 1990). Udbredelsen af en art langt udover dens naturlige spredningsområde vil skabe en artefakt ligesom indførsel af f.eks. canadiske planter gør det.

9. REVEGETERING: MÅL OG MULIGHEDER.

Revegetering består primært i at udbedre skader, men mulighederne afhænger ikke kun af skadens omfang og karakter men i høj grad også af de til rådighed værende midler og metoder, den viden man har samt viljen til at gennemføre målsætningen. I det følgende skal forskellige målsætninger og muligheden for at opfylde dem med de tilrådighedværende metoder diskuteres. Indledningsvis omtales problemet med at afgøre hvorvidt en ændring i vegetationen er acceptabel eller ikke.

9.1. Acceptabel/uacceptabel vegetationsændring.

Hvornår en forstyrrelse skal betegnes som skadelig (=uacceptabel) beror på et skøn og afhænger af såvel den biologiske status som den politiske afvejning. Biologisk status dækker her: 1) Forekomsten af særlig bevaringsværdige planter, plantesamfund og landskaber, 2) terrænets og vegetationens sårbarhed overfor forstyrrelser, dvs. terrænets og vegetationens følsomhed samt vegetationens regenereringspotentiale og 3) områdets betydning som livsgrundlag for dyr og mennesker. Navnlig kendskabet til sårbarhed og regenereringpotentiale er i dag meget begrænset og dette er en af grundene til, at man i dag har vanskeligt ved at opstille retningslinier for revegetering i arktiske egne og i Grønland i særdeleshed.

Oftest interesserer man sig for skader på vegetationen ud fra påtrængende hensyn til terrænstabiliteten som det f.eks. kommer til udtryk hos Stang (1973): En forstyrrelse betegnes som skadelig, hvis dens virkninger senere får større arealmæssig udbredelse end den oprindelige påvirkning havde. Ændring i artssammensætning, en lille sammensynken af jorden eller en mindre forøgelse i tødybde betegnes i denne forbindelse ikke som skadelige virkninger. Hvorimod øget brederosion og tilsiltning af flodlejer anses for skadelige virkninger. I følge regler for kørsel i Grønland (Råstofforvaltningen, 1990) skal revegetering ske således at "væsentlige ændringer i det aktive lag eller udvikling af erosion" hindres.

Man kan betegne hensynet til terrænstabiliteten som den minimale målsætning. Som det fremgår af nedenstående er det ofte ønskeligt at opstille mere omfattende og nuancerede målsætninger.

9.2 Målsætninger.

Generelt kan målsætninger ved revegeteringsarbejde indeholdes i følgende punkter:

- Stabilisering af termisk regi.
- Erosionskontrol.
- Genetablering af fødegrundlag.
- Æstetiske hensyn.

9.2.1 Stabilisering af termisk regi.

I områder, hvor der er permafrost vil ændringer i vegetationen og/eller jordbunden så godt som altid medføre ændrede termiske forhold i jorden og som oftest med en forøget optøning til følge. En stabilisering af det termiske regi er derfor ofte en væsentlig målsætning ved revegeteringsprojekter.

Erfaringer fra en lang række projekter viser at kontrol med det termiske regi er et realistisk mål ved revegetering af begrænsede skader. De bedste resultater er opnået med sodding (Bliss & Wein, 1972b; Hernandez, 1973; Johnson & VanCleve, 1976 og Younkin, 1976 og 1985). Ved alvorligere skader, hvor det isolerende lag (vegetation + organisk lag) er fjernet, er revegetering alene dog ikke tilstrækkeligt til at hindre forøget optøning. Hjælpeforanstaltninger i form af terrænudformning, regulering af afstrømning og afdækning af jorden, kan være nødvendige i disse tilfælde (Younkin, 1985).

9.2.2 Erosionskontrol.

Erosion, forårsaget af enten vind eller vand, er i arktiske egne en væsentlig grund til ustabilitet. Hvor vegetationsdækket beskadiges eller fjernes vil erosionstruslen øges betydeligt. Kontrol med erosionen er derfor også en væsentlig målsætning ved mange projekter.

Efter ca. 20 års erfaring med revegetering i arktiske egne, anses det for realistisk, at opnå kontrol med erosionen ved revegetering (Chambers et al., 1988; Younkin, 1985; Younkin & Martens, 1985). Udsåning eller udplantning anses for de bedste metoder og brug af hurtigtvoksende arter med dybtgående rødder, især græsser, men også vedplanter, angives som velegnet (Dabbs et al., 1974; HARDY, 1985b; Johnson & VanCleve, 1976; Younkin, 1985; Younkin & Martens, 1985). For at opnå det ønskede resultat kan ovennævnte hjælpeforanstaltninger også her være nødvendige.

9.2.3 Retablering af fødegrundlag.

Retablering af fødegrundlaget for dyrelivet har også været et væsentligt mål ved en række revegeteringsprojekter og en vegetationsændring anses ofte for skadelig når den medfører en signifikant ændring i mængden af levende planter i forhold til et kontrolområde (Elliott & McKendrick, 1982; Maneval, 1983; Klein, 1984; Reynolds, 1982). Her er det imidlertid væsentligt at det er de arter, der spises, der bidrager til størstedelen af produktionen.

Selv en begrænset skade på vegetationen kan bevirke en faretruende nedgang i fødegrundlag for dyrelivet, idet ressourcerne ofte er begrænsede og koncentreret i visse områder. Ved vegetationsskader i sådanne områder vil der ofte være ønske om at erstatte ødelagte fourageringsmuligheder ved hjælp af revegetering. Younkin & Martens (1985) fraråder, ud fra erfaringer med revegetering på øerne nord for det canadiske fastland, aktiviteter i højarktiske områder, hvor vegetationen udnyttes af fouragerende dyr. Dette skyldes at resultaterne med revegetering indenfor det

højarktiske område generelt er dårlige.

Af trafiksikkerhedsmæssige årsager fraråder Zasada & Epps (1976) brugen af foretrukne fødeplanter, især pile-arter, ved revegetering langs hovedveje. Ved projektet Visual Impact Engineering Program i forbindelse med TAPS tilstræbte man ved beplantning en styring af rensdyrenes vandringsruter, således at dyrene ledtes mod passende overkrydsningssteder (Brown & Berg, 1980).

9.2.4 Æstetiske hensyn.

Så godt som alle vegetationsskader er synlige pga. ændringer i artssammensætning eller produktionsforhold. Det gælder hvad enten området overlades til sig selv eller der sås og plantes. Generelt vil det skadede område fremstå mere grønt end omgivelserne, idet græsser har en større dækning i retablerede områder. Æstetiske hensyn ved revegetering er vanskelige at opstille, da der ikke findes et enkelt veldefineret mål. Målet vil være afhængig af det enkelte menneskes natursyn. Visse forfattere f.eks. Peterson & Peterson (1977) fremhæver at de fleste mennesker foretrækker "grønt", men det kan dog også blive "for grønt". I de fleste tilfælde vil det være at foretrække at den genskabte vegetation falder så godt ind i landskabsbilledet som muligt, både hvad angår farve og form.

Ved revegetering kan man i større eller mindre grad tilstræbe at det skadede område falder ind i omgivelserne. Behovet for at skabe autentiske plantesamfund er formuleret mht. diversitet og produktion (Mitchell, 1985) og omsætningshastighed (Shaver et al., 1983) og fremhæves især i forbindelse med revegetering i nationalparker (Chambers et al., 1988; Keigley, 1988). I de senere år er man i stigende grad begyndt at interessere sig for anvendelsen af hjemmehørende arter til revegeteringsformål. Metoder med lokal opformering og udplantning er således afprøvet bl.a. i Denali Nationalpark i Alaska (Densmore & Holmes, 1987). Erfaringer fra egentlige arktiske områder kendes ikke. Visse myndigheder kræver oftere hjemmehørende planter anvendt. Det gælder f.eks. National Park Service og Fish & Wildlife Service (begge USA). Myndigheder, som

Alaska Department of Transportation, der har ansvar for revegetering langs hovedveje i Alaska stiller derimod ikke sådanne krav (Mitchell, 1985).

Revegeteringen kan også bruges til at sløre markante anlæg, som det f.eks. er tilfældet langs TAPS, hvor man plantede vedplanter for at skjule den markante gennemskæring af terrænet (Johnson, 1981; Johnson & VanCleve, 1976).

På de canadiske øer, der ligger i det højarktiske område, anses æstetiske hensyn som den eneste realistiske målsætning for revegetering (Babb, 1972b, 1977; Babb & Bliss, 1974a og b).

9.3 Afvejning.

Hvornår man skal revegetere beror, som omtalt tidligere, altid på et skøn, dels et regenereringsskøn, dels en afvejning af naturhensyn og økonomi og det er oplagt, at der til stadighed vil være en konflikt mellem naturbevaringshensyn og økonomi. Dette er en af årsagerne til forskelle i formuleringer og prioriteringer i hensigtserklæringer for efterbehandling af skadede områder.

Cairns (1981) har opstillet følegende muligheder ved retablering af forstyrrede områder:

- Efterlade området uden at gøre noget,
- retablere området således at det bliver identisk med udgangspunktet
- retablere området til et økologisk og socialt acceptabelt niveau.

Mulighederne for at genskabe et område som det var før en forstyrrelse er meget usikre. Regenereringsprocessen er langsom og kendskabet til vegetationens regenereringspotentiale er bla. herfor meget begrænset. Skønnet over udviklingsforløbet fra regulering til endelig "restoration" bygger ofte på antagelser om at revegetering danner grundlag for en senere indvandring af oprindelige arter. Sådanne antagelser om spontan regenerering er f.eks formuleret af Brendel (1985) og Johnson & VanCleve

(1976). Foreløbige undersøgelser har imidlertid vist, at revegetering med fremmede plantearter forsinker regenereringsforløbet (Cargill & Chapin, 1987).

På kort sigt er kravet om terrænstabilitet, dvs. erosionskontrol og kontrol med termisk regi, helt afgørende, ligesom hensynet til fourageringsmuligheder for dyrene prioriteres højt. De mere diffuse krav om æstetiske hensyn har ofte en lavere prioritet og ofte vil anvendelsen af hjemmehørende arter være i modstrid med kravet om erosionskontrol. På længere sigt angives ønsket dog ofte at være "restoration", altså genskabelse af området, som det var før forstyrrelsen. Endnu foreligger ikke undersøgelser, der kan afgøre om man hurtigere og sikrere opnår en større grad af autensitet ved anvendelsen af hjemmehørende arter i revegeteringsarbejdet, men det forekommer sandsynligt.

I lyset af hidtidige vanskeligheder ved revegetering i arktiske egne, stiler man dog oftest mod en stabil og selvvedligeholdende vegetation (Younkin, 1985) eller mod et jord-plante system, der med tiden vil forbedres til et selvregulerende system (Peterson & Peterson, 1977). Brown (1973) konkluderer: Generelt er det hverken økonomisk eller økologisk muligt, eller nødvendigt, at "restore" et område til præcis dets oprindelige tilstand. Ofte vil den acceptable løsning være at stabilisere det forstyrrede område for at forhindre yderligere ødelæggelse og på samme tid skabe optimale forhold mht. overflade og æstetiske karakteristika. Hvad der er optimalt kan der imidlertid være delte meninger om.

Industriens synspunkt kan eksemplificeres af Brendel (1985): De metoder, der skal anvendes ved et oliespild ved Check Valve 23, TAPS, skal være:

- økonomiske,
- enkle og baseret på lettilgængelige redskaber, frø og gødningstyper,
- gerne anvendelige på andre oliespildsområder og
- acceptable for myndighederne.

Med mindre der vælges at se bort fra naturhensyn er det meget væsentligt, at der lovgivningsmæssigt skabes sikkerhed for, at sådanne tidligst muligt inddrages i arealplanlægning med tilstrækkelig vægt. Det er oplagt, at chancerne for at

undgå/udbedre skader i et forstyrret område forbedres væsentligt ved tidligst mulig tilpasning til den fremtidige status. Man må gøre sig klart, at enestående områder hurtigt kan ændres så dybtgående, at der ikke efterfølgende er mulighed for med kulturindgreb at genskabe naturen. I MacLaren Plansearch (1982) gives kortfattede anvisninger på miljøhensyn før, under og efter anlægsarbejder.

9.4 Mulighederne for at forebygge skader.

Enhver menneskelig aktivitet vil sætte sine spor og med mindre man accepterer at lade tingene udvikle sig tilfældigt og lave "ad hoc-løsninger" kræves planer for arealanvendelsen.

Grønland er afhængig af store indtjeninger og en for stor begrænsning af aktivitetsmulighederne kan virke hæmmende. Visse områder er dog så enestående og/eller sårbare at de bør beskyttes mod menneskelige indgriben. Det er især vigtigt at undgå skader i områder, hvor revegetering er vanskelig og den naturlige succession forløber langsomt, dvs. mod nord. Sådanne områder kan beskyttes lovgivningsmæssigt eller ved fredninger. Arealanvendelsesplaner kan typisk dele landet i områder, hvor aktiviteter er mulige omend med visse restriktioner og fredede områder.

Indenfor områder, hvor aktiviteter er tilladte/ønskede, vil det i reglen være muligt at planlægge f.eks. råstofudvinding på en økologisk forsvarlig måde, hvis der anvendes tilpasset teknologi og miljøhensynene indbygges på et tidligt tidspunkt.

10. REVEGETERINGSARBEJDER OG -ERFARINGER.

I det følgende gives en oversigt over udførte revegeteringsarbejder ligesom erfaringer fra disse sammenfattes. Det er således de generelle linier omkring revegeteringsmulighederne, der præsenteres her. Hvad angår mere specifikke resultater med de enkelte metoder henvises til kap. 7.

De udførte arktiske revegeteringsarbejder og de forudgående undersøgelser er typisk foretaget i forbindelse med olie- og mineralefterforskning samt udvinding: Seismiske forundersøgelser, prøveboringer, udvinding, anlæg af infrastrukturer, transport-korridorer, pipelines og tilhørende adgangsveje. Kortet i fig. 10.1, der viser råstofudvindingen i Nordamerika frem til ca. 1980, viser derfor samtidig de områder, hvor revegetering har foregået. I bilag 1 findes et kort, der ligeledes viser placeringen af de enkelte projekter, dette er omtalt yderligere i kapitel 10.3, der behandler overførslen af revegeteringserfaringer fra Nordamerika til Grønland. Disse kort præsenterer kun de amerikanske (Alaska) og canadiske projekter. Der er udført en del revegeteringsarbejder i permafrostområder i U.S.S.R., men rapporteringen er i reglen sket udelukkende på russisk. I Andreev (1981) findes dog en bred orientering om revegeteringsarbejde i U.S.S.R.

Fig. 10.1. Lokalisering af råstofudvinding, pipelines tilhørende infrastrukturer. Bliss & Klein (1981).

I Alaska er udført mange store revegeteringsarbejder og også en lang række videnskabelige projekter. Det største enkelt projekt er i forbindelse med Trans Alaska Pipeline System (TAPS). Dette strækker sig fra selve udvindingsområderne ved Prudhoe Bay over Fairbanks til Valdez ved Stillehavskysten, en strækning på godt 1800 km. En klimatologisk opgørelse viser ændringen i tøgraddagetal for den 800 km lange strækning (Haugen, 1982). Forundersøgelserne startede i 1970 og olietransporten blev påbegyndt i 1976. Arbejdet i dette område forsætter stadig, se f.eks. Walker et al. (1986). Parallelt med TAPS tænkes opført en naturgas ledning ANGST (Alaskan Natural Gas Transportation System).

Revegeteringsprojekterne i arktisk Canada er koncentreret i dalen omkring Mackenzie-floden, i Mackenzie-deltaet og på Tuktoyaktuk-halvøen. Der er endvidere udført en række projekter på øerne nord for fastlandet. Projekterne startede her ligeledes omkring 1969-70.

I Grønland er der til dato ikke udført større revegeteringsarbejder. I forbindelse med olieefterforskningen i Jameson Land og anlæggelsen af basislejren på Constable Pynt er udført nogle mindre revegeteringsopgaver, dels for modvirke fremtidig erosion, dels for at bedre områdernes fremtræden efter kørselsaktiviteter (Rand, 1986a). Desuden er foretaget et par forsøg i området for at indhente erfaringer i forbindelse med tilsynsaktiviteterne (Bay & Holt, 1985; Holt, 1987). Den naturlige revegetering følges desuden i spor efter vinterkørsel på Jameson Land (Bay et al., 1991). I øvrigt har der flere steder i Grønland været foretaget mindre forundersøgelser, der har medført forstyrrelser af vegetation og jordbund. Ved Qasigianguit/Christianshåb er gravet et hul i dværgbuskhede præget af frostaktivitet. Hullet er ikke tildækket efter endt arbejde (Mineral Development International a/s, 1990). Ved Sisimiut/Holsteinsborg er lavet en vejføring gennem en skrænt, hvor der ligeledes ikke er foretaget restaurering (Carl Nielsen a/s, 1988). Ved Nanortalik er udført et mindre revegeteringsarbejde, hvor 70 huller efter endt prøvetagning er dækket med det opgravede materiale. Arbejdet er omtalt i Gladher (1991).

10.1 Planlægning og målsætninger for projekterne.

Revegeteringsundersøgelser i Alaska udføres af såvel statslige som føderale institutioner bl.a. Bureau of Land Management (BLM) og U.S. Fish & Wildlife Service. Cold Regions Research and Engineering Laboratory (CRREL) under Corps of Engineers, U.S. Army har ligeledes udført en række praktisk orienterede forskningsprojekter. Endelig er udført revegeteringsstudier ved University of Alaska, Fairbanks, og på Alaska Plant Materials Center (PMC) i Palmer.

I Canada står Department of Indian and Northern Affairs Canada (INAC) som koordinator for revegeteringsarbejdet, som udføres ved universiteter eller af konsulentfirmaer f.eks. HARDY Ass. Ltd., Beak Consultants Ltd, Boreal Ecology Service, Ltd., m.fl.

Ved projekter i Grønland står Råstofforvaltningen i Grønland som koordinator medens undersøgelser og tilsyn foretages af Grønlands Forundersøgelser og Grønlands Miljøundersøgelser. I forbindelse med flere efterforskningsprojekter har konsulentfirmaer været involveret på foranledning af koncessionshaverne.

Publicering af undersøgelser sker typisk i rapportform, hvorfor de ofte er vanskeligt tilgængelige. En række artikler og rapporter rummer mere langsigtet vurdering af projekterne f.eks. for TAPS (Johnson, 1981; Johnson, 1984). Fra Canada foreligger en samlet vurdering af en lang række revegeteringsprojekter, der munder ud i en række anbefalinger (Younkin & Martens, 1985). Generelt dækker det materiale, der foreligger en tidsmæssigt meget begrænset periode. Målsætningerne har dog ved langt de fleste arbejder også været den kortsigtede kontrol med erosion og termisk regi. Der er således mulighed for at vurdere resultaterne i forhold til de opstillede målsætninger.

Udover påtrængende behov for erosionskontrol og kontrol med det termiske regi har målsætningerne været at genskabe fødegrundlaget for dyr, ligesom ønsket om at kamouflere større konstruktioner f.eks. rørledninger eller forbedre udseendet af synlige skader, har været inddraget. Behovet for genskabelse af fødegrundlaget for dyrelivet i

arktiske egne er bl.a. omtalt hos Elliot & McKendrick (1982) og Thirgood (1972). En af hensigterne med "Alyeska Willow Cutting Program" var at genskabe fødegrundlag for dyrelivet i forbindelse med TAPS (Brown & Berg, 1980). Langs flere etaper af TAPS blev der under det såkaldte "Visual Impact Engineering Program" plantet vedplanter, især *Salix alaxensis*, for at sløre den markante gennemskæring af landskabet (Brown & Berg, 1980; Johnson, 1981). Når det drejer sig om naturbevaringshensyn er forskningen endnu på begyndelsesstadet og naturbevaring er endnu ikke set som målsætningen for noget revegeteringsprogram. Der er dog meget arbejde i gang, både med at beskrive uforstyrrede økosystemer og forstyrrelser, afprøve metoder samt afprøve og avle på oprindelige arter, for at skaffe egnede revegeteringsplanter. Naturbevaringshensyn som revegeteringsmål vil næppe blive opprioriteret før, der er skabt en større forståelse for at arktiske egne ikke bare er vidtstrakte områder man kan bruge lods af. Resultater med metoder, der støtter naturen, frem for at tilføje nye elementer er derfor meget væsentlige.

10.2 Resultater og erfaringer.

Revegeteringsarbejderne langs TAPS har givet gode muligheder for at afprøve metoder over store strækninger og under meget forskellige klimaforhold, fra det relativt milde boreale klima ved Valdez til det højarktiske ved Prudhoe Bay. Vurderingerne af metoderne munder typisk ud i en række begrænsninger jo længere mod nord man kommer. Younkin og Martens' (1985) opsamling og vurdering af en lang række revegeterings-projekter i Canada giver mulighed for en videreførelse af billedet fra Alaska.

Generelt kan siges at længst mod nord anbefales kun naturlig revegetering og sodding, d.v.s. genanvendelse af det oprindelig jorddække. Der er opnået gode resultater med sodding fra området nord for Brooks Range (Roach, 1985) og fra Tuktoyaktuk-halvøen (Younkin & Martens, 1985). På Melville Island er sodding klart at foretrække frem for såning (Younkin & Martens, 1985). Hvis man bevæger sig mod syd øges mulighederne for anvende støttet og styret revegetering.

Termisk kontrol er ikke opnået med revegetering alene, et genetableret plantedække har dog en dæmpende effekt på optøningen (Dabbs et al., 1974). Lawson (1986) har fulgt udviklingen på tre forladte prøveboringssteder i Alaska ved hhv. Oumalik, East Oumalik og Fish Creek. Områderne har siden 1950 udviklet sig uden indgreb udefra. Han fandt, at indstillingen af en ny termisk ligevægt 30 år efter forstyrrelsens ophør kun var sket i begrænsede områder ved Fish Creek og East Oumalik. Ved Oumalik var forholdene stadig ustabile. Se i øvrigt fig. 5.6 side 51.

Hvad angår erosionskontrol er opnået særdeles gode resultater ved udsåning og sodding. Ved anlæggelsen af TAPS var erosionskontrol det primære mål for revegeteringsarbejdet og langt de fleste steder er opnået gode resultater (Johnson, 1984). Der er dog klimamæssige begrænsninger mod nord med hensyn til såning af dyrkede sorter, idet såvel etablering som varighed af dækket begrænses. I regionen "polar desert" anbefales ikke nogen form for styret revegetering. Således anbefales hverken udsåning eller brug af ammeafgrøde ved revegetering nord for det canadiske fastland (Bliss, 1978; McGillivray, 1976; Younkin & Martens, 1985). Syd herfor angives et stigende antal arter som egnede til etablering af varigt dække: 8 i "tundra-regionen", 13 i "woodland" og 26 i "forest". I Alaska falder succesen ved såning klart nord for Brooks Range. Fem arter anbefales dog til udsåning i dette område. I områderne syd herfor anbefales et større antal arter. Generelt anbefales kun udsåning, hvor såbedet er præpareret på passende vis forud for såningen (Wright, 1988). I øvrigt henvises til kap. 8.2.1, hvor avlsarbejde og sorter behandles.

Støttende foranstaltninger som anvendelse af jorddække bliver vigtigere jo mere begrænsede vækstforholdene er, det vil generelt sige jo længere mod nord man kommer.

Genskabelse af fødegrundlag er foretaget med held indenfor det område, hvor revegetering rimelig let finder sted (Brown & Berg, 1980; Brusnyk & Lunseth, 1985; Zasada & Epps, 1976).

10.3 Overførsel af revegeteringserfaringer til Grønland.

I Grønland er erfaringer med revegetering i dag yderst begrænsede. Det kan derfor være nyttigt at inddrage erfaringer fra andre arktisk egne. Dette kan på ingen måde erstatte undersøgelser udført i Grønland, men give nogle foreløbige ideer om mulighederne.

I bilag 1 findes et kort, der viser placeringen af en række af de større revegeteringsprojekter i Alaska og Canada. På kortet er desuden indtegnet en plantegeografisk zonering af områderne. Grundlaget for denne inddeling er omtalt i kap. 4.2.5 side 30. Som en arbejdsmodel tænkes generelle revegeteringserfaringer overført indenfor de enkelte zoner. Mere specifikke resultater vil derimod vanskeligt kunne overføres, da en lang række forhold påvirker det enkelte resultat. Zoneinddelingen tager således ikke højde for højdeforskelle, eksponering og oceanitet hhv. kontinentalitet. En sådan model synes rimelig, idet planter må være de mest følsomme indikatorer af vækstbetingelserne på et givet sted. Man kan således tillade sig at antage at vækstbetingelserne i grove træk ligner hinanden indenfor de enkelte zoner. Det betyder at man i Grønland overvejende kan udnytte revegeteringserfaringer fra områderne nord for Brooks Range i Alaska og fra "polar desert" og "tundra-regionen" i Canada. I S-Grønland vil en række erfaringer fra sydligere egne dog kunne udnyttes.

Revegeteringserfaringer fra zonerne 1+2 og 3 er ikke umiddelbart til at adskille. I Alaska dækker disse zoner et meget lille område og i Canada, er der geografisk en klar adskillelse af øerne fra fastlandet og revegeteringserfaringerne fra øerne er behandlet under et. Zonerne i Grønland strækker sig imidlertid over betydelig større afstande i nord-sydgående retning end tilfældet er i Canada og Alaska. Dette kan bevirke at specielt den mellemarktiske zone, dvs. zone 3, måske vil adskille sig fra den tilsvarende zone i Canada og Alaska mht. revegeteringsmuligheder. Endelig kan der være forhold, der påvirker revegeteringssuccesen, der ikke afspejles af en inddeling, der bygger på udbredelsen af hjemmehørende plantearter.

Som et konkret eksempel på overførsel af erfaringer kan udnyttelse af såning benyttes: I Alaska og Canada anbefales såning ikke i zone 1+2 og i zone 3. I zone 4 vil et begrænset antal arter være egnede. En arbejdshypotese kan derfor være at såning ikke er egnet som revegeteringsmetode nord for Diskobugten i V-Grønland og Scoresby Sund i Ø-Grønland. En sådan hypotese bør naturligvis afprøves, men synes indtil dette er sket rimelig at benytte.

11. KONKLUSION.

Siden de første revegeteringstiltag i arktiske egne i begyndelsen af 1970'erne er der navnlig i Alaska og Canada gennemført mange projekter og forsøg, og der foreligger i dag en omfattende viden omkring revegetering i arktiske egne.

Planter er i det arktiske miljø udsat for en lang række stressfaktorer, og revegetering præges derfor også af begrænsninger. Jo længere mod nord man befinder sig, desto færre metoder er anvendelige. I det højarktiske område er det derfor meget vigtigt at undgå skader på vegetationen, da mulighederne for at revegetere er meget begrænsede. Her anbefales kun tiltag, der støtter den spontane rekolonisering af det beskadigede område. I lav- og subarktiske områder har man også andre revegeteringsmuligheder. Udover de allerede nævnte metoder anbefales såning og udplantning. Det endelig valg af revegeteringsmetode/metoder vil afhænge af målsætningen. Hvor der er behov for en hurtig etablering af et vegetationsdække på grund af erosion anbefales såning af hurtigvoksende arter. I øvrigt fremhæves i stigende grad metoder, der i videst muligt omfang genskaber de oprindelige plantesamfund. Den viden man i dag har om mulighederne for at opfylde denne målsætning med de enkelte revegeteringsmetoder er dog meget begrænset. I det følgende skal gives en kort opsummering af de væsentligste resultater med de enkelte metoder:

- Tiltag, der fremmer den spontane rekolonisering, har nogle oplagte fordele. Metoden kræver ingen eller meget begrænset indsats, og den er derfor billig. Til gengæld er processen langvarig og metoden er ikke egnet, hvor der pga. erosion kræves en hurtig etablering af plantedækket. Hidtidige undersøgelser giver ikke mulighed for at vurdere, præcis hvor og hvornår metoden er velegnet. Ligeledes er der endnu ingen undersøgelser, der viser om metoden, som man vil forvente, i højere grad end andre revegeteringsmetoder bidrager til retablering af den oprindelige vegetation.

- Resultaterne med sodding/shredding, hvor plantedække og eventuelt også det øverste jordlag lægges tilbage på det forstyrrede område, er meget afhængig af håndteringen af materialet. Der stilles således betydelige krav til de folk, der skal udføre arbejdet.

Metoden er kun velegnet over begrænsede arealer. Navnlig på våde og fugtige biotoper, hvor planter med rhizomer udgør en stor del af plantedækket, har metoden vist sig velegnet. Der er meget få forsøg med sodding på dværgbuskhede, men resultaterne antyder, at metoden også her vil være anvendelig.

- Såning er en meget anvendt revegeteringsmetode og anbefales overalt i det arktiske område med undtagelse af de højarktiske egne. Metoden har dog visse begrænsninger navnlig med hensyn til frømateriale og udspredning. I dag findes kun frø af et begrænset antal dyrkede græssorter tilgængelig i større mængde, og de traditionelle udspredningsmetoder er uegnede i meget kuperet og stenet terræn. Indførte arter, der er i stand til at etablere sig under de givne forhold, danner oftest et tæt dække, og med mindre udsåningen er meget tynd, hæmmes indvandringen af planter fra omgivelserne. Såning af hurtigvoksende græssorter anbefales dog, hvor erosionstruslen er stor. Metoder med indsamling af frø og opformering af hjemmehørende plantearter er kun forsøgt i begrænset omfang, men i Alaska er flere foreløbig succesfulde forsøg i gang.

- Udplantning af vedplanter, især arter af pil, er meget anvendt ved revegetering i subarktiske områder. Indenfor det egentlige arktiske område er erfaringerne med udplantning derimod meget begrænsede. Forsøg i subarktisk alpine områder tyder dog på at udplantning af lokalt opformerede planter, og det gælder både vedplanter og urter, er særdeles velegnet ved revegetering.

En række tiltag kan benyttes forud for, sideløbende med og efter den egentlige revegetering. Generelt bliver betydningen af støttende tiltag større jo længere mod nord man bevæger sig, ligesom ikke-hjemmehørende plantearter stiller større krav til hjælpeforanstaltninger, især gødskning. Erfaringerne med anvendelse af gødning i forbindelse med revegetering er meget varierende afhængig af såvel revegeteringsmetode som plantearter. De gødningsniveauer, der anvendes i dag er tilpasset indførte sorters behov under sydligere himmelstrøg, og man savner navnlig viden om næringsbehovene hos de hjemmehørende planter.

Erfaringerne med revegetering i Grønland er i dag meget begrænsede, men samtidig må

man forudse, at der i de kommende år kan opstå et behov for revegetering i forbindelse med råstofefterforskning og -udvinding. Indtil der er udført forsøg med revegetering i Grønland vil det derfor være nyttigt at kunne trække på erfaringer fra Canada og Alaska. I rapporten er foreslået en arbejdsmodel for overførsel af revegeteringserfaringer fra Canada og Alaska til Grønland. Grundlaget for modellen er en inddeling af det arktiske område i fire zoner ud fra plantegeografiske zoneringer. Indenfor de angivne zoner er revegeteringserfaringerne i Canada og Alaska sammenfaldende, hvorfor det synes rimelig at overføre erfaringer indenfor zonerne også til det grønlandske område. Kun de store linier er dog egnede til overførsel og modellen udelukker ikke behovet for relevante forsøg og undersøgelser i Grønland, men kan dog give ideer om hvad, der er muligt.

REFERENCER.

Abele, G., J. Brown & M.C. Brewer, 1984: Long-term effects of off-road vehicle traffic on tundra terrain. Journal of Terramechanica, 21(3): 283-294.

Abele, G., J. Brown, M.C. Brewer & D.M. Atwood, 1977: Effects of low ground pressure vehicle traffic on tundra at Lonely, Alaska. CRREL Special Report SR 77-31

Adam, K.M. & H. Hernandez, 1977: Snow and Ice Roads: Ability to Support Traffic and Effects on Vegetation. Arctic 30(1): 13-27.

Addison, P.A. & K.L. Bell, 1976: Plant growth in relation to surface disturbances, King Christian Island. i Bliss, L.C. (ed.) pp.7-24.

Alaska revegetation workshop notes, 1973. University of Alaska Cooperative Extension Service, RP-239

Andreev, V.N., 1981: Influence of man on tundra vegetation. Bliss, Heal & Moore (eds). pp. 747-750.

Andrews, M., 1978: Selected bibliography of disturbance and restoration of soils and vegetation permafrost regions of the USSR (1970-1977). CRREL Special Report SR 78-19

Arnalds, A., 1987: Ecosystem disturbance in Iceland. Arctic and Alpine Research 19(4): 508-513.

Arnalds, A., A. L. Aradottir & I. Thorsteinsson, 1987: The nature and restoration of denuded areas in Iceland. Arctic and Alpine Research 19(4): 518-525.

Archibold, O.W., 1984: A comparison of seed reserves in arctic, subarctic and alpine soils. Can. Field Nat. 9813: 337-344.

Babb, T. A., 1972a: Se Bliss & Wein, 1972a.

Babb, T. A., 1972b: The effects of surface disturbance on vegetation in the northern Canadian Arctic Archipelago. ECAA 3: pp.870-872. (ECAA 3, se Peterson, 1975)

Babb, T.A., 1977: High arctic disturbance studies associated with Devon Island project. i Bliss, L.C. (ed.), 1977: 645-654.

Babb, T.A. & L.C. Bliss, 1974a: Effects of physical disturbance on arctic vegetation in the Queen Elizabeth Islands. J. Appl. Ecology 11: 549-562.

Babb, T.A. & L.C. Bliss, 1974b: Susceptibility of environmental impact in the Queen Elizabeth Islands. Arctic 27(3): 234-237.

Bach, J. & K. Hoegh, 1989: Træplantningsforsøg i Narsarsuaq, Sydgrønland 1989. Den kgl. Veterinær & Landbohøjskole, Kbh. pp. 25.

Bailie, T.S. & M. Elward, 1980: Coated seed - its potential use in land reclamation areas. i: Proceedings, 1980 Canadian Land Reclamation Association Conference: 189-199.

Barnett, D.M., S.A. Edlund & D.A. Hodgson, 1975: Sensitivity of surface materials and vegetation to disturbance in the Queen Elizabeth Islands: an approach and commentary. Arctic 28(1): 74-76.

Barrett, P.E., 1972: Revegetation of track vehicle disturbance on the Truelove Lowlands, Devon Island. Progress Report, 1972 Field Season. CWSC 1673. Canadian Wildlife Service.

Barrett, P.E., 1975: Preliminary observations of off-road vehicle disturbance to sedge meadow tundra at a coastal lowland location, Devon Island, N.W.T. ALUR, 73-74-7.

Barrett, P.E. & R. Schulten, 1975: Disturbance and the successional response of arctic plants on polar desert habitats. Arctic 28(1): 70-73.

Barth, R.G., 1988: Revegetation techniques for toxic tailings. i: Keammerer & Brown (eds.): 55-68.

Bay, C., D. Boertman, A. Mosbech & P. Aastrup, 1991: Igangværende undersøgelser af kørespor i Jameson Land, NØ-Grønland. (materialet endnu ikke færdigbearbejdet).

Bay, C. & B. Fredskild, 1990: Botaniske undersøgelser i området mellem Fligely Fjord (74°50'N) og Nordmarken (77°30'N), 1989. Teknisk rapport nr. 11. Grønlands Hjemmestyre Miljø- og Naturforvaltningen. 56 pp.

Bay, C. & S. Holt, 1985: Undersøgelser af nogle terrængående køretøjers indvirkning på vegetation og jordbund i Jameson Land, 1982-85. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser. 60 pp.

Bayles, F.D. & M.A. Dudley, 1976: Stable seed sheets - an alternative approach to revegetation; i P & P: 12.

Beak Consultants Ltd., Calgary, Alberta, 1976: Studies of natural recolonization, 1st year report/Panarctic Oil, P.O. Box 190, Alberta T2P 2H6.

Beak Consultants Ltd., Calgary, Alberta, 1979: Impacts of linear facilities in northern Canada: A review of environmental literature. Prepared for: Environmental Protection Service, and Department of Supply and Services.

Bell, K.L., 1975: Aspects of seed production and germination in some high arctic plants, i Bliss (ed): 62-72.

Bell, K.L. & L.C. Bliss, 1978: Root growth in a polar semi-desert environment. Can. J. Bot. 56: 2470-2490.

Bell, K.L. & L.C. Bliss, 1980: Plant reproduction in a high arctic environment. Arctic and Alpine Research 12(1): 1-10.

Bellamy, D., J. Radforth & N.W. Radforth, 1971: Terrain, Traffic and Tundra. Nature, vol. 231, p. 429-432.

Billings, W.D., 1973: Arctic and alpine vegetations: similarities, differences, and susceptibility to disturbance. Bio Science 23(12): 673-704.

Billings, W.D., 1974: Arctic and alpine vegetation: plant adaptations to cold climate. i: Ives & Barry (eds.): 403-443.

Billings, W.D., 1987: Constraints to plant growth, reproduction and establishment in arctic environments. Arctic and Alpine Research 19(4): 357-365.

Billings, W.D. & H.A. Mooney, 1968: The ecology of arctic and alpine plants. Biological Review 43: 481-529.

Billings, W.D. & K.M. Peterson, 1980: Vegetational change and ice-wedge polygons through the thaw-lake cycle in arctic Alaska. Arctic and Alpine Research 12(4): 413-432.

Bjerge, P., 1985: Plantningsforsøgene i Grønland. Grønland 33(1): 21-23.

Bjerge, P.& S. Ødum, 1987: Skovplantning og havebrug i Sydgrønland, i URT/Kaskelot: Grønlands planteverden pp 87-96.

Bliss, L.C., 1971: Arctic and alpine life cycles. Ann. Review of Ecology and Systematics, vol. 2: 405-438.

Bliss, L.C., 1958: Seed germination in arctic and alpine species. Arctic 11(3): 180-188.

Bliss, L.C. (ed.), 1975: Plant and surface responses to environmental conditions in the western High Arctic. ALUR 74-75-73.

Bliss, L.C. (ed.), 1976: Plant growth in relation to surface disturbances, King Christian Island. ALUR 75-76-73.

Bliss, L.C. (ed.), 1977: Truelove Lowland, Devon Island, Canada: A High Arctic Ecosystem. University of Alberta Press, Edmonton, Alberta, Canada, 1977.

Bliss, L.C., 1979: Vegetation and revegetation in permafrost terrain. i: Proc. 3rd Int. Conf. Permafrost, vol. 2: 31-50.

Bliss, L.C., 1985: Alpine. i: Chabot & Mooney (eds.): 41-65.

Bliss, L.C., O.W. Heal, J.J. Moore (eds), 1981: Tundra Ecosystems: A Comparative Analysis. Cambridge University Press.

Bliss, L.C. & D.R. Klein, 1981: Current extractive industrial development, North America. i: Bliss, Heal & Moore (eds.): 751-771.

Bliss, L.C. & J. Svoboda, 1984: Plant communities and plant production in the western Queen Elizabeth Islands. Holarc. Ecol. 7(3).

Bliss, L.C., J. Svoboda & D.I. Bliss, 1984: Polar deserts, their plant cover and plant production in the Canadian High Arctic. Holarc. Ecol. 7(3): 305-324.

Bliss, L.C. & R.W. Wein, 1972a: Botanical studies of natural and man modified habitats in the eastern Mackenzie Delta Region and the Arctic Islands. ALUR 1971-72-14. (også i ECAA 1: 88-93)

Bliss, L.C. & R.W. Wein, 1972b: Plant community responses to disturbance in the western Canadian Arctic. Can. J. Bot. 50(5): 1097-1109.

Blöndal, S., 1987: Afforestation and reforestation in Iceland. Arctic and Alpine Research 19(4): 526-529.

Boreal Ecology Services Ltd., Yellowknife, NWT, 1985: Normal Wells Research and Monitoring Program. Second Annual Summary Report. Prepared for: Environmental Protection Service, Department of Environment, Yellowknife, NWT.

Böcher, T.W., 1938: Biological distributional types in the flora of Greenland. Meddr. Grønland 106(2): 1-339.

Böcher, T.W., 1979: Birch woodlands and tree growth in southern Greenland. Holarc. Ecol. 2: 218-221.

Böcher, T.W., B. Fredskild, K. Holmen & K. Jakobsen, 1978: Grønlands Flora.

Brendel, J.E., 1985: Check Valve 23 Revegetation Study: Case History Abstract. Int. Conf. on Northern Hydrocarbon Development and Environmental Problem Solving, Alberta.

Brown, J.R. (ed.), 1971: Proc. of a seminar on the permafrost active layer, 4. and 5. May, 1971. Canada Nat. Research Council Tech. Memo 103, 63 pp.

Brown, J.R., 1973: Environmental considerations for the utilization of permafrost terrain. i: Pewe & Mackay (eds): 587-590.

Brown, J.R. (ed.), 1975: Ecological investigations of the tundra biome in the Prudhoe Bay region, Alaska. Biological papers of the University of Alaska, Special Reports No. 2

Brown, J.R. & L. Berg (eds), 1980: Environmental engineering and ecological baseline investigations along the Yukon River-Prudhoe Bay Haul Road. CRREL Report 80-19.

Brown, J.R. & N.A. Grave, 1979: Physical and thermal disturbance and protection of permafrost. i: Proc. of the 3rd Int. Conf. Permafrost, vol. 2.: 51-92.

Brown, J.R., W. Rickard & D. Vietor, 1969: The effect of disturbance on permafrost terrain. CRREL Special Report 138.

Brown, R.J.E., 1969: Factors influencing discontinuous permafrost in Canada. i: Pewe (ed.): 11-53.

Brown, R.J.E., 1970: Permafrost in Canada. Toronto Univ., Toronto Press 234 pp.

Brown, R.J.E., 1972: Permafrost in the Canadian Arctic Archipelago. i: ECAA 1: 125-130.

Brown, R.W., J.C. Chambers, R.M. Wheeler, E.E. Neely & M.I. Kelrick, 1988: Adaptations of Deschampsia cespitosa (Tufted Hairgrass) for revegetation of high elevation disturbances: some selection criteria. i Keammerer & Brown (eds.): 147-172.

Brown, R.W., R.S. Johnston & J.C. Chambers, 1984: Response of seeded native grasses to repeated fertilizer application on acidic alpine mine spoils. i: Colbert (eds.): 200-214.

Brown, R.W., R.S. Johnston, B.Z. Richardson & E.E. Farmer, 1976: Rehabilitation of alpine disturbances: Beartooth Plateau, Montana. i: Zuck & Brown (eds.): 58-73.

Brown, R.W., R.S. Johnston & K. VanCleve, 1978: Rehabilitation problems in alpine and arctic regions. i: Schaller & Sutton (eds): 23-44.

Brown, R.J.E. & T.L. Pewe, 1973: Distribution of permafrost in North America and its relationship to the environment: a review, 1963-1973. i: Pewe & Mackay (eds): 71.

Brusnyk, L. & B. Lunseth, 1985: Vegetation response and ungulate use of pipeline right-of-way (abstract for oral presentation). Int. Conf. Northern Hydrocarbon Exploration, Alberta.

Burt, G.R., 1970: Summer travel on the tundra with low ground pressure vehicles. Test report: June 4, 1970, Field Studies. Institute of Arctic Environmental Engineering, University of Alaska, College, Alaska.

Cairns, J., 1981: Ecological Considerations in Reclaiming Surface Mined Lands. Minerals and the Environtment vol. one.: 83-90.

Cairns, J. & A.L. Buikema (eds.), 1985: Restoration of habitats impacted by oil spills. Butterworth Publishers, Stoneham MA.

Calmes, M.A. & J.C. Zasada, 1982: Some reproductive traits of four shrub species in the black spruce forest type of Alaska. Can. Field-Nat. 96(1): 35-40.

Carl Nielsen a/s, 1988: Rapport for Geologisk Feltarbejde udført for Sisimiut Kommune.

Cargill, S.M. & F.S.III Chapin, 1987: Application of successional theory to tundra restoration: a review. Arctic and Alpine Research 19(4): 366-372.

Chabot, B.F. & H.A. Mooney (eds.), 1985: Physiological ecology of North American plant communities. Chapman and Hall, N.Y.

Challinor, J.L. & P.L. Gersper, 1975: Vehicle pertubation effects upon a tundra soil-plant system: II. Effects on the chemical regime. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. vol 39: 689-695.

Chambers, J.C., J.A. MacMahon & R.W. Brown, 1988: Seedling establishment in disturbed alpine ecosystems: implications for revegetation. i Keammerer & Brown (eds.): 173-191.

Chapin, F.S.III, 1978: Phosphate uptake and nutrient utilization by Barrow tundra vegetation. i: Tieszen (ed.): 483-507.

Chapin, F.S.III, 1980a: Nutrient allocation and responses to defoliation in tundra plants. Arctic and Alpine Research 12(4)

Chapin, F.S.III, 1980b: The mineral nutrition of wild plants. Annual review of ecology and Systematics 11: 233-260.

Chapin, F.S.III & A. Bloom, 1976: Phosphate absorption: adaption of tundra graminoids to a low temperature, low phosporus environment. Oikos 26: 111-121.

Chapin, F.S.III & M.C. Chapin, 1980: Revegetation of an arctic disturbed site by native tundra species. Journal of Applied Ecology 17: 449-459.

Chapin, F.S.III & M.C. Chapin, 1981: Ecotypic differentiation of growth processes in Carex aquatilis, along latitudinal and local gradients. Ecology 62(4): 1000-1009.

Chapin, F.S.III, P.C. Miller, W.D. Billings & P.I. Coyne, 1980: Carbon and nutrient budgets and their control in coastal tundra. i: Brown, J. et al. (eds.): An Arctic Ecosystem, The Coastal Tundra at Barrow, Alaska. U.S. IBP Synthesis Series 12: 458-482.

Chapin, F.S.III & G.R. Shaver, 1981: Changes in soil properties and vegetation following disturbance of Alaskan arctic tundra. Journal Applied Ecology 18: 605-617.

Chapin, F.S.III, K. VanCleve & M.C. Chapin, 1979: Soil temperature and nutrient cycling in the tussock growth form of Eriophorum vaginatum. Journal of Ecology 67: 169-189.

Chapin, F.S.III, K. VanCleve & L. Tieszen, 1975: Seasonal nutrient dynamics of tundra vegetation at Barrow, Alaska. Arctic and Alpine Research 7: 209-226.

Chester, A.L. & G.R. Shaver, 1982: Seedling dynamics of some cottongrass tundra species during the natural revegetation of small disturbed areas. Holarctic Ecology 5(2): 207-211.

Claridge, F.B. & A.M. Mirza, 1981: Erosion control along transportation routes in northern climates. Arctic 34(2): 147-157.

Clements, F.E., 1916: Plant succession. Carnegie Institute of Washington Publication No. 242, 512 pp.

Clements, F.E., 1936: Nature and structure of the climax. Journal of Ecology 24: 252-284.

Colbert, T.A. (ed.), 1984: Proceedings: High Altitude Revegetation Workshop No. 7. Colorado Water Resources Research Institute, Fort Collins, Colorado, USA.

Collins, C.M., 1983: Long-term active layer effects of crude oil spilled in interior Alaska. i: Proc. 4th Int. Conf. Permafrost: 175-179.

Connel, J.H. & R.O. Slatyer, 1977: Mechanisms of succession in natural communities and their role in the community stability and organization. The American Naturalist 11: 1119-1144.

Dabbs, D.L., 1975: Revegetation. i P&P: 71-72.

Dabbs, D.L., W. Friesen & S. Mitchell, 1974: Pipeline revegetation. Arctic Gas Biological Report Series, vol. 2. Canadian Arctic Gas Study Ltd., Calgary. 67 pp.

Densmore, R.V. & K.W. Holmes, 1987: Assisted Revegetation in Denali National Park, Alaska, USA. Arctic and Alpine Research 19(4): 544-548.

Densmore, R. & J.C. Zasada, 1978: Rooting potential of Alaskan willow cuttings. Canadian Journal of Forest Research 8(4): 477-479.

Densmore, R. & J.C. Zasada, 1983: Seed disposal and dormancy patterns in northern willows: ecological and evolutionary significance. Can. J. Bot. 61: 3207-3216.

Densmore, R.V., B.J. Neiland, J.C. Zasada & M.A. Martens, 1987: Planting Willow for Moose Habitat Restoration on the North Slope of Alaska, USA. Arctic and Alpine Research 19(4): 537-543.

Druzhinina, O.A. & Yo. G. Zharkova, 1979: A study of plant communities of anthropogenic habitats in the area of the Vorkuta Industrial Center. i: West (ed.)
pp 30-53.

Ebersole, J.J., 1987: Short-term vegetation recovery at an Alaskan arctic coastal plain site. Arctic and Alpine Research 19(4): 442-450.

Ebersole, J.J. & P.J. Webber, 1983: Biological decomposition and plant succession following disturbance on the arctic coastal plain, Alaska. i: Proc. 4th Int. Conf. Permafrost: 266-271.

ECAA 1-9: se Peterson, N.M.

Edlund, S.A., 1983: Bioclimatic zonation in a High Arctic region: central Elizabeth Islands. i: Current Research, Part A, Geological Survey of Canada, Paper 83-1A, 381-390.

Elliott, C.L. & J.D. McKendrick, 1982: Stripmine Reclamation and Wildlife in Alaska. Agroborealis 14: 4-6.

Elvebakk, A., 1985: Higher phytosociological syntaxa on Svalbard and their use in subdivision of the Arctic. Nord. J. Bot. 5(3): 273-284.

Engraf, A., 1987: Geomorfologi. Jameson Land. Region 5. Rapport, GTO/RRV 87-4, 17 pp.

Environmental Studies No. 19, 1981: Sump Studies IV: Permafrost Terrain disturbances adjacent to exploratory wellsites, Northern Yokon Territory. Northern Affairs Program, INAC.

Eurola, C., 1972: Germination of seeds collected in Spitzbergen. Ann. Bot. Fenn. 9: 149-159.

Evans, M. (ed.), 1976: Proc. Surface Protection Seminar. Theme: travel and transportation practices to prevent surface destruction in the northern environment. Jan. 19-22, 1976. Published by the Bureau of Land Management. Alaska State Office, 701 Street, Box 13, Anchorage.

Evans, M. (ed.), 1978: Proc. Symp. Surface Protection through prevention of damage (surface management). Focus: the Arctic Slope. May 17-20, 1977, Anchorage. Published by the Bureau of Land Management. Alaska State Office.

Everett, K.R., 1978: Some effects of oil on the physical and chemical characteristics of wet tundra soils. Arctic 31(3): 260-276.

Everett, K.R., 1980: Edaphic factors and their influence in patterns of tundra revegetation. i: Proc. High Alt. Reveg. Workshop no. 4: 30-37.

Feilberg, J., 1984: A phytogeographical study of South greenland. Vascular plants. Meddr. Grønland, Biosci 15. 70 pp.

Feilberg, J., 1987: Urte- og buskvegetation. i: URT/Kaskelot: Grønlands Planteverden pp. 52-69.

Felix, N.A. & M.T. Jorgenson, 1984: Effects of winter seismic exploration on the coastal plain of the arctic national wildlife refuge. Arctic National Wildlife Refuge, Alaska. ANWR Progress Report Number FY 85-1. U.S. Fish and Wildlife Service, 101 12th Avenue, Fairbanks, Alaska 99701.

Felix, N.A. & M.K. Raynolds, 1989a: The effects of winter seismic trails on tundra vegetation in northeast Alaska, USA. Arctic and Alpine Research 21(2): 188-202.

Felix, N.A. & M.K. Raynolds, 1989b: The Role of Snow Cover in Limiting Surface Disturbance Caused by Winter Seismic Exploration. Arctic 42(1): 62-68.

Fetcher, N., T.F. Beatty, B. Mullinax & D.S. Winkler, 1984: Changes in arctic tussock tundra thirteen years after fire. Ecology 65(4): 1332-1333.

Fetcher, N. & G.R. Shaver, 1983: Life Histories of tillers of Eriophorum vaginatum in relation to tundra disturbance. Journal of Ecology 7(1): 131-147.

Foothills Pipe Lines, Ltd., 1975a: Mackenzie Valley Pipeline Inquiry in the matter of Phase II - The impact of pipeline and Mackenzie corridor development on the physical environment. First Panel on Phase II. Subjects relating to the physical environment. i: P&P: 116-117.

Foothills Pipe Lines, Ltd., 1975b: Revegetation. i: P&P: 118.

Fox, J.F., 1983: Germinable seed banks of interior Alaskan tundra. Arctic and Alpine Research 15(3): 405-411.

Fredskild, B. & S. Ødum, 1990: The Greenland Mountain birch zone, an introduction. i: Fredskild & Ødum (eds.): 3-7.

Fredskild, B. & S. Ødum (eds.), 1990: The Greenland Mountain birch zone, Southwest Greenland. Meddr. Grønland, Biosci 33, 80 pp.

Freedman, B. et al., 1982: Seed banks and seedling occurrence in a high Arctic oasis at Alexandra Fjord, Ellesmere Island, Canada. Can. J. Bot. 60: 2112-2118.

Freedman, W. & T.C. Hutchinson, 1976: Physical and biological effects of experimental crude oil spills on low arctic tundra in the vicinity of Tuktoyaktuk, N.W.T., Canada. Can. J. Bot. 54: 2219-2230.

French, H.M., 1983: The Periglacial Environment. Longman Inc., New York.

French, H.M., 1980: Terrain, Land Use and Waste Drilling Fluid Disposal Problems, Arctic Canada. Arctic 33(4): 794-806.

French, H.M., 1985: Surface disposal of waste drilling fluids, Ellef Ringness Island, N.W.T.: Short term observations. Arctic 38(4): 292-302.

Fuller, W.A. & P. Kevan (eds.), 1970: Proceedings of the Conference on Productivity and Conservation in Northern Circumpolar Lands.

Gartner, B.L., 1983: Germination characteristics of arctic plants. i: Proc. 4th Int. Conf. Permafrost: 334-338.

Gartner, B.L., F.S.III Chapin & G.R. Shaver, 1983: Demographic patterns of seedling establishment and growth of native graminoids in an Alaskan tundra disturbance.
J. appl. Ecol. 20(3): 965-980.

Gartner, B.L., F.S.III Chapin & G.R. Shaver, 1986: Reproduction of Eriophorum vaginatum by seed in Alaskan tussock tundra. J. of Ecol. 74: 1-18.

Gladher, C., 1991: Retablering af vegetation efter mineralefterforskning ved Nanortalik. Grønlands Miljøundersøgelser (in press).

Goff, L.D., 1971: Erosion control research in the Swan Hills. i: P&P: 125-127.

Grave, N.A., 1983: A Geocryological Aspect of the Problem of Environmental Protection. i: Proc. 4th. Int. Conf. Permafrost: 369-374.

Greller, A.M., M. Goldstein & L. Marcus, 1974: Snowmobile impact on three alpine tundra plant communities. Environmental conservation 1(2): 101-110.

Griggs, R.F., 1956: Competition and succession on a Rocky Mountain fellfield. i: P&P: 131.

Grulke, N.E. & L.C. Bliss, 1983: A note on winter seed rain in the High Arctic. Note. Arctic 51(2): 261-265.

Haag, R.W., 1974: Nutrient limitations to plant production in two tundra communities. Can. J. Bot. 52: 103-116.

Haag, R.W. & L.C. Bliss, 1974: Energy budget changes following surface disturbance to upland tundra. J. appl. Ecology 11: 355-374.

HARDY Associates Ltd., 1984a: Environmental evaluation. Bent Horn Production Project. IV - Application for Development Plan Approval. Prepared for Panarctic Oils Ltd.

HARDY Associates Ltd., 1984b: Revegetation Monitoring of the Interprovincial Pipe Line (NW) Ltd. Norman Wells to Zama Pipeline. Prepared for Interprovincial Pipe Line (NW) Ltd.

HARDY Associates Ltd., 1985a: Norman Wells to Zama Pipeline. July, 1985 Revegetation Program. Prepared for Interprovincial Pipe Line (NW) Ltd.

HARDY Associates Ltd., 1985b: Norman Wells to Zama Pipeline Revegetation Program - shrub cutting trial - 1985. Prepared for Interprovincial Pipe Line (NW) Ltd.

Harris, S.A., 1986: Permafrost Distribution, Zonation and Stability along the Eastern Ranges of the Cordillera of North America. Arctic 39(1): 29-38.

Harrison, J.E., 1973: Environmental geology - mountain coal mining Alberta and British Columbia. i: P&P: 133.

Harrison, J.E., 1974: Some basic data with respect to coal mine waste reclamation. i: P&P: 134-135.

Haugen, R.K., 1982: Climate of remote areas in north-central Alaska 1975-1979 summary. CRREL Report 82-35.

Heginbottom, J.A., 1974: The effects of surface disturbance on ground ice content and distribution. Quaternary Geology: surveys and terrain performance. Mackenzie Valley. Geol. Surv. Can. Paper 74-1, Part-A: 273.

Hernandez, H., 1972: Surficial disturbance and natural plant recolonization in the Mackenzie Delta region. i: Bliss & Wein, 1972a.

Hernandez, H., 1973a: Revegetation Studies - Norman Wells, Inuvik and Tuktoyaktuk, N.W.T. and Prudhoe Bay, Alaska. i: P&P: 145-148.

Hernandez, H., 1973b: Natural plant recolonization of surficial disturbances, Tuktoyaktuk Peninsula Region, N.W.T. Can. J. Bot. 51(11): 2177-2196.

Hernandez, H., 1974: Possible effects on vegetation of proposed gas pipeline from Prudhoe Bay, Alaska, and the Mackenzie Delta, to Alberta. i P&P: 149-150.

Hodgson, H.J., A.C. Wilton, R.L. Taylor & L.J. Klebesadel, 1964: Registration of Polar Bromegrass. Crop Science 11: 939.

Hodgson, J.J., R.L. Taylor, A.C. Wilton & L.J. Klebesadel, 1971: Registration of Nugget Kentucky Bluegrass. Crop Science 11: 938.

Hodgson, H.J., R.L. Taylor, L.J. Klebesadel & A.C. Wilton, 1978: Registration of Arctared Red Fescue. Crop Science 18: 524.

Holloway, P. & J. Zasada, 1979: Vegetative Propagation of 11 common Alaskan woody plants. PNW Research Note. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, 809 NE 6th AVE, Portland, Oregon 97232.

Holt, S., 1987: The effects of crude and diesel oil spills on plant communities at Mesters Vig, Northeast Greenland. Arctic and Alpine Research 19(4): 490-497.

Hovland, D., 1976: Stabilization and maintenance of disturbed surfaces. Fertilizer requirements. i: Evans (ed.): 282

Hulten, E., 1968: Flora of Alaska and neighboring Territories. Standford Univ. Press, California.

Hustich, I., 1966: On the forest-tundra and the northern tree-lines. Ann. Univ. Turku A II 36: 7-47.

Hustich, I., 1979: Ecological concepts and biographical zonation in the North: the need for a generally accepted terminology. Holarctic Ecology 2: 208-217.

Hutchinson, T.C., J.A. Hellebust & M. Telford, 1976: Oil spill effects on vegetation and soil microfauna at Norman Wells and Tuktoyaktuk, N.W.T. ALUR 74-75-83, INAC.

Hutchinson, T.C. & J.A. Hellebust, 1978: Vegetational recovery in the Canadian arctic after crude and diesel oil spills. ALUR 1975-76, INAC.

Insam, H., 1988: Soil microbiological properties of reclamation sites compared to natural succession. i: Keammerer & Brown (eds.): 139-146.

Interprovincial Pipe Line Ltd., 1984: Post Construction Monitoring Programs for the Norman Wells to Zama Pipeline.

Ives, J.D. & R.G. Barry (eds.), 1974: Arctic and Alpine Environments. Methuen. 999 pp.

Jacobsen, N.Kingo, 1987: Studies on soils and potential for soil erosion in the sheep farming area of South Greenland. Arctic and Alpine Research 19(4): 498-507.

Johnson, A.W. & B.N. Neiland, 1983: An analysis of plant succession on frost scars 1969-1980. Proc. Permafrost 4th Intern. Conf. p. 537-542.

Johnson, L., 1978: Biological Restoration Strategics in relation to nutrients at a subarctic site on Fairbanks, Alaska. i: Proc. 3rd Int. Conf. Permafrost vol. 1: 461-466.

Johnson, L. & K. VanCleve, 1976: Revegetation in arctic and subarctic North America. A literature review. CRREL Report 76-15.

Johnson, L. & Viereck, L., 1983: Recovery and active layer changes following a tundra fire in northeastern Alaska. i: Proc. 4th Int. Conf. Permafrost: 543-547.

Johnson, L.A., 1981: Revegetation and selected terrain disturbances along the trans-Alaska pipeline, 1975-1978. CRREL Report 81-12.

Johnson, L.A., S.D. Rindge, D.A. Gaskin, 1981: Chena River Lakes Project revegetation study. Three-year summary. CRREL Report 81-18.

Johnson, L.A., E.B. Sparrow, T.M. Jenkins, C.M. Colling, C.V. Davenport, & T.T. McFadden, 1980: The fate and effects of creude oil spilled on subartic permafrost terrain in interior Alaska. CRREL Report 80-29.

Johnson, P.R. & C.M. Collins, 1980: Snow pads used for pipeline construction in Alaska, 1976. CRREL 80-17.

Johnstone, I.M., 1986: Plant invasion windows: A time-based classification of invasion potential. Biological Review 61: 369-394.

Karlin, E.F. & L.C. Bliss, 1983: Germination Ecology of Ledum groenlandicum and L. palustre ssp. decumbens. Arctic and Alpine Research 15: 397-401

Kay, B.L., 1978: Mulch and chemical stabilizers for Land reclamation in dry regions. i: Reclamation of Drastically Disturbed Lands. Amer. Soc. Agron. Crop Sci. Amer. and Soil Sci. Soc. Amer.: 467-483.

Keammerer, W.R. L.F. Brown (eds.), 1988: Proceedings: High Altitude Revegetation Workshop no. 8, july 1988. Colorado Water Resources Research Institute.

Keigley, R.B., 1988: Developing Methods of Restoring Vegetation Communities while preserving Genetic Integrity. i: Keammerer & Brown (eds.): 129-138.

Kerfoot, D.E., 1978: Tundra disturbance studies in the western Canadian Arctic. ALUR 1971-72-11.

Kershaw, G.P., 1983: Long-Term Ecological Consequenses in Tundra Environments of the CANOL Crude Oil Pipeline Project, N.W.T., 1942-1945. PhD-thesis Univ. of Edmonton.

Kershaw, G.P., 1984: Tundra Plant Communities of the Machenzie Mountains, Northwest Territories; Floristic Characteristics of Long-Term Surface Disturbances. i: Olson et al. (eds).

Kershaw, G.P. & L.J. Kershaw, 1987: Succesful plants colonizers on disturbances in tundra areas of northwestern Canada. Arctic and Alpine Research 19(4): 451-460.

Kevan, P.G. 1972: Insect pollination of high arctic flowers. i: ECCA 3 p. 1018.

Kjøller, A. & S. Ødum, 1971: Evidence for Longevity of Seeds and Microorganisms in Permafrost. Arctic 24(3): 230-233

Klebesadel, L.J., 1969: Agronomic characteristics of the little-known, northern grass, Arctagrostic latifolia var. arundinacea (Trin.) Griseb., and a proposed common name, tall arcticgrass. Agronomy Journal 61: 45-49.

Klebesadel, L.J., 1970a: Influence of planting date and latitudinal provenance on winter survival, heading, and seed production of bromegrass and timothy in the subarctic. Crop Science 10.

Klebesadel, L.J., 1970b: Effects of nitrogen on heading and other components of bromegrass seed yield in the Subarctic. Crop Science 10: 639-642.

Klebesadel, L.J., 1971a: Time of planting critical for Alaska grass seed growers. i: P&P: 187.

Klebesadel, L.J., 1971b: Nyctoperiod modification during late summer and autumn affects winter survival and heading of grasses. Crop Science 11: 507-511.

Klebesadel, L.J., A.C. Wilton et al., 1964: Fall Growth behaviour and winter survival of Festuca rubra and Poa poratensis in Alaska as influenced by latitude-of-adaption. Crop Science 4: 340-341.

Klein, D.R., 1970: The Impact of Oil Development in Alaska (A Photo Essay). i: Fuller & Kevan (eds.).

Klein, D.R., 1984: Critical problems in the conservation of North American large mammals. Acta Zool. Fennica 172:173-176.

Klokk, T. & O.I. Rønning, 1987: Revegetation experiments at Ny-Ålesund, Spitsbergen, Svalbard. Arctic and Alpine Research 19(4): 549-553.

Komarkova, V., 1983: Recovery of plant communities and summer thaw at the 1949 Fish Creek Test Well 1, Arctic Alaska. i: Proc. 4th Int. Conf. Permafrost: 645-650.

Komarkova V. & P.J. Webber, 1980: Vegetation Succession and Recovery of Old Oil Wells on the Alaskan North Slope. i: Proc. High Alt. Reveg. Workshop no. 4: 38-64.

Kubanis, S., 1986: Natural and induced revegetation along the Yukon River-Prudhoe Bay Haul Road, 1977-1981. i: Int. Conf. on Northern Hydrocarbon Development and Environmental Problem Solving. Alberta 1985.

Kuc, M., 1972: The responce of tundra plants to anthropogenic habitats in the high arctic. i: Peterson (1974): 397-398.

Lambert, J.D.H., 1972: Plant succession on tundra mudflows: preliminary observations. Arctic 25: 99-106.

Lambert, J.D.H., 1976: Plant succession on an arctic tundra mud slump, Garry Island, Mackenzie River Delta, Northwest territories. Canadian Journal of Botany 54: 1750-1758.

Larson, J.E., 1980: Revegetation Equipment Catalog Prepared for the Vegetative Rehabilitation and Equipment Workshop (VREW). Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Equipment Development Center, Fort Missoula, Missoula, Montana.

Lawson, D.E., 1982: Long-term modifications of perennially frozen sediment and terrain at East Oumalik, northern Alaska. CRREL Report 82-36.

Lawson, D.E., 1986: Response of Permafrost terrain to disturbance: A synthesis of observations from northern Alaska, USA. Arctic and Alpine Research 18(1): 1-17.

Lawson, D.E., J. Brown, K.R. Everett, A.W. Johnson, V. Komarkova, B.M. Murray, D.F. Murray & P.J. Webber, 1978: Tundra disturbances and recovery following the 1949 exploratory drilling, Fish Creek, Northern Alaska. CRREL Report 78-28.

Lechowicz, M.J. & G.R. Shaver, 1982: A multivariate approach to the analysis of factorial fertilization experiments in Alaskan arctic tundra. Ecology 63(4): 1029-1038.

Leck, M.A., 1980: Germination in Barrow, Alaska, tundra soil cores. Arctic and Alpine Research 12(4): 343-349.

Linell, K.A., 1973: Long-term effects of vegetative cover on permafrost stability in an area discontinuous permafrost. i: Pewe & Mackay (eds.): 688-693.

Linkins, A.E. & R.M. Atlas & P. Gustin, 1978: Effect of Surface Applied Crude Oil on soil and vascular plant root respiration, soil cellulase, and hydrocarbon hydroxylase at Barrow, Alaska. Arctic 31(3): 355-365.

Linkins, A.E. & N. Fetcher, 1983: Effects of surface-applied Prudhoe Bay crude oil on vegetation and soil processes in tussock tundra. i: Proc. 4 th Int. Conf. Permafrost: 723-728.

Löve, D., 1970: Subarctic and subalpine: Where and what?. Arctic and Alpine Research 2(1): 63-73.

Mackay, J.R., 1971: Groundice in the active layer and the top portion of permafrost. i: Brown (ed.): 26-30.

MacLaren Plansearch, 1982: Environmental Guidelines Pits and Quarries prepared for: Land Resources, Northern Affairs Program QA-8316-000-EE-A1.

Maneval, D.R., 1983: Update-Reclaiming Mine Lands in Alaska. Mining Engineering, oct. 1983.

Marchand, P.J. & D.A. Roach, 1980: Reproductive strategies of pioneering alpine species: seed production, dispersal, and germination. Arctic and Alpine Research, vol. 12(2): 137-146.

Marr, J.W., 1969: Cyclical change in a patterned-ground ecosystem, Thule, Greenland. i: Pewe (ed.): 177-201.

Matthews, J.A. & R.J. Whittaker, 1987: Vegetation succession on the Storbreen Glacier Foreland, Jotunheimen, Norway: A review. Arctic and Alpine Research 19(4): 385-395.

Matveyeva, N.V., 1979: An annotated list of plants inhabiting of natural and anthropogenic disturbances of tundra cover in western Taimyr: The settlement of Kresty. i: West (ed.): 18-29.

May, D.E., J.P. Webber & T. May, 1982: Succes of transplanted alpine tundra plants on Niwot Range, Colorado. J. Appl. Ecology 19: 965-976.

McCown, B.H., 1973a: Growth and Survival of Noprthern Plants at Low Soil Temperatures. Growth response, organic nutrients and ammonium utilization. CRREL special report 186.

McCown, B.H., 1973b: The influence of soil temperature and survival in Alaska. McCown & Simpson (eds): 12-33.

McCown, B.H., 1978: The interactions of organic nutrients, soil nitrogen, and soil temperature and plant growth and survival in the arctic environment. i: Tieszen (ed.): 435-456.

McCown, B.H. & D.R. Simpson (eds.), 1973: The impact of oil resource development on northern plant communities. Occasional publications on northern life, No. 1. University of Alaska, Fairbanks, Institute of Arctic Biology.

McGillivray, A.H., 1976: Panarctic Oils Ltd. revegetation project five-year progress report. i: Peterson (1979): 2539-2541.

McGraw, J.B., 1980: Seed bank site and distribution of seeds in cottongrass tussock tundra, Eagle Creek, Alaska. Can. J. Bot. 58(15): 1607-1611.

McGraw, J.B. & G.R. Shaver, 1982: Seedling Density and Seedling in Alaskan cotton grass tussock tundra. Holarctic Ecology 5: 212-217.

McKendrick, J.D., 1987: Plant succession on disturbed sites, North Slope, Alaska, USA. Arctic and Alpine Research 19(4): 554-565.

McKendrick, J.D., G.O. Batzli & J.C. Swanson, 1980: Some effects of mammalian herbivores and fertilization on tundra soils and vegetation. Arc. Alp. R. 12(4).

McKendrick, J.D. & W.W. Mitchell, 1978a: Effects of Burning Oil - Spilled onto Six Habitat Types in Alaska. Arctic 31(3): 277-295.

McKendrick, J.D. & W.W. Mitchell, 1978b: Fertilizing and Seeding Oil-Damaged Arctic Tundra to Effect Vegetation Recovery. Prudhoe Bay, Alaska. Arctic 31(3): 296-304.

McKendrick, J.D., V.J. Ott & G.A. Mitchell, 1978: Effects of nitrogen and phosphoruous fertilization on carbohydrate and nutrient levels in Dupontia fishery and Arctagrostis latifolia. i: Tieszen (ed.): 509-537.

McKell, C.M., 1982: New Developments in Soil Amendments. A biologists point of view. i: Pro. High Alt. Reveg. Workshop no. 5: 151-163.

Mechanics Research, Inc., 1977: Summary report on the Trans Alaska Pipeline System. Environmental compliance. Field Surveillance Report No. FS-8.

Milberg, P., 1990: Hur länge kan ett frö leva?. Svensk Botanisk Tidsskrift 84(5): 323-352.

Miller, C.R., R. Parkerson, J. Zasada, A. Epps & J.A. Smith (eds.), 1983: A Revegetative Guide for Alaska. Alaska Rural Development Council. Cooperative Extension Service, University of Alaska, 4/83/157/ACE.

Miller, P.C., P.M. Miller, M. Blake-Jacobson, F.S.III Chapin, K.R. Everett et al. 1984: Plant-soil processes in Eriophorum vaginatum tussock tundra in Alaska: a system modeling approach. Ecological Monographs 54(4): 361-405.

Milner, B.J., 1979: Vegetation. i: Beak Consultants Ltd.: 48-60.

Mineral Development International a/s, 1990: Rapport af feltarbejde i Qasigianguit Kommune i perioden 22.-29. august 1990.

Mitchell, W.W., 1978: Grasses for revegetation in the Arctic. i: Evans (ed.): 141-147.

Mitchell, W.W., 1979: Three varieties of native Alaskan grasses for revegetation purposes. Institute of Agricultural Science, Agricultural Experiment Station, University of Alaska, Circular 32.

Mitchell, W.W., 1981: Alaskan-developed grass varieties coming into use. Agroborealis 13: 56-58.

Mitchell, W.W., 1982: Revegetation Progress in Alaska. i: High Alt. Reveg. Workshop no. 5: 122-127.

Mitchell, W.W., 1985: Revegetation in Alaska. Northern Science Network Newsletter 3(1). Published by UNESCO-MAB, Northern Science Network Secretariat, Boreal Institut for Northern Studies, Univ. of Alberta, Edmonton, Alberta /6G 2E9, Canada.

Mitchell, W.W. & J.D. McKendrick, 1975: Responses of arctic, boreal, and alpine biotypes in reciprocal transplants. i: Brown (ed.).

Moore, J.M. & R.W. Wein, 1977: Viable seed populations by soil depth and potential site recolonization disturbance. Can. J. Bot. 55: 2408-2412.

Mueller-Dombois, D. & H. Ellenberg, 1974: Aims and methods of vegetation ecology. New York. John Wiley & Sons. 547 pp.

Murray, D.R., 1977: Pit Slope Manual, Supplement 10-1 - Reclamation by Revegetation: VOLUME 2 - Mine Waste Inventory by Satellite Imagery. Ottawa: Canada: Centre for Mineral and Energy Technology. pp1-216.

Myers, K.C., 1985: Examination of drilling reserve pit fluids and effects of tundra disposal at Prudhoe Bay, Alaska. Paper fra Int. Conf. on Northern Hydrocarbon Development Environmental Problems Solving 24.-26. sept. 1985.

Nordenskjöld, O. & L. Mecking, 1929: The Geography of the Polar Regions. American Geographical Society Special Publication no. 8. 359 pp.

Nørrevang, A. & J. Lundø (eds.), 1981: Grønlands Natur. Politikens Forlag, København.

Odum, E.P., 1971: Fundamentals of Ecology. 3.ed. Philadelphia: Saunders. 574 pp.

Olson, A.R. & J.H. Richards, 1979: Temperature responses of germination in arctic poppy (Papaver radicatum Rottb.) seeds. Arctic and Alpine Research 11(3): 343-348.

Olson, A.R., R. Hastings & F. Geddes (eds), 1984: Northern Ecology and Resource Management: Memorial essays honoring Dr. Giel. University of Alberta Press, Edmonton, Alberta, Canada.

P & P: se Peterson & Peterson, 1977.

Patterson III, W.A. & J.G. Dennis, 1981: Tussock Replacement as a Means of Stabilizing Fire Breaks in Tundra Vegetation. Arctic 34(2): 188-189.

Pegan, R.E., 1970: Succession in two exclosures near Unalakleet, Alaska. Canadian Field-Naturalist 84(2): 175-77

Peterson, E.B. & N.M. Peterson, 1977: Revegetation Information Appliable to Mining Sites in Northern Canada. Environmental Studies No. 3. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. Bibliografi. 405 pp. (ref. P&P).

Peterson, K.M. & W.D. Billings, 1980: Tundra vegetational patterns and succession in relation to microtopography near Atkasook, Alaska. Arctic and Alpine Research 12(4): 473-482.

Peterson, N.M., 1974: Ecology of the Canadian Arctic Archipelago. North of 60. Selected references. Vol. 1+2. Indian and Northern Affairs Canada.

Peterson, N.M., 1975: ECAA. Selected references. Vol.3.

Peterson, N.M., 1976: ECAA. Selected references. Vol.4.

Peterson, N.M., 1978: ECAA. Selected references. Vol.5.

Peterson, N.M., 1979: ECAA. Selected references. Vol.6+7.

Peterson, N.M., 1980: ECAA. Selected references. Vol.8.

Peterson, N.M., 1981: ECAA. Selected references. Vol.9.

Pewe, T.L., 1969: The periglacial Environment. Arctic Institute of North America. McGill - Queens University Press, Montreal.

Pewe, T.L., 1982: Geologic hazards of the Fairbanks Area, Alaska. Special Report 15. Division of Geological & Geophysical Surveys, College, Alaska.

Pewe, T.L. & J.R. Mackay (eds), 1973: Permafrost. North American contribution to the second International Conference (1973). National Academy of Science, Washington D.C.

Pilegaard, K., 1985: Greenland. Northern Science Network Newsletter 3(1).

Philipp, M., J. Böcher, O. Mattsson & S.R.J. Woodell, 1990: A quantitative approach to the sexual reproductive biology and population structure in some arctic flowering plants: Dryas integrifolia, Silene acaulis and Ranunculus nivalis. Meddr. Grønland, Bioscience 34, 34 pp.

Polunin, N., 1951: The real Arctic: Suggestions for its delimination, subdivision and characterization. Journal of Ecology 39: 308-315.

Polunin, N., 1959: Circumpolar Arctic Flora. Oxford At the Clarendon Press. pp.514.

Porsild, A.E., C.R. Harrington & G.A. Mulligan, 1967: Lupinus arcticus Wats. grown from seeds of Pleistocene age. Science 158: 113-114.

Price, L.W., L.C. Bliss & J. Svoboda, 1974: Origin and significance of wet spots on scraped surfaces in the high arctic. Arctic 27(4).

Proc. 3rd Int. Conf. Permafrost vol. 1, 1978. National Research Council of Canada.

Proc. 3rd Int. Conf. Permafrost vol. 2, 1979. National Research Institutte of Canada. Ottawa

Proc. 4th Int. Conf. Permafrost, 1983. National Academy Press, Washington D.C.

Proc. High-Altitude Revegetation Workshop No. 2. 1976. Zuck, R.H. & L.F. Brown (eds.) Colorado State University, Information Series No. 21.

Proc. High-Altitude Revegetation Workshop No. 4. 1980. Jackson, C.L. & M.A. Schuster (eds). Colorado State University, Information Series No. 42.

Proc. High-Altitude Revegetation Workshop No. 5. 1982. Cuany, R.L. & Etra, J. (eds). Colorado State University, Inf. Ser. No. 48.

Proc. High-Altitude Revegetation Workshop No. 6. 1984. Colbert, T.A. & Cuany, R.L. (eds). Information Series No. 53. Water Resources Research Institute, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.

Proc. High-Altitude Revegetation Workshop No 7. 1984. Colbert, T.A. (eds.) Colorado Water Resources Research Institute, Fort Collins, Colorado, USA.

Proc. High-Altitude Revegetation Workshop No. 8. 1988. Keammerer, W.R. & L.F. Brown (eds.). Information Series no. 59.

Racine, C.H., L.A. Johnson & L.A. Viereck, 1987: Patterns of vegetation recovery after tundra fires in Northwestern Alaska, USA. Arctic and Alpine Research 19(4): 461-469.

Radforth, J.R., 1973: Long term effects of summer traffic by tracked vehicles on tundra. Ottawa: Indian and Northern Affairs. pp. iv, 1-60.

Rand, P.R., 1986a: Report on the vegetation restoration activities at Constable Pynt Base Camp, Jameson Land. East Greenland, Summer 1986. ARCO Greenland. pp 35.

Rand, P.R., 1986b: Assesment of the effects of winter seismic operations on Jameson Land, East Greenland, ACRO Greenland, pp 33.

Rand, P.R. (ed.), 1982: Land and water issues related to energy development.

Rannie, W.F., 1986: Summer Air Temperature and Number of Vascular Species in Arctic Canada. Arctic 39(2): 133-137.

Reynolds, P.C., 1982: Some effects of oil and gas exploration activities on tundra vegetation in northern Alaska. i: Rand, P.R. (ed.): 403-417.

Rice, R.J., 1978: Fundamentals of geomorphology. Longman, N.Y. 387 pp.

Richardson, B.Z. & T.R. Trussel, 1981: Species diversity for wildlife as a consideration in revegetating mined areas. Proc. Symp. on Shrub establishment on disturbed arid and semi-arid land. Wyoming.

Rickard, W.E. & J. Brown, 1974: Effects of vehicles on Arctic tundra. Environmental Conservation 1(1): 55-62.

Rindge, S.D. et al., 1979: Utilization of sewage sludge for terrain stabilization in cold regions: Part III. CRREL Special Report 79-34.

Roach, D.A., 1985: Buried seed and standing vegetation in two adjacent tundra habitats, northern Alaska. Oecologia 60(3): 359-364.

Roach, D.A. & P.J Marchand, 1984: Recovery of alpine disturbances: Early growth and survival in populations of the native species, Arenaria groenlandica, Juncus trifidus, and Potentilla tridentata. Arctic and Alpine Research 16(1): 37-43.

Rosendahl, S., 1985: Udnyttelse af mychorrhiza-dannende svampe. Svampe 1985(12): 50-59.

Runolfsson, S., 1987: Land reclamation in Iceland. Arctic and Alpine Research 19(4): 514-517.

Råstofforvaltningen for Grønland, 1990: Regler for kørsel. Foreløbigt udkast.

Saville, D.B.O., 1972: Arctic Adaptations in plants. Monograph no. 6 Canada Deparment of Agriculture. pp. 81.

Schaller & Sutton (eds.), 1978: Reclamation of drastically disturbed lands. Madison, Wisc., American Society of Agronomy.

Schwendiman, J.L., 1973: Site preparation and seeding methods for critical areas. i: Alaska Reveg. Workshop notes: 34-40.

Sexstone, A.J. & R.M. Atlas, 1977: Response of microbial populations in arctic tundra soils to crude oil. Can. J. Microbio. 23: 1327-1333.

Shaver, G.R., 1983: Mineral nutrition and leaf longevity of Ledum palustre: The role of individual nutrients and the riming og leaf mortality. Oecologia 56: 160-165.

Shaver, G.R, & F.S.III Chapin, 1980: Response to fertilization by various plant growth forms in an Alaskan tundra: Nutrient accumulation and growth. Ecology 61: 662-675.

Shaver, G.R., F.S.III Chapin & W.D. Billings, 1979: Ecotypic differentiation in Carex aquatilis on ice-wedge polygons in the Alaskan coastal tundra. Journal of Ecology, 67, 1025-1046.

Shaver, G.R., B.L. Gartner, F.S.III Chapin & A.E. Linkins, 1983: Revegetation of arctic disturbed sites by native tundra plants. i: Proc. 4th Int. Conf. Permafrost: 1133-1138

Smith, M.W., 1975: Numerical simulation of microclimatic and active layer regimes in a high arctic environment. ALUR 1974-75. INAC

Smith, S.W, & T.D.W. James, 1979: Sump Studies III - Biological changes in permafrost terrain adjacent to high arctic oil and gas wellsites. INAC. Northern Affairs Program.

Smith, M.V., 1977: Computer simulation of microclimatic and ground thermal regimes: Test results and program description. ALUR 1975-76. INAC.

Soper, J.H. & J.M. Powell, 1985: Botanical Studies in the Lake Hazen Region, Northern Ellesmere Island, Northwest Territories, Canada. Publications in Natural Science 5, National Museum of Canada. National Museum of Natural Sciences, Ottawa, Canada.

Stoehr, M.U. & R.E. jr. Farmer, 1983: Vegetative Porpagation of Alnus crispa. Towards energy self sufficiency in the North: Energy Conservation and Forest Biomass. Symposium held in Association with the 34th Alaska Science Conference, Whitehorse, 1983.

Stover, J.C., 1973: Mulching in Alaska. i: P&P: 311-312.

Stuart, L. & P.C. Miller, 1982: Effect of fertilization, altered drainage and vehicle tracks on soil aeration in tussock tundra. Can. J. Soil Sci. 62: 495-502.

Svoboda, J. & G.H.R. Henry, 1987: Succession in marginal arctic environments. Arc. Alp. Resch. 19(4): 373-384.

Syncrude Canada ltd., 1975: Revegetation: species selection - an initial report. Syncude Canada, Edmonton. i: P&P: 315-317.

Sørensen, T., 1941: Temperature Relations and Phenology og the Northeast Greenland Flowering Plants. Meddr. Grønland 125(9).

Taylor, K., 1976: Environmental alteration and natural revegetation at Discovery Mine, Northwest Territories, Canada. i: P&P: 318-319.

Thirgood, J.V., 1972: Land reclamation must follow land disturbance. Canadian Mining Journal 93(12): 3-40.

Thorsteinsson, I., 1979: Undersøgelser af vegetation og fåreavl i Grønland 1977. Rapport II. Landbrugets forskningsinstitut Island/Forsøgsstationen Upernaviarsuk Grønland.

Tieszen, L.L. (ed.), 1978: Vegetation and production ecology of an Alaskan arctic tundra. Ecological Studies vol. 29. Springer-Verlag, New York.

Ulrich, A. & P.L. Gersper, 1978: Plant nutrient limitations of tundra plant growth. i: Tieszen (ed.): 457-482.

UMA. CANUCK. HARDY. Construction Services Manager, 1984. Revegetation Program March-April 1984. Prepared for Interprovincial Pipe Line (NW) Ltd.

UMA. CANUCK. HARDY. Construction Services Manager, 1985. Interprovincial Pipeline (NW) Ltd. Norman Wells to Zama Pipeline. Revegetation Activities March-April 1984 and February-March 1985.

VanCleve, K., 1973: Revegetation of disturbed tundra and taiga surfaces by introduced and native plant species. i: McCown & Simpson (eds): 7-11

Viereck, L.A., 1979: Characteristics of treeline plant communities in Alaska. Holarctic Ecology 2: 228-238.

Viereck, L.A. & L.A. Schandelmeier, 1980: Effects of fire in Alaska and adjacent Canada - a literature review. Anchorage, Alaska: U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management. Alaska Technical Report 6.

Wager, H.G., 1938: Growth and survival of plants in the Arctic. Ecology 38: 390-410.

Walker, D.A., K:R. Everett, P.J. Webber & J. Brown, 1980: Geobotanical Atlas of the Prudhoe Bay Region, Alaska. CRREL Report 80-14.

Walker, D.A. & K.R. Everett, 1987: Road Dust and its Environmental Impact on Alaskan Taiga and Tundra. Arctic and Alpine Research 19(4): 479-489.

Walker, D.A., P.J. Webber, K.R. Everett, & J. Brown, 1977: The effects of low-pressure wheeled vehicles on plant communities and soils at Prudhoe Bay, Alaska. CRREL Special Report SR 77-17.

Walker, D.A., P.J. Webber, K.R. Everett & J. Brown, 1978: Effects of Crude and Diesel Oil Pills on Plant Communities at Prudhoe Bay, Alaska, and the Derivation of Oil Spill Sensitivity Maps. Arctic 31(3): 242-259.

Walker, D.A., P.J. Webber, M.D. Walker, N.D. Lederer, R.H. Meehan & E.A. Nordstrand, 1986: Use of Geobotanical Maps and Automated Mapping Techniques to Examine Cumulative Impacts in the Prudhoe Bay Oilfield, Alaska. Environmental Conservation 13(2): 149-160.

Washburn, A.L., 1979: Geocryology. A Survey of periglacial processes and environments. Arnold. pp. 406.

Webber, P.J., 1978: Spatial and Temporal Variation of the Vegetation and its Productivity. i: Tieszen (ed.).

Webber, P.J. & J.D. Ives, 1978: Damage and recovery of tundra vegetation. Environmental Conservation 5(3): 171-182.

Weidick, A., 1968: Observations on some Holocene glacier fluctuations in West Greenland. Meddr. Grønland 165(6), 202 pp.

Wein, R.W. & L.C. Bliss, 1973a: Experimental crude oil spills on arctic plant communities. Journal of Applied Ecology 10: 671-682.

Wein, R.W. & L.C. Bliss, 1973b: Changes in arctic Eriophorum tussock communities following fire. Ecology 54: 845-852.

Wein, Ross W. & D.A. MacLean, 1973: Cotton grass (Eriophorum vaginatum L.) germination requirements and colonizing potential in the Arctic. Can. J. Bot. 51(12): 2509-2513.

West, G.C. (ed.), 1979: The effect of disturbance on plant communities in tundra regions of the Soviet Union. Biological Papers of the University of Alaska. No. 20.

Wishart, D.M. & C.E. Fooks, 1985: Norman Wells Pipeline Project. Right-of-way drainage control - problems and solutions. Int. Conf. on Northern Hydrocarbon Development. Environmental Problem Solving.

Wright, S., 1988: Advances in plant material and revegetation technology in Alaska. i: Keammerer & Brown (eds.): 192-229.

Young, S.B., 1971: The vascular flora of Saint Lawrence Island, with special reference to floristic zonation in the arctic regions. Constibutions from the Gray Herbarium, Harvard University 201: 11-115.

Younkin, W.E., 1972: Revegetation studies of disturbances in the Mackenzie Delta region. i: P&P: 365-366.

Younkin, W.E., 1973: Autecological studies of native species potentially useful for revegetation, Tuktoyaktuk region, N.W.T. i: P&P: 367-368.

Younkin, W.E. (ed.), 1976a: Revegetation in the Northern Mackenzie River Valley Region. Arctic Gas Biological Report Series, vol. 38. Canadian Arctic Gas Study Ltd., Calgary. 119 pp.

Younkin, W.E., 1976b: Preliminary pipeline revegetation specifications for Mackenzie Valley region, N.W.T. i: P&P: 373-378.

Younkin, W.E., 1985: Reclamation of the Northern Environment. Northern Science Network Newsletter vol. 3(1)

Younkin, W.E., 1986: Reclamation/Revegetation Session. Forelægningsnoter/GFM

Younkin, W.E. & W. Friesen, 1976: Sans Sault revegetation trials. i: P&P: 377-378

Younkin, W.E. & L.R. Hettinger, 1978: Assessment of the Effects of Snow Road Construction and use of a Vegetation, Surface Elevation, and active Layers near Inuvik, NWT. i: Proc. 3rd Int. Conf. Permafrost, vol. 1: 481-486.

Younkin, W.E. & H.E. Martens, 1976: Progress report on rig site seeding tests in Mackenzie Delta region, N.W.T. i: P&P: 379-381.

Younkin, W.E. & H.E. Martens, 1985: Evaluation of selected reclamation studies in northern Canada. Prepared for Dept. INAC.

Younkin, W.E. & H.E. Martens, 1987: Long-term success of seeded species and their influence on native species invasion at abandoned rig site A-01, Caribou Hills, N.W.T., Canada. Arctic and Alpine Research 19(4): 566-571.

Yurtsev, B.A. & A.A. Korobkov, 1979: An Annontated List of Plants Inhabiting Sites of Natural and Anthropogeniv Disturbances of Tundra Cover: Southeasternmost Chucki Peninsula. In: West (ed.): 1-17.

Zasada, J.C. & R.A. Densmore, 1977: Changes in seed viability during storage for selected Alaskan Salicaceae. Seed Sci. & Techn. 5, 509-518.

Zasada, J.C. & R.A. Densmore, 1980: Alaskan willow and balsam poplar seed viability after 3 years' storage. Tree Planters' Notes, vol. 31, no. 2: 9-10.

Zasada, John C. & A.C. Epps, 1976: Use of woody plant material in soil and site stabilization and rehabilitation. i: Evans: 284-295.

Zasada, J.C., P. Holloway & R.A. Densmore, 1978: Considerations for the Use of Hardwood Stem Cuttings in surface managemant programs. i: Evans (ed.): 148-151.

Zasada, J.C. & R.A. Norum, 1983: Artificial regeneration of trees and tall shrubs in experimentally burned upland black spruce/feather moss stands in Alaska. Can. J. For. Res. 13: 903-913.

Zasada, J., L.A. Viereck, M.J. Foote et al., 1981: Natural regeneration of Balsam Poplar following harvesting in the Susitna Valley, Alaska. The Forestry Chronicle, vol. 57,2, April 1981, Canada.

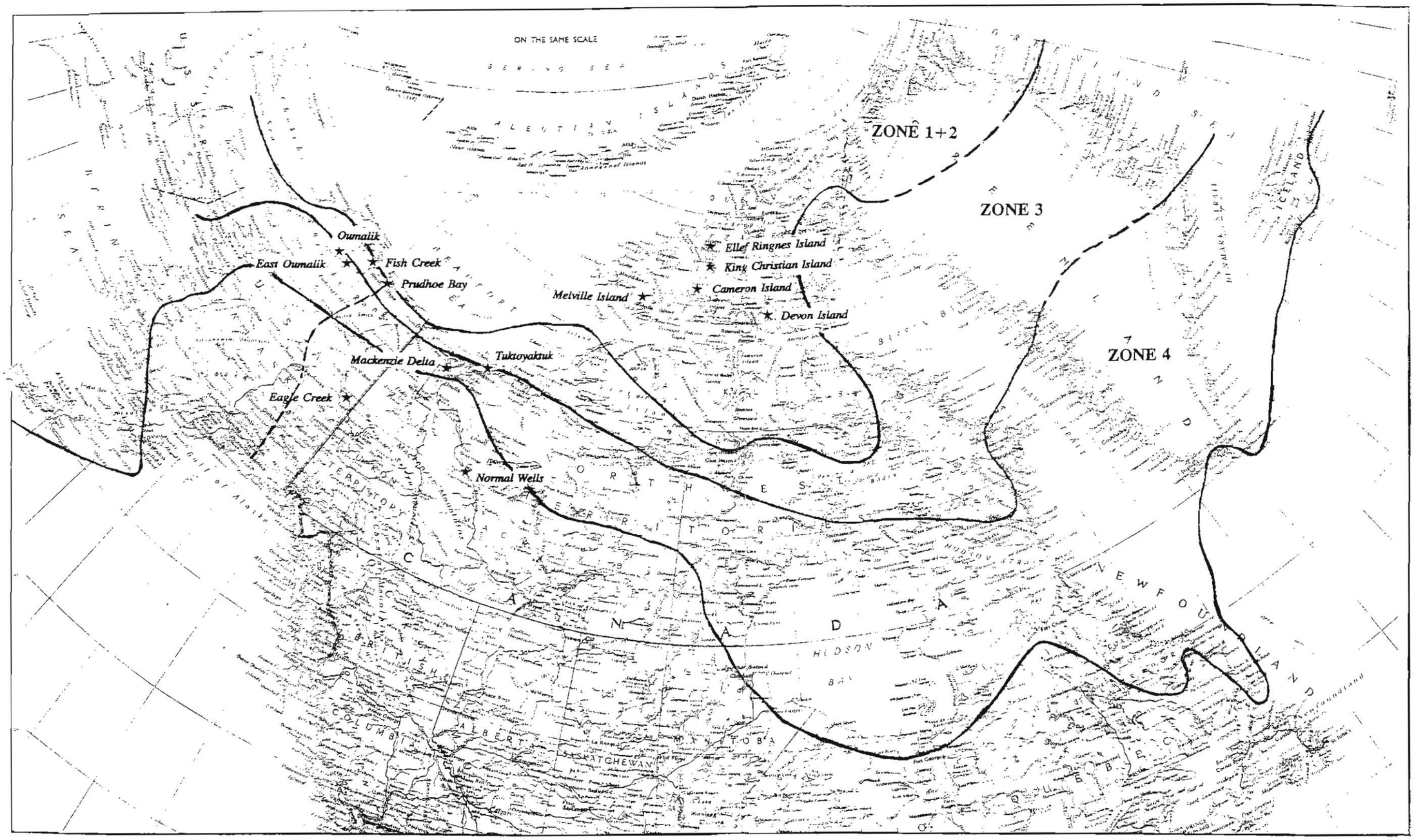
Zuck, R.H. & L.F. Brown (eds.), 1976: Proceedings: High-Altitude Revegetation Workshop No. 2. Information Series No. 21. Environmental Resources Center, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA.

Ødum, S., 1979: Actual and potential tree-line in the North Atlantic region, especially in Greenland and the Faroes. Holarctic Ecology 2(4): 222-227.

Ødum, S., 1985: Strategies in collecting, testing, and breeding ligneous plants for Greenland and the Faroe Islands. 11th Internordic postgraduate Course in plant breeding Munadarnesi 17.-23. Marts 1985.

Ødum, S., 1990: Afforestation experiments reflecting the treeline conditions in Southwest Greenland. i: Fredskild & Ødum (eds.): 43-61.

BILAG 1.



Zoneinddeling af Alaska, Canada og Grønland, der kan danne grundlaget for overførsel af revegeteringserfaringer mellem områderne, iøvrigt omtalt side 145-46. * angiver placeringen af en række større revegeteringsprojekter. – –TAPS.