

Villreinen og effekter av Rv7 over Hardangervidda

O. Strand
P. Jordhøy
E.J. Solberg

NINA Oppdragsmelding 666



Villreinen og effekter av Rv7 over Hardangervidda

Olav Strand
Per Jordhøy
Erling J. Solberg

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINA og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

Det er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttene prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA- og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Strand, O., Jordhøy, P. & Solberg, E.J. 2001. Villreinen og effekter av Rv7 over Hardangervidda. - NINA Oppdragsmelding 666: 1-24.

Trondheim mai 2001

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1177-7

Forvaltningsområde:

Arealforvaltning

Management of areas

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Kjetil Bevanger

Design og layout

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 500

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

N-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12460 Effekter av Rv7 Hardangervidda

Ansvarlig signatur:

Oppdragsgiver:

Hordaland fylkeskommune

Statens vegvesen

Referat

Strand, O., Jordhøy, P. & Solberg, E.J. 2001. Villreinen og effekter av Rv7 over Hardangervidda. - NINA Oppdragsmelding 666: 1-24.

Norge er ansvarsnasjon for bevaring av villrein og forvalter mer enn 90 % av den europeiske villreinen innenfor 24 mer eller mindre adskilte områder i Sør-Norge. Av disse har Hardangervidda den klart største bestand/leveområde og dyretallet her utgjør ca 30 % av den totale norske villreinbestanden. Hardangervidda var i tidligere tider del av et større og mer sammenhengende funksjonsområde for villrein som i tillegg omfattet både Setesdalsheiene og Nordfjella. Hardangerviddas funksjonalitet i forhold til andre villreinområder er også dokumentert i nyere tid ved at villreinbestanden her har vandret ut til tiliggende områder i to perioder og grunnlagt nye bestandsenheter blant annet i Brattefjell-Vindeggen og på Blefjell. Dagens situasjon, hvor villreinbestanden på Hardangervidda synes å være begrenset av vegen over Haukeli i sør (Rv11, Rv37 og Rv362) og mot nord av Rv7 og Bergensbanen, er derfor en ny og kunstig situasjon som kan tolkes som et resultat av barrierene som er opprettet i forbindelse med disse vegene og annen menneskelig aktivitet i nærområdene til disse. At området mellom Rv7 og Bergensbanen, som nok har hatt sin viktigste funksjon som utvekslingsområde, i dag ligger nærmest ubenyttet av villrein må også betraktes i lys av barrieren som er etablert i forbindelse med Rv 50 og aktiviteten rundt Finse.

Undersøkelser som har fokusert på effekter av forstyrrelser og tekniske inngrep har konkludert med at de fleste undersøkte artsgrupper (inkludert hjortevilt og villrein) opptrer i redusert tetthet i områder med menneskelig aktivitet og tilhørende infrastruktur. En har videre konkludert med at betydningen av slike effekter må sees på bakgrunn av den enkelte arts økologi og styrken på tetthetsreguleringen i de aktuelle bestandene. For villrein er tetthetsregulering i forbindelse med matmangel om vinteren en viktig begrensende faktor. For Hardangerviddas vedkommende er dette dokumentert både gjennom sammenligninger med andre villreinbestander og ved endret tetthetsbegrensning som følge av at villrein-bestanden på Hardangervidda ble redusert. Konsekvensene av endret bestandstetthet som følge av tekniske inngrep og forstyrrelser er nært knyttet til produksjonsegenskapene i lavmatta, som er reinens viktigste beite vinterstid. Overdreven beiting vil kunne medføre et betydelig produksjonstap i de sterkest beita områdene. Vi vet med erfaring både fra Hardangervidda og andre villreinområder at restituering av slike beiter vil ta flere tiår på tross av at bestandsstørrelsen reduseres betydelig.

Med unntak av beiterregistreringer, som framgår i denne rapporten, har det ikke vært gjennomført systematiske undersøkelser som har tatt sikte på å kartlegge effektene av Rv7. Det er derfor lite kvantitative data tilgjengelig som kan brukes for å vurdere eventuelle effekter av Rv7. Generell informasjon og tilgjengelige data viser imidlertid at det har vært en betydelig endring i villreinens bruk av dette området de siste 20 åra. Vi bygger dette på generelle opplysninger i forhold til at dyr fra

Hardangervidda brukte områder nord for Rv7 og Bergensbanen som vinterbeite under den siste overbeittingsperioden først på åttitallet. I tillegg til dette viser beiteundersøkelser at lavmengden er betydelig større i nærområdene til Rv7. Vi har tolket dette som et resultat av at villreinen som følge av hyppigere forstyrrelser i disse områdene har redusert beitetid her. Dette er i samsvar med andre undersøkelser som har konkludert med at villrein påvirkes av tekniske inngrep og forstyrrelser ved å:

- Redusere bruken av- og beiting i områder med moderat og intensiv utbyggingsgrad/forstyrrelse
- Ha forsinka- eller helt unngår kryssing av lineære strukturer som veg og jernbane
- Ha økt aktivitet og energiforbruk når dyrene er i områder med mye forstyrrelser

Når det gjelder de framtidige alternativene for videre drift av Rv7, har vi konkludert med at en fortsatt vinteråpen veg vil medføre at dagens barriereeffekter opprettholdes eller forsterkes ved at den påviste aggregeringen av beiteressurser fortsetter. Videre at reinen i korte perioder kan forsøke å krysse vegen og eventuelt også benytte beiteområder som ligger i nærområdene til Rv7, men at dette vil finne sted med en sterkere matkonkurranse enn den som ble observert på åttitallet. Dette er en følge av at barriereeffekten av vegen og det generelle forstyrrelsesnivået trolig er større i dag.

Videre har vi konkludert med at en vinterstenging av Rv7 vil medføre at barriereeffekten som i dag utgjøres av vegen vil forsvinne og at dette vil kunne bidra positivt i forhold til at reinen gjenopptar bruken av områdene. Vi har også vurdert effektene av tunneller som kan ha et potensiale til å redusere de negative effektene av vegen. I hvilken grad tunneller vil ha en avbøtende effekt vil være avhengig av tunnellenes plassering, lengde og betydningen av andre forstyrrelser i området. En generell økning i trafikknivået på Rv7 vil bidra til at barriereeffekten av Rv7 forsterkes.

Emneord: Villrein; Hardangervidda; menneskelige forstyrrelser; bestandsdynamikk;

Olav Strand, Per Jordhøy & Erling Johan Solberg, Norsk Institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim

Abstract

Strand, O., Jordhøy, P.& Solberg, E.J. 2001. Villreinen og effekter av Rv7 over Hardangervidda. - NINA Oppdragsmelding 666: 1-24.

Norway has a particular responsibility in conserving wild reindeer in Europe. At present more than 90 % of all European wild reindeer is found within 24 more or less confined populations in southern Norway, of which the largest herd is at Hardangervidda (approximately 30 % of all norwegian wild reindeer). Previously the Hardangervidda reindeer herd utilised a larger continuous mountain area including the nearby Nordfjella and Seterdalsheiene. The present situation, where the Hardangervidda herd is restricted to the area north of the regional roads at Haukeli (Rv11, Rv 37, and Rv 362) and south of the regional road Rv 7 and the railway, Bergensbanen, in the north, is therefore a new and artificial situation following human development.

Research on the effect of human disturbance and development on the distribution of wild animals (including wild reindeer) tend to conclude that the population density decrease close to areas with human activity. The effect seems to depend on species and the level of density-dependence within populations. In wild reindeer, density-dependent food limitation is an important limiting and regulating factor. During the winter wild reindeer typically feed on lichen and variation in density following human disturbance lead to variation in density, biomass and productivity of the lichen following variation in grazing pressure. In particular at heavily grazed areas, the annual productivity of lichen can be seriously reduced and, due to slow growth rate, may take long time to recover.

Few previous studies have specifically analysed the effect of a winter-open Rv 7 on the Hardangervidda reindeer herd. Based on general information and fragmentary data, however, we show that there has been decreasing use by reindeer of the area close to this road during the last 20 years. In addition, we show that the density and biomass of lichen close to the road is significantly higher than farther from the road. This is interpreted as a result of more frequent human disturbance and consequently less grazing in this area. This also support previous findings that wild reindeer 1) reduce grazing in areas with intensive and moderate human developments, 2) avoid or restrict use close to linear structures like roads and railroads and 3) increase the level of activity and energetic costs in areas with much disturbance.

Regarding the future alternatives for the Rv 7, we conclude that continuing the practice of keeping the road open during winter will maintain the present 'barrier-effect' of the road. Closing the road during winter is likely to reduce the 'barrier effect' and should lead to increased use and grazing closer to Rv 7 and of the area north of the road. Similarly, road tunnels may reduce the negative effects of a winter open road, depending on location, length of tunnel, and the level of other disturbing activities associated with the road. In contrast, increased traffic on or in connection to the Rv 7 will increase the 'barrier effect'

and so the negative impact on the Hardangervidda reindeer herd.

Key words: Wild reindeer- Hardangervidda – population-dynamics – human impact – assesment studies.

Olav Strand, Per Jordhøy & Erling Johan Solberg, Norwegian Institute for ature Research, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim Norway.

Forord

Arbeidet med denne rapporten ble initiert av Fylkeskommunen i Hordaland i forbindelse med utredning av miljø-konsekvenser i tilknytning til Rv7 over Hardangervidda. Selve oppdraget til Fylkeskommunen er rapportert i en samlerapport fra ASPLAN VIAK (Hordaland Fylkeskommune November 2000). Denne rapporten gir en mer fullstendig gjennomgang av temaet villrein i forhold til Rv7.

I utredningsarbeidet som har vært gjort i forbindelse med konsekvensutredningen vedrørende Rv7 har også Statens vegvesen bedt om en utredning av kunnskapsgrunnlaget omkring effektene av Rv7. Denne oppdragsmeldingen er ment å dekke dette for begge oppdragene.

Mandatet i oppdraget som ble gitt har vært å:

- beskrive status for villrein i Norge
- gjennomgå de offisielle forvaltningsmålene
- foreta en gjennomgang av kunnskapsstatus når det gjelder effekter av aktuelle tekniske inngrep og forstyrrelser på villrein, med vekt på grunnlaget for villreinens sårbarhet og kunnskap som har direkte overføringsverdi for problematikken i tilknytning til Rv7 (for å gi en bakgrunn for å tolke eventuelle endringer i villreinens bruk av Hardangervidda som kan skyldes effekter av Rv7).
- gjennomgang av data og observasjoner omkring villreinens bruk av Hardangervidda og vurdering av hvorvidt disse endringene kan skyldes effekter av Rv7.
- vurdere de mulige konsekvensene av ulike alternativer for videre drift av Rv7 (1- opprettholdelse av dagens situasjon med vinterbrøyting. 2- Vinterstenging av Rv7, samt en vurdering av ulike tidspunkt for åpning av vegen om våren. 3- To alternativer der det tenkes brukt tunneller på enkelte strekninger både for å dempe konfliktene med villrein og hvor en øker driftssikkerheten på vegen).

Oppdraget er ikke å betrakte som en fullstendig konsekvensanalyse etter plan og bygningsloven.

Trondheim, mai 2001

Olav Strand
prosjektleder

Innhold

Referat.....	3
Abstract.....	4
Forord.....	5
1 Status og målsetning villreinforvaltningen	6
1.1 Villreinområdene	6
1.2 Fragmentering av villreinområdene	7
1.3 Målvalget i villreinforvaltningen	7
2 Kunnskapsstatus	8
2.1 Grunnlaget for villreinens sårbarhet	8
2.1.1 Bestandsdynamikk og matbegrensning.....	9
2.1.2 Effekter av rovdyr og jakt	9
2.1.3 Lavmattas produksjonsegenskaper.....	10
2.1.4 Oppsummering av grunnlaget for villreinens sårbarhet.....	10
2.2 Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser på villrein	11
2.2.1 Definisjon av effekter	11
2.2.2 Ulike typer effekter som er påvist hos villrein	12
3 Naturgrunnlag Hardangervidda.....	14
3.1 Villreinstammen på Hardangervidda.....	14
3.2 Villreinens bruk av Hardangervidda.....	15
3.2.1 Hardangervidda og utveksling til andre villreinområder	15
3.2.2 Årssyklus i villreinens beitebruk på Hardangervidda.....	15
3.2.3 Villreinens bruk av nærområdene til Rv7	17
3.2.4 Oppsummering av villreinens arealbruk på Hardangervidda	18
4 Vurdering av ulike alternativer for framtidig drift av Rv7	20
4.1 Fortsatt vinterdrift på Rv7 (dagens situasjon)	20
4.2 Vinterstenging av Rv7	20
4.3 Helårsveg med tunneller	21
4.4 Helårsveg og trafikkøkning	21
5 Litteratur.....	22

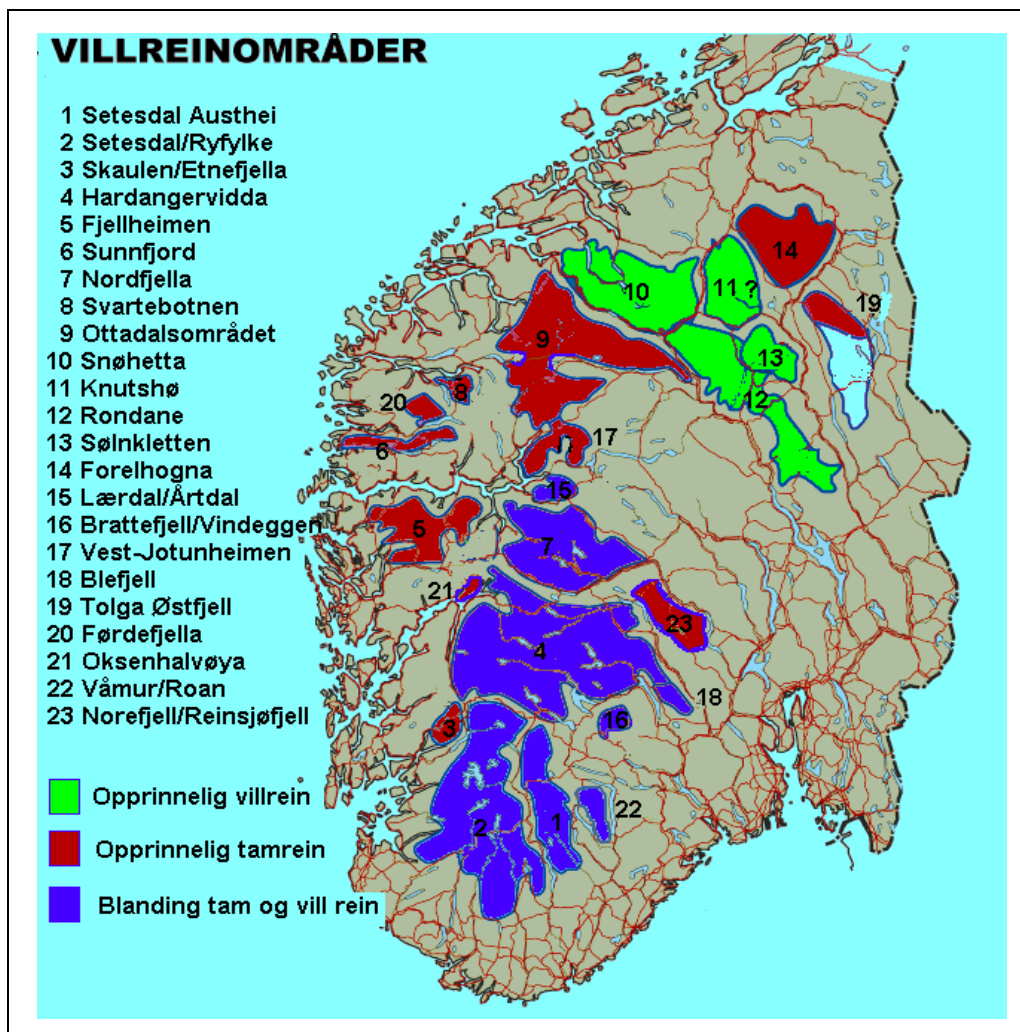
1 Status og målsetning i villreinforvaltningen

1.1 Villreinområdene

Villreinens utbredelse i Sør-Norge er et resultat av både naturlige betingelser og menneskeskapt barrierer (Reimers, Villmo et al. 1980; Jordhøy, Strand et al. 1997). De større dalstrøkene med skogkledde områder deler opp fjellandskapet, hvor villreinen har sitt naturlige tilhold. Før den menneskelige påvirkningen startet var de sør-norske fjellområdene del av et større sammenhengende område som ble brukt av villrein, og hvor flokkene kunne vandre mer eller mindre fritt mellom de ulike bruksområdene (Skogland & Molmen 1980; Jordhøy, Strand et al. 1997). Dette kan dokumenteres ved hjelp av en rekke større historiske fangstsystemer som lå i områder hvor reinsdyra naturlig hadde sine trekkveger. I løpet av de siste 100 åra er det etablert en rekke inngrep og kilder til forstyrrelser som har påvirket villreinens naturlige vandringsmønster. Det mest kjente

eksemplet i så måte er E6 og jernbanen over Dovrefjell som har medført en oppdeling av Dovrefjellplatået som leveområde (Skogland 1986). I tillegg til disse reelle barrierene har en også innført en del administrative grenser for forvaltningen av de ulike områdene som i større eller mindre grad samsvarer med de biologiske grensene for hver av bestandene (Skogland 1994). Dagens villreinområder er dermed et resultat både av naturlige betingelser, menneskeskapt barrierer og rent administrative grenser. Den totale sør-norske villreinbestanden teller i dag ca 36 000 dyr. Disse forvaltes innenfor 24 mer eller mindre adskilte områder, hvorav Hardangervidda er det klart største både hva areal og bestand angår (Jordhøy, Strand et al. 1997) (**figur 1**).

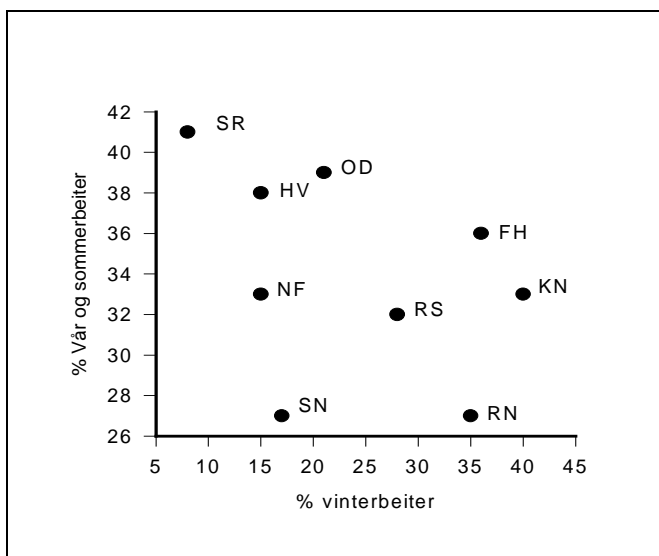
Utenom Skandinavia finnes det en mindre bestand av villrein på Island. Dette var opprinnelig tamrein fra Norge som i sin tid ble satt ut her. I tillegg til dette er det en del villrein på Kolahalvøya i Russland, som i større eller mindre grad er blandet opp med tamrein. Innen Skandinavia finnes vill fjellrein bare i Sør-Norge, mens det øvrige fjellareal har tamrein. Norge er derfor i en særstilling, og har et spesielt ansvar for bevaring av villrein i Europa (DN 1995).



Figur 1. Villreinområdene i Norge er et resultat av både kunstige- og naturlige barrierer som reduserer utvekslingen av reinsdyr mellom områdene. En del grenser er også av rent administrativ karakter. Hardangervidda er landets største villreinområde både i forhold til areal og antall reinsdyr. Opphavet til de enkelte villreinstammene varierer også, enkelte har sitt utspring i forvilla tamrein, mens andre er enten opprinnelig villrein eller er restbestander som i mindre grad er blandet med forvilla tamrein.

1.2 Fragmentering av villrein-områdene

Oppdelingen av fjellområdene har medført at villreinstammene i dag forvaltes innen 24 mer eller mindre adskilte enheter. Størrelsen på de enkelte områdene varierer betydelig fra de minste områdene på Vestlandet til Hardangervidda, som med sine 8 200 km² er landets desidert største villreinområde (Jordhøy, Strand et al. 1997). Oppdelingen av fjellområdene har også medført at ressurstilgangen og deriblant beitetilgangen varierer betydelig mellom de forskjellige områdene. Dette er et resultat av forskjeller i topografi, berggrunn, klima og beiterykket i de enkelte områdene. Spesielt framtrædende i denne sammenheng er øst/vest gradienten i årsnedbøren. De vestligste fjellområdene er langt mer nedbørsrike enn fjellområdene som ligger lenger øst og bidrar sammen med høgdeforskjeller til at det er betydelig mindre innslag av vinterbeiter i de vestligste fjellområdene (Warenberg, Danell et al. 1997). I og med at fordelingen av beiteressurser varierer på en rommelig skala større enn fragmenteringen som har ledet til dagens villreinområder, har fragmenteringsprosessen ført til at mengden av de ulike beitetypene varierer fra ett område til et annet (**figur 2**). Andelen vinterbeiter er for eksempel betydelig mindre i villreinområder som i større grad er preget av et oseanisk klima som Setesdal Ryfylkeheiene, Hardangervidda og Ottadalen (**figur 2**).



Figur 2. Den relative fordelingen av sommer og- vinterbeiter varierer betydelig mellom de enkelte villreinområdene. Områder som i sterkest grad er preget av et oseanisk klima, har et relativt større innslag av sommerbeiter (SR = Setesdal Fyfylke, HV= Hardangervidda, OD = Ottadalen, NF = Nordfjella, SN = Snøhetta). Vinterbeitene derimot, dominerer i større grad i områder som er av et mer kontinentalt klima (RS= Rondane Sør, FH = Forelhogna, KN = Knutshø, RN = Rondane Nord) etter Jordhøy m. flere (1997).

Den geografiske fordelingen av sommer- og vinterbeitene er også av betydning for villreinens vandringsmønster og arealbruk (se avsnittet: Villreinens arealbruk på Hardangervidda) (Skogland 1984; Skogland 1989). I tillegg til de naturlige begrensningene for vinterbeitenes utbredelse, har villreinområder som Snøhetta, Hardangervidda og Nordfjella redusert vinterbeitetilgang på grunn av tidligere perioder med overbeiting.

I tillegg til disse overordna prosessene som har medført en oppdeling av villreinens leveområder, vet vi også at det innen de enkelte villreinområdene pågår en prosess som medfører at viktige funksjonsområder (for eksempel vinterbeiter) går ut av bruk. Eksempler her er tangeområdene på østsida av Hardangervidda som mer eller mindre er gått ut av bruk de siste 20-30 åra, som følge av vegframføring og en generell utbygging med tilhørende forstyrrelser (se avsnittet om effekter for detaljer) (Skogland 1993). Vi kan derfor gjenkjenne en fragmenteringsprosess som kan virke på to ulike nivåer. Først ved at det etableres barrierer mellom ulike fjellområder som hindrer utveksling av dyr og som påvirker villreinens vandringsmuligheter. Deretter en prosess innad i villreinområdene som gjennom påvirkning av villreinens trekk- og beitemønster endrer reinens arealbruk og mattilgang.

1.3 Målvalget i villreinforvaltningen

En erkjenner i dag at befolkningsøkning og et stadig økende press på- og utnyttelse av naturmiljøet medfører at tidligere sammenhengende naturområder blir oppdelt i stadig mindre enheter. Denne fragmenteringsprosessen utgjør den største trusselen mot framtidig bevaring av det biologisk mangfoldet. Denne erkjennelsen har medført at det både fra forvaltnings- og forskningshold har blitt rettet betydelig oppmerksomhet mot disse prosessene. Nærmere bestemt; betydningen som fragmentering har på biologisk mangfold, enkelt- arters overlevelse og naturmiljøets produktivitet gjennom utnyttelse av fornybare ressurser (Soulé & Wilcox 1980; Wiens 1990; Opdam 1991; André 1994; Hanski, Pakkala et al. 1995; Fahrig 1997; Dooley & Bowers 1998; Milner Gulland & Mace 1998).

I forbindelse med fokuseringen på fragmenteringsprosessene er det gjort ulike forsøk på å formalisere ulike mål for forvaltningen gjennom begreper som; "levedyktig bestand" og "bestandsstørrelse som er nødvendig for å opprettholde genetisk variasjonsbredde" osv. Disse begrepene er rettet mot forståelsen av små bestanders dynamikk- og utdøyningsrisiko. Begrepene er derfor lite formålstjenlige i forbindelse med forvaltningen av store og høstbare bestander (Caughley 1994; Caughley & Gunn 1996). Bruken og bevaringen av villreinbestandene er nært knyttet til høsting og bruk av fornybare ressurser. Bærekraftighet og produksjonskapasitet er derfor et mer anvendelig begrep som mål på forvaltningen av disse bestandene (DN 1995). I dette ligger at en skal opprettholde eller forbedre produksjonspotensialet som ligger i de fornybare ressursene, og at dagens bruk ikke skal medføre at framtidige generasjoner ikke har muligheter til en tilsvarende ressursutnyttelse. Dette begrepsapparatet og målvalget er også implementert i villreinforvaltningen ved at en har vektlagt lang-

siktighet i forvaltningsmålene framfor kortsiktig økonomisk optimalitet. Hovedmålsetningene med villreinforvaltningen ligger i dag nedfelt i DN's handlingsplan for hjortevilt mot år 2000, hvor det for villreinens vedkommende heter at: Produksjonspotensialet i villreinbestandene skal kunne opprettholdes på dagens nivå eller forbedres, og at de skal ha en beitetilgang og kondisjon som gir en tilstrekkelig bufferevne mot ytre påvirkning (DN 1995).

2 Kunnskapsstatus

2.1 Grunnlaget for villreinens sårbarhet

Konsekvensene av menneskeskapte inngrep og forstyrrelser på naturmiljøet har vært et sentralt forskningstema de siste 20-30 åra (Hockin, Ounsted et al. 1992; Spellerberg 1998). Som resultat av denne forskningsinnsatsen har både kunnskapen om effektene av disse problemene og metodikken som brukes i forskningen endret seg betraktelig (Gill & Sutherland 2000). Fra å være undersøkelser som i all hovedsak var rettet mot individuelle reaksjoner på enkeltforstyrrelser eller enkeltinngrep (f.eks. hvordan en rein reagerer på forstyrrelse fra helikopter) har en i større grad fokusert på hvordan populasjoner påvirkes av summen av inngrep og forstyrrelser. Herunder har nyere forskning dokumentert at tettheten av ulike organismer reduseres i områder med mye menneskelig aktivitet eller infrastruktur (Nellemann, Kullerud et al. In Press). Et eksempel på omfanget av denne forskningsaktiviteten og i hvilken grad en har påvist slike effekter er at det i databasen til Bath Information service er hele 308 enkeltartikler på temaet **menneskelige forstyrrelser** i perioden mellom 1988 og 1997 (Gill & Sutherland 2000). Dokumentasjonen på slike effekter omfatter ulike artsgrupper og inkluderer insekter, krypdyr, fugler, klauvdyr (deriblant villrein), rovdyr og aper (Nellemann, Kullerud et al. In Press). Et fellestrekk ved disse undersøkelsene er at effektene ser ut til å være størst hos organismer som lever i åpne landskap (eks. fjell eller tundraområder), og at jakt bidrar til at effektene enten forsterkes i jaktperioder (Gill & Sutherland 2000) eller ved at dyr får en generelt større skyhet for mennesker.

En har ofte sett på reduksjonen i tetthet som funksjon av avstand som det direkte uttrykk for effekter og sårbarheten hos vedkommende art for menneskelig påvirkning (eg. referanser i (Spellerberg 1998; Nellemann, Kullerud et al. In Press). Det har også blitt påpekt at konsekvensene av slike effekter må forstås med bakgrunn i at populasjonseffektene er betinget av styrken på tetthetsbegrensning og matkonkurranse (Gill, Norris et al. 2001). Et hovedmoment her er at sterk tetthetsregulering vil gi dyra få muligheter til å skifte beiteområder, mens bestander under svak tetthetsregulering vil ha lettere for å skifte beiteområder og kan følgelig lettere vise redusert tetthet i områder med mye forstyrrelser (Sutherland 1998; Gill & Sutherland 2000). En har også innsett at ville dyrs reaksjoner på forstyrrelser ikke er statiske, men at dette er dynamiske prosesser som virker som en avveining mellom effekten av forstyrrelsene og kostnadene forbundet med økt tetthet og matkonkurranse i uforstyrta områder (Gill, Norris et al. 2001). Når det gjelder villrein er det derfor viktig at en vurderer mulige effekter av forstyrrelser og tekniske inngrep på bakgrunn av kunnskap om artens økologi og de tetthetsregulerende mekanismene som er virksomme i villreinbestandene. I de neste avsnittene skal vi derfor gå igjennom 3 punkter som vi mener er essensielle for villreinens sårbarhet for tekniske inngrep og forstyrrelser.

2.1.1 Bestandsdynamikk og matbegrensning

I likhet med andre klauvdyr er det tilgangen til mat som i størst grad er bestemmende for villrein-bestandenes overlevelse, vekst og reproduksjon (Fowler 1987; Sinclair 1996; Sæther 1997). For å forstå hvordan villrein er tilpasset til sitt naturgrunnlag har vi derfor et behov for å kjenne forholdet mellom villreinen og dens matressurser, samt hvordan de gjensidig påvirker hverandre (Skogland 1985; Skogland 1990; Reimers 1997). Dette er også essensielt i forhold til å finne fram til den direkte kostnaden som er forbundet med effekter av inngrep og forstyrrelser som også vil uttrykkes ved redusert vekst, overlevelse og reproduksjon – dette til forskjell fra indirekte mål på effekter av forstyrrelser som endringer i beitetid, fluktavstander, eller fysiologiske reaksjoner som innbefatter hjerterytmeforbruk eller energiforbruk (se avsnittet om definisjon av effekter).

Villreinen har stor økonomisk og kulturell betydning gjennom hele utbredelsesområdet. Det har derfor vært en betydelig oppmerksomhet rettet mot villreinens bestandsdynamikk og hvilke faktorer i naturmiljøet som begrenser bestandenes produktivitet (Klein 1968; Bergerud 1980; Leader-Williams 1980; Skogland 1985; Gates, Adamczewski et al. 1986; Heard & Calef 1986; Adamczewski, Gates et al. 1987; Baskin 1990; Couturier, Brunelle et al. 1990; Heard 1990; Skogland 1990; Klein 1991; Messier 1991; Gunn 1992; Seip 1992; Swanson & Barker 1992; Adamczewski, Hudson et al. 1993; Crête & Huot 1993; Cameron 1994; Fancy, Whitten et al. 1994; Bergerud 1996; Ouellet, Heard et al. 1996; Arseneault, Villeneuve et al. 1997; Reimers 1997; Adams & Dale 1998). I en økologisk sammenheng kan slike begrensninger forstås i forhold til hvordan klima og mattilgang påvirker villreinens evne til vekst, reproduksjon og overlevelse. Sentralt her er hvordan bestandsstørrelsen (antall dyr) relaterer til mattilgang (Fowler 1987). Tilgangen til beiter varierer mye i de norske villreinbestandene både som følge av lokale geologiske og klimatiske forhold, men også som et resultat av tidligere perioder med stor bestandsstørrelse og intensiv beiting. Variasjonsbredden i ressurstilgangen i villreinområdene er videre så stor at det er vanskelig å peke på en enkelt faktor som den viktigste i å sette begrensninger for villreinbestandenes produktivitet (Reimers 1983; Skogland 1985; Skogland 1990; Reimers 1997). Vi vet imidlertid at overbeiting av vinterbeitene har medført betydelige endringer i enkelte villreinbestanders demografi (overlevelse, vekst og reproduksjon), og at forvaltningstiltak som har redusert bestandsstørrelsen i disse områdene har ført til redusert matbegrensning og over tid økt produktivitet i disse områdene (Gaare & Skogland 1980; Skogland 1983; Skogland 1985; Skogland 1986; Skogland 1988; Skogland 1990; Strand, Jordhøy et al. 2000; Strand, Solberg et al. In Prep.). På grunnlag av disse resultatene kjenner vi i dag matbegrensning om vinteren som en av de viktigste begrensende faktorene for villreinbestandene. Videre vet vi at overbeiting av vinterbeitene medfører redusert vekst hos simlene, økt tannslitasje, redusert overlevelse hos kalver og økt fosterdød i slutten av svangerskapet. Til sammen bidrar disse faktorene til at produktiviteten nedsettes kraftig i bestander som vokser ut over grensene for hva de tilgjengelige vinterbeitene setter for bestanden. En må i denne sammenheng

nevne at villreinbestandene i Sør-Norge er spesielle på grunn av den betydelige fragmenteringen de har gjennomgått, og at det i dag er få andre faktorer enn jakt og dødelighet som følge av matmangel som bidrar til å redusere veksten i bestandene. Denne utviklingen (fragmentering og fravær av andre naturlige reguleringsmekanismer) bidrar sterkt til at det er en ustabil dynamikk mellom vinterbeiter og rein (Gaare & Skogland 1980; Caughley & Lawton 1981), som bare kan opprettholdes på dagens nivå ved en god bestandsforvaltning og ved at villreinen har tilgang til sine ulike beiteområder (Skogland 1994).

2.1.2 Effekter av rovdyr og jakt

En direkte følge av at vi i gjennom tusener av år har jaktet på villrein, er at den har utviklet høy skyhet for mennesker og at reinen ikke skiller mellom et stort rovdyr, et menneske på tur, eller en jeger. Reinsdyras reaksjon er den samme, og deres eneste beskyttelse mot predasjon er et liv i flokk og flukt fra eventuelle farer. Den er i så måte ulik arter som lever i skog og som i større grad bruker skjul som beskyttelse mot rovdyr. "Effektspotensialet" for forstyrrelser er derfor betydelig større i fjellet og åpne landskap og bidrar til at reinen er mer utsatt for å bli negativt påvirket av mennesker.

Dagens villreinbestander er i ulik grad blandet med tamrein, som har mindre skyhet for mennesker enn den opprinnelige villreinen (Røed 1983; Røed 1985; Røed 1986; Reimers, Colman et al. 2000; Reimers, Colman et al. 2000). Dette er en medvirkende årsak til forskjellene i skyhetsgrad vi finner i hos de ulike villreinbestandene. Villreinbestander som vi i dag regner for å være de siste restene av den opprinnelige fjellreinen (Snøhetta og Rondane) har langt større skyhet for mennesker enn rein som i utgangspunktet var tamrein, men som i dag forvaltes som villrein (**tabell 1**). Villreinbestander som har blitt oppblandet med tamrein, som Hardangerviddareinen, har trolig en skyhet som er en mellomting mellom villreinen i Snøhetta/Rondane og bestander som har sitt opphav i forvilla tamrein (**tabell 1**).

Et viktig moment i forhold til villreinens høye skyhet for mennesker er at jakt og høsting i dag er den viktigste enkeltfaktoren som kan bidra til en ballanse mellom antall dyr og beitegrunnlaget. Vi må derfor forvente at villreinen ikke bare kommer til å beholde sin store skyhet for mennesker, men at denne faktisk kan komme til å øke som en konsekvens av den betydelige avskyntingen som er nødvendig for å regulere be-

Tabell 1. Fluktavstand om vinteren hos noen norske villreinbestander (Reimers, 2000).

Villreinområde	Opprinnelse	Fluktavstand
Snøhetta/ Rondane	Villrein	Ca 500 meter
Forelhogna	Tamrein	Ca 150 meter
Ottadalen	Tamrein	Ca 120 meter
Norefjell	Tamrein	Ca 90 meter

standene. Villreinens sårbarhet for forstyrrelser er også nært knyttet til villreinens utprega flokkatferd. Flokkstørrelsen hos villrein varierer betydelig gjennom utbredelsesområdet og reinen er et langt mer utprega flokkdyr i områder hvor den har utviklet seg sammen med større rovdyr. Flokkatferden hos rein har derfor blitt tolket som en antipredatorstrategi, der enkeltindividet oppnår beskyttelse gjennom et felles vern mot rovdyr (Skogland 1989). Den utprega flokkatferden har også betydning i forhold til konsekvensene av menneskelige forstyrrelser da det skyeste individet i en flokk kan være bestemmende for mange hundre reinsdyrs atferd. Dette i motsetning til for eksempel hjort, elg og rådyr som i tillegg til å ha en betydelig beskyttelse med at de lever i skog, også opptre i langt mindre flokker.

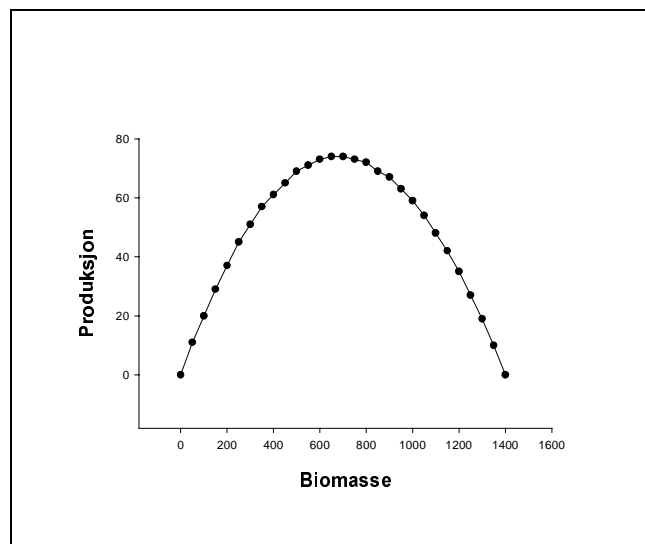
2.1.3 Lavmattas produksjonsegenskaper

Villreinen er det eneste pattedyret som i det alt vesentlige utnytter lav som den viktigste føden vinterstid. Dette er spesielt framtreddende i de sør-Norske fjellområdene hvor betydelig snødekning gjør at få andre beiteplanter er tilgjengelige for villreinen om vinteren (Skogland 1978; Gaare & Skogland 1980; Skogland 1984; Skogland 1985; Adamczewski, Gates et al. 1988). Dette er annerledes i enkelte andre deler av villreinens leveområder, hvor snødekning og klima bidrar til at reinsdyra i større grad også har tilgang til andre beiteplanter (Leader-Williams, Smith et al. 1987; Leader-Williams, Walton et al. 1989).

Lav er i motsetning til høyere planter uten rotsystem og tar opp mineraler og vann direkte fra luften (Brown, 1984 #5606). Lav har derfor egenskaper som tillater den å vokse på rabber i høgfjellet som er for tørre og eksponerte til at andre planter kan vokse der (Gaare & Skogland 1980; Warenberg, Danell et al. 1997). Dette kommer godt til syne i fjellet ved et vegetasjonsskille som samsvarer med snødekningen om vinteren. I terreng som ligger under det typiske snødekket dominerer rotfesta planter og lyng, mens reinlav, gulskinn og snøskjerpe dominerer på de minst snødekte- og mest eksponerte rabbene. Lav er en flerårig plante og har ikke ny gjenvekst av plantemateriale hvert år, slik som gras og urter. Alt avbeita plantemateriale vil derfor ikke kunne erstattes i løpet av en vekstsesong, men må gjenoppbygges over flere år. En konsekvens av dette er at lavbeiter som er sterkt beita, trenger lang tid før de restitueres (Gaare & Skogland 1980; Klein 1987). Dette er kjente fenomener fra flere villreinområder som har vært utsatt for sterk bestandsvekst med påfølgende overbeiting, og hvor en først etter 20-30 år med redusert beitetrykk ser en forbedring av lavbeitene (Skogland 1994).

Betydningen av dette for produksjonen av lav- og vinterbeite for reinen kan illustreres i en skjematisk skisse av produksjonsforløpet hos lav. Reinens beitelaver har en maksimal vekstrate på 20-30 % pr. år ved lave tettheter. Denne avtar etterhvert som lavmatta vokser, og vi regner med at ny tilvekst balanseres med forråtnelsesprosesser når lavmatta er 5-7 cm tykk (dette er omtrentlige verdier for reinlav, gulskinn og snøskjerpe i høydenivået ca 1 100 m.o.h.) (Gaare & Skogland 1980; Nellemann 1997). Den maksimale produksjonen av lav vil en da få ved en

avmatte som er ca halvparten av den maksimale størrelsen (**figur 3**). Dersom lavmatta beites lite og får vokse til tykkelser som er større enn dette vil den årlige produksjonen reduseres på lik linje med at produksjonen reduseres i ei lavmatte som er for hardt beita (**figur 3**). Effektene av for intens beiting i villreinens vinterbeiter medfører derfor at produksjonen av lav nedsettes kraftig i de sterkeste beita områdene. Vi skal i avsnittet om **effekter av forstyrrelser** se at dette også kan brukes til å studere effekter av ferdsel og forstyrrelser på reinens arealbruk.



Figur 3. Den årlige produksjonen av beitelav vil være størst i ei lavmatte som har en biomasse eller et lavvolum som er ca halvparten av den maksimale biomassen eller lavvolumet. Teoretisk vil da den årlige produksjonen som oppnås i ei slik lavmatte følge et forløp som kan beregnes fra den maksimale vekstraten og biomassen / lavvolumet som oppnås i områder uten beiting. I dette eksemplet har vi brukt en maksimal vekstrate på 20% og en maksimal lavdekning 1400 gr / m². Reduksjon i beitetrykk som medfører at den stående biomassen øker, eller økt beitetrykk som medfører at biomassen reduseres i forhold til det optimale, vil bidra til at den årlige produksjonen av beitelav blir mindre.

2.1.4 Oppsummering av grunnlaget for villreinens sårbarhet

Villreinen har som følge av at vi i lang tid har jaktet på den, utviklet høy skyhet for mennesker. Villreinen er også flokklevende og lever i et åpent landskap der effektene av forstyrrelser og tekniske inngrep vil kunne virke over større avstander enn i skog, hvor dyra lettere finner skjul. Den utbredte flokkatferden kan også bidra til at reinen viser større effekter i forhold til forstyrrelser ved at det er det skyeste dyret i en flokk som kan være bestemmende for mange dyrs atferd. Villreinens bestandsdynamikk er relativt godt kjent, og matbegrensning ved overbeiting av vinterbeitene fremstår som en viktig begrensende faktor for bestandene. Konsekvensene av høy tetthet er derfor

nært knyttet til overbeiting av lavbeitene, og redusert produksjon av beitelav som følge av overbeiting.

2.2 Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser på villrein

2.2.1 Definisjon av effekter

Vi skiller i dag mellom minst fire ulike effekter knyttet til tekniske inngrep og forstyrrelser:

- 1) Arealtap som direkte følge av tekniske inngrep
- 2) Kortvarige fysiologiske og atferdsmessige responser hos dyr som utsettes for forstyrrelser
- 3) Barriereeffekter
- 4) Kumulative effekter av ulike forstyrrelser og inngrep

Arealtap som direkte følge av inngrep

Dette er effekter som er direkte knyttet til selve inngrepet og som ofte er av begrenset omfang. Unntakene er tilfeller der det fysiske inngrepet dekker store arealer, eller hvor inngrepet har en barriereskapende effekt. Eksempler på at slike effekter kan være betydningsfulle i forbindelse med villrein er etablering av vannkraft-magasiner i spesielle beiteområder, eller ved at viktige trekkveger endres. Effektene av arealtapet forsterkes da av fragmenteringseffekter.

Fysiologiske og atferdsmessige responser hos enkelt individer

Slike effekter er dokumentert hos en rekke arter og oftest i forbindelse med eksperimentelle undersøkelser der dyr er utsatt for ulike stimuli. Disse effektene er direkte knyttet til en spesifikk forstyrrelse og avtar ofte etter kort tid. Dette er en type effekter som oftest er studert under kontrollerte betingelser og som vanskelig lar seg knytte til individets reproduksjon og overlevelse eller til populasjonens egenskaper.

Barriereeffekter

Dette er effekter som kan oppstå enten ved store habitatendringer eller ved at det bygges lineære strukturer som er til hinder for dyrs normale trekk mellom ulike funksjonsområder. Eksempler på slike inngrep kan være veier, jernbane, kraftledninger eller oljerørledninger. De biologiske effektene av at det dannes slike barrierer er flere, og omfatter redusert utveksling av genetisk materiale, endring i beitebelastning og endra tilgang til viktige sesongbeiter eller viktige habitater (f.eks. kalvingsområder). De genetiske effektene av barrierer har fått en betydelig oppmerksomhet og spesielt i forhold til effektene som slik isolasjon kan ha på den genetiske variasjonsbredden i små populasjoner. En har i denne forbindelse også jobbet en del med teoretiske modeller som beskriver antall migranter eller utvekslingsbehov, som er et minimum for å opprettholde genetisk variasjonsbredde. I naturlige bestander vil det være av betydning at den naturlige utvekslingen av genetisk materiale opprettholdes, og det er viktig å skille dette fra de mer teoretiske minimumskriteriene som er satt i forhold til bevaring av utdøingstrua arter. For villreinens del er barriere-effekter

derfor mest aktuelle i forhold til muligheter for beitesøk og naturlig utveksling av genetisk materiale.

Samla effekter av ulike forstyrrelser og inngrep

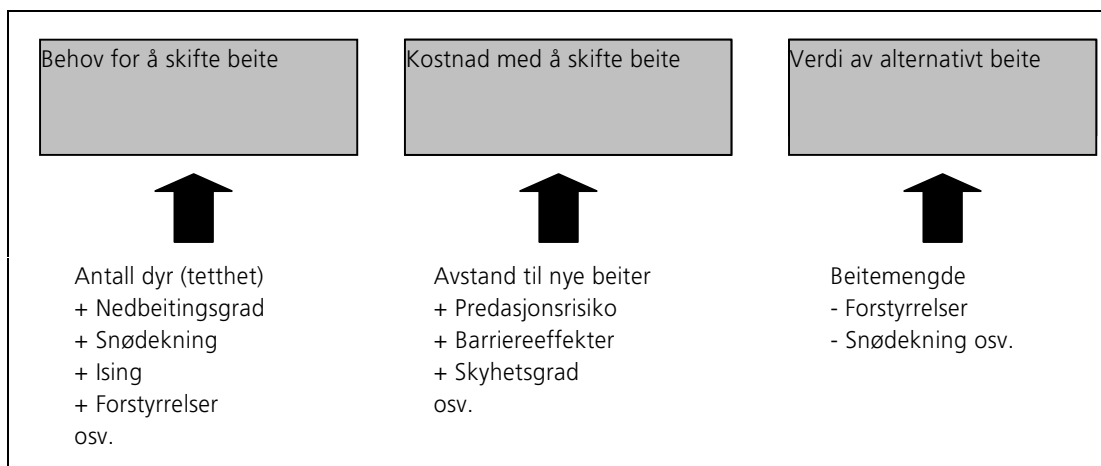
I motsetning til undersøkelser som har fokusert på individers reaksjoner på forstyrrelser og tekniske inngrep har en i løpet av de seinere åra i større grad forsøkt å undersøke de samvirkende effektene ulike typer forstyrrelser og inngrep (Cocklin, Parker et al. 1992). Dette kommer som en direkte følge av at ville dyr er under påvirkning av svært mange faktorer og at det er produktet av disse faktorene og begrensningene i naturmiljøet som til sammen gir de målbare effektene i form av redusert vekst, reproduksjon og overlevelse. Denne typen effekter kan samles i ett begrep og omtales ofte som kumulative effekter. Et resultat av at en i større grad har fokusert på de samvirkende effektene av ulike inngrep og forstyrrelser er for det første at de direkte effektene må betraktes i forhold til vedkommende arts økologi og bestandsdynamikk. En viktig årsakt til dette er at en også i større grad finner negative effekter og at effektene ofte er større- og virker over større avstander enn tidligere antatt (Nellemann, Kullerud et al. In Press). Det er viktig her å nevne at dette ikke er spesielt for reinsdyr, men at dette er generelt og at en hos de fleste arter både oftere dokumenterer effekter og at effektene virker over større avstander når en har vurdert de samvirkende effektene av flere inngrep.

Betydningen av tetthetsregulering i forhold til effekter av forstyrrelser og barrierer

For å få bedre innsikt i effektene av redusert tetthet som følge av forstyrrelser så kan vi se på effektene av forstyrrelser som en dynamisk prosess der dyra avveier kostnadene ved matkonkurranse og redusert beitetilgang mot kostnadene med å oppsøke nye områder (Gill, Sutherland et al. 1996). Vi har laget en skjematisk framstilling av dette for rein som er vist i **figur 4**. Her tenker vi oss at behovet for å finne nye beiteområder er et resultat av tetthet dvs. beiteslitasje og følgelig mattilgang. For villreinens vedkommende er det er en rekke faktorer som kan virke inn på beitenes tilgjengelighet, antall dyr, tidligere beiteslitasje og mer temporære faktorer som snødekning og nedising av vinterbeitene, som kan bli betydelig i enkelte år (**figur 4**).

I tillegg til at mattilgangen og behovet for å finne nye beiter varierer over tid, kan også kostnadene som er forbundet med å finne nye beiteområder variere mye. Ett viktig forhold her vil være avstanden en organisme må bevege seg for å finne nye områder og eventuelle effekter av barrierer som må krysses. Effektene av barrierer vil også kunne variere med for eksempel skyhetsgraden hos dyra, og være større hos simler/kalver enn hos bukker. Tilsvarende er tilgangen til- og kvaliteten på de nye beitenes av betydning for om villreinen kommer til å bruke de alternative beitenes.

Et av hovedpoengene med denne måten å betrakte villreinens bruk av beitenes på er at dette ikke er statiske forhold, men en dynamisk prosess der betydningen av de enkelte faktorene vil kunne endres over tid som følge av naturlige betingelser, eller av menneskeskapt endringer i miljøet (Gill & Sutherland 2000; Gill, Norris et al. 2001).



Figur 4. Vi kan se på arealbruken hos ville dyr som en dynamisk prosess mellom behovet for å finne nye beiteområder, kostnadene forbundet med å skifte beiter og verdien av alternative beiter. De enkelte faktorene som virker inn i denne prosessen er mange og vi har ikke gjort forsøk på å gi en fullstendig framstilling av disse. Eksempler på faktorer som kan motivere reinen for å skifte beiteområder er forhold som tilgang til beiter, som igjen er avhengig av nedbeitingsgraden i beiten, beitenes snødekning osv, mens kostnaden reinen opplever med å skifte beiter også vil være avhengig av forhistorie med rovdyr og jegere (skyhetsgrad), omfang av barreier som må krysses osv.

For villreinsens vedkommende kan vi illustrere dette ytterligere ved å tenke oss et skjematisk forhold mellom styrken på tetthetsreguleringen (eller nedbeitingsgraden i lavbeitene) og evnen villreinen har til å forsure en barriere (**figur 5**). Vi tenker oss her en forenklet situasjon hvor det er et konstant forhold mellom behovet villreinen har for å finne nye beiteområder (kvaliteten på beiten) og barriereeffekten av et inngrep. Større barriereeffekt gjør at vi forventer at reinen aksepterer en sterkere nedbeiting før den skifter beiteområde (illustrert med punktene a1 og b1 på x-aksen i **figur 5**). Vi kan også tenke oss en situasjon hvor forstyrrelser eller andre forhold bidrar til at kvaliteten på de alternative beiten er redusert (illustrert med en stiplet linje i **figur 5**). Vi kan da forvente at reinsdyra aksepterer en ytterligere nedbeiting ved samme barriereeffekt før de gjenopptar bruken av alternative beiteområder (illustrert med punktene a2 og b2 i **figur 5**).

2.2.2 Ulike typer effekter som er påvist hos villrein

I forbindelse med den tekniske utviklingen som har funnet sted i nordområdene, spesielt i Canada og Alaska, er det gjennomført en rekke undersøkelser som har fokusert på effekter av tekniske inngrep eller forstyrrelser på villrein (se sammendrag i (Wolfe, Griffith et al. 2000)). Disse undersøkelsene har bidratt til at vi i dag har betydelig og generell kunnskap om forholdet villrein/caribou og effekter av ulike tekniske inngrep og forstyrrelser. Undersøkelsene som er gjennomført så langt har dokumentert at rein viser "reaksjoner" på forstyrrelser og tekniske inngrep ved å:

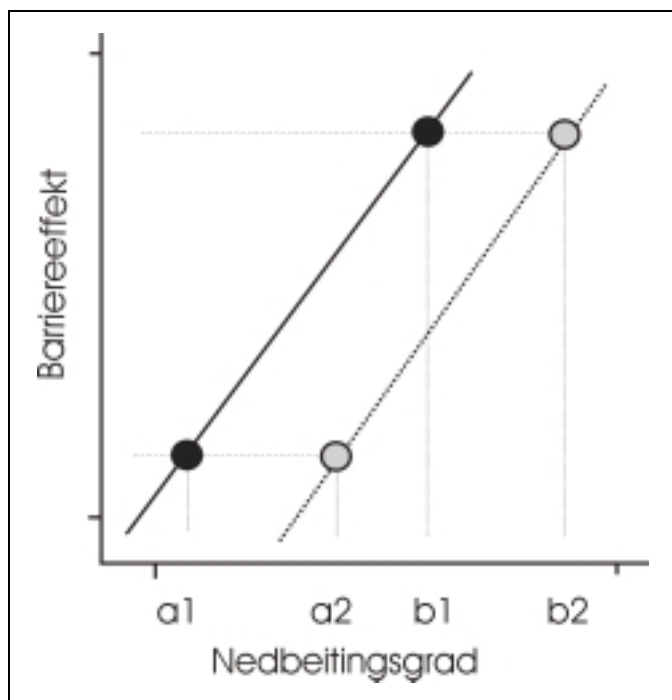
- 1) Ha økt aktivitet og energiforbruk når dyrene er i områder med mye forstyrrelser

- 2) Ha forsinka- eller helt å unngå kryssing av lineære strukturer som veger og jernbane
- 3) Redusere bruken av- og beiting i områder med moderat og intensiv utbyggingsgrad/forstyrrelse
- 4) Være utsatt for påkjørsler av ulike kjøretøy og tog

Effekter av kortvarige forstyrrelser på reinsens aktivitet og energiforbruk

Dette er en type effekter som er kjent i forbindelse med en rekke forskjellige typer forstyrrelser. Undersøkelsene som dokumenterte slike effekter fokuserte i all hovedsak på effekter av en type forstyrrelse og ikke på de kumulative effektene som oppstår som et resultat av flere samvirkende inngrep og forstyrrelser. De dokumenterte effektene knytter forstyrrelser til redusert beitetid og energiforbruk ved flukt (Klein 1973; Gunn & Miller 1980; Horejsi 1981; Fancy 1983; Gunn, Miller et al. 1985; Valkenburg & Davis 1985; Curatolo & Murphy 1986; Tyler 1991; Harrington & Veitch 1992; Berntsen, Langvatn et al. 1996; Blehr 1997; Reimers, Colman et al. 2000). Dette er individuelle responser som vanskelig kan knyttes opp mot effekter på populasjonsnivå. Forsøk har imidlertid vært gjort på å relatere forventet energitap til vektutvikling hos kalver (Luick, Kitchens et al. 1996). Gjentatte forstyrrelser med fly ga påvisbare endringer i høstvekt hos kalver, men på grunn av at forstyrrelsene bare påvirket en liten del av bestanden var det ikke mulig å knytte disse effektene til endringer i drektighet eller bestandsvekst (Luick, Kitchens et al. 1996). Lignende undersøkelser har også vært gjennomført i Norge og en har da fokusert på fryktreaksjoner hos forsøksdyr, eller også frykt- og fluktavstander hos ville reinsdyr (Tyler 1991; Reimers, Colman et al. 2000). Ingen av disse undersøkelsene har kunnet vurdere den samla effekten av ulike forstyrrelser (de kumulative effektene), eller kunnet knytte effekter på individer til populasjonsnivå. Forstyrrelser i forbindelse med jakt og insektstress har også vært

fremholdt som påvirkningsfaktorer i forhold til vektutvikling hos norsk villrein (Reimers 1980; Skogland & Grøvan 1988).



Figur 5. Skjematisk modell som illustrerer forholdet mellom trekkbehov (her illustrert med beitenes nedbeittingsgrad) og effektene av en barriere. I en dynamisk modell vil vi forvente at ville dyr aksepterer en sterkere nedbeittingsgrad (tetthetsregulering) før kryssing av større barrierer (representert med punktene a1 og b1). Tilsvarende kan vi tenke oss at det aksepteres en ytterligere forsterket tetthetsregulering (ytterligere nedbeiting) dersom kvaliteten på de alternative beitenes er liten (representert med den stipla linjen og punktene a2 og b2).

Barriere-effekter

Ulike tekniske installasjoner og menneskelig aktivitet knyttet til disse kan også påvirke reinsdyra ved at reinen utsetter- eller helt unngår å trekke mellom viktige funksjonsområder. Eksempler på slike installasjoner er oljerørledninger i Alaska, hvor det er vist at reinen utsetter trekk i forbindelse med kryssing av rørgater (Carruthers & Jakimchuk 1987). Reinen brukte i enkelte tilfeller undergangene oftere enn tilsvarende områder hvor det ikke var gjort spesielle tiltak for å tilrettelegge for at reinen kunne krysse (Eide, Miller et al. 1986). De samme undersøkelsene har vist at reinens reaksjoner på rørgatene også kan være situasjonsbetinget ved at flokkene viste mindre fryktreaksjoner når de for eksempel var sterkt stresset av insekter. Videre hadde bukker mindre reaksjoner på inngrepene enn simler med kalver.

En rekke undersøkelser har også kunnet dokumentere at kraftledninger, veger, rørledninger og jernbaner kan ha en barriereskapende effekt hos reinsdyr (Wolfe, Griffith et al. 2000). Videre at barriereeffekten som skapes av for eksempel veger og jernbane i betydelig grad vil være avhengig av trafikkbelastning og tid på døgnet og utformingen av selve veglegemet. Undersøkelser har for eksempel vist at veger som

ligger høyt i terrenget og som lager en visuell barriere i landskapet har virket avvisende på reinsdyr om høst og vinter (Surrendi & DeBock 1976). Undersøkelser blant annet fra USA antyder også at barriereeffekten av veger kan være redusert ved lav trafikkintensitet. Det er for eksempel en rekke undersøkelser som har vist at sterkt trafikkerte veger både innebærer en barriere for trekk og at forstyrrelser i tilknytning til disse medfører både økt aktivitet og redusert beitetid (Klein 1971; Surrendi & DeBock 1976; Murphy & Curatolo 1987). Betydningen av trafikknivået for barriereeffekten av slike inngrep er også demonstrert ved at dyr kan krysse slike barrierer nattetid eller i perioder med mindre trafikk belastning (Murphy & Curatolo 1987). Det er også eksempler på at vegstrekninger eller transportårer med lav trafikkbelastning ikke har redusert reinens trekk nevneverdig, og at tradisjonelle trekkruiter har vært opprettholdt på tross av at de har krysset veger på Newfoundland (Wolfe, Griffith et al. 2000). Aktivitet i forbindelse med veger og i tilknytning til for eksempel anleggsaktivitet er også vist å ha ført til at reinen har unngått slike områder på tross av at trafikkbelastningen på disse vegene var moderat (100-200 kjøretøy/døgn) (Cameron, Reed et al. 1992; Cameron, Lenart et al. 1995). Avvisningssonene rundt slike inngrep kan være betydelig og flere undersøkelser har vist at tettheten av rein synker innenfor avstander på 3- 5 km fra inngrepene (se (Wolfe, Griffith et al. 2000) og (Nellemann, Kullerud et al. In Press) for detaljer.

Generelt kan det virke som om miljøstress vil kunne bidra til at trekkbehovet øker hos dyra og at barriereeffekten av et inngrep kan være mindre i perioder hvor dyra er sterkt. Både dyras trekkbehov og effekten av en barriere kan derfor variere over tid og kan ikke oppfattes som konstante størrelser (jf. figur 4 og 5). Dette gjenspeiles også i de fleste beskrivelsene vi har på barrierekryssinger og arealbruken dyra har i tilknytning til slike. Effekten av barrierer er for det første sjelden total, og virker oftest ved at dyr har redusert trekkfrekvens. Dette gjenspeiles i at dyr som krysser barrierer ofte utsetter trekket og enten krysser på gunstige tidspunkt hvor barriereeffekten er mindre eller i perioder hvor trekkbehovet er ekstra stort. Et viktig moment med observasjoner som brekrefter at dyr krysser barrierer er derfor at dette ofte er enkeltstående observasjoner og at det er vanskelig å dokumentere at observerte kryssningsfrekvenser er forskjellig fra den naturlige bruken av området. Det samme gjelder også for bruken av nærområder til barrierer som ofte er belastet med ulik grad av forstyrrelser i tillegg til barriereeffekten som oppstår i tilknytning til eksempelvis en veg. Den tidvise tilstedeværelse av dyr i slike områder avkrefter ikke nødvendigvis at det har vært langsiktige og systematiske endringer i reinens bruk av områdene.

Arealbruk i områder med moderat og intensiv utbyggingsgrad

En har også sett eksempler på at en gradvis utbygging av tidligere sammenhengende naturområder kan medføre at en overstiger terskler for hva villreinen aksepterer før områdene går fullstendig ut av bruk. Undersøkelser i Alaska har for eksempel vist at reinen mer eller mindre helt unngikk å bruke beiteområder når utbyggingsgraden i disse områdene oversteg 1 km veg/km² areal (Nellemann & Cameron 1998). Flere nyere under-

søkelsers fra Norge viser også at utbygging av ulike karakterer (kraftledninger, hyttefelter og veger) enten hver for seg eller i kombinasjon medfører betydelige endringer i villreins arealbruk (Nellemann, Jordhøy et al. 2000; Vistnes and Nellemann In prep; Nellemann, Vistnes et al. In Prep.; Vistnes, Nellemann et al. In Press). Disse effektene er dokumentert på reinsens bruk av både sommer- og vinterbeiter, og hos både villrein og tamrein. Vi har også kunnet dokumentere at villreins bruk av områdene er endret over tid i Setesdal-Ryfylkeheiene som følge av Ulla-Førreutbyggingen og oppdemmingen av Blåsjømagasinet (Nellemann et al. In Prep). Dette medførte mer enn 90 % reduksjon i villreins bruk av sentrale områder som var brukt før utbyggingen startet. Vi har i dag flere eksempler som gir klare indikasjoner på at slike prosesser er virksomme i villrein-områdene. Disse eksemplene omfatter effekter av skiløyper, hytter, veger, vannkraftutbygging, kraftledninger og generelle forstyrrelser som følge av høyt menneskelig aktivitetsnivå. Disse eksemplene omfatter både tamrein og villrein i Rondane, Ottadalen, Nordfjella, Hardangervidda og Setesdalsheiene (Nellemann, Jordhøy et al. 2000; Nellemann, Vistnes et al. In Prep.; Vistnes, Nellemann et al. In Press). Når det gjelder de konkrete eksemplene fra Hardangervidda tas dette opp i større bredde under senere avsnitt om **effekter av Rv7**. Disse undersøkelsene viser også at lavbeitene i de hardeste beiteområdene (dvs. områder som også generelt ligger lengst unna områder med mye forstyrrelser) gjennomgående har en lavbiomasse som er redusert i forhold til den lavmengden som gir størst produksjon. Tilsvarende er aggregeringen av lavbiomasse så stor i enkelte områder med mye forstyrrelser at det også er en redusert produksjon av lav i disse områdene.

Effektene av forstyrrelser og tekniske inngrep synes derfor godt dokumentert. Det samme er tilfelle når det gjelder konsekvensene dette kan ha på lavmatta. Vi understreker likevel at dette er relativt enkle undersøkelser, og at det i dag er et stort antall faktorer som kan ha samvirkende effekter på reinsdyrs arealbruk. Resultatene fra slike modeller og undersøkelser må derfor tolkes med en viss forsiktighet og vi trenger flere eksempler og mer detaljerte datasett før vi har en fullstendig forståelse av de dynamiske egenskapene som virker mellom rein og beitelav når forstyrrelser og tekniske inngrep påvirker villreins arealbruk.

Effekter av påkjørsler med tog og bil

Dette er problemer som både er velkjente og betydelige i forhold til annet hjortevilt. Når det gjelder reinsdyr kan dette være et problem i tilknytning til tamrein og tilhørende produksjonstap for enkelte reineiere. Når det gjelder villrein er problemet lite, og en ser ikke at dette er av vesentlig betydning i våre villreinbestander. Dette kan trolig forklares med villreins høye skyhet og undersøkelser viser da også at reinen opptrer i redusert tetthet i områder med tyngre tekniske inngrep. Fra andre deler av verden, deriblant Alaska, vet vi at påkjørsler forekommer men de populasjonsdynamiske effektene av dette er trolig små.

3 Naturgrunnlag- Hardangervidda

3.1 Villreinstammen på Hardangervidda

Antall villrein på Hardangervidda har variert betydelig i løpet av dette århundret og bestanden har gjennomgått minst to perioder med overbeiting (Skogland 1990). Villreins arealbruk og vandringsmønster til mer perifere beiteområder er også nært knyttet til bestandsstørrelse og periodene med matmangel om vinteren (se neste avsnitt om arealbruk). Villreins bestandsdynamikk har vært gjenstand for en rekke vitenskapelige undersøkelser og de begrensende faktorene for villreinen på Hardangervidda er relativt godt kjent. Skogland (Skogland 1983; Skogland 1984; Skogland 1985; Skogland 1988; Skogland 1990) viste i en serie med vitenskapelige arbeider at villreins bestandsdynamikk (dvs. reinsens vekst, reproduksjon og overlevelse) i betydelig grad var påvirket av tilgangen til lavbeiter på seinvinteren. De mest framtrepende effektene av matmangel var redusert kondisjon og slaktevekter hos simlene. Dette førte til svakere fostervekst og fødselsvekter hos kalvene, noe som i sin tur resulterte i større dødelighet hos nyfødte og halvårsgamle kalver. Mekanismen bak disse effektene er økt tannslitasje hos simler ettersom de er henvist til å beite på nedslitte vinterbeiter. Hoveddelen av denne kunnskapen er basert på sammenligninger mellom Hardangervidda og andre villreinbestander som har betydelig større tilgang til vinterbeiter. Gjennom overvåking av villreinbestanden på Hardangervidda har en også hatt muligheter til å studere endringer i de begrensende faktorene som følge av at bestandsstørrelsen har variert. Disse undersøkelsene har vist at bestandsreduksjonen som fant sted på 1980-tallet medførte at simlens kondisjon om vinteren bedret seg og at tetthetsbegrensningene som ble funnet i bestanden i 1983 var betydelig mindre vinteren 1997 (Strand, Jordhøy et al. 2000; Strand, Solberg et al. In Prep.).

Betydningen av vinterbeiter som begrensende faktor på Hardangervidda er derfor godt dokumentert og setter begrensning for villreins kondisjon og produksjonsevne.

Villreinbestanden på Hardangervidda har også vært påvirket av tamreinhold (Landbruksdepartementet 1911; Røed 1985; Røed 1986). Den første tamreindrifta her startet i 1783 da det ble innkjøpt et mindre antall reinsdyr til Eidfjord. Dette var starten på den første av i alt tre perioder hvor det ble innført et betydelig antall tamrein til Hardangervidda. I de to første periodene (1783-1810 og 1837-50) kjøpte en rekke forskjellige eiere inn rein. Disse drifteperiodene var relativt kortvarige og utbyttet dårlig. Tap forårsaket av rovdyr (spesielt ulv), rømning til villreinflokkene og motsetninger mellom de ulike eierne var hovedårsakene til de dårlige driftresultatene. Det første reindriftslaget (aksjeselskapet) ble startet i 1880 og innledet en periode med større og mer vellykket tamreindrift på Hardangervidda. Fram gjennom årene ble det startet en rekke selskaper og antall tamrein var til tider stort. I 1911 estimerte Høgfjellskommisjonen antall tamrein på vidda til ca 11 000, og at det i samme tids-

periode var mellom 11 og 16 000 villrein (Landbruksdepartementet 1911). Tamreindrifta avtok fram mot krigen, og det siste tamreinselskapet ble avvirket i 1957. En antok at det på begynnelsen av 1960-tallet var 2-3 000 dyr av tamreinopphav som etter hvert blandet seg villreinbestanden.

3.2 Villreinens bruk av Hardangervidda

Hardangervidda var tidligere del av et større og sammenhengende funksjonsområde for villrein. Dagens situasjon, hvor villreinbestanden i all hovedsak er begrenset til områdene mellom Rv7 og vegen over Haukeli, er et nyere fenomen som må betraktes som et resultat av både bestandsutvikling og summen av inngrep og forstyrrelser i området (Skogland 1993). I dette avsnittet skal vi først sette fokus på utvekslingen av rein mellom Hardangervidda og andre villreinområder og i den sammenheng forsøke å beskrive funksjonaliteten i denne utvekslingen. Deretter skal vi gå mer inn på detaljene i villreinens arealbruk i de sentrale delene av Hardangervidda, spesielt i forhold til ressursfordeling og villreinens bruk av kalvingsområder, sommer- og vinterbeiter. Til slutt skal vi gjøre en kort oppsummering av villreinens bruk av nærområdene rundt Rv7, og diskutere den potensielle barriereeffekten vegen kan skape.

3.2.1 Hardangervidda og utveksling til andre villreinområder

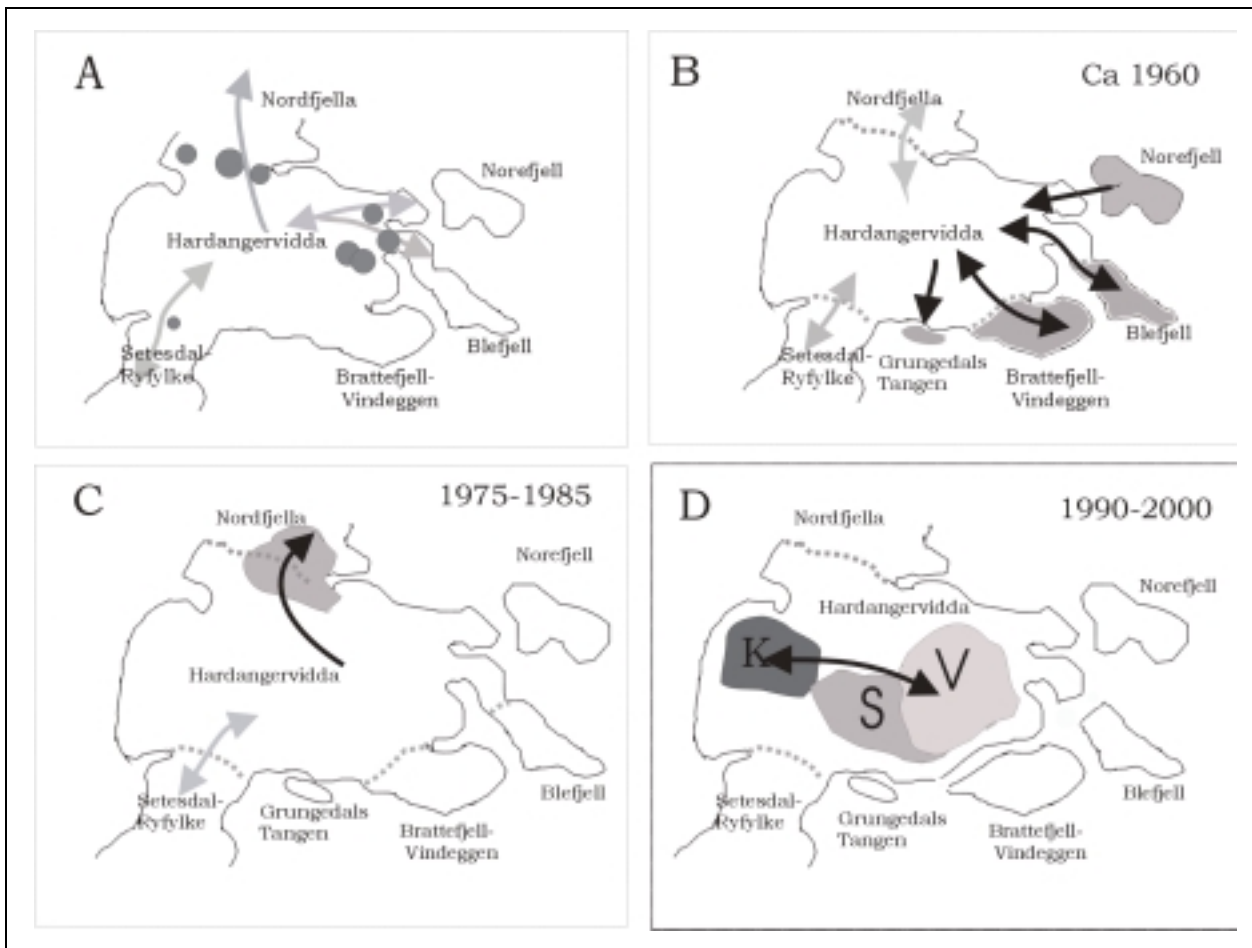
Det er gjort en rekke funn av kulturminner som viser at den menneskelige utnyttelsen av Hardangervidda har vært betraktelig over et tidsrom som strekker seg fra steinalderperiodene og fram til i dag. Flere av disse funnene forteller oss også noe om villreinens bruk av området (Jordhøy, Strand et al. 1997; Jordhøy & Strand 1998). I **figur 6** har vi vist hovedtrekkene i de funnene som er gjort hittil og som bidrar til å illustrere viktigheten av enkeltområder for utveksling av dyr mellom områder som vi i dag oppfatter som selvstendige biologiske enheter. I nærområdene til Rv7, utgjør de mest betydningsfulle funnene boplasser og fangssystemer ved Finsbergvatnet, Krekka og Ørteren. Disse fangstanleggene var i betydelig grad rettet mot massefangst av rein og var lokalisert til områder hvor reinen naturlig hadde sine trekk. Flere av disse fangstanleggene var basert på bruk av ledegjerder og tilhørende graver og/eller fangst av rein på de større vatna i området. Denne fangsten var nok derfor i all hovedsak knyttet til barmarkssesongen. I tillegg til nevnte anlegg må en nevne større konsentrasjoner av drivfangstanlegg og dyregraver rundt Langevatnet vest for Kjeldenutan og dyregravssystemer i området nord- og nordvest for nordenden av Halnefjorden. Dette indikerer at det i perioder har vært betydelige trekk av villrein i disse områdene (**figur 6**). Ut fra et helhetlig perspektiv med utgangspunkt i alle fangstrelaterte kulturminner som er registrert i området kan det se ut som områdene mellom Ustevatn og Hardangerjøkulen har vært en flaskehals i villreintrekket mellom Hardangervidda og fjellområdene lengre nord.

I nyere tid har vi flere konkrete eksempler som bidrar til å illustrere forholdene mellom vekslinger i bestandsstørrelse og villreinens områdebruk. Som nevnt tidligere var reinbestanden på Hardangervidda i sterk vekst på 1960-tallet og lavmattene var da preget av overbeiting. I denne perioden vandret dyr fra vidda sørover og etablerte seg i nye områder på sørsida av vegen som i dag danner grense mot Setesdalsheiene og Brattefjell Vindeggen (Rv 11- og 37) (**Figur 6 B**). Disse dyra etablerte seg i nye områder og dannet grunnlaget for villreinbestanden i Brattefjell-Vindeggen, på Grungedalstangen og Blefjell. Brattefjell-Vindeggen og Blefjell har i ettertid vært forvaltet som selvstendige enheter, mens Grungedalstangen administreres under Hardangervidda. I denne perioden var det også betydelige trekk av dyr ut på tangene på østsida av villreinområdet og dyr vinterbeitet i områdene helt ut mot Tunhovdfjorden. Det har også vært innvandring til Hardangervidda både fra Norefjell (ca 200 dyr i 1973) og Blefjell (i perioder trekk inn og ut av Hardangervidda). Bruken av disse tangene på østsida (Dagalitangen og Imingfjell) har blitt betydelig redusert i løpet av de siste åra, og det siste store reinstrekket over vegen på Dagali fant trolig sted i 1986.

Også i forbindelse med bestandsøkningen på 1980-tallet utvidet villreinen på Hardangervidda sitt funksjonsområde, og brukte i betydelig grad vinterbeiter som ligger nord for Rv7 og Bergensbanen (se 3.2.3 og **figur 6C**).

3.2.2 Årssyklus i villreinens beitebruk på Hardangervidda

Villreinens bruk av Hardangervidda er nært knyttet til områdets fordeling av beiteressurser og villreinens nomadiske livsførsel (Skogland 1984; Skogland 1993). Hardangervidda avspeiler med sin store utstrekning en geografisk gradient hvor både de viktigste vinterbeitene og sommerbeitene er representert (Tveitnes 1980; Gaare & Hansson 1989). Beitetakseringer som ble gjennomført på 1980-tallet ga beskrivelser av den relative fordelingen av sommer- og vinterbeiter i 8 forskjellige delområder av Hardangervidda (**tabell 2**). Dette gjenspeiles også i villreinens bruk av området, ved at hovedtyngden av dyrene står i de østligste delene av vidda i vinterhalvåret. Sommerbeitene er noe jevnere fordelt over hele området, mens de tradisjonelle kalvingsområdene finnes på Vestvidda. Dette er relativt høytliggende områder og hvor det er korte avstander til gode vårbeiter. Som følge av dette er det en framtrøende og årstidsavhengig veksling i reinens bruk av Hardangervidda. Vi har forsøkt å framstille disse sesongvekslingene i **figur 6 D**.



Figur 6. Hovedtrekk i villreins bruk av Hardangervidda. A) i historisk tid hvor massefangstanlegg antyder at det har vært en vesentlig utveksling av villrein i områdene ved Krekja og Finsberget, b) situasjonen med utvandring under bestandstoppen på 1960 tallet, c) Utvandringen til Nordfjella under den neste bestandstoppen på 1980 tallet, og d) årstidsavhengige vekslinger i bruken av sommer og vinterbeiter og kalvingsområdet på vestvidda.

Tabell 2: Prosentvis fordeling av sesongbeiter innen ulike deler av Hardangervidda. Tallene stammer fra bakke- og flytakseringer (fotos) fra transekter som ga et representativt utvalg fra hvert delområde (etter Jordhøy m.f. 1997).

Delområde	Vinter	Vår-sommer	Sommer	Høst	Areal
Møsvatn-Halne	22%	36%	11%	10%	2 119km ²
Lufsjå øst	25%	51%	6%	0%	238km ²
Dagali	45%	13%	14%	7%	133km ²
Songa-Møsvatn	17%	28%	13%	9%	707km ²
Veig-Halne	12%	26%	13%	27%	1 766km ²
Songa-Bjørnes	13%	24%	7%	15%	1 100km ²
Valldal-Veig	4%	25%	6%	22%	1 660km ²
Hardangerjøkulen	1%	15%	1%	19%	359km ²

3.2.3 Villreinens bruk av nærområdene til Rv7

Hva nærområdene til Rv7 angår, virker det som om de i første rekke har hatt en viktig funksjon som utvekslingsområde. Vi har delt inn arealbruken og reinens trekk over Rv7 i tre ulike funksjonsgrupper:

- 1) Et trekk hvor reinen har søkt vinterbeiter på nord- og østsiden av området
- 2) Et mer begrenset bukketrekk hvor bukkene har søkt sommerbeiter i områdene rundt Hardangerjøkulen.
- 3) En mer tilfeldig bruk av nærområdene til Rv7 og kryssing av denne i forbindelse med at reinsdyra i større grad brukte nordområdene på Hardangervidda.

Før vi går inn i detaljene på hvert av disse punktene vil vi understreke at dokumentasjonen på villreinens trekk over Rv7 er fragmentarisk og at det hittil ikke er gjennomført spesifikke undersøkelser som har fokusert på dette temaet. Vi er derfor henvist til å bruke informasjon fra ulike kilder og kan ikke foreta en kvantitativ vurdering.

1) Trekk i forbindelse med bruk av vinterbeiter på nord- og østsiden av Rv7

I nyere tid er det spesielt i forbindelse overbeitingen først på 1980-tallet at det foreligger dokumentasjon på at reinen har brukt nærområdene til Rv7. Denne er relativt god på tross av at det ikke ble gjort systematiske undersøkelser av villreinens arealbruk i denne perioden. På dette tidspunkt var vinterbeitene på Hardangervidda sterkt nedbeitet etter en periode med betydelig vekst i villreinbestanden. Fra begynnelsen på 1980-tallet og de neste fem-seks åra var det et økende antall rein som fra tidlig på vinteren krysset Rv7 og hadde sine vinterbeiter i områdene på nordsida av vegen og i Nordfjella. Dyr som var på slikt "gjestebeite" vandret i løpet av våren tilbake til Hardangervidda og brukte sine tradisjonelle kalvingsområder på Vestvidda. Dette trekket kulminerte rundt 1985-86 da beitene i Nordfjella også ble sterkt nedbeitet, som følge av det harde beitetrykket denne "gjestebeitingen" medførte. De mest fremtredende trekkvegene dyra brukte på veg nordover var i områdene mellom Halne og Ørter-dammen. Vi har ikke data som tallfester disse forholdene, men jaktdata og informasjon fra dagbøker kan muliggjøre en rekonstruksjon av disse hendelsene og danne grunnlag for en mer fullstendig analyse. Fra de observasjonene som foreligger synes det imidlertid relativt klart at villreinens bruk av disse områdene var betydelig større også i perioden fra 1970 og fram til 1985, enn den har vært de siste 10-15 åra. Videre at dyra som på seinhøsten og førjulsvinteren beitet i nærområdene til Rv7 kom nordover tidligere på vinteren enn de gjør i dag.

2) Trekk i forbindelse med beite i områdene rundt Hardangerjøkulen

Dette delområdet av Hardangervidda er fattig på vinterbeiter, spesielt de vestligste områdene, hvor beitegrunnet i all hovedsak består av sommer- og høstbeiter. De østligste delene av området (øst for Krekka-Midtnuten) er betydelig rikere på seinhøst- og vinterbeiter. Bruken av de vestligste delene av dette området har derfor i all hovedsak vært knyttet til sommerbeiting

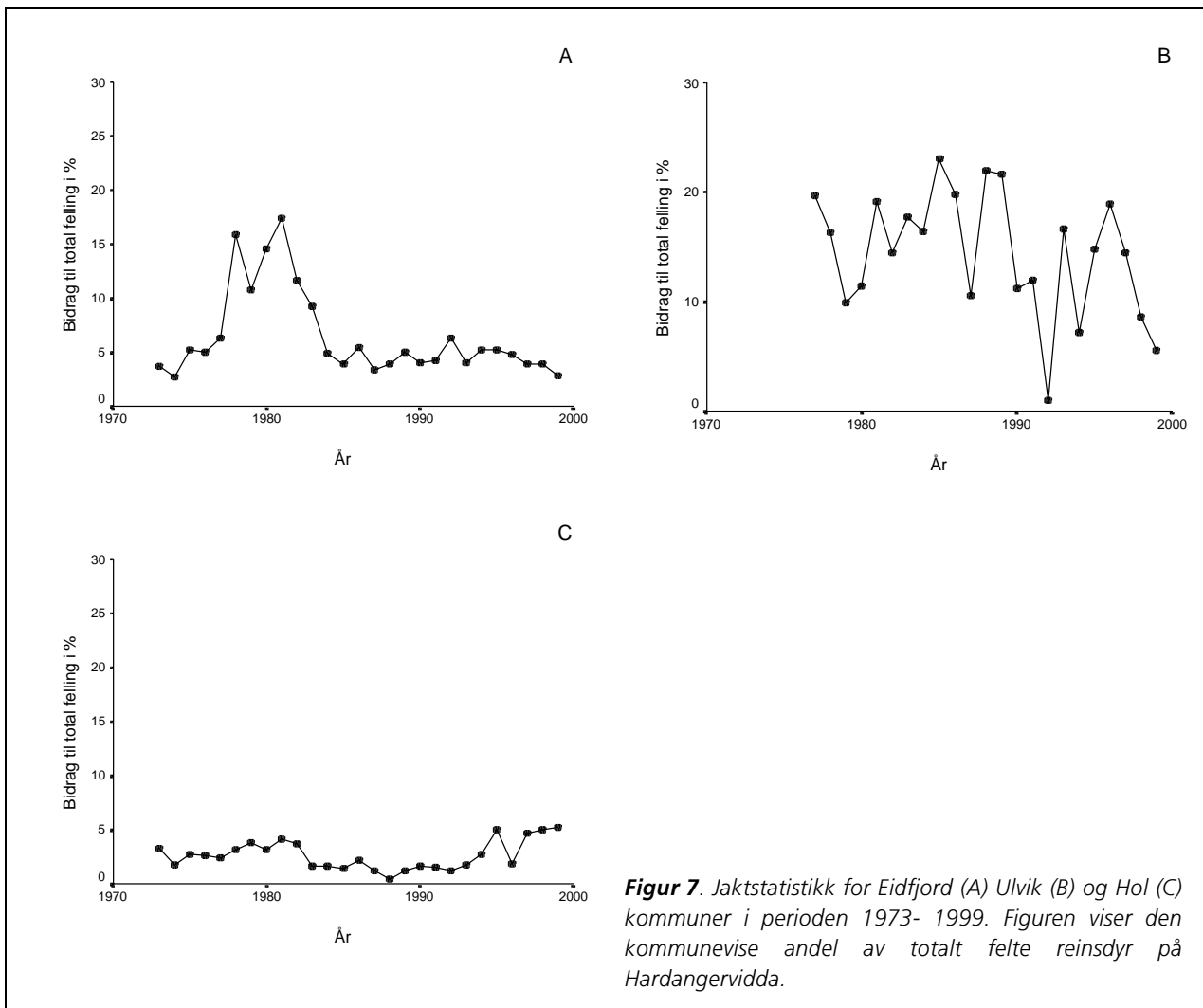
og har hatt en viktig funksjon som beiteområde for bukk. Trekket av bukk økte i følge lokal tradisjon framover på 1960- og tidlig 70-tall. Dette var bukker som trolig hadde vinterbeitet i sentrale deler av Hardangervidda og som trakk opp i de nordlige områdene i løpet av våren. I løpet av høsten trakk disse dyra sørover igjen og det var da en betydelig jakt på disse dyra. Dette trekket av bukk har avtatt markert i løpet av de seinere åra, og data fra overvåkingen av villreinbestanden viser at bukkene på Hardangervidda i de siste 10-15 åra i det alt vesentlige har hatt sine sommerbeiter i områdene sør for Kvenna.

3) Generell bruk av nærområdene til Rv7

Den siste observasjonen av større fostringsflokker som har brukt områdene nord for Rv7 stammer fra begynnelsen av 1990-tallet, da ca 2 000 fostringsdyr skal ha beitet på nordsida. Fra 1985 og utover på 1990-tallet har villreinens bruk av dette området avtatt, både ved at det har vært mindre dyr i de nordlige områdene under jakta (på begge sider av Rv7) og på vinterbeite nord for Rv7. I likhet med det meste vi har av opplysninger omkring villreinens bruk av Hardangervidda bygger dette på generelle observasjoner og vi har ikke tilgang på kvantitative data.

I tillegg til disse generelle observasjonene av villreinens arealbruk viser jaktstatistikken for de enkelte kommunene at det har vært endringer i villreinens bruk av de nordlige delene av Hardangervidda. Dette er mest uttrykt i materialet fra Eidfjord og Ulvik, og vi ser fra **figur 7** at Eidfjord stod for opptil 20 % av dyra som ble felt på Hardangervidda i perioden mellom 1978-82. Etter dette har andelen årlig felte dyr sunket betraktelig og variert rundt 5 % av det totale fellingstallet på Hardangervidda.

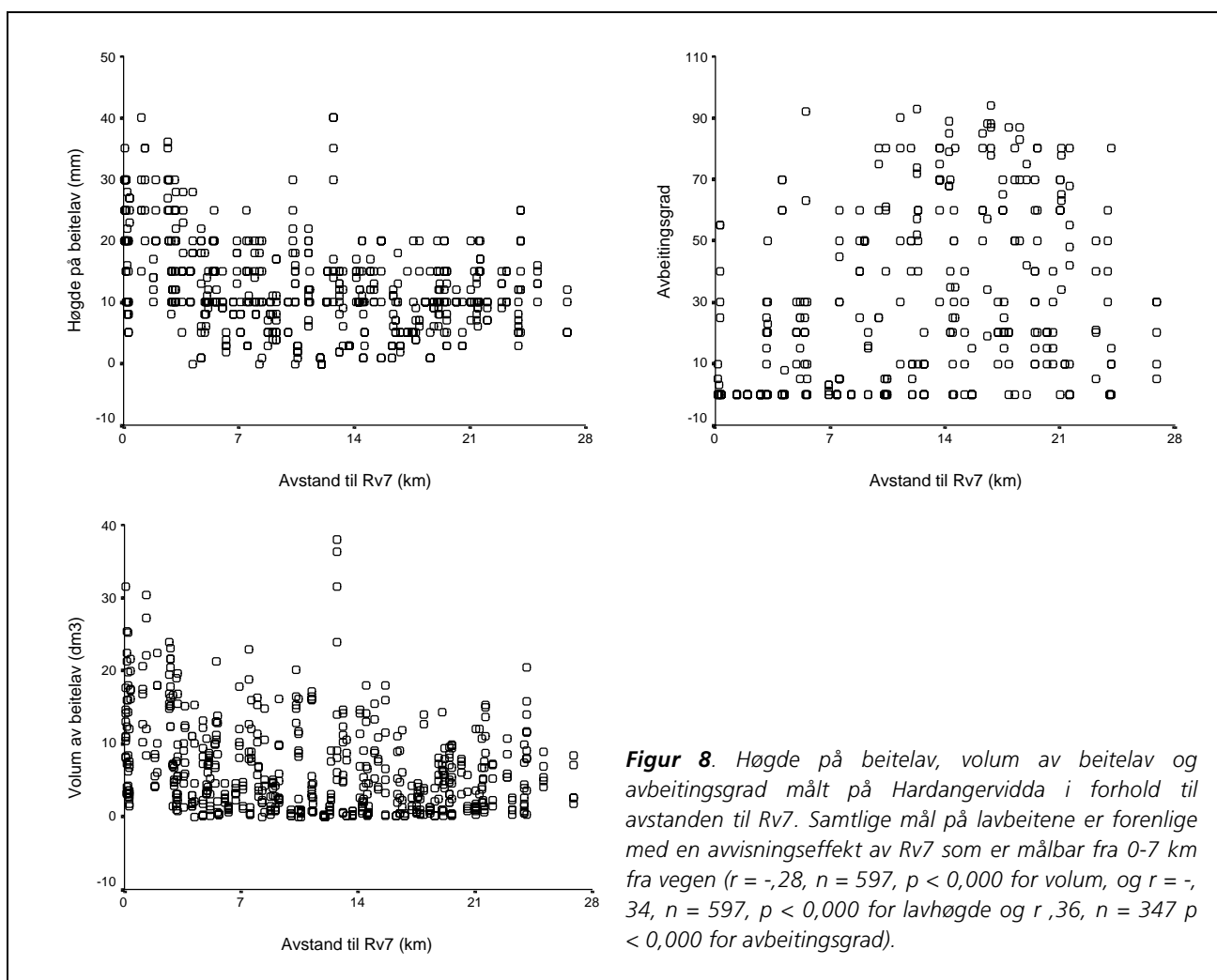
I løpet av de seinere åra har vi gjennomført en serie med undersøkelser der vi har studert endringer i villreinens arealbruk ved variasjoner i tetthet og beitetrykk. Som resultat av disse undersøkelsene har vi kunnet dokumentere effekter på villreinens areal- og beitebruk som følge av flere og samvirkende effekter av forstyrrelser). Vi har i denne sammenheng foretatt beiteundersøkelser knyttet opp mot effektene av forstyrrelser i nærområdene til Rv7. Vi har her etablert transekter ut fra Rv7, hvor vi med faste intervaller har taksert lavmatta og målt mengden av beitelav. Metoden og hypotesen bygger på at lavmatta vil bli større og ha et større volum og biomasse i områder der reinen blir forstyrret ofte, og hvor beiteintensiteten reduseres. Tilsvarende vil beitetrykket øke i områder der reinen får mer tid til å beite, slik at vi forventer at lavvolumet og biomassen av beitelav kan reduseres i disse områdene. Disse analysene viser at det er klare sammenhenger mellom lavmengden og avstandene til Rv7 (**figur 8**). Vi forklarer dette med redusert beitetid og beiteslitasje som følge av forstyrrelser. Tilsvarende finner vi at det er større lavmengder i nærområdene til de større turisthyttene i det samme området, noe vi også tolker som et resultat av at forstyrrelser som bidrar til at reinen har mindre beitetid her (**figur 8**).



3.2.4 Oppsummering av villreinsens arealbruk på Hardangervidda

Villreinsens bruk av de ulike funksjons- og delområder på Hardangervidda er nært knyttet til svingningene i bestandsstørrelsen. Både i historisk og nyere tid har Hardangervidda etter alt å dømme vært et av sentralområdene for utvandring til andre områder. I nyere tid er det spesielt i periodene med overbeiting og stor bestandsstørrelse at villreinen har søkt nye beiteområder. Villreinsens bruk av de nordlige delene av Hardangervidda

har avtatt betydelig fra første del av 1980-tallet og fram til i dag. Dette er dokumentert gjennom generelle observasjoner av villreinsens områdebruk og med jaktstatistikk fra enkelte kommuner. Det finnes dessverre lite kvantitative data som dokumenterer disse endringene. Unntaket er beitegranskinger, og disse viser at det er betydelig mer beitelav i nærområdene til Rv7. Tilsvarende undersøkelser innen andre deler av Hardangervidda har kommet fram til tilsvarende resultater og har vist at det er markert mer beitelav i områder som ligger nær områder med forstyrrelser.



4 Vurdering av ulike alternativer for framtidig drift av Rv7

Ett av måla for denne rapporten var å vurdere 4 ulike alternativer for framtidig drift av Rv7 over Hardangervidda. De ulike alternativene er beskrevet i en særskilt miljørapport fra Hordaland fylkeskommune (HF 2000). Vi vil derfor begrense omtalen av de ulike alternativene og bare gi en summarisk beskrivelse.

4.1 Fortsatt vinterdrift på Rv7 (dagens situasjon)

Dette alternativet innebærer at en opprettholder dagens situasjon med vinterbrøyting av Rv7.

Ved fortsatt vinterdrift av Rv7 vil vi forvente at dagens barriereeffekt opprettholdes, og at effektene av denne og forstyrrelsene i nærområdene til Rv7 vil forsterkes. Vi forventer derfor at aggregeringen av lavressurser i nærområdene til Rv7 vil fortsette og at villreinen i liten grad vil nytte disse ressursene. Dette gjelder også for de vinterbeiteressursene som i dag ligger i området mellom Rv7 og Bergensbanen.

Dette er under forutsetning av at villreinbestanden på Hardangervidda ikke øker vesentlig i antall, og at beitetrykket i de sentrale delene av Hardangervidda ikke blir for stort. Dersom villreinbestanden øker i antall, eller beitebelastningen på de tilgjengelige og sentrale beiteområdene blir stort nok, kan en forvente at reinen i kortere perioder kan gjøre forsøk på å krysse Rv7 og søke beiter i områdene mellom Rv7 og Bergensbanen, alternativt nord for Bergensbanen. Vi har tidligere i denne rapporten påpekt at utbyggings- og forstyrrelsesgraden i området har økt betydelig fra 1980 og fram til i dag. Slik sett er det er grunn til å forvente at barriereeffekten som skapes av Rv7 og forstyrrelsene i nærområdene til denne er større i dag. Med bakgrunn i dette vil vi forvente at et slikt beiteskift først vil finne sted ved en større bestandsstørrelse og et sterkere beitetrykk sentralt enn det vi hadde under overbeittingsperioden rundt 1980.

4.2 Vinterstenging av Rv7

Vinterbrøytingen av Rv7 kom samtidig med at bestanden på Hardangervidda ble redusert. I samme periode (fra og med 1980) har det også vært betydelige endringer og en økning i det generelle ferdsnivået i området, herunder åpning av betjente hytter i forbindelse med vinterferien. På tross av at vi står overfor en relativt kompleks situasjon med flere potensielle og mulig samvirkende faktorer, synes det likevel klart at Rv7 har en barriereeffekt på reinen. Det er imidlertid ikke slik å forstå at Rv7 utgjør en total barriere som reinen ikke kan krysse under noen omstendigheter, men Rv7 er en barriere som i betydelig

grad er til hinder for en naturlig utveksling av rein over vegen. Vi bygger dette på gjentatte observasjoner av dyr som har vært på trekk opp mot vegen, men som har snudd og latt være å krysse etter en tids beiting i nærområdene til vegen. Våre observasjoner knytter dette til områder på sørsida av Krekka, og i området mellom Halne og Dyranuten og de nedre delene av Bjoreidalen.

Dette alternativet til videre drift av Rv7 innebærer en vinterstenging, og barriereeffekten som forårsakes av vegen vil følgelig opphøre på denne strekningen (Leira-Haugastøl). Vi forventer at dette vil bidra positivt i forhold til at reinen kan komme til å gjenoppta sin normale bruk av området.

Dette gjelder i første rekke i forhold til beiting i nærområdene til Rv7, men også mulighetene for at reinen vil komme til å trekke til områdene som ligger mellom Rv7 og Bergensbanen. Observasjoner av flokker som har vært på trekk opp til vegen men som har unnlatt å krysse denne kan tyde på at en eventuell vinterstenging vil kunne medføre økende kryssningsfrekvens relativt kort tid etter at stengingen blir iverksatt. I hvilken grad dette vil skje og i hvor sterk grad reinen vil nytte nærområdene til vegen vil også være avhengig av det generelle forstyrrelsesnivået i området.

En viktig avveining som ligger knyttet til dette alternativet er når vegen skal kunne åpnes om våren. Vi er bedt om å vurdere 1 mai og 1 juni som mulige åpningstidspunkt. Vi antar at effektene av vegen vil være størst i forhold til flokker med fostringsdyr (simler og kalver), og at det er i forbindelse med trekk nordover på seinhøsten eller tidligvinteren at disse dyra i første rekke stoppes av Rv7. Vi kan jevnføre dette med situasjonen på 1980-tallet eller nå sist vinter. På åttitallet trakk dyra opp til vegen før jul og krysset da nordover. Disse flokkene sto på nordsida av vegen fram mot kalving og trakk da tilbake til vestvidda for kalving. Det foreligger også spredt dokumentasjon på at Hardangerviddarein kalvet på nordsida av vegen i denne perioden. Dette var trolig enkeltsimler som gikk sammen med ungdyr/ bukker og var ingen betydelig andel av stammen. Vi har flere dokumenterte tilfeller fra denne tida på at flokkene ble stående på nordsida av vegen og hadde problemer med å krysse vegen etter at brøytinga hadde startet. Slik sett vil trolig tidspunkt for brøytestart være av betydning for barriereeffekten om våren. Også sist vinter var det betydelig med dyr som trakk opp til Rv7 rett etter jul og på tidligvinteren. Når det gjelder sommersituasjonen er det i første rekke et trekk av bukk fra Jøkulområdet til de mer sentrale delene av vidda som er dokumentert. I forhold til diskusjonen omkring oppstart på brøyting er det derfor i første rekke i forhold til trekkmuligheter til kalvingsområdet at dette er viktig. Kalvinga på Hardangervidda foregår nå betydelig tidligere enn den gjorde på 1980 tallet, og ca halvparten av simlene har kalvet rundt 17 mai. Vi antar derfor at eventuelle dyr som kommer til å bruke vinterbeiter nord for Rv7 har krysset vegen før 1 mai. Under forutsetning av at en har en viss overvåking i forhold til arealbruken i områdene nord for Rv7 kan det også være mulig å finne løsninger som innebærer en viss fleksibilitet i åpningstidspunktet.

4.3 Helårsveg med tunneller

For å øke driftssikkerheten på Rv7 vinterstid ble det på begynnelsen av 1990-tallet fremmet et uformelt forslag om å etablere i alt fire tunneller på strekningen Våkavaet-Ørteren. Hovedelementene i dette forslaget er fire tunneller som til sammen var ment å både kunne øke driftssikkerheten på vegen samtidig som en oppnådde en miljøgevinst i forhold til en økning av villreins trekkmuligheter over tunnelene. Det er ikke utarbeidet en fullstendig plan over dette alternativet og tunnelenes plassering er å betrakte som en skisse over et framtidig planarbeid. Tunnelene er tenkt plassert ved Dyranut (ca 7.5 km tunnel), Skuleviki (2.0 km), Halnekollen (32 km) og Fagerheim-Ørteren (2.2 km). De tenkte tunnelene har en lokalisering knyttet til områder som tradisjonelt har vært viktige trekkområder for villreinen.

I en miljøutredning som ble utarbeidet for Hordaland fylkeskommune (Hordaland Fylkeskommune 2000), er det skissert to alternativer i forhold til forslaget om tunneller i tilknytning til Rv7. I det ene av disse alternativene legges det til grunn at en beholder veglegemet rundt tunnelene og at dette er i bruk i barmarkssesongen (A). Deretter et alternativ som innebærer at veglegemet rundt tunnelene fjernes (B). Begge alternativer innebærer en opprustning av vegen og heving av veglegemet med ca 1,5 meter (1-2 m) mellom tunnelene.

Denne løsningen har elementer som under spesielle forutsetninger kan virke positivt for villreinen, men innebærer også inngrep som på enkelte strekninger kan bidra til at dagens barriereeffekt forsterkes. Vi forventer at effektene av tunnelene i første rekke vil være avhengig av deres lokalisering og lengde. I tillegg til dette vil bidraget fra andre forstyrrelser i området være vesentlige i forhold til den avbøtende effekten av dette alternativet. Pr i dag har vi ikke nok kunnskap til å kunne utrede dette i detalj, og vil bare peke på elementer vi mener kan være av betydning i forhold til den avbøtende effekten som skapes:

- 1) Tunnelenes lengde og plassering i forhold til villreins trekkveger.
- 2) Andre forstyrrende elementer som påvirker villreins trekkmuligheter inn i tunnelenes nærområder.
- 3) Effekter av avbøtende tiltak som eventuelt vil bli igangsatt i forbindelse med tunnelene

Det vil være av avgjørende betydning at tunnelene er lange nok slik at reinen kan krysse på disse stedene. I en totalvurdering av tiltaket er dette spesielt viktig da dette alternativet også vil bidra til at barriereeffekten forsterkes på strekningene der veglegemet heves. Utformingen og effektene av tunnelene vil også være av kritisk betydning dersom trafikkmengden på vegen økes og dermed bidrar til at dagens barriereeffekt forsterkes. En har to eksempler på slike tunneller som kan være av relevans for Hardangervidda; Haukelitunnelen og Finsetunnelen på Bergensbanen. Begge ble dels etablert i forhold til at de også kunne ha en avbøtende effekt på villrein. Disse prosjektene ble ikke fulgt opp med etterundersøkelser slik at effekten av tiltakene er lite kjent. Det som finnes av informasjon indikerer imidlertid at utvekslingen av dyr har vært minimal både mellom Nordfjella og Hardangervidda over Bergensbanen og mellom

Setesdalsheiene og Hardangervidda over Haukeli. At utvekslingen mellom disse områdene har vært liten kan tilskrives flere forhold, der både annen aktivitet, (f.eks. rallarvegen og annen skiaktivitet på Finse) samt generelle forstyrrelser og større reguleringsmagasiner som påvirker villreins trekkområder på Haukeli.

Den potensielt avbøtende effekten av tunneller i tilknytning til Rv7 er derfor usikker, og vil klart være avhengig av annen aktivitet i området. Av betydning i denne sammenheng kan være plasseringen av merka løyper og scooter-traseer fra Rv7 og inn på Hardangervidda, samt aktivitet i forbindelse med de større hyttene i området. Også ferdselsåren mellom Krekka og Finse vil kunne ha betydning for villreins bruk av disse områdene. En framtidig løsning med tunneller bør derfor inneha operativt reguleringsverktøy som kan være med å stimulere villreins bruk av områdene, og at en på den måten unngår en utvikling der annen aktivitet som virker negativt blir utviklet parallelt med ønsket om reetablering av villreintrekkene i området (f. eks. utviklingen på Finse og Rallarvegen i forhold til de avbøtende effektene av Finsetunnelen).

4.4 Helårsveg og trafikkøkning

Vi er også bedt om å vurdere et alternativ som innebærer en økning av trafikkmengden på Rv7, uten at dette settes inn i sammenheng med endringer i veglegemet. Dette alternativet er derfor ment å reflektere en situasjon hvor det bygges "Hardangerbru". Her skisseres to ulike løsninger, et alternativ som innebærer en 25 % økning i trafikkmengden (Hardangerbru med bompenger) og deretter en fordobling av trafikkmengden (Hardangerbru uten bompenger).

Fra andre undersøkelser hvor effektene av veger har vært undersøkt vet vi at det er et forhold mellom størrelsen på vegene, eller trafikkmengden og effektene som slike inngrep har som barrierer. Det kan også virke som om det er terskler for hvor mye forstyrrelser villreinen aksepterer i et område før bruken av slike områder avtar helt. På tross av at vi i dag har flere dokumenterte eksempler som viser at reinsdyra helt eller delvis unngår områder med middels til intensiv utbyggingsgrad, har vi ikke undersøkelser av en slik karakter at vi kan relatere trafikkmengde til omfanget av effekter. Vi vet imidlertid at reinen har evne til å krysse barrierer i tidsrom der barriereeffekten er mindre, enten som følge av at trafikken på veger er redusert til spesielle tider på døgnet eller som er fordelaktige for kryssing. Videre vet vi også at dyras trekkmotivasjon er bestemmende for i hvilken grad reinen har evne til å krysse barrierer. Perioder med stress, enten i form av insektplager eller i perioder med matmangel ser ut til å øke dyras motivasjon for å krysse barrierer. Vi kan derfor regne med at en økning i trafikkbelastningen vil medføre at barriereeffekten av vegen øker. Vi forventer derfor at en dobling av trafikkmengden på Rv7 vil medføre at vegen i framtida vil komme til å utgjøre et større hinder for villreins bruk av disse områdene og eventuelle trekk til områder som ligger nord for Rv7.

5 Litteratur

- Adamczewski, J.Z., C.C. Gates, et al. 1987. "Seasonal changes in body composition of mature female caribou and calves (*Rangifer tarandus groenlandicus*) on an arctic island with limited winter resources." - *Canadian journal of zoology* 65: 1149-1157.
- Adamczewski, J.Z., C.C. Gates, et al. 1988. "Limiting effects of snow on seasonal habitat use and diets of caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) on Coats Island, Northwest Territories, Canada." - *Canadian Journal of Zoology* 66: 1986-1996.
- Adamczewski, J.Z., R. Hudson, et al. 1993. "Winter energy balance and activity of female caribou on Coats Island, Northwest Territories: the relative importance of foraging and body reserves." - *Canadian Journal of Zoology* 71: 1221-1229.
- Adams, L.G. & Dale, B.W. 1998. "Reproductive performance of female Alaskan caribou." - *Journal of Wildlife Management* 62: 1184-1195.
- Andr n, H. 1994. "Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review." - *Oikos* 71: 355-366.
- Arseneault, D., Villeneuve, N. et al. 1997. "Estimating lichen biomass and caribou grazing on the wintering grounds of northern Quebec: An application of fire history and landsat data." - *Journal of Applied Ecology [J. APPL. ECOL.]* 34: 65-78.
- Baskin, L.M. 1990. "Population dynamics of reindeer." - *Rangifer Special Issue 3*: 151-156.
- Bergerud, A.T. 1980. A review of the population dynamics of caribou and wild reindeer in North America. - *Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium, R ros, Norway*.
- Bergerud, A.T. 1996. "Evolving perspectives on caribou population dynamics, have we got it right yet?" - *Rangifer Special Issue 9*: 95-116.
- Berntsen, F., Langvatn, R. et al. 1996. "Reinens reaksjon p  lavtflygende luftfart y." - *NINA oppdragsmelding 390*: 1-22.
- Blehr, O. 1997. "Energy-expending behaviour in frightened caribou when dispersed singly or in small bands." - *Rangifer* 17: 44-49.
- Cameron, R.D. 1994. "Reproductive pauses by female caribou." - *Journal of Mammalogy* 75: 10-13.
- Cameron, R.D., Lenart, E.A. et al. 1995. "Abundance and movements of caribou in the oilfield complex near Prudhoe Bay, Alaska." - *Rangifer* 15: 3-7.
- Cameron, R.D., Reed, D.J. et al. 1992. "Redistribution of calving caribou in response to oil field development on the arctic slope of Alaska." - *Arctic* 45: 338-342.
- Carruthers, D.R. & Jakimchuk, R.D. 1987. "Migratory movements of the Nelchna caribou herd in relation to the trans-Alaska pipeline." - *Wildlife Society Bulletin* 15: 414-420.
- Caughley, G. 1994. "Directions in conservation biology." - *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- Caughley, G. & Gunn, A. 1996. *Conservation biology in theory and practice*. - Oxford, Blackwell Science.
- Caughley, G. & Lawton, J.H. 1981. *Plant-Herbivore systems. Theoretical population ecology*. R.M. May. - Oxford, Blackwell: 132-167.
- Cocklin, C., Parker, S. et al. 1992. "Notes on the cumulative environmental change I: Concepts and issues." - *Journal of environmental management* 35: 31-49.
- Couturier, S., Brunelle, J. et al. 1990. "Changes in the population dynamics of the George River caribou herd, 1976-87." - *Arctic* 43: 9-20.
- Crête, M. & Huot, J. 1993. "Regulation of a large herd of migratory caribou: summer nutrition affects calf growth and body reserves of dams." - *Canadian Journal of Zoology* 71: 2291-2296.
- Curatolo, J.A. & Murphy, S.M. 1986. "The effects of pipelines, roads and traffic on the movements of caribou, *Rangifer tarandus*." - *Canadian Field Naturalist* 100: 218-224.
- DN 1995. *Forvaltning av hjortevilt mot  r 2000*, Direktoratet for Naturforvaltning.
- Dooley, J.L. & Bowers, M.A. 1998. "Demographic responses to habitat fragmentation: experimental tests at the landscape and patch scale." - *Ecology* 79: 969-980.
- Eide, S.H., Miller, S.D. et al. 1986. "Oil pipeline crossing sites utilized in winter by moose, Alces alces and caribou *Rangifer tarandus*, in southcentral Alaska." - *Canadian Field Naturalist* 100: 197-207.
- Fahrig, L. 1997. "Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction." - *Journal of Wildlife Management* 61: 603-610.
- Fancy, S.G. 1983. "Movements and activity budgets of caribou near oil drilling sites in the Sagavanirktok River floodplain, Alaska." - *Arctic* 36: 193-197.
- Fancy, S.G., Whitten, K.R. et al. 1994. "Demography of the Porcupine caribou herd, 1983-1992." - *Canadian Journal of Zoology* 72: 840-846.
- Fowler, C.W. 1987. "A review of density dependence in populations of large mammals." - *Current Mammalogy* 1: 401-441.
- Gates, C.C., Adamczewski, J. et al. 1986. "Population dynamics, winter ecology and social organization of Coats Island caribou." - *Arctic* 39: 216-222.
- Gill, J.A., Norris, K. et al. 2001. "Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance." - *Biological Conservation* 97: 265-268.
- Gill, J.A. & Sutherland, W.J. 2000. *Predicting the consequences of human disturbance from behaviour desitions*. - Behaviour and Conservation. - M.L. Gosling & Sutherland, W.J.. Cambridge, Cambridge university press: 51-65.
- Gill, J.A., Sutherland, W.J. et al. 1996. "A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations." - *Journal of Applied Ecology* 33: 786-792.
- Gunn, A. 1992. "The dynamics of caribou and muskoxen foraging in arctic ecosystems." - *Rangifer* 12: 13-15.
- Gunn, A. & Miller, F.L. 1980. Responses of Peary caribou cow-calf pairs to helicopter harassment in the Canadian high arctic. - *Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium*.
- Gunn, A., Miller, F.L. et al. 1985. Behavioral responses of barren ground caribou cows and calves to helicopters on the

- Gaare, E. & Hansson, G. 1989. "Takseringer av reinbeiter på Hardangervidda." - NINA notat: 36: 1-xx..
- Gaare, E. & Skogland, T. 1980. Lichen-reindeer interaction studied in a simple case model. Proc. sec. Int. Reindeer/Caribou symp. E. Reimers, Gaare, E. & Skjennberg, S. eds. Røros, Norway, DVF, Trondheim: 47- 56.
- Hanski, I., Pakkala, T. et al. 1995. "Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape." - *Oikos* 72: 21-28.
- Harrington, F.H. & Veitch, A.M. 1992. "Short-term impacts of low level jet fighter training on caribou in Labrador." - *Arctic* 44: 318-327.
- Heard, D.C. 1990. "The intrinsic rate of increase of reindeer and caribou populations in arctic environments." - *Rangifer Special Issue 3*: 169-173.
- Heard, D.C. & Calef, G.W. 1986. "Population dynamics of the Kaminuriak caribou herd, 1968-1985." - *Rangifer Special Issue 1*: 159-166.
- Hockin, D., Ounsted, M. et al. 1992. "Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments." - *Journal of Environmental Management* 36: 253-286.
- Horejsi, B.L. 1981. "Behavioral response of barren ground caribou to a moving vehicle." - *Arctic* 34: 180-185.
- Jordhøy, P. & Strand, O. 1998. "Belysning av økologiske problemstillinger knyttet til reetablering av villreintrekk." - NINA Oppdragsmelding 618: 1-28.
- Jordhøy, P., Strand, O. et al. 1997. "Villreinen i Dovre-Rondane." - Oppdragsmelding 493: 1-26.
- Jordhøy, P., Strand, O. et al. 1997. "Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogram for hjortevilt - villreindelen 1991-95." - NINA Fagrapport 022: 1-57.
- Klein, D.R. 1968. "The introduction, increase and crash of reindeer on St. Matthew Island." - *Journal of Wildlife Management* 3: 350-367.
- Klein, D.R. 1971. "Reaction of reindeer to obstructions and disturbances." - *Science* 173: 393-398.
- Klein, D.R. 1973. "The reaction of some northern mammals to aircraft disturbance." - *Transactions of the International Union of Game Biologists Congress 11*: 377-383.
- Klein, D.R. 1987. "Vegetation recovery patterns following overgrazing by reindeer on St. Matthew Island." - *Journal of Range Management* 40: 336-338.
- Klein, D.R. 1991. "Limiting factors in caribou population theory." - *Rangifer Special Issue 7*: 30-335.
- Landbruksdepartementet 1911. Instilling fra fjellbeitekomiteen om Hardangerviddens utnyttelse. - Christiania, Landbruksdepartementet.
- Leader-Williams, N. 1980. "Population dynamics and mortality of reindeer introduced into South Georgia." - *Journal of Wildlife Management* 44: 640-657.
- Leader-Williams, N., Smith, R.I.L. et al. 1987. "Influence of introduced reindeer on the vegetation of South Georgia: results from a long-term exclusion experiment." - *Journal of Applied Ecology* 24: 801-822.
- Leader-Williams, N., Walton, D.W.H. et al. 1989. "Introduced reindeer on South Georgia - a management dilemma." - *Rangifer* 9: 59-65.
- Luick, B.R., Kitchens, J.A. et al. 1996. "Modelling energy and reproductive costs in caribou exposed to low flying military jet aircraft." *Rangifer Special issue 9*: 209-212.
- Messier, F. 1991. "Detection of density dependent effects on caribou numbers from a series of census data." - *Rangifer Special Issue 7*: 36-45.
- Milner Gulland, E.J. & Mace, R. 1998. Conservation of biological resources. - London, Blackwell Scientific.
- Murphy, S.M. & Curatolo, J.A. 1987. "Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads and traffic in northern Alaska." - *Canadian Journal of Zoology* 65: 2483-2490.
- Nellemann, C. 1997. "Terrain selection by reindeer in late winter in central Norway." - *Arctic* 49: 339-347.
- Nellemann, C. & Cameron, R.D. 1998. "Cumulative impacts of an oil-field complex on the distribution of calving caribou." - *Canadian Journal of Zoology* 76: 1425-1430.
- Nellemann, C., Jordhøy, P. et al. 2000. "Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter." - *Arctic* 53: 9-17.
- Nellemann, C., Kullerud, L. et al. (In Press). GLOBIO- Global methodology for mapping human impacts on the biosphere, - UNEP Report.
- Nellemann, C., Vistnes, I. et al. (In Prep.). "Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts." *Biological Conservation*.
- Opdam, P. 1991. "Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies." - *Landscape Ecology* 5: 93-106.
- Ouellet, J.P., Heard, et al. D.C. 1996. "Population ecology and caribou populations without predators: Southampton and Coats Island herds." - *Rangifer Special Issue 9*: 17-26.
- Reimers, E. 1980. Activity pattern; the major determinant for growth and fattening in *Rangifer* ? - *Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium*.
- Reimers, E. 1983. "Reproduction in wild reindeer in Norway." - *Canadian Journal of Zoology* 61: 211-217.
- Reimers, E. 1997. "Rangifer population ecology: a Scandinavian perspective." - *Rangifer* 17: 105-118.
- Reimers, E., Colman, J. et al. 2000. "Fright response of reindeer in four geographical areas in Southern Norway after disturbance by humans on foot or skis." - *Rangifer special issue 12*: 112.
- Reimers, E., Colman, J. et al. 2000. "Frykt- og fluktavstander hos villrein." - *Villreinen*: 76-80.
- Reimers, E., Villmo, L. et al., eds. 1980. Status of rangifer in Norway including Svalbard. - Proc. 2nd Int. Reindeer/Caribou Symp. Røros, Norway, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- Røed, K. 1983. "Enzyme polymorphism in one wild and two semi-domestic reindeer (*Rangifer tarandus* L.) herds of southern Norway." - *Acta Zoologica Fennica* 175: 81-83.
- Røed, K. 1985) "Genetic differences at the transferrin locus in Norwegian semi domestic and wild reindeer (*Rangifer tarandus* L.)." - *Hereditas* 102: 199-206.
- Røed, K. 1986. "Genetic variability in Norwegian wild reindeer (*Rangifer tarandus* L.)." - *Hereditas* 104: 63-68.
- Seip, D.R. 1992. "Factors limiting woodland caribou populations and their inter-relationships with wolves and moose in

- southeastern British Columbia." - Canadian Journal of Zoology 70: 1494-1503.
- Sinclair, A.R.E. 1996. Mammal populations: fluctuation, regulation, life history theory and their implications for conservation.- *Frontiers of Population Ecology*, Australia, CSIRO.
- Skogland, T. 1978. "Characteristics of the snow cover and its relationships to wild mountain reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) feeding strategies." - *Arctic and Alpine Research* 10: 569-580.
- Skogland, T. 1983. "The effects of density dependent resource limitation on size of wild reindeer." - *Source Oecologia* 60: 156-168.
- Skogland, T. 1984. "The effects of food and maternal conditions on fetal growth and size in wild reindeer." - *Rangifer* 4: 39-46.
- Skogland, T. 1984. "Wild reindeer foraging niche organisation." - *Holarctic Ecology* 7: 345-379.
- Skogland, T. 1985. "The effects of density dependent resource limitations on the demography of wild reindeer." - *Journal of Animal Ecology* 54: 359-374.
- Skogland, T. 1986. "Density dependent food limitation and maximal production in wild reindeer herds." - *Journal of Wildlife Management* 50: 314-319.
- Skogland, T. 1986. "Movements of tagged and radio-instrumented wild reindeer in relation to habitat alteration in the Snøhetta region, Norway." - *Rangifer Special Issue* 1: 267-272.
- Skogland, T. 1988. "Tooth wear by food limitation and its life history consequences in wild reindeer." - *Oikos* 51: 238-242.
- Skogland, T. 1989. "Comparative social organisation of wild reindeer in relation to food, mates and predator avoidance." - *Advances in Ethology* 29: 1-74.
- Skogland, T. 1990. "Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal vs. offspring effects." - *Oecologia* 84: 442-450.
- Skogland, T. 1990. "Villreins tilpassning til naturgrunlaget." - NINA Forskningsrapport 010: 1-33.
- Skogland, T. 1993. "Villreines bruk av Hardangervidda." - NINA Oppdragsmelding 245: 23.
- Skogland, T. 1994. *Villrein: fra urinnvåner til miljøbarometer*. - Oslo, Teknologisk Forlag.
- Skogland, T. & Grøvan, B. 1988. "The effects of human disturbance on the activity of wild reindeer in different physical condition." - *Rangifer* 8: 11-19.
- Skogland, T. & Mølmen 1980. Prehistoric and present habitat distribution of wild mountain reindeer at Dovrefjell. - *Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium*.
- Soulé, M.E. & Wilcox, B.A. 1980. *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. - Massachusetts, Sinauer Associates Inc.
- Spellerberg, I F. 1998. "Ecological effects of roads and traffic: a literature review." - *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333.
- Strand, O., Jordhøy, P. et al. 2000. "Villrein som naturressurs: utnyttelse og bevaring." - *Villreinen*.
- Strand, O., Solberg, E. et al. (In Prep.). "Density dependence in a fluctuating reindeer herd: recovery from a intergeneration effect caused by food limitation." .
- Surrendi, D.C. & DeBock, E.A. 1976. Seasonal distribution population status and behaviour of the Porcupine Caribou Herd. - Edmonton, Canadian Wildlife Service.
- Sutherland, W.J. 1998. "The importance of behavioural studies in conservation biology." - *Animal Behaviour* 56: 801-809.
- Swanson, J.D. & Barker, M.H.W. 1992. "Assessment of Alaska reindeer populations and range conditions." - *Rangifer* 12: 33-42.
- Sæther, B.E. 1997. "Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms." - *Trends in Ecology and Evolution* 12: 143-149.
- Tveitnes, A. 1980. *Lavgransking på Hardangervidda*, - Kontoret for informasjon og rettledning i landbruk.
- Tyler, N.C. 1991. "Short-term behavioural responses of Svalbard reindeer to direct provocation by a snowmobile." - *Biological conservation* 56: 179-194.
- Valkenburg, P. & Davis, J.L. 1985. The reaction of caribou to aircraft: a comparison of two herds. *Caribou and Human Activity*. - *Proceedings of the 1st North American Caribou Workshop*.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. (In prep). "Avoidance of cabins and power lines by reindeer during calving." - *Journal of Wildlife Management*.
- Vistnes, I., Nellemann, C. et al. (In Press). "Progressive impacts of power line and road development on the distribution and range use of wild reindeer." - *Arctic*.
- Warenberg, K., & Danell, Ö. et al. 1997. *Flora i reinbeiteland. Tromsø, Nordisk organ for reinforskning (NOR) - andbruksforlaget*.
- Wiens, J.A. 1990. "Habitat fragmentation and wildlife populations: the importance of autecology, time and landscape structure." - *Transactions of the 19th International Union of Game Biologists Congress Trondheim, Norway*: 381-391.
- Wolfe, S.A., Griffith, B. et al. 2000. "Response of reindeer and caribou to human activities." - *Polar research* 19: 63-73.

NINA Oppdragsmelding 666

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1177-7

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01