

Beiteressurskartlegging i Snøhetta villreinområde

- kartlegging av beite for villrein, moskus og sau med bruk av satellittbildetolking og visuell punkttaksering fra helikopter

Dagmar Hagen
Eldar Gaare
Lars Erikstad
Stein Arild Hoem



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Beiteressurskartlegging i Snøhetta villreinområde

- kartlegging av beite for villrein, moskus og
sau med bruk av satellittbildetolking og
visuell punkttaksering fra helikopter

Dagmar Hagen
Eldar Gaare
Lars Erikstad
Stein Arild Hoem

Hagen, D, Gaare, E, Erikstad, L. og Hoem, S.A. 2006. Beiteressurskartlegging i Snøhetta villreinområde - kartlegging av beite for villrein, moskus og sau med bruk av satellittbildetolkning og visuell punkttagsering fra helikopter. NINA Rapport 135. 52 s.

Trondheim, august 2006

ISSN: 1504-3312
ISBN 82-426-1684-1

RETTIGHETSHAVER
© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET
Åpen

PUBLISERINGSTYPE
Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV
Hans Tømmervik

ANSVARLIG SIGNATUR
Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)
Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER
Erik Lund

NØKKEWORD
Beiteressurs, Landsat Thematic Mapper, moskus, sau, Snøhetta, villrein, beitetaksering

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim
NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo
Postboks 736 Sentrum
NO-0105 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 33 11 01

NINA Tromsø
Polarmiljøsentret
NO-9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer
Fakkeltgården
NO-2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Hagen, D, Gaare, E, Erikstad, L. og Hoem, S.A. 2006. Beiteressurskartlegging i Snøhetta villreinområde - kartlegging av beite for villrein, moskus og sau med bruk av satellittbildetolking og visuell punkttagsering fra helikopter. NINA Rapport 135. 52 s.

Beiteressurssituasjonen i Snøhetta villreinområde er kartlagt ved bruk av visuell punkttagsering og satellittbildetolking, og omfatter helårsbeite for villrein og moskus og sommerbeite for sau. Det studerte arealet er på godt over 4000 km², og klimatisk spenner området over store gradienter, fra nedbørsfattige fjellstrøk i øst til svært nedbørsrike kystfjell i vest.

Arealandel av ulike sesongbeiter for villrein, sau og moskus er kvantifisert med bruk av visuell punkttagsering fra helikopter (3600 punkter). Tilsvarende metode ble brukt i 1986, og resultatene fra de to tidspunktene sammenliknes i rapporten. Arealer som ikke produserer beite defineres som impediment. Lavmattene ble også vurdert i tre grader av slitasje: "uslitt", "middels slitt" og "sterkt slitt". Det ble gjennomført vertikalfotografering nær hvert takseringspunkt. Definerings av sesongbeiter for **villrein** er basert på en rekke tidligere studier og god kunnskap om reinens næringsvalg. Vinterbeitet er flaskehalsen for områdets bæreevne. Snøhettaområdet har ca. 45 % impediment, 15 % vinterbeiteareal og 40 % barmarksbeite. Det er relativt små endringer i arealandelen av ulike sesongbeiter mellom 1986 og 2005. Andelen av vinterbeite, vårbeite og høstbeite har gått noe tilbake, mens andelen sommerbeite har økt litt. Andelen slitte lavbeiter har gått tydelig tilbake og andelen uslitte beiter har økt, særlig i østlig del av området. Dette innebærer at tilgangen på lavbeiteressurser har økt mellom 1986 og 2005. **Moskus** er en innført art, og kunnskapen om hva som representerer beiteressurser for moskus er mer mangelfull enn for villrein. Tilgangen på beiteressurser er mest kritisk på seinvinteren, når snømengdene er store og snøen kan være hard og ugjennomtrengelig. Rabbesivhei er et viktig seinvinterbeite. Andelen rabbesivhei i moskusens utbredelsesområde har økt mellom 1986 og 2005. **Sauen** slippes på beite i juni og beiteressurser for sau er generelt fordelt på fjellbjørkeskog under skoggrensa i første del av sesongen og fjellbeite i låg- og mellomalpin region utover sommeren og tidlig høst. Sommerbeiteressursen i fjellet overlapper delvis med sommerbeiteressurser for rein og moskus, men disse vegetasjonstypene dekker til sammen store arealer. Andelen vegetasjonstyper som representerer fjellbeiter for sau har vært stabil mellom de to tidspunktene. Det er registrert en klar økning av bjørkeskog. Dette skyldes trolig delvis metodiske forhold ved undersøkelsen, men kan også være et uttrykk for gjengroing av kulturlandskapet i fjelldalene.

Beitekartene er basert på data fra satellittene Landsat 5 fra 9. august 2003 og Landsat 7 fra 2. august 2001, med pikselstørrelse på 30x30 m. Satellittdataene ble koblet med ulike typer kartdata (som terrengmodeller, geologi og klima) ved hjelp av et geografisk informasjonssystem (GIS). Dette gjorde det mulig å tolke arealmønstre i landskapet og klassifisere arealet i enheter som er relevante i forhold til beiteressurs. Tre hovedklasser ble identifisert: 1) Høyere vegetasjon (områder dominert av skog, busker, lyng, gras m.m.), 2) Lavhei og 3) Impediment. Ytterligere oppdeling for å definere beiteressurser innen hovedklassene er gjort ved bruk av en NDVI-indeks (Normalized Difference Vegetation Index) som indikerer mengden grønn vegetasjon eller frodighet. Det er utarbeidet seks kart som til sammen illustrerer fordeling av beiteressurser i Snøhetta villreinområde: Et oversiktskart som framstiller områdene som kan ha verdi som beiteressurs fordelt på hovedklassene og fem temakart som viser fordelingen av tilgjengelige beiteressurser (vinterbeite og sommerbeite for villrein, vinterbeite og sommerbeite for moskus og sommerbeite for sau). Målet med kartene er å antyde en geografisk fordeling av beiteressurser på overordnet skalnivå. Viktige feilkilder for utvikling av beiteressurskart ut fra satellittbilder beskrives i rapporten. Kartenes geografiske bilde skal supplere de statistiske resultatene fra punkttagseringen, og til sammen beskriver de to metodene beiteressurssituasjonen i Snøhettaområdet for de studerte artene.

Dagmar Hagen (dagmar.hagen@nina.no), Eldar Gaare og Stein Arild Hoem, NINA, Tungasletta 2, 7485 Trondheim. Lars Erikstad, NINA, Dronningens gate 13, 0152 Oslo.

Abstract

Hagen, D, Gaare, E, Erikstad, L. & Hoem, S.A. 2006. Grazing resources in Snøhetta area – mapping pasture for wild reindeer, musk and sheep using satellite images and visual point estimates. NINA Rapport 135. 52 pp.

Pasture resources in Snøhetta wild reindeer area has been mapped by visual point estimation and remote sensing data, and includes all-year pastures for wild reindeer and musk ox and summer pastures for domestic sheep. The investigated area exceeds 4000 km² and covers large climatic gradients, ranging from dry mountain areas in the eastern part into wet coast-mountains in west.

The area of pastures for reindeer, musk ox and sheep during different seasons has been quantified by using visual point estimates observed from helicopter (3600 points). A similar study was done in 1986 and the results from 1986 and 2005 are compared in this report. Areas with no pastures, like water, ice/snow and bare rock, are defined as impediment. The lichen cover has also been divided into "intact", "medium worn" and "worn". Vertical photos were collected in relation to each point. Defining season pasture for **reindeer** is based on previous and comprehensive knowledge. The winter is a bottleneck for carrying capacity of reindeer. 45% of the area is impediment, 15% is winter pasture and 40% is summer pasture. There have been only small changes in the distribution of seasonal pastures between 1986 and 2005. Winter, spring and autumn pasture are slightly reduced, while summer pasture has increased slightly. However, area of worn lichen cover/mats is clearly reduced while the area of intact lichen mats has clearly increased. Consequently, available fodder-lichen has increased between 1986 and 2005. **Musk ox** is an introduced species and there is limited knowledge about pasture and feeding habits, compared to reindeer. Late winter pastures are the bottleneck for musk ox at Dovrefjell, due to deep and hard snow cover. Graminoid ridges (three-leaved rush type) are important pasture during late winter. Area of this vegetation type has increased during 1986 to 2005. **Sheep** are put on mountain pasturing during June, and include sub-alpine birch forest during early summer and vegetation in low and mid-alpine areas during late summer and autumn. Summer pastures for sheep partly merge summer pastures for reindeer and musk ox, but includes vegetation types covering large mountain areas. Areas of mountain pastures for sheep have not changed during 1986 to 2005. Area of sub-alpine birch forest has clearly increased. This can partly be explained by changes in methodology, but can also partly be caused by forest colonization in traditional cultural landscapes in mountain valleys.

Pictures from satellites Landsat 5 (August 2003) and Landsat 7 (August 2001) and different types of map-data (as terrain, geology and climate) were integrating into a geographical information system (GIS). In this way area could be classified into units of importance to pastures. Three main classes were defined: 1) Vegetation dominated by forest, bushes, heather, graminoids, etc. 2) Lichen heath, and 3) Impediment. Further splitting for defining pasture resources were based on the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), indicating the quantity of green vegetation or vigour. This report presents six maps to illustrate the distribution of pastures within the Snøhetta area: One overview-map presenting the three main classes, and five thematic maps (winter and summer pastures for reindeer, winter and summer pastures for musk ox, and summer pastures for sheep). The intention of these maps is to indicate the geographical distribution of pasture resources on a broad range scale. Important sources of error for developing maps based on satellite-pictures are discussed. The geographical approach of the maps will be complementary to the quantitative visual point estimation, and together these two approaches describe the present situation and development of pastures in Snøhetta area for the investigated species.

Dagmar Hagen (dagmar.hagen@nina.no), Eldar Gaare and Stein Arild Hoem, NINA, Tun- gasletta 2, NO-7485 Trondheim, Norway. Lars Erikstad, NINA, Dronningens gate 13, NO-0152 Oslo, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
1.1 Bakgrunn for prosjektet.....	7
1.2 Mål.....	8
2 Beite i fjellet - med fokus på Snøhettaområdet	8
2.1 Valg av beiteområder og føde hos store beitedyr i fjellet.....	8
2.2 Forholdet mellom beite og andre typer arealbruk.....	11
3 Studieområdet, Snøhetta villreinområde	11
3.1 Geografi og klima.....	11
3.2 Villreinbeite.....	13
3.3 Moskusbeite.....	13
3.4 Sauebeite.....	15
4 Hvordan kartlegge beiteressurser?	15
4.1 Visuell punkttaksering fra helikopter.....	15
4.1.1 Teoretisk bakgrunn.....	15
4.1.2 Gjennomføring.....	17
4.1.3 Databearbeiding.....	21
4.2 Satellittbildetolking.....	22
4.2.1 Teoretisk bakgrunn.....	22
4.2.2 Gjennomføring.....	22
4.2.3 Feilkilder.....	25
5 Resultat	26
5.1 Visuell punkttaksering.....	26
5.1.1 Tilgjengelig villreinbeite, status og endringer.....	28
5.1.2 Tilgjengelig moskusbeite, status og endringer.....	32
5.1.3 Tilgjengelig sauebeite.....	33
5.2 Satellittbildetolking.....	34
5.2.1 Områder med tilgjengelig beiteressurs for villrein.....	35
5.2.2 Områder med tilgjengelig beiteressurs for moskus.....	37
5.2.3 Områder med tilgjengelig beiteressurs for sau.....	41
6 Diskusjon og oppsummering	42
6.1 Beiteressurssituasjonen i Snøhetta villreinområde.....	42
6.1.1 Villreinbeite.....	42
6.1.2 Moskus.....	43
6.1.3 Sauebeite.....	44
6.2 Metodisk.....	44
7 Referanser	48
Vedlegg 1: Endring i arealandel av ulike beitetyper	51

Forord

På anmodning fra Direktoratet for naturforvaltning søkte NINA i 2005 Viltfondet om midler til å utarbeide beiteressurskart for villrein i Snøhetta villreinområde. Bakgrunnen før søknaden var et ønske om å gjenta en tilsvarende taksering som ble gjennomført i 1986, samt ønske om å utarbeide et kart som viser romlig fordeling av beiteressurser basert på tilgjengelige digitale data. Alle norske villreinområder ble beitetaksert på 1980-tallet, og Snøhetta blir med dette det tredje villreinområdet som gjenkartlegges. Prosjektet fikk støtte fra Viltfondet, og det ble uttrykt et ønske fra DN om å utvide arbeidet til også og inkludere beiteressurser for moskus. Dette ønsket ble etterkommet, men med forbehold om at tilgjengelig kunnskap om moskusens arealbruk og beitepreferanser er mer mangelfull enn for villrein, og at resultatene vil reflektere dette.

Da det ble klart at beiteressurskartlegging skulle gjennomføres kom det forespørsel fra Møre og Romsdal fylkeskommune, Lesja fjellstyre og Villreinnemnda for Snøhetta om også å inkludere den tredje store planteeteren i området i kartlegginga – nemlig sau. Denne utvidelsen av prosjektet er finansiert av de ovenfor nevnte. Også når det gjelder sau ble det tatt forbehold om at resultatene vil være svakere enn for villrein, mellom annet fordi sauene gjennom deler av beitesesongen oppholder seg i vegetasjonstyper som er vanskelig å tolke både fra helikopter og satellittbilder og fordi sauens beitemønster gjerne foregår på en finere romlig skala enn metodene i dette prosjektet kan tolke.

Prosjektansvarlig hos DN har vært Erik Lund. Hos NINA har flere personer vært involvert i ulike faser av prosjektet. Stein Arild Hoem har utviklet programvare og datatekniske løsninger for bruk i den visuelle takseringa og kobling av vertikalfoto til kartdata. Eldar Gaare har hatt ansvaret for gjennomføring av visuell beitetaksering. Lars Erikstad og Dagmar Hagen har hatt ansvaret for utvikling av kart basert på satellittbilder og andre datakilder. Hagen, Gaare og Erikstad har sammen hatt ansvaret for utarbeiding og sammenstilling av rapporten. Gyrorigg til å ta vertikalfoto ved hvert takseringspunkt er spesialkonstruert for formålet av cand.scient. Anders Lamberg og siv.ing. Geir Tesaker.

Trondheim 15. august 2006
Dagmar Hagen

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for prosjektet

Norge har et spesielt ansvar for forvaltning av villrein i norske fjell, som utgjør Nord-Europas siste gjenlevende villreinstamme (Andersen & Hustad 2004). Forvaltning av villreinstammene krever kunnskap om bestandsstørrelse, beite, reproduksjon, jaktuttak og om arealkonflikter i forhold til ferdsel, forstyrrelse og reduserte leveområder. Allerede fra 1950-tallet har behovet for langsiktig forvaltning av beitegrunnlaget for villrein vært et mål for myndighetene, spesielt i forhold til vinterbeitene. De viktigste villreinområdene i Norge ble beitetaksert i perioden 1979-1989 (f.eks. Gaare & Eriksson 1981, Gaare & Hansson 1990a, Gaare & Hansson 1990b, Gaare et al. 2001), og det har vært anbefalt å følge opp og overvåke villreinområdene med samme metodikk hvert 5.-10. år (Krafft et al. 1979). Flere villreinområder har signalisert ønske om en oppfølging og nykartlegging av områder som ble kartlagt på 80-tallet. Så langt er gjentatt taksering gjennomført i Forollhogna og Hardangervidda, før Snøhetta nå gjenkartlegges (Gaare et al. 2005, Tømmervik et al. 2003). Kartlegging av beiteresurser er også gjennomført i flere tamreindistrikter (Johansen & Tømmervik 1989, Johansen et al. 1991).

I Snøhetta villreinområde står man overfor en situasjon med store endringer i arealbruk, primært knyttet til nedlegging av skytefeltet på Hjerkin og forventet økt ferdsel i hele området. Direktoratet for naturforvaltning (DN) ba derfor om å få gjennomført fornyet gransking av villreinbeiter i Snøhetta villreinområde ved bruk av satellittbildetolkning og visuell beitetaksering fra lufta. Området ble taksert første gang i 1986. Moskusstammen er i vekst og har tradisjonelt brukt østlige deler av området, men ser nå ut til å utvide sin arealbruk. DN ønsket å få belyst mulig næringskonkurransen med villreinen og derfor ble moskusbeite også tatt med i denne beiteressurskartleggingen. Moskus genererer turisme til området, og det arrangeres moskussafari med autoriserte guider inn til kjente moskusområder på Dovrefjell. Den økte ferdselen dette genererer kan påvirke arealbruk til andre arter i området, som villrein.

Alle kommuner som sogner til Snøhetta villreinområde slipper sau på utmarksbeite. Dette gjelder spesielt i dalene i randsonene, men også de sentrale fjellområdene brukes til sauebeite. På årsmøte i Snøhetta villreinutvalg vinteren 2005 ble det reist spørsmål om mulig beitekonflikt mellom sau og rein, og det ble ytret ønske om å utvide beiteressurskartleggingen til også å omfatte sauebeite. Feilkilder ved beiteressurskartlegging vil være større for sau enn for villrein. Dette skyldes mellom annet at de plantesamfunn som sauen beiter på generelt er vanskeligere å identifisere fra satellittbilder enn identifisering av lavbeitene (vinterbeite) for rein. Det eksisterer også mindre erfaringer med kartlegging av sauebeite med denne metodikken.

Visuell beitetaksering fra fly har vært brukt som takseringsmetode i over 70 år (Andrejev 1971). Metoden gjennomgikk en betydelig forbedring sist på 1970-tallet (Eriksson 1980), og har siden vært brukt i en rekke beiteressurskartleggingsprosjekter i Norge. Bruken av satellittbilder som utgangspunkt for beitekartlegging har også en tradisjon i Norge, primært brukt til kartlegging av lavdominert vegetasjon og vinterbeite for tamrein (Johansen & Karlsen 2000, Johansen & Karlsen 2005) og villrein (Tømmervik et al. 2004). Dette er en metodisk tilnærming som er i utvikling ettersom tilgangen på stedfesta, digitaliserte data øker og kompetansen på kobling av ulike typer stedfesta informasjon bedres.

Resultatene fra den visuelle takseringen i 2005 sammenliknes med tilsvarende data fra 1986. Vi har ikke hatt tilgang på satellittdataene fra 1986, og det har dermed ikke vært grunnlag for sammenlikninger med bildene fra den gang.

1.2 Mål

Målet med prosjektet er å gi en oversikt over tilgjengelige beiteressurser for villrein (sommer og vinter), moskus (sommer og vinter) og sau (sommer) i Snøhetta villreinområde. Arealandel av ulike sesongbeiter for villrein, sau og moskus vil bli kvantifisert og endringer fra 1986 til 2005 framstilles og drøftes. I tillegg vil geografisk fordelingen av arealer som representerer beiteverdi framstilles i temakart for villrein, moskus og sau. Til sammen vil disse to tilnærmingene gi et bilde av beiteressurssituasjonen for villrein, moskus og sau i Snøhetta villreinområde i 2005.

2 Beite i fjellet - med fokus på Snøhettaområdet

2.1 Valg av beiteområder og føde hos store beitedyr i fjellet

Plantearter med noenlunde like økologiske krav vokser sammen og danner plantesamfunn. Fjellvegetasjon er en mosaikk av slike plantesamfunn der geologi, klima og snøfordeling/topografi forklarer fordeling i landskapet. I lågfjellet blåser snøen vekk fra rabbene og lagres i forsinkingene. Dette gir ujevn framsmelting og lengden på vegetasjonsperioden blir svært ulik på rabber, lesider og i snøleier. Rabbene domineres av lav, lyngarter og dvergbjørk. Nedover i lesidene er det mer snøbeskyttelse, og typiske plantesamfunn er blåbærhei, ofte med smyle og godt mosedekke. Nedenfor lesidene ligger snøleiene, med stivstarr- finnskjeggheier der det er tørt og engsnøleier på fuktigere mark. Her er vekstsesongen mye kortere enn opp mot rabben. Høgere opp i fjellet, i mellomalpin sone, kan det finnes en tilsvarende sonering etter snødekket, men på rabbene er det lite lyng og grasaktige planter som rabbesiv, stivstarr og frytlearter overtar. Musøre som er en snøleieplante i lågfjellet, finnes her også oppe på rabbene høgere oppe i fjellet. Rein, moskus og sau bruker mange av de samme karplantearter som føde på sommerbeite.

Dyrenes valg av beite kan deles i tre nivåer:

1. Geografisk område: Rein har tydelige trekk mellom vinter- og barmarksområder. I hvert område må kravene til næring, bevegelighet og skjul være tilfredstilt. Moskus bruker også ulike områder sommer og vinter, men ettersom dette er en innført art i dette området må valg av oppholdssteder betraktes som under utvikling. Sauen inneføres om vinteren for så å slippes på våren der en har beiterett.
2. Plantesamfunn. Om vinteren er tilgjengelig beite begrenset av snøforholdene. Rabbesamfunn særlig i snøfattige områder er vinterbeiteområder for både moskus og rein. På våren trekker de nedover til områder som smelter fram tidlig og beiter på urter, gras og lauv. Utover sesongen kan man forenklet si at dyrene følger våren, og beiter på planter som er i tidlige vekststadier. Seinsommerbeite for både rein, moskus og sau er i frodige snøleier i mellomalpin region.
3. Prioritering mellom art og hvilken del av veksten som spises. Dyra foretrekker enkelte vekster og vekstdeler foran andre, og spesielt i barmarkssesongen viser dyrene klare preferanser. Plantene er særlig rike på næringsstoffer før blomstring og fruktsetting. Om høsten og utover vinteren er strå, blad og vinterstander trevlerike og fattige på næring. Dyra er tilpasset dette sesongskifte ved å klare seg med næringsfattig fôr om vinteren. I barmarkssesongen har dyra sin vekstperiode, og da er behovet for næring stort. Rein, moskus og sau er alle drøvtyggere, men skiller seg en del når det gjelder diettens sammensetning både i sesongen og gjennom året. Drøvtyggere på barmarksbeite foretrekker generelt nyskudd og planter i tidlige utviklingsstadium, primært urter, gras og lauv.

Det er i tillegg forskjell mellom ulike drøvtyggere, og de kan grupperes i forhold til fordøyelseskanalens bygning og fysiologi (Hofmann 1989, Mysterud & Mysterud 2000). Noen arter beiter svært selektivt på føde med høy næringskvalitet, mens andre arter kan beite store mengder av grovt, fiberrikt fôr. Mange arter hører til mellom disse ytterpunktene, og kan kalles mellombeiter. Rangeringen av drøvtyggerne på denne måten faller sammen med andelen av grasaktige planter i dietten. Sau er generelt grovfôrbeiter, men kan opptre i norske fjell bortimot som mellombeiter. Rein er typisk mellombeiter, mens moskusen antas å være mer grovfôrbeiter enn sauen.

Villrein

Villreinen i Skandinavia (*Rangifer tarandus tarandus*) er knyttet til fjellet. Her en det sterk sesongveksling i næringstilgang og reinen er tilpasset dette ved at den bare vokser i barmarkssesongen. Når dagene blir kortere utover høsten blir alt næringsinntak ut over dagsbehovet lagret som fett. Gjennom vinteren har reinen behov for energirikt vedlikeholdsfôr. Når dagene blir lange utover våren begynner den igjen å vokse, og har reinen behov for proteinrikt vekstfôr. Denne vekstmekanismen hos reinen er hormonelt styrt.

Snødekket styrer tilgangen av beite (Skogland 1990) og reinen beiter på ulike planteslag gjennom året. Gjennom barmarkssesongen beiter den på en rekke arter, og felles er at den foretrekker nyskudd av planter og plantedeler. Dette kan være urter, grasaktige planter, eller blader og unge skudd av busker og trær. Reinen følger våraspektet oppover i fjellet for å beite på planter i tidlige vekststadier. Ved denne atferden maksimerer den inntaket av protein, ettersom plantene i tidlige stadier er mer proteinrike enn de er etter blomstring og fruktsetting (Mårell et al. i trykk). På seinsommeren beites sopp, som også er proteinrik føde. Når snøen kommer søker reinen til snøfattige områder og steder med tynt snødekke, primært rabber med lettrenert jordsmonn. Her dominerer lavarter, og midtvinters utgjør lav hele 80 % av dietten dersom tilgangen er god. I barmarkperioden utgjør lav mellom 5-10 % av dietten. Rein er i stand til å nyttiggjøre seg karbohydratene i lav dobbelt så godt som andre drøvtyggere (Lenvik & Fjellheim 1970).

Beiteressursene i fjellet kan bestemmes og lokaliseres ut fra kjennskap til reinens næringsvalg. Ved kartlegging av beiteressurser for rein er særlig lavbeitene viktig å kjenne, ettersom disse ofte er den begrensende beiteressursen. Slik er det også på Snøhetta. Ei fullvokst lavmatte har en tykkelse på ca 5 cm, inneholder 1200-1500 g lav /m² (tørrvekt) (Kumpula et al. 2000). Greplyngheia er det plantesamfunnet med størst lavdekning, og i lavalpin sone i øst dekker lavmattene opptil 70-80 % i greplynghei. I rabbesivhei i mellomalpin sone dekker laven 30-50 %. I mer nedbørrike, vestlige fjellpartier dekker lavmatta 40-50 % i greplynghei og er nesten fraværende i rabbesivheiene (Knaben 1952, Nordhagen 1930, 1943). Lavmattene domineres av lavartene rabbeskjegg (*Alectoria ochroleuca*), gulskinn (*Cetraria nivalis*), fjellreinlav (*Cladonia mitis*), kvitkrull (*C. stellaris*) og saltlav (*Stereocaulon paschale*), og forekomsten av enkeltarter avhenger av snø- og fuktighetsforhold. Med unntak av rabbeskjegg er alle disse artene aktuelle som beite for rein og kan samlet kalles reinbeitelav. Ved langvarig hardt beitepress kan lavmattene beites så hardt at lavmengden reduseres til ca 25 g /m², og lavrestene sitter igjen der de er beskyttet, langs kanter og i matter av greplyng, krekling og dvergbjørk. Dette var situasjonen i Snøhetta etter den sterke populasjonsveksten på 1950-tallet (Gaare 1968, Gaare et al. 2001, Gaare & Skogland 1980). Ved beiting av velvokst lavmatte blir bare ca 10-20% beitet, mens resten trækkes i stykker og sparkes løs (Gaare & Skogland 1980).

Moskus

Moskusfe (*Ovibos moschatus*) er en arktisk art, med naturlig utbredelse i nordlige Alaska, Canada, Ellesmere Island og Grønland. Den er den eneste drøvtygger som kun finnes på den arktiske tundraen, og hoveddietten består av gras, halvgras, urter og busker. Om sommeren foretrekker moskusen frodige habitater med gras, starr og vier, men disse artene er utilgjengelige om vinteren. Om vinteren er den avhengig av å beite på snøfattige lokaliteter, rabber eller skråninger. På Grønland er graminider (starr og gras) også hovedinnholdet i

vinterdietten (Klein & Bay 1994, Thing 1984, Thing et al. 1987), men for å komme til maten må moskusen oppsøke eksponerte rabber og berghyller.

På Dovrefjell er snømengdene oftest større og isskare etter tøvær vanligere, enn i moskusens naturlige utbredelsesområde. Moskusen her benytter heisamfunn som vinterbeite, som reinrosehei og rabbesivhei, fordi kombinasjonen mellom snødybden og hardhet og tilgangen på gras er gunstigst her (Nellemann 1998). Moskusen oppholder seg i bratt og snøfattig terreng, for å finne vinterbeite, og det er dermed bare en liten del av totalt forekommende reinrosehei som i praksis er tilgjengelig om vinteren. Moskusen forsøker sjelden å beite på snødybder over 30 cm og gir opp gravinga ved lavere snøhardhet enn reinsdyr (Nellemann 1996, Rapota 1984).

Alendal (1973) undersøkte plantevalg hos moskus gjennom vinterbeite. Resultatene bygger på observasjoner av beite og artsvalg, og bidrar med viktig kunnskap om moskusens vinterdiett på Dovrefjell. Observasjonene viser at enkeltarter innen samme artsgrupper er ulikt beitet: Vier er tydelig foretrukket, mens einer og dvergbjørk ikke beites. Mjølbbær og greplyng beites ikke, mens fjellkrekling og tyttebær beites. Sauesvingel prefereres framfor rabbesiv og stivstarr, men rabbesiv er likevel en viktig del av vinterdietten.

Sau

Utmarksbeite er en viktig del av ressursgrunnet for jordbruket i bygdene rundt nasjonalparken. Kunnskap om beiteressursen er viktig for å kunne utnytte utmarksbeite optimalt, og for å kunne drive et bærekraftig beitebruk på lang sikt. Sauebeiting gjør det mulig å utnytte utmarksressursene i fjellet uten å ha aktiv seterdrift, og er dermed en relativt lite ressurskrevende aktivitet for bonden.

Sauetallet i Norge har økt gjennom hele etterkrigstida, selv om antall bruk som driver med sau har gått kraftig ned. Fra 1974 til 1994 økte antall sau i Norge med 50 %, men har etter den tid stabilisert seg på ca. 1,1 mill. vinterfôra sau (som tilsvarer ca. 2,5 millioner om en rekner totalt antall sau og lam) (Kilde: Statistisk sentralbyrå). Tall fra Sauekontrollen (<http://www.fagkjott.no/>) viser at i 1993 gikk over 90 % av sauene på utmarksbeite.

Sau på utmarksbeite foretrekker, i likhet med rein på barmarksbeite, nyskudd av gras og lauv. Innenfor en vegetasjonstype beiter sauene oftest grupper av planter slik at de grovt sett tar urtene først, deretter gras, så starr/siv, før de til slutt beiter lyng, busker og tre. Når sauene blir sluppet på beite i dalene eller i lågfjellet på forsommeren forsyner de seg av nyskudd her, og følger så snøsmeltinga og våren oppover mot høgfjellet. Sauen beiter mer selektivt når beiteintensiteten er låg, og det er noe forskjell mellom raser og faktisk mellom flokker i forhold til hvilke plantearter som prefereres (Nedkvitne et al. 1995). På barmarksbeite overlapper reinsens fødevalg mye med sauens (Gaare & Skogland 1975). Mysterud & Mysterud (2000) angir overlapp på 0,55 for en indeks der 0 er ingen overlapp og 1 er fullt overlapp.

For å kunne måle beiteverdien av fjellbeiter må man ha kunnskap om avlingsmengden per arealenhet og næringsverdien pr kg avling. Forsøk på systematisk innhøsting og måling viser svært stor variasjon i fôrproduksjon både mellom ulike vegetasjonstyper og innen samme plantesamfunn (se for eksempel referanser i Nedkvitne et al. 1995). Vektøkning og tilvekst for dyr på beite er et uttrykk for produksjon av fjellbeite. Reduserte vektøkning på sommerbeite kan da være et mål på redusert beitetilgang, men det er en god del feilkilder ved slik veging, og det er i dag ikke påbudt med veging av sau eller lam før og etter sommerbeite.

Sauens næringsbehov på utmarksbeite oppgis noe forskjellig. Det antydes i litteraturen at behovet er på omkring 1-1,3 feitingsfôrenheter (ffe) per dag og at dette skulle det svare til et belegg på 20-40 sau per km² beite (se f. eks. Nedkvitne et al. 1995, Rekdal & Strand 2005). Ulike plantesamfunn produseres svært ulike mengde fôrenheter, med urterik bjørkeskog og

setervoller som de vegetasjonstypene med størst produksjon (Selsjord 1965). Det er de senere år gjort en del forskning omkring sauens habitatbruk som nyanserer dette bildet. Sauen er svært selektiv på valg av habitat, både i forhold til beite og i forhold til valg av hvilesteder (Jakobsen 2002). Heterogenitet i beiteområdet påvirker dermed i stor grad sauens arealbehov på beite.

Erfaringer fra andre beitestudier tyder på at sauene utnytter en svært liten del av arealet innen et område til beiting (C. Skarpe, pers. medd.). Sauens bruk av beiteressurser og hvilke konsekvenser dette har for vegetasjon og landskap må studeres på ulike romlige skalaer. Sauens bevegelsesmønster og utnyttelse av beiteressurser innen et område må delvis forklares på en romlig skala som er mye mindre enn det som er mulig i dette prosjektet.

2.2 Forholdet mellom beite og andre typer arealbruk.

Villreinområdene er under press fra mange hold, primært knyttet til økt turisme og ferdsel, nedbygging og tekniske inngrep. Det finnes en omfattende vitenskapelig litteratur som diskuterer reinens sårbarhet i forhold til forstyrrelse. Det er velkjent at rein er sårbar for tekniske inngrep og forstyrrelser fra økt menneskelig ferdsel, selv om det er noe faglig uenighet om reinens evne til å venne seg til faste anlegg og forutsigbar trafikk (se gjennomgang i Andersen & Hustad 2004, Bevanger et al. 2005, Strand et al. 2001). Endret atferd og fluktreaksjoner vil også påvirke bruken av beitearealene, og det er påvist redusert beitebruk i områder nær trafikkerte veger (Nellemann et al. 2001).

Fordelingen og tilstand til lavdekke i et villreinområde er dermed påvirket av naturlige betingelser som vekst av lavdekke, bestandens størrelse og bestandens fordeling, men også direkte eller indirekte av menneskelig påvirkning i og ved beitearealene. Økning i lavdekke i et område kan komme som resultat av redusert bestand eller at dyrene har endret oppholdssted og arealbruk.

3 Studieområdet, Snøhetta villreinområde

3.1 Geografi og klima

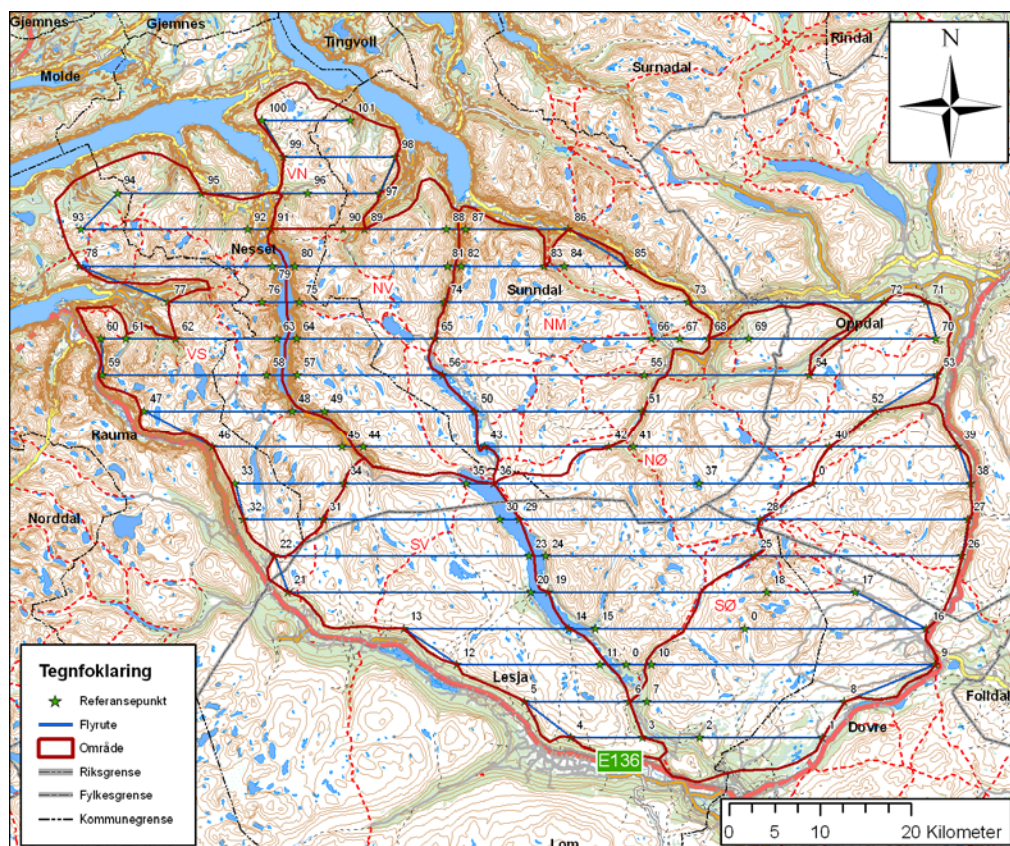
Snøhetta villreinområde er delt inn i sju delområder (Figur 1). Området over skoggrensa er det egentlige leveområde for reinen, og er på vel 3600 km². Det totale området innenfor avgrensingen på kartet er knapt 4400 km², og omfatter også fjellbjørkeskog som særlig utnyttes som sauebeite. Inndelingen følger markerte terrengformasjoner og klimaforskjeller, samt er uttrykk for oppfatninger om reinens bruksmønster tidlig på 1980-tallet. Totalt er området avgrenset av Sunndalen til Oppdal sentrum og grensa følger E6 fra Oppdal til Dombås i øst. Lesja-Romsdalen danner sørgrense og i vest omfattes områdene fra Eikesdalen til Åndalsnes/Langfjorden. Delområdene er:

- SØ Sørøstområdet: øst for Åmotsdal-Snøhetta-Skamsdal
- NØ Nordøstområdet: vest og nord for SØ-området til Grøvudalen-Aursjø
- NM Nordlig midtområde: nord og vest for NØ-området til Torbudal-Liltal
- NV Nordvestområdet: vestenfor NM til Øksendal
- VN Vestlig nordområde: fjellområdet vest for Øksendal (ikke taksert i 1988)
- VS Vestlig sørområde: vest for Eikesdalen og Gravidalen (i 1988 kalt Vestområdet)
- SV Sørvestområdet: øst for Gravidalen, sør for Aursjø-Joradalen

Klimatisk spenner studieområdet over store gradienter. I øst finnes de mest nedbørsfattige fjellstrøk i Norge (200 mm i øvre Follidal og 400 mm på Fokstua) mens fjellområdene i vest er svært nedbørsrike (1800 mm i fjelltraktene mellom Romsdal og Eikesdal). Berggrunnen i vest domineres av næringsfattig gneis, men med smale soner med mer næringsrik glim-

merskifer og amfibolitt. I østlige og sentrale deler er det områder mer glimmerskifer, fyllitter, grønnstein, sandsteiner og kalkstein i kombinasjon med ulike gneiser. Her finnes stedvis spesielt rik berggrunn. Snøhettamassivet og omkringliggende topper er dominerende i sentrale deler av området, i et glasialt landskap med botner og breer og til dels spisse fjell. Ellers er landformene i østlige og sentrale deler karakterisert av avrundede fjellformer. I vest og nord dominerer glasiale daler som skjærer seg dypt inn i fjellmassivet, og dype daler og bratte dalsider dominerer landskapet. De vestlige delene av området preges av ulike slags snøleivevegetasjon. De østlige delene av området er i større grad dominert av rabber med heisamfunn i forskjellige utforminger. I lågalpin region her finner vi gode vinterområder med rikelig vedlikeholdsfôr.

Beite for drøvtyggere i Snøhetta villreinområde omfattes av helårsbeite for villrein og moskus og sommerbeite for sau. Beite foregår fra øvre del av fjellbjørkeskogen og opp til høgfjellet. Bjørkeskogen går i øst ved Hjerkinntil 1000 m o.h. og i vest i Eikesdal og Øksendal til 600 m o.h. Den nederste fjellregionen, lågfjellet, domineres av lyng og dvergbusker og går opp til 1300 m o.h. i øst og 900 m o.h. i vest. Lesidene domineres av blåbærhei. Blåbærheia går opp til grensa mot mellomalpin region, som strekker seg ca 250 høydemeter og finnes opp til ca. 1550 m o.h. i øst, og ca. 1150 m o.h. i vest, og domineres av snøleier og blokkmark. Over mellomalpin overtar høyalpin region. Her er det mest snø og blokkmark, uten sammenhengende vegetasjonsdekke. Grasaktige planter og enkeltindivider av urter stikker fram enkeltvis her og der. Både i mellomalpin og høyalpin region er berg og blokker dekket av skorpelav, ofte lysegrønne kartlavarter der det finnes noe snøbeskyttelse og svarte skorpelav og bladlav på mer eksponerte steder.

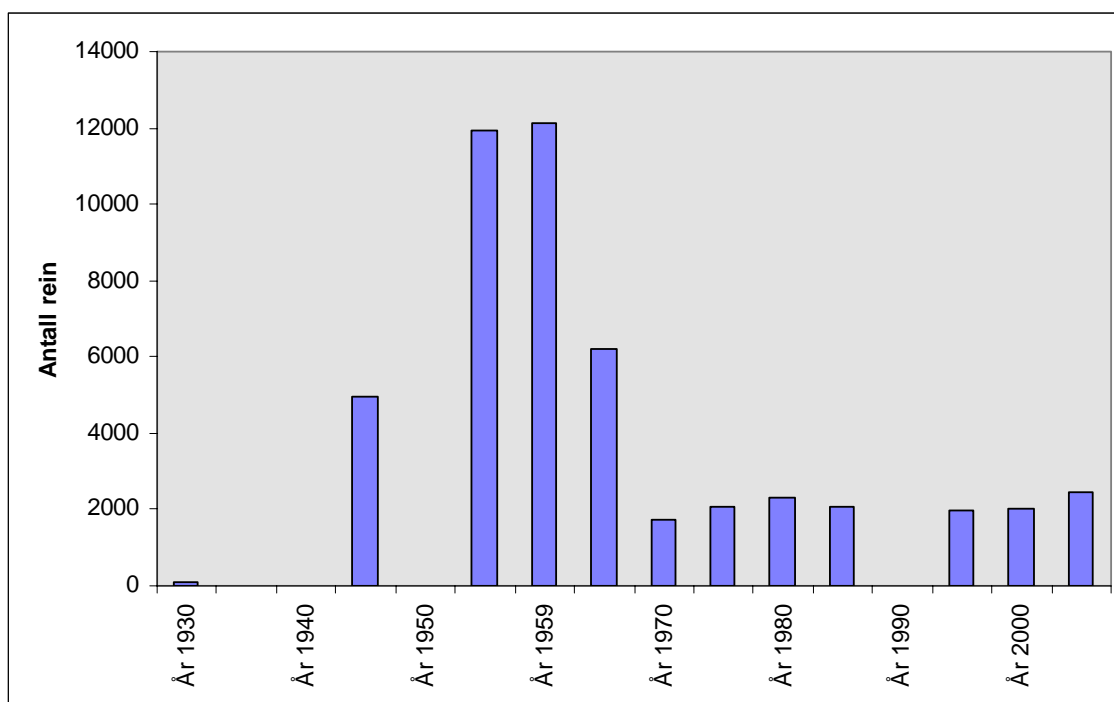


Figur 1: Avgrensning av Snøhetta villreinområde, med inndeling i delområder. Flyruta/ takseringslinjene benyttet under feltarbeidet er inntegnet med blå strek.

3.2 Villreinbeite

Villrein i Snøhettaområdet har vært gjenstand for mye forskning, både med kulturhistorisk og naturhistorisk vinkling. I Snøhettaområdet som ellers i sørnorske fjell, er det en skarp klimagradiert indre strøk til kystnære fjell. Reinen trekker mellom disse områdene i faste sesongtrekk, ofte langs de samme trekkruter den har brukt i hundrer av år. Beliggenheten til gamle fangstanlegg vitner om dette (Bevanger & Jordhøy 2004).

På 30-tallet var stammen i Snøhettaområdet svært liten, trolig ned mot 100 dyr. Jaktrykket avtok under krigen, og fra ca 1950 var det tydelig at stammen var i vekst (Figur 2). Stammen fortsatt å øke sterkt fram til 1960 og vinterbestanden var da på 12-15 000 dyr. Myndighetene økte da jaktuttaket for å redusere stammen, og i 1966 var antall dyr redusert til 6000 og i 1969 til 1200 (Jordhøy 2001). Slitasjen på lavbeitene var svært tydelig, og østlige deler av området var sterkt nedbeitet (Gaare 1968, Nordhagen 1962). Lavheiene hadde 25 gram tørrvekt av lav per kvadratmeter der det potensielt kunne være opptil 1200 gram. I 2005 viste minimumstillinger av reinstammen i Snøhetta 2514 dyr, fordelt på 1849 i østlige del og 665 i vestlige. I mars 2006 ble om lag 230 dyr, i hovedsak drektige simler, tatt av snøras i den sørvestlige deler av området <http://www.villreinen.no/VR05Nyheter.htm>. Dette er ventet å få betydning for stammens størrelse i vest de kommende 4-5 år. Dagens villreinforvaltning skjer i et samspill mellom det rettighetshaverbaserte villreinutvalget og den offentlige villreinnemnda. Fylkesmennene og i siste instans DN, er kontrollorgan. I 2006 vedtok Snøhetta villreinområde jaktkvoter på 980 dyr i Snøhetta villreinområde.

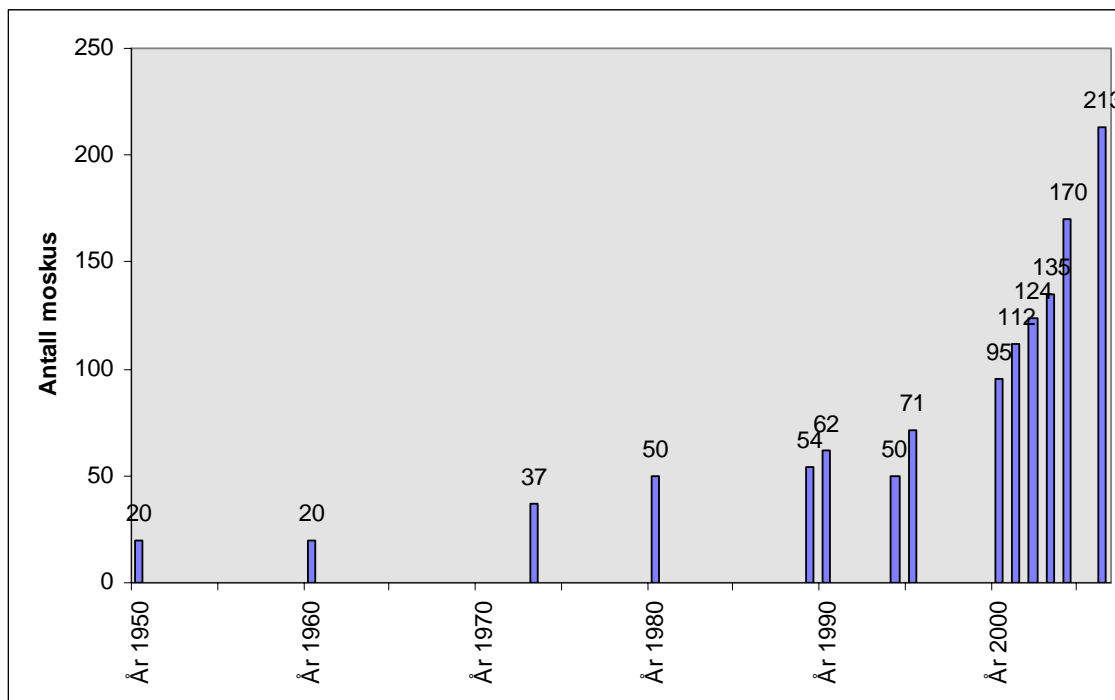


Figur 2: Bestandsutvikling for villrein i Snøhetta villreinområde fra 1930 til 2005. (Kilde: DN.)

3.3 Moskusbeite

Dagens moskusstamme på Dovrefjell stammer fra 10 av 21 dyr som ble innført fra Grønland i 1947-53 og satt ut i fjellet vest for Kongsvold. Stammen har økt jevnt og trutt, og ved den offisielle tellinga i mars 2006 ble det registrert 213 dyr, herav 54 kalver (Kilde: Fylkes-

mannen i Sør-Trøndelag) (Figur 3). Moskusen tar i bruk stadig større områder til sommerbeite, kalvingsområde og vinterbeite., og mye av økningen i stammestørrelse ser ut til å gi seg utslag i økt bruk av områdene innenfor nåværende Hjerkinnskytefelt (Fylkesmannen i Sør-Trøndelag 2006, Jordhøy et al. 2003). Ny forvaltningsplan for moskus ble vedtatt i 2006, og her slås fast at moskusstammen inntil videre skal få vokse fritt innenfor et etablert kjerneområde, men at det på sikt kan bli aktuelt med en bestandsregulering (Fylkesmannen i Sør-Trøndelag 2006).



Figur 3: Bestandsutvikling for moskus på Dovrefjell fra 1950 – 2006. Figur er basert på data fra forvaltningsplanen (Fylkesmannen i Sør-Trøndelag 2006).

Stammen ser ut til å være i god kondisjon med god tilvekst. Det er påvist tvillingfødsler, noe som tidligere kun er påvist på Jameson land på Grønland (Thing et al. 1987), og det er også påvist kalving hos to år gamle kyr (Jordhøy et al. 2003). Området moskusen benytter nå gir tilgang på rikelig med sommer- og høstbeiter. Om vinteren bruker moskusen områder med lite snø. Er det mye snø brukes den bratte skråninger der snøen raser vekk. Moskusen er i stand til å ta seg fram i bratt terreng, gjerne med minst 20° helling (Nellemann 1997, og T. Bretten, Oppdal bygdeallmenning, pers medd.). Men er det lite snø bruker den også flate områder, som rabbesivhei i mellomalpin region. Seinvinteren er minimumsfaktor for moskusen ettersom det da er mest snø og vanskelig tilgang på fôr. På vinteren går moskusen opp til 16-1700 m o.h., og er bare unntaksvis nede i skogen (T. Bretten, pers. medd.). Vårbeite foregår gjerne i bjørkeskogen spesielt i øvre del av Drivdalen.

Påkjørsler på jernbanen og felling av dyr er de viktigste dødsårsakene for moskus på Dovrefjell (Gundersen et al. 2005). En annen dødsårsak er fall, spesielt på vinteren når moskusen klatrer i bratte lier for å finne mat. Enkeltdyr har vandret ut fra området, og årsakene til dette er ikke forklart ut fra mattilgang, men skyldes trolig dyrenes naturlige atferd.

3.4 Sauebeite

Alle fylkene som er del av Snøhetta villreinområde har store sauebesetninger, og slipper sau i fjellet og fjelldalene rundt Dovrefjell. Både snaufjellet og bjørkebeltet blir regnet som fjellbeite. Oppdal (Oppdal kommune 2001) og Lesja er de store sauekommunene, og herfra slippes det henholdsvis 7000 og 5000 sau (Gro Aalbu, Oppdal kommune og Mats Heidsve, Lesja kommune, pers medd.). Sauebeite i fjelldalene på Sunndalssida har generelt mye mindre omfang enn før, og i et par av dalene er det ikke lenger sau (Anders Hovde, Møre og Romsdal fylkeskommune, pers medd.). I fjelldalene har tradisjonen vært å slippe sauene rett heimefra, eventuelt fra setra. I flere av dalene har sauene holdt seg nede i skogen og rundt seterområda utover hele sommeren. Dersom sauene både har godt beite, ly, tørre områder og mulighet for skygge kan den være svært stasjonær. Dersom det ikke er for bratt vil sauene trekke opp mot høgfjellet på seinsommeren. Til sammen slippes det i overkant av 15 000 sau på beite i Snøhetta villreinområde.

4 Hvordan kartlegge beiteressurser?

I dette prosjektet bruker vi to ulike metodiske tilnæringer til kartlegging av beiteressurser, og til sammen utfyller de to metodene hverandre. *Visuell punkttaksering* fra helikopter gir en kvantitativ beskrivelse av vegetasjonstyper med ulike beiteverdi, og takseringen gjennomført i 2005 kan sammenliknes med tilsvarende taksering i 1986. *Tolking av satellittbilder* gir en beskrivelse av den romlige fordeling av beiteressurser innenfor studieområdet. Feltarbeidet i prosjektet ble gjennomført i to perioder på til sammen 5 dager i august – september 2005.

4.1 Visuell punkttaksering fra helikopter

4.1.1 Teoretisk bakgrunn

Taksering av beite og beiteslitasje er gjennomført som en punktvis registrering fra helikopter. Dette er en metodikk som opprinnelig ble utviklet i Sovjet på 30-tallet (Andrejev 1971), men som har gjennomgått viktig utvikling og forbedringer til punkttaksering (Eriksson 1980). Bortsett fra en del tekniske forbedringer er metoden brukt i 2005-takseringen i prinsippet lik den som ble brukt ved tilsvarende undersøkelser i Snøhetta villreinområde i 1986 (Gaare et al. 2001), i de fleste andre villreinområder på 1980-tallet og sist på Hardangervidda (Gaare et al. 2005).

Reinen beiter i ulike plantesamfunn som fordeler seg som en mosaikk i landskapet ut fra topografiske, jordbunnsmessige og klimatiske forhold. Om en tenker seg et systematisk nettverk av punkter jevnt fordelt over hele studieområdet vil antall punkter som faller i et plantesamfunn være proporsjonalt med arealdekningen av dette samfunnet. Når antall takserte punkter er 800 vil en vegetasjonstype som har 10 % dekning få et 95 % konfidensintervall på 7,9 % - 12,1 %. Tilsvarende vil en vegetasjonstype med 3 % dekning få et 95 % konfidensintervall på 1,8 % - 4,2 % (Tabell 4) (Eriksson 1980, Gaare 1995). I forkant av feltarbeidet ble det lagt inn takseringsrute (= flyrute) på kartet (Figur 1). Fordelingen av beitetypene både lokalt og regionalt er relatert til klima, og for å fange opp den klimatiske variasjonen er takseringslinjene orientert øst – vest.

Datainnsamlingen foregikk fra helikopter ved at hvert punkt ble klassifisert til en av 37 registreringsenheter (Figur 4). Alle registreringspunkter som hadde plantedekke ble klassifisert som en plantesosiologisk enhet på forbundsnivå (Nordhagen 1943) og kodet etter enheter for vegetasjonskartlegging (Fremstad 1997). Arealer som ikke produserer beite defineres som impediment, og det finnes ulike typer impediment, som snødekke, ur/blokkmark, vatn eller bebyggelse.



Figur 4. Skjermbildet med registreringsskjemaet for plantesamfunn og impedimenttyper. Kodene er Fremstads vegetasjonstyper (Fremstad 1997). Programmet PROFBEITE, som lagrer dataene løpende er utviklet ved NINA.

I lavbeiter som er tilgjengelige i vinterhalvåret ble i tillegg lavmattene vurdert i tre grader av slitasje, "uslitt", "middels slitt" og "sterkt slitt". En fullvoksen (5-6 cm høy) sammenhengende lavmatte veier alt etter artssammensetningen 1100-1800 g/m², der vindrabb med gulskinn (*Cetraria nivalis*) – dominans gir laveste verdi og lerabb med kvitkrull (*Cladonia stellaris*) – dominans gir høyeste verdi (Gaare, upubliserte resultater fra Snøhettaområdet 1966-1970). Sterk beiting kan redusere mengden av lavartene, og verdier ned til 25 g/m² er målt i villreinområder både i Snøhetta, på Hardangervidda og på Finnmarksvidda (Gaare & Tømmervik 2000, White et al. 1981). Sterk beita lavsamfunn består av grus eller humus med noe spredt mosevekst. Graden "ubeitet" svarer til mer enn ca 900 g/m² av tørr lav, "middels" fra ca 200–900 g/m² og "slitt" brukes når det er mindre enn ca 200 g/m². En vant

observatør skiller lett ut de ulike vinterbeitetypene, og erfaring viser at det er mulig å skille de tre slitasetypene og impedimenttypene. Det er mer problematisk å skille og taksere de ulike plantesamfunnene som representerer barmarksbeite. Dersom typene blir gruppert sammen til sesongbeiter for vår, sommer og høst vurderes treffsikkerheten som god.

For mulig etterkontroll og til hjelp ved tolking av satellittbildet gjennomføres vertikalfotografering nær hvert takseringspunkt. Kameraet henger i en gyrorigg over en fotoluke i helikopterets gulv. Teknisk utrustning for punkttagsering og vertikalfotografering består for øvrig av:

- Nikon D70 digitalt kamera med vibrasjonsdempende linse AF-S VR Zoom-Nikkor 24-120 med mer
- Fujitsu Siemens tablet PC Stylistic 4121 med innlagt styringsprogram ('PROFBEITE' © NINA) som opereres via en berøringsskjerm
- GPSmap 76CS koblet til PC med registrering av posisjon hver sekund. Her er flyruta lagt inn og piloten flyr etter dette samme instrument
- Gyrorigg for kamera tilpasset helikopterets fotoluke
- Helikopter: Bell JetRanger III, Fjellfly

4.1.2 Gjennomføring

Den visuelle punkttagseringen fra helikopter foregår på følgende måte:

- Registratør sitter i helikopteret med PC med touch-screen og med registreringsprogrammet. På skjermen er hver av de 37 registreringsenhetene representert ved et lite kvadratisk felt (Figur 4).
- Ettersom helikopteret beveger seg langs takseringslinja/flyruta defineres registreringspunktet ved at observatøren får et signal fra en tonegenerator. Umiddelbart leses/fastsettes plantesamfunn eller impedimenttype over et fargemerke på helikoptervinduet og typen legges inn på PC. Etter en responstid på 2,3 sekunder (medianverdi) registreres den avleste enheten ved trykk på riktig knapp. Observasjonen lagres automatisk og senere kan antall punkter av denne enheten summeres.
- Knappetrykket utløser også kameraet og det digitale lodbilde lagres på kameraets databrikke med et filnavn som angir tidspunkt. Filnavnet tilordnes senere registreringspunktet i en ny kolonne i datafilen. Avstand mellom registreringspunkt og fotopunkt er median 2,3 sekunder (1,1 – 4,6 sek. innenfor 5-95 % av observasjonene) og det svarer til vel 100 m.
- Posisjonen både ved fototidspunkt og registreringstidspunkt registreres med det tilkoblede GPS-instrumentet og lagres på nye kolonner i datafilen. Tidspunktet for GPS-avlesning, angitt til nærmeste mikrosekund, lagres på nye kolonner.
- Etter 6 sekunder fra registreringstidspunkt gis et nytt lydsignal og ny datafangst starter. Dette innebærer en avstand mellom registreringspunkt på 6 + ca 2,3 sek = ca 8,3 sekunder, som tilsvarer ca. 375 m.

Mer enn 3600 punkter ble taksert regelmessig ved å fly 18 parallelle takseringslinjer med innbyrdes avstand på 4 km. Samlet takseringslengde var på 1200 km (Figur 1). Takseringen er visuell og subjektiv, og er avhengig av en trent observatør. Flyhastighet, høyde over terrenget og vurderingstid varierer og kan ha enkeltstående utypiske verdier. I resultatene oppgis derfor medianverdier. Median hastighet var 162 km/t, dvs. 45 m/s. Median flyhøyde var 135 m over terrenget. Start og slutt på takseringslinjene ble lagt i bjørkeskogen etter kart (N50). Flyhøgden gir en oppløselighet på bakken på ca. 25 cm (øyets oppløselighetsvinkel er ca 1 bueminutt). Kameraet er innstilt på 3,3 millioner piksler som innebærer at bildene representerer en oppløselighet på ca 6 cm på bakken. Ved eksponeringshastigheter på 1:1000 – 1:800 vil uskarpheten som skyldes flyhastigheten være om lag like stor. Tilfeldig tilt kan gjøre enkelte bilder ubrukelige.

Definering av sesongbeite for villrein

For villreinen er utvilsomt vinterbeitet, lavbeitene, flaskehalsen for området bæreevne. Det er derfor et hovedmål for denne undersøkelsen å sammenlikne tilstand og forekomst av vin-

terbeiter for 1986 og 2005. Tilgjengelig vinterbeite er begrenset til rabbene, og avhengig av snøforholdene vil beitet variere noe fra sesong til sesong.

I løpet av barmarkssesongen blir alle plantesamfunn etter hvert tilgjengelige og blir i en viss utstrekning brukt. Sesongbeitenes sammensetning er studert hos rein, spesielt basert på undersøkelser fra Hardangervidda i perioden 1969-1974 (Gaare & Skogland 1975), med fokus på de vegetasjonstyper som ble beitet hyppigst i ulike sesonger. Natur- og beiteforhold i Snøhetta er lik situasjonen på Hardangervidda og resten av Langfjella, og resultatene fra Hardangervidda blir derfor anvendt for Snøhetta. Definerings av sesongbeite for de tre beitedyra er basert på registrering av vegetasjonstyper, er gitt i Tabell 1-3. Det er disse sesongbeitene som blir sammenliknet mellom 1986 og 2005. Definisjonen av hvilke plantesamfunn som er beite i de enkelte sesonger bygger på når de blir snøfrie og dermed når de står i våraspekt (Gaare & Skogland 1975). Snøhettaområdet har ca. 45 % impediment, 15 % vinterbeiteareal og 40 % barmarksbeite. Denne fordelingen er nokså lik andre villreinområder i vestnorske fjelltrakter (Gaare 1995).

Tabell 1. Totalt 37 vegetasjons- og landskapsenheter registreres ved punkttakseringen, og disse grupperes i sesongbeiter (Gaare & Skogland 1975). Plantesamfunn er beskrevet i Nordhagen (1943) og i registreringer brukes kodene fra Fremstad (1997).

Vinterbeite	
	Greplynghei: De assosiasjoner av greplyngheiernes forbund (Nordh. 43) hvor lav inngår. Fremstadkode R1 og R2. Lavmattens beiteslitasje noteres: slitt(s), middels slitt (m), ubeitet(u).
	Rabbesivhei m/lav: De assosiasjoner av rabbesivheiernes forbund (Nordh. 43) hvor lav inngår. Fremstadkode R5a. Her noteres slitastegrad som ovenfor.
Vårbeite	
	Rabbesivhei u/lav: De assosiasjoner av rabbesivheiernes forbund (Nordh. 43) hvor lav mangler. Fremstadkode T1d.
	Blåbærhei: De assosiasjoner av greplynghei-forbundet som mangler lav og blåbær-blålynghei (Nordh. 43). Fremstadkode S3a.
	Finnskjegghei: Finnskjegg-stivstarr-heiernes forbund (Nordh. 43). Fremstadkode T1.
Sommerbeite	
	Vierkratt: De assosiasjoner av turt-storkenebb-engenes forbund (Nordh. 43) hvor vier inngår, dessuten vierkratt på myr. Fremstadkode S6.
	Engsnøleie: Engsnøleienes forbund (Nordh. 43). Fremstadkodene T2 og T3.
	Fjellmosnøleie: Moselyng-fjellmo-snøleier (Nordh. 43) og polarvier-snøleier (Gjærev. 56). Fremstadkodene T4a, T5a og T5b.
	Mosesnøleie: Våte og mer eller mindre tørre snøleier uten høgere planter, bjørnemoser og planmoser forbundene (Gjærev.56). Fremstadkodene T4b og T5c.
Høstbeite	
	Rismyr: Tuer og strenger med dvergbusker i myr. Fremstadkodene J2 og K2
	Grasmyr: All myr i og på overgangen mellom subalpin og alpin region som ikke bærer vierkratt eller skog. Fremstadkodene J-N ellers.
	Skogtyper: Bjørkeskog, barbl.skog m/myr, barskogstyper med mer. Særlig Fremstadkodene A1 og A4.
Impediment	
	Kulturmark, Sæterbøer, Veger, Ur, Rasmark, Blokkhav, Berg, Elver og Vatn mindre enn 500 daa,
	Vatn: Vatn større enn 500 daa registreres særskilt

Definering av sesongbeite for moskus

Kunnskapen om hva som representerer beiteressurser for moskus er mer mangelfull enn for de andre artene, ettersom det er gjennomført lite systematisk registrering og forskning omkring dette i Norge. Viktige beitearter er definert som arter med mengdemessig betydning, eller som er så ettertraktet at de påvirker beiteatferden (Tabell 2). Moskus er mer grovfôrbeiter enn sau og grasaktige planter har størst betydning. Moskusen er ikke i stand til å grave fram beite like godt som rein. Beiteressurser om vinteren er dermed brattlende skråninger der snøen ruser av og dels flatere topper med rabbesivdominans i mellomalpin region. Ved visuell klassifisering er ikke brattlende en registreringsenhet, mens rabbesivheier registreres som to typer, med og uten lav, der begge representerer viktig vinterbeiteressurs for moskus. Definering av sesongbeite for moskus, basert på registrering av vegetasjonstyper, er framstilt i Tabell 2.

Tabell 2: Totalt 37 vegetasjons- og landskapsenheter registreres ved punkttakseringen. For moskusbeite kan enhetene grupperes i sesongbeiter som vist i denne tabellen (Alendal 1973, Tord Bretten, Oppdal bygdeallmenning, pers medd.). De viktige beiteartene i hver type er antydnet i tabellen. Plantesamfunn er beskrevet i Nordhagen (1943) og i registreringen brukes kodene fra Fremstad (1997).

Vinterbeite	
I lågalpin region	
Greplynghei	De assosiasjoner av greplyngheienes forbund (Nordh. 43) hvor lav inngår. Fremstadkode R1 og R2.
Beitearter	Sauesvingel og rabbesiv, litt dvergbjørk, krekling og tyttebær
I mellomalpin region	
Rabbesivhei	Ulike assosiasjoner av rabbesivheienes forbund (Nordh. 43) registreres med og uten lav, Fremstadkode R3 og R5
Beitearter	Sauesvingel, rabbesiv og på rik jord også bergstarr
Vårbeite	
I subalpin region	
Skogtyper	Fjellbjørkeskogens ulike rike typer blir mest brukt som beite, først av okser. Disse skilles ikke ved visuell klassifisering.
Beitearter	Gulaks, smyle, kvann, jonsokblom, engsmelle
I lågalpin region	
Engsnøleie	Engsnøleienes forbund (Nordh. 43), Fremstadkode S4, brukes særlig av kuer i kalvingstiden
Beitearter	Smyle, stivstarr, harerug, gullris,
I mellomalpin region	
Rabbesivhei	Ulike assosiasjoner av rabbesivheienes forbund (Nordh. 43) . Fremstadkode R3 og R5.
Beitearter	Sauesvingel, rabbesiv
Sommerbeite	
I låg- og mellomalpin region	
Vierkratt	De assosiasjoner av turt-storkenebbgenes forbund (Nordh. 43), S7, hvor vier inngår, dessuten vierkratt på myr.
Beitearter	Lappvier, fjellbunke, kvitbladtistel, skogstorkenebb, harerug, gullris.
Engsnøleie	Engsnøleienes forbund (Nordh. 43), T2, T3.
Beitearter	Smyle, stivstarr, harerug, gullris,

Tabell 2 forts.

Høstbeite	
I lågalpin region	
Finnskjegghei	Finnskjegg-stivstarrheienes forbund (Nordh. 43), T1
Beitearter:	Gulaks, smyle, stivstarr
Vierkratt	De assosiasjoner av turt-storkenebbengenes forbund (Nordh. 43), S7, hvor vier inngår, dessuten vierkratt på myr.
Beitearter	Lappvier, gulaks, smyle, gullris.
I mellomalpin region	
Engsnøleie	Engsnøleienes forbund (Nordh. 43), T2, T3.
Beitearter	Smyle, stivstarr, harerug gullris,
Impediment	
Setervoller, utslåtter	
Anlegg, veger mv.	
Grus, ur, blokkmark	
Vatn	Bekker og vatn mindre enn 500 daa og vatn større enn 500 daa registreres særskilt

Definering av sesongbeite for sau

Sauene slippes på beite i første halvdel av juni og beiter i subalpin bjørkeskog første del av sesongen. Seinere "eter de seg oppover" i terrenget og kan trekke helt opp til mellomalpin region (Moen 1998). Generelt beiter sauene mer grasaktige planter enn rein. Ettersom grasaktige planter ofte dominerer i plantesamfunnene framstår sauene som mer stasjonære i sin beiteatferd enn reinen. Definering av sesongbeite, basert på registrering av vegetasjonstyper, er framstilt i Tabell 3.

Tabell 3. Totalt 37 vegetasjons- og landskapsenheter registreres ved punkttagseringen. Saubeite kan grupperes i sesongbeiter som vist i denne tabellen (Nedkvitne et al. 1995, Rekdal & Strand 2005) (Gjerde 1998, Aalbu & Aalbu 1987). De viktige beiteartene i hver type er antydnet i tabellen. Plantesamfunn er beskrevet i Nordhagen (1943) og i registreringen brukes kodene fra Fremstad (1997).

Vårbeite (juni)	
I subalpin region	
Skogtyper	Fjellbjørkeskogens ulike rike typer blir mest brukt som beite. Disse skiller ikke ved visuell klassifisering
Beitearter	Gulaks, smyle, engkvein, kvann, jonsokblom, engsmelle
I lågalpin region	
Engsnøleie	Engsnøleienes forbund (Nordh. 43), Fremstadkode S4
Beitearter	Smyle, stivstarr, gulaks, smyle, harerug, gullris,
I mellomalpin region	
Rabbesivhei	Ulike assosiasjoner av rabbesivheienes forbund (Nordh. 43) . Fremstadkode R3 og R5.
Beitearter	Sauesvingel, rabbesiv
Sommerbeite (juli)	
I låg- og mellomalpin region	
Vierkratt	De assosiasjoner av turt-storkenebbengenes forbund (Nordh. 43), S7, hvor vier inngår, dessuten vierkratt på myr.
Beitearter	Lappvier, fjellbunke, kvitbladtistel, skogstorkenebb, harerug, gullris.
Engsnøleie	Engsnøleienes forbund (Nordh. 43), T2, T3.
Beitearter	Smyle, stivstarr, harerug, gullris,

Tabell 3 forts.

Høstbeite (august-september)	
I subalpin region	
Skogtyper	Fjellbjørkeskog ulike rike typer mest brukt som beite
Beitearter	Sopp, gulaks, smyle, engkvein, kvann, jonsokblom, engsmelle
I lågalpin region	
Finnskjegghei	Finnskjegg-stivstarrheienes forbund (Nordh. 43), T1
Beitearter	Gulaks, smyle, stivstarr
Vierkratt	De assosiasjoner av turt-storkenebbengenes forbund (Nordh. 43), S7, hvor vier inngår, dessuten vierkratt på myr.
Beitearter	Lappvier, gulaks, smyle, gullris.
I mellomalpin region	
Engsnøleie	Engsnøleienes forbund (Nordh. 43), T2, T3.
Beitearter	Smyle, stivstarr, harerug gullris,
Impediment	
Setervoller, utslåtter	
Anlegg, veger mv.	
Grus, ur og blokkmark	
Vatn	Bekker og vatn mindre enn 500 daa og vatn større enn 500 daa registreres særskilt

4.1.3 Databearbeiding

Beregning av arealprosent av ulike typer vegetasjon og markslag basert på punkttagsering fra fly er basert på Eriksson (1980) og Matèrn (1960). Ut fra naturlig mosaikk i fjellvegetasjon vil det være tilfeldig hvilken enhet som blir registrert ved visuell punkttagsering. Dermed vil antall punkter (A_i) som blir avlest av en vegetasjonstype være binomisk fordelt. Om antall punkter totalt avlest i området settes til: $n = \sum A_i$, blir $P_i = 100 \cdot A_i/n$ et estimat for prosent arealdekning av type "i" i området. Standardavviket for dette estimat er da $MF_i = (100/n) \cdot (A_i - A_i^2/n)^{-2}$ og relative middelfeil (= variasjonskoeffisient) $RMF_i = MF_i \cdot n/A_i$. For P_i kan 95 % konfidensintervall beregnes som $KI_{i, 95\%} = P_i \pm 1,96 \cdot MF_i$. For beiter eller naturtyper som er sjeldne behøves flere punkter enn for vanlige typer dersom en skal oppnå samme nøyaktighet. For å øke presisjonen eller minske middelfeilen, økes antall punkter som avleses i et område (Tabell 4).

Tabell 4: Sammenhengen mellom dekning, punktmengde og feil for et utvalg av antall avlesningspunkter (basert på Eriksson 1980).

Antall avleste punkter	Dekning %	Relativ middelfeil (RMF) %	95 % konfidensintervall	
1200	10	8,7	8,3	11,7
1200	3	16,4	2	4
800	10	10,6	7,9	12,1
800	3	20	1,8	4,2
400	10	15	12,1	17,9

I et delområde med 1200 avleste punkter blir den relative middelfeilen 8,7 % i en naturtype som dekker 10 % (med 95 % konfidensintervall blir dette 8,3 -11,7 %). Viktige sommerbeitearter forekommer ofte bare 3 % eller enda mindre og for slike typer blir usikkerheten større. Reduksjon av punktmengden til under 800 punkter gir dårlig presisjon på beitetypene som eng og snøleietyper. Dette er kvalitetsbeite av stor viktighet utover seinsommeren. Dersom for få punkter leses oppstår dessuten en viktig feilkilder ved at avlesningene ikke er jevnt fordelt over terrenget. For små delområder av mindre viktighet (av økonomiske, økologiske

eller andre grunner), kan eventuelt kravet til presisjon senkes, og det kan vurderes å nytte ned mot 800 punkter.

Delområdene på Snøhetta er basert på inndelingen fra 1986, og er av svært ulik størrelse (Figur 1), og dermed er det også stor forskjell i antall avleste punkter (Tabell 6). Tre av delområdene fra 2005 har færre enn 800 punkter. Snøhetta forvaltes i dag i praksis som et øst- og et vestområde, som igjen er inndelt i sju delområder (Tabell 6). Ved databearbeiding blir observasjonene på delområder slått sammen for hvert forvaltningsområde eller for hele området, og beregningene baseres dermed på et høgt antall punkter som reduserer usikkerheten. Antall registreringer i hver beitekategori lastes inn i et beregningsskjema som gir den prosentvise fordeling av hver takseringsenhet, og disse kan videre grupperes til årstidsbeiter. Slik punktene velges vil alle registreringsenhetene få skår i forhold til arealdekning og observasjonene er binomisk fordelt. Kji-kvadrattest og t-test er brukt for å teste endringer mellom 1986 og 2005.

4.2 Satellittbildetolking

4.2.1 Teoretisk bakgrunn

Kartlegging av naturlig vegetasjon ved hjelp av satellittdata har vært gjennomført siden den første Landsat satellitten ble skutt opp tidlig på 70-tallet (teoretisk gjennomgang av bakgrunn for metoden er beskrevet i Gaare et al. 2001). Satellitten Landsat 5 ble skutt opp i 1984 med en geometrisk oppløsning på 30 x 30 meter, dvs. bildet er sammensatt av piksler som hver dekker et område på 30 x 30 meter.

Det fysiske grunnlaget for å kunne drive fjernmåling med bruk av satellittbilder er at de fleste naturlige objekter har ulik refleksjon av stråling fra sola. I praksis vil det si at ulike overflater får særegne signaturer i datasettet som varierer med hvilke bølgelengde av denne strålingen som blir reflektert. Dermed vil for eksempel vann, frisk vegetasjon og bar jord vise som ulike spektralklasser i satellittbildet. Landsat 5 er utstyrt med sensorer som oppfatter ulike deler av bølgespekteret fordelt på sju kanaler (tre kanaler synlig lys, en nær infrarød, to midlere infrarøde kanaler og en termisk infrarød kanal).

Satellittdata brukt som utgangspunkt for framstilling av beiteressurskart har en rekke fordeleler. Datasettet foreligger på digital form og over store geografiske områder, som gir større muligheter for enhetlig kartlegging i makro. Satellittdata kan integreres i geografiske informasjonssystem (GIS), og ved å koble satellittdata med ulike typer kartdata (som terrengmodeller, geologi, klima) er det mulig å tolke arealmønstre i landskapet. Kartene kan også forbedres ved å utføre statistiske beregninger mot feltkontroller.

4.2.2 Gjennomføring

Utgangspunktet for klassifiseringen er tre ulike filer med satellittdata. Det sentrale, største området dekkes av ei fil mens de aller sørligste områdene og de aller vestligste dekkes av separate filer. De to østlige filene stammer fra samme opptaksserie av samme satellitt (Landsat 5), mens den vestligste kommer fra et annet opptak fra satellitten Landsat 7. Opp-takene er fra henholdsvis 9. august 2003 (Landsat 5) og 2. august 2001 (Landsat 7).

Første del av arbeidet besto i gjøre en ikke-styrt klassifikasjon av alle pikslene i hvert satellittbilde. Dette er en teknisk øvelse der piksler blir gruppert etter hvilket signal de gir til satellitten, og det er mulig å definere hvor mange klasser pikslene skal fordeles på. Her ble satellittbildet klassifisert i 30 klasser ved hjelp av programpakken ERDAS Imagine. Denne klassifikasjonen ble benyttet som utgangspunkt for feltarbeidet. Papirutskrift av det klassifiserte bildet ble tatt med i felt for videre tolking. Målet med feltarbeidet var å forsøke å beskrive for flest mulig av de 30 klassene hva de representerer ute i terrenget. Dokumentasjon på detaljerte vegetasjonsforhold ble innsamlet i form av detaljerte og posisjonsbestemte fotografier tatt loddrett fra helikopter.

Satellittbilledata og opplysningene fra feltarbeidet var utgangspunktet for bruk til videretolking og utarbeiding av kart for sommerbeite for villrein, moskus og sau og for vinterbeite for villrein og moskus. Også andre data enn de fra satellitten har vært sentrale i denne analysen, spesielt høydedata fra Statens kartverk er inkludert, i form av en høydedatabase (høydepunkter) med 25 meters oppløsning som er laget med grunnlag i kartverkets 20 meters koter, skråningsdata. Basert på dette er det også utledet skråningsdata som er brukt i den videre analysen.

Undersøkellesområdet har svært variert topografi og vegetasjon, og for å minske variasjonen i datamaterialet før endelig klassifikasjon ble det konstruert en maske som representerer områder som det ikke ble tatt hensyn til i klassifikasjonen av satellittdataene. Denne masken bestod av følgende områder:

- De høyeste fjellområdene antas å være impediment og uten beiteressurser. Dette er områder over en flate med nivå 1600 meter i øst og 1400 meter i vest.
- Skråninger brattere enn 30 grader (målt i høydebase med 25 meters oppløsning) antas å være utilgjengelige for beitedyra.
- Områder lavere enn 200 meter under skoggrensen er ikke inkludert i studien. Skoggrensen ble bestemt ut fra et utvalg punkter i øverste del av skogavgrensingen slik den er framstilt på vanlige topografiske kart (N50).
- Vann og breer er maskert ut.

Masken dekker dermed arealer som ikke har verdi som beite for noen av dyreartene i studien, og innsatsen i det videre tolkingsarbeidet kan rette seg mot områder som kan representere en beiteressurs.

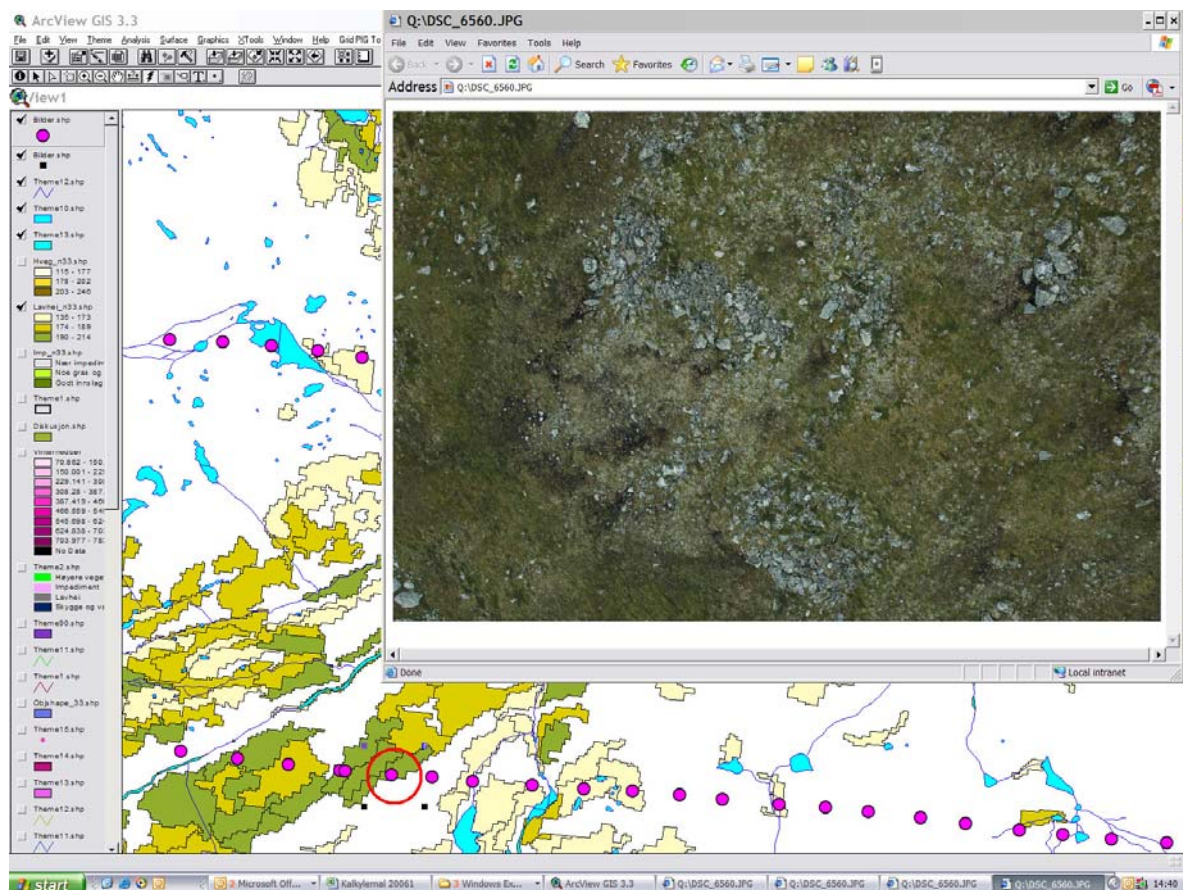
Deretter ble satellittbildet oppdelt (segmentert) i polygoner ved hjelp av programmet eCognition (Benz et al. 2004). Ved en slik oppdeling er det mulig å innstille programmet slik at man kan styre størrelsen på oppdelingsenhetene (polygonene). Programmet etterstreber å produsere polygoner med omtrent likeverdig størrelse og mest mulig lik signatur. Denne prosedyren førte til en oppdeling av hele satellittbildet i polygoner som varierte i størrelse fra 600 m² til 800 000 m², avhengig av variasjonen i satellittdataene. Denne oppdelingsprosessen favoriserer homogenitet innen polygonene, men aksepterer at det faktisk finnes indre variasjon som inkluderes i enhetene. Inndelingssystemet tar dermed hensyn til mosaikken som finnes i naturen. Det ideelle hadde vært entydige klasser, men dette er både teknisk og økologisk umulig. Minste enhet i satellittbildet er bildeelementer (pikslar) på i underkant av 30 x 30 meter. På dette skalanivået er vegetasjonen en mosaikk som gjør at entydige klasser ikke er mulig å etablere (jfr. Figur 5). Dette gjelder også når større arealer klassifiseres og grupperes.

Selve klassifiseringsprosessen er gjennomført for de etablerte inndelingsenhetene (polygonene) i programmet eCognition i tre hovedklasser som vi har kalt:

- Høyere vegetasjon (områder dominert av skog, busker, lyng, gras etc.)
- Lavhei
- Impediment

Grunnlaget for klassifikasjonen er hentet fra de stedfesta bildene tatt fra helikopteret, samt den opprinnelige ikkestyrte klassifikasjonen og verifiseringa av dette materialet i felt.

Inndeling i polygoner og klassifisering av polygonene bygger på statistiske metoder som tar hensyn til hele den billedscenen som behandles. Det at området er behandlet i ulike deler fører til at det vil oppstå noen ulikheter i klassifikasjonen mellom disse områdene. Denne muligheten for ulikhet er særlig stor i det nordvestlige området siden klassifikasjonen her bygger på et datasett fra en annen satellitt og et annet tidspunkt. Vi har manuelt søkt å kalibrere klassifikasjonen i det sørlige området og det nordvestlige området slik at ulikheten med sentralområdet blir minst mulig og ikke dominerende i forhold til de feilkildene vi ellers har i analysen og det overordnede formålet vi har hatt med denne klassifikasjonen.



Figur 5: Utsnitt av skjermbilde som viser hvordan stedfestede fotografier (vist ved fiolette sirkler) er integrert i et kartbilde som viser områder klassifisert som lavhei. Lavheiområdene er vist i tre ulike fargenyanser (fra gult til grønt avhengig om den gjennomsnittlige vegetasjonsindeksen er lav, middels eller høy). Fotografiet i skjermbildet er tatt 15.8,05 kl. 17:25 vest for Finntjønna mellom Fremste og Ytste Åmotshytten og er avmerket innenfor rød sirkel. Legg merke til vegetasjonsmosaikken innen bildet som inneholder innslag av blokkmark, lavhei, grashei og fuktsig. Størrelsen på fotografiet er registrert til 50 m x 78 m og ligger på 1389 m o.h., det vil si høgt oppe i lågalpin region.

Mosaikken innen klassene er stor og gjør at de definerte områdene er ganske like hverandre målt med bakgrunn i satellittens signal i de ulike kanalene. Dette kommer til uttrykk i klassifikasjonene ved en generelt dårlig klassifikasjonsstabilitet, og betyr i praksis at definerte beiteressurser kan fordele seg i flere av de tre klassene som er beskrevet ovenfor. Dette er et problem som reelt sett ikke er knyttet til egenskapene til satellittdataene, men har sin årsak i den naturlige mosaikken mellom ulike naturtyper.

For å komme videre i definering av beiteressurser innen hovedklassene er det brukt en NDVI-indeks (Normalized Difference Vegetation Index) som måler høyt klorofyllnivå på bakken, m.a.o. indikere mengden grønn vegetasjon eller frodighet (Pettoelli et al. 2005). Verdier for NDVI finnes dermed for hver piksel i satellittbildet. Statistikk for NDVI egenskapene er koblet til hvert enkelt polygon, og kobles med data om polygonets høyde over havet. På grunnlag av er det gjort en ytterligere inndeling av de tre hovedklassene (Tabell 5).

I klassen "skrinne områder med flekkvis vegetasjon" er verdien for maksimum NDVI i polygonet brukt ut fra en forestilling om at dyr oppsøker små flekker med vegetasjon i et ellers karrig område, mens for de øvrige to klassene er gjennomsnittlig NDVI brukt. Vi har ikke hatt tilgang på materiale til å beregne relevante grenseverdier for NDVI med tilstrekkelig

nøyaktighet. Polygonene er delt inn i under klasser basert på deres NDVI ut fra den statistiske fordelingen av verdiene for alle polygoner ('natural breaks').

Tabell 5: Definerings av beiteressurs er basert på en inndeling av vegetasjonen i tre hovedtyper, som deretter er delt opp i undertyper basert på verdiene for NDVI fra satellittbildene. NDVI er et uttrykk for grønn biomasse, slik at områder med høy NDVI generelt er frodigere enn områder med lav NDVI.

	Områder dominert av høyere vegetasjon som gras, lyng, busker og trær	Områder dominert av lavhei	Skrinne områder med flekkvis vegetasjon
NDVI låg	Vinterbeite rein Sommerbeite alle dyr	Vinterbeite rein	Ikke beiteressurs
NDVI middels	Sommerbeite alle dyr	Vinterbeite rein	Ikke beiteressurs
NDVI høy	Sommerbeite alle dyr	Vinterbeite rein Sommerbeite alle dyr	Vinterbeite rein Sommerbeite alle dyr

Denne inndelingen av vegetasjonen er brukt til å vurdere om mengde grønn vegetasjon gir grunnlag for sommerbeite, og også motsatt at lav NDVI indikerer mosaikk med lavhei og impediment som representerer en beiteressurs knyttet til reinlav. Tett lavvegetasjon inneholder lite klorofyll, og har dermed lav NDVI, men representerer viktig beiteressurs for rein. Dermed blir lavhei med lav NDVI i tabellen beskrevet som vinterbeite for rein. Det ble også gjort et forsøk på å benytte satellittdata for lav (lavindeks), men dette tilførte lite til bearbeidinga og er ikke benyttet videre.

4.2.3 Feilkilder

Det er innebygget flere feilkilder i klassifikasjonen beskrevet ovenfor. Viktige feilkilder for videre utvikling av beiteressurskart kan oppsummeres i følgende punkter:

- Vanskelig å identifisere beitelav som vokser i mosaikk med impediment eller grønn vegetasjon.
- Berg og blokker med kartlav gir signaler som kan forveksles med reinbeitelav
- Nedbeita reinbeitelav gir signaler som kan forveksles med gitte typer impediment eller sparsomt vegeterte områder (mosaikk av mye bart fjell/grus og litt vegetasjon)
- Ulike mosaikker av vegetasjon/impediment gir signaler som er vanskelig å skille fra hverandre
- En piksels verdi kan være et uttrykk for en snittverdi av signaler – dvs. bløtt + tørt innen en piksel gir et gjennomsnitt som sier middels fuktig. Spesielt områder med mye finskala mosaikk av denne typen kan bli feilklassifisert.
- Det er en øst – vest gradient i hvordan signalene bør tolkes. I nordvest finnes områder med ulik mosaikk av impediment og høyere vegetasjon uten lav, mens tilsvarende områder i øst tolkes som lavhei. En årsak til dette kan være at områder i vest er mer snørike og har andre vekstforhold, og det kan også være at klassifikasjonen definerer vokseforholdene mer enn selve laven.

Kartene antyder en geografisk fordeling av ulike beiteressurser på overordnet skalanivå. Inndelingen er gjort med utgangspunkt i satellittdata med oppløsning på nær 30 x 30 meter samt en høydemodell med oppløsning 25 x 25 meter utregnet med grunnlag i koter med 20 meter ekvidistanse. Det er derfor urimelig å forvente at klassifikasjonen gir et detaljert kartnøyaktighet. Det har ikke vært grunnlag for å beregne en konkret usikkerhet knyttet til det detaljerte kartbildet. Kartenes geografiske bilde skal supplere de statistiske resultatene fra punktakseringen, og til sammen beskriver de to metodene beiteressurssituasjonen i Snøhettaområdet for de studerte artene.

5 Resultat

5.1 Visuell punkttaksering

Innenfor avgrensingen på kartet Figur 1 ble det i 2005 registrert 3600 punkter, og 3300 av disse lå over skoggrensa (Tabell 6). Avgrensingen av takseringsområdet var ikke helt identisk de to årene av tekniske og metodiske årsaker.

I 1986 ble det i alt registrert 1800 punkter, derav 1700 i fjellet. Delområdet VN (119 km²) ble ikke taksert i 1986. Dette området har lite lavvinterbeite, og har knapt vært besøkt av rein i tidsperioden (Gaare et al. 2001). For å kunne sammenligne villreinsens samlede beiteforhold de to årene er punkteresultatene (116 punkter) er data fra 2005 for dette delområdet også lagt inn som 1986 data.

Tabell 6. Areal og antall avleste punkter over skoggrensa i 2005 for hele Snøhettaområdet, hvert av de to forvaltningsområdene (østområdet og vestområdet) og hvert av de sju delområdene. Delområdene er definert etter hovedtrekk i topografien og sammenhørende klimagradiert som avspeiler reinens bruksmønster (jfr. Figur 1).

Område/forvaltningsområder/ delområder	Areal km ²	Antall punkter	Kommentarer
Snøhettaområdet	3339	3298	Fjellområde mellom Sunndal og Lesja/Romsdal. Fra E6/Jernbane over Dovrefjell i øst til Romsdalsmunningen, Øksendal og Sunndalsøra i vest.
Snøhetta østområde	1870	1927	Det østlige delforvaltningsområdet omfatter delområdene SØ, NØ og NM, og ligger mellom Sunndalen og Torbudalen-Aursjøen-Joradalføret.
Snøhetta vestområde	1469	1371	Det vestlige delforvaltningsområdet består av områdene NV, VN, VS og SV, og ligger mellom Romsdalen-Lesja og Torbudalen-Aursjøen-Joradalføret.
SØ: Sørøstområdet	600	674	Øst for Åmotsdal-Snøhetta-Skamsdal. Muskusens hovedbruksområde.
NØ: Nordøstområdet	850	871	Vest og nord for SØ-området vestover til Grøvdalen-Aursjø.
NM: Nordlig midtområde	420	382	Nord og vest for NØ-området vestover til Torbudal-Liltal.
NV: Nordvestområdet	320	277	Vest for NM-området vestover til Øksendal.
VN: Vestlig nordområde	119	116	Fjellpartiet mellom Sunndalsfjorden og indre del av Langfjorden vest for Øksendal. (Kun data fra 2005, jfr forklaring i teksten).
VS/VEST: Vestlig sørområde	600	411	Vest for indre Langfjorden-Eikesdalen til Gravidalen. Ble kalt VEST i 1986. Vestlige del av vestområdet.
SV: Sørvestområdet	430	567	Øst for Gravidalen og sør for Aursjø-Joradalen. Østlige del av vestområdet.

De vanligste plantesamfunnene i lågalpin region er blåbærhei, finnskjepphei og greplynghei (Tabell 7 a og b). I mellomalpin region er det seine snøleier og ulike typer rabbesivhei. I greplynghei og rabbesivhei i tørre områder består mye av biomassen av lav. Til sammen viser disse to plantesamfunnene en signifikant tilbakegang i relativ arealdekning fra 17 i 1986 til 15 i 2005 ($t = 130$; $p < 0,001$) (Enhet nr 1-6 i Tabell 7 a og b). Rabbesivhei øker fra 7

% i 1986 til 11 % i 2005 ($t = -405$; $p < 0,001$), men det er en nedgang i greplynghei fra 13 % i 1986 til 10 % i 2005, ($t = 248$; $p < 0,001$). For hele området er det registrert store arealer med impediment, dvs. områder som ikke produserer beiter, som ur, rasmark, breer og noe bebyggelse. Det har vært en signifikant økning av impediment fra 43 % i 1988 til 47 % i 2005 (31-34%) ($t = -133$; $p < 0,001$), og dette er særlig tydelig i vestområdet og i det sørlig sentrale området. Dette kan skyldes endring i metode. I 1986 ble det brukt småfly som ofte gikk rundt de høyeste fjellene, og en del berg og blokkmark falt derved ut ved registreringen. I 2005 ble det brukt helikopter som kunne holde kursen langs takseringslinja også over de høyeste fjelltoppene.

Tabell 7: Arealandel av ulike plantesamfunn og impediment i Snøhetta villreinområde. Tabellen omfatter arealene over skoggrensa, totalt 3339 km². MF er middelfeilen (standard avvik). RMF er relativ middelfeil (variasjonskoeffisient). Angitt konfidensintervall innebærer 95 % sannsynlighet for at den faktiske verdien ligger innenfor dette intervallet.

a) Visuell punktaksring i 1986 (Gaare et al. 2001).

Nr	Takseringsenhet	Antall punkt	Andel (%)	MF	RMF (%)	95 % konf.int. nedre	øvre
1	Greplynghei slitt	84	5	0	11	4	5
2	Greplynghei middels slitt	95	5	1	10	4	6
3	Greplynghei uslitt	56	3	0	13	2	4
4	Rabbesivhei slitt	26	1	0	19	1	2
5	Rabbesivhei middels slitt	35	2	0	17	1	2
6	Rabbesivhei uslitt	13	1	0	28	0	1
7	Rabbesivhei uten lav	58	3	0	13	2	4
8	Blåbærhei	165	9	1	7	8	10
9	Finnskjegghei	240	13	1	6	11	14
10	Vierkratt	53	3	0	14	2	4
11	Engsnøleie	3	0	0	58	0	0
12	Fjellmosnøleie	128	7	1	9	6	8
13	Mosesnøleie	20	1	0	23	1	2
14	Myr	76	4	0	11	3	5
16	Dyrka mark, setervegetasjon	5	0	0	45	0	1
17	Anlegg og lignende	3	0	0	58	0	0
18	Ur og rasmark	104	6	1	10	5	7
19	Blokkhav	347	19	1	5	17	20
20	Berg	212	11	1	6	10	13
21	Snø	30	2	0	18	1	2
22	Bre >500 daa	17	1	0	24	0	1
23	Pytt, bekk	61	3	0	13	2	4
24	Vatn >500 daa	35	2	0	17	1	2
25	Sum uten vatn > 500 daa	1827	98				
26	Sum med vatn > 500 daa	1862	100				
Grupper av enheter med spesiell beiteverdi							
	Lavsamfunn, 1-6	308	17	1	5	15	18
	Snøleier, 11-13	150	8	1	8	7	9
	Rabbesivheier, 4-7	132	7	1	8	6	8

Tabell 7 forts.**b) Visuell punkttaksering i 2005.**

Nr	Takseringsenhet	Antall punkt	Andel (%)	MF	RMF (%)	95% konf.int.	
						nedre	øvre
1	Greplynghei slitt	50	2	0	14	1	2
2	Greplynghei middels slitt	101	3	0	10	2	4
3	Greplynghei uslitt	173	5	0	7	4	6
4	Rabbesivhei slitt	40	1	0	16	1	2
5	Rabbesivhei middels slitt	56	2	0	13	1	2
6	Rabbesivhei uslitt	62	2	0	13	1	2
7	Rabbesivhei uten lav	196	6	0	7	5	7
8	Blåbærhei	338	10	1	5	9	11
9	Finnskjegghei	304	9	1	5	8	10
10	Vierkratt	79	2	0	11	2	3
11	Engsnøleie	24	1	0	20	0	1
12	Fjellmosnøleie	109	3	0	9	3	4
13	Mosesnøleie	94	3	2	9	0	6
14	Myr	110	3	0	9	3	4
16	Dyrka mark, setervegetasjon	27	1	0	19	1	1
17	Anlegg og lignende	6	0	0	41	0	0
18	Ur og rasmark	317	10	1	5	9	11
19	Blokkhav	382	12	1	5	10	13
20	Berg	439	13	1	4	12	14
21	Snø	173	5	0	7	4	6
22	Bre >500 daa	21	1	0	22	0	1
23	Pytt, bekk	93	3	0	10	2	3
24	Vatn >500 daa	104	3	0	10	3	4
25	Sum uten vatn > 500 daa	3194	97				
26	Sum med vatn > 500 daa	3298	100				
Grupper av enheter med spesiell beiteverdi							
	Lavsamfunn, 1-6	482	15	1	4	13	16
	Snøleier, 11-13	227	7	0	6	6	8
	Rabbesivheier, 4-7	354	11	1	5	10	12

5.1.1 Tilgjengelig villreinbeite, status og endringer

Summen av greplynghei og rabbesivhei (med lav) tilsvarer det arealet som til sammen utgjør potensielle lavvinterbeiter. Dette utgjorde ca. 600-825 km² i 1986 og ca. 750-975 km² i 2005. I 2005 utgjorde summen av greplynghei og rabbesivhei (med lav) 15 % av arealet (dvs. 450-525 km² innenfor 95 % konfidensintervall) (Tabell 7b og 8). Motsvarende tall i 1986 var 17 % (500-650 km²) (Tabell 7a). 57 % av vinterbeiteområdene i Snøhetta finnes i det østlige forvaltningsområde. Det har vært en tilbakegang i arealet av greplynghei og rabbesivhei mellom 1986 og 2005 for området totalt sett (Tabell 7, Figur 5), og for alle delområdene med unntak av NM.

I 2005 var det registrert 2,6 ganger så mye barmarksbeite som vinterbeite i området totalt (Tabell 8b). Forholdet var 2,5 i det østlige forvaltningsområdet og 2,8 i det vestre. I 1986 var forholdet 2,4. Dette samsvarer med fordelingen de andre villreinområder i Langfjella. Derimot i Forollhogna er det omtrent like mye vinterbeiter og sommerbeiter (Gaare 1995).

Tabell 8. Vinterbeite for villrein i hele Snøhettaområdet, forvaltningsområdene og delområdene taksert i 2005, framstilt som summen av greplyng- og rabbesivhei med lav (jfr. Tabell 1). Angitt konfidensintervall innebærer 95 % sannsynlighet for at den faktiske verdien ligger innenfor dette intervallet. Andel av vinterbeitet innenfor hvert delområdet er angitt som % av totalt vinterbeiteareal i hele området. Endring i lavbeiteandel angir framgang og tilbakegang i forhold til 1986, og negativ verdi betyr tilbakegang.

Område	Antall punkter	Arealandel lavbeite (%)	95 % konf.int	Andel lavbeite (%)	Endring 1986-2005 (i % -enheter)
Hele Snøhettaområdet	3298	15	13-16	100	-1,9
Snøhetta østområde	1927	15	14-17	57	-2,9
Snøhetta vestområde	1371	13	12-15	43	-1,0
SØ: Sørøstområdet	674	20	17-23	30	-7,2
NØ: Nordøstområdet	871	10	8-12	15	-1,4
NM: Nordlig midtområde	382	20	16-24	16	3,9
NV: Nordvestområdet	277	7	4-10	6	-4,4
VN: Vestlig nordområde	116	3	0-5	1	
VS: Vestlig sørområde	411	5	3-7	6	-1,1
SV: Sørvestområdet	567	25	21-28	27	-5,2

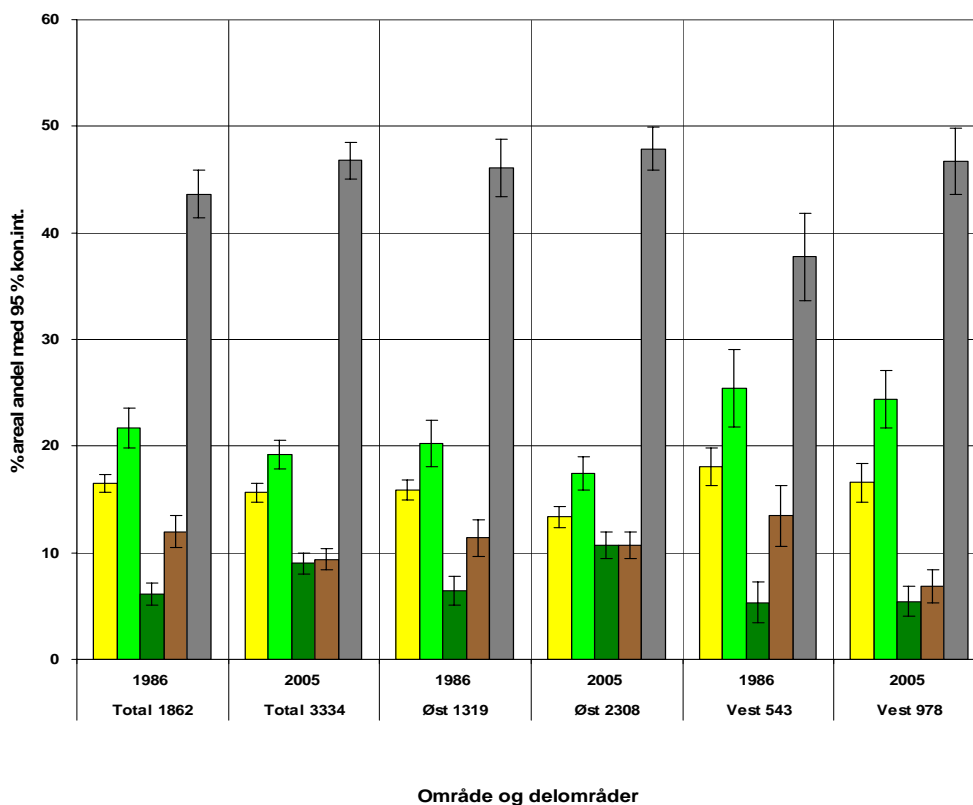
Tabell 9: Arealdekning av ulike sesongbeiter i 1986 (a) og 2005 (b) angitt som % av totalareal. Tabellen bygger på sammenstilling av taksetingsenhetene i Tabell 6 a og b, med henvisning til linjenummer.

a) Sesongbeiter 1986

Grupper av enheter	Antall punkt	Andel (%)	MF	RMF (%)	95 % konf.int. nedre	øvre
Slitte lavsamfunn, 1 og 4	110	5,9	1	9	5	7
Middels slitte lavsamfunn, 2 og 5	129	6,9	1	8	6	8
Ubeita lavsamfunn, 3 og 6	69	3,7	0	12	3	5
Vår- og forsommerbeite, 8 og 9	405	21,7	1	4	20	24
Sommer, 7, 10 og 11	114	6,1	1	9	5	7
Høst, 12 - 14	223	12,0	1	6	11	13
Impediment, 15 - 24	813	43,6	1	3	41	46

b) Sesongbeiter 2005

(grupper av enheter)	Antall punkt	Andel (%)	MF	RMF	95 % konf.int. nedre	øvre
Slitte lavsamfunn, 1 og 4	90	2,7	0	10	2	3
Middels slitte lavsamfunn, 2 og 5	157	4,8	0	8	4	5
Ubeita lavsamfunn, 3 og 6	235	7,1	0	6	6	8
Vår- og forsommerbeite, 8 og 9	642	19,5	1	4	18	21
Sommer, 7, 10 og 11	299	9,1	0	6	8	10
Høst, 12 - 14	313	9,5	1	5	8	10
Impediment, 15 - 24	1562	47,4	1	2	46	49

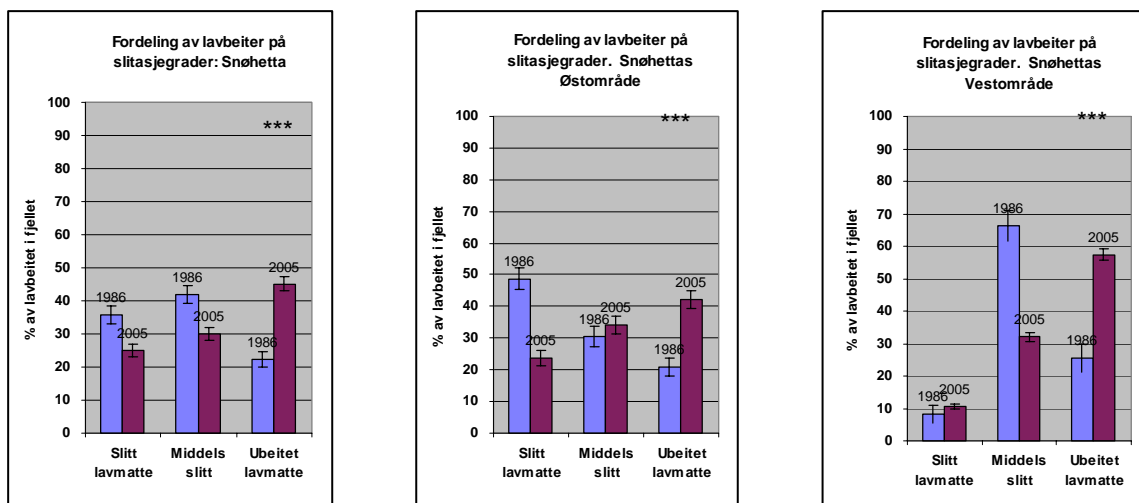


■ Vinterbeite ■ Vår-Forsommer ■ Sommer ■ Høst ■ Impediment

Figur 6: Arealandel av sesongbeiter i hele Snøhetta villreinområde og fordelt på østlig og vestlig forvaltningsområde etter visuell punktaksring i 1986 og 2005.

Det er relativt små endringer i arealandelen av ulike sesongbeiter mellom 1986 til 2005. Både andelen av vinterbeite, vårbeite og høstbeite har gått noe tilbake i området totalt sett, mens andelen sommerbeite har økt (Tabell 8, Figur 6). Det samme bildet gjelder også om resultatene splittes på de to forvaltningsområdene.

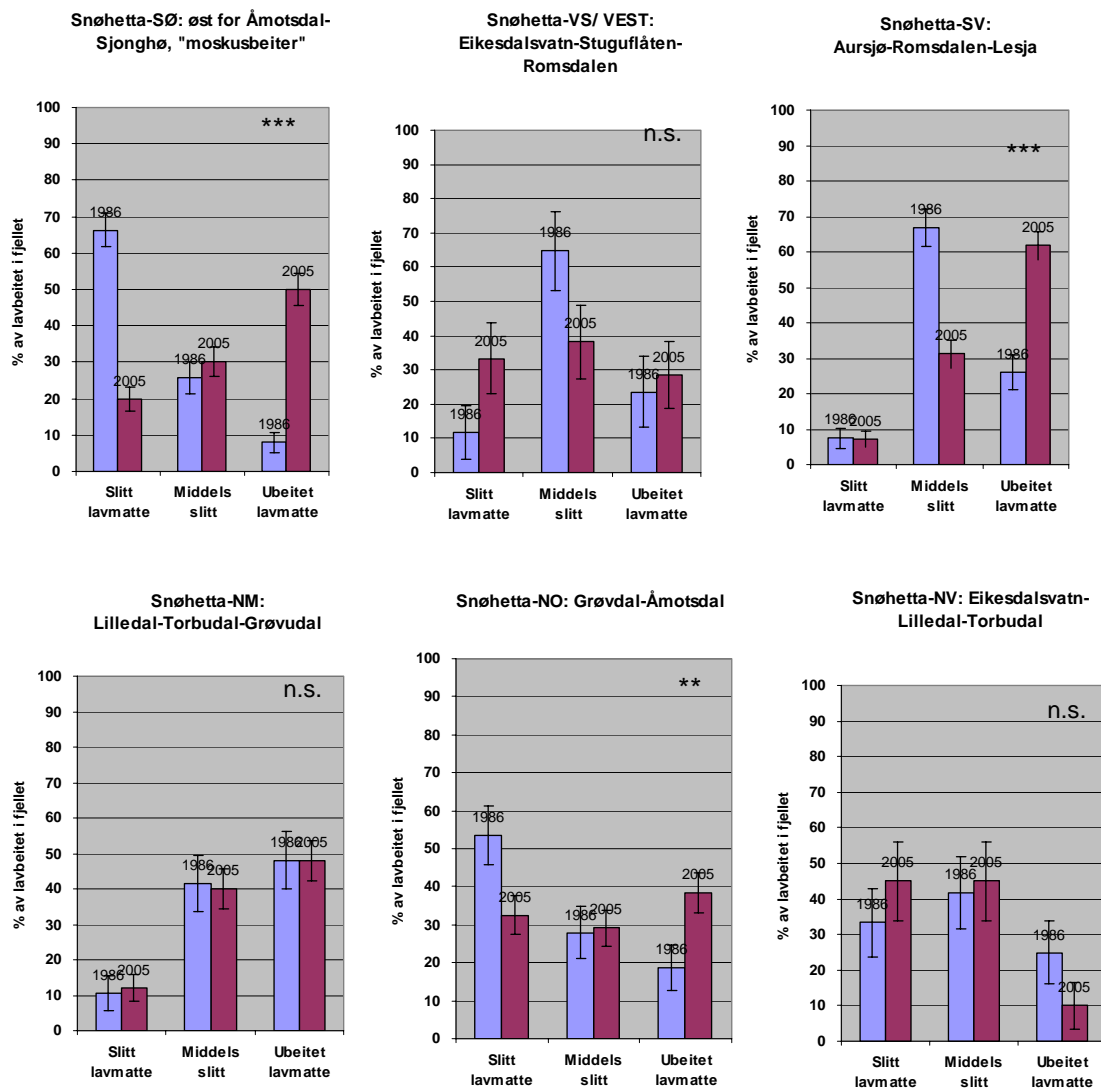
Når lavbeiter beregnes som andel av totalareal viser takseringen at andel uslitt lavbeiter har økt med 3,4 %-enheter, fra 3,7 til 7,1 % fra 1986 til 2005 i Snøhettaområdet. Økningen er om lag den samme i det østlige og vestlige forvaltningsområde, hhv 3,6, og 3,2 %-enheter. Middels slitt lavbeite har gått noe tilbake (2,2 %-enheter). Andelen slitt beiter har gått sterkt tilbake fra 9,4 i 1986 til 3,3 %-enheter i 2005. Dersom vi bare ser på vegetasjonseenheter som representerer beiteressurs (dvs. type 1-6 i tabell 7) har andelen slitt lavmatte gått tilbake fra 35 % til 25 %, og andelen uslitt har økt fra 22 % til 45 % (Figur 7).



Figur 7: Endring i status for lavbeitene i Snøhetta villreinområde mellom 1986 og 2005, for hele området og fordelt på de to forvaltningsområdene i øst og vest. Figuren viser fordeling i slitt, middels slitt og uslitt lavbeite på de to tidspunktene. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, n.s. ikke signifikant.

Økningen av uslittede beiter er størst i vestlige forvaltningsområde, men også i det østlige området er det en økning (Figur 7). Både sørøstområdet (SØ) og sørvestområdet (SV) har tydelig økning av uslittede beiter og en kraftig nedgang i slittede eller middelsslittede lavbeiter (Figur 8). Nordvestområdet er det eneste delområdet med økning i slittede lavmatte (Figur 8).

Slittede lavmatter har om lag 80 g lav/m², middels slittede ca 400 g/m² og uslittede ca 900 g/m² (Kumpula et al. 2000). Dersom disse tallene legges til grunn har mengden beitebar lav i området som helhet hatt en årlig vekst på 1,2 %, og med størst økning i øst. Dersom de ikke beites har lavmatter i god vekst en årlig tilvekst på ca 7-10 % (Kärenlampi 1971, Gaare upubliserte målinger). Det er dermed grunn til å vente at dersom samme reintetthet opprettholdes i årene framover vil lavressursene fortsette å øke.



Figur 8: Fordeling i slitt, middels slitt og uslitt lavbeite i hvert delområde innenfor Snøhetta villreinområde i 1986 og 2005. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, n.s. ikke signifikant

5.1.2 Tilgjengelig moskusbeite, status og endringer

Tilgangen på beiteressurser for moskusen på Dovrefjell er mest kritisk på seinvinteren. Da er snømengdene store og snøen kan være hard slik at moskusen ikke får tilgang til beiteressursen. I denne perioden er det rabbesivhei som er den viktigste beiteressursen. Særlig rabbesivhei med lav har tynt snødekke og denne utgjør ca halvparten av arealet i denne typen hei. Rabbesivhei med og uten lav utgjorde i 2005 over 350 km² av hele Snøhettaområdet, dvs. 11 % (Tabell 11).

Moskusen finnes bare i en begrenset del av området, og har vært relativt stabil i perioden mellom de to takseringstidspunktene. Tyngdepunktet i utbredelsen er i sørøstområdet, og her har andel rabbesivhei økt med 8,8 % fra 1986 til 2005 og omfatter i dag vel 100 km² (Tabell 11). Moskusens beitevaner er ennå ufullstendig kjent. Uten mer kjennskap til dynamikken mellom dyr og beite er det vanskelig å vurdere bæreevnen og hvilke tilgrensende områder som egner seg som moskusbeite.

Tabell 11: Vinterbeite for moskus i hele Snøhettaområdet, forvaltningsområdene og delområdene i 2005. Sørøstområdet er der moskusen i dag har sin hovedutbredelse. Angitt konfidensintervall innebærer 95 % sannsynlighet for at den faktiske verdien ligger innenfor dette intervallet. Andel av vinterbeite innenfor hvert delområde er angitt som % av totalt vinterbeiteareal i hele området. Endring i andel rabbesivhei angir framgang og tilbakegang i forhold til 1986, der negativ verdi betyr tilbakegang.

Område	Antall punkter	Arealandel rabbesivhei (%)	95 % konf. int.	Areal rabbesivhei (km ²)	Endring 1986-2005 (i %-enheter)
Hele Snøhettaområdet	3298	11	10-12	367	3,7
Snøhetta østområde	1927	14	12-15	262	4,9
Snøhetta vestområde	1371	7	5-8	103	1,6
SØ: Sørøstområdet -"moskusområdet"	674	18	15-20	108	8,8
NØ: Nordøstområdet	871	14	12-16	119	2,7
NM: Nordlig midtområde	382	6	3-8	25	1,8
NV: Nordvestområdet	277	3	1-5	13	0,5
VN: Vestlig nordområde	116	0	0-0	0	-
VS: Vestlig sørområde	391	2	1-4	12	0
SV: Sørvestområdet	567	13	11-16	56	0,8

5.1.3 Tilgjengelig sauebeite

Sommerbeite for sau i området omfatter områder både nedenfor og over skoggrensa. Ved registreringen i 1986 var ikke sauebeite en del av undersøkelsen, og avgrensingen av fjellbjørkeskogen nedover i terrenget ble ikke gjort ut fra noen spesiell faglig problemstilling. Ved 2005-registreringene er arealavgrensingene og takseringspunktene tilpasset formålet med undersøkelsen, og data fra 1986 er tilpasset dette på best mulig måte. Det er imidlertid en feilkilde i resultatene at noe ulike arealer bjørkeskog er inkludert for de to tidspunktene.

Beiteressurser for sau er fordelt på fjellbjørkeskog under skoggrensa og fjellbeite i låg- og mellomalpin region. Ettersom detaljeringsgraden og feilkildene er forskjellige for takseringene over og under skoggrensa er disse to framstilt separat i tabellen. Som fjellsommerbeiter i lågalpin sone regnes plantesamfunnene stivstarr-finnskjeggheier, engsnøleier og vierkratt i mellomalpin sone er det tatt med rabbesivheier uten lav, men disse utgjør en arealmessig liten del av fjellsommerbeitene. Fjellbjørkeskogen er en viktig beiteressurs tidlig og seint i beitesesongen. I 1986 ble det gjort registreringer av myr og myrskog i fjellbjørkeskogen. Dette er typer med begrenset beiteverdi (Rekdal & Strand 2005). Det er ikke skilt mellom ulike vegetasjonstyper i skog i 2005-takseringen, og arealandeler som oppgis i tabell 12 gjelder bjørkeskog som en samlebetegnelse for alle vegetasjonstyper under skoggrensa. Det er imidlertid store forskjeller i beiteverdi for ulike vegetasjonstyper, og for å få en bedre kartlegging av ulike typer må det brukes andre metoder enn det som benyttet i denne studien.

Arealmessig utgjør fjellbeitene en mye større del av sauebeitet enn bjørkeskogen. Biomasseproduksjonen er imidlertid mye større i skogen, og skogen utgjør nok en relativt større andel av selve beiteressursen enn arealet beskriver. Den kraftige økningen av bjørkeskog i enkelte delområder skyldes trolig ulik avgrensing av arealet i de to registreringene. Takseringen fra 2005 viser at andelen bjørkeskog er lik i mange av områdene, og beskriver nok likhet på landskapsnivå med skog oppover dalsidene. Sørvestområdet (SV) har klart minst skog, noe som delvis skyldes svært bratte dalsider i denne delen av området. Områdene

NØ og NM med sine breie daler og slake dalsider, har mest skog. Andelen fjellbeiter har hatt en svak nedgang mellom 1986 og 2005, men generelt er inntrykket at det er lite endringer i alle delområdene (Tabell 12).

Tabell 12: Fjellbeite og bjørkeskogsbeite for sau i hele Snøhettaområdet, forvaltningsområdene og delområdene i 1986 og 2005. Andel av fjellbeiter og bjørkeskogsbeiter er angitt som % av område og delområder slik det er definert på kartet figur 1 og fra takseringen i 1986 (Gaare et al. 2001).

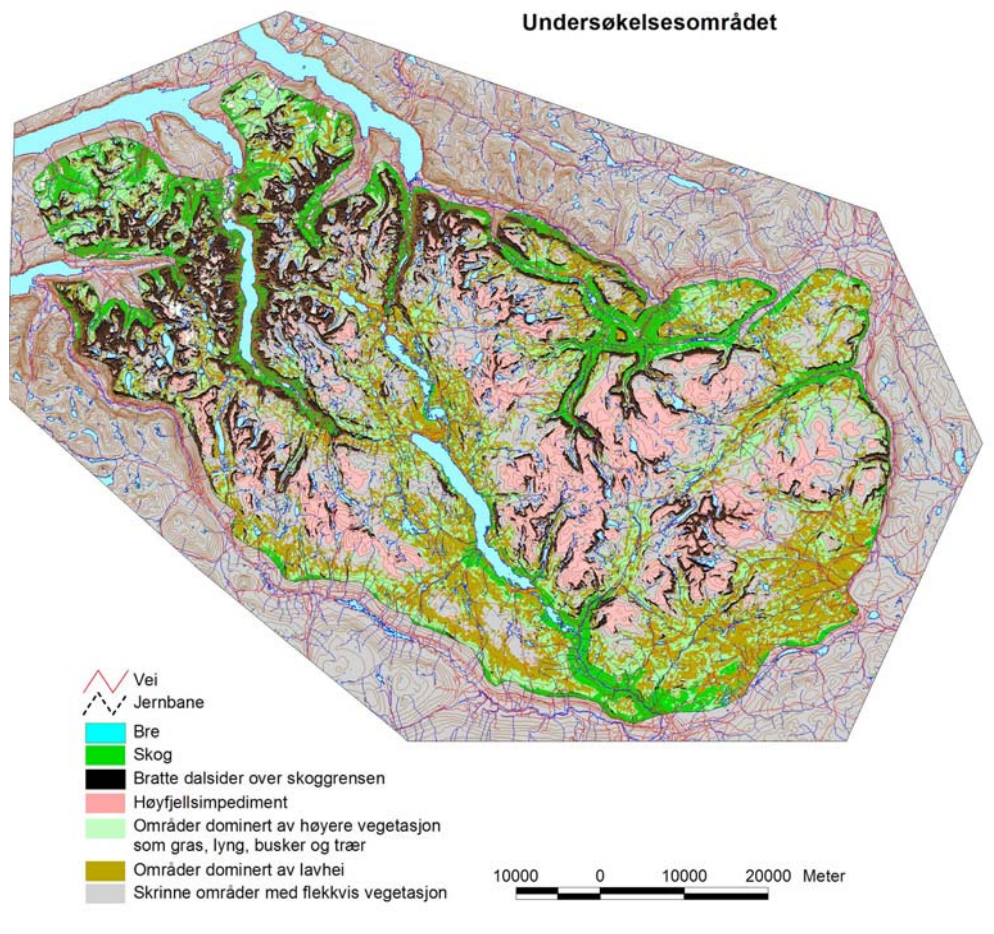
Område	Antall punkter		Areal km ²		Andel fjellbeiter		Andel bjørkeskog	
	1986	2005	1986	2005	1986	2005	1986	2005
Snøhettaområdet	1812	3648	4201	4391	18,0	16,6	3,7	8,6
Snøhetta østområde	1031	2117	2279	2393	17,9	17,6	2,9	9,5
Snøhetta vestområde	683	2056	1922	1998	17,8	16,9	3,2	6,2
SØ: Sørøstområdet	381	711	814	881	23,9	20,4	3,1	5,2
NØ: Nordøstområdet	392	993	878	937	16,8	17,5	2,3	12,3
NM: Nordlig midtområde	258	413	587	575	10,9	13,1	3,5	10,4
NV: Nordvestområdet	211	307	487	493	13,7	11,1	2,4	9,8
VN: Vestlig nordområde		711		176		20,4		5,2
VS: Vestlig sørrområde	296	438	814	719	18,9	13,8	7,4	10,3
SV: Sørvestområdet	279	580	621	610	20,1	18,1	3,6	2,2

5.2 Satellittbildetolkning

Det er utarbeidet totalt seks kart som til sammen illustrerer fordeling av beiteressurser for villrein, moskus og sau i Snøhetta villreinområde. Det er laget et oversiktskart som framstiller de områdene som kan ha verdi som beiteressurs, fordelt på hovedklassene (Kart 1). I dette arbeidet har vi definert områder som uten beiteverdi på følgende måte: områder nedenfor 200 m under skoggrensa, områder over 1600 meter i øst og 1400 meter i vest som antas å være høgfjellsimpediment og skråninger brattere enn 30 grader.

Det er laget fem temakart som viser fordelingen av tilgjengelige beiteressurser. Følgende tema presenteres: vinterbeite og sommerbeite for villrein (Kart 2 og 3), vinterbeite og sommerbeite for moskus (Kart 4 og 5) og sommerbeite for sau (Kart 6).

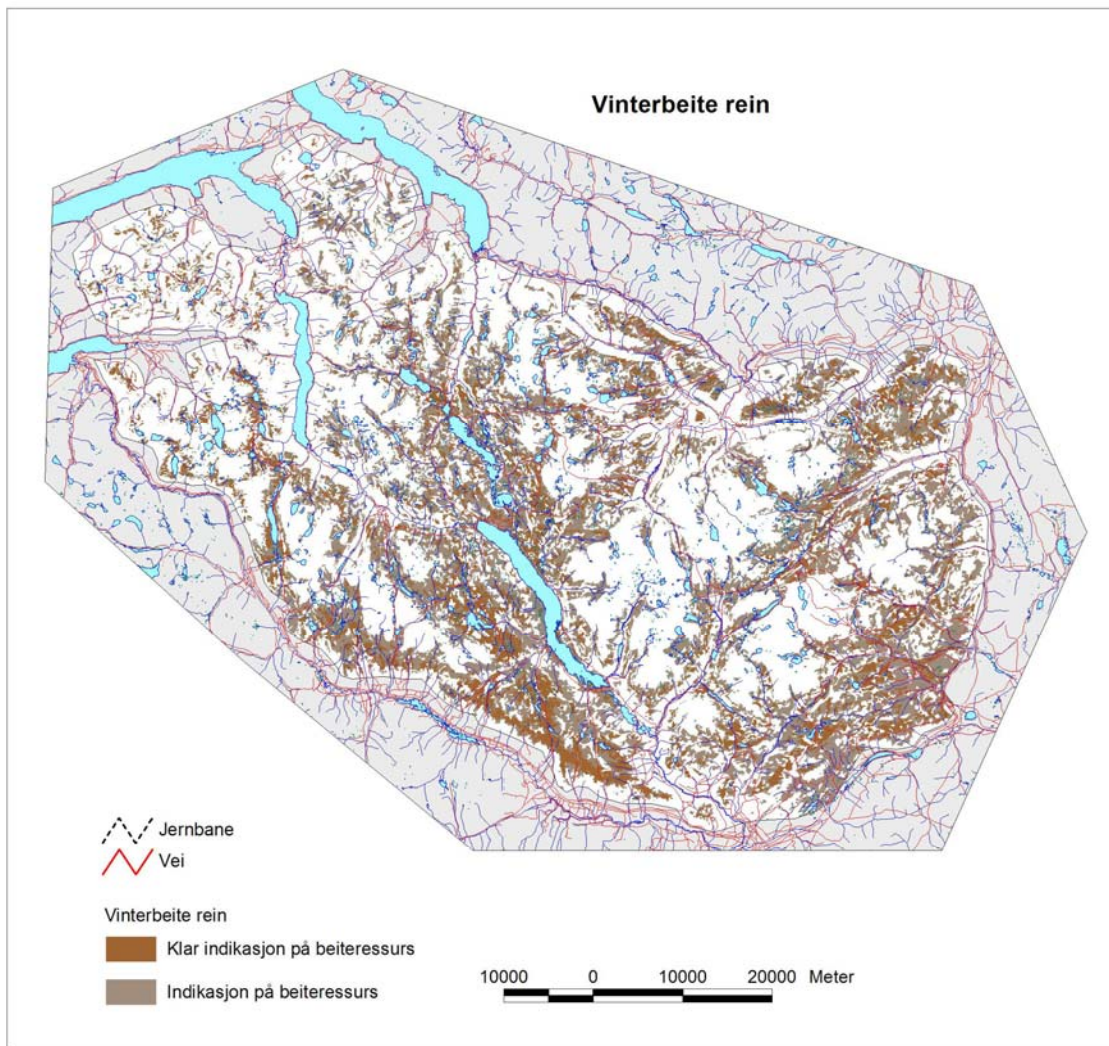
Temakartene tar utgangspunkt i de hovedklassene for tilgjengelig beiteressurs i kart 1. Basert på kunnskap om de enkelte dyrenes næringsvalg og arealbruk er det definert beitearealer innenfor hovedklassene. Disse defineringene er gjort separat for hvert temakart, men NDVI-indeksen har vært sentral for de fleste kartene (jfr. beskrivelse i kapittel 3.2.2 og Tabell 5).



Kart 1: Oversikt over områder med tilgjengelige beiteressurser i Snøhetta villreinområde, fordelt på tre hovedklasser; Områder dominert av høyere vegetasjon, områder dominert av lavhei og skrinne områder med flekkvis vegetasjon. Arealer utenfor disse klassene antas å være uten beiteverdi.

5.2.1 Områder med tilgjengelig beiteressurs for villrein

Vinterbeite for rein (Kart 2) er primært lokalisert til områder med lavhei, og alle områder innen hovedklasse "Områder dominert av lavhei" er inkludert i beiteressursen. I tillegg kan det være tilgjengelig vinterbeite i overgangen til impediment, lokalisert i høydelaget ovenfor lavheia. Beiteressursen kan her avgrensnes som områder med høy NDVI, som indikerer flekkvis forekomst av vegetasjon i områder som ellers mangler vegetasjon. Det kan også være tilgjengelig vinterbeiteressurs i den tredje hovedklassen "Områder dominert av høyere vegetasjon". Her kan det finnes flekkvis forekomst av lavhei i mosaikk, og beiteressursen avgrensnes som de arealene innen klassen med lavest NDVI. Framstilling av beiteressursen lavhei har noen feilkilder ettersom både slitt lavhei og blokkmark med kartlav kan forveksles med tilgjengelig beiteressurs slik satellitten tolker overflata. Vi har derfor valgt å framstille tilgjengelig vinterbeiteressurs for villrein som todelt, avhengig hvor klart signalet om denne beiteressursen er i datamaterialet (Kart 2).

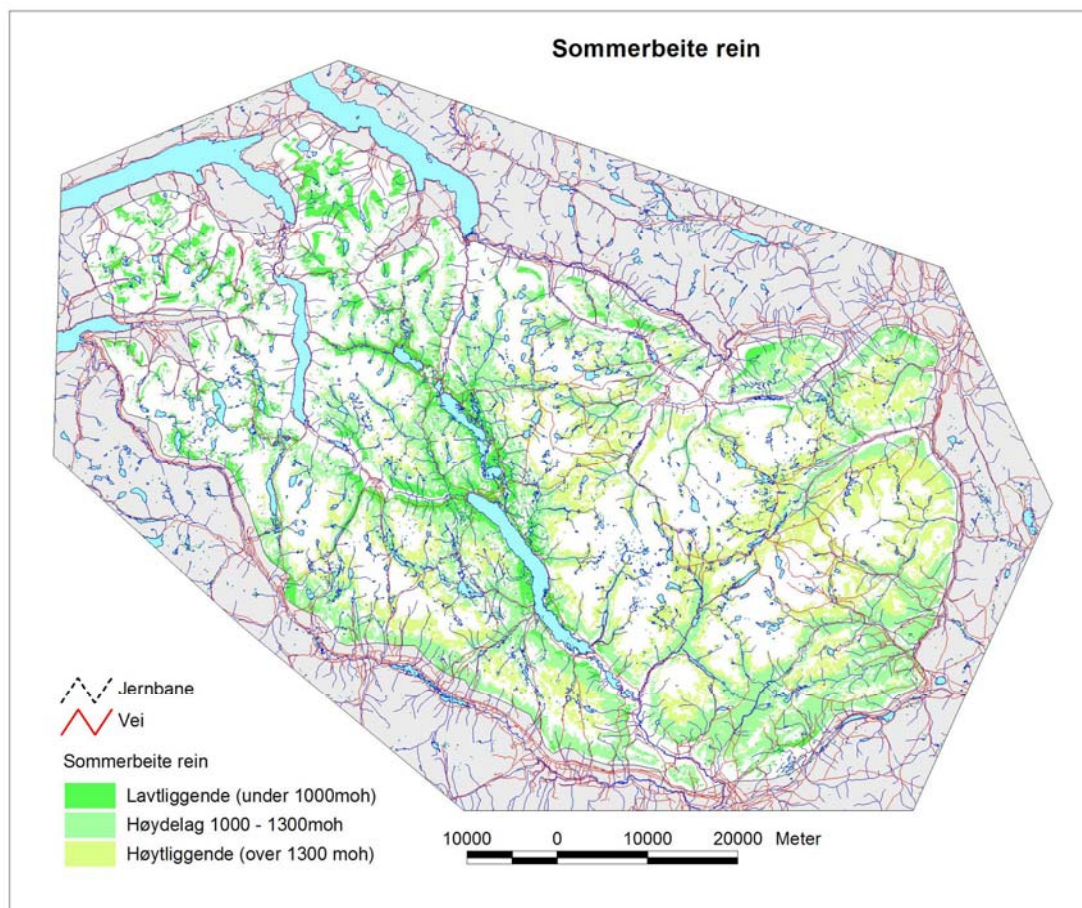


Kart 2: Temakart – vinterbeiteressurser for villrein i Snøhetta villreinområde.

De maskene og grunnlaget for inndelingen som er brukt i utarbeidelsen av beiteressursskartene varierer delvis fra øst til vest i villreinområdet. Både terrenget og klimatiske og geologiske forhold har en klar øst-vest-gradient. Dette fører til at grunnlaget som er brukt i utarbeidelsen av kartet passer bedre i enkelte deler av området enn i andre. Vurderingen opp mot vertikalfoto langs flyruta viser at avgrensingen av lavhei i vest trolig har en del unøyaktigheter og feil, dvs. en del av det som framstår som lavhei helt i vest er trolig ikke lavhei. Dette har flere årsaker. Den viktigste er at den mosaikken av impediment (blokkmark, ur, fjell, snø) og vegetasjon gir et signal som er svært vanskelig å skille fra lavhei som inngår i tilsvarende mosaikker. Dette forsterkes på steder der steinflatene er helt dekket med kartlav, som av satellitten kan tolkes som andre lavarter (spesielt gulskinn) (Hans Tømmervik pers. medd. 2005). Også tørr gråmose kan feiltolkes som lav når den er tørr, mens gråmosen i fuktig tilstand kan bli detektert som en graskledd overflate (Mulhern 1995). Kontroll mot vertikalfotografiene fra prosjektet viser tydelig at dette problemet øker mot vest, hvor også lavheia blir mer spredt og sjelden. Det har ikke vært grunnlag for i dette prosjektet å kalibrere for problemet og en bør ta hensyn til dette ved vurdering av kartbildet.

Sommerbeiteområder for rein (Kart 3) ligger over skoggrensa og lavheia er ikke en beiteressurs. Primært foregår sommerbeite i "Områder dominert av høgere vegetasjon..." (jfr. beskrivelse av sesongbeite i Tabell 1). Hovedklasse lavhei inneholder en mosaikk av vegetasjonstyper både med og uten lavdominans. Arealer med høg NDVI indikerer her lite fore-

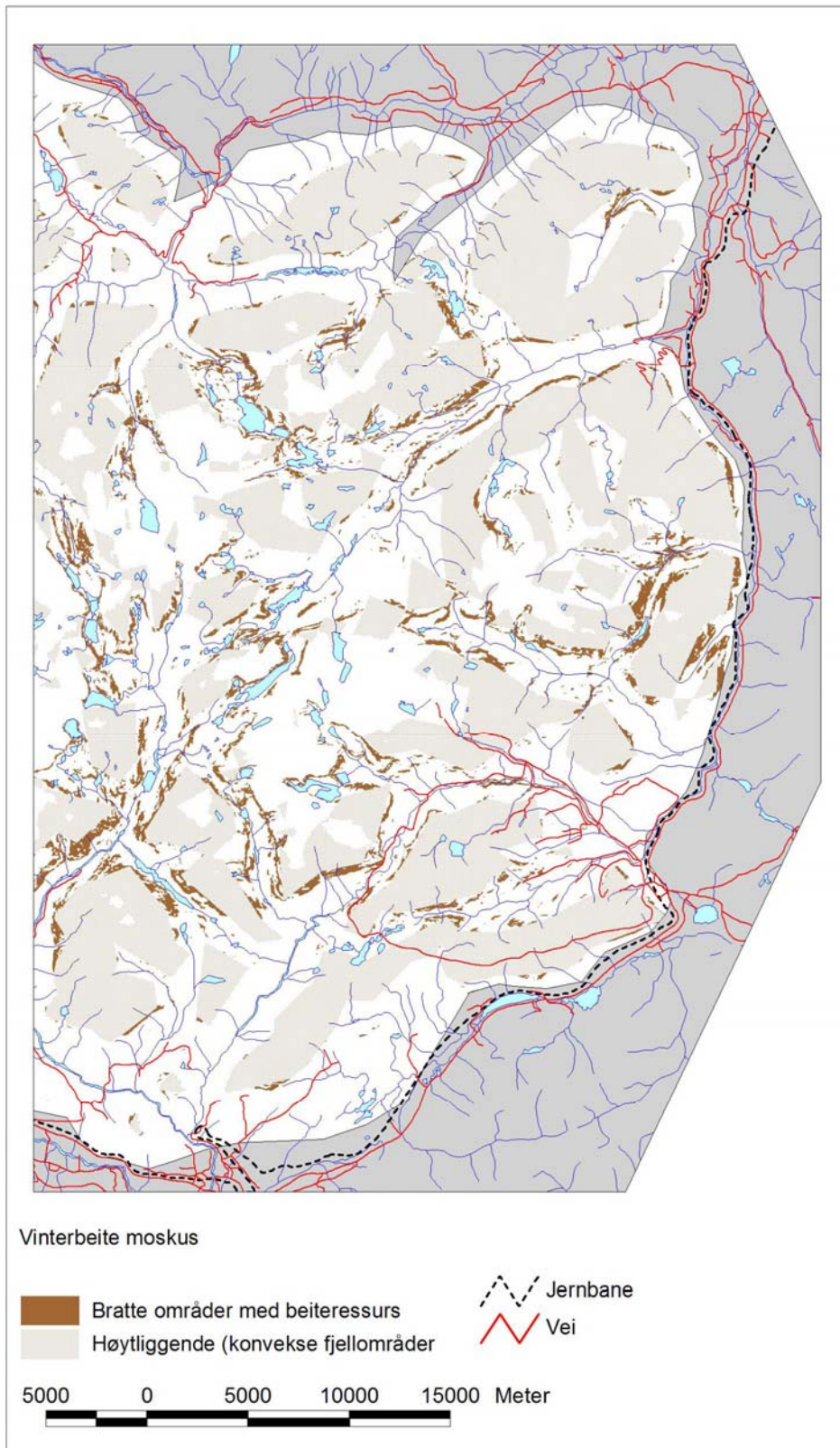
komst av lav, men forekomst av annen høgere vegetasjon. Vi har derfor valgt å inkludere lavhei med de høgste forekomstene av NDVI i sommerbeite for rein. Utover seinsommeren trekker dyra oppover i terrenget for å følge våraspektet og utnytte proteinrikt for (jfr. kapittel 2.2). I denne perioden kan villrein beite i flekkes eller mosaikk av grasvegetasjon i høgjellet (Kart 3). Dette er områder med høg NDVI i hovedklasse "Skrinne områder". Grasvegetasjonen her vokser i mosaikk med lavhei, og er derfor også markert ut som vinterbeite for rein (jfr. Kart 2).



Kart 3: Temakart – sommerbeiteressurser for villrein i Snøhetta villreinområde. Kartet indikerer sesongvariasjon i beiteressurser, der lavtliggende områder beites tidlig i sesongen og høyereliggende områder beites utover ettersommeren og tidlig høst.

5.2.2 Områder med tilgjengelig beiteressurs for moskus

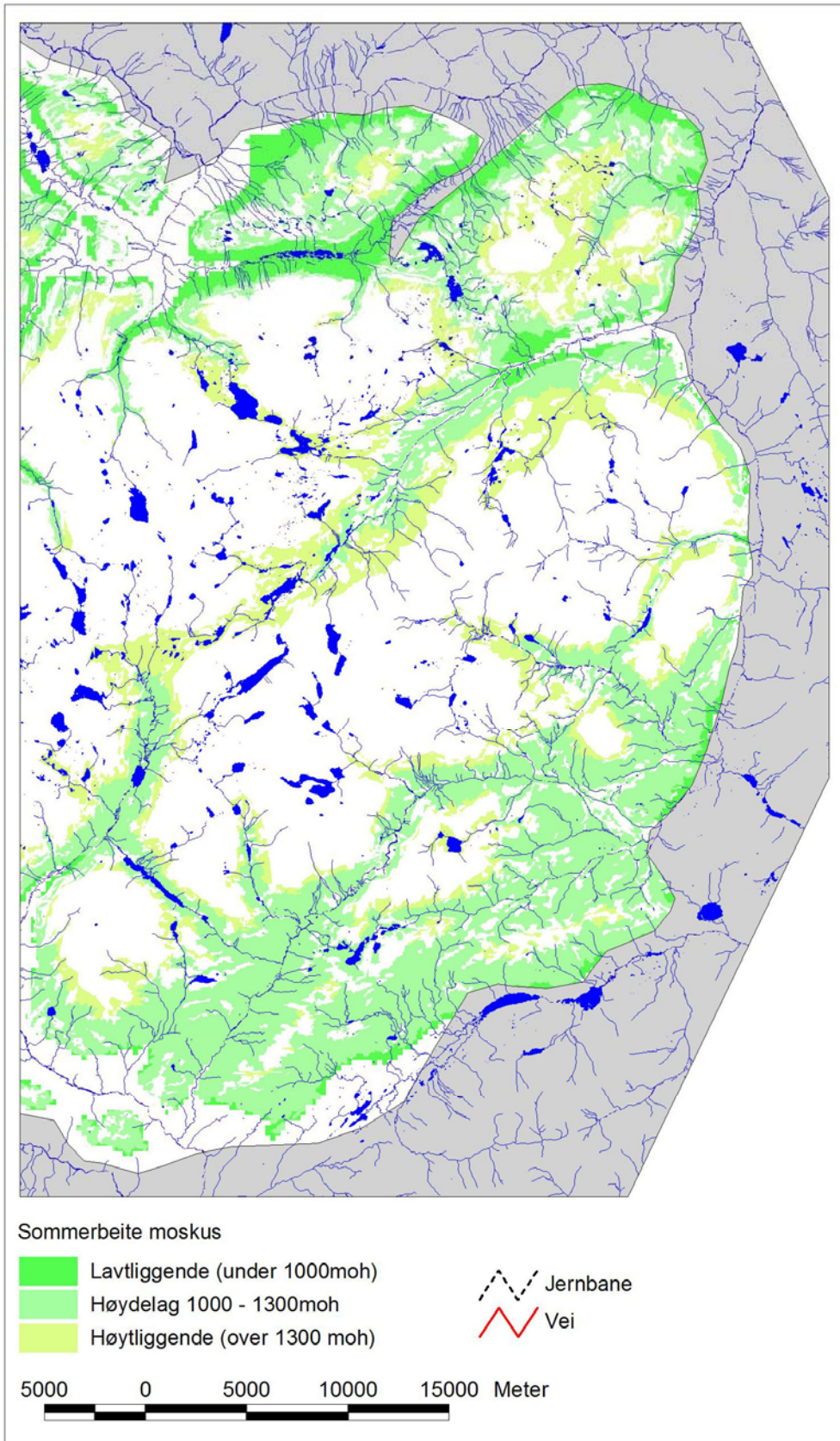
Moskusen er en relativt ny art i området, og fordelingen av dyr gjenspeiler så vel historiske som vegetasjonsmessige betingelser. I hovedsak oppholder moskusen seg fremdeles primært nær de områdene der den opprinnelig ble satt ut. De senere årene har stammen utvidet sitt oppholdsområde, men finnes fremdeles bare i en begrenset del av villreinområdet. Vi har derfor valgt å utarbeide beiteressurskart for moskus som dekker de områdene der dyrene finnes i dag og for områder der den potensielt kan tenkes å spre deg innen de neste årene.



Kart 4: Temakart – vinterbeiteressurser for moskus. Kartet viser bratte områder med tilgjengelig beiteressurs, og antyder i tillegg mulig vinterbeiteressurs på konvekse flater (rygger) i høgfjellet.

Vinterbeite for moskus (Kart 4) er i hovedsak avgrenset til områder med lite snø. Det er ikke tilgjengelig gode data for snøfordeling i området, og utvikling av beiteressurskartet har derfor bygd på andre typer data, hovedsakelig terrengdata i kombinasjon med vegetasjonsindeksen NDVI. Det finnes en del detaljerte feltobservasjoner av moskus på vinterbeite (Tord Bretten, Oppdal bygdeallmenning, pers medd., Alendal 1973). Slike data har vært nyttige for å avgrense beiteområder og definere treningsfelter, dvs. koble signaler i satellittbildet med kjente observasjoner. Dette fungerer som et utgangspunkt for videre definering og avgrensning av områder. Vinterbeite foregår høgt til fjells i områder mellom 1100 og 1700 m o.h. I tillegg søker moskusen til områder med helling på mellom 15° og 30°, der snøen raser av. Innenfor disse arealene er moskusbeite definert som områder i hovedklassene "Skrinne områder..." med middels til høg NDVI hvor den er svært nøysom og beiter på spredte småflekker med vegetasjon (i lavhei representerer mosaikk med grasvegetasjon (høg NDVI) vinterbeiteressurs for moskus) og "Områder dominert av høgere vegetasjon..." der arealer med høg eller middels NDVI er en beiteressurs dersom de samtidig er områder med lite snødekke. I tillegg søker moskusen opp på fjelltopper der disse er blåst bare for snø. I beiteressurskartet er dette angitt som i hovedsak konvekse områder (rygger) i høgdelaget mellom 1100 og 1700 m.o.h. For å beregne dette ble høgdemodellen omregnet til en grovere oppløsning (500 m) og konvekse områder ble definert som områder der høgden er større en gjennomsnittshøyden i en omgivelse på 2500 x 2500 meter (for å unngå flate områder ble grenseverdien satt til 1, dvs. at høgden – gjennomsnittshøgden > 1). Disse områdene finnes i beiteressurskartet som skraverte felt.

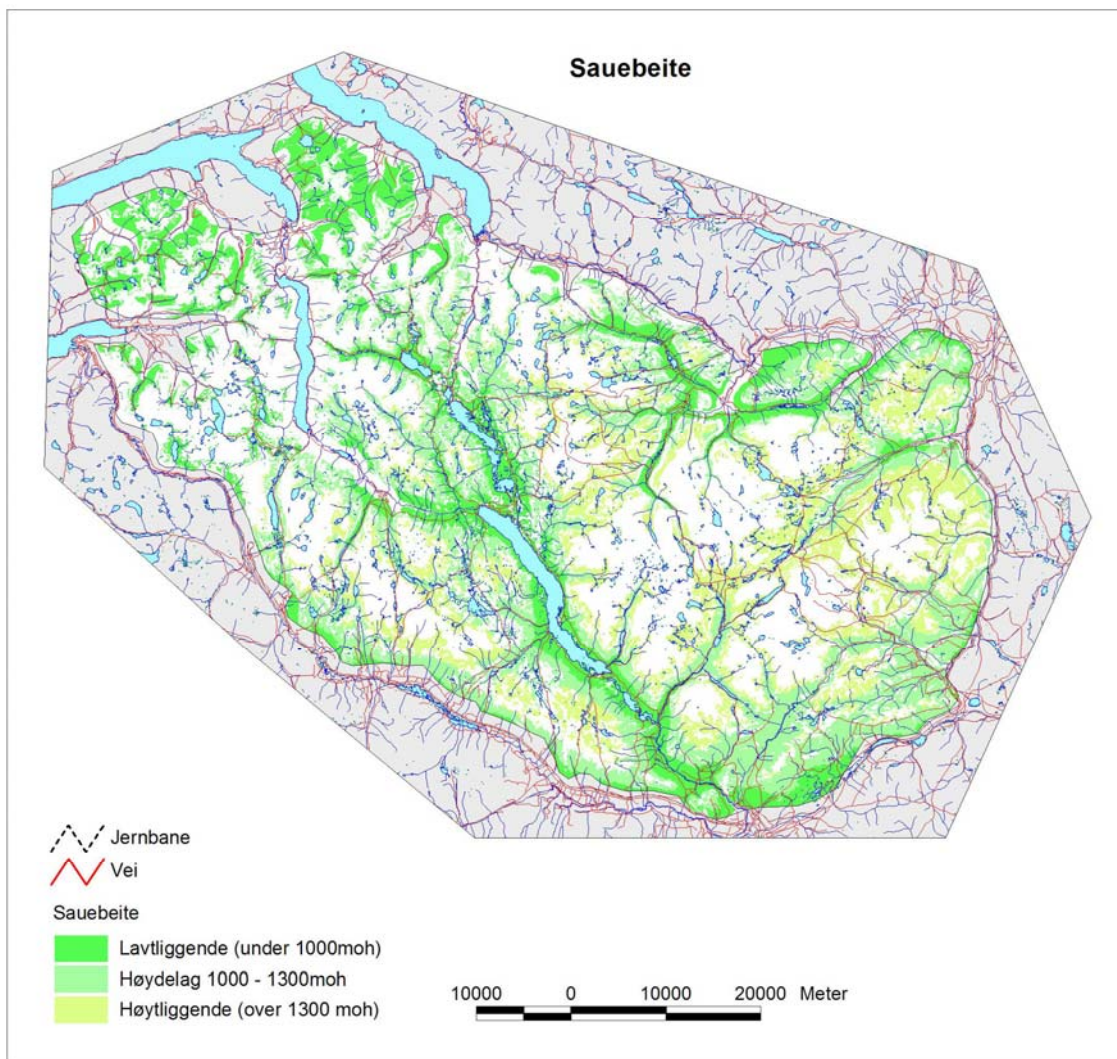
Sommerbeiteområder for moskus (Kart 5) går helt ned til 800 m o.h. i Drivdalen og ned til ca. 1000 m o.h. på Hjerkin. Beite foregår på frodige grasflekker langs elver og småbekker, og også urter og busker inngår i beiteressursen. Dyrene trekker ned i bjørkeskogen fra ca midt i april (gjærne kyr først og okser litt seinere). Som villrein trekker den oppover utover sesongen. Utover ettersommeren og høsten beiter de også i musøresnøleier opptil 1400 m o.h. I forhold til hovedklassene på beiteressurskartet er sommerbeite for moskus avgrenset til alle områder i hovedklasse "Områder dominert av høgere vegetasjon..." og lavhei med forekomst av gras og andre arter enn lav (dvs. lavhei med høg NDVI). I tillegg representerer "Skrinne områder..." med høg NDVI er seinsommerbeite i høgfjellet (Kart 5).



Kart 5: Temakart – sommerbeiteressurser for moskus. Kartet indikerer sesongvariasjon i beiteressurser, der lavtliggende områder beites tidlig i sesongen og høyereliggende områder beites utover ettersommeren og tidlig høst.

5.2.3 Områder med tilgjengelig beiteressurs for sau

Beiteressurser for sau i områder er avgrenset til å omfatte fjellet og bjørkeskogen ned til ca. 200 m under skoggrensa. Områder som representerer sauebeite overlapper for en stor del områder som også er sommerbeite for villrein og moskus. Sauebeiteressurser finnes i alle områder i hovedklasse "Områder dominert av høgere vegetasjon..." . I motsetning til villrein er også områder under skoggrensa viktig sauebeiteressurs. Også sauene trekker oppover i terrenget utover i sesongen, men dersom tilgangen på beite er bra kan de, i vertfall lokalt, holde seg nede i skogen til langt utpå sommeren. Tilsvarende som for villrein og moskus representerer impediment med høg NDVI seinsommerbeite for sau i høgfjellet. Ingen områder dominert av hovedklasse lavhei representerer beiteressurs for sau.



Kart 6: Temakart – sommerbeiteressurser for sau. Kartet indikerer sesongvariasjon i beiteressurser, der lavtliggende områder i bjørkeskogen beites tidlig i sesongen og høyereliggende områder beites utover ettersommeren og tidlig høst.

6 Diskusjon og oppsummering

6.1 Beiteressurssituasjonen i Snøhetta villreinområde

6.1.1 Villreinbeite

Den visuelle takseringa av vegetasjon i Snøhetta villreinområde viser en svak tilbakegang for vegetasjonstyper som representerer vinterbeite for villrein. Tilbakegangen gjelder totalt for hele området, og for alle delområdene med unntak av ett. Tilbakegangen er størst i sør-øst-området, men dette er fremdeles et av de delområdene med størst arealandel lavbeite. De områdene med størst arealandel lavbeite (SØ, NM og SV) har også de største endringene siden forrige taksering, og samtidig også størst nedgang i slitte lavbeiter (uavhengig av om arealandelen har gått fram eller tilbake), så tilgangen på lav er trolig bedre i alle disse områdene i 2005 enn i 1986.

Snødekkets mektighet og varighet dirigerer utbredelsen av rabbevegetasjon, og sommernedbør og fuktighetsforhold styrer mengden av lav. Årsnedbøren i Snøhettaområdet har økt noe i løpet av de siste 30 år (Kilde: Meteorologisk institutt). Dersom endringer i nedbør har vært forskjellige i høge og lågere fjellpartier og mellom vinternedbør som snø og sommernedbør som regn kan dette påvirke fordelingen av vegetasjonssamfunn og medvirke til å forklare den registrerte endringa. Samtidig er det viktig å understreke at presisjonen ved bestemmelse av plantesamfunn på rabbene, når lavdekket endrer seg, har flere feilkilder og unøyaktigheter. Dermed kan en del av de registrerte endringene være knyttet til metoden, og ikke til reelle endringer. Satellittdataene fra 1986 finnes, men har ikke vært tilgjengelige for dette prosjektet. Med tilgang på disse dataene kunne forholdet mellom reelle endringer og metodiske feil vært beskrevet og drøftet på en bedre måte.

Det har vært en tydelig nedgang i andelen slitte og middels slitte beiter, og tilsvarende økning i andelen uslitte beiter mellom de to takseringstidspunktene. Denne utviklinga er spesielt tydelig i delområdene SØ og SV, som også er de delområdene med størst andel lavbeiter av totalt areal. Den økte andelen uslitte beiter viser at bestandsreguleringa av villrein i dag fører til en oppbygging av beiteressursene i store deler av villreinområdet, og spesielt i de områdene med stor andel vinterbeite. Uslitte vinterbeiter er et uttrykk for at beite er mindre enn tilveksten, og kan tokes som redusert tetthet av dyr. Både for området samlet og for begge forvaltningsområdene hver for seg har lavressursene tydelig forbedret seg fra 1986 til 2005.

Redusert tetthet av dyr kan både skyldes at dyrene frivillig beiter i andre områder, men kan også være et uttrykk for at dyr unngår noen områder. Reinens evne til å tilpasse seg tekniske inngrep er debattert, men det er påvist at villrein er sårbar for forstyrrelser som resultat av ferdsel og tekniske installasjoner, og at dyrene unngår områder med mye forstyrrelse (se for eksempel Andersen & Hustad 2004). I slike situasjoner kan redusert beiteslitasje være et mål på økt forstyrrelse. Nær tekniske anlegg som lokaliserer mye aktivitet ser en ofte at lavdekket er mindre slitt enn andre steder (Strand et al. 2006, Strand et al. 2001). Studier kan tyde på at reinen lettere venner seg til faste anlegg uten "folk i terrenget" (Reimers et al. in prep.).

Kartene i denne rapporten beskriver den romlige fordelingen av beiteressurser i området, og viser at vinterbeiter for villrein har størst forekomster i østlige deler (Vålåsjø, Hjerkinnplasset og Nystugguhøi), områdene sør, nord og vest for Aursjøen og oppå fjellet sør og nord for Åmotsdalen. Dette er et uttrykk for fordeling av vegetasjonstyper med lavbeiteressurs (greplyngheier og rabbesivheier med lav). Det er naturlig å anta at den viktigste årsak til denne fordeling er klimatisk. Nedbørnormalen for Aursjøen er omtrent det dobbelte av Fokstua. I vest faller en større andel av årsnedbøren som snø. Snødekkets mektighet og varighet er svært avgjørende for utviklingen av vegetasjonsmosaikk i fjellet. I lågalpin region gir

vindeksponerte, snøfattige rabber greplynghei. Dersom det i tillegg er lite sommernedbør blir det større mengder lavvegetasjon. I mellomalpin region får en det samme mønster når det gjelder lavmattene, men lyng og dvergbusker erstattes der av rabbesiv og iblant sauesvingel.

I en situasjon med stadig større press på fjellområdene, både i form av økt ferdsel og turisme og i forhold til tekniske inngrep i randsonene er overvåking av beiteressursen et viktig virkemiddel for å følge med utviklingen og kvaliteten på leveområdet for villrein i Snøhetta. Ved vedvarende beiting kan lavmattene raskt beites ned, og fordi laven vokser seint vil selv låg reinitetthet kunne holde lavbeitearealene langt under produksjonsmaksimum (Gaare & Tømmervik 2000). Overvåking av lavbeitene kan ha ulik frekvens i ulike områder avhengig av lavbeitenes tilstand og graden av press fra turisme og utbygging. Dersom en i Snøhetta opprettholder dagens reinitetthet vil det være naturlig å gjennomføre en ny lavbeitetaksering om 7-12 år. Tidsanslaget er basert på det dagens kunnskap om gjenvekst av lavbeiter (Gaare & Skogland 1980, Kumpula et al. 2000). Tilveksten av ei lavmatte avtar når den blir moden, ved ca. 5 cm tykkelse, og på et visst tidspunkt vil en gitt reinitetthet beite den årlige tilveksten.

6.1.2 Moskus

I den gjennomførte studien er det gjennomført taksering av beiteressurser for hele villreinområdet. Moskusen har sitt primære tilhold i en liten del av dette området, men er i spredning. Vinterbeite for moskus er generelt fra 1100 moh og oppover. Gjennom vinteren går det okseflokker helt opp til toppen av fjellet Kolla (1650 moh), og moskusen bruker også hele Nystugguhø (opptil 1700 moh). Dyrene er bare helt unntaksvis nede i skogen på vinteren. Først når våren kommer slipper de seg ned til bjørkeskogen, og beiter på frodige grasletter og vierkratt langs elver og bekker (Kilde Tord Bretten, oppsynet Oppdal Bygdeallmenning). De vegetasjonstypene som representerer en vinterbeiteressurs for moskus har hatt en økning i hele Snøhetta, men klart mest økning i det delområdet hvor moskusen stort sett holder til (SØ). Utbredelseskartene for moskusbeiter viser at vinterbeiter er den mest begrensede beiteressursen i området. For å gi sikrere anslag på vinterbeiteressursen med bruk av fjernmåling, trengs mer detaljerte digitale høgdedata enn vi har hatt tilgang på i dette prosjektet.

Kartene som viser fordeling av beiteressurser omfatter de østlige delene av Snøhettaområdet, dvs. de områdene der moskusen holder til i dag samt de områdene den forventes å spre seg til de kommende åra. Kartene viser at det er store tilgjengelige områder for både sommer- og vinterbeite, og indikerer tilgjengelige beiteressurser utenfor det området som brukes i dag. Mye tyder på at beiteressurstilgang ikke er begrensende faktor for økning i moskusbestanden på Dovrefjell nå. Kartene er laget på bakgrunn av utmaskering av områder, og er derfor grove beskrivelser av områder. Men innenfor disse arealene er det en mosaikk av ulike vegetasjonstyper og mosaikk. Moskusen utnytter deler av arealet innenfor denne mosaikken når den beiter, og trolig velger den beite på en romlig skal som er mye mer finmasket enn det som er beskrevet i det satellittbaserte kartet. Det finnes mangelfull kunnskap om moskusen sitt næringsvalg og arealbruk, sammenliknet med villrein. Moskusen velger i utgangspunktet en liten del av arealet til vinterbeite. Kravene til både liten snømengde og tilgang på grasvekster begrenser tilgjengelige beiter. Innen et gitt område vil en liten del av arealet oppfylle alle kravene til beite. Med dette som utgangspunkt er det antydning at vinterbeite kan være begrensende dersom populasjonen fortsetter å vokse uten å ta i bruk nye vinterbeiteområder (Nellemann 1998). Observasjoner fra senere år tyder på at moskusen er i ferd med å ta i bruk nye områder (T. Bretten, pers. medd.).

De nylig vedtatte forvaltningsplanen for moskus (Fylkesmannen i Sør-Trøndelag 2006) setter ingen øvre grense for antall moskus på Dovrefjell. Etter at veksten har vært moderat i nesten 50 år er populasjonen nå i svært kraftig økning. Samtidig viser observasjoner at moskusen nå begynner å trekke ut fra sitt opprinnelige tilholdsområde og tar i bruk nye om-

råder, spesielt innenfor skytefeltet på Hjerkin. Kartet viser at det finnes tilgjengelige beiteressurser for moskus utenfor det område den tradisjonelt har holdt til.

6.1.3 Sauebeite

Både bjørkeskogen i fjelldalene og grasrike områder i fjellet er viktige beiteressurser for sau. Sommerbeiteressursen i fjellet overlapper delvis sommerbeiteressurser for rein og moskus, men dekker til sammen svært store arealer. Vegetasjonstyper som representerer fjellbeiter for sau utgjør 15-20% av arealene i Snøhettaområdet, og har vært relativt stabil i området gjennom den studerte perioden. Det er registrert en klar økning av bjørkeskog mellom de to tidspunktene. Dette kan delvis skyldes rent metodiske forhold ettersom yttergrenser for områdene var ikke helt identisk ved de to analysetidspunktene, og dette påvirker stort sett bjørkeskogsarealene i randsonen. Samtidig er det velkjent at det foregår en jengroing av kulturlandskapet i fjelldalene (Olsson et al. 2000), og det er også antydning at klimaendringer kan forsterke denne utviklinga (Hofgaard 1997). Til sammen kan dette ha medvirket til økningen av bjørkeskogsareal som er vist i den visuelle takseringen.

I fjelldalene nord i området (Sunnadal) kan beiteområdene avgrensnes helt ned til heimegarden, eller så langt ned bjørkeskogen går. Et slikt beitemønster krever at sauene er kjent, og kjenner gode beitelokaliteter i nærområdet. Kunnskap om lokale forhold, både i forhold til naturgrunnlag, sauebesetninger og historisk bruk er sentralt for å kvantifisere beiteressursen i området.

Sauens bruk av områder på liten romlig skala har vist seg å være et vanskelig forskningsfelt. Studier med bruk av radiosendere og finskala studier av beitemønster viser at sauene utnytter en relativt liten del av arealet til beite og at de er selektivt både på geografisk nivå og i forhold til vegetasjonstype og helt ned til hvilke rekkefølge de velger enkeltarter. Hvor stor del av et arealet som faktisk utnyttes ved sauebeite er dermed avgjørende for å beregne beiteressursen og for å angi antall sau som kan slippes på beite. Kartet som er laget i denne studien skisserer fordelingen over større arealer og har en mye grovere romlig oppløsning enn det som sauene utnytter i sitt beite. Det er dermed ikke mulig å antyde hvor stort antall sau det er grunnlag for å slippe på beite innenfor et bestemt område på grunnlag av den metodikken som er brukt her.

Sauens beitemønster innenfor et lite areal er sentralt for å kunne beskrive arealbehov og hvor mange sau som kan slippes på beite innen et område. Detaljerte studier av enkeltdyr viser at de er svært selektive på liten skala. Hvor effektivt arealene utnyttes er like viktig som totalt tilgjengelig areal for å si noe om beiteressurstilgangen.

6.2 Metodisk

I dette prosjektet er det benyttet data fra to ulike metoder. Dels en metodikk basert på visuelle observasjoner av et stort antall punkter fordelt over hele området og dels en kartlegging basert på satellittdata (Landsat). Disse to metodene utfyller hverandre slik vi har brukt dem. Satellittdataene har gitt grunnlag for en analyse av romlig fordeling av ulike arealtyper og beiteressurser, mens utvalgsobservasjonene har gitt utgangspunkt for kvantitativ analyse av sesongbeite, slitasje av lavmattene og til dels forekomsten av viktige barmarksbeiter. Hovedforskjellene mellom de to metodene er knyttet til forholdet mellom direkte observasjon og indirekte observasjon (gjennom satellittens instrumenter) og til ulikhet i minste observerte enhet (oppløsning). Den visuelle punktobservasjonen har en oppløsning på ¼ m og kan fange opp variasjoner i beiteforhold i småmønstret mosaikk. Snøleier og lavrike rabbesamfunn er eksempel på vegetasjonstyper som opptrer i mosaikk av den typen. Satellitten brukt i denne studien har en oppløsning på ca 30x30 m, og med den naturlige mosaikken i fjellvegetasjon forekommer ofte både rabber og snøleie innenfor samme piksel (se figur 5).

Det er en rekke med generelle problemstillinger knyttet til denne typen klassifisering av natur. Hvis vi ser bort fra skalaelementet er spørsmålet om selve klasseinndelingen et av de

viktigste. Hvor grove eller detaljerte klasser skal en bruke? Dette vil ofte være et ressurs-spørsmål i og med at detaljerte inndelinger normalt vil være mer ressurskrevende enn grov klasseinndeling. Normalt må man gjøre en avveining mellom faglig behov og kostnader. Ved de typer metoder vi har brukt her er det også spørsmål om en praktisk har mulighet til å fange opp de klassene en ønsker, det være seg ved visuell observasjon fra fly eller gjennom analyse av satellittdata.

Visuelle punktobservasjoner er som tidligere nevnt avhengig av en trent observatør. Metoden ble utviklet til å passe i norske fjellbeiter og for å estimere mengden av lavbeite (Gaarde & Eriksson 1981). Lavbeitet er visuelt karakteristisk og dermed ganske lett å skille ut fra omgivelsene etter denne metoden. Det ble etter hvert også behov for å utvide metoden til å omfatte elementer av barmarksbeite. Dette er vegetasjonstyper som er betydelig vanskeligere å skille ut. Ikke bare er det en større kompleksitet i aktuelle vegetasjonstyper, men det er også en tydelig sesongvariasjon knyttet til høydegradient og vekstsesong for de aktuelle vegetasjonstypene. Feilkildene ved selve registreringen kan dermed forventes å være høyere for barmarksbeite enn for lavbeitene. Her er det trolig et potensial for å videreutvikle metode, og det er naturlig å søke mot en klarere utskilling av seint framsmeltede barmarksbeiter. Her kan beitedyra nå planter i våraspekt seint i sesongen, og dette representerer næringsrikt beite.

For satellittbildeanalysene er det spesielt tre forhold som er viktige å diskutere: 1) om satellittens instrumenter er i stand til å fange opp signaler som gjør at en kan skille mellom de ulike klassene man søker, 2) spørsmålet om skala (billedoppløsning) og særlig hvordan naturlig mosaikk på finere skala enn billedoppløsningen påvirker signalet og klassifiseringsmuligheten og 3) hvor fin klasseinndeling man ønsker og i hvor stor grad dette er begrenset av de to foregående punktene.

Gjennom dette prosjektet ser vi at selv for den klassifiseringsoppgaven som på forhånd kan synes mest enkel (vinterbeite for rein) er det problemer knyttet til de to første elementene som beskrevet ovenfor. Signalene fra satellittens ulike bånd gjør det vanskelig å skille visse typer impediment (spesielt stein eller blokkmark med dekke av kartlav) fra lavhei. Dette problemet øker i områder med småskalig mosaikk av grønn vegetasjon, mose, vann i kombinasjon med fjellknauser, ur og lavhei. Dette er et resultat som til en viss grad er i strid med observasjoner andre steder. Strand m.fl. (2006) rapporterer at de har nær 100 % treff for klassifisering av bart fjell på Hardangervidda. Dette avvikende resultatet mellom prosjektene kan dels skyldes metodiske ulikheter, ulikheter i ressurstilgang for de to ulike prosjektene som særlig påvirker muligheten for feltkalibrering eller ulikheter i naturforhold. Naturforholdene i vårt studieområde varierer mye, og fordelingen av ulike vegetasjonstyper og mosaikken mellom dem er ikke lik over det hele. I vest er det større relieff og kraftigere innslag av fast fjell innen denne type mosaikk. Det er også generelt mindre lavhei i vest, trolig knyttet til klimatiske forhold (nedbør og snødekke). Problemet med feilklassifisering, der impediment tolkes som lavhei, øker dermed mot vest. Tilsvarende problemer må påregnes også for de andre klassene, men er ikke så klare og lette å påvise.

Det finnes mange studier der satellittbildetolkning er brukt som utgangspunkt for beiteresurs- eller vegetasjonskart. Tradisjonelt har det til slike analyser vært brukt pikselklassifisering og statistiske metoder for å evaluere klassifiseringen mot piksler med kjent innhold. Kvaliteten på slik klassifisering ligger normalt rundt 80 % (Strand et al. 2006, Tømmervik et al. 2003). Det er en fordel med metodikken at det er mulig å beregne klassifikasjonsstatistikk på denne måten. Det er samtidig et problem at støyen i klassifiseringen gjør at gjenkjennbare strukturer i vegetasjonssammensetningen i landskapet blir vanskelig å finne igjen i satellittbildekartet. Strand m.fl. (2006) rapporterer at resultatet forbedres når satellittsignalene suppleres med data om for eksempel terrengvariasjon. Dette er i samsvar med våre observasjoner, men det er et problem at vi ikke har tilgang på regionalt dekkende høydedatabaser med bedre nøyaktighet enn 20 m ekvidistanse (se under). Det betyr at analysen

ikke fanger opp viktig detaljinformasjon på finere skala, noe som er særlig viktig for mosaikken av rabbe (i konvekse partier) og snøleier i konkave.

De statistiske beregningene er samtidig begrenset av de grunnleggende problemene ved satellittbildetolking, spesielt skala i forhold til naturlig mosaikk, og resultatene vil aldri bli bedre enn de mulighetene som ligger i utgangsdata. Metoden vi har brukt i dette prosjektet er til sammenligning mer overordnet, men gjør det lettere å få frem mønstre i landskapet og også å kombinere den tradisjonelle klassifiseringen med andre egenskaper knyttet til terreng, landskap og ulike typer indekser.

Temakartene i denne rapporten antyder en geografisk fordeling av ulike beiteressurser på overordnet skalnivå. Inndelingen er gjort med utgangspunkt i satellittdata med oppløsning på nær 30 x 30 meter samt en høydemodell med oppløsning 25 x 25 meter utregnet med grunnlag i koter med 20 meter ekvidistanse. Med dette som utgangspunkt for alle videre analyser er skal en ikke forvente at klassifikasjonen gir et detaljert kartnøyaktighet. Spesielt ettersom mosaikk i fjellvegetasjon generelt opptrer i en mye mer finmasket mosaikk enn den klassifiserte oppløsningen. Det har ikke vært grunnlag for å beregne en konkret usikkerhet knyttet til det detaljerte kartbildet. Den store mengden vertikalfoto som ble tatt fra helikopteret representerer en mulighet for slik usikkerhetsberegning. Men manuell klassifikasjon av den mengde fotografier det er snakk er alt for tidskrevende til å gjøres innenfor rammene av dette prosjektet. Disse fotografiene representerer imidlertid en ressurs hvis man vil gå videre med dette spørsmålet. Bruken av dem vanskelig gjøres av at det er vanskelig å beregne både nøyaktig målestokk og orientering, men posisjoneringen ved hjelp av GPS ser ut til å være tilfredsstillende.

Temakartene er bygd opp av polygoner som representerer mer eller mindre lik beiteressurs. Men den naturlige mosaikken og feilkildene knyttet til tolkingen gir ikke grunnlag for å si noe om mengden av lav, den faktiske beitekvalitet eller variasjon i beitekvalitet innenfor de definerte polygonene. En slik analyse vil være avhengig av et betydelig større feltarbeid. I dette prosjektet har den visuelle takseringen ivaretatt denne kvantitative tilnærminen. Det kan være mulig å koble de to analysemetodikkene for bedre å avklare dette spørsmålet, men dette er en forskningsproblemstilling som faller utenfor målsettingen med dette prosjektet. Det er derfor heller ikke gjort forsøk på en kvantitativ og uavhengig analyse av beiteressursen basert på de foreliggende satellittdata. I vårt prosjekt er det den visuelle punkttagseringen som representerer det kvantitative uttrykket for beitekvalitet. Kartenes geografiske bilde skal supplere de statistiske resultatene fra punkttagseringen, og til sammen beskriver de to metodene beiteressurssituasjonen i Snøhettaområdet for de tre studerte beitedyrartene.

En analyse av hvor stabil og robust den grunnleggende klassifikasjonen av satellittdataene er, viser klart at klassifikasjonsstabiliteten er svak. Dette skyldes en kombinasjon av 1) at de valgte klassene ligger tett på hverandre når det gjelder spektral signatur, og 2) et småskalig mosaikk av terreng og naturtyper som gjør at satellittens piksel signal inneholder ulike kombinasjoner av naturtypesignaler. Dette er et problem som vil gjelde også ved tradisjonell pikselklassifikasjon. Vi har prøvd å korrigere for noe av denne effekten ved å koble satellittsignalene sammen med terrenginformasjon (høyde over havet) samt en vegetasjonsindeks (NDVI). En kvantitativ kontroll av effekten av denne analysen har vi ikke hatt mulighet til å gjennomføre, men det er kjent at denne type kobling av egenskaper normalt bedrer klassifikasjonen (Benz et al. 2004, Strand et al. 2006). En større ressursinnsats knyttet til feltkalibrering (Strand et al. 2006), samt en større utnyttelse av de statistiske egenskapene innen hvert enkelt polygon og forholdet til omgivelsene (Meinel & Neubert 2004), vil også bidra til dette.

Det er utviklet ulike indekser knyttet til satellittdata som er viktige hjelpemidler for utvikling av satellittbildebaserte kart. I dette prosjektet har vi brukt NDVI indeksen (Pettorelli et al. 2005) som er utviklet for å se på mengden grønn vegetasjon. Det er også utviklet tilsvaren-

de indekser for lavdekke, men etter en utprøving og resultatevaluering besluttet vi ikke å bruke den i analysen fordi den ikke så ut til å gi konsistente resultater over hele området. Trolig skyldes dette den regionale variasjonen knyttet til impedimentmosaikk, impediment med kartlav og lavhei (beskrevet ovenfor).

Framtidige studier av beiteressurser og fordeling av naturtyper vil kunne raffineres og forbedres både gjennom tilgang på forbedret datamateriale, kombinasjon av ulike data og ved bedre å utnytte de mulighetene ulike behandlingsmetodikk representerer.

- En klar mulighet er å ta i bruk data med bedre oppløsning. Dette kan dels gjelde bedre satellittdata (for eksempel SPOT for større områder og IKONOS/Quick BIRD for mindre områder (Framstad et al. 2006), men også bedre flyfotodata. Det er bestemt at Norge skal dekket av orthofoto i farger og antydte gjenfotografering med tanke på at det finnes tilgjengelige oppdaterte datasett over hele landet (Framstad et al. 2006). Dette vil være en klar ressurs for forbedret kartlegging av beiteområder i fjellet.
- Bedre datagrunnlag for høydevariasjonen i terrenget vil også kunne bidra til bedre analyse av beiteforholdene. Naturtypene i fjellet med variasjon fra rabbe til leside er i stor grad styrt av terrenget, knyttet til forhøyninger og forsenkninger i landoverflaten. Dette kan langt på vei analyseres ved hjelp av digitale høydemodeller (Bekkby et al. 2005, Erikstad 1999) men med dagens høydemodeller er ikke datagrunnlaget godt nok til å fange viktige elementer av den naturtypemosaikk vi finner i fjellet. Hvis spørsmålet er å måle endret beitekvalitet kan det også være en strategi å detaljkartlegge mindre områder med mer arbeidsintensive metoder (feltarbeid, flybilder etc.) og å bruke satellittdata til å måle forskjeller i spektralsignatur mellom disse områdene der en kjenner naturtypene. Dette vil gi grunnlag til en analyse av beitekvalitet og vil kunne fungere som et kalibreringsmateriale for endringsanalyser som baserer seg på satellittdata (Strand et al. 2006).
- En bedre utnyttelse av analysepotensialet i moderne programvare som eCognition representerer også trolig et stort forbedringspotensiale. Dette er særlig knyttet til kombinasjon av data, intern tekstur og analyse av naboskap som kombinerer egenskaper på ulike skala. Resultater fra ulike analysemetodikk vil kunne kombineres og kobles, og totalt sett representere en klar forbedring i forhold til hva vi har kunnet presentere her.

Uansett er det viktig å huske på at naturvariasjonen i seg selv er kompleks, både i sin geografiske form (naturtypefordeling, skalaforhold og mosaikk) og i tid (endring). Både ved bruk av feltmetodikk og jordmåling (analyse av flyfoto og satellittdata) er det avgjørende viktig at en har klarhet i disse grunnleggende egenskapene ved naturvariasjon og kjenner hvordan disse påvirker det materialet (for eksempel satellittdata) som analyseres. Et stort kalibreringsmateriale hjelper på klassifikasjonsnøyaktigheten, men hvis ikke det er samsvar mellom dataenes oppløsning og posisjon og kalibreringen vil en kunne oppleve at forbedringen blir mindre viktig. Når moderne analyser av denne typen (som f.eks. Strand et al. 2006) stopper på en klassifiseringsnøyaktighet på ca 80 %, er det et tegn på at slike forhold gjør seg til dels sterkt gjeldende innen de klassifikasjonsklasser som velges. Dette viser at feilkildene knyttet til mosaikk, som er diskutert i denne rapporten, er relevante og vesentlige. En strategi med økt bruk av hierarkisk analyse (Benz et al. 2004) vil kunne bidra til å minske problemet.

Ved videre arbeid innen Dovrefjellområdet vil vi understreke at det omfattende fotomaterialet som er innsamlet i dette prosjektet er viktig i både kalibreringsøyemed og for videre metodeutvikling. Materialet er imidlertid avhengig av en stor grad av manuell analyse for å kunne utnyttes i sitt fulle omfang.

7 Referanser

- Alendal, E. 1973. Moskusfeet på Dovrefjell. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Bergen, Bergen. 212 s.
- Andersen, R. & Hustad, H., red. 2004. Villrein og samfunn. En veiledning til bevaring og bruk av Europas siste villrein fjell. NINA Temahefte 27: 77. - NINA, Trondheim.
- Andrejev, V. N. 1971. Methods of defining overground phytomass on vast territories of the Subarctic -Rep. Kevo Subarctic Res. Stat. 8: 3-11.
- Bekkby, T., Erikstad, L., Christensen, O. & Longva, O. 2005. Effekten av skala og kriterier for inndeling i marine substrattyper. - Vann 1: 35-43.
- Benz, U. C., Hofman, P., Willhauck, G., Lingenfelder, I. & Heynen, M. 2004. Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. - ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing 58: 239-258.
- Bevanger, K., Falldorf, T. & Strand, O. 2005. Rv7-tuneller på Hardangervidda. Effekter for villrein. NINA Rapport 106. 40 s. NINA, Trondheim.
- Bevanger, K. & Jordhøy, P. 2004. Villrein: fjellets nomade. - Naturforlaget, Oslo.
- Eriksson, O. 1980. A method of range appraisal using small aircraft for sampling vegetation data. - I Reimers, E., Gaare, E. & Skjenneberg, S., red. Proc. 2nd international reindeer/caribou symposium. Røros, Norway. S.
- Erikstad, L. 1999. Ringeriksbanen : en landskapsøkologisk analyse av konsekvensene for ulike traséer gjennom Hole og Ringerike kommuner. NINA Oppdragsmelding 606 44 s. NINA.
- Framstad, E., Storeid, S.-E. & Erikstad, L. 2006. Landskapsmodeller for TOV-områdene. NINA Rapport 108. 41 s. NINA.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - NINA Temahefte 12: 1-279.
- Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. 2006. Forvaltningsplan for moskusstammen på Dovrefjell. 33 s. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, miljøvernavdelingen, Trondheim.
- Gjerde, G. 1998. Effects of sheep grazing on the vegetation in Ryfylke- og Setesdalsheiene. - Thesis in biodiversity, plant ecology for the degree Candidatus Scientiarum. - Botanisk institutt, NTNU, Trondheim. 50.
- Gundersen, L. H., Whist, A. C., Bretten, T., Røtvei, I., Klemetsen, C. E., Linnell, J. D. C., Asbjørnsen, E., Andersen, R., Lillehaug, A. & Arnemo, J. M. 2005. Dødsårsaker hos moskus på Dovrefjell 1953-2005. - Norsk veterinærtidsskrift 117: 613-619.
- Gaarde, E. & Eriksson, O. 1981. Lavforråd i vinterbeitet, Forollhogna villreinområde. Stensilert rapport til Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim. - S 24.
- Gaare, E. 1968. A preliminary report on winter nutrition of wild reindeer in the Southern Scandes, Norway. - Symp. Zool. Soc. 21: 109-115.
- Gaare, E. 1995. Taksering av reinbeiter i Rendalen. En undersøkelse foretatt i forbindelse med Forsvarets planer om etablering av Regionfelt Østlandet, del 9. NINA Oppdragsmelding nr. 819. 30 s. NINA, Trondheim.
- Gaare, E. & Eriksson, O. 1981. Lavforråd i vinterbeitet, Forollhogna villreinområde. Stensilert rapport til Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim. - S 24.
- Gaare, E. & Hansson, G. 1990. Villreinbeiter i Brattfjell-Vindeggen, Telemark. NINA Oppdragsmelding 27. 16 s. NINA, Trondheim.
- Gaare, E. & Hansson, G. 1990. Villreinbeiter i Indre Sogn: Lærdal, Årdal, Vestjotunheimen og Årdal-Tyin. NINA Oppdragsmelding 22. 25 s. NINA, Trondheim.
- Gaare, E., Johansen, B. & Tømmervik, H. 2001. Vegetasjonskart og flytaksering av beiter i villreinområdene Knudshø og Snøhetta. NINA Oppdragsmelding 693. 52 s. NINA, Trondheim.
- Gaare, E. & Skogland, T. 1975. Wild reindeer food habits and range use at Hardangervidda. - I Wielgolaski, F. E., red. Fennoscandian tundra ecosystems, Part 2 Animal and Systems Analysis. Ecological studies. Springer, Berlin. S. 195-205.
- Gaare, E. & Skogland, T. 1980. Lichen reindeer interaction studied in a simple case model. - I Reimers, E., Gaare, E. & Skjenneberg, S., red. 2nd International Reindeer/Caribou Symposium. Røros, Norway. S. 47-56.
- Gaare, E. & Tømmervik, H. 2000. Overvåking av lavbeiter i Finnmark. NINA oppdragsmelding 638. 16 s. NINA, Trondheim.
- Gaare, E., Tømmervik, H. & Hoem, S. A. 2005. Reinens beiter på Hardangervidda. Utviklingen fra 1988 til 2004. NINA Rapport 53. 20 s. NINA, Trondheim.

- Hofgaard, A. 1997. Inter-relationships between treeline position, species diversity, land use and climate change in the central Scandes Mountains of Norway. - *Global Ecology and Biogeography Letters* 6: 419-429.
- Hofmann, R. R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaption of ruminants: a comparative view of their digestive system. - *Oecologia* 78: 443-457.
- Jakobsen, A. 2002. Habitatbruk hos sau (*Ovis aries*) på fjellbeite i Bæverfjors, Møre og Romsdal. Cand. agric. - Institutt for husdyrfag, NLH, Ås. 40.
- Johansen, B. & Karlsen, S. R. 2000. Finnmarksvidda - kartlegging og overvåking av reinbeiter - status 1998. Rapport, IT546/1-2000, 68 s. NORUT IT, Tromsø.
- Johansen, B. & Karlsen, S. R. 2005. Monitoring vegetation changes on Finnmarksvidda, Northern Norway, using Landsat MSS and Landsat TM/ETM+ satellite images. - *Phytocoenologia* 35: 969-984.
- Johansen, B. & Tømmervik, H. 1989. Beitekartlegging av distrikt 17/18 Karasjok fellesbeitedistrikt vha satellittbilder. Rapport. IT-5038/24-90. 51 s. Universitetet i Tromsø, Tromsø.
- Johansen, B., Tømmervik, H. & Spjelkavik, S. 1991. Vegetasjonskart - Kautokeino/Alta. Beitevurderinger - reinbeitedistrikt 30 og 31. Preliminær rapport, 5038. ?? s. FORUT-IT, Tromsø.
- Jordhøy, P. 2001. Snøhettareinen. - Snøhetta forlag, Lesja.
- Jordhøy, P., Nellemann, C., Strand, O. & Vistnes, I. 2003. Tilbakeføring av Hjerkinnskytefelt til sivile formål - temautredning Økosystem: Villrein og moskus. Rapport til Forsvarsbygg. 54 s. NINA, Trondheim.
- Klein, D. R. & Bay, C. 1994. Resource partitioning by mammalian herbivores in the high Arctic. - *Oecologia* 97: 439-450.
- Knaben, G. 1952. Botanical investigations in the middle districts of western Norway. - Universitetet i Bergen. Årbok Nat.vit.rekke 8: 1-117 + map.
- Krafft, A., Gaare, E., Reimers, E. & Skogland, T. 1979. Forvaltningen av villreinen på Hardangervidda. Forslag til driftsplan. - *Jakt Fiske Friluftsliv*. Årgang 108: 28-30.
- Kumpula, J., Colpaert, A. & Nieminen, M. 2000. Condition, potential recovery rate, and productivity of lichen (*Cladonia* spp.) ranges in the Finnish reindeer management area -Arctic 53: 152-160.
- Kärenlampi, L. 1971. Studies on the relative growth rate of some fruticose lichens. - Report. Kevo Subarctic Research Station 7: 33-39.
- Lenvik, D. & Fjellheim, P. 1970. Førdøysesforsøk med lav og urea til rein. Statens reinforsøk. Melding nr. 1, 11 s., Harstad.
- Matérn, B. 1960. Spatial variation. Stochastic models and their application to some problems in forest surveys and other sampling investigations. Medd. 49 nr 5. 144 s. Statens Skogforskningsinstitutt.
- Meinel, G. & Neubert, M. 2004. A comparison of segmentation programs for high resolution remote sensing data. - *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing XXXV*: 1097-1105.
- Moen, A., red. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon: 199 s. - Statens Kartverk, Hønefoss.
- Mulhern, T. 1995. Spectral contrasts of subarctic vegetation: basis for mapping lichens with satellite data. PhD, University of Maryland, USA. 276.
- Mysterud, A. & Mysterud, I. 2000. Økologiske effekter av husdyrbeiting i utmark: I Interaksjoner mellom store beitedyr. - *Fauna* 53: 22-51.
- Mårell, A., Hofgaard, E. & Danell, K. In press. Nutrient dynamics of reindeer forage species along snowmelts gradients at different ecological scales -Basic and applied ecology. .
- Nedkvitne, J. J., Garmo, T. H. & Staaland, H. 1995. Beitedyr i kulturlandskap. - Landbruksforlaget, Oslo.
- Nellemann, C. 1996. Terrain Selection by Reindeer in late Winter in Central Norway. - *Arctic* 49: 339-347.
- Nellemann, C. 1997. Grazing strategies of muskoxen (*Ovibos moschatus*) during winter in Angujaartorfiup Nunaa in western Greenland. - *Canadian Journal of Zoology* 75: 1129-1134.
- Nellemann, C. 1998. Habitat use by muskoxen (*Ovibos moschatus*) in winter in an alpine environment. - *Canadian Journal of Zoology* 76: 110-116.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P. & Strand, O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. - *Biological Conservation* 101: 351-360.
- Nordhagen, R. 1930. En botanisk ekskusjon i Eikisdalen. - Universitetet i Bergen. Årbok Nat.vit.rekke 8: 1-35.

- Nordhagen, R. 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter: en plantesosiologisk monografi. Bergens museums skrifter; 22, Bergen.
- Nordhagen, R. 1962. Villreinen og dens vinterbeiter i Snøhetta-området. En nasjonal ulykke som kunne vært unngått. Aftenpostens aftenutgave nr 588. Oslo.
- Olsson, E. G. A., Austrheim, G. & Grenne, S. N. 2000. Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960-1993. - *Landscape Ecology* 15: 155-170.
- Oppdal kommune. 2001. Beiteplan. 52 s. Oppdal kommune, Oppdal.
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C. J. & Stenseth, N. C. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. - *Trends in Ecology and Evolution* 20: 503-510.
- Rapota, V. V. 1984. Feeding ecology of the Taimyr muskoxen. - I Klein, D. R., White, R. G. & Keller, S., red. First International Muskox Symposium. Biological Paper University of Alaska Special Report 4. S. 75-80.
- Rekdal, Y. & Strand, G. H. 2005. Arealrekneskap for Noreg. Fjellet i Hedmark. NIJOS-rapport nr 06/05. 32 s. NIJOS, Ås.
- Rekdal, Y. & Strand, G. H. 2005. Arealrekneskap for Noreg. Fjellet i Hedmark. NIJOS Rapport 06/05. 39 s. NIJOS, Ås.
- Selsjord, I. 1965. Ungfe på fjellbeite. - Beiteforsøksgården Apelsvoll. Melding 41. 117-122 s. Planteforsk.
- Skogland, T. 1990. Reinen (Reindeer). - I Semb-Johansen, A., red. Norges dyr. Pattedyr. Cap-pelen, Oslo. S. 37.
- Strand, O., Bevanger, K. & Falldorf, T. 2006. Reinens bruk av Hardangervidda. Sluttrapport fra Rv7-prosjektet. NINA Rapport 131. 67 s. NINA, Trondheim.
- Strand, O., Jordhøy, P. & Solberg, E. J. 2001. Villreinen og effekter av Rv7 over Hardangervidda. NINA Oppdragsmelding 666. 24 s. NINA, Trondheim.
- Thing, H. 1984. Food and habitat selection by Muskoxen in Jameson Land, northeast Greenland, a preliminary report. - I Klein, D. R. & Keller, S., red. Proceedings of the First International Muskox Symposium. Biological papers of the University of Alaska. Special report ; 4. Fairbanks. S. 69-74.
- Thing, H., Klein, D. R. & Holt, S. 1987. Ecology of muskoxen in Jameson land, northeast Greenland. - *Holarctic Ecology* 10: 95-103.
- Tømmervik, H., Kastdalen, L., Bergersen, G., Brobakk, T., Gaare, E., Vikhamar, D. & Lieng, E. 2003. Kartlegging av reinbeiter i Forelhogna villreinområde. NINA Oppdragsmelding 819. 30 s. NINA, Trondheim.
- Tømmervik, H., Kastdalen, L., Bergersen, G., Brobakk, T., Gaare, E., Vikhamar, D. & Lieng, E. 2004. Kartlegging av reinbeiter i Forelhogna villreinområde. NINA Oppdragsmelding 819. 30 s. NINA, Trondheim.
- White, R. G., Bunnell, F. L., Gaare, E. & Skogland, T. 1981. Ungulates on arctic ranges. - I Bliss, L. C., Heal, O. W. & Moore, J. J., red. Tundra ecosystems: a comparative analysis. The International Biological Programme 25. Cambridge University Press. S. 397-483.
- Aalbu, G. & Aalbu, J. 1987. Sauens beitevaner med innvirkning på avdrotten. En undersøkelse i Oppdal kommune – Sør-Trøndelag. Hovedoppgave, Telemark Distrikthøgskole, Bø. 48.

Vedlegg 1: Endring i arealandel av ulike beitetypene

Endring i arealandel av ulike beitetypene i hele og deler av Snøhetta villreinområde mellom 1986 og 2005 (t-test), basert på data fra visuell punktutvalgning. $Andel_{\text{årstall}}$ viser arealandelene i % for hver enhet, $n_{\text{årstall}}$ er totalt antall punktutvalgninger i de ulike områdene, p er forkastningsnivå og ns = ikke signifikant endring. Positiv t -verdi innebærer høyere andel i 1986 enn i 2005. På grunn av de mange avlesninger kommer de aller fleste endringer ut som signifikante.

Greplynghei, vindrabb - leside 1986 og 2005

	n_{1986}	$Andel_{1986}$	n_{2005}	$Andel_{2005}$	t	p
Hele Snøhettaområdet	1862	12,6	3298	9,8	246	<0,001
Øst-forvalt.omr	997	14,6	1927	9,3	150	<0,001
Vest-forvalt.omr	865	10,3	1371	9,3	30	<0,001
NV: Eikesdalsvatn-Lilledal-Torbudal	206	9,7	277	5,4	16	<0,001
VS VEST:Eikesdalsvatn-Stuguflåten-Romsdalen	274	7,3	411	3,4	34	<0,001
SV: Aursjø-Romsdalen-Lesja	269	20,4	567	16,2	16	<0,001
NM: Lilledal-Torbudal-Grøvdal	245	12,3	382	16,8	-14	<0,001
NO:Grøvdal-Åmotsdal	383	7,8	871	5,3	43	<0,001
SO: Øst for Åmotsdal-Sjonghø	369	23,0	674	12,9	56	<0,001

Rabbesivhei, vindrabb - leside 1986 og 2006

	n_{1986}	$Andel_{1986}$	n_{2005}	$Andel_{2005}$	t	p
Hele Snøhettaområdet	1862	7,1	3298	10,7	-405	<0,001
Øst-forvalt.omr	997	8,7	1927	11,6	-186	<0,001
Vest-forvalt.omr	865	5,2	1371	6,8	-72	<0,001
NV: Eikesdalsvatn-Lilledal-Torbudal	206	2,4	277	2,9	-5	<0,001
VS VEST:Eikesdalsvatn-Stuguflåten-Romsdalen	274	2,2	411	2,2	0	ns
SV: Aursjø-Romsdalen-Lesja	269	12,6	567	13,4	-4	<0,001
NM: Lilledal-Torbudal-Grøvdal	245	4,7	382	5,8	-8	<0,001
NO:Grøvdal-Åmotsdal	383	11,2	871	13,9	-25	<0,001
SO: Øst for Åmotsdal-Sjonghø	369	8,7	674	17,5	-64	<0,001

Rabbesamfunn med lav 1988 og 2005

	n_{1986}	$Andel_{1986}$	n_{2005}	$Andel_{2005}$	t	p
Hele Snøhettaområdet	1862	16,5	3298	14,6	129	<0,001
Øst-forvalt.omr	997	18,3	1927	13,8	78	<0,001
Vest-forvalt.omr	865	14,5	1371	13,5	21	<0,001
NV: Eikesdalsvatn-Lilledal-Torbudal	206	11,7	277	7,2	14	<0,001
VS VEST:Eikesdalsvatn-Stuguflåten-Romsdalen	274	6,2	411	5,1	9	<0,001
SV: Aursjø-Romsdalen-Lesja	269	30,1	567	24,9	15	<0,01
NM: Lilledal-Torbudal-Grøvdal	245	15,7	382	19,6	-10	<0,001
NO:Grøvdal-Åmotsdal	383	11,2	871	9,9	15	<0,001
SO: Øst for Åmotsdal-Sjonghø	369	27,4	674	20,2	32	<0,001

Impediment 1986 og 2006

	n_{1986}	$Andel_{1986}$	n_{2005}	$Andel_{2005}$	t	p
Hele Snøhettaområdet	1862	43,6	3298	47,4	-133	<0,001
Øst-forvalt.omr	997	45,6	1927	47,6	-9	<0,001
Vest-forvalt.omr	865	41,4	1371	49,0	-80	<0,001
NV: Eikesdalsvatn-Lilledal-Torbudal	206	52,4	277	61,4	-10	<0,001
VS VEST:Eikesdalsvatn-Stuguflåten-Romsdalen	274	48,9	411	61,1	-22	<0,001
SV: Aursjø-Romsdalen-Lesja	269	26,4	567	36,3	-26	<0,001
NM: Lilledal-Torbudal-Grøvdal	245	52,1	382	43,2	14	<0,001
NO:Grøvdal-Åmotsdal	383	55,6	871	54,2	6	<0,001
SO: Øst for Åmotsdal-Sjonghø	369	30,9	674	37,5	-24	<0,001

Snøleier 1986 og 2005	n₁₉₈₆	Andel₁₉₈₆	n₂₀₀₅	Andel₂₀₀₅	t	p
Hele Snøhettaområdet	1862	8,1	3298	6,9	145	<0,001
Øst-forvalt.omr	997	7,4	1927	7,5	-3	<0,001
Vest-forvalt.omr	865	8,8	1371	6,1	103	<0,001
NV: Eikesdalsvatn-Lilledal-Torbudal	206	8,3	277	8,3	0	ns
VS VEST:Eikesdalsvatn-Stuguflåten-Romsdalen	274	7,3	411	3,4	34	<0,001
SV: Aursjø-Romsdalen-Lesja	269	11,9	567	6,9	34	<0,001
NM: Lilledal-Torbudal-Grøvudal	245	2,2	382	7,3	-75	<0,001
NO:Grøvdal-Åmotsdal	383	8,4	871	6,1	35	<0,001
SO: Øst for Åmotsdal-Sjonghø	369	6,0	674	7,9	-24	<0,001

NINA Rapport 135

ISSN:1504-3312
ISBN 82-426-1684-1



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>