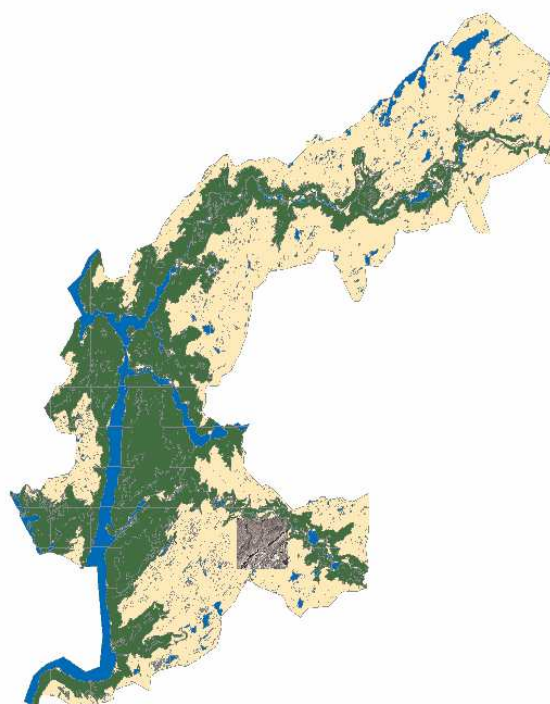
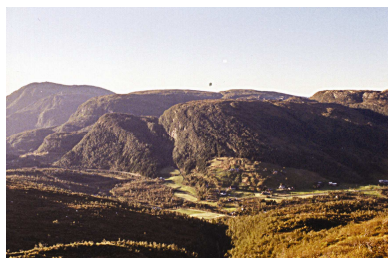


Alpine tre- og skoggrenseendringer Indikator på klimaforandringer eller endret arealbruk?



En studie i Bergsdalen
Vaksdal kommune

Av
Hans-Christian Engum



Mastergradsoppgave ved institutt for geografi
Universitetet i Bergen, 2006

Forord

Veien mot denne dagen har vært full av opp og nedturer, samt mange sidesprang. Når jeg nå omsider er i mål med mastergradsarbeidet, er det på sin plass å takke noen personer som bidratt, ikke bare faglig men også på andre måter. Jeg vil rette en takk til min veileder, Anders Lundberg, for nøyaktig veiledning, spesielt mot slutten av arbeidet.

Den største takken går til min kjære Eli. Du har utvist en enorm tålmodighet og forståelse i tiden jeg har vært i Bergen. At du har ansett det som et felles mål at jeg skulle fullføre graden, har gjort livet mye lettere for meg, og døyvet noe av min dårlige samvittighet. Uten din omsorg og kjærlighet, hadde dette aldri gått. Jeg er deg evig takknemlig!

Takk også til øvrig familie og venner for all støtte og omtanke. En spesiell takk til Yngve, som brukte sin dyrebare tid på å lese korrektur. Takk for at du er slik en flott fyr og god venn.

Til slutt må jeg takke alle medstudenter ved geografisk institutt, for et sosialt fellesskap som har livet opp en ellers ensom arbeidshverdag.

Bergen 03.12.2006

Hans-Christian Engum

Innhold

Forord	I
Innhold	II
Figurliste	V
Tabelloversikt	V
1 Innledning	1
1.1 Tema og problemstilling	1
1.2 Tidligere undersøkelser	2
1.2.1 Treslagenes innvandring til Norge	2
1.2.2 Etteristidens tregrenser i Norge	4
1.2.3 Kulturpåvirkning av tregrensene før det 20. århundre	5
1.2.4 Tregrensen i det 20. århundre	6
1.2.5 Geografisk fordeling av bjørkeskogsgrensen i Norge	7
1.3 Beskrivelse av feltområdet	8
1.3.1 Bergrunnen i Bergsdalen	10
1.3.2 Klima og vegetasjon	11
1.4 Oppgavens struktur	12
2 Landskap og økologi	13
2.1 Landskap	13
2.2 Landskapsøkologi	14
2.3 Suksesjon og klimaks	15
2.4 Stabilitet	17
2.5 Forstyrrelser	18
2.6 Nye forståelser i de økologiske vitenskapene	19
3 Trær, skog og tregrenser	23
3.1 Definisjoner og avgrensninger	23
3.2 Forskjellige typer skog- og tregrenser	25
3.3 Faktorer som påvirker trevekst	26
3.4 Abiotiske vekstfaktorer	27
3.4.1 Temperatur og makroklima	27
3.4.2 Frost	28
3.4.3 Edafiske forhold og jordbunnstemperatur	29
3.4.4 Vind	31
3.4.5 Snø	32
3.4.6 Topografi og eksposisjon	33
3.5 Biotiske vekstfaktorer	34
3.5.1 Vegetasjonens påvirkning på mikroklima	34
3.5.2 Biotisk konkurranse	35
3.5.3 Regenerasjon	35
3.6 Antropogen påvirkning	37

4	Metode	39
4.1	Fotogrammetri, fototolking og GIS.....	39
4.1.1	Det vertikale flyfotoets geometriske egenskaper	40
4.1.2	Stereopar og stereomodell	41
4.1.3	Aerotriangulering	42
4.1.4	Rektifisering	44
4.1.5	Fototolking og klassifikasjon	45
4.2	GIS	47
4.3	Feilkilder og datakvalitet.....	49
4.4	Feltarbeid.....	50
4.4.1	Transektanalyse	50
4.4.2	Ruteanalyser	50
4.4.3	Måling av miljøvariabler	51
4.5	Space for time substitution	52
4.6	Ordinasjonsanalyse.....	52
4.6.1	Direkte ordinasjonsanalyser	53
4.6.2	Indirekte ordinasjonsanalyse	53
4.6.3	Valg av ordinasjonsmetoder.....	54
4.6.4	Eigenvektorer og egenverdier	55
4.6.5	Dentrended correspondence analysis, DCA.....	55
4.6.6	Canonical correspondence analysis, CCA	57
4.7	Transformasjon av data	58
4.7.1	Artsdata	58
4.7.2	Sirkulære eksposisjonsdata	59
4.7.3	Snøverdier	59
5	Klima og arealbruk i endring	63
5.1	Klimaendringer i det 20. århundre	63
5.2	Endringer av driftsformer i det norske jordbruket	66
5.3	Arealbruk i Bergsdalen - En historisk gjennomgang	68
5.3.1	Tradisjonell drift i Bergsdalen.....	68
5.3.2	Endringer i driften	69
5.3.3	Beitedyr i Bergsdalen	69
6	Resultater og analyse	73
6.1	Kartleggingsresultater	73
6.1.1	Sonale endringer.....	76
6.1.2	Helningsgrad og dens betydning for tilvekst.....	79
6.1.3	Skog og spredt trevekst	81
6.2	Metodekritikk	82
6.3	Beskrivelse av transektene	84
6.4	Artsfrekvens og vegetasjonstyper i Bergsdalen	86
6.4.1	Fjellskog og kystfjellhei	86
6.5	DCA-analyse	88
6.5.1	Tolking av ordinasjonsplott.....	89
6.6	CCA-analyse	92
6.6.1	Vegetasjonsvariabler	92

6.6.2	Snøvariabelen	93
6.6.3	Valg av variabler ved Monte-Carlo permutasjonstest.....	96
6.6.4	CCA-ordinasjonsdiagram.....	98
6.6.5	Gjengroingsarter.....	99
6.6.6	Kulturbetingede endringer i vegetasjonen.....	100
6.6.7	Klima og endringer i skogsbestanden	100
6.6.8	Kommentarer til korrelasjonene mellom miljøvariablene	101
6.6.9	Beitetrykkets påvirkning på det biologiske mangfoldet.....	102
7	Diskusjon	105
7.1	Drøfting av årsaksforhold.....	105
7.1.1	Variasjon i tid og rom.....	107
7.1.2	Tregrensen og romlig skala	109
7.1.3	Stabilitetsregimer	112
7.2	Andre studier	113
8	Oppsummering	117
	Litteratur	120
	Vedlegg 1	127
	Vedlegg 2	131
	Vedlegg 3	133

Figurliste

Figur 1.1 Isohypsekart over øvre bjørkeskogsgrense i Norge.....	7
Figur 1.2 Kart over feltområdet.....	9
Figur 4.1 Radialforskyvning i en sentralprojeksjon.....	40
Figur 5.1 Endringer i tritermen i det 20. århundret.....	64
Figur 5.2 Tritermen innenfor hver av de tre normalperiodene på 1900-tallet.....	65
Figur 5.3 Antall sauer og kyr i Bergsdalen i perioden 1965-1996.....	71
Figur 6.1. Skogdekket areal i 1972.....	74
Figur 6.2 Skogdekket areal i 1993.....	75
Figur 6.3 Skogsarealer fordelt på ulike høydesoner.....	76
Figur 6.4 Relative endringer innefor sonene og hver sones bidrag til de absolutte endringer.....	77
Figur 6.5. Skogsareal og dekningsprosent fordelt på 10m høydesoner.....	78
Figur 6.6 Skogsområder fordelt på ulike helningsklasser.....	80
Figur 6.7 Endringer fordelt på ulike helningsklasser.....	81
Figur 6.8. Skogsfordeling på størrelseskategori.....	82
Figur 6.9 Kartet viser transektenes plassering og eksposisjonsretning i feltområdet.....	85
Figur 6.10. Artsfrekvens i prosent av det totale antall ruter.....	87
Figur 6.11. DCA-diagram.....	91
Figur 6.12 CCA-diagram.....	98
Figur 6.13. Artsdiversitet.....	103
Figur 7.1 Faktorer som påvirker tregrensen og skalaen de opererer på.....	111
Figur 7.2 En illustrasjon av stabilitetsregimer.....	113

Tabelloversikt

Tabell 4.1. Flyfoto, målestokk og oppløsning.....	47
Tabell 5.1 Gjennomsnittlige tritermer i normalperiodene i det 20. århundre.....	66
Tabell 6.1 Endringer i skogdekt areal i perioden 1972-1993.....	73
Tabell 6.2 Beskrivelse av transektene.....	86
Tabell 6.3. Sammendrag av DCA analyse.....	88
Tabell 6.4. Korrelasjoner mellom miljøvariablene.....	93
Tabell 6.5. Regresjonsresultater.....	94
Tabell 6.6. Snøvariabelens marginale og betingede forklaringseffekt.....	96
Tabell 6.7 Sammendrag av Monte-Carlo permutasjonstesten.....	97
Tabell 6.8 Sammendrag av CCA-analysen.....	97

1 Innledning

1.1 Tema og problemstilling

Klimaendringer er et tema som har fått stadig mer oppmerksomhet de siste 20 årene. Behovet for å dokumentere effektene på landskap og økosystemer er nødvendig, uavhengig om endringene skyldes menneskelig aktivitet eller naturlige variasjoner. For å kunne forvalte våre landskapsområder med hell, er det viktig å ha forståelse for landskapsdannende prosesser, og hvordan våre landskaper responderer på endringer i klimaet. Temperatur er en viktig faktor for planters vekst i fjellområder, og en økning i sommertemperaturer kan forårsake at vegetasjonssonene i fjellet flytter seg oppover. Det som i dag er snaufjell og skogsfrie områder kan dermed bli invadert av skogsarter. Bjørken responderer relativt hurtig på temperaturendringer, og kan derfor muligens fungere som en indikator på klimatiske endringer.

I tillegg har menneskets bruk av landskapet vært i endring det siste hundreåret. Endringene er spesielt merkbare når det gjelder utmarksområdene. Mens det totale arealet av innmark i drift har vært rimelig stabilt, til tross for at antall gårdsbruk er kraftig redusert, er saken ganske annerledes for utmarksarealene (Dragland et al., 2002). Slike områder representerer ikke lenger den samme nødvendige ressurs de engang gjorde, og har mange steder blitt tatt helt ut av bruk. Der man tidligere var avhengig av å sanke fôr og gjødsel i utmarken, finnes det nå kunstig framstilte erstatningsprodukter. I tillegg har hogst i fjellskogen også avtatt som en følge av at de fleste seterbruk er lagt ned. Livsbetingelsene for både flora og fauna har dermed endret seg radikalt i subalpine områder.

Det forekommer med andre ord både klimatiske og kulturelle endringer som kan ha konsekvenser for tregrensene i fjellet. Formålet med min oppgave blir å kartlegge endringer i tregrensene i Bergsdalen, Vaksdal kommune. Problemstillingen er definert som følger:

Kartlegging av retning og omfang av tre- og skoggrenseendringer i Bergsdalen i tidsrommet 1972-1993. Er endringene klimatisk eller kulturelt betinget?

1.2 Tidligere undersøkelser

Tregrensene i fjellet har vært tema for forskning og undersøkelser de siste 150 år, og man har forsøkt å avklare de bakenforliggende, determinerende faktorer (Löffler et al. 2004). I dette materialet ligger det også en kartlegging av fluktuasjoner i grensene siden siste istid, både ved hjelp av karbondaterte makrofossiler og pollenanalyse. Allerede på slutten av 1800-tallet var det en generell oppfatning av at på et visst tidspunkt måtte både bjørke- og furuskogen ha vært etablert minst 150 – 200 m over dagens grenser, og at de siden hadde sunket som en konsekvens av forringelser i klimaet (Aas og Faarlund, 2001). I første del av oppgaven vil jeg nå gi en kort beskrivelse av skogens og tregrensenes utvikling siden siste istid og fram til moderne tid.

1.2.1 Treslagenes innvandring til Norge

Pollenundersøkelser indikerer at det fantes bjørkeskoger i Rogaland allerede i *Bølling-Brøndmyr-interstadialen* (13.000-12.000 BP). Disse gikk noe tilbake i *eldre Dryas* (12.000-11.800 BP), men i løpet av *Allerød-interstadialen* (11.800-11.000 BP) bredte bjørkeskogen seg nok en gang utover på Sørvestlandet (Aas og Faarlund, 1991). Sent i denne perioden strakte bjørkeskogen seg så langt nord som til Møre og Romsdal (Prösch-Danielsen, 1996). I *Yngre Dryas* (11.000-10.000 BP) ble klimaet igjen kaldere og bjørken trakk seg tilbake. Deler av bjørkeskogen kan likevel ha overlevd på gunstige områder gjennom perioden, noe som vil ha vært en medvirkende årsak til bjørkens raske innvandring når klimaet igjen bedret seg ved overgangen til Holocen (Paus, 1995; Prösch-Danielsen, 1996). I tillegg vil bjørkens evne til å kolonisere ny grunn, og dens effektive vindspredning av frø, ha vært gunstige egenskaper i innvandring til, og etablering på nylig deglasierte områder (Bjune, 2005).

Bjørken var med andre ord det første treslaget som immigrerte til Norge etter siste istid for 10.000 år siden. Sammen med osp (*Populus*), vier (*Salix*), einer (*Juniperus*) og krekling (*Empetrum*) dannet den da en åpen og lyskrevende skog på Sørvestlandet (Prösch-Danielsen, 1996). Denne pionerskogen dominerte i det som kalles for *preboreal tid* (ca. 10.000-9000 BP). Ved overgangen til *boreal tid* (ca. 9000 BP-8000 BP) inntraff et markert skille i skogens sammensetning, og den tidlige bjørkeskogen ble presset tilbake av en ekspanderende furuskog som ble favorisert av et tørrere klima. I tillegg fikk arter som hassel (*Corylus*) og osp (*Populus*) en økt utbredelse, noe som først og fremst skyldes stigende temperaturer. Den åpen og lyskrevende bjørkeskogen ble med andre ord blitt erstattet av en blandingsskog med furu

(*Pinus*), bjørk (*Betula*), hassel (*Corylus*) og osp (*Populus*) (Prösch-Danielsen, 1996). Overgangen til *atlantisk tid* (ca. 8000 BP-5000 BP) kjennetegnes av at klimaet ble fuktigere, i tillegg til at temperaturen steg ytterligere. Dette medførte bedre livsbetingelser for edelløvtrær som dermed vandret inn til landet, blant disse var or (*Alnus*), alm (*Ulmus*), lind (*Tilia*) og eik (*Quercus*). Oppgangen i orepollen (ca. 8000 BP-7000 BP) er sammenfallende med nedgang i furu- og hasselpollen, noe som indikerer at disse gradvis blir erstattet av oreskog på fuktig grunn (Prösch-Danielsen, 1996). Rundt 7000 BP er oppgangen i pollenfunn av eik (*Quercus*), lind (*Tilia*) og ask (*Fraxinus*) påfallende for sørvestlige deler av Norge. Lind er en skyggetolerant art og dens store utbredelse tyder på at skogsdekket er tett (ibid.). Mot slutten av den atlantiske periode og ved overgangen til *subboreal tid* (ca. 5000 BP-2500 BP), skjer det en kraftig reduksjon av or (*Alnus*), alm (*Ulmus*) og hassel (*Corylus*). Tilbakegangen for disse treslagene er likevel ikke helt synkron, noe som kan tyde på at det er andre årsaker enn de rent klimatiske som har gjort seg gjeldende (Hafsten, 1987: 111). Særlig nedgangen i alm (*Ulmus*) (det store almefallet) er sammenfallende med spor på det første jordbruket, og både alm og hassel kan ha blitt lauvet for å skaffe fôr. I sørlige deler av Norge vises denne begynnende jordbrukspåvirkningen ved funn av pollen av smalkjempe (*Plantago lanceolata*) og korn (*Cerealia*) fra ca. 5000 BP. Man har senere konkludert at almefallet var forårsaket av en kombinasjon mellom menneskelig påvirkning og sykdomsangrep (Prösch-Danielsen, 1996). I kjølvannet av tilbakegangen av or (*Alnus*), alm (*Ulmus*) og hassel (*Corylus*), får både bjørk (*Betula*) og furu (*Pinus*) på ny en fremgang og den subboreale tid kjennetegnes av blandingsskog. Ved overgangen til *subatlantisk tid* (2500 BP-nåtid) kom en ny klimaforverring, edelløvslogen gikk ytterligere tilbake, skoggrensene sank og granen (*Picea*) innvandret etterhvert fra øst. Tilstandene blir dermed lignende det som finnes i dag, hvor bjørk- og furuskog dominerer, mens edelløvskog først og fremst finnes i sørvendte lier med gunstige edafiske forhold. Granskogen synes å ha etablert seg relativt tidlig i områdene nord og øst for Trondheimsfjorden, mens spredningen videre vest og sørover synes å ha latt vente på seg i flere hundre år (Hafsten, 1987). Selv i dag er naturlige forekomster av gran (*Picea*) på Vestlandet uvanlig, og det finnes bare noen få skoger som regnes som naturlige, blant annet i Vossetraktene. I Bergsdalen og Vaksdal kommune generelt, finnes gran utelukkende som plantet kulturskog.

1.2.2 Etteristidens tregrenser i Norge

Endringer i isbreenes utbredelse demonstrerer en dynamikk i klimautviklingen i etteristiden, en dynamikk som også manifesterer seg i tregrensene (Aas og Faarlund, 1991). Man mener i dag at bjørkeskoger har eksistert i Norge gjennom hele etteristiden, mens man tidligere lurte på om den hadde blitt utkonkurrert av furuskogen i de tørreste periodene, og at det var denne som dannet de øvre grensene i fjellet. Aas og Faarlund (2001) bestrider dette og mener at fuktighetsforhold aldri har vært en begrensende faktor for bjørkebeltet i den norske fjellheimen. Man mener også at manglende funn av bjørkefossiler over furufunnene er en konsekvens av at gode oppbevaringssteder, som for eksempel myrområder, blir færre oppover mot snaufjellet (Aas og Faarlund, 1991). Bjørkeskoger har altså mest sannsynlig hatt sin naturlige plass som et vegetasjonsbelte mellom snaufjell og furuskog (barskogen) de siste 10.000 år¹, og pollenanalyser fra Upsete og Matre viser at bjørkegrensene lå på rundt 800 m.o.h. mellom 10.900 BP og 9000 BP, mens furugrensen på samme tid befant seg på 600 m.o.h. (Bjune, 2005). Likevel er det verdt å merke seg at i varmetiden (9000–2500 BP) ble bjørken gradvis utkonkurrert i de klimatisk gunstigste høydeområdene, og dermed smalnet bjørkebeltet betydelig, men i følge Aas og Faarlund (1988, 1991) forsvant det altså ikke helt. Med høyere skoggrenser ble det naturlig nok mindre områder med snaufjell enn det som er tilfellet i dag.

Både bjørk og furu vokste nok høyt til fjells allerede i boreal tid, men hadde sannsynligvis sin maksimale utbredelse i atlantisk tid (Aas og Faarlund, 1991). Begge artene hadde sine høyeste partier i de høyeste delene av Sør-Norge, og sank i alle retninger, aller mest mot kysten i vest. Dette er det samme mønsteret som vi finner i dag. Makrofossilfunn av trestammer tyder på at bjørkeskogsgrensens beliggenhet i atlantisk tid var 200 m høyere enn dagens nivå, mens furugrensen så mye som 300 m. Denne differansen kan nok en gang skyldes manglende funn av bjørkefossiler. Klimaet i sørvestre fjelltrakter var altså allerede på boreal tid klart gunstigere enn i våre dager, og det holdt seg nær optimum i alle fall til senere del av atlantisk tid, nærmere bestemt i 4000 år. Mindre klimasvingninger har nok forekommet i tidsrommet (Aas og Faarlund, 1991: 129), hvilket betyr at tregrensene også kan ha hatt tilsvarende fluktuasjoner.

¹ Både palynologiske undersøkelser og radiokarbondatering av makrofossiler tyder på dette (Aas og Faarlund, 2001).

I begynnelsen av subatlantisk tid fikk man på ny en forverring i de klimatiske betingelsene, men dette var mer en gradvis prosess enn et plutselig skifte (Aas og Faarlund, 2001). Det ser ut til at også senkningen av furuskoggrensene i denne perioden har vært en kontinuerlig prosess. Mange steder i Sverige er det funnet rester av furu høyt over dagens furugrense fra vikingtiden og langt inn i middelalderen (Aas og Faarlund, 1991). Det kan dermed synes at dagens lave furugrenser ble nådd først i det 18. og 19. århundre. Klimafluktuasjonene i subatlantisk tid fikk sitt absolutte minstepunkt i den lille istid (tidsrommet 1350 – 1860), og dette hadde sin negative påvirkning på tregrensene. Det antas at også bjørkeskogen lå høyere enn i dag både i romertiden, vikingtiden og tidlig middelalder. Utbredelsen av bjørk var nok også på sitt minimum i perioden i løpet av den lille istid² (Aas og Faarlund, 1991). Den lille istid representerte etteristidens kaldeste periode, men fra slutten av 1800-tallet fikk man en bedring som fortsatte på 1900-tallet med en topp mellom 1930-1950 (Aas og Faarlund, 1988).

1.2.3 Kulturpåvirkning av tregrensene før det 20. århundre

Helt siden jordbruket ble innført i det norske landskapet, har skogsområder og tregrensene i fjellet blitt påvirket av mennesket. Sannsynligvis er gårds- og seterbruket i den norske fjellheimen såpass gammelt at det når tilbake til vikingtid og romertid, kanskje til og med tilbake til bronsealder (Aas og Faarlund, 1991). Den subatlantiske tid karakteriseres ofte som kulturlandskapenes æra. Dette kommer tydelig fram i pollenanalyser hvor forholdet mellom trepollen og gress- og urtepollen endres i denne perioden. Dette indikerer en tilbakegang for skogen for å gjøre plass til beiteplanter, ugress og ulike kornslag, noe som i høyeste grad må sies å være tegn på landbruksaktivitet (Hafsten, 1987). Skogstrærne ble blant annet brukt til brensel, redskaper og byggematerialer, samt lauving til fôr. Slått og beiting hindret skogen i å vokse opp igjen og mange steder ble skogen helt fjernet (Aas og Faarlund, 1995). Denne formidable kulturpåvirkningen utgjorde sammen med et strengt klima et betydelig press på fjellskogene på 1700 og 1800-tallet. Mot slutten av den lille istid var dermed både det klimatiske og det kulturelle presset på fjellskogene større enn det har vært både før og siden (Aas og Faarlund, 1995).

² Den lille istid er en betegnelse på en kjølig periode som strakk seg fra 1400-tallet og fram mot midten av 1800-tallet. Det var tre temperaturminima i løpet av perioden, rundt 1660, rundt 1770 og rundt 1850.

Gjennomgangen av treslagenes innvandring til Norge og tregrensenes historiske fluktuasjoner utgjør et viktig bakteppe for å kunne forstå endringene i den alpine tregrensen som foregår i dag. De neste avsnittene vil gi en beskrivelse av endringer i tregrensene i løpet av det 20. århundre.

1.2.4 Tregrensen i det 20. århundre

Klimaet bedret³ seg mot slutten av 1800-tallet, og denne utviklingen fortsatte utover i det 20. århundret. Normalperioden 1901-1930 er den kaldeste på 1900-tallet, 1931-1960 er den varmeste både i henhold til sommer-, høst- og årsverdier, mens normalperioden 1961-1990 ligger et sted midt i mellom. De høye sommertemperaturene i perioden 1930 til 1955 gav gode forhold for frømodning i skogrensenivå, noe som medførte spredning og spiring over de daværende tregrensene (Aas og Faarlund, 1995). Børre Aas (1969) beskriver endringer i den klimatiske bjørkegrensen i den norske fjellheim i tidsrommet 1918-1968. Han viser til at det finnes eksempler på synkende bjørkegrenser i østlige fjellområder i Sør-Norge, men at dette er uvanlig. I slike tilfeller er det andre faktorer enn de klimatiske som har gjort seg gjeldende. Han viser videre til at de øvre klimatiske bjørkegrensene enten har vært stabile eller økende i tidsrommet. Aas hevder at bjørkegrensen i sørøst-Norge anno 1968, i gjennomsnitt var minst 40 meter høyere enn i 1918. Endringene skal ha vært mest markante i Nord-Norge, og noe mindre, men fremdeles markerte, i sørlige strøk (Aas, 1969). Aas konkluderer med at stigende tregrenser i dette tidsrommet reflekterer forbedrede klimatiske betingelser. Men første del av 1900-tallet innebar i tillegg store endringer i landbruksvirksomheten i Norge, noe som spesielt gav seg utslag i en enorm nedgang i antall seterbruk. På 1800-tallet var det 90.000 slike i drift, mens det på 1990-tallet bare var registrert 2000 melkesettrer (Aas og Faarlund, 1995). Skogsbildet i seterregionen endret seg derfor betydelig i denne perioden, og i områder hvor beitetrykket var tilstrekkelig lavt kunne bjørkeskogen fritt vokse opp igjen der den tidligere var fjernet.

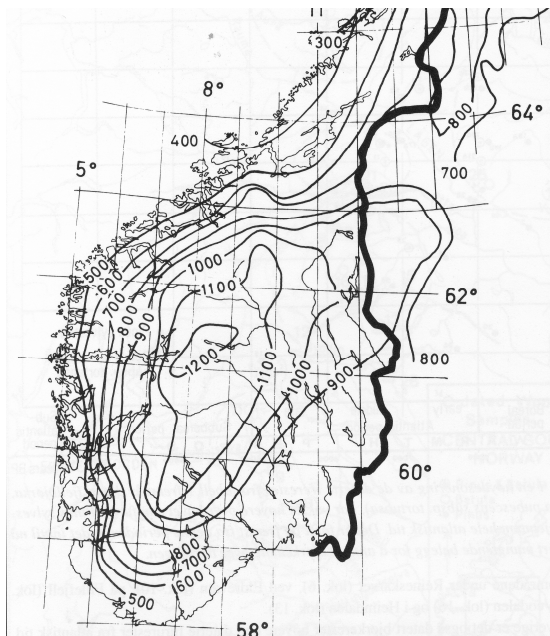
I nyere tid viser Aas og Faarlund (1995, 1996) til en stigning av tregrensene i tidsrommet 1960–1990. Skjerping (2001) undersøkte endringer i vegetasjonen på Løvstakken i Bergen, og kom fram til at tregrensen steg 37 meter i tidsrommet 1974–1999. Det har også blitt funnet endringer i kontinentale fjellstrøk i Sør-Norge (Löfller et al. 2004) og i Narvik (Aschwanden,

³ I betydningen høyere temperaturer.

2002). I Sverige har det også blitt beskrevet nylige endringer i tregrensene i grensetraktene mot Norge (Kullman, 2000, 2002).

1.2.5 Geografisk fordeling av bjørkeskogsgrensen i Norge

Aas og Faarlund (1996, 2001) viser til at området man finner de høyeste skogsgrensene i Norden er i regionen i og rundt Jotunheimen. Barskogsgrensene strekker seg her opp til 1060 m.o.h. Fra dette området synker grensene i alle retninger hvor fjellene blir lavere, men mest markert mot kysten i vest. Bjørkeskogsgrensen når også sitt høyeste punkt i Jotunheimen hvor den strekker seg til 1200 m.o.h. Det romlige fordelingsmønsteret er det samme som for barskogen, og ved vestkysten når den opp til 500 m.o.h. I indre Troms når bjørken opp til 700 m.o.h., mens i Finnmark synker den nesten helt ned til havnivå. Grensen det her refereres til og som illustreres i figur 1.1, henviser til den øverste klimatiske skogsgrense definert som de øverste deler av skogsbeltet, samt isolerte tregrupper som er begrenset av regionalt klima (Aas og Faarlund, 1996). Skog defineres her som områder kontinuerlig dekket av trær med mindre enn 30 m mellom individene. Minimumshøyden er henholdsvis 5 m og 2,5 m for furu og bjørk. Den empiriske, eller faktisk observerte grense kan være lavere enn det disse grensene indikerer som en følge av lokal topografi, lokalklima eller kulturell nedpressing (ibid.).



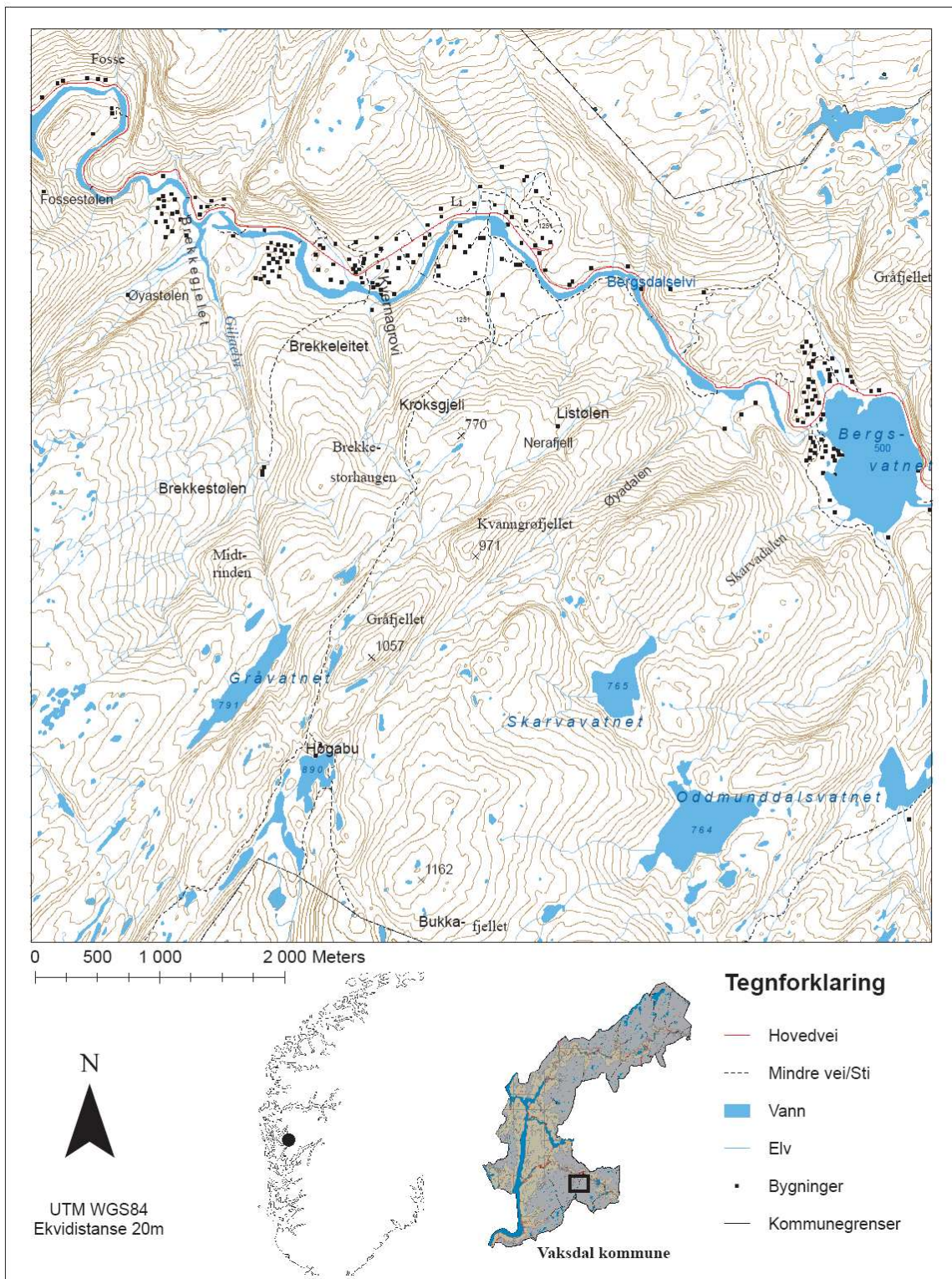
Figur 1.1 Isohypsekart over øvre bjørkeskogsgrense i Norge. Isohypsene angir hvor høyt bjørkeskogen kan gå under maksimale vekstbetingelser (Aas og Faarlund, 1996).

Bjune (2005) anvender de samme definisjonene av tregrensene og viser til furugrenser ved 700 m.o.h. på sørvestlandet og 930 m.o.h. lenger øst, og at bjørkegrensene ligger 100-150 m over disse. I oppgavens felldata er høyeste forekomst av bjørketrær over 2,5 m ved 778 m.o.h, hvor det finnes en mindre gruppe bjørk. I høyereliggende områder finnes tilnærmet ingen trevekst, og tolkingen av flybildene fra 1993 indikerer at det ikke finnes skog over 800 m.o.h. i undersøkelsesområdet. Grensene angitt av Aas og Faarlund kan dermed vise seg å være noe lave, men mønsteret i fordelingen som illustreres i figur 1.1 vil likevel være det samme. Samme mønster antas å ha eksistert gjennom Holocen, men da med andre høyder (Aas og Faarlund, 1996; Bjune 2005, 2006).

1.3 Beskrivelse av feltområdet

Feltområdet er lokalisert i Bergsdalen, en dal som gjennom tidene har tilhørt tre ulike kommuner. Fra 1837 hørte den til Voss, 1885-1964 til Evanger. I 1964 ble Evanger kommune oppløst og området delt mellom Voss og Vaksdal. Bergsdalen ble dermed en del av Vaksdal kommune som ligger i Hordaland fylke mellom Bergen og Voss, øst for Osterøy. I nord grenser den til Vik og Modalen, i sør Kvam og Samnanger. Lindås ligger i nordvest over Romarheimsfjorden. Kommunen har et areal på 738 km² og er med det fylkets femte største med hensyn til areal. Landskapet kjennetegnes av typisk vestlandsterreng og varierer mellom høyfjell og daler, til dype fjordlandskap. Dalene og fjordene går i tre topografiske hovedretninger, Eidsfjorden og Dalevågen går i nordøstlig-sørvestlig retning, Veafjorden rett nord-sør, mens Bergsdalen går nærmest på tvers av disse, i retning nordvest-sørøst. Bergsdalen og Eksingedalen er de to store hoveddalførene som begge ligger nedskårne i høye fjellområder, og her gir løsmasser avsatt av isen grobunn for å drive jordbruk (Moe, 2005: 12). Den lille fjellbygden i Bergsdalen har i dag omkring 100 innbyggere.

Selve undersøkelsesområdet er 14 km² i utstrekning og strekker seg fra i overkant av 400 m.o.h. og opp til noe over 1000 m.o.h. Det er lokalisert sør for Brekke og Li opp mot Bukkafjellet, og avgrenses av Gråvatnet i sørvest og av Skarvatnet i sørøst. I terrenget finnes flere vannførende smådaler som Brekkegelet, Kvernagrovi, Kroksgjeli og Øyadalen. Selve feltarbeidet har stort sett blitt utført langsmed Kroksgjeli og Kvernagrovi. To gamle stølsområder finnes også i området, Brekestølen og Listølen. Bergsdalsregionen er et populært fiske- og friluftsterreng, og Bergen Turlags hytte på Høgabu ligger helt sør i undersøkelsesfeltet.



Figur 1.2 Kart over feltområdet (N-50 fra Statens Kartverk).

1.3.1 Bergrunnen i Bergsdalen

Bergartene i Bergsdalen kan deles i tre avdelinger, de som er nedenfor Fosse, de som er mellom Fosse og opp til Bergsvatnet og til slutt de som er i området fra Bergsvatnet og oppover til Hamlagrøvatnet (vestover fra kartutsnittet i figur 1.2). Jeg vil konsentrere meg om områdene vest for Bergsvatnet da det er i dette området selve undersøkelsesfeltet er lokalisert. Nederst i dalen er det massivt, gammelt grunnfjell med gneis- og granittarter som dominerer bergrunnen. Disse harde, kvartsrike bergartene forvitrer langsomt, noe som gir et næringsfattig og lite utviklet jordsmonn (Kvale, 1978, Moe, 2005). Fra Fosse og oppover dalen endrer bergrunnen seg og her finnes skifrige bergarter med mye glimmer som opprinnelig var vulkanske bergarter (Kvale, 1978). Disse forvitrer lett og gir et godt jordsmonn. Slike vulkanske bergarter eller dagbergarter finnes også i et sørvestgående belte fra Li og Storhaug som smalnes inn oppover mot Gråfjellet. I en sone fra Brekke og sørvestover mot Flatafjellet og helt opp til Tverrdalen (sørvest for kartutsnittet i figur 1.2) finner man kambrosilurisk grønnstein og amfibolitt i berget. Brekkegelet som ligger i feltområdet går gjennom dette beltet, og Brekke nede i dalen befinner seg også på slik bergrunn. I et belte fra Bergsvatnet og sørvestover helt til Bukkafjellet finnes granitt. Denne harde bergtypen har den vitret lite siden siste istid, og i disse områdene står gjerne snaufjellet fram i terrenget (Kvale, 1978). Selve feltområdet er altså preget av harde granitter, men også eruptive, vulkanske og mer næringsrike bergarter som ryolitt og dacitt. Noen innslag av grønnstein og amfibolitt finnes også.

I øvre del av Bergsdalen finnes kvartsitt og denne utgjør en viktig del av grunnen fra Berge og videre opp til Hamlagrøvatnet. Kvartsitt finnes også i noen områder rundt Høgabu turisthytte og Bukkafjellet, samt at Kjerringafjellet også består av denne bergarten. Slike områder har lite vegetasjon på grunn av lite forvittringsmateriale og dårlig utviklet jordsmonn. Øst for Bergsvatnet starter et belte med gabbro og amfibolitt som strekker seg sørvestover til Kjerringafjellet. Dette er en bergart som gir godt jordsmonn. Ved Hamlagrøvatnet er det rimelig frodig i strekningen fra Grønestad og opp til nordre Hamlagrø, et resultat av at bergrunnen består av lett forvittrbar fyllitt. Fyllittlaget ligger over bergartene i Bergsdalen, men fra litt forbi nordre Hamlagrøstølen dukker disse bergartene opp igjen (Kvale, 1978). Disse stammer henholdsvis fra nedre og undre Bergsdalsdekker som er skyvedekker.

Nedre deler av Bergsdalen består av harde bergarter som gjorde jevn motstand mot isens arbeid og den gamle platåflaten i områdene rundt Fosse ble ikke brutt ned. I de øvre deler var nok motstanden mye mer variert, og terrenget dermed mer kupert. Dette var nok situasjonen allerede før isens ankomst, men isens arbeid forsterket bildet. Resultatet er at Bergsdalens lengdeprofil er noe spesiell og, i motsetning til de fleste andre daler, brattest i nedre del og slakere i de øvre delene. Fra Dale til Fosse stiger dalbunnen nesten 350 m på 3,5 km. Derfra stiger den bare vel 50 m på de neste 8 km, før den stiger 50 m på 1 km opp til Bergsvatnet. Herfra stiger det knapt 40 m på de 8 km opp til Hamlagrøvatnet (Kvale, 1978: 23). Dalbunnen nedenfor feltområdet ligger altså i det slakeste partiet av dalen, og dermed de best egnede områdene for å drive jordbruk. Lid var da også en av de tidligst etablerte gårdene i dalen.

1.3.2 Klima og vegetasjon

Vaksdal kommune har stor utstrekning og en kan dermed vente seg å finne store gradienter i klimaet fra vest til øst, med oseaenisk klima i sørvest til høyfjellsklima i nordøst. Hovedtrekkene i en slik gradient er at veksts sesongen blir lengre og at det blir mindre frost (Moe, 2005). Generelt kan man likevel si at det meste av kommunen har en oseaenisk vegetasjonstype som er typisk for midtre deler av Vestlandet. Vestlandet får mye orografisk nedbør og stort sett hele Vaksdal får store nedbørsmengder i løpet av et år, vanligvis et sted mellom 2000 og 3000 mm. Mye av nedbøren faller som snø om vinteren og veksts sesongen blir derfor kort. Forholdene er med andre ord gode for fjellbjørkeskog og lavalpin vegetasjon (ibid.). Bergsdalen er en relativt dyp og trang dal, og dette har sin innvirkning på sommertemperaturene som ofte er lave, noe som resulterer i at direkte varmekjære sørøstlige arter nesten mangler helt (ibid.), og i Bergsdalen finnes det ikke edelløvskog. Det finnes derimot en del furuskog, men aller mest bjørke- og oreskog. I liene omkring gårdene finnes noe plantet granskog (Berge, 1978), men granen er ikke tregrensedannende i Bergsdalen. I selve feltområdet er det bjørkeskogen som dominerer og i tresjiktet består denne først og fremst av bjørk (*Betula pubescens ssp. tortuosa*⁴), noe spredt furu (*Pinus sylvestris*), og et lite antall rogn (*Sorbus aucuparia*). Sistnevnte forekommer først og fremst som helt juvenile individer, men det finnes også noen godt voksne trær.

⁴ I den videre teksten vil bare *Betula pubescens* anvendes.

1.4 Oppgavens struktur

Kapittel 2 gir en innføring i landskapsbegrepet og diskuterer utviklinger i de økologiske fagfeltene. Landskapsøkologien som en syntese mellom økologi og geografi vil bli presentert. *Kapittel 3* tar for seg definisjoner og avgrensninger av begrepene trær, skog og tregrenser. I tillegg blir ulike vekstfaktorer presentert og diskutert. Det metodiske arbeidet er todelt. Selve kartleggingen har blitt utført ved hjelp av ortofoto fra tidspunktene 1972 og 1993. I feltarbeidet har informasjon om romlig fordeling av vegetasjon og miljøvariabler blitt samlet, og disse ble senere anvendt i ordinasjonsanalysene. Alt det metodiske arbeidet er presentert i *kapittel 4*. Klimaforandringer og endringer i arealbruken i Bergsdalen diskuteres i *kapittel 5*. Resultatene fra analysene blir fremstilt i *kapittel 6*. Til slutt blir funnene diskutert i *kapittel 7*.

Nomenklaturen i oppgaven følger Lid og Lid (1994). En komplett liste over alle arter som er funnet i felt, finnes i vedlegg 1.

2 Landskap og økologi

Dette kapittelet vil gi en presentasjon av landskap som begrep. Utviklingslinjer innen de økologiske vitenskaper vil også bli belyst. Mye av denne oppgaven støtter seg til landskapsøkologien, men begreper fra den tradisjonelle økologien vil også benyttes. Blant dem er suksesjon og klimaks, stabilitet og forstyrrelser.

2.1 Landskap

Landskapsbegrepet kan vekke mange ulike assosiasjoner, men i utgangspunktet ble det brukt om visuelle og estetiske verdier knyttet til et område. I snever forstand er landskapet summen av de fysiske omgivelser, noe som innbefatter visuelt observerbare former, både naturskapte og menneskeskapte. Landskapet kan sees som en sammensetning av ulike økosystemer, som topografi og landformer, eller som et produkt av menneskelig arealbruk (Jones, 1981). Våre konsepter knyttet til landskapet er påvirket av individets eller kulturens historie og ståsted, og man har dermed mangfoldige tolkinger og meninger knyttet til det samme landskap. Dette gjelder også innenfor den vitenskapelige og politiske litteratur. Landskapet er altså ikke bare en konkret fysisk realitet, men er i tillegg knyttet til spesielle betydninger eller forestillinger som kan uttrykke symbolske identitetsverdier.

I beskrivelsen av landskap er det vanlig at man opererer med begrepene naturlandskap og kulturlandskap. Innenfor naturvitenskapene er kulturlandskapet tradisjonelt sett definert av antitesen, naturlandskapet. I en slik definisjon er kulturlandskapet dannet ved at naturlandskapet fysisk er modifisert av mennesker, og det finnes en premenneskelig baseline, som er helt blottet for kulturell påvirkning, og mennesket blir da agensen i forandingsprosessen. Et slikt syn er sterkt farget av den positivistiske, naturvitenskapelige forskningstradisjon. En annen definisjon er den arealmessige som sier at naturlandskap er områder der de naturlige, økologiske forholdene dominerer, mens kulturlandskap er områder som er påvirket av menneskelig virksomhet i den grad at økosystemet er forandret. Denne definisjonen vektlegger heterogeniteten i landskapet og er således knyttet til landskapsøkologisk tankegang. For Fægri (1987, i Jones 1991) var kulturlandskapet landskapet i sin helhet slik det var omdannet fra sin naturlige tilstand ved menneskelig aktivitet. For ham var ideen om det opprinnelige, urørte landskapet en fiksjon. Påfølgende suksesjoner i vernede områder indikerte at alle områder i større eller mindre grad var

modifisert av mennesker, og en skala med naturnære landskaper i den ene enden og urbane landskap i den andre, var for Fægri mer nærliggende. Lundberg (2002) viser til at *landskap*, som begrepet blir brukt i det norske språket, er formet eller menneskeskapt. Landskap blir i denne sammenheng motstykket til natur og villmark, og kulturlandskapsbegrepet blir dermed overflødig. Diskusjonen omkring landskapsbegrepet er omfattende, og vil ikke bli gjennomgått i detalj. Jeg nøyer meg med å konstatere at utmarksområdene i Bergsdalen har vært aktivt i bruk av mennesker i flere hundre år, og må derfor i aller høyeste grad karakteriseres som et kulturlandskap. Formålet med oppgaven er i stedet rettet mot å forstå hvilke mekanismer som står bak endringene som foregår, mer enn å sette landskapet i den ene eller andre kategorien.

2.2 Landskapsøkologi

Landskap ble innført som et vitenskapelig og geografisk begrep av Humboldt tidlig på 1800-tallet, og han tolket det som et områdes total karakter. Etterhvert fikk begrepet en innsnevret betydning, og ble gjerne brukt synonymt med geologiens og geomorfologiens landformbegrep. Men på 1970-tallet gav Troll begrepet på ny et vidt omfang, da han definerte det som en total romlig og visuell enhet. Landskapet var en integrert, holistisk enhet hvor helheten utgjør mer enn summen av de enkelte komponenter, noe som understreker betydningen av å studere totale systemer (Naveh og Lieberman, 1993:4). Troll er blant dem som tilskrives mye av æren for framveksten av landskapsøkologien, og brukte begrepet allerede i 1939 da han innså det store potensialet som lå i flybildetolkningen, nemlig landskapsstudier i stor skala. Styrken til landskapsøkologien er, etter hans syn, at den kan kombinere geografis horisontale tilnærming til romlige koplinger mellom naturlige fenomener, med økologiens vertikale studier av funksjonelle interaksjoner i gitte enheter, eller ekotoper (Naveh og Lieberman, 1993).

Landskapsøkologien er knyttet til geografi og økologi og relateres til hvordan romlig variasjon og heterogenitet påvirker økologiske prosesser. De økologiske prosessene i landskapet kan bli studert på ulike romlige og temporære skalaer, og "landskap" refererer vanligvis til områder og deres assosierte habitater i en størrelsesorden fra noen hektar til mange kvadratkilometer. Men i sin enkleste form kan et landskap i denne sammenheng sies å være alle områder som innehar romlig heterogenitet (Turner, 1989). På dette området skiller landskapsøkologien seg fra tradisjonell økologi som konsentrerer seg om vertikale studier av

homogene enheter. Tre kjennetegn ved landskap som ofte diskuteres er struktur, funksjon og endring, hvor struktur er de romlige forhold mellom de distinkte økosystemer, funksjon er interaksjonene mellom dem og endring refererer til forandringer i struktur og funksjon i den økologiske mosaikken (Turner, 1989).

Landskapets heterogenitet er et resultat av komplekse interaksjoner mellom fysiske, biologiske og sosiale prosesser. De fleste landskaper i Norge og Europa er påvirket av menneskets arealbruk og landskapet blir dermed en mosaikk av naturlig og kulturelt betingede mønstre av varierende form og størrelse. Et slikt romlig mønster kommer for en dag på landskapsnivået (Turner, 1989: 174).

Landskapsøkologien tar i bruk en del av begrepsapparatet fra den klassiske økologien. De viktigste av dem vil presenteres i den videre teksten, og som vi skal se ha det forekommet et paradigmeskifte innenfor det økologiske fagmiljø. Fra de clementsianske teoriene om stabilitet og likevekt har man beveget seg over til et ikke-likevekts standpunkt hvor forandring og forstyrrelser er grunnleggende elementer i naturen (Lundberg, 2000).

2.3 Suksesjon og klimaks

Suksesjonsbegrepet ble i hovedsak utviklet av Warming, Cowles og Clements på begynnelsen av nittenhundretallet (Kershaw og Looney, 1984). Konseptet går ut på at et område med naken grunn, ikke vil forbli naken over lengre tid. Området vil koloniseres av ulike arter som på forskjellige måter modifierer sine omgivelser, noe som vil gjøre området tilgjengelig for andre arter. På denne måten vil man ha en sekvensiell utvikling, via flere ulike typer av vegetasjon, før man til slutt får et klimakssamfunn som er i likevekt med områdets klima og geologiske faktorer (Kershaw og Looney, 1984). Man skiller mellom *autogen* og *allogen* suksesjon. Førstnevnte er en slags innebygget prosess som finner sted ved at plantene påvirker sitt miljø i en slik grad at vekstforholdene endres. Dette skiller seg fra den autogene suksesjonen som er en følge av en ekstern, forutgående endring i omgivelsene, en endring som gjør det mulig for pionervegetasjon å etablere seg.

En skiller også mellom *primær* og *sekundær* suksesjon. Førstnevnte innebærer den gradvise koloniseringen i et område som fra før er uokkupert. Dette kan skje etter deglasiasjoner, vulkanutbrudd og andre hendelser som etterlater seg et helt nakent landskap. Sekundær

suksesjon innebærer utvikling av vegetasjonsstrukturen og biotiske samfunn i områder hvor slike allerede eksisterer. Etter brann, flom, skred eller erosjon vil som regel noe av det opprinnelige jordsmonn, tidligere vegetasjon og frøbanker være til stede, og suksesjonsutviklingen går så videre fra dette utgangspunktet. Opphør av slått, hogst og beite, men også klimaendringers forflyttelse av vegetasjonssoner vil føre til denne type utvikling. Undersøkelsene i denne oppgaven vil i så måte være fokusert på sekundære suksesjonsutviklinger.

Vektlegging av likevektstilstander i ”modne” systemer knyttes til økologiens ”likevekts-paradigme” (jf. kap. 2.6). Innenfor likevekts-paradigmet ble det antatt at alle økologiske prosesser gikk mot den samme (stabile) tilstanden, og avvik ble forklart med at den potensielle ”klimaksfase” ennå ikke var oppnådd (Lundberg, 2000). I tillegg vurderte man økologiske system som lukkede og selvregulerende system. Det forekom riktignok utveksling av både energi og materie, men dette gikk ikke utover systemets struktur og funksjon (ibid.).

Det finnes flere ulike definisjoner på hva et klimakssamfunn er. En definisjon sier at et klimakssamfunn er et samfunn som er i likevekt med klimaet, noe som kalles for monoklimaksteorien. Andre teorier viser ikke bare til klimaet som den eneste bestemmende faktor, men også til andre parametere som f. eks.. edafiske forhold og geologi. En slik fremstilling faller innunder det man kaller for polyklimaksteorien (Kershaw og Looney, 1984). Et av problemene som oppstår ved bruk av monoklimaksteoriene er at klimaet i seg selv på langt nær er stabilt over lang tid, det har fluktuert i hele jordas levealder. Dette illustrerer på mange måter noe som er svært viktig å merke seg i diskusjonen om suksesjon og klimakssamfunn, at man umulig kan definere stabilitet uten å referere til en eller annen form for tidsskala. Som regel har stabiliteten blitt definert i forhold til en menneskelig målestokk, hvilket betyr at variasjoner over et geologisk tidsrom ofte har blitt neglisjert (Kershaw og Looney, 1984). Hva som utgjør klimakssamfunnet i et område vil på denne måten samvariere med skiftninger i klimaet, f. eks.. med istider og interglasialer, og klimaksbegrepet blir i så måte et abstrakt konsept som aldri virkelig oppnås i virkeligheten. At klimaet spiller en overordnet rolle synes likevel helt klart, noe som fører til at man kan dele jorden inn i ulike vegetasjonssoner. Noen foreslår å bruke termen ”sen suksesjonsvegetasjon” om slike stabile soner, fremfor det klassiske klimatiske klimaks (Chapman og Reiss, 1992). I dette ligger det en anerkjennelse av at vegetasjonen i disse ulike klimasonene er relativt stabile over tid. Men samtidig er det verdt å merke seg at det finnes stor variasjon innad i sonene, og

polyklimaksteorien har dermed sterkere forklaringskraft enn monoklimaksteorien i de fleste tilfeller, nettopp fordi den opererer med flere determinerende variabler.

Suksesjon defineres som en *naturlig* endring i et samfunns struktur og artssammensetning, mens den direkte påvirkningen av mennesker i form av rydding og omplanting, aldri har blitt inkludert i definisjonen. Dersom den menneskelige påvirkning opphører, så vil den påfølgende vegetasjonsendringen regnes som en del av suksesjonen (Chapman og Reiss, 1992:203). Menneskene blir sett på som forstyrrende elementer av den naturlige orden, og de overskrider de naturlige agensene ettersom de øker sin økologiske dominans. Jakt-samler samfunn har blitt skilt fra jordbrukssamfunn ved at de antatt ikke har påvirket landskapet i nevneverdig grad. Dette betyr med andre ord at starten på den kulturelle innflytelse på landskapet, blir ansett som sammenfallende med jordbruksrevolusjonen. Et slikt syn innebærer at mennesket har beveget seg fra å være en integrert del av naturen ved jakt-samler epoken, til å bli en mer og mer ekstern faktor. En fare med dette synet er at historien blir tolket i en lineær, deterministisk måte som utelukker andre mulige utfall (Head, 2000). Dette kan føre til at kunnskapen vi tilegner oss om fortiden, ikke er egnet til å forutse fremtidige utviklingslinjer, noe som totalt vil undergrave planlegging og forvaltning av fremtidige miljøforandringer. Den nye tankegangen innenfor de økologiske vitenskapene (jf. kap. 2.6) gir ringvirkninger for våre konsepter om det naturlige. Dersom endring og forstyrrelser er den grunnleggende norm, vil det ikke lenger være mulig å snakke om en opprinnelig baseline som mål på det naturlige. Til tross for dette er ideen om at den menneskelige påvirkning på landskapet har vært økende, både i omfang og hurtighet, stort sett allment akseptert. Dette gjelder også forståelsen av at denne påvirkningen har foregått i perioder med store klimatiske forandringer.

2.4 Stabilitet

Stabilitetsbegrepet har allerede blitt berørt, men bør utforskes i større grad. I konvensjonell betydning av begrepet stabilitet, refererer man til tilstander nært opptil likevekt. Men forståelsen av begrepet har blitt utvidet av økologer, og Holling (1973) innførte begrepet økologisk spenst, eller elastisitet (resilience), for å bedre forståelsen av ikke-lineær dynamikk i biologiske systemer. Dette defineres som slike systemers persistens og deres evne til å absorbere endringer uten å forandre selvorganiserte prosesser og strukturer, og dermed kunne opprettholdes i en tilstand langt fra likevekt, uten å forskyves inn i et nytt balanseregime

(Holling, 1973; Naveh og Lieberman, 1993; Gunderson, 2000). Dette står i kontrast til stabilitet, som er et systems evne til å returnere til likevekt etter den har blitt utsatt for forstyrrelse eller forandring⁵. Med disse definisjonene kan systemer ha en stor grad av elastisitet, men samtidig vise store fluktasjoner og ustabilitet. Mer stabile systemer viser seg også ofte å ha en svakere grad av elastisitet (Holling, 1973). Forholdet og balansen mellom stabilitet og elastisitet, kan sies å være et produkt av systemets evolusjonære historie i betydningen fluktasjoner det har gjennomgått og tilpasset seg i fortiden (Holling, 1973, Naveh og Lieberman, 1993). Bakgrunnen for denne differensieringen mellom elastisitet og stabilitet, er en forståelse av at biologiske systemer ikke kan sies å være stabile uten å referere til en eller annen form for skala, det være seg i tid eller rom, og at man dermed aldri kan snakke om absolutt stabilitet i slike systemer.

2.5 Forstyrrelser

Alle individer, organismer, samfunn og økosystem blir utsatt for endringer i miljøforhold. Endringene kan skje langsomt og gradvis eller raskt og over kort tid. Mange systemer opplever også konstante og periodiske endringer i det fysiske miljø. Endringer i miljøet, enten de er naturlige eller menneskeskapt, innebærer forstyrrelser som arter kan respondere på. Hos White og Pickett (1985) defineres en forstyrrelse som hvilken som helst avgrenset hendelse som endrer strukturen i et økosystem, samfunn eller populasjon, og forandrer tilgjengeligheten til ressurser og substrat, eller det fysiske miljø. Slike hendelser kan være *naturlige* slik som brann, flom, storm, tørke, vulkanutbrudd og istider, eller i form av menneskelige påvirkninger som hogst, slått og beite.

Resultatet av forstyrrelser er ofte et åpent rom, men det frigis gjerne også ressurser, noe som påvirker den romlige og temporære heterogeniteten hos økosystemer, samt den relative utbredelsen av arter. Forstyrrelser kan senke populasjonsstørrelsen, og i noen tilfeller utrydde populasjoner. En påfølgende respons etter forstyrrelser, er ofte en drastisk endring i populasjonsstørrelsene, mange arter vil respondere med en kraftig økning i antall, mens immigrasjon av arter som har vært helt, eller delvis fraværende, også kan forekomme. Jo større, og mindre hyppig forstyrrelsen er, jo mindre forutsigbar er den påfølgende utvikling (White og Pickett, 1985).

⁵ Dette beskrives i noen tilfeller som "Engineering resilience", men her vil stabilitet anvendes

Spredningen av forstyrrelser i landskapet er en viktig økologisk prosess som er sterkt influert av romlig heterogenitet. Forstyrrelsens frekvens og styrke blir gjerne bestemt av underliggende strukturer. Dette kan for eksempel være topografi eller vegetasjonsdekke. Ulik grad av forstyrrelsespåvirkning er en viktig og avgjørende faktor for heterogeniteten i vegetasjonen (Turner, 1989).

Skalaen hvor forstyrrelsen skjer kan være av forskjellig art. I liten skala kan forstyrrelser skape åpninger og ”flekker” i landskapet. Forstyrrelser i stor skala kan skape mer gjennomgående og permanente endringer i det fysiske miljø. Hva som oppleves som en forstyrrelse er i høy grad avhengig av målestokk og skala. Et tre som faller er ikke en formidabel endring i et skogsystem, men for eksempel i lokale mosesamfunn eller edafiske miljø, vil en slik hendelse utgjøre en betydelig endring. White og Pickett (1985) viser til to typer av forstyrrelser, destruktive forstyrrelser og miljømessige variasjoner. Destruktive hendelser er som regel intensive forstyrrelser som finner sted over kort tid, mens miljømessige variasjoner er mindre intense og lengre i utstrekning, noe som gir større rom for tilpasning.

Mange studier konkluderer med at forstyrrelser fører til økt diversitet ved enten å senke dominansen hos en eller flere arter, eller ved å øke heterogeniteten (Denslow, 1985). Det antas ofte også at systemer som opplever relativt hyppige og moderate forstyrrelser, har den aller største diversiteten. I noen samfunn, og under noen forhold er forstyrrelser kritiske for opprettholdelsen av koeksistens av arter, mens i andre sammenhenger kan forstyrrelsene føre til ekstinksjoner og langvarige endringer i økosystemer (Denslow, 1985). Dette indikerer at intensiteten og hyppigheten av forstyrrelsene er en viktig faktor. Eller sagt på en annen måte, skalaen hvor forstyrrelsene foregår, det være seg i tid eller rom, er avgjørende.

2.6 Nye forståelser i de økologiske vitenskapene

De økologiske suksesjonsteoriene har i stor grad basert seg på konseptene om stabilitet og likevekt. Men det har etter hvert skjedd et skifte i forståelsen, slik at det nå er forandring som antas å være den grunnleggende norm innenfor de økologiske vitenskapene (Lundberg, 2000; Head, 2000). Dette kalles ofte for den nye økologien eller ikke-likevekts økologi. Jeg velger å bruke termen ikke-likevektsøkologi, da denne er mer spesifikk og henviser til kjernen i

paradigmet. Ikke-likevektsøkologien utfordrer begrepene naturlig, opprinnelig og menneskelig påvirkning, noe som vil ha konsekvenser både for teori, empiri og praktisk forvaltning.

Empiriske utfordringer for stabilitets- og likevektsprinsippene oppsto spesielt i 1970 årene, hovedsaklig gjennom oppdagelse av dynamikk og ikke-lineæritet innenfor "forstyrrelses" økologien (Head, 2000:37). Undersøkelser innenfor paleoøkologien i tiårene etter 1960, har også bidratt til å undergrave ideene om organiserte plantesamfunn og likevektstilstander. I disse undersøkelsene finner man gjerne en individuell respons, framfor hele samfunns respons på miljøforandringer. Pollenanalyser har vist at ulike plantesammensetninger dannes og omdannes ettersom de klimatiske rammebetingelsene endrer seg (Meadows, 1999). Dette betyr med andre ord at historiske tilstander i seg selv ikke er gode analogier for fremtiden, noe som gir konsekvenser for miljøforvaltning og historisk landskapskartlegging. Det betyr at nøkkelen til å kunne forutse fremtiden i hovedsak ligger i å avdekke og forstå mekanismene som organismene responderer med.

De clementsianske teoriene har altså blitt utfordret både fra økologisk og paleoøkologisk hold. Dette er to disipliner som tradisjonelt har operert på ulik tidsskala og innenfor ulike rammeverk, men de viser en klar tendens til å konvergere. Et aspekt ved denne konvergensen og den nye økologien, er at den er mer historisk orientert og har et sterkere fokus på historiske endringer, og *kontingens* (Head, 2000). Ulike stadier, inklusiv klimakssamfunn, er dermed mulige, men ikke nødvendige (Lundberg, 2000).

Det nye paradigmet har påvirket den klassiske økologien på flere måter. For det første legges det mer vekt på dynamikken i landskapet, og det tillattes således flere tilnærminger til problemer. Det forfektes med andre ord et pluralistisk standpunkt hvor regionale synteser kan gi større muligheter til å utforske kompleksiteten i ulike skalaer, eller forskjellige økologiske kontekster (Head, 2000). For det andre har det nye paradigmet rettferdiggjort fremveksten av nye økologiske disipliner, blant annet landskapsøkologien (Pickett et al.. 1992), hvor nettopp ikke-likevekt, forstyrrelser og heterogenitet er viktige elementer. Innenfor de økologiske grenene ser man nå på forstyrrelser som integrert i økosystemene, framfor å være en ekstern prosess. Forandring og forstyrrelse er rett og slett grunnleggende elementer i naturen, og kan påvirke økosystemers struktur og funksjon. Paradigmeskiftet har ført til en sterkere inkludering av mennesket i økologien, og det taes større høyde at for menneskelige

påvirkninger og forstyrrelser er en naturlig del av økosystemer, men også at påvirkningen kan være diffuse eller indirekte. Antropogene årsaker til forstyrrelser sammenlignes med de biofysiske forstyrrelsene, og den kombinerte effekten av disse blir integrert på nye måter (ibid.). Fremveksten av en ikke-likevekts tilnærming gjør det med andre ord både mulig og nødvendig å foreta en omtenkning av menneskets rolle i økosystemet (Head, 2000). Head illustrerer dette ved en sammenligning med *naturlige* forstyrrelser, og i diskusjonen brukes mennesket metaforisk på samme måte som forstyrrelsene. Spørsmålet er om de da vil fortsette å være eksterne, eller om de blir den del av systemet. White og Pickett (1985a) hevder at det ikke bare er et spørsmål om å reversere eksisterende kategorier av eksogene og endogene endringer. Siden det er vanskelig å skille mellom hva som er på innsiden og utsiden, kan de heller sees på som endene i et kontinuum, hvor mange forstyrrelser kombinerer aspekter fra begge endene. For å kunne forstå naturlige systemer er det med andre ord avgjørende å fokusere på prosess og kontekst (Pickett et al., 1992). Utover å kartlegge endringer i landskapets struktur, vil det være nødvendig å avdekke innenfor hvilke rammebetingelser endringene foregår i. En gjennomgang av endringer i rammebetingelsene, både klimatiske og arealbruksmessige, er derfor gitt i kapittel 5.

Kritikken av den nye økologien går på at når man setter pluralisme og tilfeldighet i sentrum, undergraver man økologiens mulighet til å gi enhetlige forklaringer. Det hevdes videre at generaliseringer av de komplekse systemene vanskeliggjøres, og at den økologiske forskning derfor blir tvunget til å operere på en mindre skala i forhold til problemene den tar opp. Dette er nok vanskeligheter som må overvinnes, mer enn det er et angrep på sannhetsgraden til den nye økologien, og selv om ikke-likevekt prinsippene har en svakere forutseende kraft, så er de gjerne mer realistiske fordi de er bevisste om sine begrensninger (Head, 2000).

3 Trær, skog og tregrenser

Trær og skog er noe vi alle har et forhold til og oppfatning om hva er. Men å gi en entydig definisjon og avgrensning av slike begrep i en vitenskapelig sammenheng er likevel ikke så lett som en skulle tro. Å trekke grenser mellom vegetasjonssoner kan også by på problemer. Denne delen av kapittelet vil diskutere disse begrepene, og problemer heftet ved hvert av dem. I tillegg vil ulike faktorer som påvirker træs vekst diskuteres.

3.1 Definisjoner og avgrensninger

Et tre beskrives gjerne som en stor, flerårig og forvedet plante, og Körner (1999) gir definisjonen som en oppreist, forvedet plante med en dominerende stamme over bakken som er minst tre meter høy. Det er med andre ord høyden til en plante som skiller trær fra busker, men det finnes et mangfold av krav til høyde, spesielt i forbindelse med studier av tregrensene i fjellet. Holtmeier (2003) viser at minstekravene varierer fra 1 m og helt opp til så mye som 6-8 m. I tillegg varierer kravene i forhold til hvilke arter det er snakk om. Minstekravet er som regel lavere for bjørk enn gran, og i feltområdet i Bergsdalen er det bjørk som er det tregrensedannende slaget, noe som bør tas høyde for i valget av definisjoner. For å skille mellom busker og trær henviser ofte botanikere til Raunkiærs system for kategorisering av planter, hvor begrepene *fanerofytter*⁶ og *chamaefytter*⁷ kan benyttes i denne sammenheng. Men i følge Lundberg (2005) er ikke alltid skillet mellom tre og busk så interessant:

I fjellet blir trea gjennomgående lågare enn i låglandet, slik som bjørk, som i og omkring fjellbjørkeskogen ofte er markert lågare enn i låglandet. Ikkje alle bjørkene i og omkring fjellbjørkeskogen blir 6 m høge – er dei dermed ikkje å rekne som eit tre? Eit anna døme er utviklinga gjennom livsløpet frå frøplante, via ungplante (juvenil) til vakse individ (adult). Før trea blir vaksne er ingen av dei 6 m høge – er dei då ikkje eit tre? I økologisk tyding er ein busk derfor ofte berre eit lite tre, då dei i prinsippet fungerer på same måten.

Han viser til at et minstemål ikke alltid er relevant og tar til orde for at man må finne fram til en løsning som er mest mulig funksjonell i forhold til den aktuelle studiens formål. Når man vil kartlegge endringer i den øvre delen av fjellskogen, kan det på mange måter være fornuftig å ikke sette høydemålene for høyt, og jeg har valgt å definere et tre som en forvedet plante

⁶ Fanerofytter: Flerårige planter med selv bærende, vedaktig stamme med vinterknopper minst 25 cm over bakken (Lundberg, 2005).

⁷ Chamaefytter: Flerårige, vedaktige planter med vinterknopper 0-25 cm over bakken (Lundberg, 2005).

som er 1 m eller mer, noe som utgjør en pragmatisk tilnærming til problemstillingen. Valget er gjort fordi jeg anser et individ i en slik størrelsesorden, for å være veletablert og bestandig. Trær over denne størrelsen vil rammes av vinterens harde klima da de øvre deler ikke vil være beskyttet under et isolerende snølag. Holtmeier (2003) viser her til en absolutt minstegrense ved den gjennomsnittlige snømengde, hvor individer som strekker seg over denne må defineres som trær. I dette bildet virker 1 m som et rimelig valg. En annen årsak til at dette ansees som en fornuftig definisjon, er at det i flybildetolkingen vil være vanskelig å skille mellom busker og trær, spesielt med den målestokk som de aktuelle bildene foreligger i.

En vanlig definisjon av skog er et plantesamfunn med et noenlunde sluttet tresjikt der trærne har en viss høyde. Denne høyden er ikke entydig fastbestemt, men den er som regel 2 m eller mer. Ved vegetasjonskartlegging setter en som regel en minimumsgrense for dekningsgraden av tresjiktet, f. eks. 25 % for at det skal gå under betegnelsen skog. Aas og Faarlund (1996) definerer skog som et område som er kontinuerlig dekket av trær, og hvor avstanden mellom trærne ikke er mer enn 30 meter, hvilket skulle tilsi omtrent 4-6 trær pr. dekar. De sier videre at et isolert skogsområde må inneholde minst 15 individuelle trær, og et tre må ha en viss høyde, nærmere bestemt 2,5 m for bjørk og 5 m for bartrær (Aas og Faarlund, 1996). NIJOS⁸ opererer med et minstemål på to dekar for at et område skal kunne regnes som skog⁹, og et krav om minst 6 trær pr. dekar. Minstehøyden for et tre er her 5 m. Opp mot fjellet hvor trærne er lavere setter de minstekravet til 3 m, og tresettingen må være såpass at trærne blir preget av gjensidig påvirkning. Igjen er det viktig å sette definisjonene opp mot problemstillingene. Høydemålet fra tredefinisjonen videreføres, mens en kronedekningsgrad på rundt 25 % virker rimelig. Jeg vil benytte et minstemål på så lite som en halv dekar for å kunne fange inn endringer i spredt skogvekst. Slike minstemål kan forholdsvis enkelt anvendes i flyfotokartleggingen ved at polygoner som dekker mindre enn minstemålet fjernes i attributt-tabellen til shapefilen hvor arealkategoriene er dannet (jf. kap. 4.2). Tolkingen av flybildene vil være påvirket av skjønsmessige vurderinger, og det er derfor viktig å ha definerte krav å forholde seg til i en slik prosess.

⁸ Norsk institutt for jord- og skogkartlegging. Offentlig institutt underlagt Landbruksdepartementet.

⁹ På innmark er minstemålet 0,5 dekar.

3.2 Forskjellige typer skog- og tregrenser

Å definere vegetasjonsgrenser byr også på utfordringer. Körner (1999) viser her til Armands diskusjon av problematikken som går ut på at det ikke finnes tydelige og skarpe grenser mellom ulike vegetasjonstyper eller soner i naturen, men at enhver naturlig grense vil være en overgangssone. Skoggrensen er med andre ord ikke en entydig linje, men trærne blir gradvis lavere og mer spredt innenfor overgangssonen. Denne overgangssonen har igjen sine egne to grenser som igjen har overgangssoner for sine egne grenser, og så videre i det uendelige. Armand (i Körner, 1999: 77) konkluderte derfor med at naturlige grenser nødvendigvis er unøyaktige, og at de bare er determinert av konvensjoner. Spørsmålet er så hvilke konvensjoner en har å forholde seg til, og hvilke definisjoner en skal benytte. Skoggrensen har ofte blitt ansett som øvre grense for lukket skog, men en slik definisjon byr på problemer da denne grensen sjelden er tydelig. Man har som regel en gradvis nedgang i trestørrelse og tetthet, og forekomsten av trearter kan derfor være en annen tilnærming. Problemet er at en slik treartsgrense kan komme i konflikt med definisjonen av et tre som ble nevnt tidligere (Körner, 1999). Å gi en entydig definisjon av tre med en minimumshøyde, vil gi en nøyaktig (tre)linje i fjellet, men studier av responsen til denne linjen vil likevel ikke gi noen form for innsikt i den økologiske situasjon, eller de temporære og romlige strukturer i et område (Holtmeier, 2003). I kategoriseringen vil også mindre grupper med trær taes med, dette på bakgrunn av at i den øverste tregrenseekotonen vil trærne nødvendigvis bli mer og mer spredt. Å kartlegge den bestemte grensen på bakgrunn av den bestemte høydemeter blir vanskelig, for ikke å si umulig, all den tid det ikke lar seg gjennomføre og skille mellom trær og busker med de aktuelle bildenes målestokk.

Som nevnt finner man ofte en overgangssone (ekoton) med nedgang i størrelse og tetthet, et fenomen man som oftest har forklart med ugunstige edafiske forhold og/eller menneskelig påvirkning. Holtmeier (2003) er kritisk til disse påstandene og mener at de polare og alpine tregrensene er såpass heterogene at man ikke bør generalisere i en slik grad. Noen steder går skogen gradvis over i alpine buskvekster, hvor andre forvedete buskvekster tar over for det tredannende slaget. Andre steder minker bare treindividenes høyde gradvis, og de blir etterhvert vridde og krokete som et utslag av sterk påvirkning fra et hardt klima. Slike krokete

individer av vanligvis rettvoksende treslag kalles ofte for "Krummholz"¹⁰. Eksistensen av slike overgangssoner kan ikke bare tilskrives menneskelig påvirkning og pedologiske årsaker, men må være et resultat av komplekse innflytelser fra dagens og historisk klima, branner, biotiske faktorer og økologiske tilstander (Holtmeier, 2003). Tregrensen i ulike områder vil med andre ord være bestemt av den lokale og regionale historie, hvor både klimatiske fluktuasjoner, historisk vegetasjon og menneskelig påvirkning spiller inn. Suksjesjonsstadium og den økologiske struktur og dynamikk, kan i så måte være svært forskjellig fra område til område.

Det er stort sett allment akseptert at bruken av begreper som tre- og skogslinjer er problematiske. Det kan derfor være nyttig å bruke soner framfor tvetydige linjer i landskapet, og i flybildetolkningen forholder jeg meg først og fremst til soner, og da soner jeg anser for å fylle kriteriene for skog. Det finnes flere definisjoner på tre- og skoggrensene, flere av dem er allerede nevnt. Disse definisjonene vil naturlig nok avhenge av definisjonene av trær og skog. Artsgrensen er øverste forekomst av individer av en bestemt art, uavhengig av plantens morfologi (Aas og Faarlund, 2000). Orografiske grenser referer til områder hvor tregrensen er bestemt av lokal topografi. Den empiriske skog- og tregrensen, er den faktisk observerte grensen, enten den er bestemt av klimatiske, edafiske, topografiske eller antropogene forhold. Denne kan være mye lavere enn den potensielle, klimatiske grense. Den potensielle, klimatiske skogsgrense er øvre grense for hvor det kan vokse skog, mens tregrensen er linjen som sammenbinder de øverste, spredte trærne. Definisjonene av tre som er lagt til grunn i denne oppgaven er såpass lave at det kan argumenteres for at det egentlig er Krummholzgrensen (buskgrensen) som egentlig er kartlagt. Det er viktig å understreke at når det refereres til tre- og skogsgrenser i mine analyser, er det selvsagt definisjonene fra kapittel 3.1 som er lagt til grunn.

3.3 Faktorer som påvirker trevekst

Det er flere faktorer som er avgjørende for træs vekst og spredning, både *abiotiske* og *biotiske* (Miller, 2004). Abiotiske faktorer er ikke-levende faktorer, både fysiske og kjemiske,

¹⁰ Uttrykket kommer fra tysk og ble opprinnelig brukt om forvregte, krokete og vridde individer av *Pinus mugo*, *Pinus pumila*, *Alnus viridis*, *Alnus sitata* og *Alnus maximowiczii*, hvor vekstformen er genetisk determinert (Holtmeier, 2003). Uttrykket har etterhvert også blitt brukt om klimatisk påvirkede vekstformer.

som påvirker arters evne til å overleve. Biotiske faktorer innebærer konkurranse mellom arter, men også mellom individer av samme art. Generelt kan man si at en plantearts utbredelse er determinert av klima, edafiske forhold, bestøving og spredningsforhold, biotisk konkurranse og historiske forløp. Den vegetasjonen som kan observeres i dag, kan sies å være et foreløpig resultat av innvandring, klimatilpasning, konkurranseforhold og kulturpåvirkning, med andre ord et øyeblikksbilde av en dynamisk utvikling (Aas og Faarlund, 1995). Innvandring er en faktor som først og fremst vil være av betydning i områder dominert av sent innvandrede arter, slik som gran. Men i Bergsdalen er det bjørk som er tregrensedannende, og er en art som har vært til stede i området i tusenvis av år.

3.4 Abiotiske vekstfaktorer

Den kanskje viktigste og mest avgjørende vekstfaktoren er klimaet. Klima defineres som de langsiktige atmosfæriske egenskaper i et bestemt område og består av flere ulike variabler som for eksempel temperatur, nedbør, humiditet og vekstsesongens lengde. Klimaet defineres som gjennomsnittsværet beregnet i forhold til observasjonsrekker som strekker seg over tredve år, eller det man kaller en normalperiode.

3.4.1 Temperatur og makroklima

Generelt kan man si at den øvre tregrense i fjellet er forårsaket av lave temperaturer og varmemangel. Grensen er høyest i de subtropiske områdene og synker derfra mot ekvator og mot høyere breddegrader (Holtmeier, 2003). Den ligger stort sett også høyere i kontinentale strøk enn i områder med marint klima. Dette betyr at i Sør-Norge ligger grensene lavere i vest enn i øst. I tillegg har store, massive fjellområder en positiv effekt på hvor høyt trær kan vokse i fjellet. Større fjellområder absorberer radiasjonsbølger fra solen og omformer det til langbølget energi, noe som øker temperaturen i forhold til den frie atmosfæriske temperatur, noe som kalles fjellmasseeffekten (mountain-mass effect). Dette resulterer i at grensene stiger fra 500 m i de vestlige fjordområder, og opp til rundt 1200 m i fjellområdene i Sør-Norge, før de synker igjen til ca 900 m helt i øst (jf. kap. 1.2.5). Fra Jotunheimen synker de potensielle, klimatiske tregrensene i alle retninger nettopp som en følge av redusert fjellmasseeffekt (Aas og Faarlund, 2001).

I fjellet er det ofte gjennomsnittlig temperatur i sommermånedene og vekstsesongens lengde som er avgjørende for hvor langt trærnes klimatiske høydegrense strekker seg. I de kontinentale fjellområdene på den nordlige halvkule ligger den gjennomsnittlige temperaturen for den varmeste sommermåned på rundt 10 °C, men slike typer gjennomsnittsmålinger varierer for mye til at de korrelerer godt med de øvre tregrensene i fjellet. Det har vist seg at det gir mer adekvate resultater å bruke tri- eller tetratermen, som er henholdsvis gjennomsnittstemperatur for de tre og fire varmeste månedene (Aas og Faarlund, 1995). Når det gjelder våre to viktigste skoggrensedannende arter i Norge, bjørk og gran, så tåler førstnevnte ca en grad lavere sommertemperatur enn bartrærne. I tillegg er bjørken vanligvis lavere og danner på denne måten gunstigere mikroklimatiske forhold (Aas og Faarlund, 1995). Når det gjelder vekstsesongens lengde, må denne være lang nok til at artene evner å sette frø og spre seg. Her har bjørk og gran en fordel da de kan formere seg vegetativt. Dette betyr at et bjørke- eller granbelte, kan opprettholdes over den egentlige klimatiske grense for frøsetting.

I oppgaven vil tritermen brukes som en indikator på de termale tilstandene ved tregrensen, og endringer i tritermen i løpet av det 20. århundre vil bli diskutert for å gi indikasjoner på endringer i den potensielle, øvre tregrense i feltområdet. Det er viktig å huske på at gjennomsnittstemperaturer ikke eksisterer i naturen, og at slike målinger må sees på som en indikator, fremfor en kausal, bestemmende faktor for tregrensene i fjellet. Likevel viser korrespondansene mellom høyden på tregrensen og temperaturmål, klimakarakter og fjellmasseeffekten at mangel på varme er en sterkt influerende faktor (Holtmeier, 2003).

Nedbør kan ha betydning for konkurranseforholdet mellom furu og gran i de laveste og tørreste områder i regnskyggen. For de øvre klimatiske tregrenser er nedbøren ikke noe sted en minimumsfaktor (Aas og Faarlund, 1995, 2000). For fjellskog er dermed temperatur den avgjørende klimatiske faktoren, og jeg har derfor sett bort fra nedbørsforhold i mine analyser.

3.4.2 Frost

En annen klimatisk faktor som spiller inn er også relatert til temperatur. Frostskader utgjør en betydelig veksthemmende faktor i fjellet, og plutselige fall av temperatur i vekstsesongen, ofte akkompagnert av frost, har vist seg å være spesielt skadelig. Ved tregrensene utenfor tropene har lengden på vekstsesongen vist seg å være svært avgjørende. Blomsterskudd og

nye skudd blir sterkt forsinket i forhold til lavere høyder, samtidig som vinterdvalen begynner mye tidligere. Motstandsevnen mot frost varierer sterkt gjennom sesongen. Den øker utover høsten på grunn av synkende temperaturer og kortere dager, men om frosten kommer brått og tidlig, kan skadene bli betydelige. Nye skudd og nåler som ikke er tilstrekkelig utviklet og ”hardnet” i løpet av vekstsesongen er spesielt utsatte (Holtmeier, 2003). Trær ved tregrensen er svært tolerante overfor frost gjennom vinteren, og i områder som er dekket av snø øker gjerne frostresistensen, for de delene av planten som ligger beskyttet under snølaget vel å merke. På senvinteren og tidlig vår minker toleransen betraktelig og nye blader og skudd kan skades allerede ved bare noen få grader under frysepunktet. Hyppig og rask opptining med påfølgende nedfrysing av celler og vev er spesielt skadelig for planter. Dette kan skje på klare dager med frosttemperaturer, hvor solen varmer opp plantene til høyt over lufttemperaturen. Når solen så går ned for kvelden, vil temperaturen i plantevevet synke drastisk. Midlertidige skylag om dagen kan gi samme effekt (Holtmeier, 2003).

En annen type skade er det man kaller for frostrelaterte tørke, noe som er et resultat av gradvis nedtapping av vannreservene ved transpirasjon uten å kunne kompensere for det tapte da både grunnen og plantevevet er frossent. Dette forekommer stort sett sen vinterstid når nåler og skudd varmes opp i solen, noe som øker transpirasjonsraten. Sjansen for å tørke ut er størst over snødekket, slik at unge, juvenile skudd ofte går fri. I tillegg er slike skader mer vanlig i barskog enn løvskog.

3.4.3 Edafiske forhold og jordbunnstemperatur

En annen abiotisk faktor som har innvirkning på træs utbredelse, er edafiske forhold. Dette er miljøforhold som berggrunn, jordsmonn og løsmasser. På grunn av variasjonen i jordsmonnets fysiske og kjemiske egenskaper, samt dets mange funksjoner, er det en av de mest komplekse økologiske faktorene som finnes. Jordsmonndannende prosesser og dets effekt på vegetasjonen er delvis avhengig av klimatiske forhold som endres med stigende høydemeter, men likevel er nok forskjeller i utgangsmateriale (berggrunnstype), mikroklima (mikrotopografi), og plantedekke viktigere faktorer i jordsmonndannelsen (Holtmeier, 2003). I tillegg kan menneskelig påvirkning som hogst, beite og brann ha innvirkning på disse prosessene. Vinden kan også påvirke jordsmonnet ved at den påvirker fordampningen fra overflaten (Lundberg, 1987). Da jordsmonnet er såpass nært korrelert til mikrotopografiske egenskaper i landskapet, finnes det ingen entydig høydegradient, og dermed er nok heller ikke

edafiske forhold den avgjørende faktoren i forbindelse med den øvre tregrense. Likevel kan ulik jordbunnskvalitet gi lokale forskjeller i tre- og skoggrensene, over rimelig kort avstand (Aas og Faarlund, 2000).

I Norge er det podsol som er den vanligste jordsmonntypen og den blir utviklet i områder hvor nedbøren er større enn fordampningen. Et slikt jordsmonn utviser en klar lagdeling med et distinkt humuslag. Brunjord finner man i områder hvor fordampning og nedbør er noenlunde balanserte (Lundberg, 1987). Humusen er dermed godt blandet med mineraljorden. I fjellet observeres lagdelingen som er typisk for podsol allerede ved svært tynne jordlag, og podsoljord er svært vanlig, også i fjellbjørkeskogen (Holtmeier, 2003).

Mykorrhiza er en annen viktig faktor i jordsmonnet. Dette er en symbiose mellom planterøtter og spesielle typer sopp og det øker plantenes næringsopptak og motstand mot patogener. I følge Moser (i Holtmeier, 2003), ville de naturlige tregrensene vært mye lavere uten slike symbiotiske forhold. Men dette forsterker nok likevel bare et mønster gitt av andre forhold.

Jordbunnstemperaturen har innvirkning på planters utbredelse ved at den korter ned vekstsesongen og hindrer fotosyntese, respirasjon, rotvekst, nedbrytning, næringsopptak, vekstspiring og skuddsetting (Holtmeier, 2003: 80). Jordbunnstemperaturen synker med stigende elevasjon, men mindre enn hva lufttemperaturen gjør. Dermed øker den termale gradienten mellom jordbunn og luft med stigende høydemeter, noe som sannsynligvis er mye av årsaken til at lav høyde og buskforming er gunstig i områdene for øvre tregrense. Temperaturen synker raskt fra topplaget og nedover i jordlagene, og denne gradienten stiger også med økende høydemeter, noe som har konsekvenser for rotdannelse og vekst.

Både et vegetasjonsdekke og et snødekke reduserer årlige og daglige variasjoner i jordbunnstemperaturene. I motsetning til snødekte områder, vil flere meter av jordbunnen fryse på steder med lite vegetasjon og hvor et sammenhengende snølag mangler vinterstid (Holtmeier, 2003). I områder hvor både snø og vegetasjonsdekke mangler, er gjerne jordbunnen frossen et stykke lenger utpå våren og sommeren, men til gjengjeld vil slike områder oppnå mye høyere temperatur utover i vekstsesongen.

Grensen for permafrost i den norske fjellheimen, ligger over den potensielle tregrense slik at dette ikke vil være noen determinerende faktor. Likevel kan lokal topografi forårsake

permafrost noen steder i tregrenseekotonen, og dermed kan både den temporære og romlige strukturen til tregrensen påvirkes av denne faktoren. Men som sagt, dette blir mer lokalt betinget. Permafrost begrenser oppvarming av jordbunnen gjennom den korte vekstsesongen og hindrer dermed rotvekst og næringsopptak (Körner, 2003). Andre faktorer som kan påvirke tregrensen lokalt er solifluksjon og periglasielle former. Aktiv solifluksjon kan være en betydelig stressfaktor for trærne i fjellet, og spesielt i vannmettede områder kan dette skape store sig i terrenget og ødelegge vegetasjonen på sin vei. Men det skaper også åpninger i landskapet hvor spesielt bjørken kan trives.

Temperaturen i jordbunnen kan også i enkelte områder bli ufordelaktig høy, spesielt på mørk humusgrunn hvor temperaturen i de øverste jordlagene kan komme opp i hele 80 °C, noe som kan medføre lokale ørkenpreg. Det er spesielt i de mest soleksponerte liene at dette er et problem, mens i vegetasjonsdekket mark vil temperaturene senkes betraktelig (Körner, 2003).

3.4.4 Vind

Ved våre breddegrader øker vanligvis vindstyrken med stigende høydemeter, men den lokale topografi spiller likevel en vesentlig rolle for både vindretning og styrke. Rygger og grøfter i landskapet kan modifisere vindhastighet med +/- 60 % når vindretningen er rettvinklet i forhold til disse (Holtmeier, 2003). Den resulterende mosaikken av vindutsatte og beskyttede områder påvirker de økologiske betingelsene ved tregrensen betydelig, spesielt i fjellområder hvor man har stabile vindsystemer med relativt permanente retninger på vinden. Fjellområdene i Skandinavia er et eksempel på dette (Holtmeier, 2003). Vinden kan direkte påvirke træs vekst både fysiologisk og mekanisk, samt ved å influere andre faktorer som luft- og jordtemperatur, jordfuktighet og snødekkets tykkelse og varighet. Abrasjon av bladverk og grener som stikker over snølaget forårsakes først og fremst av vinddrevne jord- og ispartikler, med hovedvekt på sistnevnte. På ekstremt vindutsatte steder kan abrasjon ødelegge de ytre vokslag av kutikula, noe som vil føre til økt vanntap, ofte i en kritisk størrelsesorden. Sterk vind kan også fysisk ødelegge frosne nåler, bladverk, og grener, og på den måten etterlate seg åpne sår med eksponert vaskulært vev. Dette medfører asymmetriske vekstformer som reflekterer de gjeldende vindsystemer i området.

Vinden fører med seg turbulens og påfølgende vertikale omskiftninger av varme og fuktighet. Dette betyr at vinden kan motvirke overoppheting av de øvre jordlag i områder som er sterkt

soleksponte. Samtidig vil vindutsatte områder ha høyere temperaturer på klare netter sammenlignet med områder som ligger i le, nettopp på grunn av turbulens og vertikal utveksling mellom luftlag.

På bakgrunn av det faktum at vinden både har en direkte og indirekte innflytelse på trevekst, må den ansees som en av de viktigste økologiske faktorene i tregrenseekotonen. Men den kanskje viktigste påvirkningen fra vinden er at den har stor innvirkning på den romlige fordelingen av snø (se neste avsnitt). De topografiske effektene av vinden, slik som de er beskrevet her, er ikke enerådende for fjellstrøk, men effektene blir tydeligere fordi helningsgraden stort sett er høyere, klimatiske gradienter sterkere og fordi plantene i alpine områder er mer avhengig av å beskytte seg mot et hardt miljø (Körner, 2003).

3.4.5 Snø

Snødekket er en av de viktigste økologiske faktorene i fjellet og har også sin påvirkning på fjelltrærnes utbredelse. Snømengde og dybde er som regel større i maritime enn i kontinentale strøk, men mikrotopografi og plantedekke influerer vindretning og hastighet, og dermed også fordelingen av snø i landskapet. I områder med gjennomsnittlige snømengder på 40-60 cm kan forskjellene mellom lesidene og vindutsatte områder likevel bli på 2 m eller mer, mens i svært snørike regioner vil fremdeles de mest forblåste områdene ofte være så og si snøfrie (Holtmeier, 2003). Konvekse flater i landskapet blir som regel snøfrie tidligere på året fordi vinden helt eller delvis har fjernet snøen allerede. I lesider og konkave groper i landskapet derimot, samler snøen seg, og slike områder kan være snødekket til langt utpå sommeren. Vind og topografisk bestemte snøavsetninger kan gjøre at det kan gå opptil fire måneder mellom de første og de siste områdene er snøfrie på våren/sommeren, mens de årlige variasjoner kan være opptil en måned på hvert enkelt sted (Körner, 2003).

Avsetning av snø i fjellskråninger avhenger også av vindretning. I skråninger hvor vinden stort sett er oppadgående, er snødriften bak hindringer vanligvis kortere enn ved nedadgående vinder. I tillegg blir fordelingen av snø også påvirket av helningsgraden, og snødriften vil naturlig nok øke med stigende helning ved nedadgående vinder, mens det motsatte er tilfellet ved oppadgående vindsystemer (Holtmeier, 2003). Slike effekter kan modifieres av mikrotopografiske forhold, spesielt i tregrenseekotonen hvor trær kan påvirke vindretning, fordeling av snø og innstråling. Store snømasser samler seg typisk nok på lesidene av

kompakte ”treøyer” eller andre hindringer i landskapet. Mye snø kan også samles langs enkeltstående trær og busker, mens i store lukkede skogsareal vil størsteparten av snøen som regel samle seg oppe i trekronene, hvor den enten fordamper eller blir blåst bort, noe som begrenser snømengdene på skogbunnen.

Et snødekke kan utgjøre både positiv og negativ innflytelse på trærne i fjellet. Et relativt tykt snødekke beskytter mot vinterkulden, mens et for tykt dekke korter ned vekstsesonen betraktelig (Aas og Faarlund, 2000). Fuktigheten i jordbunnen er nært knyttet til mikrotopografi og snøforhold, og et rikelig snødekke kan være en viktig kilde til vann, spesielt i områder med et sterkt permeabelt substrat. Samtidig kan vindeksponerte og snøfattige områder bli svært tørre og til tider ørkenaktige. Et snødekke om vinteren gir god isolasjon mot frost og kulde, samt beskyttelse mot frosttørke og abrasjon fra ispartikler. Et godt snølag kan dermed gi juvenile individer en mulighet til å overleve og etablere seg i områder hvor de i utgangspunktet ikke ville klare seg. På den annen side vil et vedvarende snødekke korte ned vekstsesonen i betydelig grad, noe som spesielt går utover unge og lave individer som kanskje ikke vil være i stand til å utvikle seg skikkelig i løpet av den korte sesongen (Holtmeier, 2003). Når individene blir eldre og mer hardføre, kan de derimot tåle strenge vintre med ekstremt vedvarende snødekke. En av årsakene til dette er at plantedeler som stikke opp over snølaget, kan starte fotosyntese og vekstprosesser på et tidligere tidspunkt. Et langvarig snødekke forsinker også temperaturøkningen i jordbunnen, noe som går sterkt utover frøspiring, rotvekst og næringsopptak. I tillegg kan snøsig, skred og ras føre til mekaniske skader på trær og busker. Bjørken tåler mer sig og setting i snødekket enn gran, og trives dermed bedre i snødekkede lier (Aas og Faarlund, 1995). Sjansen for soppangrep øker for planter som blir værende lenge under store snømasser, også her er barskogen mest utsatt.

3.4.6 Topografi og eksposisjon

Klimatiske tregrenser kan modifiseres av topografiske strukturer både innenfor og utover tregrenseekotonen, noe som allerede er beskrevet i flere av de tidligere avsnittene. Mikrotopografiske strukturer i bratte skråninger er annerledes enn i slake skråninger og nesten horisontale områder (Holtmeier og Broll, 2005). I bratte skråninger er snøskred en begrensende faktor, men i hvilken grad avhenger av mikrotopografien i skråningen. Snøskredene følger minste motstands vei via groper og furer, og det er i slike områder

tregrensen er under sterkest press. På skråningenes mer konvekse flater, er skred mindre vanlig, og trærne kan krysse opp mot sin potensielle, klimatiske grense. I bratte skråninger vil den romlige fordeling av trær med andre ord skifte over korte avstander og gradienter, og tregrensen vil være fragmentert (Holtmeier og Broll, 2005). I svake skråninger stiller saken seg annerledes. Her forekommer ikke snøskred, og fjellskogen kan krysse opp til sin potensielle grense nesten som en samlet enhet, men også her vil det bli fragmenteringer i de øvre deler som en følge av veksling mellom konvekse og konkave flater i landskapet. På så å si horisontale flater er tregrenseekotonen vanligvis rimelig bred i utstrekning, og i slike områder er det ofte mer trærne og vegetasjonen selv som forårsaker mosaikken i landskapet, først og fremst fordi trærne selv har innvirkning på vindsystemer og den påfølgende fordeling av snø (Holtmeier og Broll, 2005).

Eksposisjon er en annen avgjørende faktor for vegetasjonen i fjellet, så også for den romlige fordeling av trær i fjellskogen. I nordeksponerte lier vil solenergien fordeles over et større areal enn i søreksponerte, noe som gir store forskjeller i lokalklimatiske forhold (Lundberg, 1987). Innstrålingen stiger med økende høydemeter på grunn av konsentrasjonen av vanndamp i lavere lag i atmosfæren. Som en konsekvens av dette øker forskjellene mellom solfylte og skyggefulle områder når man kommer oppover i fjellet. Klare sommerdager kan være sjeldne, og siden temperaturene kan være rimelig lave i periodene med liten innstråling, blir eksposisjon desto viktigere faktor i de periodene det faktisk er klarvær (Körner, 2003). Tregrensene kan variere mye i takt med eksposisjonen, og kan være så mye som 100 - 150 m lavere i de mest skyggefulle områdene i forhold til solfylte, søreksponerte lier (Holtmeier, 2003). I tillegg til å være viktig for graden av solinnstråling, påvirker også eksposisjonen vindens påvirkning på trevekst, noe som ble diskutert i et tidligere avsnitt.

3.5 Biotiske vekstfaktorer

3.5.1 Vegetasjonens påvirkning på mikroklima

Planter påvirker mikroklimaet på flere måter, noen av dem er allerede nevnt. Vekstformer, bladformasjoner og høyde er alle faktorer som kan ha innvirkning på plantenes omgivelser. I tillegg kommer det faktum at et plantedekke endrer overflatestrukturene i landskapet (Körner, 2003). Jo mer plantene holder seg langs bakken, jo mer klarer de å motvirke effektene fra det atmosfæriske klimaet de befinner seg i, og jo høyere temperatur kan de klare å oppnå i

løvverket. Det kan være store fordeler knyttet til slik varmeopphoping, spesielt i forbindelse med reproduksjon som er enda mer energikrevende enn karbonfiksering og vekst. Å vokse i samlede grupper kan også ha en positiv innvirkning på næringsopptak og jordsmonnets næringsverdi. Et vanlig problem er at visst løvverk blåser bort med vinden og forstyrrer den lokale næringscyklusen, noe som tregrupper eller plantetuer kan motvirke ved å fungere som effektive oppsamlingspunkt (Körner, 2003). Som vi har vært inne på tidligere, kan tregrupper ha innvirkning på vinden og fordeling av snø, noe som kan gi gode isolasjonsforhold for juvenile individer langs bakken.

Ved tette dekningsforhold i busk- og feltsjiktene, kan frøspiring bli skadelidende ved at frøene ikke når fram til de gunstigste spiringsforholdene ved bakken, eller ved at de blir utkonkurrert i kampen om fuktighet og næring. I tillegg kan skyggeforholdene vanskeliggjøre spiring.

3.5.2 Biotisk konkurranse

I et plantesamfunn foregår det interaksjoner mellom de ulike plantene. For et individ kan slike interaksjoner være positive eller negative i forhold til dets reproduksjonsrate (Silvertown og Lovett Doust, 1993). Et konkurranseforhold vil naturlig nok være negative og begrensende for evnen til å sette frø, men konkurransen mellom arter er ofte ikke direkte, den foregår derimot gjennom ulike intermediære faktorer som eksempelvis lys, næringsstoffer, pollinatorer eller mikroorganismer. Man snakker om både *inter-* og *intraspesifikk* konkurranse, henholdsvis konkurranse mellom ulike arter og mellom individer av samme art. Konkurranse kan være en kritisk faktor for juvenile treindividers overlevelse og ytelse, og et eksempel på dette er at krekling (*Empetrum hermaphroditum*), kan ha negativ innvirkning på frøplanter av bjørk og furu. Ulike lavararter fra slekten *Cladonia* kan gi fra seg toksiske stoffer som går utover vekst hos treindivider, og da spesielt unge skudd (Holtmeier, 2003). Trearters potensielle utbredelse kan også bli fortrent av ulike plantesykdommer, soppangrep eller parasittiske organismer.

3.5.3 Regenerasjon

Dersom en ser bort i fra orografisk og antropogent depresjon av tregrensen, vil denne i det lange løp være opprettholdt av fysiologisk resistans mot det harde, alpine klimaet, samt evnen til å regenerere, enten ved frøsetting eller ved vegetativ formering (Holtmeier, 2003). For at regenerasjon ved frøsetting skal være vellykket, kreves det mer enn bare å produsere

levedyktige frø. En reproduksjonssyklus kan i seg selv ta flere år, og kan forstyrres både klimatisk, biotisk eller mekanisk. Bjørk har som regel frøsetting oftere enn bartrærne, og i tillegg forblir bjørkefrø levedyktig i flere år, noe som gjør at det stort sett alltid er slike frø tilgjengelig for spiring. Frøspredning er også en avgjørende faktor, og da først og fremst til områder som er egnet for spiring og vekst. Første året etter spiring er gjerne det mest kritiske, og i denne perioden får individet næring først og fremst fra frøet. Generelt kan man si at større frø inneholder mer næring enn små og lette. Ved stigende høydemeter minker gjerne frøene i både antall og kvalitet, men det er også stor forskjell på frøene til ulike arter. Slekter som *Betula* og *Salix* har små og lette frø som vanligvis blir spredt med vinden, mens bartrær som *Pinus* og *Picea* gjerne har større og tyngre utgaver som dermed blir mer attraktive som næringskilde for dyr. Mange fugler samler og gjemmer frø i områder som er egnet for spiring, og dette blir dermed en mindre tilfeldig frøspredning enn vindspredning. Noen slekter så som *Sorbus* og *Juniperus* sprer sine frø via dyreekskrementer, noe som igjen gir spredningen et mer tilfeldig preg. Dog ikke i samme grad som vindspredning fordi dyrene som regel velger de mest næringsrike, beste frøene. Vindspredning av frø vil være irregulær som en følge av fluktuerende værforhold, topografi og plantedekke (Holtmeier, 2003). Klarer individene seg i to år, har de som regel fått utviklet et bra rotsystem, gjerne med mykorrhiza, men områder som er godt egnet for frøspiring er ikke nødvendigvis gunstige for juvenile individer. Et godt snødekke gir isolasjon og varme forhold og begunstiger spiring, men et stort snødekke kan på den annen side være uheldig for unge individers vekst.

Noen arter er i stand til å formere seg vegetativt i tillegg til kjønnen formering og frøsetting. Slik kloning kan foregå ved knoppsskyting eller utvikling av ekstra røtter. Denne type formering er påvirket av ugunstige, klimatiske forhold i mye mindre grad enn den kjønnede formering er, og kan fremdeles gjennomføres ved temperaturer langt under dem som er nødvendige for frøsetting (Holtmeier, 2003). Dette betyr at arter med slike evner kan opprettholdes over den klimatiske grense for frøsetting. Vegetativ formering er en spesielt viktig egenskap i skråninger hvor snøskred har stor innflytelse, og utvikling av nye røtter blir gjerne stimulert av brudd i trestammen etc. Grupper av klonede planter er ikke uvanlig i lavere deler av landet, men øker gjerne oppover mot tregrensen, både fordi frøinitiert regenerasjon blir sjeldnere og at en økende grad av mekaniske skader trigger vegetativ reproduksjon (Holtmeier, 2003).

3.6 Antropogen påvirkning

En annen faktor som i sterk grad kan begrense den potensielle utbredelsen, er menneskelig aktivitet. De fleste fjellområder i Europa og Asia var befolket allerede i forhistorisk tid (før ca. 3500 BC). Før menneskets innflytelse på økosystemene i fjellet startet, eksisterte det mer eller mindre sammenhengende skog som dekket mesteparten av fjellskråningene helt opp til den klimatiske tregrensen, med unntak av de aller bratteste og skredutsatte områdene (Holtmeier, 2003). Dette viser at lokal topografi har vært en kontrollerende faktor for den menneskelige innflytelse på landskapet, først og fremst ved å kontrollere fremkommelighet. Landbruk har forekommet i alpine områder så lenge mennesket har befunnet seg der, og både jakt og beite har påvirket vegetasjonen i tempererte fjellområder i minst 7000 år (Körner, 1999). Kulturindikatorer pollendiagram fra Hardangervidda vitner om beitende tamdyr ca. 5000 år tilbake (Indrelid og Moe i Aas og Faarlund, 1991). Markerte inngrep i skogen spores først sent i yngre steinalder og bronsealder (Aas og Faarlund, 1991), med andre ord for ca. 4000 år siden. Fjellskogen har blitt kuttet til bruk som brensel og områder har blitt ryddet til beitebruk, fôrsanking og egnete områder har også blitt brukt til dyrking. I det tradisjonelle jordbruket i Norge har det vært vanlig å ha seterdrift og beiteområder nær tregrensene, og disse grensene vil i aller høyeste grad ha blitt influert av slik kulturell aktivitet. Hovedformålet med seterdriften var å holde buskapen unna innmarken gjennom sommeren, slik at mesteparten av de permanente gårdsområdene kunne høstes for vinterfôr. I tillegg var det viktig å kunne utnytte beitepotensialet som lå i de store utmarksområdene (Kvamme, 1988). I dalstrøkene i Sør-Norge var seterbruket spesielt vanlig, og har i noen områder holdt seg helt opp til våre dager. En viktig årsak til dette er landskapets topografi, med små arealer i lavlandet som er egnet for dyrking, og store arealer med høyere liggende utmark. Disse utmarksarealene bød på nærmest ubegrensede ressurser (Olsson et al., 1998). Bruksintensiteten i det norske seterlandskapet er i dag liten i forhold til for 100 år siden, og i mange områder ble skoggrensen sterkt senket av seterdriften, noen steder 200 m eller mer (ibid.). Endringer i utmarksbruken i Norge generelt, og Bergsdalen spesielt, vil utforskes i større grad i kapittel fem.

4 Metode

Som nevnt i teoridelen er en av landskapsøkologiens styrker at den kan kombinere geografis horisontale tilnærming til romlige koplinger mellom naturlige fenomener, med økologiens vertikale studier av funksjonelle interaksjoner i gitte enheter. Dette er også tilnærmingen som anvendes i dette prosjektet, hvor endringene i skogsbestanden er kartlagt ved hjelp av flybildetolking og GIS, mens informasjon om økologisk og romlig variasjon ble samlet i felt og senere utforsket ved hjelp av multivariate ordinasjonsmetoder. Den første delen av kapittelet gir en innføring i fotogrammetriske metoder, flybildetolking og GIS. Del to av kapittelet tar for seg feltarbeidet og de multivariate analysene.

4.1 Fotogrammetri, fototolking og GIS

Et fotografi er en detaljert avbildning av et objekt på et bestemt tidspunkt. Etter at de første fotografiske bilder ble laget omkring 1840, har benyttelsesområdene for fotografier bare økt. I 1859 ble det første luftfoto tatt fra ballong, og bilder tatt fra luften skulle vise seg å bli svært nyttige i landskapsplanleggingen. Slike luftfoto, og senere flyfoto, skulle legge grunnlaget for fotogrammetri så vel som fototyding (Skråmo, 1979).

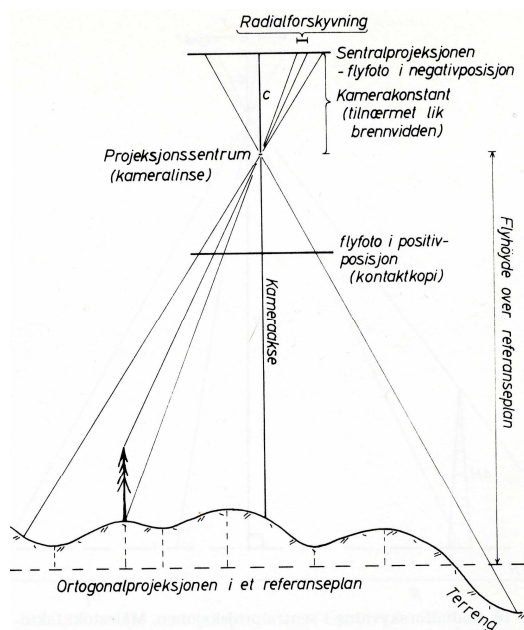
Fotogrammetri handler om å hente informasjon om fysiske objekter og deres miljø, ved å måle og tolke fotografier. Man opererer med et skille mellom metrisk fotogrammetri og tolkingsfotogrammetri. Førstnevnte består i å foreta presise målinger fra foto og andre informasjonskilder for å lokalisere punkters relative posisjon, noe som gjør det mulig å bl.a. å beregne areal og volum. De vanligste applikasjonene av denne type fotogrammetri, er å danne planimetricke og topografiske kart fra luftfotofoto, samt å produsere ortofoto fra skannede fotografier. I den analoge fotogrammetrien som utviklet seg på begynnelsen av 1900-tallet, var det mekaniske og optiske instrumenter som utgjorde hjelpemidlene. Etterhvert tok man i bruk digitalt utstyr, og datamaskiner erstattet mye av det dyre mekaniske utstyret. Den teknologiske utviklingen har med andre ord forenklet hele prosessen, og mange fotogrammetriske oppgaver kan i dag automatiseres i den digitale, analytiske fotogrammetrien (LPS Brukermanual¹¹). Den tolkende fotogrammetrien handler først og fremst om å identifisere objekter og bestemme deres signifikans gjennom systematiske og grundige

¹¹ LPS- Leica Photogrammetry Suite er den fotogrammetriske ekstensjonen av ERDAS Imagine.

analyser. Dette inkluderer både flybildetolking og fjernmåling (Wolf og Dewitt, 2000). Ved flybildetolking kan man kartlegge både landbrukstyper og vegetasjonstyper i store områder. Digitaliseringer av tolkingene muliggjør videre kartografiske og statistiske prosesseringer i *geografiske informasjonssystemer* (GIS).

4.1.1 Det vertikale flyfotoets geometriske egenskaper

Fotografier som eksponeres fra fly og hvor kameraets optiske akse er vertikal, eller nær vertikal, kalles for vertikale flyfoto. Til tross for at man søker å få bildene til å bli absolutt vertikale, forekommer tilfeller av skråstilling, men slike feilmarginer overskrider vanligvis ikke 1°, og sjelden mer enn 3°. Skråstilling er en kilde til målestokkfortegninger i fotografiene, og årsaken til dette er at man forskyver forholdet mellom strålingsforholdene innenfor og utenfor kameraet, slik at dette ikke lenger er konstant (Axelson, 1980). I de videre fotogrammetriske analysene er dette en av feilkildene bildene må korrigeres for. Flyfotografiets geometriske egenskaper skiller seg en del fra kartets. Førstnevnte har det man kaller for en sentralprojeksjon, hvilket betyr at lyset fra bakken samles i et punkt (objektivet), før det fortsetter til projeksjonsplanet, negativfilmen. I et kart har man derimot en nedfelling av projeksjonsstrålene vinkelrett på et horisontalplan, eller det som kalles ortogonalprojeksjon. Forskjellene mellom de to projeksjonstypene er framstilt i figur 4.1.



Figur 4.1 Radialforskyvning i en sentralprojeksjon (Skråmo, 1979).

I ortogonalprojeksjonen er både roten og toppen av et objekt (f. eks.. et tre) avbildet i samme punkt, noe som medfører at målestokken er den samme uavhengig av høyden i terrenget. I en sentralprojeksjon derimot, vil et tre bli avbildet som en avstand. Fenomenet kalles *radialforskyvning* fordi det finner sted langs radien gjennom fotosentrum av et loddretttopptak (Skråmo, 1979: 28). Dette betyr med andre ord at enhver nivåforskjell i terrenget vil gi en horisontal beliggenhetsforskyvning på bildet. Slike forskyvninger vil øke med stigende relieff, og avstand fra billedsentrum. I en flyfotografisk avbildning av et kupert område, vil dette medføre at et hvert punkt i bildet har forskjellig målestokk. Det er fullt mulig å foreta en justering av radialforskyvningen og målestokkforskjellene gjennom det man kaller en ortorektifisering, dermed kan man oppnå et korrigert bilde som har lik målestokk over det hele. Et slikt bilde vil ha en ortogonal projeksjon, og kalles et ortofoto (Skråmo, 1979). Prosedyren for en slik framstilling vil beskrives senere i kapittelet. Utgangspunktet for prosessen er stereomodellen.

4.1.2 Stereopar og stereomodell

Fotogrammetri, som i betydningen av måling og analyser i fotografiske bilder, kan utføres i enkle bilder, men det vanlige og mest optimale er å benytte to bilder av det samme objektet fra ulike eksponeringsposisjoner. I gjennomføringen av flyfotografering søker man derfor å få en så god stereodekning som mulig, og man opererer vanligvis med rundt 60 % overlapping mellom bildene i en flystripe, og tar man flere striper forsøker man å få en 20 % overlapping mellom dem. Alle bildene som er brukt i oppgaven er hentet fra slike flystriper som fyller disse kriteriene. Overlappende bilder kalles et stereopar og disse kan danne en stereoskopisk, tredimensjonal forminsknet modell av det avbildede objektet, en stereomodell. Den matematiske kalkulasjonen av terrengkoordinatene til punktene i modellen ved hjelp av fotogrammetriske metoder, kalles en analytisk stereomodell (Wolf og Dewitt, 2000). I en slik modell kan det gjennomføres målinger som eliminerer virkninger av radialforskyvning og avvik fra den loddrette fotoaksen. Prosessen med innpassing av stereomodellen for å kunne danne en analytisk stereomodell, involverer en orientering i tre primære etapper, nærmere bestemt indre orientering, relativ orientering og absolutt orientering. De to sistnevnte gir til sammen stereomodellens ytre orientering.

Den indre orienteringen rekonstruerer de geometriske forholdene innad i flykameraet ved eksponeringsøyeblikket, og disse variablene er nødvendig for å kunne bestemme bildenes

romlige forhold. Den indre orientering angir med andre ord sammenhengen mellom bildet og geometrien til lysstrålene som eksponerte bildet på objektsiden av kameraobjektivet. Variablene i denne sammenheng er bildehovedpunktet, kamerakonstanten (fokallengden) og eventuelt den optiske objektivforveining (Ordbok for kart og oppmåling¹²). Førstnevnte er definert som krysningspunktet mellom bildeplanet og den rettvinklede linjen fra projeksjonssentrum, mens kamerakonstanten utgjør lengden mellom bildehovedpunktet og bildeplanets sentrum. I storformatskamera som benyttes til flyfotografering, er denne lengden stort sett rundt 152 mm. Dette vil være nøyaktig oppgitt i kalibreringsrapportene.

Moderne flyfotografiapparater er som regel bygget med justerbare indeksmarkører, slik at disse, samt kamerakonstanten, blir avfotografert ved eksponeringen. Slike rammemerker er det som regel fire eller åtte av i tallet, og de vises langs kanten og i hjørnene av bildene (Campbell, 1996). Et av hovedmålene med å beregne den indre orientering, er å finne bildehovedpunktets posisjon i hvert av bildene. Dette kan man klare ved å måle de nevnte rammemerkeene som er eksponert på bildene, og deretter sammenligne med de kalibrerte punktkoordinatene. Alle disse variablene skal være oppgitt i kalibreringsrapportene fra fotograferingen, og dermed kan man altså få oversikt over de indre orienteringselementene for hvert av bildene, noe som gir en oversikt over fotografiets egne punktkoordinater.

Loddrettopptaketets eksterne orientering bestemmes av seks uavhengige parametere, og disse orienteringselementene omfatter enkelt og greit koordinater i tre retninger (X, Y, Z), helning i flyretning, helning i sideretning og vridning om fotograferingsaksen, henholdsvis med benevnelsene φ , ω , og κ (Skråmo, 1979). Denne informasjonen er nødvendig for at bildene skal kunne relateres til hverandre i rommet, og for at helningen i stereomodellen skal framstå lik den virkelige. De ytre orienteringselementene bestemmes i en trianguleringsprosess.

4.1.3 Aerotriangulering

For alle fotogrammetriske oppgaver må det defineres et forhold mellom kameraet, bildene og terrenget, og dette oppnås gjennom en prosess som kalles *aerotriangulering*. I den digitale fotogrammetrien har trianguleringsprosessen blitt utvidet for større funksjonalitet, og LPS

¹² Fra ordbok for kart og oppmåling utgitt av Norges Karttekniske Forbund (NKTF), Statens kartverk (SK) og Rådet for teknisk terminologi (RTT). Finnes på: <http://www.statkart.no/IPS/filestore/cd2003/std/oko/oko.pdf>

bruker en trianguleringsmetode som kalles for blokktriangulering eller *blokkjustering*. Dette er en prosess hvor man definerer de matematiske forholdene mellom bildene i blokken, kameraet og jordens overflate. Matematikken bak slike beregninger er utenfor denne oppgavens formål, men ved hjelp av en slik tilnærming kan bildenes opprinnelige, eksterne orienteringselementer og posisjon i eksponeringsøyeblikket beregnes. For å orientere stereomodellen i forhold til jordoverflaten er det nødvendig å finne såkalte passpunkter¹³. Disse punktene utgjør den instrumentelle delen av modellen, og kan bestemmes enten i felt eller fotogrammetrisk. Punkter må identifiseres og markeres på det overlappende området i et stereopar, og man skiller mellom tre ulike punkttyper: Passpunkt, sjekkpunkt og tie-punkt. De to første må gis koordinater manuelt, mens sistnevnte får sine koordinater beregnet i trianguleringsprosessen. Sjekkpunkter brukes til å måle nøyaktigheten til passpunktene, men er ikke nødvendig for gjennomføringen. Tie-punktene er punkter som ikke har kjente koordinater, men som er visuelt identifiserbare i det overlappende området. Disse kan markeres manuelt eller dannes automatisk, og vil få sine koordinater bestemt ved hjelp av passpunktene.

I mitt tilfelle har passpunktene blitt bestemt fotogrammetrisk, og de geografiske koordinatene har blitt funnet ved hjelp av digitale kart fra Statens Kartverks nettsider¹⁴. Det trengs minimum to slike punkter i planet for målestokkbestemmelser, og minimum tre høydepunkter for horisontering av modellen. Nærmere bestemt betyr dette at man trenger tre punkter per bilde i trianguleringsprosessen. Det kan da settes opp ligninger hvor de ukjente variablene er de seks eksterne parameterne på hvert av bildene (X , Y , Z , ϕ , ω , og κ), samt koordinatene til tie-punktene. Disse kan løses ved hjelp av minste kvadrats metode, en statistisk metode som brukes for å estimere ukjente størrelser, samtidig som den minimerer feilkildene innad i løsningen. I en blokkjustering brukes metoden til å estimere de eksterne variablene, tie-punktens koordinater, estimere eller justere de interne variablene, og til slutt minimere feilkildene i dataene i nettverket av observasjoner. Feilmarginene i modellen oppgis i *Root Mean Square Error*, RMSE, den kvadratiske gjennomsnittsverdi av restfeil eller utjevningsskorreksjoner. Man søker å finne punkter som gir en så lav feilmargin som mulig. Når blokktrianguleringsens minste kvadraters analyse er gjennomført, vil den eksterne

¹³ Ground Control Points, GCP's.

¹⁴ Norgesglasset: <http://ngis2.statkart.no/norgesglasset/default.html>. Punktene gis UTM-koordinater. Datum er WGS 84.

orientering og dets nøyaktighet være beregnet for begge bildene i blokkene. Tie-punktene romlige koordinater og deres residualer vil også bli beregnet. Nøyaktigheten til punktene oppgis i en trianguleringsrapport, og unøyaktige punkter kan fjernes for å forbedre modellen. Disse resultatene brukes så som de primære data i den videre modelleringen av stereomodellen, DEM ekstraksjon og til slutt danning av ortofoto.

4.1.4 Rektifisering

Bilder med en enhetlig målestokk er ønskelig innenfor kartlegging av vegetasjonsendringer, og det er tvingende nødvendig dersom man ønsker eksakte, kvantitative mål på landskapsforandringene. Det er med andre ord påkrevd at de involverte flyfoto gjennomgår en justering for systematiske feilkilder, som radialforskyvning og skråstilling, gjennom rektifisering. Rektifisering defineres som eliminering av virkningene av avvik fra loddrett fotograferingsretning (Andersen, 1985). Konvensjonelle korrigeringsmetoder, slik som polynominnell transformasjon, er basert på generelle funksjoner som ikke er direkte relatert til fortegningene, eller feilkildene i bildet. Dette betyr at radielle forskyvninger ikke blir eliminert, og målestokkvariasjonene i henhold til høydedifferanser i terrenget opprettholdes. Dette problemet har man løst i differensialrektifiseringen, eller *ortorektifiseringen*, hvor man rektifiserer bare et punkt, eller et lite terrengutsnitt av gangen. Ved konvensjonelle metoder er det, generelt sett, bare mulig å prosessere ett bilde om gangen, hvilket betyr at man ikke kan oppnå en integrert løsning for flere bilder. Det er også nødvendig med veldig mange kontrollpunkter for å oppnå nøyaktige resultater. På disse punktene skiller ortorektifiseringen seg klart ut, da dette er en metode hvor man kan prosessere flere bilder samtidig, og hvor man oppnår gode resultater selv ved bruk av få passpunkter.

For å kunne gjennomføre en ortorektifisering, er man avhengig av en *digital elevasjonsmodell*, DEM, en kvantitativ modell av deler av jordens overflate i digital form (Burrough og McDonnell, 2000). Slike modeller foreligger vanligvis som matriser og kan dannes i LPS dersom et stort antall punkter legges til grunn (LPS Brukermanual). En fordelene med slike digitale programmer, er at ved å finne bare et lite antall passpunkter fotogrammetrisk, kan man automatisk få dannet et gitt antall punkter. Prosessen med å danne en DEM er dermed ganske rask og enkel. I forbindelse med DEM-ekstraksjonen blir det også dannet et punktstatusbilde som forteller noe om kvaliteten til modellen i de forskjellige områdene. Dette gir rom for å gå tilbake og forbedre modellen. En elevasjonsmodell er

sammen med digitale flyfoto, hvor de interne og eksterne orienteringselementene er kjent, grunnlaget for den differensielle rektifisering. Denne prosedyren kan sies å foregå gjennom en systematisk prosess hvor hver piksel i høydemodellen relateres til tilsvarende posisjon i flybildet (Wolf og Dewitt, 2000). En lyshetsverdi blir bestemt for denne lokaliseringen basert på en omgruppering av de omkringliggende piksler. Lyshetsverdi, høyde og de eksterne orienteringselementer blir brukt til å bestemme tilsvarende lokalisering i bildet. Omgrupperingsmetoden som er brukt er bilinear interpolasjon. Resultatet av prosessen er et ortofoto, et fotografi som er geometrisk korrekt i henhold til målestokk og projeksjon (Burrough og McDonnell.). Slike bilder er grunnlaget for analysene i denne oppgaven.

Programvaren som benyttes i rektifiseringen er Erdas Imagine 8.7, nærmere bestemt den fotogrammetriske ekstensjonen, LPS (Leica Photogrammetry Suite). Imagine er et verktøy for digital bildebehandling, og kan importere og eksportere mange ulike formater, samt at det gir mange projeksjonsmuligheter. Dette gjør Imagine til et nyttig verktøy i rektifiseringsøyemed.

4.1.5 Fototolking og klassifikasjon

Med bildetolking i vid forstand forstår vi det å framskaffe informasjon ved hjelp av bilder, å identifisere og analysere det som befinner seg i landskapet. Flybilder kan gi informasjon om arealbruk, vegetasjon og annet landdekke (Lundberg, 2005). Ved å studere en serie bilder fra ulike tidspunkt, kan man få en tidsserie som kan fortelle oss noe om stabilitet og endring i vegetasjon og landdekke over tid. Flybilder er derfor velegnede til å kartlegge og overvåke landskapsendringer (ibid.). Fordelen med slik tolking er at man av bildene kan skaffe seg overblikk over og informasjon om store terrengområder uten å bruke tid til å befare terrenget (Strande, 1986: 85). Til tross for dette kan det være nyttig med feltkontroll. Det ble ikke foretatt noe strukturert kontroll av tolkingsresultatene under feltarbeidet, men å tilbringe flere uker i felt gav likevel en god oversikt over vegetasjonen i området. Dette var i aller høyeste grad nyttig i tolkingen av bildene.

Et flyfoto gjengir alle detaljer i landskapet, både vesentlige og uvesentlige, og det er ikke alltid de vesentlige detaljene er de mest fremtredende. Objekter kan i tillegg se ganske annerledes ut i et flybilde, enn de gjør ute i naturen. Men ved å systematisere egenskapene ved objektene kan de lettere identifiseres (Andersen, 1982, Strande, 1986). De viktigste egenskapene er:

Form og størrelse: Form er nok den viktigste egenskapen for identifisering av objekter. Når det gjelder trær eller skogsområder, kan man skille mellom unge og gamle trær ved formen på kronen. Absolutt og relativ størrelse kan også fortelle mye om objekter, her må målestokken taes i betraktning. Høydedimensjonen kan også være nyttig, og det kan derfor ofte være en fordel å studere bilder i stereoskop.

Farge og gråtone: Det er viktig å ha oversikt over hvilke objekter som reflekterer mye og lite lys. Dette vil kunne variere med sesongene, blant annet vil en skog i løvsprett ha helt andre fargenyanser enn senere i vekstperioden, for ikke å snakke om i vinter og høstsesongen. En barskog skiller seg også klart fra løvskog i farge og tonenyanser.

Mønster og tekstur: Mange landskapselementer har karakteristiske mønstre, plantet skog har som regel et mer regelmessig mønster enn naturlig spredd skog. Med tekstur menes hvordan sammenhengende arealer med samme objekt ser ut på bildene. Dette er aktuelt for bilder med såpass liten målestokk at man ikke kan skille ut individuelle trær, men hvor en større gruppe kan gi en finmønstret og karakteristisk tonevariasjon, slik at gruppen kan identifiseres.

Det optimale er at bildene er tatt på noenlunde samme tidspunkt av året, fordi sesongvariasjoner kan føre til forskjellige tolkingsresultat. Som det går fram av tabell 4.1 er bildene fra 1972 tatt i slutten av juli, mens bildene fra 1993 er tatt nøyaktig en måned senere på året. Det er dermed grunn til å tro at deknningen av løv er noenlunde lik. I feltområdet består skogsbestanden i all hovedsak av løvtrær, og da først og fremst bjørk (*Betula pubescens*), men innimellom også noe rogn (*Sorbus aucuparia*). Barskogsarter som furu (*Pinus sylvestris*), utgjør et ubetydelig antall i kartleggingsammenheng, noe som forenkler klassifikasjonsprosessen betydelig. Dette betyr at det er nok å skille mellom (løv)skog og ikke skog. Å trekke grenser mellom vegetasjonssoner på denne måten kan være vanskelig. Gruppene bør være så homogene som mulig, og variasjonen innad i gruppene mindre enn den man har mellom gruppene (Arnold, 1997). I forhold til å grensene for skogsarealene kan det ved første øyekast virke som en enkel og overkommelig oppgave, men sett i lys av teoridelens diskusjon rundt definisjonen av skog, framstår det kanskje noe mer komplekst. Hvordan framstår en gruppe trær framfor en skog i en vertikal avbildning? I tillegg er målestokken på bildene så liten at det er vanskelig å angi trærnes høyde. Det er til syvende og sist avgjørende at man gjennomfører klassifikasjonen på en konsekvent måte, slik at sammenligningsgrunnlaget mellom de to tidspunktene blir så bra som overhodet mulig. På denne måten kan man få fram den overskyggende tendensen i endringene, slik at resultatet

likevel blir tilnærmet korrekt, gitt de definisjonene og romlige kategoriene som er lagt til grunn.

Tabell 4.1. Flyfoto, målestokk og oppløsning. Alle bildene er kjøpt fra Terratec.

Eksponeerings- dato	Oppgave- og bildenummer	Målestokk	Skannings- oppløsning	Bakke- oppløsning
27/7-1972	1115-C4	1: 30000	1016 dpi	0,75 m
27/7-1972	1115-C5	1: 30000	1016 dpi	0,75 m
27/8-1993	11534 16-4	1: 40000	1355 dpi	0,75 m
27/8-1993	11534 16-5	1: 40000	1355 dpi	0,75 m

4.2 GIS

Geografiske informasjonssystemer, GIS, har fått stadig økende betydning i miljøstudier av ulik art. En generell definisjon på GIS er databaserte systemer for input, lagring, analyse og presentasjon av romlige data (Haines-Young et al. 1993), men definisjonene er mangeartede og blir sterkt diskutert. I essens kan de beskrives som en kombinasjon av data-kartografiske systemer som lagrer kartdata, og databaseverktøy som lagrer attributtdata (Rodriguez-Bachiller og Wood, 1995). Felles for alle definisjonene er at i GIS blir beslutninger og konklusjoner basert på romlige analyser av informasjonsdata som er referert til et felles geografisk system (Wolf og Dewitt, 2000). Det finnes mange datakilder som kan anvendes i dette henseende, blant annet kart, flyfoto og feltobservasjoner. Kildene må av ulike årsaker ofte gjennomgå transformasjoner før de kan anvendes i analysene, for å korrigere feil i dataene, eller for å tilpasse dem til andre data. Fotogrammetri utgjør en svært viktig kilde til informasjon for de fleste GIS-databaser, og disse kildene finnes i tre kategorier, bilder, kart og digitale datafiler (Wolf og Dewitt, 2000).

Geografiske, eller romlige data i et GIS representerer fenomener fra virkeligheten i henhold til deres posisjon i et kjent koordinatsystem, deres applikasjoner (egenskaper) som ikke er relatert til posisjon (f. eks. vegetasjonstype eller arealkategori), og topologi (Burrough og McDonnell, 2000). Sistnevnte er definert som de romlige relasjonene mellom dataene som beskriver hvordan de er knyttet til hverandre. For å representere geometriske objekter i digital

form finnes det to typer hovedmodeller, vektormodeller og rastermodeller. I en vektormodell blir de geometriske objektene representert ved enkeltstående eller en sekvens av x- og y-koordinater, og hvor topologien til objektene blir lagret sammen med koordinatene. Byggesteinene i en vektormodell er punkt, linjer og polygoner. I en rastermodell blir virkeligheten representert med et kontinuerlig sett med enhetlig store celler, eller piksler ordnet i kolonner og rader. Graden av detaljer som kan gjengis i en slik modell er avhengig av oppløsning og cellestørrelse. Den største fordelene med rastermodeller i landskapsøkologiske undersøkelser, er at de representerer kontinuerlige data (Stow, 1993), noe som gjør romlige analyser enkle og effektive. Vektormodeller har også vist seg å være nyttige i økologiske studier og forvaltningsstudier, og de er mindre krevende i lagringskapasitet (ibid.).

GIS kan håndtere flere datalag fra et gitt område, noe som gir gode muligheter for å analysere ulike aspekter i rommet. Hvert lag kan analyseres hver for seg, eller man kan anvende flere lag i samme analyse. En av styrkene til GIS er at data fra en hvilken som helst kombinasjon av de ulike datalagene kan brukes til å løse bestemte problem (Haines-Young et al. 1993: 6). Datalag fra forskjellige tidspunkt kan kombineres, og dermed gi nyttig informasjon om romlige endringer over tid. Når det er dannet ortofoto fra de forskjellige stereoparene, kan disse nye bildefilene eksporteres til ArcGis hvor videre digitale analyser foretas. Det er her den egentlige fototydingen og klassifikasjonen finner sted. I ArcGis vil ortofoto bli brukt som et rammeverk hvor arealkategorier kan gies en referanse i rommet, og dermed kan det trekkes romlige grenser mellom ulike arealkategorier (skog-ikke skog). På grunnlag av dette vil nye datalag med arealkategorier bli dannet, lagret i shapefiler. Enhver shapefil inneholder også en databasefil, og denne kan åpnes som en tabell med attributtdata direkte i ArcGIS. Her kan man kalkulere arealet for hver av polygonene shapefilen inneholder, og databasefilen kan så åpnes i et regneark som Excel for å danne tabeller med summerte arealkategorier. Det kan argumenteres for at det burde bli brukt flere ulike vegetasjonsklasser, blant annet for spredt skogsvekst, i kartleggingen. På den annen side vil de ulike polygonenes areal beregnes i attributt-tabellene, og dermed kan skogen deles inn i ulike størrelseskategorier. Dermed kan det utforskes i hvilke størrelseskategorier veksten har vært størst. Dette er diskutert i kapittel 6.1.3.

Det er viktig å understreke at kvaliteten på en GIS-analyse aldri blir bedre enn det datagrunnlaget tillater. Klassifikasjonen av ulike vegetasjons- og landbruksgrupper basert på fly- og ortofoto, er i høy grad avhengig av personlige erfaringer og egenskaper hos det

tolkende individet. Dette gir et klassifikasjonsresultat som er subjektivt, noe som kan føre til at feilkilder blir trukket inn i modelleringen og analysen av dataene i GIS. Dette er et aspekt som ofte blir oversett, til tross for at det er et problem man i høyeste grad bør være bevisst på (Skånes, 1997).

4.3 Feilkilder og datakvalitet

Andersen (1982) viser til at kvaliteten på ortofoto kan deles i to, geometrisk og fotografisk kvalitet. Ortofotoets målestokk er avhengig av originalbildene, samt oppløsningsforhold ved skanning av dem. Oppstikkende detaljer, som f. eks. trær, kan også gi radielle forskyvninger i ortofotoet fordi høydeprofilene følger terrengoverflaten. Forskyvningene vil være størst lengst borte fra bildesentrum (ibid.). Bildene som har blitt brukt i analysene er av varierende kvalitet, men de har blitt skannet slik at den romlige oppløsningen vil lik. Den fotografiske kvalitet varierer også. Dette går på forhold som lys og kontrast, og det ideelle er selvsagt at de er klare og skarpe slik at detaljer blir gjengitt på en god måte. Det er også en fordel at bildene er fri for skyer, eller skygger fra disse. Bildet fra 1993 inneholder en del skyer, men dette er i områder over skoggrensen og utgjør dermed ikke noe problem i tolkingfasen. I historiske undersøkelser er man prisgitt de dekningsforhold og bildekvaliteter som finnes i arkivene. Det er slett ikke alle steder som har en like god dekningsgrad, og kvaliteten kan også variere sterkt. Flyfotografering har opp gjennom tidene ofte blitt foretatt i forbindelse med utbyggingsprosjekter, og da spesielt veibygging. Dette betyr at for et prosjekt som kartlegger tregrensene i fjellet, er ikke nødvendigvis dekningsgraden den beste. Det er jo også om å gjøre å finne områder hvor man har dekning i flere årstall, slik at man kan gjøre sammenligninger og kartlegge eventuelle endringer. I utgangspunktet virket det som feltområdet ville være godt dekket over flere år helt tilbake til 1949, men ved nærmere ettersyn viste det seg at dekningsgraden i de eldste bildene ikke var tilfredsstillende. Det endte derfor opp med at det blir brukt bilder fra to ulike tidspunkt, 1972 og 1993. Bildene er alle i svart-hvitt, men av ulik målestokk, nærmere bestemt 1:30000 i 1972 og 1:40000 i 1993. I følge Skånes (1997) skal dette i begge tilfellene være tilstrekkelig til å få en romlig oppløsning på rundt 1 m, og bildene som brukes i analysen ble skannet slik at de har en oppløsning på ca. 0,75m, noe som er tilstrekkelig til å skjelne ut ulike tregrupper. Det viste seg riktignok at det skulle bli vanskelig å få en tilfredsstillende fotografisk kvalitet på ortofotoene. De originale flyfotoene ble derfor brukt som et tolkingssupplement. Det var også nyttig å bruke stereoskop i tolkingen. En evaluering av de fotogrammetriske metodene og fototolkingen, er gitt i kapittel 6.2.

4.4 Feltarbeid

I løpet av en dag i februar 2004 ble det markert snøhøyder på en del trær og busker i undersøkelsesområdet ved hjelp av spraymaling. Sommeren samme året gjennomførte jeg et feltarbeid i løpet av 4 uker i perioden august-september, hvor det ble samlet informasjon om økologisk variasjon og miljøvariabler. Dette ble gjennomført ved hjelp av rute- og transektanalyser. Transektanalyser består av at man legger ut en linje langs området som skal undersøkes, for deretter å plassere ut ruter i bestemte intervaller langs linjen. I rutene er det foretatt dekningsanalyser, og totalt er det kartlagt 169 ruter fordelt på 9 transekter (se også kap. 6.3).

4.4.1 Transektanalyse

Transekter er spesielt nyttige i beskrivelsen av vegetasjonsendringer langs en miljøgradient. Et transekt er en linje som legges ut i terrenget og hvor man plasserer ruter i bestemte intervaller for å undersøke vegetasjonsendringer langs linjen. I mitt tilfelle er det naturlig å legge transektet på tvers av skogs/tregrensen, slik at endringsfaktorer kan påvises. Det er vanlig at transektene legges ut på bestemte områder og i bestemte retninger på denne måten, noe som betyr at slike undersøkelser i høy grad er basert på forutgående og subjektive antagelser om gradienter i landskapet som man ønsker å studere nærmere (Kent og Coker, 1992). Hovedformålet med å foreta en transektanalyse i slike situasjoner er å forklare maksimal økologisk og romlig variasjon over så kort avstand, og så kort tid som mulig. En slik transektanalyse vil med andre ord kunne fortelle noe om hvilke miljøvariabler som er avgjørende for vegetasjonsendringer over tid, og kan dermed avdekke forklaringsvariabler i forhold til tregrenseendringer.

4.4.2 Ruteanalyser

I kartlegging og klassifisering av variasjon i vegetasjonen, er det mest vanlige å bruke ruter som analyseenheter. Slike ruter er som regel kvadratiske og anvendes for å opprette et standardareal for vegetasjonsanalysene. Størrelsen på rutene har sterk innflytelse på resultatene som oppnås, og valg av rutestørrelse må sees i sammenheng med vegetasjonstypen som skal kartlegges og undersøkes. Generelt må man bruke større ruter jo større individer et samfunn innehar. I mitt tilfelle hvor det er økologisk variasjon i den subalpine og lavalpine

sone som skal studeres, vil nok kvadratiske ruter på 1m² være tilstrekkelig fordi bjørkestammene i den øvre skoggrensen sjelden overstiger 10 cm i diameter.

Den enkleste og raskeste måten å beskrive vegetasjon på er ved en subjektiv frekvensanalyse, eller nærmere bestemt å liste opp alle arter og veksttyper som befinner seg innenfor en rute og oppgi et subjektivt mål på hvor stor del av analyseruten den dekker. Jeg har valgt å oppgi dekningsgraden i prosent da dette forenkler statistisk behandling av dataene. I alle rutene er det oppgitt dekningsgrad for naken grunn, bunnsjikt, feltsjikt, busksjikt, tresjikt og deknningen av alle artene som er representert innenfor rutene. Dekning er definert som arealet innenfor en rute som okkuperes av overjordiske deler av hver art, sett fra luften (Kent og Coker, 1992: 45). Dekningen har med andre ord blitt estimert subjektivt ved synsmessige vurderinger, og oppgis som nevnt i prosent for hver art eller veksttype. Dette betyr at den totale dekningsprosenten totalt kan bli oppgitt som over hundre prosent fordi man ofte har en stratifisert og flerlaget vegetasjon.

Det er viktig å understreke at dette subjektive klassifiseringsteknikker hvor flere faktorer påvirker observatørens avgjørelse. Store arter blir ofte rangert høyere enn små. Det samme gjelder for planter som står i blomst i forhold til planter som er i en vegetativ fase. Siden slike metoder er basert på subjektive vurderinger, så vil det naturlig nok oppstå feilkilder og resultatene er veldig avhengig av hvem som utfører analysene. Men slike dekningsanalyser er likevel flittig brukt fordi metodene er raske og enkle i bruk.

4.4.3 Måling av miljøvariabler

Feltarbeidet besto også i å måle ulike miljøvariabler i de enkelte analyserutene. Hvilke variabler som ble målt må sees i sammenheng med oppgavens problemstilling. Målet er å forklare eventuelle endringer i tregrensen og om eventuelle endringer er klimatisk eller kulturelt betinget, eller eventuelt en kombinasjon av begge typer faktorer. Det var derfor viktig å bruke både klimaparametere og kulturparametere, og at de kunne være bestemmende for trearters utbredelse.

I felt er det vanskelig å få målt temperatur direkte, men høydemeter er brukt som en indirekte temperaturvariabel. Snødybder ble i februar 2004 markert på en del trestammer i feltområdet, og transektene vil legges i disse områdene for å få snøverdier for så mange ruter som mulig.

Ellers er lokaltopografiske elementer som eksposisjon og helningsgrad målt for hver eneste rute. Den viktigste kulturparameteren er nok beitetrykket. Dette er målt kvalitativt i hver rute ved rett og slett å registrere spor på beite, enten som ekskrementer eller fysiske beiteskader på vegetasjonen. For enkelthets skyld ble det bare anvendt to klasser, beitet eller ikke beitet, rett og slett fordi det var vanskelig å angi en mer detaljert gradering. Miljøvariablene er anvendt sammen med vegetasjonsdataene i ulike ordinasjonsanalyser.

4.5 Space for time substitution

For å registrere endringer i tregrensen over tid, er selvsagt det mest ideelle å ha flere feltsesonger over et lengre tidsrom, for å på den måten få en tidsserie som viser endringer, men i mitt masterarbeid hadde jeg bare en feltsesong tilgjengelig. En måte å komme rundt dette problemet på, og å få fram utvikling over tid, er å bruke "space for time substitution" (SFT). Dette er en ekstrapolasjon av en tidstrend på grunnlag av prøver av ulik alder (Pickett, 1989). Denne analyseteknikken forutsetter at romlig variasjon er sammenfallende med variasjon i tid, og dermed kan en transektanalyse fange opp endringer som har foregått over tid. Dette diskuteres mer inngående i kapittel 7.1.1.

4.6 Ordinasjonsanalyse

En ordinasjon er enkelt sagt å sette i orden og stammer fra det tyske ordet *Ordnung*. I forbindelse med vegetasjonsanalyser, vil en ordinasjon bestå i å ordne og arrangere vegetasjonsdata i forhold til deres likheter angående artssammensetning og/eller miljøparametere. Ordinasjonsmetodene kan brukes sammen med gradientanalyser hvor variasjon i artssammensetning blir relatert til variasjon i assosierte miljøparametere (Kent og Coker, 1992). Ordinasjonsanalyser kan også beskrives som en type teknikk hvor innsamlede data arrangeres i relasjon til en eller flere koordinataksler slik at deres relative posisjoner til aksene og hverandre gir maksimalt med informasjon om deres økologiske likheter (Ludwig og Reynolds, 1988).

Gradientanalyse og ordinasjon er begge metoder for å forenkle og utforske kompliserte datasett og de er ofte forutgående for hypotesefremsetting. Metodene er hovedsaklig deskriptive og muliggjør forklaringer angående plantesammensetning og samfunnsstruktur. Det vil også være mulig å finne kausale sammenhenger mellom variasjoner i vegetasjonen og

ulike miljøvariabler (Kent og Coker, 1992). Man skiller vanligvis mellom to hovedtyper av ordinasjon, direkte og indirekte.

4.6.1 Direkte ordinasjonsanalyser

I en direkte ordinasjonsanalyse blir vegetasjonsdataene posisjonert langs målte miljøvariabler og brukes til å avdekke variasjon i vegetasjonen i forhold til miljøfaktorer. Man bruker med andre ord miljødataene direkte for å ordne og organisere vegetasjonsdataene i forhold til hverandre og underliggende miljøgradienter (Kent og Coker, 1992). En slik analyse krever at de bakenforliggende miljøforhold er kjente, og forskjellige miljøparametere må derfor måles og hentes i feltarbeidet. I sin enkleste form kan en slik analyse representeres av en graf hvor arters respons til *en* bestemt miljøfaktor er plottet. Denne ene miljøfaktoren kan være høyde over havet og resultatet vil da være et ordinasjonsdiagram som viser variasjon i vegetasjonen langs denne høydegradienten. En slik høydegradient er et eksempel på en kompleks gradient som inneholder flere og mer spesifikke miljøfaktorer som temperatur, innstråling, helningsgrad, drenering og til og med biotiske faktorer (Kent og Coker, 1992: 165). Ordinasjonsdiagrammene som er brukt i de aktuelle analysene er derfor ikke endimensjonale, men multidimensjonale ved at flere faktorer inkorporeres i analysen. På denne måten kan man unngå å få problemer med skinnsammenhenger mellom vegetasjonsvariasjon/endringer og miljøfaktorer.

4.6.2 Indirekte ordinasjonsanalyse

Indirekte ordinasjonsanalyser utforsker variasjonen i vegetasjonsdataene selv uten innvirkning av noen miljøfaktorer. En slik analyse bygger på en antagelse om at variasjon i floristiske data reflekterer variasjon i underliggende miljøforhold (Kent og Coker, 1992). Etter at den innebygde variasjonen i de floristiske data har blitt undersøkt, kan forholdet mellom vegetasjon og miljø utforskes. Miljødata brukes dermed ikke på noen stadier av analysen og disse faktorene introduseres først ved tolkingen av ordinasjonsdiagrammene. Slike indirekte metoder kan enkelt sagt sies å være et middel for å summere vegetasjonsinformasjonen i en matrise eller et punktdiagram (Kent og Coker, 1992), og bruken av dem er mer utbredt enn de direkte metodene. Det er flere grunner til dette. Først og fremst er vegetasjonsdata mye enklere å samle enn miljødata. Når det gjelder sistnevnte, er det som oftest mange variabler man kan velge å måle, men det er ikke alltid like enkelt å forutsi hvilke faktorer som er

avgjørende og bestemmende (Kent og Coker, 1992, s.171). Mange miljøparametere er heller ikke så enkle å måle på en tilfredsstillende måte. Eksempler på dette kan være ulike biotiske pressfaktorer som eksempelvis beite og tråkk. I tilfeller hvor man er interessert i samfunnsstruktur og hele plantesamfunns respons til miljø, fremfor enkelte arters respons, er de indirekte metodene mer anvendelige. Dette er fordi slike metoder er mer effektive til å fremstille strukturvariasjoner innenfor hele plantesamfunn.

Indirekte ordinasjoner utforsker altså likheter og forskjeller mellom vegetasjonsmønsteret i de enkelte analyserutene i transektene. Dette blir fremstilt i det resulterende ordinasjonsdiagrammet hvor forskjellene og likhetene fremstilles ved punkter i et koordinatsystem som er en-, to- eller tredimensjonalt, og hvor hvert av punktene representerer en analyserute (eller en enkelt art). Avstanden mellom punktene kan brukes som et mål på de ulike analyserutenes likheter i henhold til vegetasjonssammensetning (Kent og Coker, 1992).

Det grunnleggende mål med en ordinasjonsanalyse er å avdekke underliggende miljøgradienter innenfor et vegetasjonsdatasett, og ved bruk av de indirekte metodene er det først i forbindelse med tolkingen av ordinasjonsplottene at miljødataene trekkes inn. Etter at variasjonen i artsdataene er kartlagt, kan miljødataene legges over ordinasjonsplottene for å lete etter mønstre og korrelasjoner.

4.6.3 Valg av ordinasjonsmetoder

Det har vært en stadig utvikling av ordinasjonsmetodene fra 1950-tallet og fram til i dag. Metodene som er brukt i mitt arbeide, er *detrended correspondence analysis (DCA)* og *Canonical correspondence analysis (CCA)*. Dette er to utvidede former for korrespondanseanalyse og ”reciprocal averaging” hvor en del av problemene som ofte har vært forbundet med disse, er redusert. DCA er et eksempel på en indirekte metode, mens CCA er en direkte metode. Før vi går nærmere inn på hva disse metodene innebærer, er det to begrep som må avklares nærmere, egenvektorer og eigenverdier. Alle ordinasjonene er utført i programmet *CANOCO*.

4.6.4 Eigenvektorer og eigenverdier

Eigenvektor og eigenverdier er to egenskaper som knyttes til en matrise. En matrises eigenvektorer er retninger innenfor et koordinatrom som forblir uforandret ved endringer i selve matrisen (O'Sullivan og Unwin, 2003). Eigenvektorer kan også beskrives som et sett av verdier som hver for seg representerer vektingen av de originale variablene i hver komponent. Eigenvektorene er skalert som korrelasjonskoeffisienter og strekker seg fra +1, via 0 til -1. Hver variabel har en korresponderende eigenvektor for hver komponent, jo nærmere denne verdien er til +1, eller -1, jo viktigere er den variabelen i vektingen av den aktuelle komponenten (Kent og Coker, 1992).

Eigenverdier er, i motsetning til eigenvektorer, verdier som representerer det relative bidraget hver enkelt komponent utgjør av den totale variasjonen i datasettet. Det er bare en verdi for hver komponent, og dens størrelse er en direkte indikator på komponentens påvirkning på den totale variasjonen (Kent og Coker, 1992).

Disse to egenskapene ved matriser som er beskrevet over, utgjør kjernen i moderne ordinasjonsanalyser, slik som DCA og CCA.

4.6.5 Detrended correspondence analysis, DCA

Detrended correspondence analysis (DCA) er en indirekte ordinasjonsmetode som ble utviklet for å løse to av de mest fremtredende problemene med korrespondanseanalyse og reciprocal averaging. Disse problemene er nærmere bestemt bue-effekten og problemet med kompresjon av ordinasjonsaksene.

I et ordinasjonsplott dannes det ofte en bue som en følge av at andre aksens i noen tilfeller bare er en kvadratisk forstyrrelse av den første aksens. I et diagram med to akser vil dette komme til uttrykk ved at punkter som egentlig skulle vært fordelt langs en horisontal linje, fordeles langs en bue, derav navnet bue-effekt. Dette er et problem som fortsetter inn i de høyere dimensjonene, hvilket betyr at den tredje aksens kan ha en kubisk feil, den fjerde en kvartisk feil osv. (Kent og Coker, 1992). Siden det er todimensjonale ordinasjonsdiagram som er de mest vanlige, er det den andre aksens kvadratiske feilkilde som utgjør det største problemet. Bue-effekten forekommer fordi den andre aksens og de høyere aksene ikke er uavhengig av hverandre, til tross for at de ikke er korrelerende. Resultatet er at viktige sekundære gradienter

i datasettet ikke fremtrer før i høyere aksedimensjoner. Dette er fordi egenverdien til den kvadratiske forstyrrelsen kan være høyere enn den faktiske sekundære gradienten. Dette skaper problemer i tolkingen av ordinasjonsdiagrammer og gjør det vanskelig å forutse hvilke akser som innehar økologisk viktig informasjon (Kent og Coker, 1992: 221). DCA-metoden ble utviklet nettopp for å løse dette problemet. I denne metoden blir den såkalte bue-effekten fjernet ved det man kaller "detrending". Dette innebærer at den første aksens verdier kalkuleres på nytt slik at de gir et gjennomsnitt på null. Dette fører til at hele andreaksen uttrykkes som avvik fra null, og dermed reduseres bue-effekten.

Det andre store problemet ved korrelasjon og reciprocal averaging er kompresjonen av ordinataksene. Dette innebærer nærmere bestemt at punkter nær aksenes ender presses sammen, mens punktene i midten blir i sterkere grad spredt utover. Det er spesielt for førsteaksen dette forekommer. Sammenpressingen av aksenes ender er relatert til bueproblemet og skal også reduseres ved hjelp av DCA-metoden. Vanskelighetene med kompresjonen løses ved å segmentere aksene, deretter ekspanderer man segmentene ved endene mens segmentene i midten komprimeres (Kent og Coker, 1992). Da DCA-metoden kom, ble den tatt varmt i mot, og den har blitt ansett for å være blant de bedre tilgjengelige metodene. Den har derimot også blitt kritisert på noen punkter. Utenforliggende punkter (dvs. ruter som spredt langt fra de andre) og diskontinuiteter, dvs. hull i fordelingen av enheter langs aksene, utgjør begge problemer i analysen. Ved førstnevnte problem er den beste løsningen å bare fjerne de avvikende punktene fra analysen. Store diskontinuiteter kan føre til feilkilder og unøyaktigheter. Metoden har også blitt kritisert for å bare foreta en *ad hoc* justering av bueproblemet, og det hevdes at dette i verste fall kan resultere i tap av viktig økologisk informasjon dersom en del av buen representerer eksisterende mønstre i de originale dataene (Kent og Coker, 1992). Til tross for disse begrensningene er DCA en av de beste indirekte metodene som finnes i dag, og den er effektiv i bruk. Komparative tester med reciprocal averaging og andre metoder, har vist at DCA gir resultater som er minst like gode, og stort sett bedre enn andre ordinasjonsmetoder (Gauch, 1982).

En DCA-analyse gir et resulterende ordinasjonsplott hvor alle artene eller rutene er oppgitt som punkter. Punkter som er nær hverandre representerer arter som har like, eller nokså like miljøpreferanser, eller ruter som er like i forhold til artssammensetning.

4.6.6 Canonical correspondence analysis, CCA

CCA-metoden er i likhet med DCA en metode som er basert på eigenanalyse, men den skiller seg fra klassiske indirekte metoder ved at den er direkte og at den resulterende ordinasjonen dermed vil være et produkt av variasjonen i både miljødataene og de floristiske dataene. Dette betyr at denne metoden inkorporerer korrelasjon og regresjon mellom floristiske data og miljøparametere i ordinasjonsanalysen selv (Kent og Coker, 1992). Ved å ta i bruk multivariat analyse, multipl regresjon og korrespondanseanalyse, får man en integrert ordinasjon av arter sammen med assosierte miljøvariabler. Det ferdige ordinasjonsdiagrammet viser ikke bare variasjonsmønster i vegetasjonen, men kan også vise kausale forhold mellom arter og miljøparametere. For at en slik analyse skal være effektiv, kreves det at det måles aktuelle miljøvariabler i hver eneste analyseenhet.

Den eksakte prosessen som foregår i en CCA-analyse er svært kompleks og vil ikke bli beskrevet i særlig detalj her, men den tar i bruk multivariate regresjoner for å identifisere den lineære kombinasjonen av miljøvariabler som forklarer det meste av variasjonen i artsverdier på hver akse (Kent og Coker, 1992). Bueproblemet som oppstår i korrelasjonsanalyser, kan også gi problemer i CCA-metoden og prosedyren med ”detrending” kan også anvendes her. Det har derimot blitt vist av ter Braak (i Kent og Coker, 1992: 230), at buene kan fjernes på en mer elegant måte, nemlig ved å fjerne overflødige miljøvariabler. Slike variabler er mest sannsynlig de som er sterkest korrelert med bueaksen, dvs. den sekundære aksen. CCA-analyser hvor slike miljøvariabler er fjernet, vil mest sannsynlig ikke trenge ”detrending”.

I det ferdige ordinasjonsplottet er hver enkelt art representert ved et punkt. Som for DCA-plottet vil punkter som ligger nær hverandre være beslektet i forhold til de underliggende miljøvariablene. De ulike miljøvariablene blir plottet som piler som peker i den retning hvor den aktuelle variabelen har den sterkeste forandringen i diagrammet. Lengden på pilen er proporsjonal med størrelsen på endringsfaktorene i den retningen. Arter (punkter) som har sine rettvinklede projeksjoner til pilen ved pilens ende, eller forbi denne, er nært korrelert med den miljøvariabelen som pilen representerer. Arter i den motsatte enden vil være mindre påvirket av denne variabelen, og eventuelt negativt påvirket av den.

4.7 Transformasjon av data

En matrise med analyserute og artsdata kan redigeres på ulike måter før den brukes i multivariate analyser. Slike redigeringer kan eksempelvis bestå i transformasjoner eller sletting av arter eller ruter (Gauch, 1982: 211), eventuelt ulik vektning av dem. Begrunnelsene for å la dataene gjennomgå ulike former for omdannelser, vil variere alt etter de aktuelle data. Noen av dataene kan ikke brukes i sin opprinnelige form og må omdannes før de kan benyttes i ordinasjonsanalysene, og en av disse er eksposisjonsdataene. Hva dette kommer av og hvilke transformasjoner som må til, vil beskrives i de følgende avsnitt. I tillegg er det noen analyseenheter som mangler snødata, hvilket heller ikke er gunstig, da manglende data er ensbetydende med nullverdier. Det vil med bakgrunn i dette søkes metoder for å beregne snøverdier der slike mangler.

4.7.1 Artsdata

Når det gjelder artsdata, kan sjeldne arter ha en uproporsjonalt stor innflytelse på unimodale analyser, og en måte å redusere dette problemet på er å vekte dem ned (Lepš og Šmilauer, 2003), noe som er gjennomført for alle ordinasjonsanalysene. Det er også enkelte fordeler med å foreta en logaritmisk transformasjon av artsdataene. Gauch (ibid.) anbefaler slike transformasjoner på flere grunnlag. For det første peker han på at de biologiske prosesser som forårsaker artsvariasjonen, ofte er av en logaritmisk karakter. Han mener i tillegg at menneskelige persepsjoner av slik variasjon, i essens er logaritmisk, og at multivariate analyser basert på logaritmiske skalaer derfor står best i forhold til tolkerens persepsjoner. Ved en slik transformasjon kan man også unngå at det kun er få arter som dominerer variasjonen, og lineære omdannes til multiplikative modeller, som er mer økologisk plausible (ter Braak og Šmilauer, 1998). Artsdataene vil på bakgrunn av dette log-transformeres, noe som kan utføres i *CANOCO*¹⁵.

¹⁵ I unimodale metoder kan ikke responsvariablene ha negative verdier, og logaritmen til null er ikke eksisterende. Den logaritmiske transformasjonen foregår derfor ved formelen $y' = \log(A*y + C)$. Verdiene til A og C settes begge til 1, dermed vil nullverdiene forbli null, mens andre verdier vil være positive (Lepš og Šmilauer, 2003).

4.7.2 Sirkulære eksposisjonsdata

Noen typer variabler er sirkulære i sin form, hvilket betyr at store verdier er svært like lave verdier. Eksposisjon er et eksempel på en slik sirkulær variabel, og den bør derfor omdannes. Dette vil gjøres ved hjelp av trigonometriske funksjoner, nærmere bestemt ved å danne to variabler, (grad av) nordvendt og østvendt (The Ordination Web Page¹⁶). Dette vil gjennomføres på følgende måte:

$$\begin{aligned}\text{Nordvendt} &= \cos(\text{eksposisjon}) \\ \text{Østvendt} &= \sin(\text{eksposisjon})\end{aligned}$$

Hvilket betyr at verdien for nordvendt vil være 1 for helt nordvendte ruter, -1 for helt sørvendte og 0 for ruter som er øst- eller vestvendte. Den andre variabelen opererer på samme måte, bortsett fra at det er østvendte ruter som tilegnes verdien 1. Et slikt mønster gir større mening i forhold til variasjoner av innstråling i henhold til himmelretning, og gir dermed en bedre representasjon av eksposisjon i en multivariat analyse. I tillegg er det en fordel å ha verdier som stiger med økt innstråling når denne skal brukes i regresjonsanalysen og beregning av snøverdier.

4.7.3 Snøverdier

Som nevnt er det nærmest en forutsetning at man har variabelverdier for alle ruter for at ordinasjonsanalysene skal kunne utføres på en tilfredsstillende måte. Dette er oppnådd for de fleste variablene, med et enkelt unntak, snøverdiene. Transektene ble lagt ut i områdene hvor vinterens snømengder var markert på trær og busker, men også i enkelte andre områder. Selv i transektene som lå i områder med markerte snømengder, var det ikke mulig å bestemme verdiene for alle rutene. Dersom det fantes snømarkeringer innenfor en radius på et par meter, ble det foretatt et subjektivt estimat, men mange av rutene lå rett og slett for langt unna markeringene til at dette lot seg gjennomføre. Snømengden varierer kontinuerlig i landskapet og er i høy grad bestemt av lokale, topografiske forhold. Vinteren 2003-2004 da feltarbeidet

¹⁶ <http://ordination.okstate.edu/>

ble gjennomført var nok en uvanlig snøfattig vinter, men variasjonen i lokale snøforhold vil likevel forholdsvis være den samme uavhengig av mengde (jf. kapittel 3.4.5). Noen av de bestemmende, topografiske faktorene vil være høyde over havet, eksponisjon og helning. Dette er verdier som allerede er målt for hver eneste analyserute, og kan dermed være behjelpelige med å estimere snøverdier for ruter hvor disse er fraværende. Det kan derfor være nyttig å se på korrelasjoner mellom rutenes egenskaper. En slik oversikt er gitt i kapittel 6.6.2. Korrelasjonskoeffisienten som er brukt er Pearsons R.

Mens korrelasjonskoeffisienten bare forteller oss hvorvidt, og i hvilken grad vi har samvariasjon mellom to variabler, vil en regresjonsanalyse i tillegg gi oss predikerte verdier for hver enkelt enhet. Beregningene blir gjort ved hjelp av en multivariat, lineær regresjon av rutene som inneholder alle variablene. I første omgang vil alle variablene taes med, men i de endelige analysene vil bare de mest signifikante benyttes. Den best tilpassede regresjonslinjen finner man ved å sette opp en ligning som minimerer den vertikale, kvadrerte avstanden mellom de observerte og de predikerte verdiene. Dette kalles minste kvadraters metode og den resulterende regresjonsligningen vil være av formen (O' Sullivan og Unwin, 2003):

$$\hat{y} = a + b_1x_1 + \dots + b_ix_i + \dots + b_mx_m$$

Det vil altså være en ny regresjonskoeffesient som må beregnes for hver uavhengige variabel. Konstanten (a) angir den avhengige variabelens verdi når de andre variablene er satt til null, eller med andre ord regresjonslinjens skjæringspunkt gjennom Y-aksen. Den ustandardiserte regresjonskoeffesienten (b), viser gjennomsnittlig endring i den avhengige variabelen (Y) når den uavhengige variabelen (x) øker med en enhet, og alle andre variabler holdes konstante. Standardfeilen er et mål på spredningen av sannsynlighetsfordelingen, og er med andre ord en indikasjon på den beregnede verdis gjennomsnittlige avvik fra de faktisk observerte verdiene. Jo større avstand det er mellom regresjonslinjen og de observerte verdiene, jo større usikkerhet er knyttet til estimeringen, og det vil være problematisk å generalisere til resten av datasettet. T-verdien er gitt ved b/SF , og er en indikator på hvorvidt b-koeffesienten er generaliserbar. Denne koeffisienten bør være mer enn dobbelt så stor som sin standardfeil,

hvilket betyr at t-verdien bør overstige 2 i absolutt verdi. P-verdien angir signifikansnivået av estimatet. Den multivariate regresjonsanalysen er gjennomført i programmet NSD-stat 1.3 Pro. I kapittel 6.6.2 er resultatene av analysen beskrevet, og en ligning for estimering av snøverdier gitt.

5 Klima og arealbruk i endring

Problemstillingen tar sikte på å undersøke om vegetasjonsendringer i Bergsdalen skyldes klimatiske eller kulturelle endringer. Det er derfor på sin plass med en gjennomgang av disse endringene for å få brakt på det rene hva de faktisk innebærer. Kapittelet vil således gi en gjennomgang av temperaturdata fra Meteorologisk institutt¹⁷, og på bakgrunn av disse finne endringer i tritermen gjennom det tjuende århundret. Andre del av kapittelet gir en beskrivelse av tradisjonelt landbruk i Bergsdalen og endringer som har forekommet i løpet av de siste femti til hundre år.

5.1 Klimaendringer i det 20. århundre

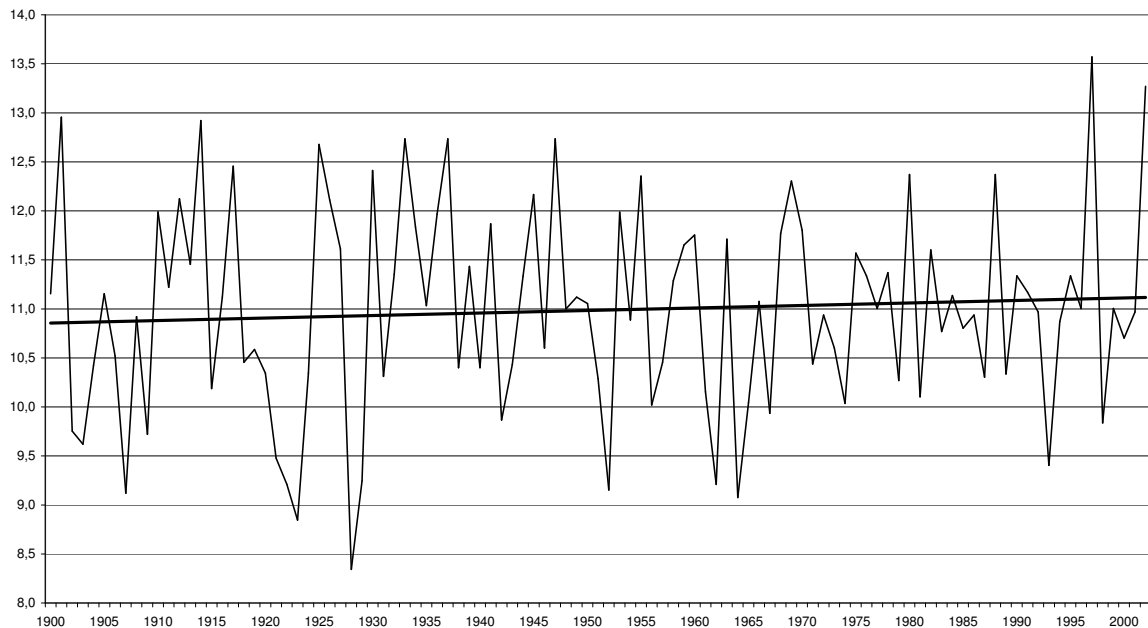
Når det gjelder temperaturdata fra Meteorologisk institutt, finnes slike for Bergsdalen, men bare for en begrenset periode, nærmere bestemt tidsrommet 1933–1948. Dermed må man hente klimadata fra andre nærliggende stasjoner i tillegg, og på Voss har det vært en eller flere stasjoner i drift helt siden 1900, men de ligger riktignok på forskjellig sted og høyde. Dermed må dataene omdannes og jeg har valgt å regne om alle temperaturer til 540 m.o.h., som er stasjonen i Bergsdalens høydeplassing. Omregningen blir gjort med en adiabatisk lapse rate på 6,5° pr. 100 høydemeter som grunnlag. Deretter blir tritermen funnet for alle årstallene, og det er denne som vil bli referert til i den videre teksten. Å basere seg på data fra ulike kilder, vil gi feilmarginer da topografi også har sin innvirkning på de lokale temperaturforholdene. De omregnede temperaturmålingene fra Voss ble sammenlignet med dem fra Bergsdalen fra perioden denne var i drift, og resultatet viste et gjennomsnittlig avvik på +/- 0,28 °C. Å ha sammenhengende data fra en stasjon ville redusere feilkildene betraktelig, og jeg velger derfor å supplere med data fra værstasjonen ved Florida i Bergen, og bruke denne som en slags kontrollinstans. Her har det vært kontinuerlige temperaturmålinger gjennom hele 1900-tallet og fram til idag. I tillegg blir dataene fra Bergen klassifisert som bedre kvalitet enn dataene fra Voss¹⁸.

Figur 5.1 viser endringer i tritermen basert på datamaterialet fra Bergsdalen og Voss, og trendlinjen indikerer en økning i løpet av de drøye hundre årene. Trendlinjen viser at i løpet

¹⁷ Lastet ned fra eKlima, Meteorologisk institutts tjeneste for uthenting av klimadata.

¹⁸ Dataene fra Bergen er klassifisert som OK, mens dataene fra Voss er klassifisert som noe usikre.

av århundret som har gått steg tritermen i Bergsdalen med ca. 0,3 °C, mens dataene fra Florida i Bergen viser en stigning på 0,9 °C i det samme tidsrommet. Fra 1950-tallet og fram til 2002 har temperaturen steget med henholdsvis 0,11 °C og 0,45 °C i Bergsdalen og Bergen. Da Bergensdataene er mer pålitelige, antar jeg at den reelle endring ligger et sted midt i mellom, noe som betyr at den potensielle tregrensen vil ha steget et sted mellom 15 og 70m siden 1950.

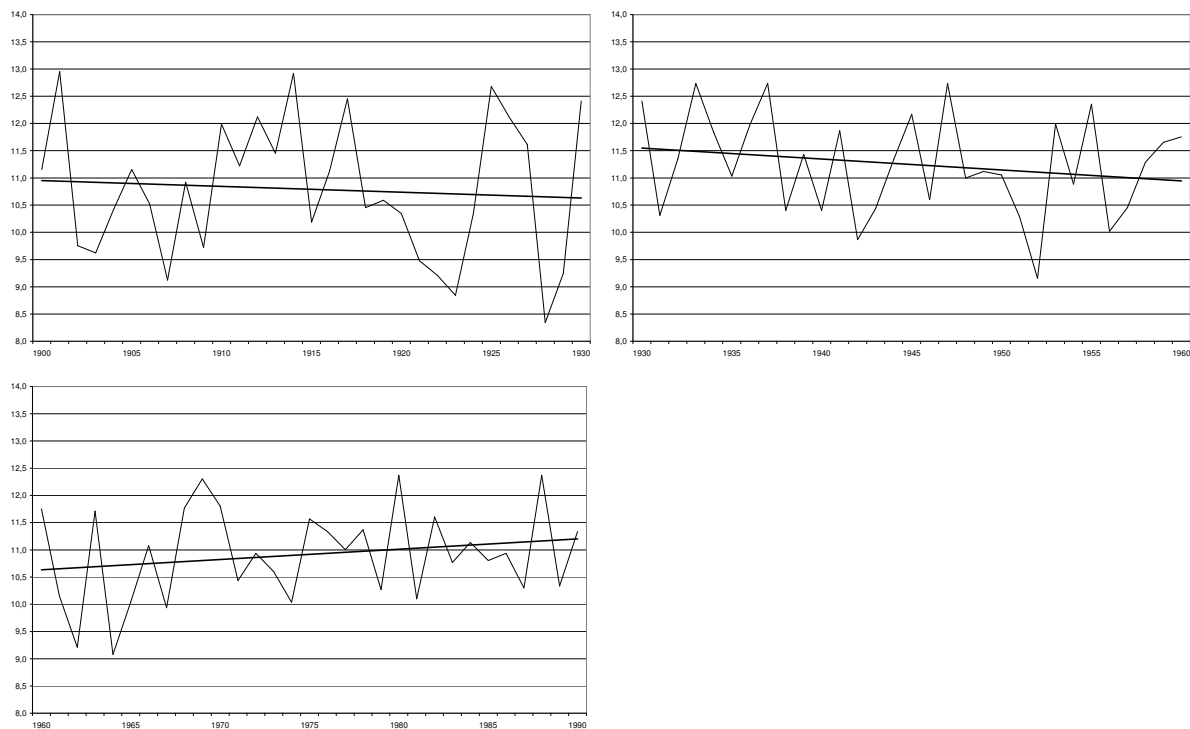


Figur 5.1 Endringer i tritermen i det 20. århundret vises ved trendlinjen¹⁹ i diagrammet. Dataene fra perioden 1933-1948 er fra værstasjonen i Bergsdalen, mens resten er fra ulike stasjoner på Voss. Alle data er omregnet til temperaturer ved 540 m.o.h.

Utviklingen innenfor de tre normalperiodene på 1900-tallet fremstår i figur 5.2, og det viser seg at tritermen var synkende gjennom de to første periodene, mens for tidsrommet 1960-1990 var det en økning i tritermen. Men århundret i sin helhet representerer altså en forbedring av sommertemperaturene. Det samme mønsteret finner man igjen i dataene fra Bergen, jf. figurteksten. Dersom man legger normalperioden som undersøkelsestidspunktene befinner seg i til grunn, er resultatene fra begge værstasjonene rimelig samstemte og indikerer en endring i tritermen på 0,6 °C. Dette vil i så tilfelle ha medført en stigning av den potensielle tregrensen på drøye 90 høydemeter.

¹⁹ Trendlinjen blir i Excel funnet ved minste kvadraters metode.

Som vi ser oppnår en ulike resultater avhengig av hvordan man velger å presentere dataene. Man kan hevde at jo færre data man baserer en trendlinje på, jo større innflytelse kan ytterpunkter i datasettet få på resultatet. Dette er således et argument for å se hele århundret under ett, og stipulere endringer i analyseperioden ut i fra denne. På den annen side er normalperiodene en mye brukt parameter, og figur 5.2 indikerer uansett at perioden fra 1960–1990 hadde temperaturer som gav gode forhold for treetablring og vekst. Det er likevel grunn til å tro at den potensielle grensen for trevekst har endret seg betraktelig i dette tidsrommet, og da underforstått også i analyseperioden.



Figur 5.2 Tritermen innenfor hver av de tre normalperiodene på 1900-tallet. Trendlinjene indikerer at tritermen sank med henholdsvis 0,3 °C (0,3 °C) og 0,6 °C (0,3 °C) i de to første periodene. I siste normalperiode økte tritermen med 0,6 °C (0,6 °C). Tall fra Bergen (Florida) er oppgitt i parentes.

Tabell 5.1 viser den gjennomsnittlige tritermen for hver av de tre normalperiodene, og perioden fra 1931–1960 viser seg å være den varmeste, 1901–1930 har den laveste tritermen, og 1961–1990 ligger et sted midt i mellom. Selv om tritermen var synkende innenfor normalperioden 1931-1960, var likevel perioden den varmeste. De klimatiske vekstforholdene var med andre ord bedre i denne normalperioden enn det som er tilfellet i undersøkelsesperioden. Men temperaturene er altså igjen stigende, og vekstbetingelsene igjen i bedring. Dersom man legger til grunn at bjørken krever 9,6 °C i gjennomsnittstemperatur i

tritermen (Aas og Faarlund, 1996), og at tritermen ved 540 m.o.h. i Bergsdalen ligger på ca 11 °C, da vil den potensielle tregrensen ligge ved omkring 750 m.o.h.

Tabell 5.1 Gjennomsnittlige tritermer i normalperiodene i det 20. århundre.

Gjennomsnittlig triterm ved 540m.o.h	Bergsdalen	Bergen (Florida)
Normalperiode		
1900 - 1930	10,74	9,77
1930 - 1960	11,24	10,71
1960 - 1990	10,90	10,28
(1990- 2002)	(11,19)	(10,93)

5.2 Endringer av driftsformer i det norske jordbruket

Endringene i driftsformene av det norske jordbruket har vært formidable de siste 50 år, men siden denne oppgaven handler om tregrensen, er det først og fremst endringene i utmarksbruken som er interessante. Utmark defineres som alt areal utenfor innmark, som igjen er definert som all pløyd, fulldyrket og overflatedyrket jord, samt folkesatte areal med hus, veier og mer eller mindre utbygde områder (Dragland et al.. 2002). Utmark kan sies å være areal som ikke har vært systematisk bearbeidet for å øke avkastningen, men som har blitt brukt til beite for husdyr og høsting av fôr og andre ressurser (Framstad og Lid, 1998). Disse områdene innbefatter med andre ord skog, myr og snaufjell utenfor innmark og bebygde områder.

Bruk av utmarksområdene har endret seg i takt med endringer i driftsformer i landbruket og andre samfunnsmessige omveltninger. I det tradisjonelle jordbruket var det en nær sammenheng mellom utnyttning av utmark til fôrproduksjon og dyrking av mat på innmarken. Innmarken ble brukt til dyrking av ulike nyttevekster, mens utmarken hadde egne arealer som ble benyttet som lauveng, beitemark, utmarksslått og seterbruk. Det vesentligste av fôrressursene ble altså hentet i utmarken, noe som innebar at man kunne holde flere husdyr enn innmarken alene gav grunnlag for. De aller viktigste utmarksressursene var arealer til sommerbeite, samt slåttemark til høsting av vinterfôr. Størrelsen på utmarksarealene og deres forutsetninger for fôrproduksjon hadde avgjørende betydning for størrelsen på buskapen (Moen, 1998). Jo større buskap, jo mer gjødsel hadde man til å benytte på innmarken, og flyten av energi og næring fra utmark til innmark var således bestemt av størrelsen på

buskapen. Størrelsesforholdet mellom utmark og innmark var avhengig av naturgrunnlag og produksjonsform, blant annet kvaliteten på beiteområdene hvor næringsverdien av, og utnyttelsesgraden av beiteplantene var avgjørende.

Den lokale utnyttelsen av ressursene har med andre ord vært sterk, og var på sin topp mot slutten av 1800-tallet. Arealer over hele landet ble tatt i bruk, og så å si hele Norge ble påvirket av menneskets produksjon av mat og høsting av fôr (Dragland et al. 2002), og alle husdyr beitet i utmarksområder. Etter det store hamskiftet på 1800-tallet har man fått betydelige endringer i landbruksstrukturen, spesielt etter den andre verdenskrig. Driften har blitt intensivert med bakkeplanering og økt bruk av kunstgjødsel og kraftfôr, noe som har redusert behovet for å utnytte utmarksarealene. Store deler av slike arealer er dermed helt, eller delvis tatt ut av drift. Spesielt store har endringene vært i bruken av utmarksslått. Slike arealer ble redusert fra 2700 km² i 1907, til mindre enn 50 km² i 1959. Utover på 1960-tallet opphørte denne driftsformen totalt (Dragland et al. 2002). Seterdriften i utmarken har også blitt kraftig redusert, men det finnes ennå noen aktive støler i den norske fjellheimen. Sistnevnte har utgjort en betydelig kulturell påvirkning av tregrensene og skogsbestandene i fjellet. Områder ble ryddet til beite, og behov for brensel gjorde også sitt til at skogen ble sterkt redusert.

Endringene i driftsform har også gitt en endring i husdyrbestanden, noe som har gitt en annen utnyttelse av utmarksområdene. Dette medfører at vekstbetingelsene til vegetasjonen i slike områder har forandret seg betydelig, noe som gir seg utslag i til dels markante forandringer i vegetasjonsstruktur mange steder. Fra gammelt av beitet alle beitedyr i utmarken, men i dag er det i hovedsak sau og rein, en del kjøttfe, kviger og melkekyr som beiter utmarksområdene i Norge. De beste beiteområdene er der hvor dyrene kan følge nyspirte planter fra lavlandet og oppover i høyfjellet utover i sesongen. Der hvor man har stor høydeforskjell og kuperte terreng, har man derfor fine beiteforhold i en lengre periode enn man har i flate skogsområder. Beitesesongen er således lengre i utstrekning på Vestlandet enn den er i de østlige flatbygdene. Blåbærbjørkeskog, engbjørkeskog og høystaudeeng er spesielt gode beiteområder i fjellet. Kort oppsummert hadde utmarksbeite og seterbruk en topp i årene 1870-1890, siden har en mer effektiv produksjon av gress ved bruk av industrielt framstilt kunstgjødsel redusert behovet for utmarksbeite, noe som naturlig nok har redusert antallet beitedyr i den norske fjellheimen.

5.3 Arealbruk i Bergsdalen - En historisk gjennomgang

Det er ikke funnet skriftlige kilder fra Bergsdalen før 1600-tallet, men det antas likevel at bosetningen her er mye eldre enn som så (Hatlestad, 1978). Mye tyder på at gården Lid, som ligger helt nord i feltområdet, er den første som ble bosatt i Bergsdalen. Det er mulig at gården var bosatt allerede i folkevandringstiden (år 400-600) (ibid.). Jordbruket i dalen strekker seg med andre ord flere århundrer tilbake i tid.

5.3.1 Tradisjonell drift i Bergsdalen

Bergsdalen ligger på 400–550 m.o.h. og er rimelig undersolt på grunn av de bratte dalsidene. I tillegg er her mye nedbør og snø om vinteren. Forholdene for jordbruk er derfor noe begrensede, og man har ikke kunnet velge fritt på øverste hylle når det kommer til produksjoner. Åkrene ble ofte lagt i bratte lier utenfor det som normalt kalles for innmark, og åkerlappene var som oftest så små som fra noen hundre kvadratmeter og opp til et dekar (Rødland, 1978). Det mest vanlige var at man dyrket korn og poteter og i gammel tid hadde som regel hver gård sin egen kornåker, men det var sjelden noen som hadde store nok avlinger til å dekke sitt eget hushold. I de bratte skråningene i dalen var det aldri noe problem med vann til å drive kornkvernene, og folk kom gjerne utenfra for å male korn i år de ikke hadde vann selv. Så sent som i 1914–1918 var det stort sett maling på alle bruk i Bergsdalen (Rødland, 1978).

Blandet husdyrhold med hovedvekt på sau og melk var vanlig. Det var heller ikke uvanlig at man alte opp slakte- og avlstut på egen gård. Fjellområdene omkring representerte gode sommerbeiter, men vinterfôr kunne være et problem. Dette ble for det meste samlet i utmarksslåttene og man måtte gjerne ta i bruk store utmarksområder for å få tilstrekkelige mengder. Innmarksslått var mer uvanlig, og kun de dyrene som melket mest fikk engfôr. (Rødland, 1978). Fjellskogen var også en viktig del av næringsgrunnlaget, og ble hogget til brensel og byggematerialer. Riset fra vinterveden, samt skavet fra noen trær, ble også benyttet til fôr. I avlsarbeidet ble det utviklet dyr som ble drektige sent slik at dyrene skulle komme fortest mulig på beite med avkommet sitt. Dette gjaldt for både kyr og sau. Når dyrene kom tilbake fra beite etter sommeren, var de velfødde slik at de hadde noe å tære på utover vinteren. Utmarken var således en verdifull ressurs i det tradisjonelle jordbruket i Bergsdalen, både som gode beitearealer om sommeren og som grunnlag for sanking av vinterfôr.

5.3.2 Endringer i driften

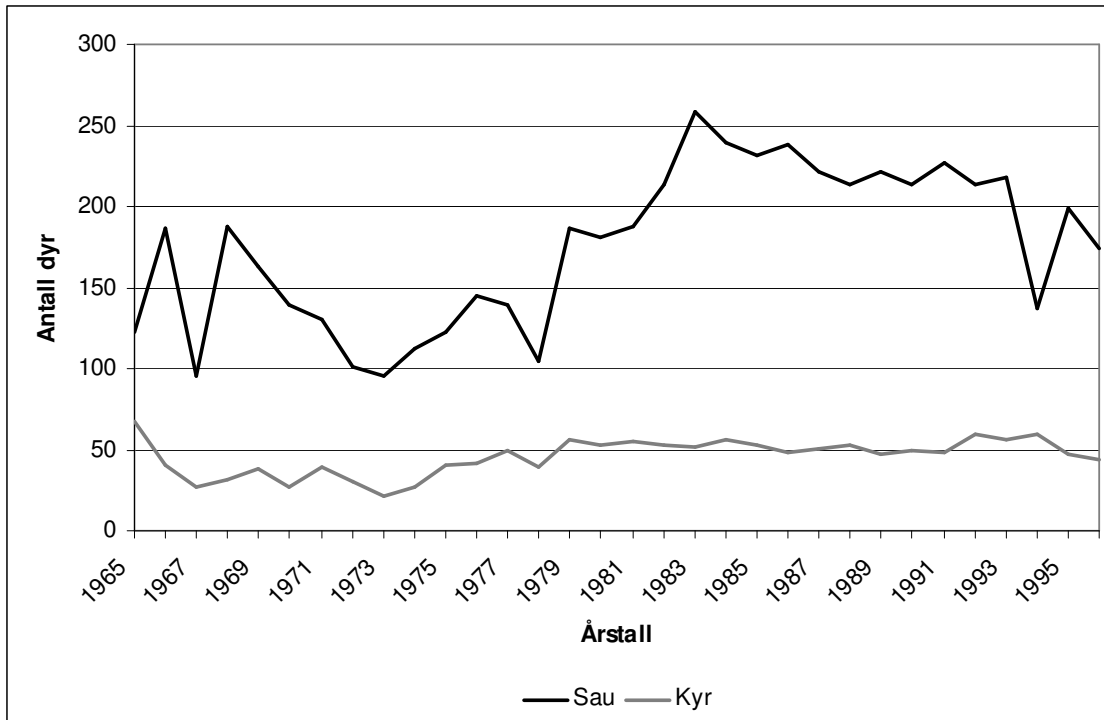
I 1910 ble veien i dalen ferdigstilt, noe som forenklet levevilkårene for gårdsbrukerne betraktelig, blant annet kunne man lettere bruke hest og kjerre som transportmiddel. I 1959 ble veien knyttet til veinettet i omkringliggende områder (Hatlestad, 1978). Veiens ankomst skulle etterhvert endre på arealbruken i Bergsdalen, og en av de første endringene var den økte bruken av kunstgjødsel og kraftfôr, samt at man kunne transportere varer ned til Dale for salg (Rødland, 1978). Etterhvert ble det dannet bondelag i dalen, og man gikk sammen om investeringer i nytt utstyr som blant annet lettet nydyrking og slått. I 1937 fikk bygden sin første slåmaskin og det ble satset mye på dyrking av ny jord. Dette gav både mer vinterfôr, men lettet også slåtten. Slutten av tredveårene representerte oppgangstider innenfor jordbruket i området (Rødland, 1978). I 1950-årene ble mange av de beste utmarksslåttene grøftet og gjødslet, og avlingene økte. Men utmarksslåtten var fremdeles et tungt og arbeidskrevende arbeid, og arbeidskraft ble mangelvare etterhvert som industrien satte folk i arbeid. Dette førte til at en stort sett gikk over til fulldyrket mark hvor en kunne høste med maskiner, og den første traktoren kom til bygden i 1947 (Rødland, 1978). Arealbruken har altså gått fra å være ekstensivt med hovedvekt på utmark, til et intensivt, fulldyrket innmarksbruk. Det er vanskelig å få noen konkrete tall på hvor store utmarksarealer som er tatt ut av bruk, men endringene har nok vært betydelige. Presset på fjellskogen vil derfor ha blitt kraftig redusert fra 1950-tallet og utover.

5.3.3 Beitedyr i Bergsdalen

Som allerede nevnt gir de store fjellviddene omkring Bergsdalen gode forhold for sommerbeite. Områdene har vært ettertraktet, ikke bare av lokalfolket, men også fra gårdsbrukere annetstedsfra. Mye sau fra Fana, Åsane og Osterøy har vært på sommerbeite i utmarksområdene i liene og viddene som omkranser Bergsdalen (Rødland, 1978). Antallet dyr som kom utenfra er det vanskelig å få noen eksakte tall på, men antall dyr ved gårdsbrukene i Bergsdalen finnes det data for.

Figur 5.3 viser trenden i disse dataene. Siden midten av 1970-tallet har det vært oppgang i både antall sauer og kyr i Bergsdalen, men helt klart størst økning i antall sauer. Det kan altså vise seg at beitetrykket har steget i perioden mellom de to analysetidspunktene i kartleggingen, men som allerede nevnt kom mange dyr til fra utenforstående områder. Det er naturlig å tro at antallet dyr som er sendt fra områder i Bergen og omegn vil ha sunket fra

1970-tallet og framover mot i dag. Den metodiske tilnærmingen i oppgaven er fokusert på kvantitative verktøy, men det kunne i tillegg vært nyttig med kvalitative intervjuer for å avdekke endringene i utmarksbruken mer inngående. Hytteeiere og gårdsbrukere jeg snakket med i området antydde uansett at antallet sauer var mindre i dag enn for 20-30 år siden. Hytteeieren (ca. 60 år) hadde hatt tilknytning til området siden han var liten gutt, og hadde tilbrakt hver eneste sommer i dalen. Han mente bestemt at det var mye mindre sau nå enn da han var ung, og at det hadde kommet store mengder sau fra Åsane og Fana. I følge Rødland (ibid.) foregikk utlånet av sommerbeite helt fram til slutten av 1970-tallet. Den reelle utviklingen kan dermed være svært annerledes enn det som framgår av figur 5.3. Fra gammelt av beitet alle beitedyr i utmarken, men i dag er det i hovedsak sau og rein, en del kjøttfe, kviger og melkekyr som beiter utmarksområdene i Norge (Dragland et al. 2002). Dette kan igjen bety at antallet dyr som blir sluppet på beite ikke har steget like mye som det indikeres av figuren. Det kan med andre ord vise seg at beitetrykket har vært noenlunde konstant, til og med noe nedadgående. På den annen side er det blitt flere og flere som ikke lenger er heltidsbønder, men kombinerer jordbruk med annet arbeid. I slike tilfeller er sauehold en enkel og lite arbeidskrevende løsning, og dette kan være noe av forklaringen på de stigende tallene utover på 1980-tallet. Da jeg ikke har gjort noen grundige, kvalitative undersøkelser, vil jeg ta utgangspunkt i at beitetrykket har vært stabilt eller økende fra 1970-tallet og utover på 1980-tallet. På 1990-tallet ser antall beitedyr uansett til å være på vei nedover igjen, men området brukes ennå som beitemark både sommer og høst.



Figur 5.3 Antall sauer og kyr i Bergsdalen i perioden 1965-1996.

6 Resultater og analyse

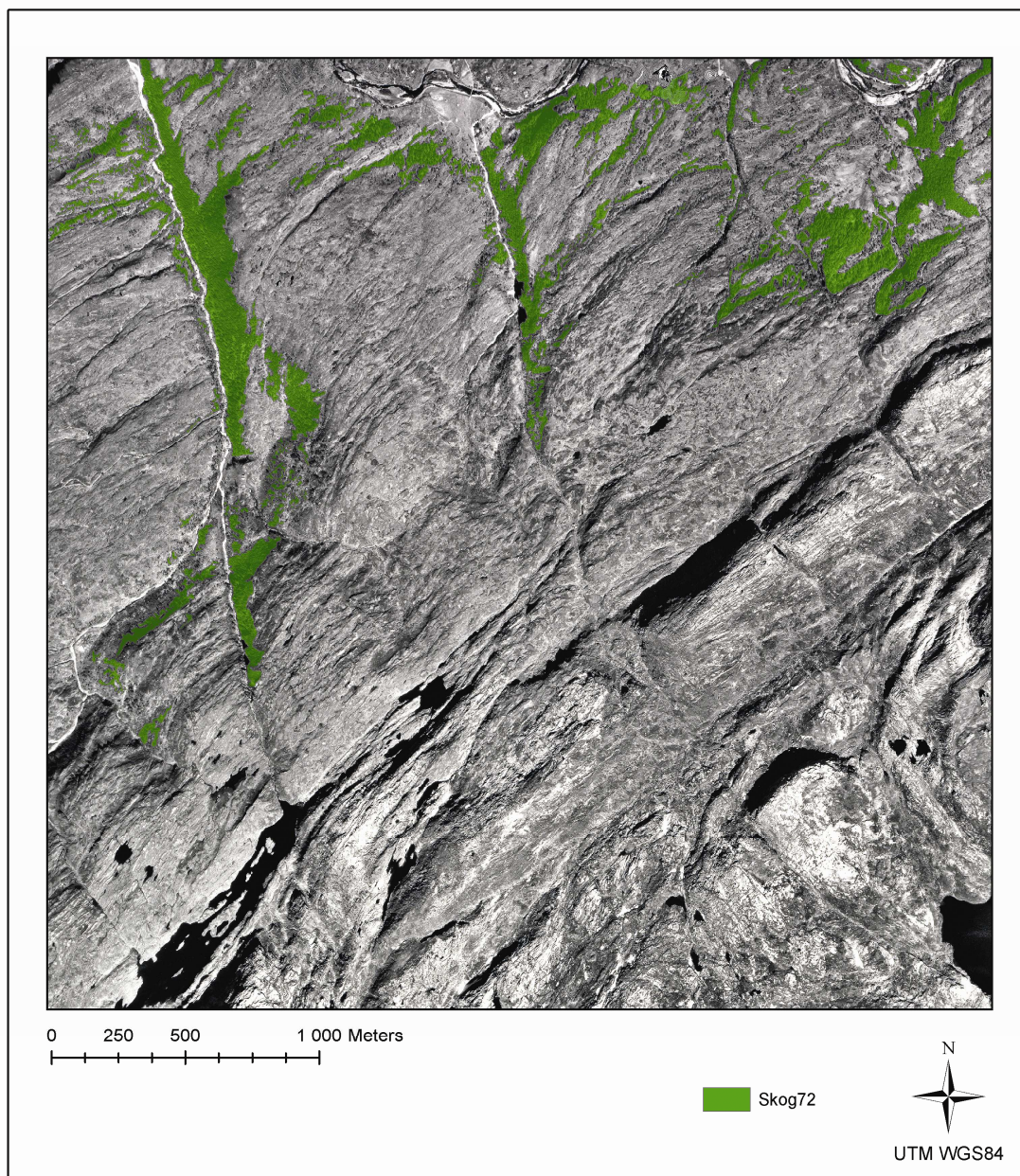
6.1 Kartleggingsresultater

Resultatet av kartleggingen er gitt i tabell 6.1. Tabellen viser at i det aktuelle tidsrommet har skogsarealet i området økt med i underkant av 47 %, noe som må sies å være en betydelig tilvekst. Feltområdet er omtrent 14 km², dekningsprosenten vil dermed skrive seg til en økning fra omtrent 6,6 % til rundt 9,7 %, men dette er egentlig ikke så interessant da størrelsen på feltområdet er valgt vilkårlig. Det som er mest relevant er den absolutte veksten, og som tabellen viser har skogdekket arealet gått fra 93 ha til 136 ha.

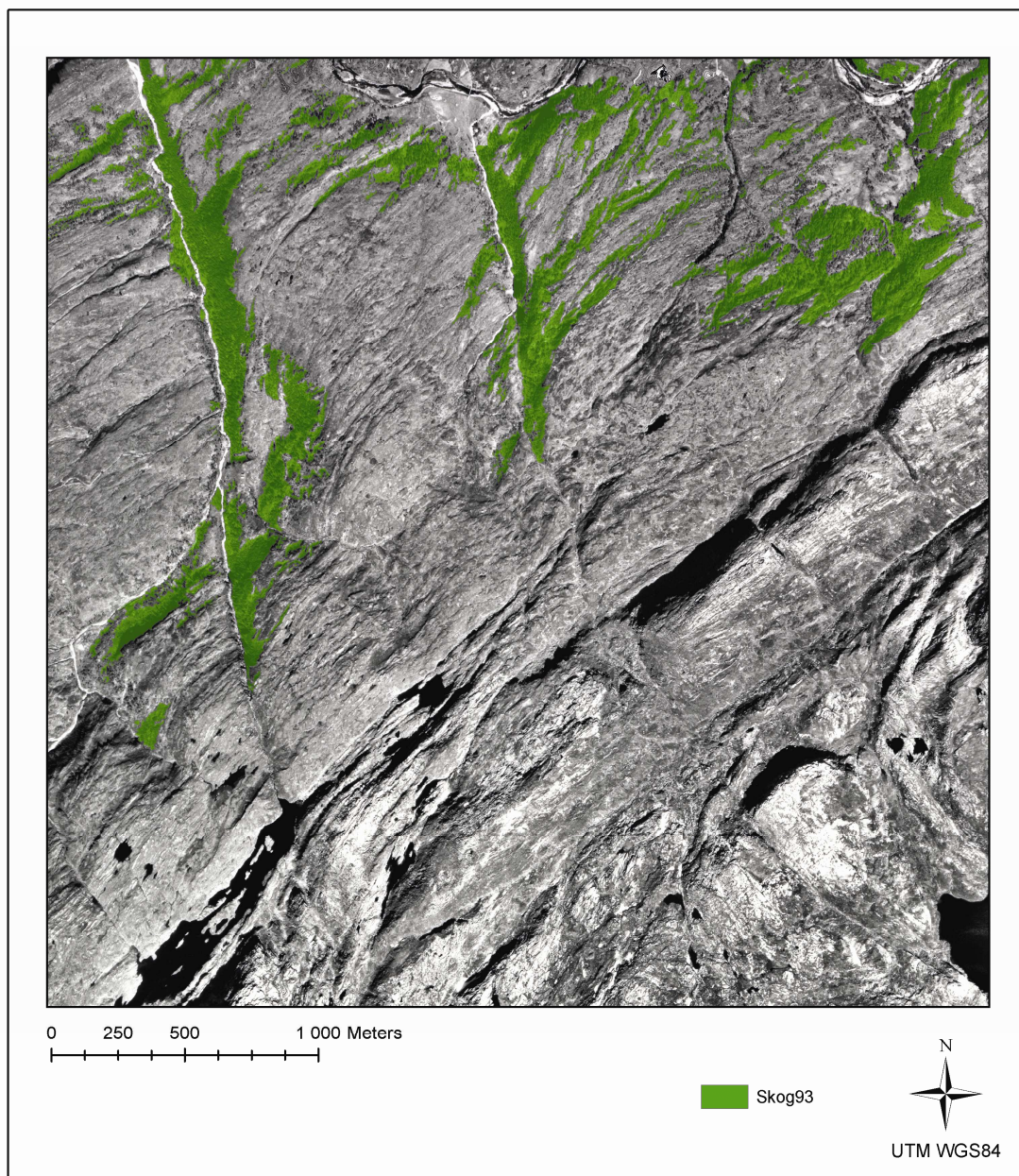
Tabell 6.1 Endringer i skogdekt areal i perioden 1972-1993.

Årstall	1972	1993
Areal ha	92,81	136,25
Vekst i prosent	-	46,81

Skogsarealene i de respektive årstall er visualisert i figur 6.1 og 6.2. Den generelle trenden er som vi ser at skogen brer seg. I 1972 er hovedtyngden av skogsforekomsten langs østsiden av Brekkegjelet og Kvernagrovi, jf. kartet side 9. Det er altså i vestvendte, bratte skråninger at skogen ekspanderte først. I 1993 er disse områdene enda mer skogkledd, spesielt i sørlige deler. I tillegg kan det tolkes av bildene at kronedekningen generelt sett har blitt større, en naturlig følge av at trærne har vokst i løpet av perioden. I områdene øst for Brekkegjelet hvor skogdekningen var på det tetteste i 1972, ser det ut til å ha forekommet en stagnasjon. Det kan dermed virke som om skogen har nådd sin potensielle grense i akkurat dette området. I området mellom Kroksgjeli og Nerafjell, oppover lien mot høydepunktet på 770 meter øst for Brekkestorhaug, har skogsdekket areal økt i mengde. I området ved Midtrinden, vest for Brekkestølen, kan en også spore endringer. En betydelig del av veksten i skogsbestanden har kommet i bratte skråninger, men grunnet den bratte helningen vil nok kanskje de reelle vekstforholdene være høyere i slike områder enn det som faktisk kommer fram i kartleggingen. Dette fordi tolkingen er basert på vertikale flyfoto og skogsarealer i bratte skråninger kan da fremstå som mindre enn de virkelig er, med andre ord kan skogsveksten være enda større enn det den fremstår som i figur 6.1 og 6.2.



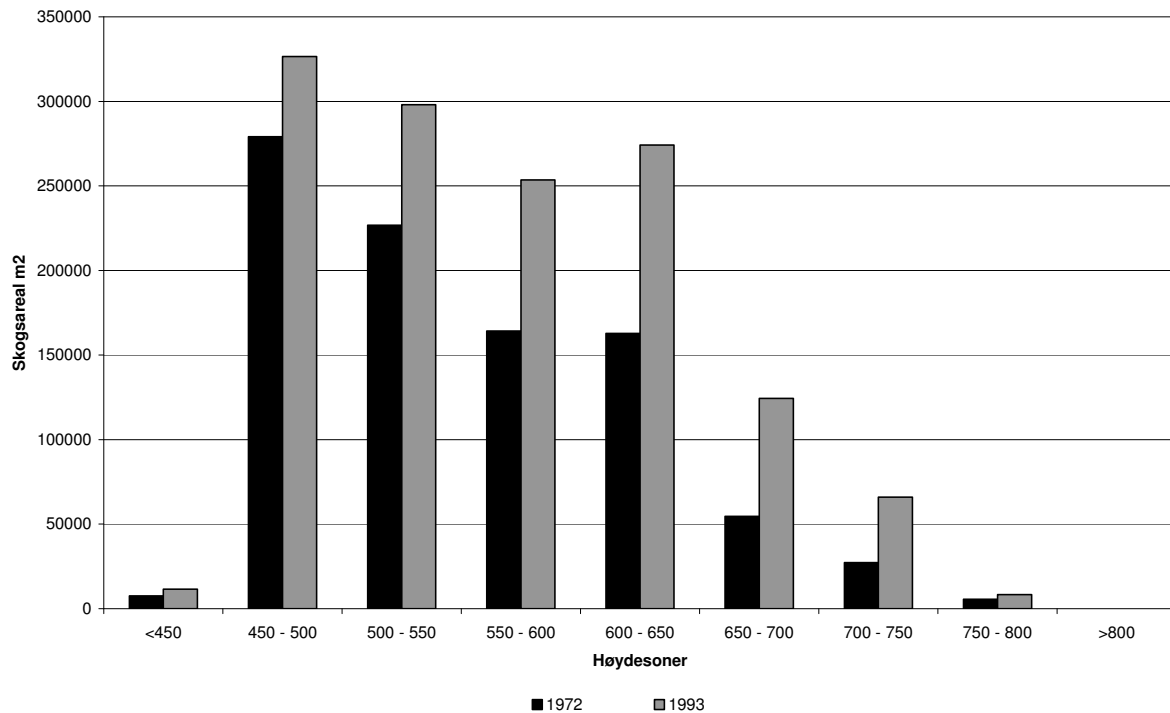
Figur 6.1. Skogdekket areal i 1972.



Figur 6.2 Skogdekket areal i 1993.

6.1.1 Sonale endringer

En oversikt over hvilke høydesoner tilveksten faktisk finner sted er oppnådd ved å klassifisere høydemodellen, som ble dannet i ortorektifiseringsprosessen, til ulike høydeklasser. Denne er så kombinert med de ulike shapefilene med skogsareal for de to tidspunktene. Resultatet av en slik analyse er gitt i figur 6.3.

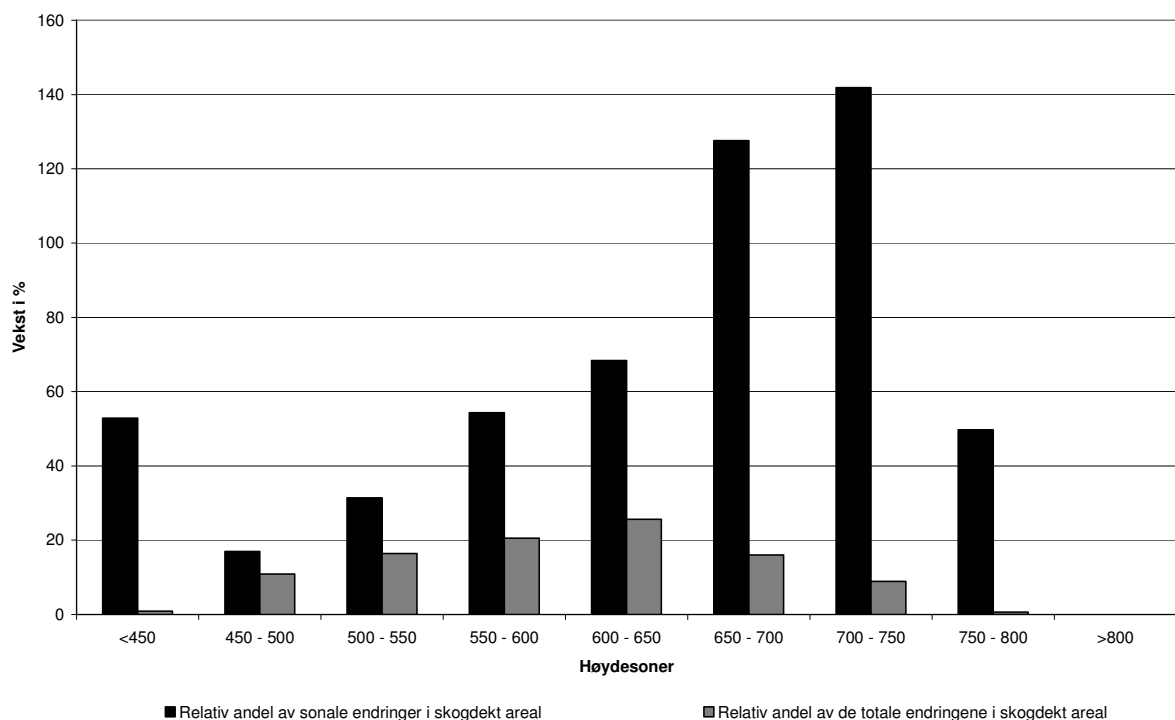


Figur 6.3 Skogsarealer i henholdsvis 1972 (svart) og 1993 (grå), innenfor ulike høydesoner. Tallene er oppgitt i kvadratmeter. 1000 m² tilsvarer 1 daa.

Selve dalbunnen nedenfor undersøkelsesområdet, hvor Bergselvi renner, og veien gjennom Bergsdalen går, ligger på ca. 400-450 m.o.h. Størsteparten av dette området er ikke med i undersøkelsesfeltet, noe som gir seg utslag i at denne høydesonen inneholder lite skog. I de første høydesonene i dalsiden, var skogen veletablert allerede i 1972. På dette tidspunktet befant hovedbestanden av skog seg i sonen fra 450-650 m.o.h., mens det bare fantes spredte forekomster fra 700 m.o.h. og oppover. Nærmere bestemt utgjorde skogsarealene over 700 m.o.h. bare drøye 30 daa i 1972, noe som utgjør drøye 2 % av de totale skogsarealene. Bare 5 daa med skog befant seg over 750 m.o.h. I løpet av de drøyt 20 årene til neste analysetidspunkt, ser vi at skogsarealet i sonen 550-650 m.o.h. har nærmet seg det man finner i beltet under, og i absolutte tall finnes den største tilveksten av skog i akkurat disse områdene, men det finnes også betydelige endringer opp til 700 m.o.h., til dels også i området

700–750 m.o.h. I sistnevnte sone har faktisk skogsbestanden mer enn fordoblet seg og utgjør nå et areal på 65 daa.

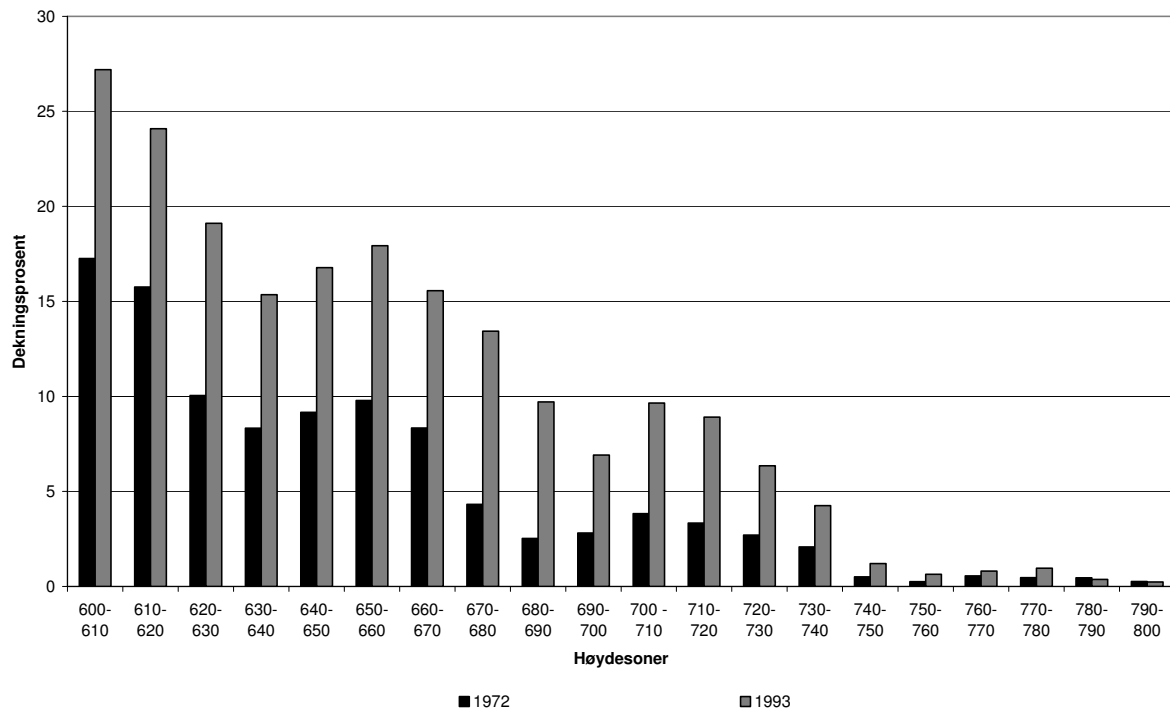
Figur 6.4 viser forandringene i relative tall, både sonale endringsforhold, og hver soners bidrag til den absolutte endring i det totale skogsareal. Som vi ser er de relative forandringene i sonene 650-700 m.o.h. og 700-750 m.o.h. formidable. Dette skyldes nok først og fremst at disse områdene i utgangspunktet ikke hadde den største skogsdekningen. Likevel viser mer enn en fordobling av skogsarealet i området, at vekstbetingelsene for skog har bedret seg betraktelig.



Figur 6.4 Relative endringer innefor hver sone (svart), og hver soners bidrag til de absolutte endringer (grå).

Vi ser at det i verken 1972 eller 1993 finnes skog høyere enn 800 m.o.h., noe som kan tolkes dit hen at skoggrensen ikke er endret i særlig grad. Dette vil etter min vurdering være en feilaktig, og forhastet konklusjon. Til tross for at det ikke finnes trær og skog høyere oppe i 1993 enn det gjorde 20 år tidligere, har der vært betydelige endringer i sonen 700-750 m.o.h., hvilket betyr at det som kanskje var spredt skogsforekomst, nå har blitt etablerte skogsområder. Man har altså fått etablert skog i et høyere sonebelte. Det synes som om områder som tidligere ville havnet i kategorien tregrenseekoton eller "Krummholz" nå har blitt etablerte skogsområder. Et annet aspekt er at det her er brukt en relativt grov inndeling i

høydesoner, og det kan være store forskjeller innad i sonene. Det kan derfor være interessant å undersøke områdene over 600 m.o.h. i større detalj. Figur 6.5 viser skogsarealene i områdene over 600 m.o.h. fordelt på 10 m-soner.



Figur 6.5. Skogsareal og dekningsprosent fordelt på 10m høydesoner.

Fordelingen på sonene viser samme mønster ved begge tidspunktene, men arealet er markert større i 1993 i alle tilfellene. Trenden er, som ventet, at mengden skogkledd areal synker med stigende høyde. Det kan argumenteres for at figur 6.5 viser at skoggrensen går opp til 800 m.o.h. ved begge tidspunktene. I kartleggingen ble selv mindre grupper med trær helt ned i 0,5 da inkludert i skogsarealene. Dette ble gjort for å kunne undersøke andelen spredt skogvekst nærmere. Når en høydesone har en dekningsgrad på under 5 %, kan det etter mitt syn tolkes på to måter. Enten er det snakk om at skogen strekker seg oppover i små, tynne ”tunger”, eller det kan være snakk om mindre tregrupper som ikke er sammenhengende med hovedtyngden av skogsbeltet. Uansett vil jeg påstå at det med rimelig sikkerhet kan antas at det er snakk om spredt trevekst. Dette vil bety at skoggrensen vil ligge der dekningsgraden innad i høydesonene er mindre enn 5 %. I 1972 går denne grensen ved ca. 670 m.o.h., mens i 1993 har den økt til ca. 730 m.o.h. Dette indikerer at skoggrensen i området har steget et sted mellom 50 og 60 høydemeter i løpet av analyseperioden. I høydesonen det her er snakk om ser vi at det har skjedd en betydelig endring i dekningsgraden av skog, mens over 740 m.o.h.

er det begrensede mengder areal som er skogkledde. Ser man tilbake på figur 6.3 oppdager man at skogsdekkede arealer over 700 m.o.h. ikke utgjør altfor mye, og dette er viktig å ha i bakhodet. Selv om tregrenseekotonen har blitt mer etablert over 700 m.o.h., er det fremdeles i områdene nedenfor denne grensen at det meste av skogen befinner seg. Tendensen til ekspansjon er likevel åpenbar.

På den annen side ser man at ved begge årstallene går *tregrensen* helt opp ved 800 m.o.h., og vi ser faktisk også at i de to øverste sonene i figur 6.5 har det vært en reduksjon fra 1972 til 1993. Dette kan skyldes at trær har blitt utsatt for hogst, ødeleggende stormer eller eventuelt sykdomsangrep, men det kan også rett og slett skyldes feilkilder i tolkingen. Arealene det er snakk om er rimelig små og jeg antar derfor at sistnevnte er det mest sannsynlige. Resultatene indikerer med andre ord at mens tregrensene har vært stabile i analyseperioden, har skoggrensen steget et sted mellom 50 og 60 høydemeter.

6.1.2 Helningsgrad og dens betydning for tilvekst

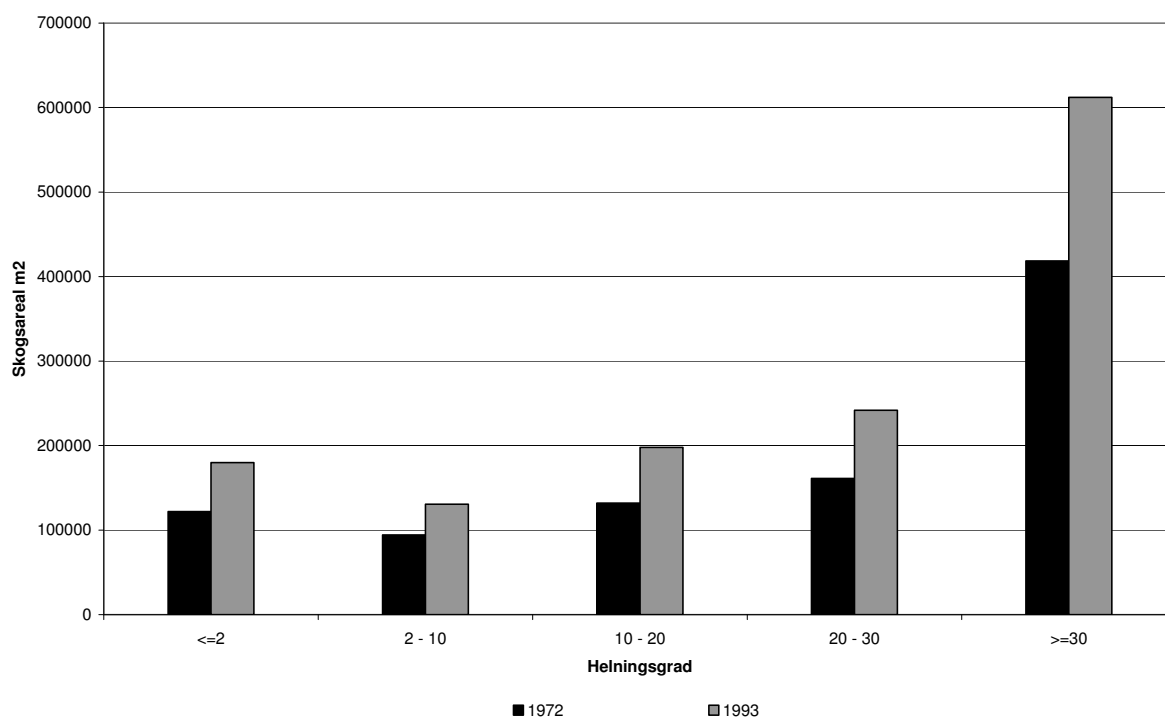
Helningsgrad kan ofte ha innvirkninger på vegetasjonen, det kan derfor være interessant å undersøke forholdet mellom skråningsforhold og tilvekst av skog. Basert på den digitale elevasjonsmodellen av området, er det dannet en rasterfil hvor variasjonene i helningsgrad er oppgitt. Enkelt sagt er det den maksimale endring i Z-verdi (høyde) som beregnes i en slik prosess²⁰, og i den resulterende rasterfilen har hver eneste piksel oppgitt en verdi for helningsgrad. Denne filen ble omklassifisert i fem følgende helningsklasser:

- Jevnt og flatt terreng < 2 °
- Svakt skrånende terreng 2-10 °
- Skrånende terreng 10-20 °
- Sterkt skrånende terreng 20-30 °
- Bratt terreng >30 °

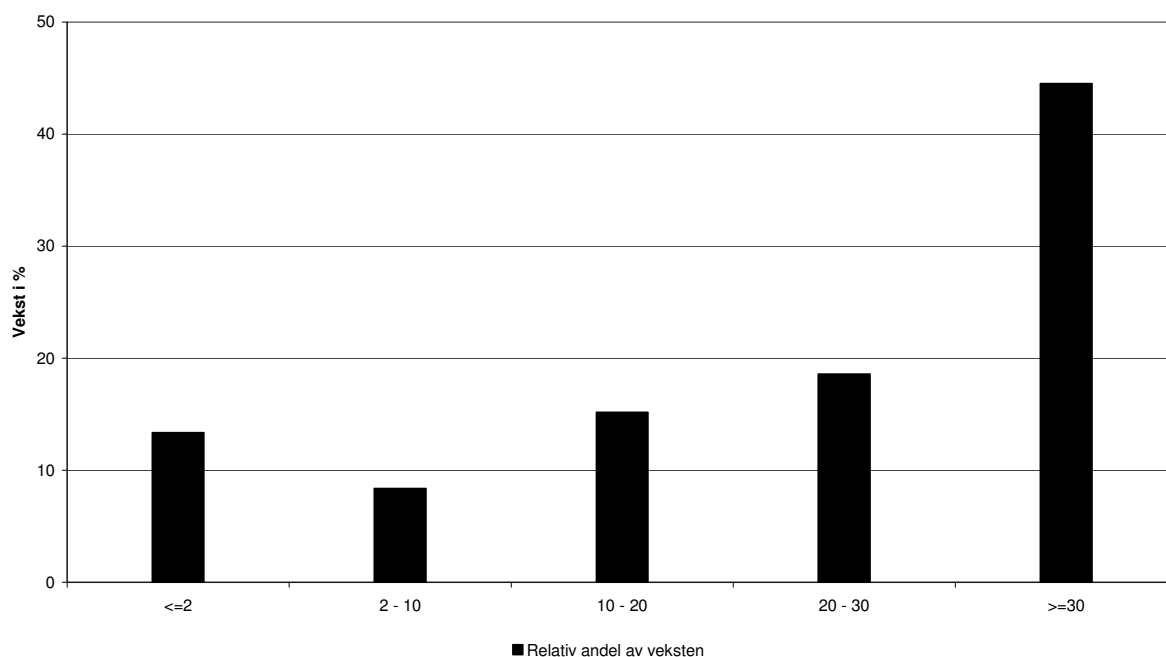
Den omklassifiserte rasterfilen kan kombineres med de ulike skogsfilene for å se hvordan skogsområdene fordeler seg i de ulike helningsklassene. Resultatene av analysen er gitt i figur 6.6. Størsteparten av skogsarealene finnes i bratte terreng, noe som gjelder for begge

²⁰ ArcGIS Desktop help.

tidspunktene, og det er også i brattlendt mark den sterkeste absolutte veksten forekommer. I både 1972 og 1993 befinner 62 % av alle skogsarealer seg i skråninger med over 20 ° helningsvinkel. Figur 6.7 viser hver enkelt helningsklassens bidrag til den totale skogsveksten, og som vi ser er det ingen tvil om at det er i brattlendt terreng at det meste av veksten forekommer, nærmere bestemt hele 44 %. Dette kan indikere at lokale, topografiske forhold er en viktig faktor for trærns ekspansjon og innvandring til nye områder.



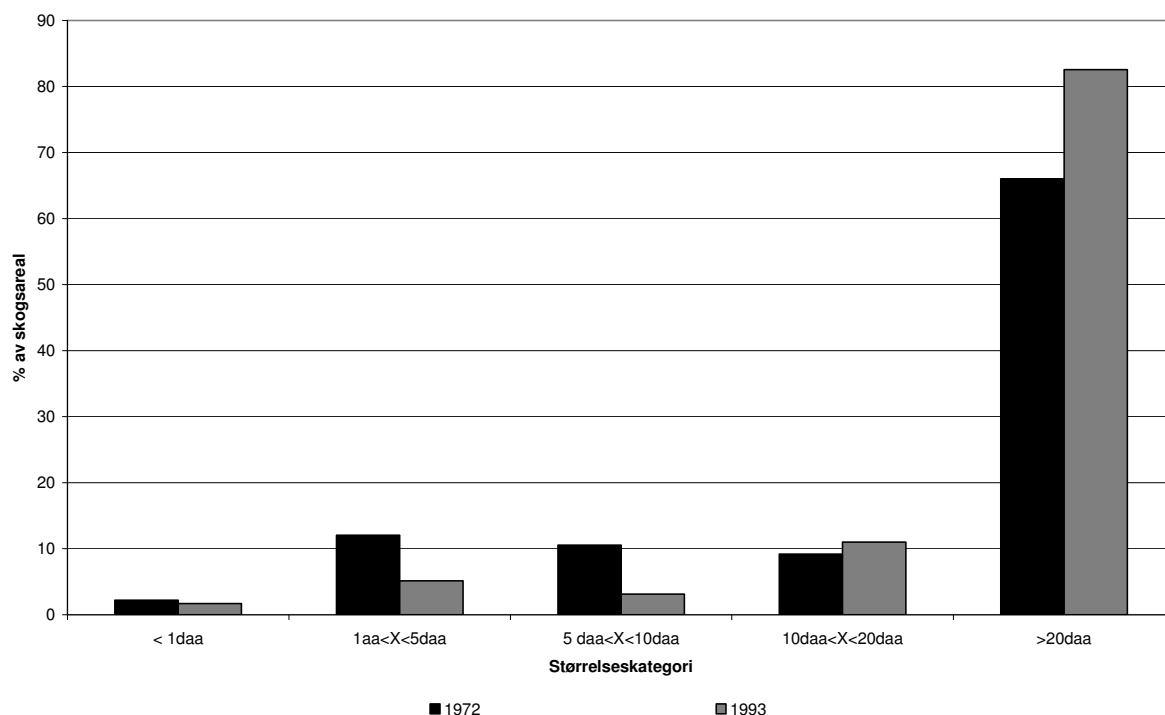
Figur 6.6 Skogsområder fordelt på ulike helningsklasser.



Figur 6.7 Endringer fordelt på ulike helningsklasser. Søylene angir den relative andelen av den totale veksten i skogdekket areal.

6.1.3 Skog og spredt trevekst

Som nevnt i definisjonene i kapittel 2, valgte jeg å kartlegge tregrupper helt ned til en halv dekar for å kunne undersøke andelen spredt skogvekst, noe som kan indikere tilvekst av ungskog. Som figur 6.8 viser, er skogsområder i en relativt stor størrelsesorden dominerende. Faktisk er andelen spredt skogvekst høyere i 1972 enn i 1993 og den største tilveksten har skjedd i tilknytning til de store tregruppene. Dette kan bety at det skjer en ekspansjon i randsonen til store skogsområder, eller det kan være et resultat av at kronedekket har økt i perioden. Sannsynligvis er det en kombinasjon av begge deler. At det er færre små tregrupper i 1993, kan tyde på at tilveksten har stagnert noe mot slutten av perioden. Det kunne derfor ha vært interessant å undersøke flyfoto av nyere dato, men dessverre finnes ikke dette på det nåværende tidspunkt. Egne observasjoner i felt indikerer likevel at ekspansjonen har fortsatt fram mot i dag, jf. kapittel 6.3.



Figur 6.8. Fordeling på størrelseskategori.

6.2 Metodekritikk

Ortorektifiseringen ble ikke gjennomført helt uten problemer. I 1972-bildet ble det geometriske resultatet bra, og bildet passet godt sammen med ulike digitale kartdata. I 1993-bildet var det noe større problemer, og det var vanskelig å få korrigert alle målestokkfortegningene, og størst ble feilkildene rundt sørlige deler av Brekkegjelet. Elveløpet, og de omkringliggende skogarealer, var rett og slett lokalisert feil i bildet, og problemet gjentok seg selv om rektifiseringsprosessen ble omgjort opptil flere ganger. Løsningen ble å digitalisere elveløpet fra 1972-bildet og legge dette over 1993-bildet. Likevel vil det være knyttet betydelige feilkilder til skogsarealene i dette området i 1993-bildet, og i de aller dårligste partiene utgjorde feilplasseringen omtrent 10 meter på bakkenivå. Feilene har etter all sannsynlighet ført til at skogsarealene i 1993 er tolket som mindre enn de faktisk var. Dette betyr, til tross for feilkildene, at de overskyggende tendensene er fanget opp, og at endringene faktisk kan vise seg å være enda større enn det som blir beskrevet her. Jeg vil tro at problemene som oppsto først og fremst skyldes målestokk- og oppløsningsforholdene, da dette førte til problemer med å finne gode kontrollpunkter. I tillegg kan målestokkfortegninger fra flyfotoet overføres til ortofotoet i områder hvor det finnes høy objekter. Dette er tilfellet i det aktuelle området hvor terrenget er kupert, og i tillegg er dekket av skog.

Den fotografiske kvaliteten på de ferdige ortofotoene ble også noe variabel, men igjen var det i 1993-bildet de største problemene oppsto. Riktignok var det en del fotografisk utydelige områder i kantene av 1972-bildet, men dette var i areal hvor det ikke var skog, og skapte dermed ingen problemer i tolkingsprosessen. Det resulterende ortofotoet fra 1993 hadde en del områder hvor den fotografiske kvaliteten var såpass dårlig at den gikk utover tolkingen, og problemet var størst i sterkt kupert skogkledd terreng. For å oppnå et best mulig resultat ble derfor originalfotoene brukt som en ekstra kontrollreferanse.

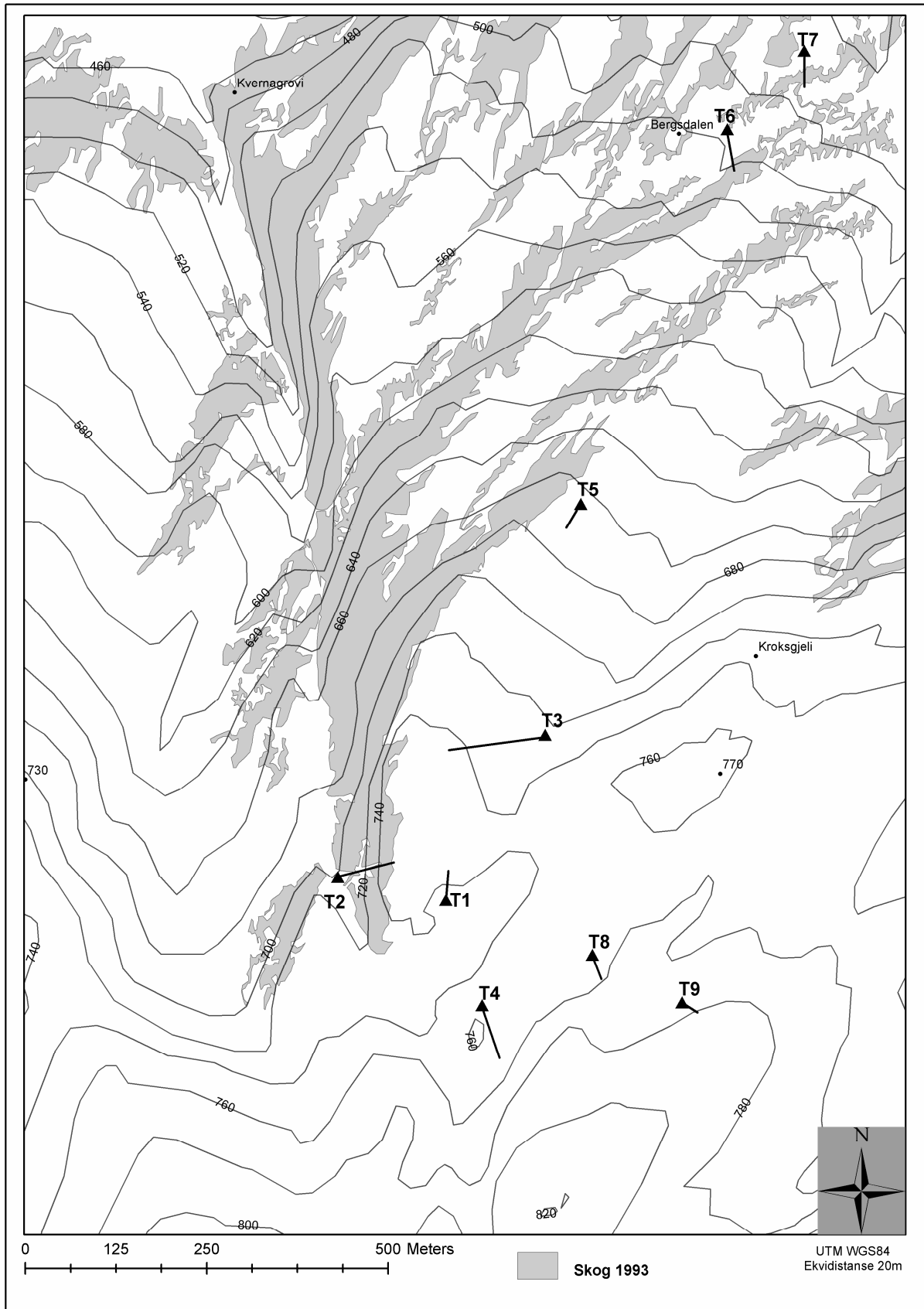
Den manglende fotografiske kvaliteten har nok sammenheng med at bildene i utgangspunktet hadde en liten målestokk, og at de dermed må skannes på en meget høy oppløsning for å oppnå god bakkeoppløsning. Bildene ble skannet slik at de skulle ha pikselstørrelser på 0,75 meter, noe som skal være tilstrekkelig til å skjelne ut individuelle tregrupper. Men dette skulle vise seg å være en sannhet med visse modifikasjoner. Det var slett ikke alltid like lett å tolke bildene i en slik detaljgrad, grunnet en varierende fotografisk kvalitet. Problemet kunne muligens vært løst ved å skanne på høyere oppløsning, men høye oppløsningsforhold gir også store filstørrelser som kan være ubekvemme og vanskelige å jobbe med, og filstørrelsene på filene som er brukt er allerede oversteget 1 GB. At den fotografiske kvaliteten kunne vært bedre er derfor noe en må leve med. Likevel gir et slikt problem utfordringer for klassifikasjonsprosessen. De store tregruppene var aldri vanskelig å skille ut, men for mindre grupper kunne det være mer innfløkt å bestemme grensene. Den fotografiske kvaliteten på originalbildene var stort sett bedre enn i ortofotoene, og de var derfor en nyttig kontrollkilde for mye av tolkingen. Til tross for problemene tror jeg at det er gjennomført en relativt konsekvent linje i klassifiseringen, og resultatene vil i hvert fall kunne gi et godt bilde av de generelle trender i utviklingen. Mer usikkerhet hviler på om analysen er god nok til å si noe om endringsretning i ulike områder. Dette fordi kvaliteten på de ulike bildene varierer kontinuerlig, og områder som er gode i 1972-bildene, er kanskje tilsvarende dårlig i 1993-utgaven, derfor ble heller ikke dette vektlagt i analysen.

Resultatene fra denne analysen indikerer at bilder med målestokk på 1:30.000 og 1:40.000 sannsynligvis ligger helt i grenseland for hva som kan benyttes i en detaljert vegetasjonskartlegging, og at geometrisk korreksjon vanskeliggjøres ved liten målestokk. Både de geometriske og fotografiske feilkildene var helt klart størst i bildet med minst målestokk, noe som kan signalisere at det går en kritisk grense ved målestokker rundt 1:30.000.

6.3 Beskrivelse av transektene

Sommeren 2004 ble i alt ni transekter, inkludert 169 analyseruter lagt ut i området mellom Li og Kvanngrovfjellet på østsiden av Brekkegjelet, jf. kartet s 9. Hovedtyngden av transektene og rutene er lagt ut ved høydepunktet på 770 m.o.h. Dette området er valgt fordi det ligger noenlunde i sjiktet hvor tregrenseekotonenen befinner seg. Felles for alle transektene er at det legges ut ruter med tre meters mellomrom langs transektlinjen, men de er alle av ulik lengde og har et varierende antall ruter. Tabell 6.2 gir en beskrivelse av hvert transekt med hensyn til ulike egenskaper. Som vi ser varierer transektene i forhold til eksposisjon, helningsforhold og høyde over havet noe som er en stor fordel i ordinasjonsanalysene. Et annet element som en kan merke seg, er at den høyeste forekomsten av trær i datasettet er ved 781 m.o.h. Dette treet er 160 cm høyt, men i det samme transektet finnes det trær ved 778 m.o.h. som er 250 cm høye. Lokalt er forholdene såpass gode at trær av en slik størrelsesorden kan trives oppe ved den klimatiske tregrense, og kanskje også over denne, jf. kapittel 5.1. Dette indikerer at variasjoner i lokale topografiske og klimatiske forhold er av betydning for vekstbetingelsene. Rutene hvor disse trærne er lokalisert ligger i et terreng med rundt 25 ° helning, og transektet ligger vendt mot nordvest.

I figur 6.9 er transektenes plassering i feltområdet gjengitt, men også skogsdekningen i 1993 er fremstilt. I dag ligger både transekt T1, T3 og T5 i områder som er delvis dekket av skog, men som vi ser gikk de begge klar av skogsområder i 1993. Dette tyder på at skogen har fortsatt å ekspandere etter kartleggingsperioden og fram til i dag. I transektene T4 og T9 finnes det også trær, men i disse områdene vokser trærne mer spredt.



Figur 6.9 Kartet viser transektenes plassering og eksposisjonsretning i feltområdet. Skogsområdene i 1993 er også markert. Trekantene indikerer punktet hvor UTM-koordinatene er målt og hvor den første ruten i transektet er lokalisert.

Tabell 6.2 Beskrivelse av transektene.

Transekt nr.	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
UTM-koordinater	332092 6717461	331990 6717442	332190 6717591	332129 6717305	332266 6717977	332533 6718495	332613 6718598	332172 6717179	332120 6714162
H.o.h. i meter	738 -751	707 -741	730 -755	737 -754	670 -674	510 -520	488 -493	750 -760	777 -784
Lengde	37 m	79 m	127 m	73 m	31 m	52 m	40 m	31 m	22 m
Antall ruter	13	27	43	25	10	18	14	11	8
Eksposisjon	188 ° S	258 ° V	75 ° Ø	320 ° NV	29 ° N	340 ° N	356 ° N	322 ° NV	300 ° NV
Gj. snitt helningsforhold	18,5 °	21,5 °	5,7 °	10,0 °	8,0 °	17,0 °	8,4 °	22,8 °	29,8 °
Høyeste forekomst av tre	748 m.o.h.	740 m.o.h.	751 m.o.h.	754 m.o.h.	674 m.o.h. (høyeste punkt)	520 m.o.h. (høyeste punkt)	493 m.o.h.	-	781 m.o.h.

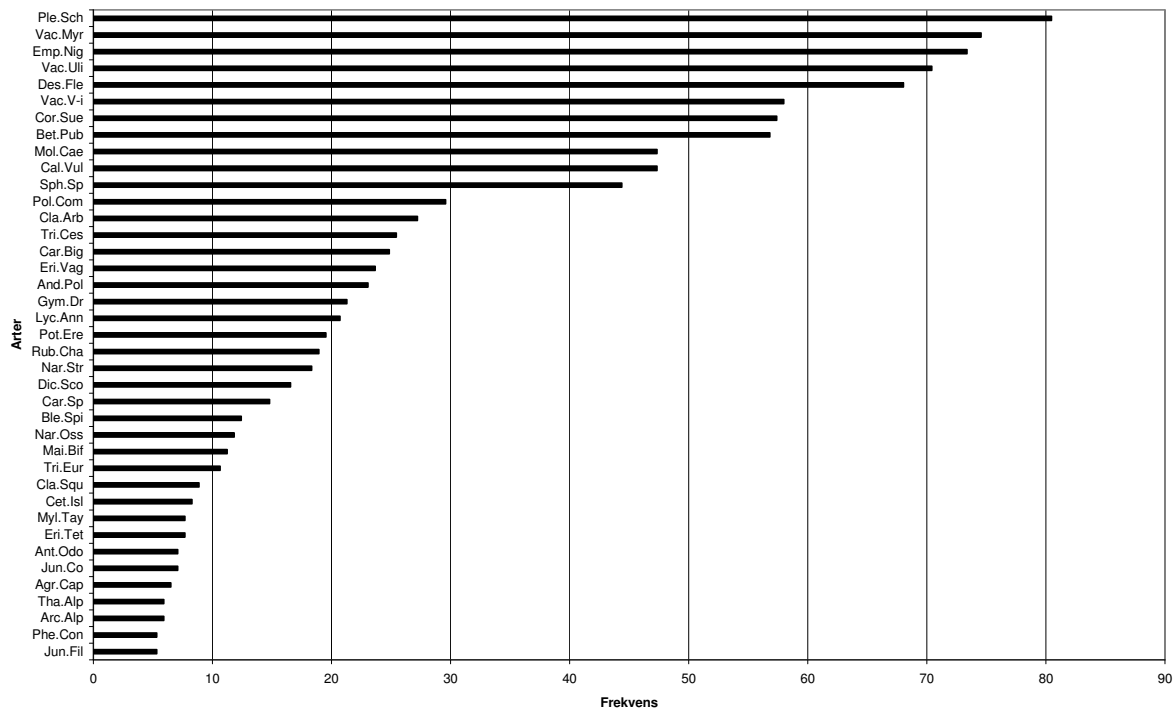
6.4 Artsfrekvens og vegetasjonstyper i Bergsdalen

For å få en oversikt over hvilke arter som er mest dominerende i feltområdet, kan det være nyttig å undersøke et frekvenshistogram som viser antallet ruter artene opptrer i, og en slik oversikt er gitt i figur 6.10. Fire arter forekommer i over 70 % av rutene, mens åtte finnes i over 50 %. Hele femtifem arter forekommer i mindre enn 10 % av analyseenhetene. Området er med andre ord dominert av et mindretall av arter. På bakgrunn av denne figuren vil vegetasjonen beskrives og klassifiseres i det følgende avsnittet.

6.4.1 Fjellskog og kystfjellhei

Feltområdet er preget av fattige fjellskogtyper med ulike lyngtyper som gjerne glir over i fjellheier over skoggrensen. Blåbær er den vanligste lyngarten, og man kan derfor konkludere med at feltområdet er preget av subalpin blåbær-bjørkeskog. Flere arter som er kjennetegnende for bjørkeskog i næringsfattig mark, finner man igjen som de hyppigst forekommende i figur 6.10, blant annet furumose (*Pleurozium schreberi*), blåbær (*Vaccinium myrtillus*), krekling (*Empetrum nigrum*), smyle (*Deschampsia flexuosa*), og tyttebær (*Vaccinium vitis-idea*) (Fremstad, 1997). De aller mest næringsfattige skogsområdene er ofte dominert av røsslyng (*Calluna vulgaris*), blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), islandslav (*Cetraria islandica*), og lys reinlav (*Cladonia arbuscula*). På mer næringsrik grunn finner man skrubbebær (*Cornus suecica*), stri kråkefot (*Lycopodium annotium*), bjønnkam (*Blechnum*

spicant), maiblom (*Maianthemum bifolium*), skogstjerne (*Trientalis europea*), gjøkesyre (*Oxalis acetosella*) og hårfrytle (*Luzula pilosa*). Alle de overnevnte arter, bortsett fra de to sistnevnte forekommer i over 5 % av rutene. I beitepåvirkede områder avtar busk- og lyngarter, mens gras- og urteinnholdet øker (ibid.). Arter som favoriseres av beitepåvirkning er blant annet gulaks (*Anthoxanthum odoratum*), og bråtestarr (*Carex pilulifera*). Forekomsten av disse artene bærer tegn om en viss kulturpåvirkning i form av beite.



Figur 6.10. Artsfrekvens i prosent av det totale antall ruter. Kun arter som forekommer i mer enn 5 % av det totale antallet ruter er tatt med, noe som er tilfellet for 39 av de totalt 83 artene som finnes i datasettet. Artene er oppgitt med forkortelser av deres latinske navn. I vedlegg finnes en komplett artsliste med norske og latinske navn, samt forkortelsene som er brukt i oppgaven.

I feltområdet finner vi en blanding av oeaniske arter som klokkelyng (*Erica tetralix*), rome (*Narthesium ossifragum*), bråtestarr (*Carex pilulifera*), og storbjønnskjegg (*Trichophorum cespitosum ssp. germanicum*), sammen med fjellplanter som fjelljamne (*Lycopodium alpinum*), og stivstarr (*Carex bigelowii*), noe som er karakteristisk for kystfjellheier (Fremstad 1997). I et slikt vegetasjonssamfunn vil ofte forekomsten av fjellplanter være beskjedne, som i dette tilfellet kan være en følge av næringsfattig, sur jord med mye humus, samt hard konkurranse i et relativt tett vegetasjonsdekke. På eksponerte rabber eller der hvor det er mer åpent, er det bedre vilkår for fjellplanter, og i vegetasjonen her trives arter som rabbesiv (*Juncus trifidus*), stivstarr (*Carex bigelowii*), geitsvingel (*Festuca vivipara*), rypebær

(*Arctostaphylos alpinus*) og musøre (*Salix herbacea*). Rabbene er ofte dominert av heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*), men med spredt pigglav (*Cladonia uncialis*), reinlav (*Cladonia rangiferina*) og andre lavarter. Sterkt beitet kystfjellhei inneholder særlig mye finnskjegg (*Nardus stricta*) (Moe, 2002). Spesielt i oseaniske strøk kan det være avgrensingsproblemer mellom lyngheier på høyere nivå, og rabb- og lesidevegetasjon i fjellet (Fremstad, 1997).

6.5 DCA-analyse

I tabell 6.3 finnes et sammendrag av en DCA analyse av feltdataene. Lengden på gradientene indikerer at datasettet er relativt heterogent, og at unimodale metoder vil anvendes med best resultat, jf. Metodekapittelet. I tillegg inneholder artsdataene mange nullverdier, noe som favoriserer bruk av unimodale metoder (Lepš og Šmilauer, 2003). I tabell 6.3 er den totale variansen i datasettet oppgitt, noe som utgjøres av den totale sum av alle eigenverdiene. Hver enkelt akse bidrag til variansen kan beregnes ved hjelp av følgende formel:

$$\text{Forklart Varians(\%)} = \frac{\lambda_i \times 100}{\text{Total Varians}}, \text{ hvor } \lambda_i \text{ er aksens } i\text{'s eigenverdi}$$

Tabell 6.3. Sammendrag av DCA analyse med eigenverdier, gradientlengder, forklart varians for hver akse, samt den totale varians (sum av alle eigenverdier). Dataene er log-transformert og sjeldne arter er vektet ned.

Akser	1	2	3	4	Total varians
Eigenverdier, λ	0,382	0,229	0,125	0,080	2,610
Gradientlengde	3,467	3,359	2,023	2,027	-
Kumulativ prosentvis varians: for artsdata	14,6	23,4	28,2	31,2	-
Sum av alle eigenverdier	-	-	-	-	2,610

De to første aksene forklarer 23,4 % av den totale variasjonen i datasettet, noe som betyr at det er flere akser som har signifikant betydning for variansen. Hvilke parametere som er knyttet til disse aksene kan man prøve å tolke ut i fra et ordinasjonsplott, eller ved en direkte ordinasjonsmetode hvor målte miljøvariabler inkorporeres i analysen. Ved tolkningen av

DCA-diagrammer må man ta i bruk såkalte indikatorarter for avdekke underliggende gradienter.

6.5.1 Tolkning av ordinasjonsplott

I et punktdiagram med ruteverdiene fra en ikke ”*detrended*” CA, ble det påvist tendenser til bueeffekt i datasettet. På bakgrunn av dette foretrekker jeg DCA som indirekte metode.

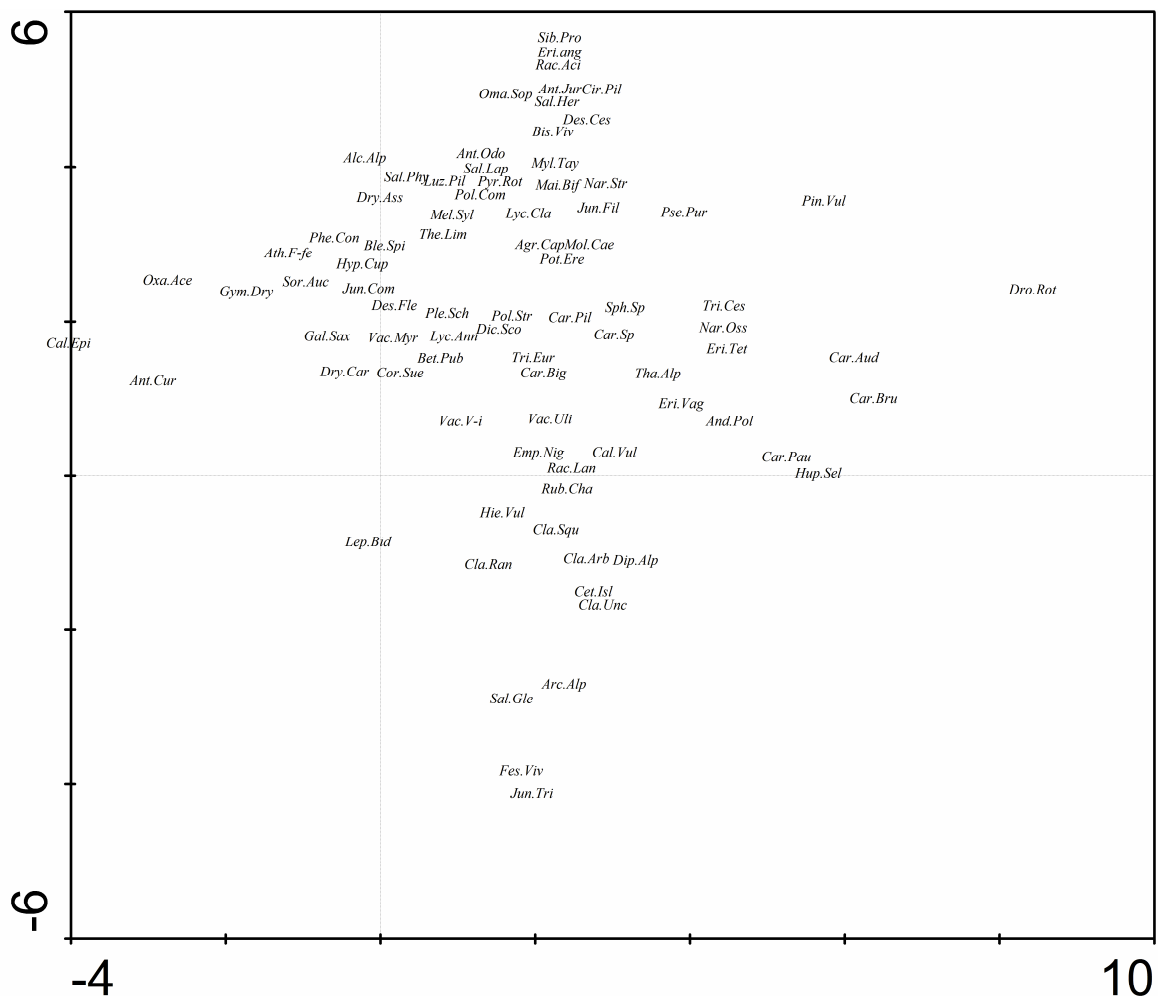
En DCA-analyse gir et resulterende ordinasjonsplott hvor alle artene eller rutene er oppgitt som punkter. Punkter som er nær hverandre representerer, som nevnt, arter som er nært beslektet i forhold til miljøpreferanser, eller ruter som er like i forhold til artssammensetning. Et slikt ordinasjonsplott kan tolkes for å prøve å finne indikatorer på hva som er de underliggende, bestemmende miljøfaktorene. Figur 6.11 viser et slikt ordinasjonsdiagram med artene i datasettet. I øverste del av diagrammet er det samlet flere arter som er representative for ulike typer snøleier. Eksempler på dette er arter som krypsnømose (*Anthelia juratzkana*), dverggråurt (*Omalotheca supina*), trefingerurt (*Sibbaldia procumbens*), sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) og musøre (*Salix herbacea*). Disse er alle vanlige i, og de to førstnevnte såkalte kjennetegnende arter for musøre-snøleier (Fremstad, 1997). Videre finner vi harerug (*Bistorta vivipara*), gulaks (*Anthoxanthum odoratum*), og finnskjegg (*Nardus stricta*), arter som er typiske for grassnøleier og fattige engsnøleier, vegetasjonstyper som er vanlige i lavalpin og noe opp i mellomalpin sone (ibid.). Grassnøleier er vanlige i avskogede deler av nordboreal sone, og er spesielt utbredt i oseaniske fjellområder, men det kan til tider være vanskelig å skille slike områder fra kulturbetinget grasmark, og fjellheier.

I andre enden av y-aksen finner vi typiske rabbevekster som rabbesiv (*Juncus trifidus*), rypebær (*Arctostaphylos alpinus*), geitsvingel (*Festuca vivipara*) og heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*). Men her finnes også andre arter som sølvvier (*Salix glauca*), flere begerlavarter (*Cladonia ssp.*), og islandslav (*Cetraria islandica*), som heller ikke er uvanlige å finne på rabber. Arter som røsslyng (*Calluna vulgaris*), og fjelljamne (*Diphasiastrum alpinum*), er mindre vanlige rabbevekster, og førstnevnte da stort sett bare i oseaniske områder. I tillegg trives ikke røsslyng når man kommer opp i mellomalpin sone.

Den viktigste faktorene som ligger bak en slik snøleie-rabb gradient, er naturlig nok snødekket. Snømengden kontrollerer flere plantearters utbredelse ved å bestemme lengden på

veksts sesongen (Farina, 2000). Fordelingen av snø er sterkt forbundet med topografi og vindmønstre, rabbene er ofte forblåste, og av den grunn også snøfattige, mens i lesider og søkk i landskapet får vinden dårligere tak, og det samler seg større mengder snø. Dette betyr med andre ord at rabbene har lengst veksts sesong, men lider samtidig under tørre forhold og sterk frosteksponeering om vinteren. Snøleiene har derimot en betydelig kortere veksts sesong, men har til gjengjeld god tilgang på vann, og blir ivaretatt av et beskyttende og isolerende snølag om vinteren. Tilgangen på vann vil riktignok variere i henhold til eksposisjon og innstråling, i sørvestlige skråninger vil som regel fordampningen være høyere, og snøleiene blir naturlig nok tørrere. Noen arter er svært knyttet til områder med et rikelig snødekke, og trefingerurt (*Sibbaldia procumbens*), er en av dem (ibid.). I andre enden er rabbesiv (*Juncus trifidus*) en indikatorart.

Lesidevegetasjon omfatter fjellvegetasjon som er bundet til steder med stabilt og forholdsvis tykt snødekke, men som smelter ut relativt tidlig. Snøsmeltingen sikrer gode fuktighetsforhold og områdene har på mange måter de gunstigste økologiske forholdene i fjellet, og har generelt den høyeste produksjonen (Fremstad, 1997). Mange av de karakteristiske lesideartene er felles med vegetasjonstyper under skoggrensen, og er i høy grad også paralleller til undervegetasjonen i ulike skogstyper. En del urter og graminoider er nært knyttet til lesidene i fjellet, og flere arter som kjennetegner fattige skogstyper går også høyt til fjells i lesidene, blant annet smyle (*Deschampsia flexuosa*), fjelljamne (*Diphasiastrum alpinum*) og skogstjerne (*Trientalis europea*). I tillegg er sterke innslag av lyngarter vanlig, som f. eks. blåbær (*Vaccinium myrtillus*), blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), tytebær (*Vaccinium vitis-idea*) og krekling (*Empetrum nigrum*). Som vi ser er alle disse plassert omtrent midt i diagrammet i figur 6.11, og i det samme området ligger bjørk (*Betula pubescens*), som er den viktigste gjengroingsarten. Dette kan tolkes som et tegn på at det først og fremst er i lesidene at skogseksponeringen har foregått, og at lesidene representerer de gunstigste områdene for trevekst. Men på den annen side er det, som nevnt, vanskelig å avgrense lesidene fra fjellheier i oseaniske strøk. Forekomsten av beitebegunstigede planter som engkvein (*Agrostis capillaris*) og tepperot (*Potentilla erecta*) bærer tegn om en viss kulturpåvirkning, og tolkes som at fjellhei er en viktig vegetasjonstype i undersøkelsesområdet.



Figur 6.11. DCA-diagram som viser variasjonen i datasettet. Dataene er log-transformert, og sjeldne arter vektet ned.

Langs x-aksen er ikke variasjonen like åpenbar, men til høyre i diagrammet finner vi arter som rund soldogg (*Drosera rotundifolia*) og sveltstarr (*Carex pauciflora*), som begge trives i fuktige habitater, og vokser gjerne på næringsfattige, åpne myrområder. Arten som ligger aller lengst i den venstre ytterkant, bergørkvein (*Calamagrostis epigejos*), en art som krever tørre vekstområder, og x-aksen kan i så måte også representere en fuktgradient.

I venstre delen av diagrammet finner man flere typiske skogsarter som skogburkne (*Athyrium filix-femina*), broddtelg (*Dryopteris carthusiana*), og gjøkesyre (*Oxalis acetosella*). Sistnevnte foretrekker i tillegg områder som hovedsaklig ligger i skyggen, og lystilgjengelighet kan derfor være en mulig underliggende faktor, med planter som trives i åpent terreng med god tilgang på lys i høyredelen av diagrammet, mens det i andre enden av skalaen finnes mer skyggetolerante arter.

Som det går fram av tabell 6.3 er det flere akser som har signifikant betydning for variasjonen. Dermed kan både fuktighet og skygge, i tillegg til snømengde, ha betydelig innvirkning på den romlige artsvariasjon, og dermed også temporær variasjon. Det er også verdt å merke seg at gradienten langs x-aksen innebærer overgang fra åpne områder, til skogsområder med et dekkende sjikt av trær eller busker. Det vil derfor være interessant å se om noen av de målte miljøvariablene vil være korrelert med denne ordinasjonsaksen. Oppsummert kan man si at x-aksen i figur 6.11 synes å representere flere underliggende gradienter. Det som er mest interessant er at den synes å indikere at skygge er en viktig gradient. I tillegg synes det som om aksene kan representere en gjengroingsgradient, og således fungere som en tidsakse. Y-aksen indikerer på den annen side at snø også er en avgjørende faktor for den romlige variasjonen i vegetasjonen.

6.6 CCA-analyse

Den neste delen av kapittelet vil ta for seg CCA-analysene. Alle miljøvariablene er ikke tatt med i den endelige analysen, og bakgrunnen for valg av variabler må presenteres. Noen variabler er utelatt ved skjønnsmessige vurderinger, mens andre deler av utvalget er basert på en Monte-Carlo test. Resultatene av estimeringen av snømengder vil også gjennomgås.

6.6.1 Vegetasjonsvariabler

Flere av miljøvariablene er høyde og dekningsgrad av de ulike vegetasjonssjiktene, og dette kan være nyttig da vegetasjonen ikke bare påvirkes av miljøet, men vegetasjonen modifierer også selv miljøet rundt seg. Dermed kan vegetasjonen være en variabel andre planter responderer mot, og dekningsgraden av ulike vegetasjonssjikt kan være viktige gradienter i landskapet. Slike variabler kan på mange måter være interessante i en undersøkende analyse, men bør benyttes med forsiktighet da det kan være vanskelig å skille årsak og virkning. Et eksempel på at vegetasjonen har økologisk betydning, er at trær og busker reduserer lysforholdene til felt- og bunnsjiktet. Dette er spesielt aktuelt i gjengroingsprosesser hvor en økende dekning av trær vil skygge for de lavere sjiktene. Dekning og høyde av busker og trær kan derfor være nyttig i analysene. Når det gjelder dekningsgraden av naken grunn, dekningen av felt- og bunnsjikt, samt høyden på feltsjiktet, er det vanskelig å se at disse påvirker sine økologiske omgivelser i nevneverdig grad. De kan på den annen side fungere som indikatorer for underliggende forhold, og kan likevel være interessante å ha med i

ordinasjonsdiagrammet. På den annen side vil det forenkle tolkingen av ordinasjonsdiagrammene dersom antallet variabler reduseres. Dekningen av naken jord og deknings av bunnsjiktet ble i dette henseendet funnet som de minst interessante, og ble derfor utelatt av de direkte ordinasjonene. Dekning og høyde av feltsjiktet anser jeg for å være gode indikatorer på produktivitet.

6.6.2 Snøvariabelen

Tabell 6.4 viser korrelasjonsverdier mellom de ulike variablene i rutene hvor alle faktorene er representert. Som tabellen viser er det korrelasjoner mellom snøverdiene og de topografiske variablene, og spesielt sterk er korrelasjonene mellom snø og høydemeter. I tillegg finner vi en grad av korrelasjon også med andre variabler som buskhøyde, feltsjikhøyde, dekning av busk- og bunnsjikt.

Tabell 6.4. Korrelasjoner mellom miljøvariablene.

	<i>h.o.h</i>	<i>Nord-het</i>	<i>Østhet</i>	<i>Helning</i>	<i>Høyde Tre</i>	<i>Høyde Busk</i>	<i>Høyde Felt</i>	<i>Dekn. Tre</i>	<i>Dekn. Busk</i>	<i>Dekn. Felt</i>	<i>Dekn. Bunn</i>	<i>Dekn. Naken</i>	<i>Beite</i>	<i>Obs. Snø</i>
<i>h.o.h</i>	1,00													
<i>Nord-het</i>	-0,55	1,00												
<i>Øst-het</i>	0,02	-0,06	1,00											
<i>Helning</i>	0,04	-0,11	-0,22	1,00										
<i>Høyde Tre</i>	-0,07	-0,24	0,19	-0,09	1,00									
<i>Høyde_Busk</i>	-0,43	-0,17	0,06	0,03	0,36	1,00								
<i>Høyde Felt</i>	-0,34	-0,11	-0,07	0,42	0,24	0,37	1,00							
<i>Dekn. tre</i>	-0,11	0,09	0,39	-0,19	0,71	0,01	-0,01	1,00						
<i>Dekn. busk</i>	0,02	-0,29	0,23	-0,16	0,46	0,13	-0,04	0,50	1,00					
<i>Dekn. felt</i>	-0,08	-0,07	-0,18	0,42	0,01	0,13	0,52	-0,38	-0,54	1,00				
<i>Dekn. bunn</i>	0,10	0,12	-0,22	0,06	-0,19	-0,17	-0,16	-0,17	-0,30	0,11	1,00			
<i>Dekn. naken</i>	0,17	0,11	-0,17	-0,10	-0,24	-0,18	-0,42	-0,22	-0,29	-0,07	-0,08	1,00		
<i>Beite</i>	0,05	0,01	-0,15	0,03	-0,40	-0,31	0,11	-0,47	-0,62	0,42	-0,09	0,25	1,00	
<i>Obs. Snø</i>	0,74	-0,15	0,12	-0,03	-0,04	-0,50	-0,25	-0,01	-0,11	-0,01	0,28	-0,07	0,03	1,00

At det samler seg snø i områder med busker og kratt er vel sannsynlig, og at dekningsgraden av disse har innvirkning på snømengden i en rute er fullt mulig. Når det gjelder dekning av bunnsjikt, er denne definitivt ikke bestemmende for snømengdene i et område, men likevel kan det være sammenheng mellom disse da større snømengder gir fuktige forhold og bedre vilkår for et bunnsjikt.

I den multivariate regresjonsanalysen hvor alle variablene inngikk, var det bare høydemeter og nordvendtvariabelen som viste noen særlig grad av signifikans, og i den endelige estimeringen vil alle andre variabler utelukkes. Regresjonsresultatene for de resterende to variablene er gitt i tabell 6.5.

Tabell 6.5. Regresjonsresultater.

	b-koeffesienter	Standardfeil, SF	T-verdi	P-verdi	Konstant (a)
H.o.h	<i>0,168</i>	<i>0,024</i>	<i>7,008</i>	<i>0,0000</i>	<i>-36,069</i>
Nordvendt	<i>14,014</i>	<i>5,054</i>	<i>2,773</i>	<i>0,0096</i>	

Som vi ser indikerer både t-verdien og p-verdien at h.o.h. og grad av nordvendt absolutt er signifikante predikatorer for snømengde i et område. At dette ikke gjelder for helning slik som det intuitivt ble antatt, kan være et resultat av måten snøverdiene ble innhentet på. Få av rutene hvor det ble målt slike verdier lå i bratte skråninger, og det er således liten variasjon i helning i forhold til observerte snøverdier. Men siden signifikansnivået er som det er, er helningsvariabelen ikke brukt i snøestimeringen. Den resulterende regresjonsligningen blir dermed:

$$\hat{y} = -36,069 + 0,168 (\text{h.o.h.}) + 14,014 (\text{Nordvendt})$$

Denne regresjonsligningen er brukt til å estimere snøverdier for enheter som mangler slike, og estimasjonene er dermed basert på rutenes lokale, topografiske forhold. Likevel kan det argumenteres at vi lurer oss selv, de nye dataene er bare duplikater av dem man allerede har, og frihetsgradene som er mistet, kan aldri gjenskapes (Lepš og Šmilauer, 2003). Men i mangel

på bedre alternativer, er det modifiserte datasettet anvendt i de videre ordinasjonsanalysene. Totalt er det 32 ruter som i utgangspunktet hadde målte snøverdier. De 137 resterende rutene som har fått sine snøverdier beregnet ved hjelp av regresjonsligningen, vil bli vektet ned i de direkte ordinasjonsanalysene, nærmere bestemt vil de tilegnes vekten 0,189 ($1-(137/169)$). Dermed legges det størst vekt på rutene med de faktisk observerte verdiene.

Snømengden for størsteparten av rutene er beregnet på basis av høyde over havet og grad av nordvendthet, og disse variablene har derfor mest sannsynlig en betydelig grad av korrelasjon mellom seg, noe som medfører at noe av effekten de har på variansen i datasettet er overlappende²¹. Det kan være interessant å undersøke nærmere hvor mye av forklaringseffekten snøvariabelen deler med de to andre. Hvor mye av denne effekten som deles av to variabler (eller grupper av variabler), A og B, tilsvarer forskjellen mellom variabel A's marginale effekt, og dens betingede effekt i samsvar med B. Forklaringseffekten som deles av de to, er gitt ved C. I *CANOCO* kan dette testes i en direkte ordinasjonsanalyse (CCA) hvor A blir brukt som miljøvariabel, og B som covariabel. Dermed vil den påfølgende eigenverdien være A's forklaringseffekt på variansen, utover den variansen som allerede er forklart av B. Når verdien av C blir høy, og nærmer seg A, betyr det at variabelen ikke påvirker variansen i særlig grad utover det som er sammenfallende med de andre, og at det er betydelige korrelasjoner med en eller flere av de andre variablene. En negativ C-verdi indikerer at den samstemte forklaringseffekten er høyere enn summen av de to gruppens marginale effekter (Lepš og Šmilauer, 2003).

Tabell 6.6 viser en oversikt over snøvariabelens marginale og betingede effekter. Som vi ser deler den ca 65 % av sin forklaringseffekt med de to andre variablene, men dette betyr også at det er en del av marginaleffekten som de to andre ikke deler. På bakgrunn av dette vil det, til tross for en betydelig korrelasjon, være interessant å ha med snøvariabelen i analysene.

²¹ Dette gjelder i statistisk sammenheng, men dette indikerer ikke nødvendigvis kausale sammenhenger og effekter (Lepš og Šmilauer, 2003). Sammenhengen kan med andre ord være av tilfeldig art.

Tabell 6.6. Snøvariabelens marginale og betingede forklarings effekt. Snøvariabelens marginaleffekt er gitt ved A, mens dens betingede effekt er gitt ved $A | B$, hvor B da er gruppen av h.o.h og grad av nordvendthet. Den overlappende effekt er gitt ved C. Alle verdier er eigenverdier.

Variabel (A)	Marginaleffekt, A	Betinget effekt, $A B$	C ($A - (A B)$)
Snø	0,098	0,033	0,065

6.6.3 Valg av variabler ved Monte-Carlo permutasjonstest

For å forenkle datasettet kan det være lurt å trekke ut de mest relevante forklaringsparametrene. Det er i en slik sammenheng svært nyttig å få klargjort hver enkelt miljøkomponents isolerte forklarings effekt, men også deres virkning i samspill med andre variabler. Disse effektene er beskrevet som henholdsvis marginale og betingede i tabellen. En slik oversikt over forklarings effektene kan enkelt oppnås i *CANOCO* ved å be om et forhåndsutvalg. I tillegg kan det utføres en såkalt Monte-Carlotest hvor signifikansen til de ulike variablene testes. Det er her vanlig å sette signifikansnivået til 5 %, eller $P > 0,05$. De ti variablene som har den sterkeste forklarings effekten, vil taes med i den endelige analysen.

Et forhåndsutvalg er gitt i tabell 6.7, og ser man nærmere på tabellen, ser man at det er høyde på tresjikt, beite og h.o.h som har de sterkeste marginale effektene på variasjonen. Den andre delen av tabellen viser signifikansen til variablene etter at effekten andre variabler er tatt med i betraktningen. Dersom variabler er sterkt korrelert, kan det ofte forekomme at variabler som har sterk marginaleffekt, vil synke ned på listen av betingede effekter. Dette ser vi er tilfellet med beitevariabelen, og til dels også snøvariabelen. For sistnevnte har nok dette sammenheng med positive korrelasjoner med høyde over havet. For beitevariabelen kan det skyldes sterk negativ korrelasjon med trevariabelen.

Som vi ser er de aller fleste variablene signifikante innenfor 5 % nivået, og det er kun nordvendt med en p-verdi på 0,084, og deknningen av feltsjiktet med en p-verdi på 0,076, som ikke er signifikante. Førstnevnte vil likevel taes med i analysen da det kan være interessant se hvordan eksposisjonen slår ut i diagrammet.

Variablene som blir tatt med i den endelige CCA-analysen vil dermed være trehøyde, høyde over havet, dekningsgrad av busksjikt, østvendt, nordvendt, helningsgrad, dekningsgrad av tresjikt, buskhøyde, beite, snø og til slutt høyde på feltsjiktet. Et sammendrag av resultatene fra CCA-analysen er gitt i tabell 6.8.

Tabell 6.7 Sammendrag av Monte-Carlo permutasjonstester som ble foretatt forut for den direkte ordinasjonsanalysen. Marginale og betingede effekter beskriver henholdsvis variabelenes isolerte forklaringseffekt, og dens effekt i samsvar med de andre variablene.

Marginale effekter		Betingede effekter			
Variable	Lambda1	Variable	Lambda A	P	F
Høyde tresjikt	0,13	Høyde tresjikt	0,13	0,006	8,09
Beite	0,12	H.o.h.	0,14	0,008	8,51
H.o.h.	0,12	Dekning busksjikt	0,09	0,006	6,04
Dekning tresjikt	0,12	Østvendt	0,08	0,010	5,84
Dekning busksjikt	0,12	Nordvendt	0,07	0,084	4,76
Snø	0,10	Helning	0,05	0,026	3,64
Helning	0,09	Dekning tresjikt	0,06	0,002	3,90
Østvendt	0,08	Høyde busksjikt	0,04	0,002	2,81
Nordvendt	0,07	Beite	0,03	0,004	2,59
Dekning feltsjikt	0,06	Snø	0,04	0,032	2,56
Høyde busksjikt	0,05	Høyde feltsjikt	0,02	0,024	1,92
Høyde feltsjikt	0,05	Dekning feltsjikt	0,03	0,076	1,77

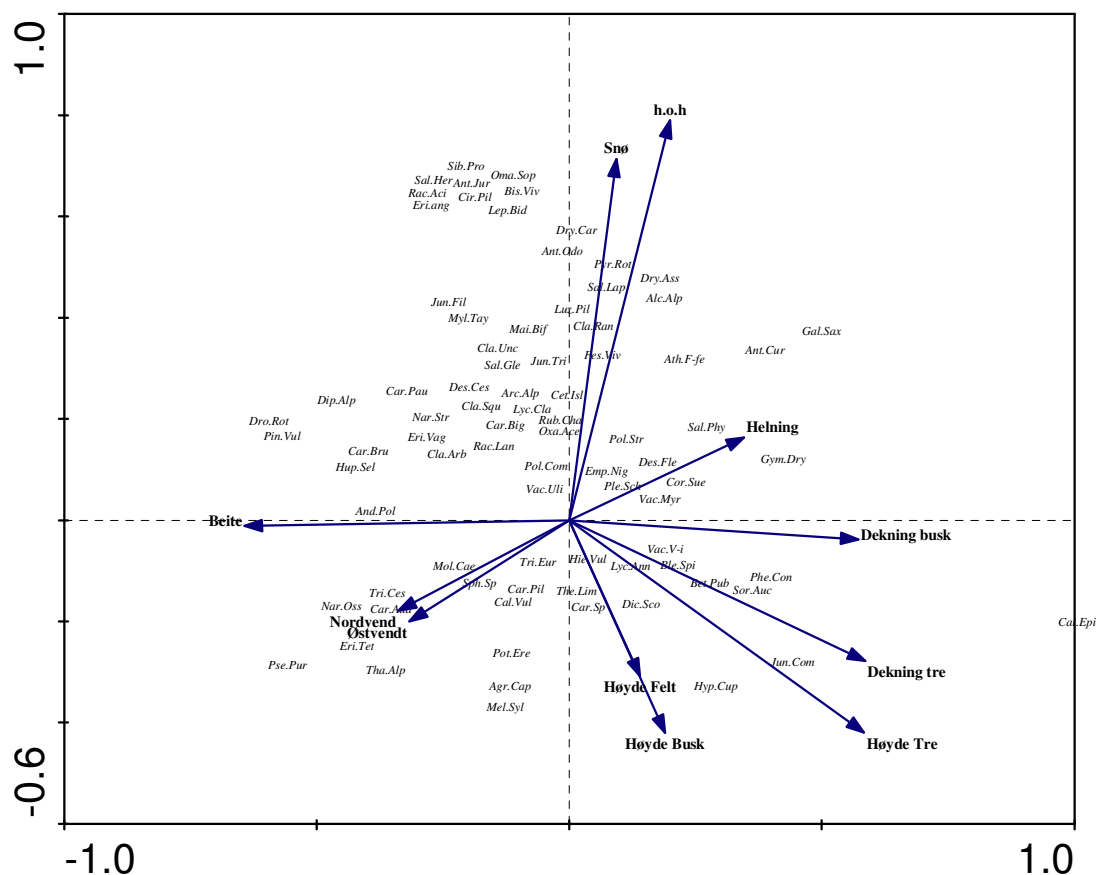
Ved å sammenligne resultatene fra CCA og DCA, kan man finne ut hvor stor andel av den iboende artsvariasjonen som kan forklares av de målte miljøvariablene (Vollan, 2003). DCA-analysen viste at 23,4 % av den totale variansen kunne tilskrives de to første aksene, mens 31,2 % de fire første aksene. I CCA-analysen er disse verdiene noe mindre, henholdsvis 14,2 % og 19,6 %. Til tross for reduksjonen bygger dette i høy grad oppunder gradientene som ble funnet ved DCA, noe som også bekreftes ved å sammenligne de to diagrammene (figur 6.11 og 6.12), hvor man finner igjen mange av de samme mønstrene i artsvariasjonen. Som vi ser kan de fire første aksene forklare 74,6 % av arts-miljø variasjonene, og alle fire har sterke art-miljø korrelasjoner. Dette betyr at de målte miljøvariablene kan forklare mye av den romlige (og temporære) variasjonen i vegetasjonen.

Tabell 6.8 Sammendrag av CCA-analysen.

Akser	1	2	3	4	Total varians
Eigenverdier, λ	0,250	0,158	0,089	0,065	2,862
Art-miljø korrelasjoner	0,843	0,777	0,738	0,728	-
Kumulativ prosentvis varians: for artsdata	8,7	14,2	17,3	19,6	-
for art-miljø relasjoner	33,2	54,2	66,0	74,6	-
Sum av alle eigenverdier	-	-	-	-	2,610
Sum av alle kanoniske eigenverdier	-	-	-	-	0,752

6.6.4 CCA-ordinasjonsdiagram

I det ferdige ordinasjonsplottet er hver enkelt art representert ved et punkt. Som for DCA-plottet vil punkter som ligger nært hverandre være nært beslektet i forhold til underliggende miljøvariabler. De ulike miljøvariablene blir plottet som piler som peker i den retning hvor den aktuelle variabelen har den sterkeste forandringen i diagrammet. Lengden på pilen er proporsjonal med størrelsen på endringsfaktorene i den retningen. Arter (punkter) som har sine rettvinklede projeksjoner til pilen, eller forbi denne, er nært korrelert med den miljøvariabelen som pilen representerer. Arter i den motsatte enden vil være mindre, eller negativt påvirket av denne variabelen.



Figur 6.12 CCA-diagram.

Fordelingen av artene i diagrammet over viser en del av de samme tendensene som i DCA-analysen. Langs x-aksen finnes rund soldogg (*Drosera rotundifolia*) og tettegras (*Pinguicula vulgaris*) som begge vokser i fuktige habitater, mens den tørkekrevende bergørkvein (*Calamagrostis epigejos*) nok en gang ligger helt i andre enden av aksene. Man finner også

igjen antydningene til at x-aksen kan representere en gjengroingsgradient, hvor venstresiden i diagrammet representerer åpne vegetasjonstyper mens man på høyresiden finner alle de typiske gjengroingsartene. Langs y-aksen er ikke snøleie-rabbgradienten like åpenbar som i DCA-diagrammet. Artene som ble nevnt i forbindelse med denne gradienten i kapittel 6.5.1, er komprimert over en kortere avstand i øvre del av diagrammet.

6.6.5 Gjengroingsarter

Flere av tre- og buskartene i datasettet finnes i samme området i ordinasjonsdiagrammet, blant annet bjørk (*Betula pubescens*), rogn (*Sorbus aucuparia*) og einer (*Juniperus communis*). Av ordinasjonsdiagrammet kan det leses at de alle assosieres med områder hvor beitetrykket er lavt. De samme artene synes også å ha en noe negativ korrelasjon med høydemeter, samt at de foretrekker et ikke altfor stort snødekke om vinteren. I tillegg er de alle tre assosiert med områder med noe helning. Når det gjelder eksposisjonsforhold, er det ut til at treartene i datasettet foretrekker sør- og vesteksponerte dalsider.

Grønnvier (*Salix phylicifolia*), er også noe negativt korrelert med beitetrykket, men er, i likhet med andre vierbusker som lappvier (*Salix lapponum*), og sølvvier (*Salix gleuca*), positivt korrelert med klimavariablene, høydemeter og snø. Sistnevnte er i tillegg positivt korrelert med beite, men det er da også relativt vanlig å finne spredte forekomster av slike gråvierarter i beitemark (Fremstad, 1997).

Det er også en del lyngarter som blåbær (*Vaccinium myrtillus*), og tyttebær (*Vaccinium vitis-idea*), som er negativt korrelert med beitetrykket. Resultatene indikerer med andre ord at opphør av beite fører til at lyngarter, busker og trær invaderer et område. I boreale områder er ofte bjørk og rogn tidlig ute i en slik suksesjonsprosess på fattig mark, men også lyngarter som nettopp blåbær og tyttebær. Eieren (*Juniperus communis*) er heller ikke kresen på vekstbetingelsene, og ekspanderer raskt ved et redusert beitetrykk (ibid.). Tolkningen av diagrammet kan altså indikere at det foregår en sekundær suksesjonsprosess i området, som i høy grad har blitt initiert av et redusert beitetrykk.

6.6.6 Kulturbetingede endringer i vegetasjonen

Fremstad (1997) klassifiserer områder som har blitt påvirket av slått og beite som kulturbetinget engvegetasjon. I en slik klassifikasjon benyttes engbegrepet som en fellesbetegnelse på kulturbetingede vegetasjonstyper som domineres av graminoider (gras, starr, frytle og sivarter). Mange av disse artene finnes bare i slik engvegetasjon, men noen kan også forekomme i andre vegetasjonstyper, og er da som oftest en indikasjon på kulturpåvirkning. Noen engarter kan likevel forekomme i naturlige engsamfunn i fjellet (ibid.). Tilgangen på lys ser ut til å være viktig for artene som forsvinner når skogen gror til, og et nytt lyng-, busk- og tresjikt vil skygge for og konkurrere ut arter som er tilpasset åpne og lyse habitat (Dragland et al. 2002). Som vi husker ble skygge nevnt som en mulig underliggende faktor langs den første ordinasjonsaksen i DCA-analysen. I CCA-diagrammet over, viser det seg at beitevariabelen er nært knyttet til denne aksen, og aksen kan således tolkes som en gjengroingsgradient, hvor først og fremst beitetrykket er den bakenforliggende årsak. Aksen kan i så måte gjenspeile en suksesjonsprosess over tid, hvor arter knyttet til beitelandskapet finnes i venstre del av diagrammet, mens på andre siden finnes arter som konkurrerer ut graminoidene etterhvert som beitetrykket reduseres. Det finnes flere arter på venstre side i diagrammet som blir begunstiget av beite, tepperot (*Potentilla erecta*), harerug (*Bistorta vivipara*) og engkvein (*Agrostis capillaris*). De to sistnevnte blir i tillegg begunstiget av slått. I høyresiden av diagrammet finnes blant annet skogburkne (*Athyrium filix-femina*) som er sterkt beitesky, i tillegg er det her de allerede nevnte gjengroingsartene befinner seg. Dette er enda et tegn på at førsteaksen representerer en gjengroingsgradient, hvor tidligere åpen slått- og beitemark befinner seg til venstre, mens man til høyre finner etablert skog og områder hvor gjengroingen er mer framtredd. Det virker med andre ord nærliggende å konkludere med at gjengroingen som finner sted i området først og fremst er kulturbetinget.

6.6.7 Klima og endringer i skogsbestanden

I forrige avsnitt er det vist til flere arter som er indikatorer på beite. Dette ble brukt som et argument for at artene i beitelandskapet er plassert i venstresiden av diagrammet, mens skogsartene på høyresiden. Spørsmålet er så hvordan artene ville fordelt seg dersom temperatur og klima var bestemmende for variasjonen. Som allerede nevnt kan det være vanskelig å skille vegetasjonen i fjellheiene fra den man finner i lesidene i fjellet, og fordelingen kunne vært den samme enten variasjonen er klimatisk eller kulturelt betinget. Andreaksen i CCA-diagrammet er nært knyttet til klimavariablene som høydemeter og snø, et

aspekt som man finner igjen i de indirekte analysene. Dette indikerer nok en gang at snømengdene i landskapet er en avgjørende og bestemmende faktor for den romlige variasjonen i vegetasjonen. Men å tolke disse klimafaktorene opp mot gjengroingen er noe vanskeligere. Som vi allerede har vært inne på er alle de tre viktigste gjengroingsartene, bjørk (*Betula pubescens*), rogn (*Sorbus aucuparia*) og einer (*Juniperus communis*), negativt korrelert med høydemeter. Spørsmålet er så hvordan en skal tolke denne parameteren. Det som er lagt til grunn for valget av høydemeter som en indirekte temperaturvariabel, er det faktum at temperaturen synker med stigende høyde. I denne sammenheng vil en negativ korrelasjon indikere at artene ikke er veldig frostresistente, og at en økning i temperatur vil ha positiv effekt på deres utbredelse. Men formålet med tokningen er å si noe om utvikling over tid, og spørsmålet er hvordan høydeparameteren da skal tolkes. Tritermen har steget i løpet av normalperioden 1961-1990, og i en tidsakse vil høydemeter dermed kunne representere en økning i varme over tid. En negativ korrelasjon vil dermed kunne tolkes som at temperaturutviklingen er av sekundær betydning i endringsprosessene i området.

På den annen side er høydeparameteren nært korrelert med andre variabler, og som de multivariate regresjonene i 6.6.2 viste, er det en nær sammenheng med snømengden. Dette viser at høydeparameteren er en kompleks variabel som kan inneholde flere ulike gradienter. Det kan derfor være problematisk å tolke den utelukkende som en temperaturgradient, og verdien som klimaparameter er derfor svært usikker.

6.6.8 Kommentarer til korrelasjonene mellom miljøvariablene

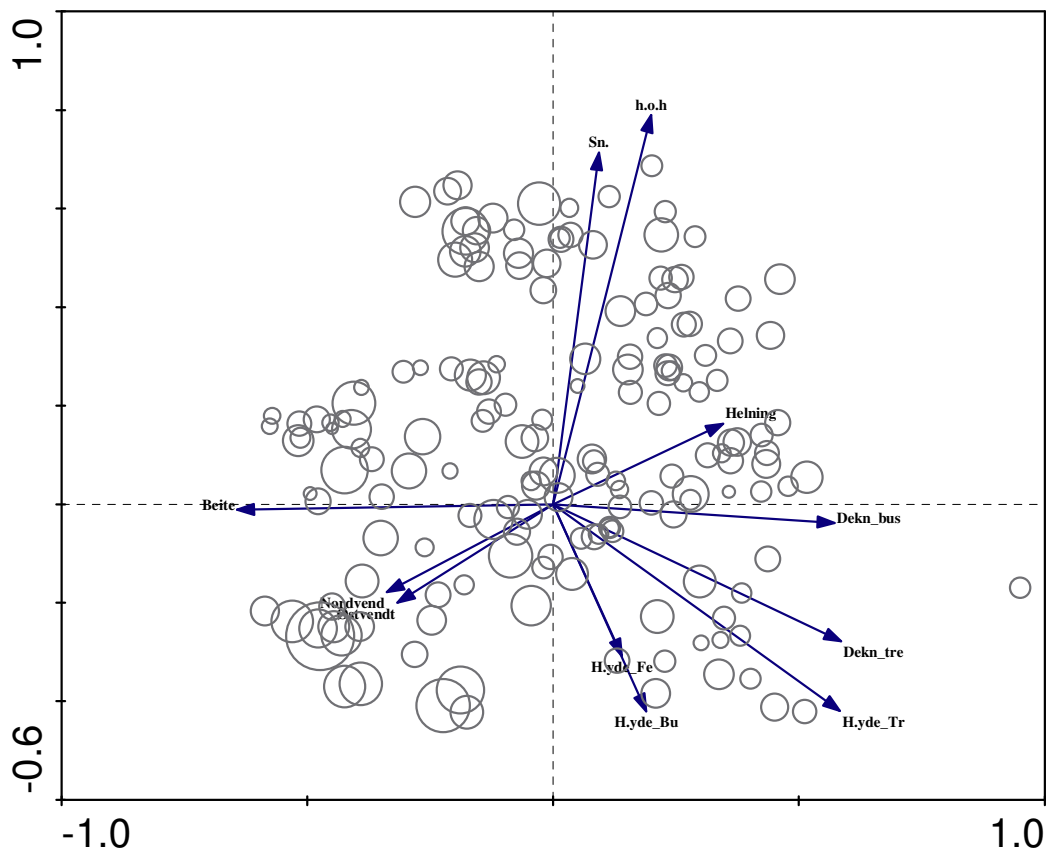
Dersom man fastholder tolkningen av x-aksen som en gjengroingsgradient, vil den positive korrelasjonen mellom høydeparameteren og førsteaksen indikere at temperaturforhold også er av betydning i endringsprosessen. Ser man nærmere på vegetasjonsvariablene, oppdager man at den eneste som utviser en positiv korrelasjon med høyde er busksjiktet, selv om denne riktignok er svært svak. De andre vegetasjonsvariablene er enten noe negativt korrelert eller så å si ukorrelerte. Dette kan bety at varme og temperatur er av betydning i trærnes første etablering og levetid, men at dette har mindre å si for allerede etablerte trær og skog. Det kunne vært interessant å se hvordan juvenile individer hadde plassert seg i diagrammet, men slike ble dessverre ikke kartlagt i feltarbeidet.

At klimavariablene snø og temperatur (h.o.h.) utviser en svakere korrelasjon med x-aksen enn beiteparameteren, kan tyde på at klimaet er av sekundær betydning i utviklingen, noe som også fremgår av tabell 6.8 hvor eigenverdien til andreaksen fremstår som lavere enn for den første, en indikasjon på at variablene som er knyttet til førsteaksen har den største forklaringskraften. På den annen side viser den graden av korrelasjon som faktisk finnes, at disse variablene ikke er helt uten betydning.

Dekningen av trær og busker, samt høyden på de samme sjiktene, alle er negativt korrelert med beite i større eller mindre grad. Dette indikerer at tre- og buskarter trives dårlig i beitede områder og at et redusert beitetrykk kan være en av årsakene til endringene man ser i området. Der beitetrykket er lavt nok, får trær og busker gode vekstforhold, og etter hvert som den vokser til gjør den fremkommeligheten for beitedyr vanskelig. Det vil si helt inntil individene blir såpass høye, at det er mulig å bevege seg fritt under dem, noe som illustreres i diagrammet ved at de to trevariablene, og buskhøyden, utviser en svakere, negativ korrelasjon med beite enn buskdekningen gjør. Dette rimer også bra med egne observasjoner av sauer som gikk og gresset under et tett sjikt av bjørk. I tillegg kan en merke seg at beite er negativt korrelert med helningsgrad, noe som viser at beitetrykket avtar med stigende helning.

6.6.9 Beitetrykkets påvirkning på det biologiske mangfoldet

Diagrammet i figur 6.13 viser et biplot hvor også rutene er markert ved bruk av sirkler, og hvor størrelsen på sirklene forteller om antallet arter i den bestemte ruten. Det kan synes som om at rutene som er nært korrelert med beitevariabelen, har noe flere arter enn andre. Dette forholdet kommer klarest fram ved sammenligning med rutene som er korrelert med tre- og buskvariablene. At kulturpåvirkning har en effekt på vegetasjonen er noe man vet med sikkerhet, og det antas ofte at det til en viss grad øker biodiversiteten, noe figur 6.13 kan støtte oppunder. I fjellet har mye av den kulturelle påvirkningen av vegetasjonen vært knyttet til støls og seterdrift, og denne bruken av utmark har gitt rom for et høyt biologisk mangfold. Frø følger med beitedyrenes pels, klover og avføring, og har på denne måten blitt fraktet fra gårdsområdene og opp til stølene i fjellet. Tradisjonell seterdrift førte også med seg et behov for brensel, og fjellbjørkeskogen ble i stor grad utnyttet til dette, noe som medførte at fjellarter kunne etablere seg i de resulterende, åpne områdene. Seterdrift representerer slik sett en variert bruk av utmarken, som opprettholder et stort biologisk mangfold (Dragland et al. 2002).



Figur 6.13. Artsdiversitet. Sirklene representerer individuelle ruter, hvor størrelsen indikerer antallet arter i den aktuelle rute.

7 Diskusjon

Kartleggingen viser at fjellskogen i Bergsdalen har vært i endring i tidsrommet 1972–1993, men også i tiden etter dette. Resultatene indikerer at skogen har flyttet seg oppover og etablert seg i nye høydesoner 50-60 høydemeter lengre oppe enn det som var tilfellet på 1970-tallet, jf. kapittel 6.1.1. Når det gjelder årsaksforholdene er resultatene i kapittel 5 og 6 ikke sammenfallende, og det kreves en mer inngående drøfting. Dette kapittelet vil gi en sammenfatning og videre diskusjon av resultatene i lys av teoriene fra kapittel 2 og 3. I tillegg vil det trekkes linjer til lignende typer studier for å søke etter fellestrekk og forskjeller.

7.1 Drøfting av årsaksforhold

I gjennomgangen av temperaturdataene kom det fram at gjennomsnittstemperaturen i de tre varmeste sommermånedene har steget i løpet av det forrige århundret, noe som betyr at den potensielle tregrensen i fjellet vil ha steget. Resultatene indikerer at den klimatiske grensen kan ha flyttet seg så mye som 90 høydemeter bare i løpet av normalperioden 1961-1990. De klimatiske endringene er dermed i seg selv store nok til å forklare hele skogsekspansjonen i tidsrommet 1972-1993. Beitedyrsdataene fra kapittel 5 kan også synes å peke i retning av klimaet som hovedårsak. Beitetrykket økte fra 1980-tallet og holdt seg stabilt helt fram til begynnelsen av 1990-tallet, da det igjen synes å synke ned mot nivået det var på før 1980. Dette tyder på at endringene først og fremst skyldes et endret klima, hvor skogsekspansjonen er induert av økende sommertemperaturer og en lengre vekstsesong. Et annet aspekt er GIS-analysens indikasjon på at den største tilveksten har skjedd i randsonene til allerede etablerte skogsområder. I slike områder kan ofte beitetrykket være lavere på grunn av et tett tre- og busksjikt, og klimaets effekt på trevekst kan slå ut i full blomst. I mer åpne områder er fremkommeligheten for beitedyrene bedre, og beitetrykket dermed høyere. Dette kan dermed indikere at det likevel er et visst samspill mellom de to årsaksforholdene, og at årsakene er romlig differensiert.

Klimatisk bestemte tregrenser opptrer bare dersom ingen andre faktorer, som menneskelig påvirkning, eller orografiske forhold, hindrer trærne i å nå sin potensielle klimatiske grense i fjellet. Utnyttingsgraden av utmarken i Bergsdalen har vært høy helt fram til midten av det tyvende århundret, og fjellskogen har vært under press over lengre tid. Skogsgrensene har dermed i aller høyeste grad vært antropogent påvirkede, og i ordinasjonsanalysene ble et

reduert beitetrykk tolket som hovedårsaken til gjengroingsprosessen. Etter 1950 har ikke utmarksressursene i Bergsdalen lenger vært like nødvendige for å overleve. Mangel på arbeidskraft og lettere tilgang på kraftfôr, er forhold som har gjort sitt til at jordbruket har gått fra å være et ekstensivt jordbruk med aktiv utnyttelse av utmarken, til å bli et intensivt innmarksjordbruk. Ser man tilbake på ordinasjonsdiagrammene kan det langs førsteaksen finnes en gradient fra åpen kystfjellhei, til blåbær-bjørkeskog i andre enden. At beitevariabelen er nært knyttet til denne aksen, ble tolket som et tegn på at et redusert beitetrykk er den primære drivkraften bak endringene. Kystfjellheier er relativt stabile vegetasjonstyper så lenge driften av dem opprettholdes (Fremstad, 1997), eller sagt på en annen måte, vegetasjonstypen opprettholdes av tilbakevendende forstyrrelser i form av slått og beite. Gjengroingshastigheten etter driftsopphør er som regel avhengig av avstanden til områder der det vokser trær som produserer spiredyktige frø, noe som sjelden er noe problem i tilfeller hvor skoggrensene er antropogent bestemte, da avstanden til frøbanker i den gjenværende fjellskogen vanligvis er relativt kort (Holtmeier og Broll, 2005). I slike lavereliggende områder vil naturlig nok de årlige variasjoner i frøproduksjon være mindre enn oppe ved den klimatiske tregrensen. Tilgangen til frø vil derfor etter all sannsynlighet ikke ha vært en begrensende faktor i utviklingen i Bergsdalen.

GIS-analysen viste at størsteparten av skogsekspansjonen har foregått i skråninger med relativt bratt helning, noe som kan tyde på at lokale topografiske forhold er en avgjørende faktor for hvor skogen under den potensielle tregrensen ekspanderer først. Beitetrykket blir som regel lavere med stigende helning og den sterke tilveksten i bratte skråninger kan dermed være et tegn på at lokal topografi kanalisere og endrer påvirkningsgraden av andre faktorer. Samtidig vil også lokale klimaforhold variere sterkt med topografiske forhold. Dermed kan klimatiske og kulturelle forhold virke i samme retning. Dette kan tolkes dit hen at skogen ikke kryper oppover som en samlet enhet, men at den først og fremst er styrt av lokal variasjon i vekstbetingelsene, og ekspanderer i områder hvor beitetrykket og lokalklimatiske forhold tillater det. At lokal topografi og mikroklima er av betydning tolker jeg også av ordinasjonsresultatene, hvor de fleste gjengroingsartene er forbundet med vestvendte og sørvendte skråninger, samt noe helning. Det synes som om lengden på vekstsesongen er avgjørende for at nye trær skal kunne etableres, tydeligvis også viktigere enn et isolerende snølag er om vinteren.

Mye tyder altså på at det vanskelig lar seg gjør å peke på en enkelt bestemmende faktor, og et foreløpig svar på problemstillingen vil dermed ikke være et enten eller, men en kombinasjon av både begunstiget klima og endret arealbruk. På den annen side er området som transekt 3 ligger i innvadret av skog i tiden etter 1993. Terrenget her er svakt skrånende (jf. tabell 6.2), og indikerer at vekstbetingelsene har blitt bedre også i slakere terreng, noe som kan skyldes et redusert beitetrykk. Sammen med beitedyrsdataene peker dette i retning av at endret arealbruk trer fram som en vesentlig endringsfaktor i løpet av de siste 10-15 årene.

7.1.1 Variasjon i tid og rom

Feltsesongen ble gjennomført sensommeren 2004, med andre ord 11 år senere enn det siste kartleggingstidspunktet. For å bøte på problemet med bare en feltsesong, ble det tatt utgangspunkt i at romlig fordeling kan avspeile variasjon i tid. Spørsmålet er så hvor langt tilbake i tid? Vil romlige forhold i dagens landskap i det hele tatt kunne si noe om prosesser som foregikk for over tredivye år siden? Som vi har sett finnes det tegn på at den sekundære suksesjonsprosessen har fortsatt også i tiden etter 1993, men hvor langt tilbake i tid kan årsaksforholdene som blir avdekket i ordinasjonene egentlig ekstrapoleres? Det er på sin plass å peke på SFT-metodens styrker og svakheter, og hvilke konsekvenser dette har for mine resultater.

I utgangspunktet ble SFT-metoden utviklet for bruk innenfor økologi og studier av plantesuksesjoner. Prinsippet er at den romlige variasjon i vegetasjonen vil kunne avspeile ulike suksesjonstrinn. De områdene hvor skogen ekspanderte først, vil dermed stå fram som sene suksesjonsstadier i en SFT-undersøkelse, mens områder hvor skogen nylig er etablert vil representere tidlige stadier. Sammenfattes transektenes egenskaper med GIS-analysen, viser det seg at transektenes ruter er fordelt på områder hvor skogen befinner seg i forskjellige stadier av suksesjonsutviklingen. Størsteparten av rutene er lokalisert over 700 m.o.h. og de aller fleste av dem under 750 m.o.h. Under 550 m.o.h. var skogen veletablert allerede i 1972, og her er transektene 6 og 7 plassert med sine totalt 32 ruter. I området hvor den sterkeste absolutte endringen fant sted, mellom 550-650 m.o.h., finnes det faktisk ingen ruter, men derimot noen få rundt 670 m.o.h. Til tross for denne mangelen vil jeg påstå at transektanalysene sannsynligvis vil ha fanget opp flere ulike utviklingsstadier. I tillegg ble det

innenfor flere av transektene observert tydelige forskjeller i træs alder²², noe som indikerer at det vil kunne fanges inn tidstrender selv innenfor hvert transekt. For å styrke denne tidstrenden, kunne det vært nyttig å foreta dendrokronologiske undersøkelser i tillegg, hvor man hadde tatt kjerneprøver av trær innenfor alle ruter hvor slike var representert. Dermed ville også tid kunne anvendes som en miljøvariabel i de direkte ordinasjonene.

Utviklingen av SFT-metoden skjedde innenfor det økologiske likevekts-paradigmet hvor suksesjoner var ansett som lineære og retningsbestemte, og til slutt nådde et likevektsnivå. Ved utviklingen av metoden tok man ikke høyde for at reverseringer, alternative utviklingsretninger eller individuelle forskjeller på ulike lokaliteter kunne forekomme. Som det ble diskutert i teoridelen, har det forekommet et paradigmeskifte innenfor økologien, og langtidsstudier har vist at suksesjoner ikke alltid er retningsbestemte, men at utviklingen kan følge flere ulike retninger, og danne flere typer av klimakssamfunn (Pickett, 1989). Fremfor at hele samfunn responderer som en enhet, finner man ofte en artsspesifikk respons på miljøforandringer. Fokuset i ikke-likevektsparadigmet er dermed dreiet bort fra lineære utviklingstrinn, til å fokusere mer på kontingens. Ulike stadier, inklusiv klimakssamfunn, er mulige, men ikke nødvendige (Lundberg, 2000). Det viser seg også at arter ofte har flere utbredelsestopper og til tider en gjennomgående dominans i flere utviklingsstadier. Pickett (1989) viser til at SFT-metoden har problemer med å avdekke slike labile invasjoner av populasjoner. I tillegg har metoden stort sett fokusert på grov skala og oversett mye romlig variasjon innenfor analyseområdene. SFT har på denne måten vist seg å være sterkt generaliserende, og overser ofte midlertidige utviklingsstadier og spesielt midlertidige regenereringsstadier. Dette kan bety at gradientanalysene i denne oppgaven har oversett økologisk variasjon som har forekommet på tidligere tidspunkt. Det finnes nok flere mellomstadier i en sekundær suksesjonsprosess enn det som kommer fram av i ordinasjonene. Hvorvidt SFT-metoden klarer å avdekke kausale sammenhenger, kan også lide under dens generalisering, hvilket betyr at metoden kan overse skiftende årsaksforhold bakover i tid. Dette kan være noe av forklaringen bak de motstridene resultatene fra kapittel 5 og 6. Kulturelle og klimatiske årsaksforhold kan med andre ord virke sammen, men styrkeforholdet mellom dem, og hvilke prosesser som gjør seg mest gjeldende, vil være varierende over tid. Selv om temperaturstigning og en lengre vekstsesong var den rådende drivkraften i gjengroingen på 1980-tallet, kan et redusert beitetrykk utover på 1990-tallet ha overtatt som

²² Basert på morfologi og trestammens tykkelse.

den primære årsaksforklaring. Samtidig vil stadig økende sommertemperaturer ha stimulert trevekst og økt hastigheten i prosessen. Igjen viser dette at det ikke kan gies et enkelt svar på problemstillingen.

Noen av problemene som har oppstått ved bruk av SFT-metoden kan tilskrives at tid anvendes som en overskyggende variabel, noe som har ført til at andre faktorer og interaksjoner, som i virkeligheten er de underliggende og forklarende faktorene, har blitt neglisjert. Det er vanlig at økologer bruker slike komplekse gradienter som indikatorer på de faktiske kreftene som påvirker organismer, samfunn og økosystem, og det er viktig å huske at tidsdimensjonen også bare er en slik indeks. Tiden er med andre ord en erstatning for alle de operasjonelle variabler som har influert et system i fortiden (Pickett, 1989). Dette indikerer at SFT-undersøkelser av utvikling over tid bør suppleres med målinger av andre typer forklaringsvariabler.

Til tross for problemene som har blitt nevnt over, har bruken av SFT-metoden vært utbredt innenfor studier av økologiske langtidsfenomener. Den har vist seg å være fruktbar i områder hvor man finner sterke innslag av suksesjonsdynamikk, hvilket absolutt er tilfellet i Bergsdalen. I slike sammenhenger er ofte generaliseringer tilstrekkelige og SFT har derfor vist seg som en nyttig metode. Metoden har også vist seg verdifull i vurderinger av menneskeskapte endringer i landskapet, hvor man har liten oversikt over tidligere påvirkningsforhold. SFT er med andre ord nyttig i tilfeller hvor man søker generelle eller kvalitative trender. Metoden må derfor sies å være ideell for denne oppgavens formål, men det er knyttet usikkerhet til hvor langt bakover i tid en kan ekstrapolere resultatene den produserer.

7.1.2 Tregrensen og romlig skala

Siden landskap er romlig heterogent, vil dets struktur, funksjon og endring være avhengig av målestokk (Turner, 1989). Den alpine tre- og skoggrensen er intet unntak, og er relatert til både temporær og romlig skala, noe som spiller en vesentlig rolle i vurderingen av dens respons på miljøforandringer. Tidsdimensjonen har jeg vært inne på allerede, men faktorene som kontrollerer tregrensene, påvirkes også mye av romlig målestokk (Holtmeier og Broll, 2005: 396), og heterogeniteten i tregrensens årsaker øker fra den globale skala til den regionale skala, landskapsskala og lokale skala. Sett fra et landskapsøkologisk standpunkt vil det med andre ord være vanskelig å kunne peke på en enkelt faktor som den ene bestemmende

og avgjørende på regionalt nivå eller lavere, jf. figur 7.1. Dette betyr at det på lokalt nivå og mikronivå vil være mye vanskeligere å peke på enkeltstående årsaker enn det er på et globalt nivå. I stedet må man her ta i betraktning mange faktorer, og tregrensens romlige struktur reflekterer både vegetasjonshistorie, historisk klima og fortidens antropogene påvirkning. Dette medfører at tidligere og nåværende situasjoner vil kunne influere fremtidige endringer, og til og med overskride effektene av global oppvarming (Holtmeier og Broll, 2005). I tillegg betyr det at forskningsdesign og skalaen analysene utføres på, er avgjørende for resultatene som produseres. Kanskje hadde resultatene vært annerledes dersom transektene hadde vært lengre i utstrekning, og rutene hadde vært større.

Ved orografisk bestemte tregrenser vil klimatiske endringer bare ha effekt dersom de påvirker underliggende faktorer, som for eksempel snøskred. Selv om de nye klimaforholdene skulle vise seg å korte ned den årlige perioden hvor snøskred forekommer, vil ikke dette uten videre føre til en reduksjon av antallet skred da slike stort sett oppstår i kjølvannet av ekstreme vær-situasjoner som strekker seg over få dager (Holtmeier og Broll, 2005). Dette betyr at det mest sannsynlig vil kreves betydelige endringer i klimaet for å endre på den lokalt betingede romlige fordelingen av trær og skog i slike områder.

Tidsaspektet er også viktig i forhold til vurderingen av tregrensen som klimaindikator. I et korttidsperspektiv vil årlige variasjoner i klimaet ha innvirkning på individnivå i forhold til blant annet vekst og frøsetting, mens på noe lengre sikt, som fra et par år til noen tiår, vil endringer kunne manifestere seg i eksempelvis fenotypiske endringer eller økt spire- og overlevelsessevne hos juvenile individer. På lang sikt vil klimaendringer føre til at skogen kan gjøre større fremstøt eller tilbaketrekninger, men på den annen side vet man lite om hvordan de ulike vekstfaktorer vil respondere på langsiktige endringer over flere hundreår, deres relative intensitet og skalaen de opererer på, kan forandres ved et varmere klima (Holtmeier og Broll, 2005).

Skala	→ Liten					
	Global Kontinent Klimatisk sone		Region Innad på kontinentet	Landskap Innad i regionen	Lokal Mosaikk innad i landskapet	Site/Microsite Innad i landskapsmosaikken
Eksempel	Europa	Oseanisk	Scandes- fjellene	Høyfjellsdal	Dalbunn Skråning Topper	Rundsva Dalsenkning Ur Rygg, åskam Rasmark Bergvegg Forsenkninger Solifluksjonsterrasser Koller Smeltavannskanaler
Kontrollfaktorer	Makroklima		Regionalt klima	Landskaps- klima	Lokal/mikroklima	
	← Temperatur →		← Nedbør →		← Klimakarakter →	
			← Sesong og årlig klimavariasjon →		← Temp. gradient med hoh →	
					← Vindmønster →	
					← Soltimer →	
				← Eksposisjon (sol/vind) →		
		← Vekstseson →		← Snødekke →		
Andre faktorer utenom klima						
				← Jordsmonn →		
				← Patogener/Insektangrep →		
				← Menneskelig påvirkning →		

Figur 7.1 Faktorer som påvirker tregrensen og skalaen de opererer på.

Gjengroing i områder hvor skogen har vært antropogent nedpresset har ofte blitt tolket som et tegn på, og en for stor vektlegging av klimatiske forandringer. Undersøkelsen i Bergsdalen indikerer at skogen har vært under et kulturelt press over lang tid, men er nå i ferd med å kripe oppover mot sin klimatiske grense. I denne utviklingen er det et samspill mellom flere forklaringsfaktorer og skogsekspansjonen er bestemt av lokale vekstbetingelser. Styrkeforholdet mellom årsaksforholdene varierer over tid, men en endret arealbruk ser ut til å tre fram som den primære faktoren på det nåværende tidspunkt. Til tross for miljøfaktorer som temperatur, fuktighet og geomorfologi blir ansett som de mest determinerende faktorer av landskapsmønster, har et ekstensivt beite i alpine områder vist seg å skape landskapsendringer i stor skala, og som er langlivede (Hofgaard, 1997: 426). Den potensielle effekt av et varmere klima blir med andre ord redusert av historiske hendelser og antropogen påvirkning i fortiden.

Trær som innvaderer tidligere beitemark vil kunne hindres av ufordelaktige mikrolokaliteter, ofte mer enn det en kunne vente ved et varmere klima. Lokalt mikroklima er påvirket av

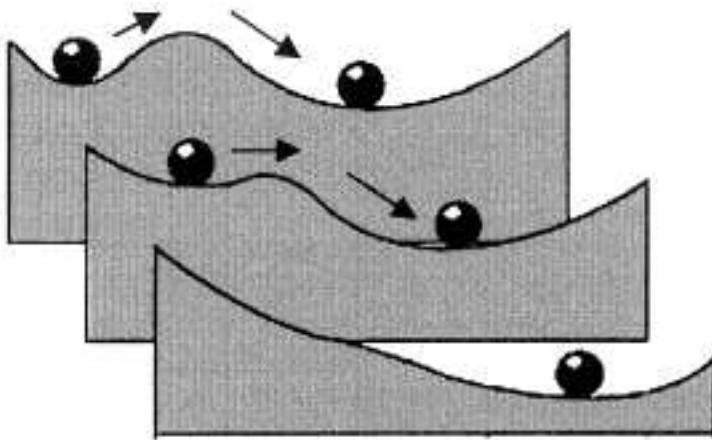
vegetasjonsdekket, og fjerning av trær ved hogst vil ha stor betydning for de lokale forhold. Den antropogene tregrense vil derfor kunne sies å være en økologisk grense som også påvirkes av klima (Holtmeier og Broll, 2005). Som vi så fantes det allerede i 1972 tregrupper oppe ved 790 m.o.h., noe som er en klar indikator på at ved fordelaktige lokalforhold kan trær etablere seg helt opp i mot den klimatiske grense²³. Lokal topografi modifierer altså klimaforandringenes virkning på landskapet, og ved en fortsatt økning i temperatur vil sannsynligvis topografi og lokalklima fortsette å kontrollere skogens fremrykning. I mine egne analyser kommer det fram slike tendenser. Skogen ekspanderer først og fremst i områder med egnede lokale forhold, både når det gjelder beitetrykk, topografi og klima. Den antropogene grensen som har vært gjeldende i området i flere hundre år, blir altså i stor grad påvirket av klimaet også. Ekspansjonen skjer dermed i områder hvor beitetrykket er tilstrekkelig lavt (som regel bratt terreng) og hvor lokale klimabetingelser begunstiger vekst.

7.1.3 Stabilitetsregimer

Når trær og busker har nådd en viss størrelse og tetthet, indikerer analyseresultatene at de i mindre grad påvirkes av beite. En viss bestand av etablert skog går med andre ord utover fjellheienes elastisitet eller tåleevne, og retur til det opprinnelige domenet (det åpne landskap) kan bare oppnås ved en eksplisitt reduksjon (hogst) av busk- og tresjiktene. Den sekundære suksesjonsprosessen som foregår i området kan dermed sies å være et utslag av et skifte i forstyrrelsesfrekvensen, og at landskapet har inntatt et nytt stabilitetsregime. I slike tilfeller er de ulike stabilitetstilstander gitt av den dominerende plantetypen, og forstyrrelsen vil være beitetrykket (Holling, 1973; Gunderson, 2000). Men en etablert skogsgrense er også svært resistent mot endringer i klimaet. Selv om temperaturen skulle begynne å synke, og vekstperioden bli kortere, vil fjellbjørkeskogen kunne opprettholdes over lengre tid. Morfologiske endringer av trærnes struktur ville nok forekomme, men skogen likevel opprettholdes. Når fjellskogen først er etablert er den svært persistent, og vil tåle betraktelige variasjoner i både kulturelle og klimatiske forstyrrelser. Fjellskogen er med andre ord stabil og har høy elastisitet.

²³ Til og med over den potensielle, klimatiske tregrense? Ved en triterm på 11° vil denne ligge på ca. 750 m.o.h., jf. kapittel 5.

Den antropogene påvirkning av landskaper og økosystemer ligger ofte i at de influerer de underliggende stabilitetsdomenene (Gunderson, 2000). Dette skyldes til dels også klimatiske forstyrrelser og påvirkning. Som en konsekvens kan definisjonene av stabilitet og elastisitet som ble gitt i kapittel to, vise seg å være for statiske, og at landskap har en sterkere tilpasningsevne enn det som framgår av slike definisjoner. Dette kan fremstilles som i figur 7.2 hvor ballen representerer systemets eller landskapets tilstand eller posisjon, pilene er forstyrrelser og dalene ulike stabilitetsdomener. Med definisjonen stabilitet fra teoridelen vil dette representeres ved dalens form hvor helningsgraden i dalsiden avgjør hvor lang tid systemet bruker på å returnere til likevekt. Gitt at det finnes mer enn et stabilitetsdomene, vil bredden på toppene utgjøre et systems elastisitet. Men som allerede nevnt kan de faktorer som konfigurerer det underliggende stabilitetsdomenet, endres, og da spesielt raskt ved menneskelig aktivitet. Dette fremgår av figuren at dalene (stabilitetsregimene) endrer form og karakter, noe som påvirker både stabiliteten og elastisiteten i et system. Dette kalles for et landskaps tilpasningskapasitet (Gunderson, 2000).



Figur 7.2 En illustrasjon av stabilitetsregimer (Gunderson, 2000).

7.2 Andre studier

Flere studier har vist til endringer i tre- og skoggrensene i løpet av siste halvparten av det 20. århundret, og endret arealbruk har i mange skandinaviske fjellområder blitt anerkjent som den viktigste drivkraften i forandringsprosessene (Aas og Faarlund, 1995, 1996; Hofgaard, 1997; Löffler et al. 2004; Holtmeier 2005), men også som i en kombinasjon med klimaendringer (Skjerping, 2001; Aschwanden, 2002). Löffler et al. (2004) viser dessuten til at de bedrede

klimatiske rammebetingelsene vil ha økt hastigheten i gjengroingen. Kullman (2000) viser til at tregrensene i sørlige deler av Sverige har endret seg med 115 m siden 1920-tallet, med merkbare endringer også i tidsrommet 1974-1999. Han mener forandringene først og fremst skyldes klimatiske forhold. Endringene reflekterer fenotypisk fleksibilitet da det stort sett er tidligere etablerte individer (mindre enn 2 m), som har utvidet sin vertikalvekst som står for endringene, mens reelle juvenile individer viste seg å være mer sjeldne over grensen for lukket skog. Det er viktig å påpeke at denne undersøkelsen er fokusert på øverste forekomst av trær som er over to meter høye, og ikke endringer i det sammenhengende bjørkebeltet. Endringene trenger ikke en gang innebære etablering av nye individer, det er nok at et individ har oppnådd en høyde på to meter i løpet av perioden. Funnene er likevel viktige og viser at bjørk responderer raskt på klimatiske endringer. Som GIS-analysen viste har det meste av skogsekspanjonen foregått i tilknytning til allerede etablerte skogsområder, og mye av dette kan skyldes en økt kronedekning. Dette kan indikere at klimaets betydning først og fremst har vært på den fenotypiske fleksibiliteten, også i Bergsdalen. Kullman (2002: 75) mener imidlertid det er lite trolig at slike prosesser vil foregå i stor skala med skogsetablering helt opp til disse nye grensene med det aller første. Dette ville kreve mye varmere somre enn det som finnes i dag. Holtmeier (1994) hevder sågar at klimatisk induisert heving av tregrensene ikke vil åpenbare seg før den globale oppvarmingen har pågått i minst et århundre.

I følge Aas og Faarlund (1995) er stigende tregrenser i de skandinaviske fjellområdene i de aller fleste tilfeller forårsaket av kulturelle endringer. Fjellskogen i Skandinavia har i mange områder vært under stort press i flere hundre år, så også i Bergsdalen. I områder som har vært sterkt utnyttet til hogst og beite, vil den sterke tilveksten som observeres stort sett være kulturelt nedpresset skog som er i ferd med å krype oppover mot sin klimatiske grense. Selv etter vel et halvt århundre med gjengroing, er ennå ikke den empiriske skoggrense sammenfallende med den klimatiske (Moen, 1998).

Etter mitt syn må skoggrensene i Bergsdalen sies å være antropogent bestemte, da fjellskogen har vært under ekstensivt bruk over lengre tid. Men det foregår en ekspansjon av skog i området som forteller at skogen er i ferd med å krype oppover mot sin potensielle, klimatiske grense i fjellet. I så måte er resultatene sammenfallende med andre funn i de kontinentale fjellområder i Sør-Norge. Löffler et al. (2004) viser til lignende forhold i Vågå, hvor skogen er i en regenereringsfase etter lang tids kulturell depresjon. Det vises til at endringer i arealbruken er den viktigste faktoren bak de observerte endringene, men samtidig vises det til

at de klimatiske rammebetingelsene har bedret seg, og dermed økt hastigheten i gjengroingen. I mine egne undersøkelser var det vanskelig å peke på en enkelt endringsfaktor, og klimatiske og kulturelle faktorer fungerer mest sannsynlig i et samspill. I tillegg kan årsaksfaktorene, og forholdet mellom dem, vise seg å være skiftende i både tid og rom.

8 Oppsummering

I denne oppgaven er endringer i tre- og skoggrensene i Bergsdalen, Vaksdal kommune, kartlagt i tidsrommet 1972-1993, og målsetningen var å kunne gi en forklaring på hvorfor endringene skjer. Kartleggingen er foretatt ved hjelp av flyfoto fra de to tidspunktene, og bildene er ortorektifisert for å korrigere målestokkfortegninger. Resultatene indikerer at bilder med en målestokk på 1:30.000 og 1:40.000 ligger helt i grenseland for hva som kan anvendes i en detaljert vegetasjonskartlegging. Data om romlig fordeling av vegetasjon og miljøfaktorer, ble brukt sammen i multivariate ordinasjonsanalyser. Ved hjelp av prinsippet om at romlig variasjon kan avspeile variasjon i tid (SFT-metoden), vil ordinasjonene kunne avdekke mulige faktorer bak vegetasjonsendringene.

I feltområdet er det bjørk som er den tregrensedannende arten, og kartleggingen viser at (bjørke)skogdekket areal har gått fra 93 ha i 1972, til 136 ha i 1993. GIS-analysen indikerer at mens *tregrensene* har vært stabile i tidsrommet, har *skoggrensene* steget mellom 50 og 60 høydemeter. Mye tyder på at skogen har fortsatt å ekspandere, også i tiden etter 1993.

Gjennomgangen av de historiske klimadataene viste at det har forekommet endringer i sommertemperatur gjennom hele det 20. århundret. De påviste endringer i tritermen tilsvarer en økning i den potensielle, klimatiske tregrense på 90 høydemeter bare i normalperioden 1961-1990. Ut i fra resultatene indikeres en potensiell, klimatisk tregrense ved 750 m.o.h.

I det tradisjonelle jordbruket i Bergsdalen var fjellskogen en viktig del av næringsgrunnet. Utmarken utgjorde en viktig ressurs som sommerbeite og som grunnlag for sanking av vinterfôr. Fra slutten av 1970-årene og innover på 1980-tallet øker antallet sauer i Bergsdalen, noe som kan skyldes at sauehold er enkelt å drive med ved siden av annet arbeid. Fra begynnelsen av 1990-tallet ser antallet beitedyr ut til å synke igjen. At beitetrykket har vært såpass høyt i store deler av analyseperioden, indikerer at klimaets rolle i skogsekspanjonen har vært betydelig.

I ordinasjonene tolkes det at de gamle, kulturbetingede fjellheiene i Bergsdalen gror til med skog. Bjørk (*Betula pubescens*) er den tregrensedannende arten i Bergsdalen, og er i ordinasjonsdiagrammet nært knyttet til sør- og vesteksponerte områder med noe helning, samt et lavt beitetrykk. Dette gjelder også andre viktige gjengroingsarter som rogn (*Sorbus*

aucuparia) og einer (*Juniperus communis*). I de direkte ordinasjonsanalysene trer altså et redusert beitetrykk, sammen med lokal topografi og mikroklima fram som de viktigste endringsfaktorene. At lokaltopografiske forhold er av betydning støttes av GIS-analysen hvor det ble funnet at den største skogsekspansjonen har skjedd i bratt terreng.

I lokalt gunstige områder har mindre tregrupper allerede nådd sin potensielle, klimatiske grense, noe som faktisk var tilfellet allerede i 1972. Skoggrensen har på den annen side flyttet seg 50-60 høydemeter i løpet av kartleggingsperioden. Skogen kryper altså ikke oppover som en samlet enhet, men ekspanderer først i områder hvor lokale vekstbetingelser er gunstige. I denne prosessen fungerer et samspill mellom flere faktorer, og både kulturelle og klimatiske forhold er viktige. Styrkeforholdet mellom de ulike årsaksforholdene synes å være romlig differensiert, noe som kommer til uttrykk ved at lokal topografi er en vesentlig faktor for hvor ekspansjonen skjer. Den lokale topografi kan altså kanalisere og endre betydningen av andre faktorer. Hvilke faktorer som er mest gjeldene kan også vise seg å være skiftende i tid, noe som indikeres av til dels motstridene tolkninger av de historiske kildene, og ordinasjonsanalysene.

Fjellskogen i Bergsdalen blir tolket til å fremdeles være i en regenereringsfase etter flere hundre års antropogen nedpressing. Mye tyder på at det har vært drevet jordbruk i dalen helt tilbake til folkevandringstiden, og bruken av utmarken har vært ekstensiv. I gjengroingsprosessen som foregår, virker både klimatiske og antropogene faktorer sammen. Fra 1990-tallet og framover mot dagens situasjon, ser det likevel ut til at et redusert beitetrykk er hoveddrivkraften i endringsprosessene, og at skogen etterhvert også etablerer seg i slakere terreng.

Litteratur

- Andersen, Ø. 1982: *Fotogrammetri grunnkurs, bind 2*. Institutt for landmåling, Norges Landbrukshøgskole. Landbruksbokhandelen.
- Arnold, R. H. 1997: *Interpretation of Airphotos and Remotely Sensed Imagery*. Prentice-Hall, Inc., New Jersey.
- Aschwanden, S. 2002: *Changes in the tree- and forest-limits of Nordic mountain birch in Narvik municipality during the 20th century*. Masteroppgave i geografi, NTNU Trondheim.
- Axelson, H. 1980: *Flygbildsteknik og fjärranalys- En handbok*. Nämnden för skoglig flygbildsteknik.
- Berge, E. 1978: *Plantelivet i Bergsdalen*. I: Bergsdalen- Ei fjellbygd i Hordaland. Bergsdalen Jordbrukarlag.
- Bjune, A.E. 2006: *Tregrenser i Sør-Norge etter siste istid*. Naturen, 2006, Nr. 4, s. 196-201. Universitetsforlaget.
- Bjune, A.E. 2005: *Holocene vegetation history and tree-line changes on a north-south transect crossing major climate gradients in southern Norway- evidence from pollen and plant macrofossils in lake sediments*. Review of Paleobotany and Palynology 133, s. 249-275.
- Burrough, P. A. og McDonnell R. A. 2000: *Principals of Geographical Information Systems*. Oxford University Press.
- Campbell, J.B. 1996: *Introduction to remote sensing*. The Guilford Press, A division of Guilford Publications, Inc, New York.
- Chapman, J.L og Reiss, M. J. 1992: *Ecology- Principles and applications*. Cambridge University Press.
- Denslow, J. S. 1985: *Disturbance-Mediated Coexistence of Species*. I: White, P.S, og Pickett, S.T.A (red), *The Ecology of Natural disturbances and patch dynamics*. Academic Press, Inc, Orlando.
- Dragland, T., Fremming, O.R., Langdal, K., Myrbakken, S., Smedshaug, C.A., Sætersmoen, G., Vaagan, Ø., Warbakken, P., 2002: *Utmarkslære*. GAN Forlag AS, Oslo.
- Farina, A. 2000: *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
- Framstad, E. og Lid, I.B. (Red.), 1998: *Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier*. Universitetsforlaget, Oslo.

- Fremstad, E. 1997: *Vegetasjonstyper i Norge*. NINA Temahefte 12: 1-279. Direktoratet for naturforvaltning.
- Gauch, Jr, H. G. 1982: *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press.
- Gunderson, L. H. 2000: *Ecological Resilience- In Theory and Application*. Annual Review of Ecology and Systematics, Vol. 31, s 425-439.
- Hafsten, U. 1987: *Vegetasjon, klima og landskapsutvikling i Trøndelag etter siste istid*. Norsk Geografisk Tidsskrift, Vol 41, 101-120. Oslo.
- Haines-Young, R., Green, D.R, og Cousins S.H, 1993: *Landscape ecology and GIS*. Taylor og Francis Ltd.
- Hatlestad, P. 1978: *Gamal busetnad i Bergsdalen*. I: Bergsdalen- Ei fjellbygd i Hordaland. Bergsdalen Jordbrukarlag.
- Hatlestad, P. 1978: *Vegutløysing*. I: Bergsdalen- Ei fjellbygd i Hordaland. Bergsdalen Jordbrukarlag.
- Head, L. 2000: *Cultural Landscapes and Environmental Change*. London: Oxford University Press Inc.
- Hofgaard, A. 1997: *Inter-Relationships between Treeline Position, Species Diversity, Land Use and Climate Change in the Central Scandes of Norway*. Global Ecology and Biogeography Letters, Vol. 6, No. 6, s.419-429.
- Holling, C.S. 1973: *Resilience and Stability of Ecological Systems*. Annual Review of Ecology and Systematics, Vol. 4, s 1-23.
- Holtmeier, F.K. 1994: *Ecological aspects of climatically-caused timberline fluctuations*. I: Beniston, M. (red.), Mountain environments in Changing Climates, s. 220-223. Routledge, London.
- Holtmeier, F.K. 2003: *Mountain Timberlines- Ecology, Patchiness and dynamics*. Kluwer Academic Publishers, Nederland.
- Holtmeier, F.K. og Broll, G. 2005: *Sensitivity and response of northern hemisphere altitudinal and polar treelines to environmental change at landscape and local scales*. Global Ecology and Biogeography 14, s 395-410, Blackwell Publishing Ltd.
- Jones, M. 1981: *Landskapet som ressurs*. Særtrykk fra Dugnad, 7:1, s. 1-15.
- Jones, M. 1991: *The elusive reality of landscape. Concepts and approaches in landscape research*. Norsk geografisk tidsskrift, Vol. 45, s. 229-244. Oslo.
- Jones, M. og Daugstad, K. 1997: *Usages of the "Cultural Landscape" Concept in Norwegian and Nordic Landscape Administration*. I: Landscape Research 22: s.267-281.

- Kent, M. og Coker, P. 1992: *Vegetation Description and analysis: A practical approach*. Belhaven Press, London.
- Kershaw, K. A. og Looney, J.H.H. 1985: *Quantitative and Dynamic Plant Ecology*. Third edition. Thomson Litho Ltd, East Kilbride, Scotland.
- Körner, C. 2003: *Alpine plant life. Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems*. Second Edition. Springer- Verlag Berlin Heidelberg, Tyskland.
- Körner, C. 1999: *Alpine plant life. Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems*. Springer- Verlag Berlin Heidelberg, Tyskland.
- Kullman, L. 2002: *Rapid Recent Range-Margin Rise of Tree and Shrub Species in the Swedish Scandes*. The Journal of Ecology, Vol. 90, No. 1, s. 68-77.
- Kullman, L. 2000: *Tree-limit rise and recent warming: a geographical case study from the Swedish Scandes*. Norsk Geografisk Tidsskrift, Vol. 54, 49-59, Oslo.
- Kvale, A. 1978: *Hvordan Bergsdalsfjellene ble til*. I: Bergsdalen- Ei fjellbygd i Hordaland. Bergsdalen Jordbrukarlag.
- Kvamme, M. 1988: *Pollen analytical studies of mountain summer-farming in western Norway*. I: Birks, H.H., Birks, H.J.B., Kaland, P.E. og Moe, D. (red.): The cultural landscape; past, present and future, s. 349-367.
- Lepš, J. og Šmilauer, P. 2003: *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press.
- Leica Photogrammetry Suite, BrukerBrukermanual.
- Lid, J., Lid, D.T., Elven, R. 1994: *Norsk flora*. Samlaget, Oslo.
- Löffler, J., Lundberg, A., Rössler, O., Bräuning, A., Jung, G., Pape, R., Wundram, D. 2004: *The alpine treeline under changing land use and changing climate: Approach and preliminary results from continental Norway*. Norsk Geografisk Tidsskrift, Vol. 58, 183-193, Oslo.
- Ludwig, J.A og Reynolds, J.F. 1988: *Statistical Ecology. A primer on methods and computing*. John Wiley og Sons Inc. Hoboken, New Jersey.
- Lundberg, A. 1987: *Natur og miljø i endring*. Universitetsforlaget, Bergen.
- Lundberg, A. 2000: *Die historische Entwicklung der westnorwegischen Kulturlandschaft im Licht der neuen Paradigmen der Ökologie. Eine Diskussion über den Einfluss des Geräteinsatzes auf die Gestaltung der Kulturlandschaft*. Norden 13, 77-99.
- Lundberg, A. 2005: *Landskap, vegetasjon og menneske gjennom 400 år- Naturmiljø, arealbruk, slitasje og skog i Hystadmarkjo, Stord*. Fagbokforlaget Vigmostad og Bjørke AS.

- Miller, G.T. Jr. 2004: *Living in the environment. Principles, connections and solutions*. Thirteenth edition. Thomson Learning.
- Meadows, M.E. 1999: *Biogeography: changing places, changing times*. Progress in Physical Geography 23, 2, s. 257-270.
- Moe, B. 2005: *Kartlegging og verdisseting av Naturtyper i Vaksdal*. Vaksdal kommune og Fylkesmannen i Hordaland. MVA-rapport 4/2005.
- Moe, B. 2002: *Botanisk undersøkelse av byfjellene i Bergen*. Rapport, Bergen Kommune.
- Moen, A. 1998: *Endringer i vårt varierte kulturlandskap*. I: Framstad og Lie (Red.), Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget, Oslo.
- Naveh, Z. og Lieberman, A.S. 1993: *Landscape Ecology. Theory and Application*. Second edition. Springer-Verlag, New York.
- Olsson, E.G.A., Austrheim, G. og Bele, B. 1998: *Ressursutnytting og økologiske endringer i seterlandskapet*. I: Framstad og Lie (Red.), Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget, Oslo.
- O'Sullivan, D. og Unwin, D.J., 2003: *Geographic Information Analysis*. John Wiley og Sons, Inc.
- Paus, Aa. 1995: *The Late Weichselian and early history of tree birch in south Norway and the Bølling Betula time-lag in northwest Norway*. Review of Paleobotany and Palynology 85, s. 243-262.
- Pickett, S. T. A. 1989: *Space-for-Time Substitution as an Alternative to Long-Term Studies*. I: Likens, G.E (red.): Long-Term Studies in Ecology- Approaches and Alternatives, Springer-Verlag New York.
- Pickett, S.T.A., Parker, T. og Fiedler, P.L. 1992: *The New paradigm in Ecology: Implications for Conservation Biology Above the Species level*. I: Fiedler, P.G. og Jain, S.K. (red.): Conservation Biology- The theory and practice of nature conservation and management. 65-88. Chapman and Hall, New York.
- Prösch-Danielsen, L. 1996: *Vegetation history and human impact during the last 11 500 years at Lista, the southernmost part of Norway. Based primarily on Professor Ulf Hafsten's material and diary from 1955-1957*. Norsk Geografisk Tidsskrift, Vol. 50, s. 85-99. Oslo.
- Rodriguez-Bachiller, A. og Wood, G. 1995: *Geographical Information Systems (GIS) and EIA* i: Morris, P, og Riki, Therivel, R (red): Methods of environmental impact assessment (online) – 2nd ed. UCL Press, London.

- Rødland, K. 1978: *Jordbruket. I: Bergsdalen- Ei fjellbygd i Hordaland. Bergsdalen Jordbrukarlag.*
- Silvertown, J.W og Lovett Doust, J. 1993: *Introduction to plant population biology.* Blackwell Science Ltd.
- Skånes, H.M. 1997: *Towards an integrated ecological-geographical landscape perspective. A review of principal concepts and methods.* Norsk Geografisk Tidsskrift vol. 51: s.145-171.
- Skjerping, N. 2001: *Vegetasjon i endring- En analyse av skog og tregrensefluktuasjoner på Løvestakken i Bergen 1974-1999.* Hovedfagsoppgave i Geografi, UiB.
- Skråmo, G. 1979: *Flyfotoet.* A/S Landbruksforlaget.
- Strande, K. 1986: *Kart og kartbruk.* Universitetsforlaget, Norge.
- Stow, D.A. 1993: *The role of GIS for landscape ecological studies.* I: Haines-Young, Roy, Green, David R, og Cousins Stephen H, 1993: *Landscape ecology and GIS.* Taylor og Francis Ltd.
- Ter Braak, C.J.F. og Prentice, C.P. 1988: *A theory of Gradient Analysis.* Advances in ecological research, Vol. 18. Academic Press Inc. London.
- Ter Braak, C.J.F. og Šmilauer, P. 1998: *CANOCO Reference Brukermanual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4).* Microcomputer Power, USA.
- Turner, M. G. 1989: *Landscape Ecology: The Effect of Pattern and Process.* Annual Review of Ecology and Systematics, Vol. 20, s. 171-197.
- Vollan, T.I. 2003: *Predicting abundance, species richness and assemblages of woodland snails using environmental variables.* Hovedfagsoppgave, Zoologisk institutt, Bergen.
- Wolf, P.R. og Dewitt, B.A. 2000: *Elements of Photogrammetry, with Applications in GIS.* 3ed. The McGraw-Hill Companies, Inc.
- White, P.S. og Pickett, S.T.A. 1985a: *Natural Disturbance and Patch Dynamics: An introduction.* I: White, P.S, og Pickett, S.T.A (red), The Ecology of Natural disturbances and patch dynamics. Academic Press, Inc, Orlando.
- White, P.S. og Pickett, S.T.A. 1985b: *Patch Dynamics: A Synthesis.* I: White, P.S, og Pickett, S.T.A (red), The Ecology of Natural disturbances and patch dynamics. Academic Press, Inc, Orlando.
- Aas, B. 1969: *Climatically Raised Birch Lines in Southeastern Norway.* Norsk Geografisk Tidsskrift, Bind 23.

- Aas, B. og Faarlund, T. 1988: *Postglasiale skogsgrenser i sentrale sørnorske fjelltrakter. ¹⁴C-datering av subfossile furu- og bjørkerester*. Norsk Geografisk Tidsskrift, Vol. 42, 25-61.
- Aas, B. og Faarlund, T. 1991: *Sør-Norges fjellskoger gjennom etteristiden*. Særtrykk, Viking.
- Aas, B. og Faarlund, T. 1993: *Holocene treeline oscillations, dendrochronology and paleoclimate*. I: Frenzel, B (red): *Solifluction and climatic variation in the Holocene*. European Science Foundation, Strasbourg.
- Aas, B. og Faarlund, T. 1995: *Skoggrenseutvikling i Norge, særlig i det 20. århundre*. AmS-Varia 24, 89-100.
- Aas, B. og Faarlund, T. 2000: *Forest limits and the subalpine birch belt in North Europe with a focus on Norway*. AmS-Varia 37, s. 103-147, Stavanger.
- Aas, B. og Faarlund, T. 2001: *The Holocene history of the nordic mountain birch belt*. I: Wielgolaski, F (Red): *Nordic mountain birch ecosystems, Man and biosphere series 27*, 5-22.

Vedlegg 1

Fullstendig artsliste. Sortert alfabetisk etter norske navn.

Norsk navn	Vitenskapelig navn	Forkortelse
Beitestarr	<i>Carex serotina</i>	Car.Ser
Beitesveve	<i>Hieracium vulgatum</i>	Hie.Vul
Bergrørkvein	<i>Calamagrostis epigejos</i>	Cal.Epi
Bjønnekam	<i>Blechnum spicant</i>	Ble.Spi
Bjørk	<i>Betula pubescens</i>	Bet.Pub
Blokkebær	<i>Vaccinum uliginosum</i>	Vac.Uli
Blåbær	<i>Vaccinum myrtillus</i>	Vac.Myr
Blåtopp	<i>Molinia caerulea</i>	Mol.Cae
Broddtelg	<i>Dryopteris carthusiana</i>	Dry.Car
Bråtestarr	<i>Carex pilulifera</i>	Car.Pil
Buttgråmose	<i>Racomitrium aciculare</i>	Rac.Aci
Duskull	<i>Eriophorum angustifolium</i>	Eri.ang
Dverggråurt	<i>Omalotheca supina</i>	Oma.Sop
Einer	<i>Juniperus communis</i>	Jun.Com
Engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>	Agr.Cap
Filtbjørnemose	<i>Polytrichum strictum</i>	Pol.Str
Finnskjegg	<i>Nardus stricta</i>	Nar.Str
Fjellfrøstjerne	<i>Thalictrum alpinum</i>	Tha.Alp
Fjelljamne	<i>Lycopodium alpinum</i>	Dip.Alp
Fjellmarikåpe	<i>Alchemilla alpina</i>	Alc.Alp
Fnaslav	<i>Cladonia squamosa</i>	Cla.Squ
Fugletelg	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Gym.Dry
Furumose	<i>Pleurozium schreberi</i>	Ple.Sch
Geitsvingel	<i>Fesuca vivipara</i>	Fes.Viv
Gjøkesyre	<i>Oxalis acetosella</i>	Oxa.Ace
Grønnvier	<i>Salix phylicifolia</i>	Sal.Phy
Grå reinlav	<i>Cladonia rangiferina</i>	Cla.Ran
Gulaks	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Ant.Odo

Harerug	<i>Bistorta vivipara</i>	Bis.Viv
Heigråmose	<i>Racomitrium lanuginosum</i>	Rac.Lan
Hengeveng	<i>Phegopteris connectilis</i>	Phe.Con
Hårfrytle	<i>Luzula pilosa</i>	Luz.Pil
Islandslav	<i>Cetraria islandica</i>	Cet.Isl
Klokkelyng	<i>Erica tetralix</i>	Eri.Tet
Krekling	<i>Empetrum hermaphroditum</i>	Emp.Nig
Krypsnømose	<i>Anthelia juratzkana</i>	Ant.Jur
Kvitlyng	<i>Andromeda polifolia</i>	And.Pol
Kystmaure	<i>Galium saxatile</i>	Gal.Sax
Lappvier	<i>Salix lapponum</i>	Sal.Lap
Lusegras	<i>Huperzia selago</i>	Hup.Sel
Lys reinlav	<i>Cladonia arbuscula</i>	Cla.Arb
Maiblom	<i>Maianthemum bifolium</i>	Mai.Bif
Matteflette	<i>Hypnum cypressiforme</i>	Hyp.Cup
Molte	<i>Rubus chamaemorus</i>	Rub.Cha
Musøre	<i>Salix herbacea</i>	Sal.Her
Myk kråkefot	<i>Lycopodium clavatum</i>	Lyc.Cla
Narremose	<i>Pseudoschleropodium purum</i>	Pse.Pur
Pigglav	<i>Cladonia uncalis</i>	Cla.Unc
Rabbesiv	<i>Juncus trifidus</i>	Jun.Tri
Rogn	<i>Sorbus aucuparia</i>	Sor.Auc
Rome	<i>Narthesium ossifragum</i>	Nar.Oss
Rund soldogg	<i>Drosera rotundifolia</i>	Dro.Rot
Ryemose	<i>Antitrichia curtispindula</i>	Ant.Cur
Rypebær	<i>Arctostaphylos alpinus</i>	Arc.Alp
Rød Muslingmose	<i>Mylia taylorii</i>	Myl.Tay
Røsslyng	<i>Calluna vulgaris</i>	Cal.Vul
Sauetelg	<i>Dryopteris expansa</i>	Dry.Ass
Seterstarr	<i>Carex brunnescens</i>	Car.Bru
Sigdmose	<i>Dicranum scoparium</i>	Dic.Sco
Skogburkne	<i>Athyrium filix-femina</i>	Ath.F-fe

Skogsstjerne	<i>Trientalis europaea</i>	Tri.Eur
Skrubbær	<i>Cornus suecica</i>	Cor.Sue
Smyle	<i>Deschampsia flexuosa</i>	Des.Fle
Smørtelg	<i>Oreopteris limbosperma</i>	Ore.Lim
Småmarimjelle	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Mel.Syl
Stivstarr	<i>Carex bigelowii</i>	Car.Big
Storbjønnskjegg	<i>Trichophorum cespitosum ssp. germanicum</i>	Tri.Ces
Stri kråkefot	<i>Lycopodium annotium</i>	Lyc.Ann
Sveltstarr	<i>Carex pauciflora</i>	Car.Pau
Sølvbunke	<i>Deschampsia cespitosa</i>	Des.Ces
Sølvvier	<i>Salix glauca</i>	Sal.Gle
Tepperot	<i>Potentilla erecta</i>	Pot.Ere
Tettegras	<i>Pinguicula vulgaris</i>	Pin.Vul
Torvmose	<i>Sphagnum sp.</i>	Sph.Sp
Torvull	<i>Eriophorum vaginatum</i>	Eri.Vag
Totannmose	<i>Lepidocolea bidentata</i>	Lep.Bid
Trefingerurt	<i>Sibbaldia procumbens</i>	Sib.Pro
Trådsiv	<i>Juncus filiformis</i>	Jun.Fil
Tyttebær	<i>Vaccinium vitis-idea</i>	Vac.V-i
Ubestemt starr	<i>Carex sp.</i>	Car.Sp
Vanlig bjørnemose	<i>Polytrichum communis</i>	Pol.Com
Vintergrønn	<i>Pyrola rotundifolia</i>	Pyr.Rot

Vedlegg 2

Projeksjonsegenskaper for alle bildene:

Projeksjon: UTM
Datum: WGS 84
Sone: 32 Nord

Ortofoto 1972

Flybilder som inngår i blokken:

Bilde 1: 1115_C5_1972.img, svart-hvitt, målestokk 1: 30.000

Bilde 2: 1115_C6_1972.img, svart-hvitt, målestokk 1: 30.000

Kamerakalibreringsinformasjon:

Gjennomsnittlig flyhøyde: 5180 m.o.h.
Kameratype: RC5/RC8, Lens: Aviogon
Fokallengde: 152,4700
Principal point x: -3,5355
Principal point y: -3,5355

Fiducial marks:

	X	Y
1	-105,997	-105,993
2	-105,992	105,998
3	105,991	105,997
4	105,993	-105,995
5	-110,001	0,000
6	0,000	110,003
7	109,992	-109,995
8	0,000	-109,995

Antall passpunkt: 3

Antall tie-punkt: 40

Antall check-punkt: 0

RMS-feilverdi: 0,3995

Ortofoto 1993

Flybilder som inngår i blokken:

Bilde 1: 16_1_4_1993.img, svart-hvitt, målestokk 1: 40.000

Bilde 2: 16_1_5_1993.img, svart-hvitt, målestokk 1: 40.000

Kamerakalibreringsinformasjon:

Gjennomsnittlig flyhøyde: 7200 m.o.h.

Kameratype: RMK TOP15, Lens: PLEOGON A3

Fokallengde: 153.6140

Principal point x: -0,0020

Principal point y: 0,0200

Fiducial marks:

	X	Y
1	113,004	0,015
2	-113,000	0,020
3	-0,030	113,022
4	0,002	-112,981
5	-112,992	113,021
6	-113,000	-112,983
7	-113,002	113,008
8	113,003	-112,985

Antall passpunkt: 3

Antall tie-punkt: 80

Antall check-punkt: 0

RMS-feilverdi: 0,6725

Vedlegg 3

Innstillinger i CANOCO

DCA (Detrended correspondence analysis):

- Ingen ruter er utelatt
- Detrending by segments
- Ingen vekting av ruter
- Nedvekting av sjeldne arter
- Artene er logtransformert ved:
 - $Y' = \log(A*Y + C)$.
 - A og C settes til 1

CCA (Canonical correspondence analysis):

- Ingen ruter er utelatt
- Ingen interaksjoner er definert
- Artene er logtransformert ved:
 - $Y' = \log(A*Y + C)$.
 - A og C settes til 1
- Nedvekting av sjeldne arter
- 137 ruter uten målte snøverdier er vektet ned med 0,189 ($1-(137/169)$)
- Forhåndsutvalg av miljøvariabler ved Monte-Carlo permutasjonstest
- Antall permutasjoner: 499