

Planlagt hyttefortetning i Sandsetdalen, Brei- setdalen og Skinnarbu/Frøystulområdet i Tinn kommune - Mulige konsekvenser for villrein

Per Jordhøy
Olav Strand
Christian Nellemann
Ingunn Vistnes

NINA Oppdragsmelding 756

NINA Norsk institutt for naturforskning

Planlagt hyttefortetning i Sandsetdalen, Breisetdalen og Skinnarbu/Frøystulområdet i Tinn kommune - Mulige konsekvenser for villrein

Per Jordhøy
Olav Strand
Christian Nellemann
Ingunn Vistnes

NINAs publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs 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

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

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes 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

NINA Temahefte

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 NINAs 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 -ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Jordhøy, P., Strand, O., Nellemann, Ch. & Vistnes, I. 2002. Planlagt hyttefortetting i Sandsetsdalen, Breisetdalen og Skinnarbu/Frøystulområdet i Tinn kommune. Mulige konsekvenser for villrein. NINA Oppdragsmelding 756: 41pp.

Trondheim, Desember 2002

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-1339-7

Forvaltningsområde:

Arealforvaltning

Area management

Rettighetshaver ©:

Copyright NINA, Norsk institutt for naturforskning

Oppdragsmeldingen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Kjetil Bevanger

Design og layout omslag:

Ingrid Brandslet

Tegnekontoret NINA

Sats: NINA

Trykk: Norservice

Opplag: finnes bare som nettutgave

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 80 14 00

Fax 73 80 14 01

Internett: www.nina.no

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 124620000

Signature of responsible

person:

Norman S. Myklebust

Oppdragsgiver:
Tinn kommune

Planlagt hyttefortetning i Sandsetdalen, Breisetdalen og Skinnarbu/Frøystulområdet i Tinn kommune - Mulige konsekvenser for villrein

Av Per Jordhøy, Olav Strand, Christian Nellemann og Ingunn Vistnes

NINA – Oppdragsmelding 756 –2002



Forord

Tinn kommune ønsker å få utarbeidet en konsekvensvurdering for villrein i forbindelse med kommunedelplanarbeidet i 1. Sandsetdalen, 2. Breisetdalen og 3. Skinnarbu – Frøystul – Hyllaldalen – Hjerdalen. Disse områdene berører randsonene i villreinens leveområder på de østlige deler av Hardangervidda. Målet er å få belyst hvilke konsekvenser en videre hytteutbygging i disse delområdene vil kunne ha for villrein. I tillegg ønskes Gvepseborgområdet vurdert, selv om det ikke er med i kommunedelplanarbeidet .

Storparten av rapportens basisdel er hentet fra en større utredning om villrein og Rv7 over Hardangervidda. Her beskrives generelle sider angående villreinens status og sårbarhet, samt offisielle forvaltningsmål. Videre gjøres det en gjennomgang av kunnskapstatus vedrørende dynamikken i villreinens arealbruk, samt effekter av inngrep og forstyrrelser på villrein. Denne basiskunnskapen er viktig for forståelsen av villreinens økologi og menneskeskapte handlinger innen leveområdene.

I rapportens spesielle del blir det gjort opp status over villreinens bruksmønster på de østlige deler av Hardangervidda i dag og tidligere. En har her tatt utgangspunkt i relevante publiserte arbeider, dataserier og lokal informasjon som gir vesentlige holdepunkter om dette.

Videre gjøres det opp status over dagens samlede ferdsel i aktuelle områder til ulike årstider.

Avslutningsvis gjøres villreinfaglige vurderinger ut fra de problemstillinger som er skissert i oppdragsnotatets villreindel, i den grad dette er mulig ut fra kjent kunnskapsbasis.

Trondheim, desember 2002

Per Jordhøy
Prosjektleder

Sammendrag

Norge er i dag ansvarsnasjon for bevaring av villrein i Europa og forvalter mer enn 90 % av den Europeiske villreinen innenfor 24 mer eller mindre adskilte områder i Sør-Norge. Av disse utgjør Hardangervidda det største sammenhengende leveområdet. Området var tidligere i større grad del av et mer sammenhengende funksjonsområde for villrein mot Nordfjella Setesdalsheiene. Naturgrunnlaget preges av store vidder sentralt og i øst, mens fjellandskapet er mer kupert i vest. Her finnes rike sommerbeiter, mens vinterbeitene har størst forekomst og utbredelse i øst.

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 betraktes 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. På Hardangervidda er dette dokumentert gjennom sammenligninger med andre villreinbestander. Konsekvensene av endret bestandstetthet som følge av tekniske inngrep og forstyrrelser er nært knyttet til produksjonsegenskapene i lavmatta som er reinens viktigste beite vinterstid. Stor beiteslitasje vil kunne medføre et betydelig produksjonstap i de sterkeste beiteområdene. Vi vet med erfaring fra flere villreinområder at restituering av slike beiter vil ta flere tiår selv om bestandsstørrelsen reduseres betydelig.

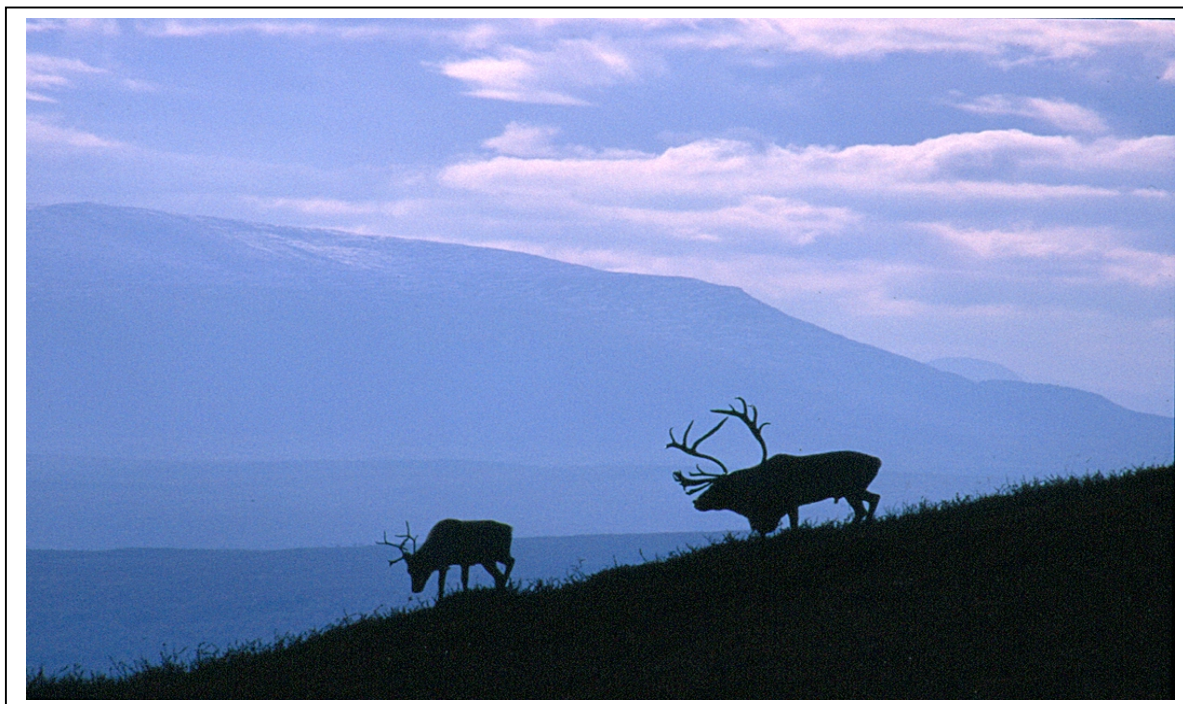
Reinens livsvilkår på Hardangervidda er ut fra beliggenhet og naturgitte forutsetninger gode, med tilstrekkelige funksjonsgradienter. Forstyrrelser fra hyttekonsentrasjoner, veger og stier har blant annet negativ effekt på villrein innen vinterbeiteområdene i de østlige deler av vidda.

Det er ikke gjort systematiske studier for spesielt å se på effektene av hyttebygging på rein rundt det angjeldende område. Det foreligger imidlertid relevant dokumentasjon på effekter av hyttefelt på rein fra andre fjellområder. Områdets kvaliteter for villrein og bestandens arealbruk er dokumentert blant annet gjennom historiske data, bestandsovervåkning og merkeprosjekt.

Vi har gjennomgått aktuell og relevant kunnskap i henhold til problemstillingen i mandatet. Slik vi har tolket den tilsier det at økt hytte- og turistbygging ifølge skisserte planer i Tinn vil ha potensiale til å kunne generere økt ferdsel og dermed forstyrrelse i de østlige tangepartiene. Disse områdene i øst utgjør viktige vinterbeiter for bestanden og det er viktig at reinens tilgjengelighet til disse ikke reduseres ytterligere.

Innhold

Forord	2
Sammendrag	3
1. Norsk villreinforvaltning – status og mål	5
1.1. Leveområder	5
1.2. Fragmentering	8
1.3. Villreinforvaltningens målvalg	9
2. Kunnskapsstatus	10
2.1. Forståelsen av villreinens sårbarhet	10
2.1.1. Bestandsdynamikk og matbegrensing	10
2.1.2. Effekter av rovdyr og jakt	11
2.1.3. Produksjonsegenskaper i lavmatta	12
2.2. Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser på villrein	13
2.2.1. Definisjon av effekter	13
2.2.2. Ulike typer effekter som er påvist hos villrein	14
3. Hardangervidda, villreinområdet- og bestanden	17
3.1. Naturgrunnlag	17
3.2. Villreinens arealbruk	17
3.3. Bestand og arealbruk på Hardangervidda	21
3.3.1. Historiske holdepunkter om reinens tidligere bruk av Hardangervidda	22
3.3.2. Utveksling til andre områder	25
3.3.3. Tangepotensialet på Hardangervidda	26
3.3.4. Årssyklus i villreinens beitebruk på Hardangervidda	26
3.3.5. Villreinens arealbruk rundt planlagte inngrep 1985-2001	27
3.3.6. Oppsummering – villreinens bruk av tangene på østvidda over tid	27
4. Inngrep og forstyrrelser	30
4.1. Inngrep og forstyrrelser på Hardangervidda	30
4.2. Inngrep rundt aktuelle lokaliteter for hyttefortetning	30
4.3. Forstyrrelser rundt aktuelle lokaliteter for hyttefortetning	30
5. Villreinfaglig vurdering	32
5.1. Diskusjon	32
5.2. Villreinfaglig vurdering i forhold til konkrete spørsmål	33



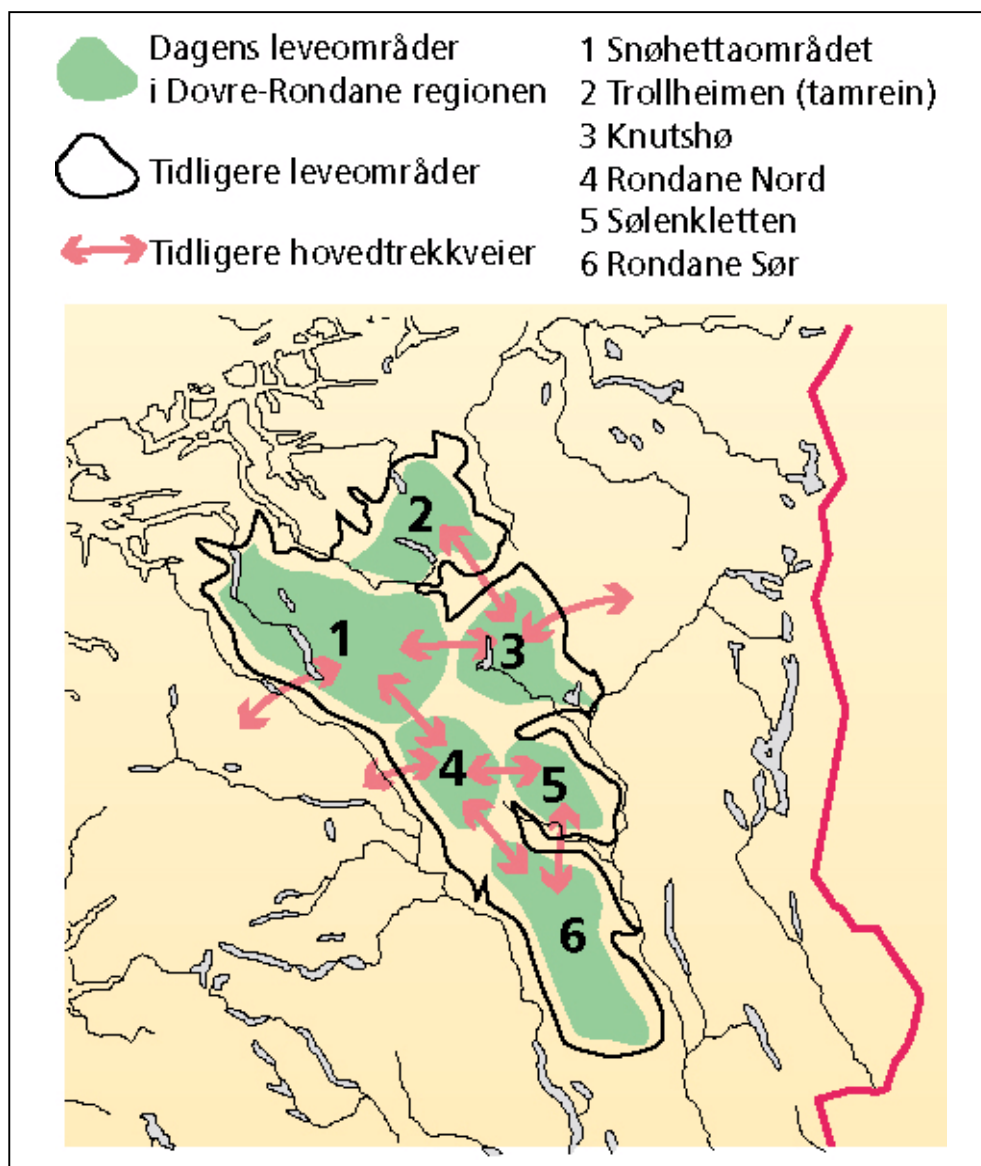
1 Norsk villreinforvaltning - status og mål

1.1 Leveområder

Villreinens utbredelse i Sør-Norge er et resultat av såvel naturlige betingelser som 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 bruks- og funksjonsområdene (Skogland & Mølmen 1980, Jordhøy, Strand et al. 1997). En viktig dokumentasjon på dette er en rekke større historiske fangstsystemer i områder hvor reinsdyra naturlig hadde sine trekkveger.

I løpet av de siste 100 åra har det funnet sted 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 for den ville fjellreinen (Skogland 1986, Jordhøy 2001), (**figur 1**). 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 30 000 dyr. Disse forvaltes innenfor 24 mer eller mindre adskilte områder, hvorav Hardangervidda er det klart største både hva areal og bestand angår (Jordhøy et al. 1997) (**figur 2**).

Innen Skandinavia finnes vill fjellrein bare i Sør-Norge, mens det i de øvrige deler er tamrein. Norge er derfor i en særstilling, og har et spesielt ansvar for bevaring av villrein i Europa (DN 1995).



Figur 1. Villreinsens tidligere leveområde i Dovre-Rondane sammenlignet med dagens leveområder (Jordhøy 2001).

Villreindistrikter og villreinområder i Norge

Wild reindeer regions and areas in Norway

Villreindistrikter

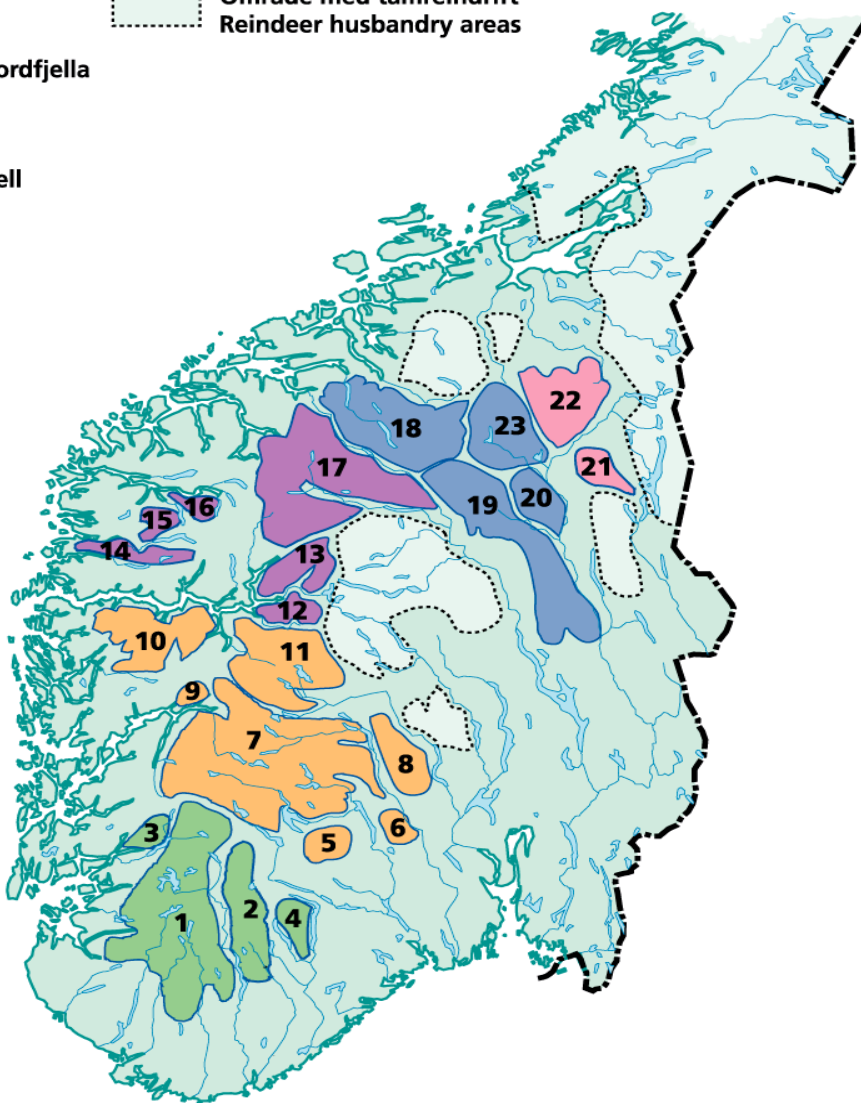
Wild reindeer regions



Villreinområder

Wild reindeer areas

- 1 Setesdal Ryfylke
- 2 Setesdal Austhei
- 3 Skaulen Etnefjell
- 4 Våmur - Roan
- 5 Brattemfjell - Vindeggen
- 6 Blefjell
- 7 Hardangervidda
- 8 Norefjell - Reinsjøfjell
- 9 Oksenhalvøya
- 10 Fjellheimen
- 11 Nordfjella
- 12 Lærdal - Årdal
- 13 Vest - Jotunheimen
- 14 Sunnfjord
- 15 Førdefjella
- 16 Svartebotnen
- 17 Ottadalsområdet
- 18 Snøhetta
- 19 Rondane
- 20 Sølknkletten
- 21 Tolga Østfjell
- 22 Forelhogna
- 23 Knutshø



Opprinnelig villrein : 18, 19, 20, 23
Originally wild reindeer

Tam- og villrein : 1, 2, 4, 5, 6, 7, 11, 12
Mixed domestic and wild reindeer

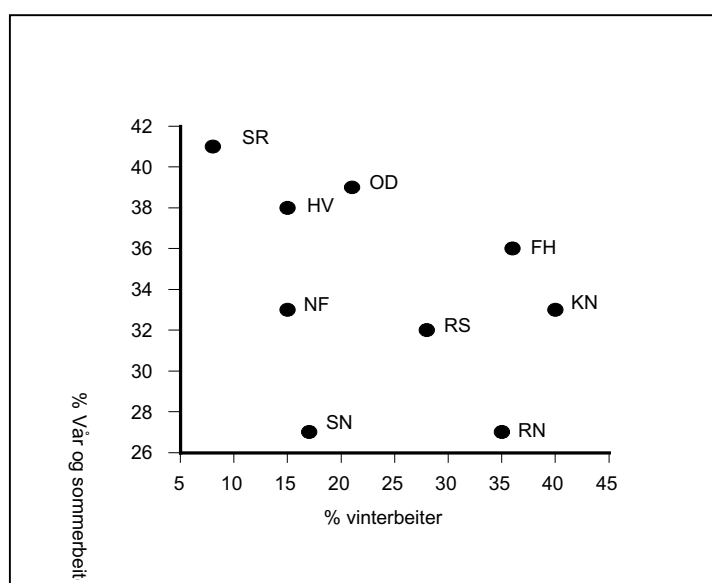
Opprinnelig tamrein : 3, 8, 9, 10, 13, 14, 15, 16, 17, 21, 22
Originally domestic reindeer



Figur 2. Dagens leveområder for villrein i Sør-Norge

1.2 Fragmentering

Oppdelingen av fjellområdene har medført at villreinbestandene 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 største villreinområde (Jordhøy et al. 1997). Oppdelingen av fjellområdene har også medført at beitetilgangen varierer betydelig mellom de forskjellige områdene. Dette er et resultat av forskjeller i topografi, berggrunn, klima og beitetrykket i de enkelte områdene. Spesielt framtreddende her er øst/vest gradienten i årsnedbøren. Nedbøren avtar fra vest til øst og bidrar sammen med høgdeforskjeller til at det er betydelig mindre innslag av vinterbeiter i de vestligste fjellområdene (Warenberg et al. 1997). Da 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 områdene imellom. Andelen vinterbeiter er for eksempel betydelig mindre i villreinområder med oseaenisk klima som Setesdal Ryfylkeheiene, Hardangervidda og Snøhettaområdet (**Figur 3**).



Figur 3. Fordeling av sesongbeiter i de største villreinområdenevåre

Den geografiske fordelingen av sommer- og vinterbeitene er også av betydning for villreinens vandringsmønster og arealbruk (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.

Utover de overordna prosessene bak oppdelingen 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 (Skogland 1993). Vi kan derfor gjenkjenne en fragmenteringsprosess som kan virke på to ulike nivåer:

Ved at det etableres barrierer mellom ulike fjellområder som hindrer utveksling av dyr og som påvirker villreinens vandringsmuligheter.

Ved en prosess innen villreinområdene som gjennom påvirkning av villreinens trekk- og beitemønster endrer reinens arealbruk og mattilgang.

1.3 Villreinforvaltningens målvalg

Utvikling av det moderne samfunnet med tilhørende økning i presset på/utnyttelsen 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, Andréon 1994, Hanski 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 utdøingsrisiko. 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 mister muligheten til en tilsvarende ressursutnyttelse. Dette begrepsapparatet og målvalget er også implementert i villreinforvaltningen ved at en har vektlagt langsiktighet i målene framfor kortsiktig økonomisk optimalitet. Hovedmålsetningene med villreinforvaltningen ligger i dag nedfelt i DN's handlingsplan for hjortevilt mot år 2000, hvor det for villreinenes 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 Forståelsen av villreinens sårbarhet

Konsekvensene av menneskeskapt inngrep og forstyrrelser på naturmiljøet har vært et sentralt forskningstema de siste 20-30 åra (Hockin 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, såkalte kumulative effekter. I denne sammenheng har nyere forskning dokumentert at tettheten av ulike organismer reduseres i områder med mye menneskelig aktivitet eller infrastruktur (Nellemann et al. 2001). 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 (inkl. villrein), rovdyr og aper (Nellemann et al. 2001). Et fellestrekk ved disse undersøkelsene er at effektene ser ut til å være størst hos organismer som lever i åpne landskap (for eksempel 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 tetthetsreduksjonen som funksjon av avstand, som det direkte uttrykk for effekter og sårbarheten hos vedkommende art for menneskelig påvirkning (Spellerberg 1998, Nellemann et al. 2001). Det har også blitt påpekt at konsekvensene av slike effekter må forstås med bakgrunn i at populasjonseffektene er betinget av styrken på tetthetsbegrensning og matkonkurransse (Gill 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 vi 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 dynamiske prosesser som virker som en avveining mellom effekten av forstyrrelsene og kostnadene forbundet med økt tetthet og matkonkurransse i uforstyrta områder (Gill et al. 2001). For 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 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 behov for å kjenne forholdet mellom villreinen og dens "matfat", og hvordan de gjensidig påvirker hverandre (Skogland 1985, Skogland 1990, Reimers 1997). Dette er også essensielt når en skal finne fram til den direkte kostnaden som er forbundet med effekter av inngrep og forstyrrelser uttrykt ved redusert vekst, overlevelse og reproduksjon – til forskjell fra indirekte mål på effekter av forstyrrelser som endringer i beitetid, fluktavstander, eller fysiologiske reaksjoner (som hjerterytmeforbruk eller energiforbruk)

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 et al. 1986, Heard & Calef 1986, Adamczewski et al. 1987, Baskin 1990, Couturier et al. 1990, Heard 1990, Skogland 1990,

Klein 1991, Messier 1991, Gunn 1992, Seip 1992, Swanson & Barker 1992, Adamczewski et al. 1993, Crête & Huot 1993, Cameron 1994, Fancy et al. 1994, Bergerud 1996, Ouellet et al. 1996, Arseneault et al. 1997, Reimers 1997, Adams & Dale 1998). I en økologisk sammenheng kan slike begrensninger forstås i forhold til hvordan klima og mattilgang påvirker villreins evne til vekst, reproduksjon og overlevelse. Sentralt her er hvordan bestandsstørrelsen (antall dyr) relaterer til mattilgang (Fowler 1987). Tilgangen til beiter varierer mye for de norske villreinbestandene både som følge av lokale geologiske og klimatiske forhold, og som et resultat av tidligere perioder med stor bestandsstørrelse og intensiv beiting. Variasjonsbredden i ressurstilgangen i villreinområdene er så stor at det er vanskelig å peke på en enkelt faktor som den viktigste hva angår 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 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 vinterbeitere 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 samt flukt fra eventuelle farer. Den er i så måte ulik skogslevende arter som i større grad bruker skjul som beskyttelse mot rovdyr. "Effektpotensialet" for forstyrrelser er derfor betydelig større i fjellet og åpne landskap. Dette 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 ville fjellreinen (Røed 1983, Røed 1985, Røed 1986, Reimers 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 (for eks. Hardangerviddareinen), har trolig en skyhet som ligger nærmere villreinen i Snøhetta/Rondane enn bestander som har sitt opphav i forvilla tamrein (**Tabell 1**).

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

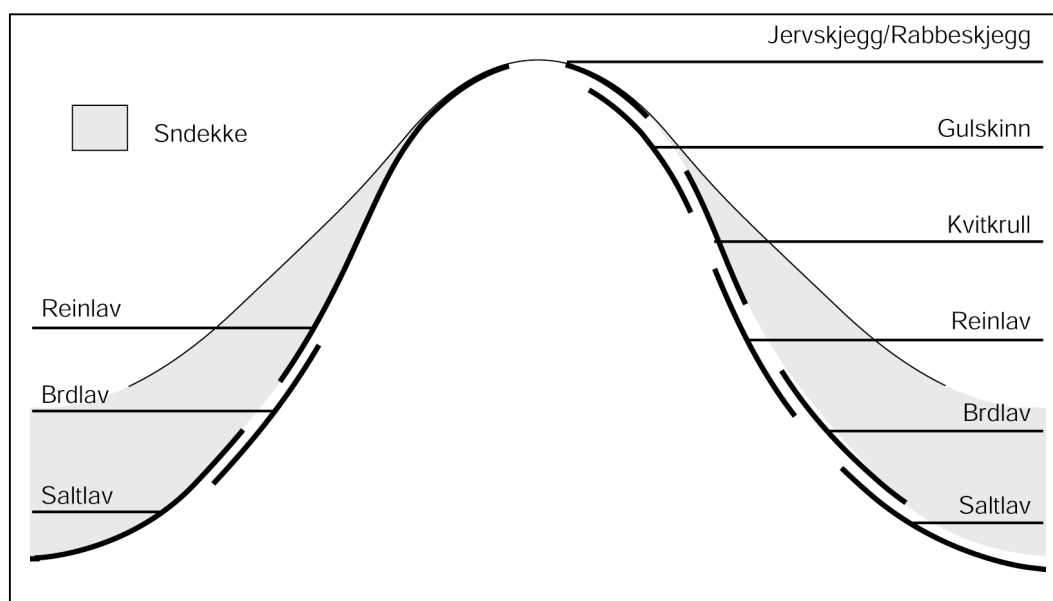
Villreinområde	Opprinnelse	Fluktavstand
Snøhetta/ Rondane	Villrein	Ca 500 meter
Forelhogna	Tamrein	Ca 150 meter
Ottadalen	Tamrein	Ca 120 meter
Norefjell	Tamrein	Ca 90 meter

Et viktig moment i forhold til villreinenens høye skyhet for mennesker er at jakt og høsting i dag er den viktigste enkeltfaktoren som kan bidra til en balanse 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 avskytingen som er nødvendig for å regulere bestandene. Villreinenens sårbarhet for forstyrrelser er også nært knyttet til villreinenens spesielle flokkatferd. Flokkstørrelsen 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). Flokkatferden har også betydning i forhold til menneskelige forstyrrelser da det skyeste individet i en flokk kan være bestemmende for mange hundre reinsdyrs atferd.

2.1.3 Produksjonsegenskaper i lavmatta (vinterbeitet)

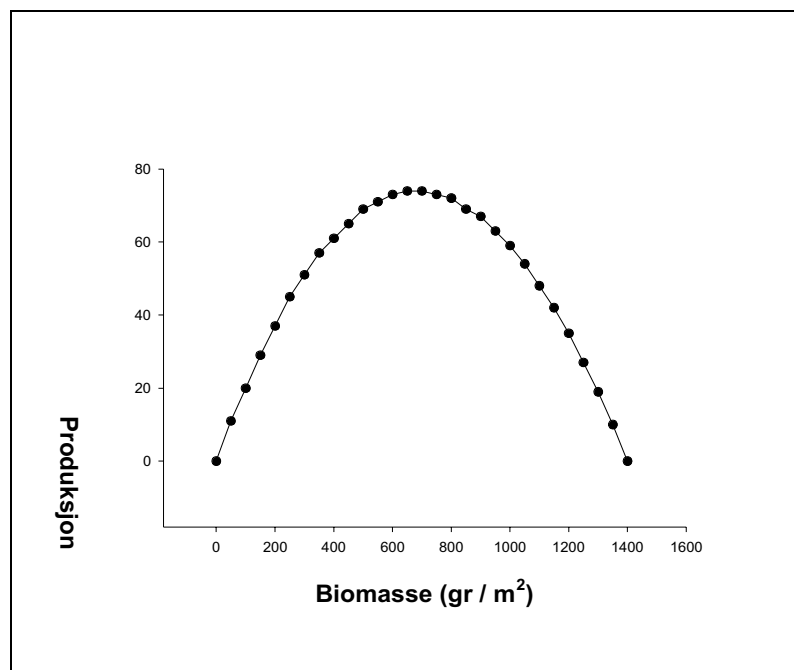
Villreinen er det eneste pattedyret som i det alt vesentlige utnytter lav som den viktigste føden vinterstid. Dette er spesielt framtreddende i de sør-norske fjellområdene, hvor snødekningen bidrar til liten tilgang av andre beiteplanter for villreinen vinterstid (Skogland 1978, Gaare & Skogland 1980, Skogland 1984, Skogland 1985, Adamczewski, Gates et al. 1988). Dette er annerledes i enkelte andre deler av villreinenens leveområder, hvor snødekning og klima bidrar til at reinsdyra i større grad 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 lufta (Brown, 1984). Lav har derfor egenskaper som tillater den å vokse på rabber i høgjellet som er for tørre og eksponerte til at andre planter kan vokse der (Gaare & Skogland 1980, Warenberg 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 (**figur 4**). 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 and 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).



Figur 4. Lavartenes forekomst i forhold til snødekket på en rabb.

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 og Skogland 1980, Nellemann 1997). Den maksimale produksjonen av lav vil en da få ved en lavmatte som er ca halvparten av den maksimale størrelsen (**Figur 5**). 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 5**). Effektene av for intens beiting i villreinens vinterbeiter medfører derfor at produksjonen av lav nedsettes kraftig i de sterkest beita områdene.



Figur 5.

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 oppnåes i områder uten beiting. I dette eksemplet har vi brukt en maksimal vekstrate på 20% og en maksimal 20% og en maksimal lavdekning 1200 gr / m². Reduksjon i beitetrykket 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.

2.2 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 enkeltindivider

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 veger, 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 villreinen 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 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 et al. 2001). Det er viktig her å nevne at dette ikke er spesielt for reinsdyr, men 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.

2.2.1 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 et al. 2000). Disse undersøkelsene har bidratt til en bedret 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 unngår 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 reinens 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 et al. 1985, Valkenburg & Davis 1985, Curatolo & Murphy 1986, Tyler 1991, Harrington & Veitch 1992, Berntsen et al. 1996, Blehr 1997, Reimers 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 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 et al. 1996). Lignende undersøkelser har også vært gjennomført i Norge hvor en har 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).

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 underganger oftere enn tilsvarende områder hvor det ikke var gjort spesielle tiltak for å tilrettelegge for at reinen kunne krysse (Eide et al. 1986). De samme undersøkelsene har vist at reinens reaksjoner på rørgatene også kan være situasjonsbetenget 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 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 trekkruter har vært opprettholdt på tross av at de har krysset veger på Newfoundland (Wolfe 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 et al. 1992, Cameron 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 (Wolfe et al. 2000, Nellemann et al. 2001).

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. Både dyras trekkbehov og effekten av en barriere kan derfor variere over tid og kan ikke oppfattes som konstante størrelser. 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 undersøkelser fra Norge viser også at utbygging av ulik karakter (kraftledninger, hyttefelter og veger) enten hver for seg eller i kombinasjon medfører betydelige endringer i villreinens arealbruk (Nellemann et al. 2000, Vistnes & Nellemann (2001), Nellemann et al. 2001, Vistnes et al. 2001). Disse effektene er dokumentert på reinens bruk av både sommer- og vinterbeiter, og hos både villrein og tamrein. Vi har også kunnet dokumentere at villreinens bruk av områdene er endret over tid i Setesdal-Ryfylkeheiene som følge av Ulla-Førreutbyggingen og oppdemmingen av Blåsjømagasinet (Nellemann et al. 2001). Dette medførte mer enn 90 % reduksjon i villreinens 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 villreinområdene. 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 et al. 2000, Nellemann et al. 2001, Vistnes et al. 2001).

3 Hardangervidda, villreinområdet- og bestanden

3.1 Naturgrunnlaget

Hardangervidda er Nord-Europas største høgfjellsslette og store deler av arealet ligger i høgdenivået 1000-1300 meter over havet. Slettekarakteren er særlig framtreddende på sentralvidda og her er høgdeforskjellene små. Gradientmangfoldet er stort, fra relativt kuperte og nedbørrike områder i vestlige og kystnære deler til kontinentale flyer med lite nedbør i øst. Geologisk sett domineres Hardangervidda av 3 hovedgrupper av bergarter; Grunnfjellsbergarter, kambrosiluriske skifre og overfoldete eruptiver. Grunnfjellet (gneisser og granitter) er særlig framtreddende mot sørøst, fra Songavatnet-Møsvatn og nordover hele vidda i et bredt belte. Grunnfjellet kommer også fram på vestsida der næringsrike (kambrosiluriske) bergarter er gjennomskåret (NOU 1974). De eruptive bergartene (lyse, næringsfattige og mørke, næringsrike) finnes på de høyeste toppene i nord og vest. Løsmasseforekomstene er små i vest, men tiltar mot øst og er her til dels store. For det meste utgjøres de av morenemateriale og stedvis synliggjøres disse som eskere (dannet fra smeltevannsløp under isen) i landskapet (for eksempel ved Normannslågen).

Beiter

Grøntbeiteressurser forekommer i størst grad på de midtre og vestlige deler av Vidda. Vierkratt, snøleier og myrer fins her i større sammenhengende felter enn i noen andre norske fjellstrøk. Mengden av grøntbeiter er dobbelt så høg vest for vannskillet som på østsida, der lyng og lav dominerer (Gaare 1987, Skogland 1993). Tilsvarende utgjør lavmattene på de østlige tangene mellom Uvdal og tinn, mellom Uvdal og Dagali og områdene i Hol oppunder Hallingskarvet lengst i øst, mellom 18 og 45% av vegetasjonsdekket. Denne andelen synker til <15% i områdene vest for Mårvatn og til <10% i de vestlige fjelltraktene utover mot Hardangerfjorden. Vinterbeitene på Hardangervidda har imidlertid et begrenset omfang og utgjør bare 15% av totalarealet. Videre har de vært utsatt for sterk slitasje under perioder med overbeiting og over 90% av lavmattene kan karakteriseres som slitt - middels slitt (Gaare 1989). Vinterbeitet er den primærressursen som først setter tak for bæreevnen på Hv. Det er eksempelvis mer enn dobbelt så mye tilgjengelig lavbeiter i Rondane og Knutshø som på Hardangervidda (**tabell 2**).

Tabell 2. Totalareal taksert (km²), totalt beiteareal (km²⁺), prosentvis fordeling av sesongbeiter (av totalarealet) og forholdet mellom vinterbeite- og grøntbeiteareal (V:G) innen et spekter av norske villreinområder (1: Vinterbeiter, 2: Vår-/forsommerbeiter, 3: Sommerbeiter, 4: Høstbeiter, 5: Høgalpint terreng - stein/ur, breer, vatn el. annet areal uten synlig beite)¹

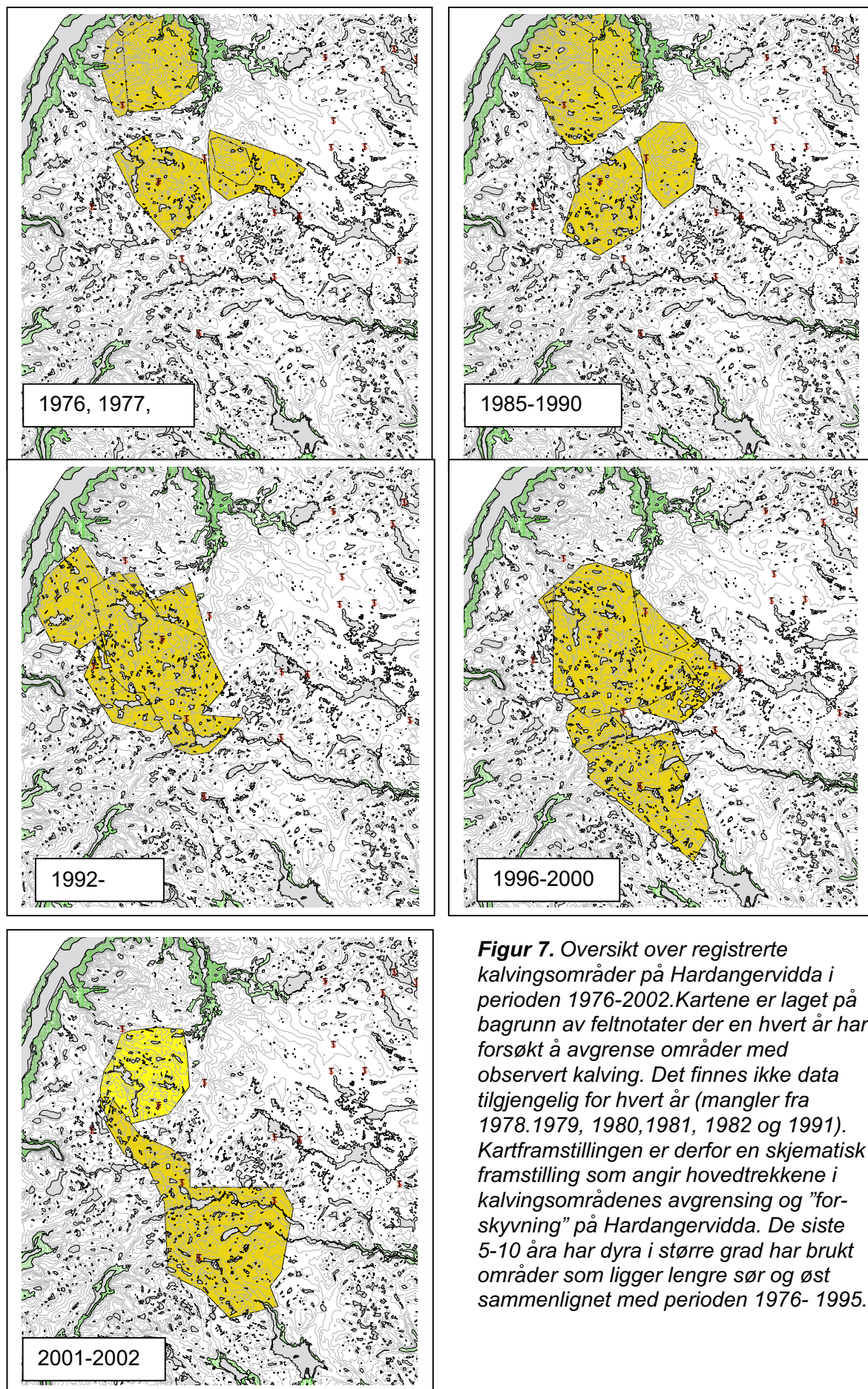
Villreinområde	km ²	km ²⁺	1	2	3	4	5	V:G	Kilde
Setesdal-Ryf. h.	4016	2942	8	37	4	10	43	1:6,4	Gaare, 1985
Hardangervidda	8500	5529	15	29	9	16	32	1:3,6	Gaare, 1989
Nordfjella	3450	1586	15	20	13	6	45	1:2,6	Gaare, 1986
Snøhetta	2563	1873	17	21	6	11	44	1:2,2	Gaare, 1993
Nord-Ottadalen	3300	2044	21	23	16	2	38	1:2,0	Gaare, 1986
Rondane Sør	920	782	28	26	6	17	23	1:1,8	Gaare, unpubl.
Rondane Nord	1400	1036	35	17	10	6	32	1:1,0	Gaare, unpubl.
Forelhogna	1650	1640	36	29	7	22	7	1:1,6	Gaare, 1986
Knutshø	1580	1620	40	26	7	18	9	1:1,3	Gaare unpubl.

3.2 Villreinenes arealbruk

Villreinen er med sin flokkadferd og sitt vandringmønster en spesiell art i norsk fauna. Dens utnyttelse av et ekstremt skrint næringsgrunnlag betinger bruk av store arealer for å få fylt primærbehovene. Tilsynelatende kan store beiteressurser ligge «ubenyttet» i lange perioder

og synes uvesentlige. Dette er imidlertid noe av det sentrale ved reinens beitedynamikk - der bruksmønsteret pulserer i takt med beiteslitasje og snøforhold, og alltid vil medføre at det er et visst areal med «hvilende» beiter (reserver). Først når beitetrykket begynner å bli godt synlig, kan den flytte til andre områder. Vinterbeitet kan derfor være bra totalt sett, selv om enkelte arealer er synlig sterkt påbeitet. Det er derfor viktig å vurdere reinens arealbehov i et langt tidsperspektiv (10-30 år) om en skal få et reelt og dekkende bilde (Skogland 1993).

Villreins opprinnelige, nomadiske vandringmønstre ser vi idag bare en antydning av, som følge av menneskeskapt barrierer og aktiviteter. Et holdepunkt om det opprinnelige og naturlige bruksmønsteret gir de fangstrelaterte kulturminnene i fjellet, som nettopp skriver seg fra en tilstrekkelig tidsperiode til å fange opp vesentlige holdepunkter om reinens reelle arealbruk. På Hardangervidda viser reinens registrerte områdebruk i kalvingsperioden eksempel på vekselbruk (**figur 7**). De siste 5-10 åra har dyra i større grad brukt områder som ligger lengre sør og øst (fra Songsjøen og nordvestover forbi Kvennsjøen), sammenlignet med perioden 1976-1995, da større områder vest- og nordvest for Normannslågen ble brukt.



Figur 7. Oversikt over registrerte kalvingsområder på Hardangervidda i perioden 1976-2002. Kartene er laget på bagrunn av feltnotater der en hvert år har forsøkt å avgrense områder med observert kalving. Det finnes ikke data tilgjengelig for hvert år (mangler fra 1978, 1979, 1980, 1981, 1982 og 1991). Kartframstillingen er derfor en skjematisk framstilling som angir hovedtrekkene i kalvingsområdenes avgrensning og "forskyvning" på Hardangervidda. De siste 5-10 åra har dyra i større grad har brukt områder som ligger lengre sør og øst sammenlignet med perioden 1976- 1995.

Vinter

Utover vinteren må de bukkene som har kastet geviret ta til takke med middelmådige lavbeiter, ofte i leveområdets ytterkanter - og de yngre bukkene rangerer enda lavere i beitekonkurransen. De jages vekk hvor de befinner seg, av simler og større bukker, og må ta til takke med de dårligste beitegrepene. Noen av de svakeste ungbukkene faller derfor gjerne fra i løpet av den kalde årstida. Simlene beholder geviret helt fram til kalvingen er vel overstått og er derfor dominante i de beste vinterbeiteområdene. Dette er en evolusjonsmessig tilpasning til forplantningsstrategien hos simlene, slik at de har et fortrinn i fødetilgangen under svangerskapet. En kan si at simlene hersker med «hard hånd» over bukkene i vinterbeiteområdene. Bukkene, som har brukt opp store oppbygde energireserver gjennom brunstperioden, er på denne tiden avmagret og uten nevneverdig opplagret fett. De må derfor beite iherdig utover senhøsten, mens lavog annet beite ennå er lett tilgjengelig og beitekonkurransen følgelig er mindre.

Reinens beitedynamikk om vinteren har blant annet vært studert i Snøhetta (Nellemann 1997). Undersøkelsene fokuserte på terrengets overflatestruktur i forhold til reinens habitatvalg på seinvinteren og under kalvinga. Den viktigste effekten av terrengujevnheter var mange tettliggende vindblåste rabber med god tilgang på eksponert lavhei. Reinen oppsøkte arealer med stor overflatejevnhet, opp til ca 30° helling. Brattere terreng ble ikke benyttet. Selv om reinen beitet mye på lavhei, fortalte utbredelsen av lavheiene svært lite om områdets beskaffenhet som potensielle seinvinterbeiteområder. Det var ofte like mye lavhei utenfor «vinterbeiteområdene» som innenfor. Innen et «vinterbeiteområde» ble enkelte lokaliteter brukt svært mye, mens andre øyensynlig meget like lavtyper - forble omtrent ubrukt. Det viste seg at bare 1/3 av lavheiene i Snøhetta befant seg i «gode» terrengtyper. Dette betyr at bæreevnen for rein på seinvinteren kan være ca 1/3 av det vi forventer ut fra vegetasjonen.

Vår

På vårvinteren starter de voksne bukkene vårvandringen. I år med mye ising i fjellet kan bukkeflokker trekke ned mot fjellskog og setervanger for å få tilgang til de første grønne, proteinrike plantespiser. I mange villreinområder vil det innebære at de beveger seg vestover, mot frodige og kupert kystfjell med lang spiresesong. Ettersom vier og dvergbjørk spretter ut blir også dette en viktig næringskilde for bukkene om våren. I enkelte år kan det være stor snødekning i fjellet utover våren og forsommeren. Da kan bukkene foreta lange næringstrekk i høgdelaga i løpet av døgnet. De kan da ofte sees helt ned i fjelliene mot kystbygdene i lyse vårvelder. Om dagen søker de gjerne opp i høyden igjen.

På vårvinteren befinner simlene seg i høg fjellet hvor de er opptatt med kalving, og dette habitatet ligger nesten alltid nær sommerbeitet. Kort veg til grøntbeitene er viktig for kalvenes overlevelsesmuligheter - de unngår da for eksempel kryssing av flomstore elver. Nyfødte kalver er sårbare og simlene velger derfor høytliggende, kupert områder i kalvingsperioden - hvor de opptrer spredt og har gode skjulmuligheter. Dette er antatt å være en atferd for å beskytte avkommet mot rovdyr.

Sommer/høst

I barmarksesongen oppsøker reinen de beste grøntbeiteområdene og utover sensommeren og framover mot brunsten går bukkene gradvis inn i fostringsflokkene.

Momenter ved vurdering av områdebruken

De store fostringsflokkene har gjennomgående størst tilknytning til de sentrale deler av villreinområdet, mens de mindre og spredte bukkeflokkene opptrer mer vanlig i randområdene. Ettersom fostringsflokkene er den kategorien som eksponerer seg mest kan nok dette i en viss grad ha satt sitt preg på hvordan områdebruken har vært vurdert. Det er derfor viktig å unngå «nedgradering» av perifere deler (tanger) av villreinområdet. Disse områdene utgjør dessuten viktige bufferareal/reserver under mer tilfeldige marginalsituasjoner og er en viktig del av den økologiske gradienten.

Visualisering/framstilling av reinens områdebruk bør derfor i sterkere grad basere seg på økologiske forutsetninger innen det enkelte område i et lengre tidsperspektiv.

3.3. Bestand og arealbruk på Hardangervidda

Antall villrein på Hardangervidda har variert betydelig i løpet av de siste 100 åra og bestanden har gjennomgått minst to perioder med overbeiting (Skogland 1990). Villreinens arealbruk og vandringsmønster til mer perifere beiteområder er også nært knyttet til bestandsstørrelse og periodene med matmangel om vinteren (se neste avsnitt om arealbruk). Villreinens 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 villreinens bestandsdynamikk (reinens 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 simlenes kondisjon om vinteren bedret seg og at tetthetsbegrensningene som ble funnet i bestanden i 1983 var betydelig mindre vinteren 1997 (Strand et al. 2000, Strand, Solberg et al. In prep.).

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

Villreinbestanden på Hardangervidda har også vært påvirket av tamreinhold (Landbruksdepartementet 1911, Røed 1985, Røed 1986). Den første tamreindriften 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 dårlige diftsresultater. 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 tidsperiode var mellom 11 og 16000 villrein (Landbruksdepartementet 1911). Tamreindriften avtok fram mot krigen, og det siste tamreinselskapet ble avviklet i 1957. En antok at det på begynnelsen av 1960-tallet var 2-3 000 dyr av tamreinopphav som etter hvert blandet seg villreinbestanden.

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 forsøke å gi et bilde på dynamikken i reinens arealbruk på Hardangervidda i en vid horisont. Deretter skal vi gå mer inn på detaljene i villreinens arealbruk i de østlige og sentrale delene av Hardangervidda, spesielt i forhold til ressursfordeling og villreinens bruk av vinterbeiter. Vi vil også sette fokus på utvekslingen av rein mellom Hardangervidda og andre villreinområder, gjennom kjent tilgjengelig kunnskap. Til slutt skal vi gjøre en oppsummering av villreinens bruk av de østlige deler av området.

3.3.1 Historiske holdepunkter om reinens tidligere bruk av Hardangervidda

Vegetasjon og osteologi

Vegetasjonshistorisk materiale viser at en forflytning av rein fra lavlandet til høvfjellet neppe har forekommet før 9000 år før nåtid. Osteologisk materiale ved utgravning av steinalderboplasser på Hardangervidda har gitt positive belegg for reinsjakt i følgende tidsperioder: 8360-8100, 7670-7370, 7330-7030, 7200-6600, 4370-4110 og 3600-3720 (Indrelid 1994). Videre er det sannsynlig at en stor mengde av ubestemt pattedyrmateriale fra denne tiden stammer fra rein. Vekslede skoggrensenivåer kan ha påvirket forekomsten av rein (og for så vidt annet hjortevilt) på Hardangervidda i disse periodene. Ved maksimal skogdekning rundt 8000 BP var hele viddaplatået oppdelt av skogkleddedalfører hvor furu dominerte og dannet tregrensen på fra minimum 1100 (Vest- og Nordvidda) -1250 moh. (Sentralvidda), (Moe 1978). På Vest- og Nordvidda, samt større deler av Nordfjella var det mye snaufjellareal. De yngste funn av beinmateriale fra rein på Hardangervidda gir holdepunkter for at den bestanden som innvandret til fjellplatået her like etter siste istid var den samme som ved bronsealderens begynnelse. At stammen har fluktuert betydelig er sannsynlig, med en mulig vekslende migrasjonsfrekvens (under "toppnivåer", langt nord- og østover fjellkjeden mot vinterbeiter om høsten/tidligvinteren og tilbake igjen om seinvinteren/våren, under "moderat- og lavnivåer" kortere sesongtrekk).

Kulturminner

Det er gjort en rekke funn av kulturminner (jakt- og fangstkarakter) som viser at den menneskelige utnyttelsen av Hardangervidda har vært betraktelig over svært lange tidsrom. Flere av disse funnene forteller oss også noe om villreins bruk av området (Bakke, 1984, Jordhøy, Strand et al. 1997, Jordhøy & Strand 1998). I **figur 8 og 9** har vi vist hovedtrekkene i de funnene som er gjort hittil og som bidrar til å illustrere reinens tidligere bruksmønster mot de østlige tangeområdene.

Senere registreringer kan tyde på at slike lengre sesongtrekk har forekommet, da det er funnet indikasjoner (fangstsystemer) på passeringpunkter over større dalfører som Nord-Gudbrandsdalens hoveddalfører og Ottadalen, på Dovrefjell (Øystein Mølmen pers. medd., Jordhøy et al. 1997) og ved Ustevann (Randen 1992, Knudsen 1993). Det er ellers kjent at reinen kan foreta svært lange vandringer mellom sesongbeitene, og opptil 770 km er påvist hos tundrarein i Nord-Sibir (Hanstrøm 1963). Konsentrasjon av fangstrelaterte kulturminner er ofte store i "flaskehalspartier" mellom viktige sesongbeiter, og indikerer sammen med funnmaterialet en omfattende fangst her under migrasjonsperiodene, spesielt på høsten (Blehr 1971). Sumtangen og områdene rundt er et slikt eksempel og denne viktige nord-sørkorridoren synes kontinuerlig brukt til reinsfangst i svært lang tid (Indrelid 1994). Kulturminnene her avspeiler nok først og fremst reinens forekomst om sommeren og under de store høsttrekkene, men mye tilsier at området også har vært brukt under sørlige seinvinter- og vårtrekk.

Ulike arkeologiske undersøkelser og registreringer har gitt et sett av holdepunkter om hvor det har vært drevet jakt og fangst av rein for øvrig (eks. Clemetsen 1998, Bakke 1984). Undersøkelsenes omfang varierer områdene imellom og dette vil i en viss grad gjenspeiles i registrert forekomst av kulturminner som knyttes til jakt på rein. Områdene rundt de nordvestlige deler av vidda har vært relativt grundig undersøkt (Hardangerviddaprojektet for tverrfaglig kulturforskning 1969-1974, NOU 1974) og her er da også antall funn betydelige (Blehr 1972, NOU 1974). En må derfor kunne anta at andre deler av vidda vil kunne ha en større forekomst av slike kulturminner enn de som er registrert inntil i dag.

Ser vi nærmere på områdene mot øst, gir registrerte kulturminner også her sterke indikasjoner på fangst av rein. Flere fangstrelaterte steinalderboplasser er funnet i dette området, for eksempel ved Reksjå, Mårbu, Kalhovd og den kjente Rikulvshelleren ved Stegaros. Møddinger (avfallsdynger med bein), flintavslag og ulike gjenstander som kan

knyttes til jakt på villrein er funnet på og ved flere av boplassene. Lengre nord, ved Sønstevatn, er det også registrert flere slike boplasser (nå neddemt) (NOU 1974).

Det store antall dyregraver på Østvidda og konsentrasjonen av disse er den største som finnes sør for Dovre-Rondane (figur 8). Storparten av gravene ligger i høydenivået 1200-1400 moh og er hovedsakelig steinmurte graver. Retningen på hovedtyngden av disse gravene er i de sentrale deler av østvidda orientert øst-vest og indikerer hovedretningen i reinens forflytningsmønster og hovedtrekk. Innfallspartiet mot Lufsjåtangen har spesielt stor forekomst av graver (figur 9).

En annen type graver, de såkalte jordgropgravene, utgjør ca 15% av alle gravene på Hardangervidda. Disse finnes gjerne i større systemer/ansamlinger (opptil 70 graver) i høydenivået 1000-1100 moh. og er på Hardangervidda hovedsakelig kjent fra Østvidda. Disse systemene har vært anlagt for å fange opp massive dyretrekk mellom typiske vinter- og sommerbeiter. På Dovre finnes tilsvarende i en enda større skala (Jordhøy 2001). Ved Mårelva i Tinn, et par km nedstrøms Kalhovd-dammen, ligger et interessant system av denne typen. Det teller 25 graver og er anlagt i bueform på en moreneterasse. Dette vitner om et tidligere betydelig trekk, trolig ut mot tangen mellom Sandsetdalen og Breisetdalen og motsatt kant (Bakke 1984) (figur 9).

Interessante løsfunn fra Østvidda kan også knyttes til fangst av rein. Her nevnes bare noen eksempler: Ved Dalsnuten, på tangen mellom Rjukan og Husvollidalen er det funnet en pilespiss av flint, trolig fra yngre steinalder/bronsealder. På Skardfjellet, mellom Grytefjorden og Gøystdalsvatnet, er det også gjort et pilfunn (kvarter). I elva mellom Mår og Kalhovdfjorden er det funnet pilespiss av skifer og ifølge Einang (1942) en flintkniv. Ellers skal det være funnet en pilespiss av brun skifer "einstad i fjellet nord for Tinn" (også ifølge Einung 1942). En spydspiss av flint skal ifølge samme kilde være funnet i Mårfjellet et sted. Videre er det på "Maars østside" og "sydende" funnet til sammen 5 flintpilespisser (Woll 1923). Dette viser at det ble jaktet rein med pil og bue på Østvidda med tilhørende tangepartier for flere tusen år siden. Dette bekreftes også gjennom funnene som er gjort i ulike bosetningsfaser (fra eldre steinalder til jernalder) (Indrelid 1994).

Opprinnelig har landskapets og vassdragenes utforming dannet noen klare flaskehalspartier på Østvidda som sammenfaller klart med de største konsentrasjonene av ovennevnte kulturminner. Mårnos er en slik passasje som snevres inn mot øst, mellom de tilstøtende sjøene Kalhovdmagasinet (tidligere 5 sjøer) og Mår. Dette har nok vært et av de viktigste trekk- og jaktlokaliteter i hele Sør-Norge. Woll (1923) har beskrevet en av disse kjente fangstlokalitetene her, Rikulvshelleren, på en god måte, og viser hvilken betydning området har hatt for rein, samt for veidefolk og bønder gjennom tusener av år: "Omkring "stuestenerne" danner en rekke andre stener fra naturens haand en slags "gaardsplads" foran hulen. Baade inde i stuen og foran flere av disse stener er der meterdype "mødding"-lag av forskjellige slags ben, først og fremst renben. Denne "gaardsplads" har nok set alle menneskeperioders jægerliv – set vildt fældet med flintpil og grønstenøks, i dyregrav og med bronsespyd, med jernpil og med armbrøstbolt, med luntelaas og flintpande, og endelig med de nyere vaaben helt frem til Krag'en".

3.3.2. Utvexling til andre villreinområder

I nyere tid har vi flere konkrete eksempler som bidrar til å illustrere forholdene mellom vekslinger i bestandsstørrelse og villreins 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). Disse dyra etablerte seg i nye områder og dannet trolig 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. Det har også vært innvandring til Hardangervidda fra Norefjell (ca 200 dyr i 1973)

Blefjell

Fjelltangen mellom Tinnsjøen og Numedal, utgjør i dag Blefjell villreinområde (186 km²). Historisk sett vet vi lite om villreinens forekomst i Blefjell, men ifølge Stormoen (1996) er det funnet dyregraver sør for Bletoppen. Ut ifra generell villreinøkologisk kunnskap er det grunn til å anta at området har hatt vekslende "trafikk" av rein fra Hardangervidda – noe avhengig av bestandsfluktuasjoner/bestandsstørrelse på vidda. Det må derfor kunne betraktes som en del av et tidligere sammenhengende villreinhabitat. I 1960 ble det sluppet 30 tamrein på Blefjell for å bedre reinsjaktmulighetene. Disse dyra tok seg iløpet av kort tid over til Hardangervidda. Utover på 1960-tallet var det en del trafikk av dyr mellom disse områdene og det ble også forsøkt jaktet. Våren 1970 foreligger det informasjon om at 150 dyr var på "besøk" på Blefjell, men disse trakk over til Hardangervidda igjen. Året etter ble det sett 30 dyr her og en antar at disse slo seg til ro her og dannet grunnlag for en liten bestand med mer permanent opphold. Fram til 1983 hadde i hvert fall dyretallet vokst jevnt og trutt (215 vinterdyr) slik at den første organiserte jakt kunne starte. Rundt 1985 var det ca 270 vinterdyr her (Rønningen 1986). Bestandsveksten fortsatte fram til 1987, da vintertelling viste 338 dyr. Nedgang i kjevelengder/slakevekter og påviselig beiteslitasje gjorde at en besluttet å redusere bestanden og i 1994-95 ble dyretallet anslått å være 180-190 (Stormoen 1996).

Brattefjell-Vindeggen (BV)

Fjellområdet sørøst for Møsvatn (BV) har vært betraktet som en utløper fra Hardangervidda villreinområde, og som har blitt mer eller mindre avstengt fra HV de siste 100 åra som følge av reguleringen av Møsvatn og Rv37, Rjukan-Rauland (Trae 1996, Dyrland 1986). Vi vet lite om villreinens forekomst her i tidligere tider og spor etter fortids fangst og jakt er få eller mangler helt. Flere traseer over den nevnte semibarrieren er ifølge NOU (1974: 30B) registrert som "trafikkareal for rein med viktige slep mot vinterbeitene på østsida" ("produksjonsareal"). To av trekktraseene går NØ for Møsvassdammen og ett går over Møsvasstangen inn i BV (**figur 8**). Lokale informanter har på grunnlag av observasjoner (egne og gjenfortalte) dannet grunnlaget for denne dokumentasjonen. Ut ifra generell villreinøkologisk kunnskap er det grunn til å anta at også dette området har hatt vekslende "trafikk" av rein fra Hardangervidda – noe avhengig av bestandsfluktuasjoner/bestandsstørrelse på vidda. Det må derfor kunne betraktes som en del av et tidligere sammenhengende villreinhabitat. I nyere tid fortelles det om spredte observasjoner av rein: 1906 (kalving), 1930, 1943 og 1954 (H. Dyrland medd.). Det var snakk om få dyr fram til 1960-åra. På denne tiden var det en sterk bestandsvekst på HV med tiltagende slitasje av vinterbeitene her. Det er grunn til å anta at innvandring av dyr til BV tiltok i denne perioden. I 1975 var det ca 250 her og bestanden fortsatte å vokse fram til 1980 da en antar at vinterbestanden var oppe i 1050-1100 dyr (Skogland 1981). Siden har bestanden blitt redusert til rundt 400-500 dyr.

Norefjell-Reinsjøfjell

Før reguleringen av Tunhovdfjorden var denne nærmest delt i to deler med et smalt sund imellom. Ifølge NOU (1974) har dette vært et trekkareal for rein tidligere, mellom Hardangervidda og N-R. I nyere tid er utveksling lite kjent, men en flokk på ca 100 dyr skal ha krysset over mot Hardangervidda her i 1968 (Øystein Landsgård medd.). På det tidspunktet opphørte tamreindriften i N-R. Siden har en bygd opp en egen villreinbestand i området. Tidligere forekomst av rein i N-R bekreftes for øvrig av flere påviste dyregraver i området (ukjent antall), trolig overveiende jordgropgraver (Øystein Landsgård medd.).

3.3.3. Tangepotensialet på Østvidda

Totalt har Hardangervidda ca 780 km² med vinterbeiter. Kvaliteten på disse beitene er sterkt varierende som følge av at beitene er sterkt nedslitt i deler av området (Tveitnes, 1980, Gaare & Hansson, 1989, Skogland 1990). Takseringer av vinterbeiter som ble gjennomført sommeren 1997 viste at biomassen som utgjøres av lav, varierer med så mye som 200%, fra nedslitte sentrale områder til tangene på østsida som ikke har vært i bruk av villrein på mange år (Flaata & Sporan 1998). Disse områdene utgjør derfor i dag det alt vesentlige av vinterbeitereservene for Hardangervidda. Skogland (1993) tok utgangspunkt i tangen på Imingfjell, hvor ca 25% av vegetasjonsdekket består av vinterbeiter (ca 238 km²). Tilsvarende utgjør Dagalifjell ca 133 km². Totalt utgjør de to områdene ca 120 km² med lavbeiter. Med et utgangspunkt i 780 km² lavbeiter totalt for Hardangervidda, tilsier dette at hele 15% av lavbeiteressursene ligger på disse to tangeområdene. Skogland (1993) konkluderte med at et tap av dette beitearealet ville medføre en reduksjon i områdets bæreevne på minst 15%, eller en reduksjon i den optimale bestandsstørrelsen fra 10 – 12 000 dyr på vinterbeite til ca 8000. I tillegg til Skoglands betraktninger kommer det faktum at slitasjegraden er betydelig større på de sentrale områdene enn hva som er tilfelle med tangeområdene (Gaare og Hansson 1989).

3.3.4 Årssyklus i villreins beitebruk på Hardangervidda

Villreins bruk av Hardangervidda er nært knyttet til områdets fordeling av beiteressurser og villreins 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 and Hansson 1989). Frekvensen av vinterbeiter avtar betydelig fra lavdominert vegetasjonsdekke helt i øst til gradvis mindre lavinnslag mot vest (Strand et al. 2001). Dette gjenspeiles også i villreins 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 framtrædende og årstidsavhengig veksling i reins bruk av Hardangervidda.

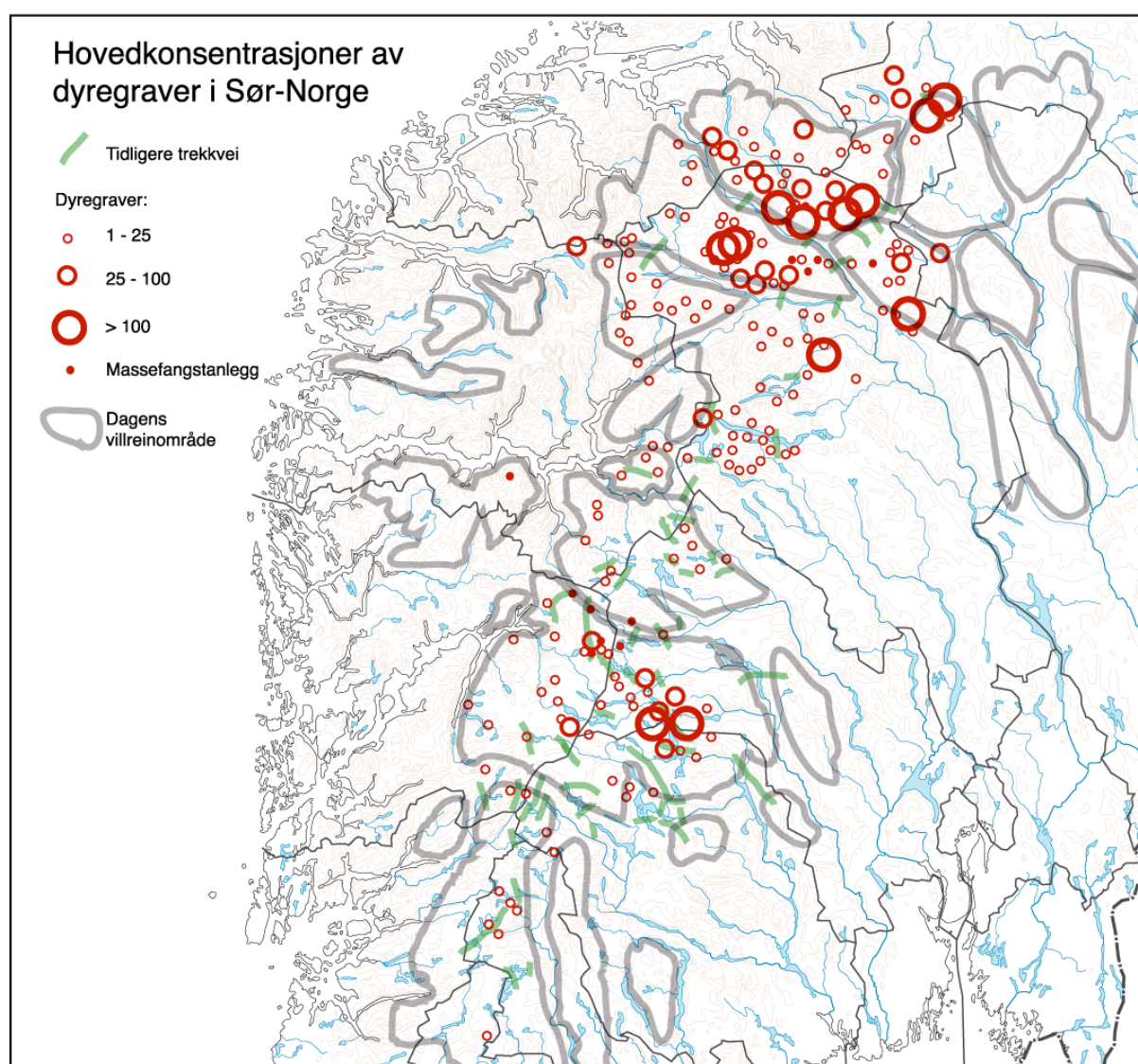
3.3.5. Villreins bruk av områdene rundt planlagte inngrep i perioden 1985-2001

Når reins bevegelse seg østover mot vinterbeitene på høsten er det forholdsvis sporadisk forekomst/liten andel som ender opp ute på de største østlige tangene på Hardangervidda, tross gode lavbeiter. Tangene mellom Husvollalen, Nysetdalen, Gjerdalen, Breisetdalen og Sandsetdalen har imidlertid vært i årvisst bruk de siste 10 åra (Sigmund Holte pers. medd.). Hovedkonsentrasjonene av fostringsdyra ser ut til å ende opp i en østlig avgrensning mot Gavlen – Mår – Kalhovd. De viktigste passasjene inn i det indre tangepartiet er i følge (Steen 1989) sør og nord for Rosjø og over Tessungsjåflott. Innfallsleiene lengre vest er da Mårsnos-Stegaros (juli – august) eller via Bjørnhovd. Det er vanlig at flokkene sirkulerer mye mellom Mår og Gavlen utover høsten. Dette området har også høy bruksfrekvens gjennom vinteren. Når isen ligger på vinteren krysses de store vatna vanlig. På seinvinteren (mars/april) forlater fostringsflokkene området her og beveger seg vestover mot kalvingslandet. Viktige passasjer da er Mårområdet, over Bjørnhovd og Nivs og sør om Gøystvatnet. Hovedtrekket kan også foregå mellom Kilsfjorden og Gøystvatnet om isforholdene er gode (**figur 10 og 11**). Alternativ trekktrase er over Haraldsjå til Skardfjellnibba. På seinvinteren finnes det ofte dyr nord, men også lengre sør for akse Kalhovd – Mogen. Bukkeflokker blir gjerne gående igjen i disse østlige delene etter at fostringsflokkene har forlatt området. En og annen bukkeflokk finnes også ute på tangepartiene på denne tida og utover våren/forsommeren. Områdene sørover mot Gvæpseborg har fortsatt en del dyr om vinteren og utover våren.

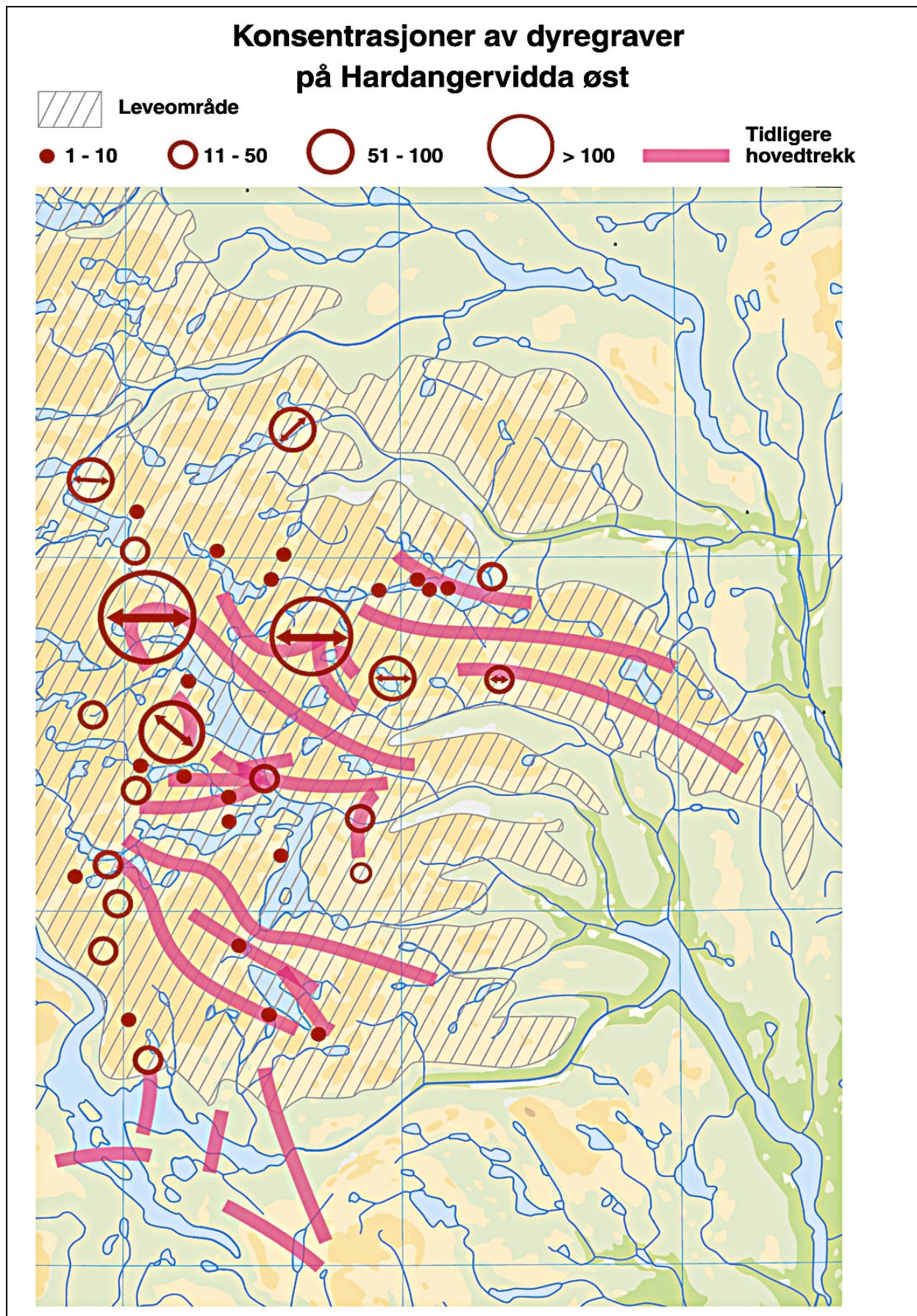
3.3.6. Oppsummering – villreinens bruk av tangene på Østvidda over tid

Arealene utover tangene på østvidda har et stort beitepotensiale av primært vinterbeite (lav). Lavmattene her er generelt mindre slitt enn på sentralvidda (Gaare og Hansson 1989). Dette indikerer at det har vært mindre dyr i tangeområdene over lengre tid. Forekomsten har nok for øvrig vært noe avhengig av bestandsstørrelsen ellers på Hardangervidda. Tangene mellom Sandsetdalen og Husvollidalen har imidlertid vært i årvisst bruk de siste 10 åra. Dokumentasjonen som foreligger vedrørende reinens bruk av disse områdene på 1980-tallet (Steen 1989) tilsier at store fostringsflokker har en tendens til å stoppe opp rundt aksene Gavlen, Mår – Kalhovd og så sirkulere rundt i disse områdene. Siste større trekk i den kjente passasjen øst for Kalhovd (Mårelva) ble observert under jakta 1999.

I et lengre tidsperspektiv avtegner korridorene rundt Mår og Kalhovd seg som svært sentrale når dyra skulle videre østover mot tangene. Dokumenterte fangstsystemer tilsier at trafikken av dyr forbi disse sjøene og videre østover har vært stor over lange tidsrom.



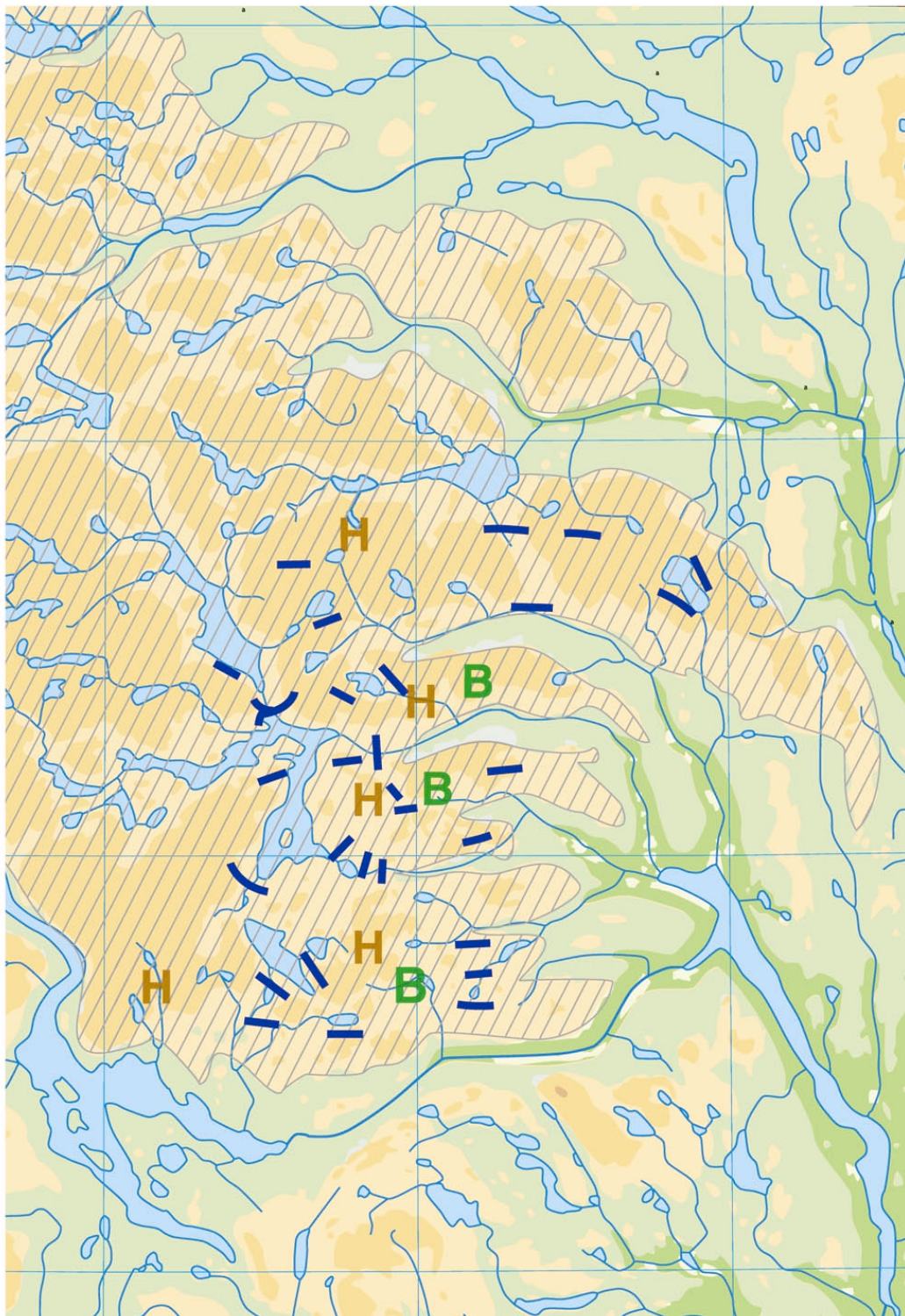
Figur 8. Registrerte fangstanlegg og gamle trekk-korridorer i sør-norske fjellstrøk



Figur 9. Registrerte fangstanlegg og tidligere trekkveier i østlige deler av HV. Pilsymbolene i sirklene angir hovedretning på fangstgravene.

Trekkveier og funksjonsområder på Hardangervidda øst (sommer og høst)

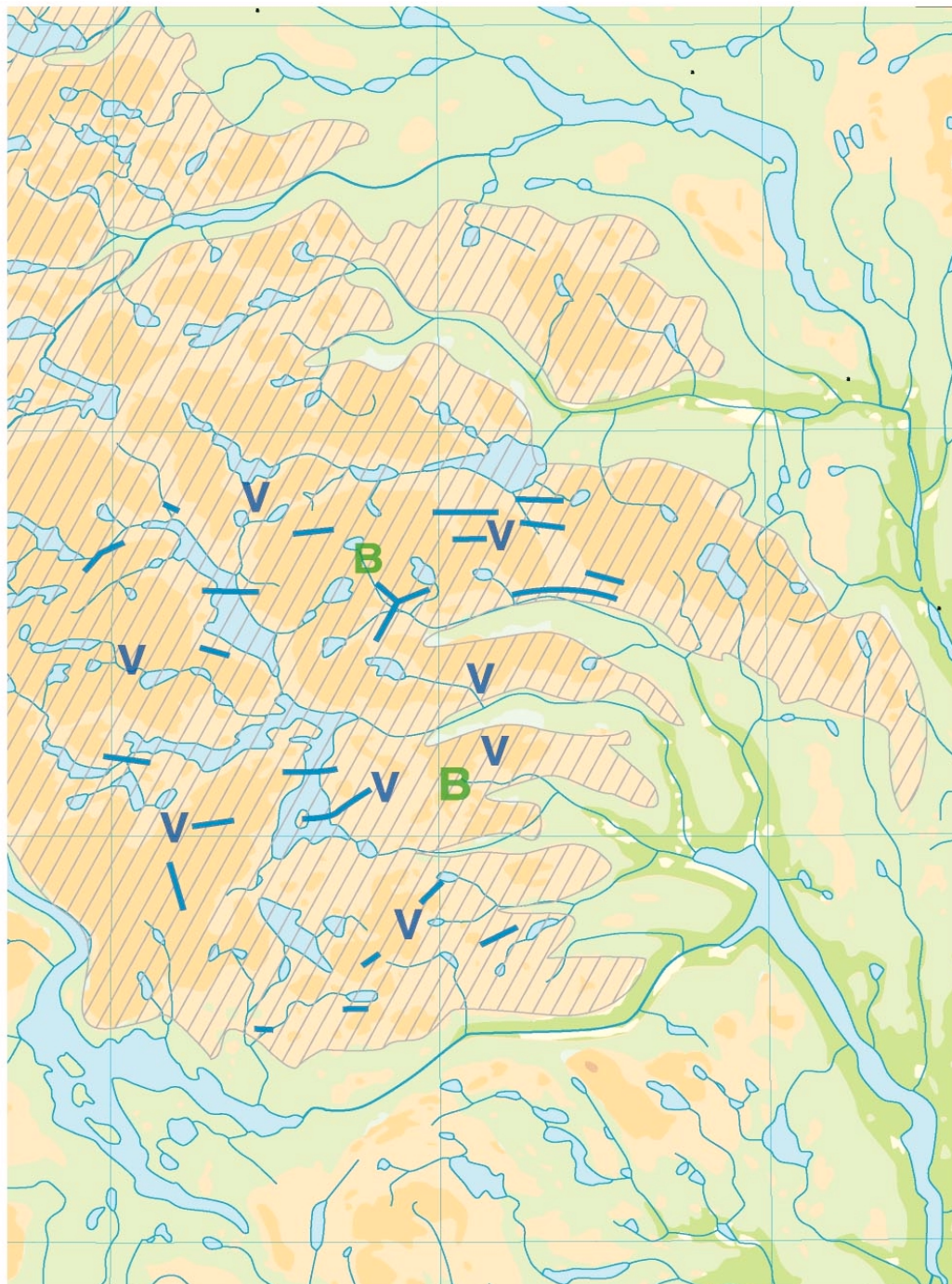
B Bukkeområder **—** Trekkveier **H** Høstbeiter  Leveområde



Figur 10. Trekkveier og funksjonsområder i østlige tangepartier på HV sommer/høst

Trekkveier og funksjonsområder på Hardangervidda øst (vinter og vår)

B Bukkeområder **—** Trekkveier **V** Vinterområder  Leveområde



Figur 11. Trekkveier og funksjonsområder i østlige tangepartier på HV vinter/vår

4 Inngrep og forstyrrelser

I dette avsnittet vil vi først oppsummere kjente forhold omkring menneskeskapte begrensinger for reinen på Hardangervidda. Deretter vil vi oppsummere og referere dokumenterte oversikter i og rundt de østlige tangeområdene, for å få et helhetsbilde på omfanget av inngrep og forstyrrelser rundt de her aktuelle områder. Vi oppsummerer også resultatene fra ferdselsundersøkelser tilknyttet prosjektet. Til slutt vil vi diskutere hvordan og hvorvidt det totale aktivitetsbilde påvirker reinens arealbruk og økologi, med bakgrunn i den generelle kunnskapen i utredningens første del.

4.1. Inngrep og forstyrrelser på Hardangervidda

Hardangervidda har store inngrepsfrie areal og den båndleggingen av arealer som har funnet sted har i det vesentlige skjedd i områdets ytterkanter. De sentrale områdene av vidda har imidlertid et omfattende turløypenett med tilhørende hytter. Likeså er det et relativt omfattende nett med gamle sleper som til dels nyttes i forbindelse med motorisert ferdsel. Riksveg 7 og E-134 utgjør tidvis betydelige barrierer mot nord og sør. Sammen med Bergensbanen utgjør disse inngrepene betydelige barrierer i forhold til utveksling av rein til Nordfjella og Setesdalsheiene. Kraftutbygging i øst (Mår og Kalhovd) er også en del av de totale begrensingene for reinen. På tross av at Hardangervidda har store inngrepsfrie arealer er det også et av de villreinområder som klart eksponerer konfliktene knyttet til flerbruksinteressene i fjellet. Eksempler på dette er behovet for etablering av tekniske inngrep som vegbygging, transportbehov knyttet til jakt, fiske og hytter, samt behovet for rekreasjon i uforstyrrede områder.

4.2. Inngrep rundt aktuelle lokaliteter for hyttefortetning

Steen (1989) har kvantifisert omfanget av fritidsbebyggelse, hoteller og fjellstuer etc. i Telemarks del av Hardangervidda. Noe tilsvarende er gjort for Buskeruds del (Bråtå 1986). Vassdragsreguleringer i området er omtalt kort i NOU (1974). De mest omfattende her utgjøres av Mår og Kalhovd (utgjorde før reguleringen 5 sjøer)

4.3. Forstyrrelser rundt aktuelle lokaliteter for hyttefortetning

Steen (1989) har kvantifisert omfanget av potensielle forstyrrelser i Telemarks del av Hardangervidda. Noe tilsvarende er gjort for Buskeruds del (Rønningen 1986). Dette angir en status på 1980-tallet. Videre foreligger ferdselsoversikter for snøscooter (fra 1994) og oversikter over merka løyper for skigåing i Tinn kommune (Tinn kommune upubl.). Omfanget av snøscooterløyper er stort innen de østlige vinterbeiteområdene i Kommunen.

Ferdselsundersøkelser

For å kartlegge den menneskelige ferdselen i angjeldende områder har Asplan Viak (Rieck og Plathe 2002) gjort en enkel spørreundersøkelse adressert til hytteeierne i området. Av relevante spørsmål i tilknytning til villrein var:

- Hvilke friluftaktiviteter som ble drevet
- Turmål og ruter til ulike årstider
- Observasjoner av villrein

I et forsøk på å bruke svarene for å belyse omfanget av ferdsel fra hyttene i aktuelle områder har vi begrenset oss til å referere deler av utredningens oppsummering og konklusjoner. Den sier at hovedtyngden av ferdsel skjer i merkede/oppkjørte stier og løyper. Det foregår en spredt ferdsel fra hytter utenom merkede/oppkjørte stier og løyper. Denne spredte ferdselen foregår i innfallspartiene til Lufsjåtangen (fra Mår og østover forbi Gavlen) og tangen mellom Sandsatdalen og Breisetdalen (fra Kalhovd og østover mot Djupetjørnhovda). Videre foregår den i partiene østover og sørover fra Langesjå. Denne ferdselen vurderes å være liten, det

vil si at antall personer pr. km² vil være lite. Vinterferdselen foregår overveiende i perioden februar-mai.

Rundt 30% av de spurte oppga at de har sett rein på turene sine. De spurte i Sandsetdalen oppga at de har sett rein i følgende områder: Øst- og vestover fra Rosjåhovda, mellom Hellersvatnet og Nåsåbakke, rundt Gavlen, rundt Nutetjønnane og rundt Borgsjånuten. De spurte i Breisetdalen oppga at de har sett rein i områdene rundt Breisetfjellet, Staupsfjellet og Svomhovd. I Gvøpseborgområdet oppga de spurte at de hadde sett rein i området Langesjåhovda – Nordre Olabunuten – Våerskarven, samt i områdene rundt innerste del av Husvollaldalen.

Utredningens konklusjoner sier følgende om konsekvensene på ferdsel ved en utbygging i de tre delområdene:

Ved en utbygging vil man kunne anta at ferdsel i de områdene som brukes i dag, samt i merkede stier og løyper, vil øke. Hovedtyngden av økningen vil skje i områder med merkede/opparbeidede stier og løyper både sommer og vinter. Effektene på den spredte og sporadiske ferdselen er usikker og vil avhenge av hva slags hyttebrukere som vil etablere seg i området og hva slags tilretteleggingstiltak som tilbys. For å kunne gi mer spesifikk informasjon om den sporadiske ferdselen kreves mer inngående intervjuundersøkelser, hvilket har ligget utenfor rammene i undersøkelsen.

5 Villreinfaglig vurdering

For å tilnærme oss oppdragets mål vil vi først ta utgangspunkt i anerkjente villreinøkologiske forutsetninger og kjensgjerninger, når det gjelder kritiske faktorer i villreinens leveområder og på Hardangervidda spesielt. Deretter vil vi ut fra kjent kunnskap vurdere betydningen av menneskeskapte begrensninger i de østlige tangeområdene på HV for villrein. Vi vil så forsøke å besvare de konkrete spørsmålene (5.2.) i den grad dette er faglig mulig. Til slutt vil vi beskrive aktuelle avbøtende tiltak.

5.1. Diskusjon

I problemstillingene som ønskes belyst er det mange fellestrekk og vi vil i det følgende fokusere på forhold som har overordnet betydning i den aktuelle arealforvaltnings-sammenheng.

Reinens viktigste tilpasning til naturmiljøet i fjellet er *vandring* og utnyttelse av *lav* som vinterbeite. Vandringsen og utnyttelsen av alternative beiteområder kan fungere som en buffer når det oppstår marginalsituasjoner som for eksempel nedising av beitene. Eller i perioder med sterk bestandsvekst og stor tetthet i bestandene. Når flokkene kan trekke uhindret over store områder øker mulighetene for å finne beiter som er mindre utsatt for nedising, gjerne i mer nedbørfattige strøk. Dermed vil de kunne ha et tilstrekkelig næringsinntak og bedre mulighetene til å opprettholde sin kondisjon vinterstid. Særlig er dette viktig for simlene under drektighetstiden, og videre kalvenes kondisjon ved fødselen og dermed overlevelsesmuligheter.

Dersom store menneskeskapte barrierer hindrer trekk mellom viktige funksjonsområder kan det få store negative konsekvenser. Et konkret eksempel på dette fikk vi i Snøhettaområdet på 1960-tallet da bestanden beitet ned sitt eget næringsgrunnlag, på grunn av knappe vinterbeiteressurser og feilslått bestandsforvaltning. I denne situasjonen var dyra utsultet og de brøt barrierer de vanligvis ikke gjør, for å finne vinterføde (Jordhøy 2001). Nedbeitingen her hadde langvarige konsekvenser både for dyras kondisjon og kvaliteten på beitene. Med regulering av bestanden på et lavt nivå i over 30 år ser en først nå tydelige tegn på bedring i beitene og dyras kondisjon. Tilsvarende effekter er kjent fra Nordfjella, der en fortsatt sliter med ettervirkningene av overbeiting som fant sted tidlig på 1980-tallet. Bestandsstørrelsen på HV var på den tid høy og store flokker "gjestebeitet" i Nordfjella om vinteren. Opplysninger fra oppsynsmenn og lokalkjente tyder også på at forekomsten av rein i de østlige tangene var større i denne perioden.

Problematikken rundt begrensningene av villreinens beitetilgang i de østlige tangeområdene på Hardangervidda har vært diskutert i over 30 år (for eks. i NOU 1974). Det synes klart at spesielt Lufsjåtangen og områdene omkring Frøystul-Skinnarbu er langt mindre benyttet av rein enn potensialet her skulle tilsi, selv om forekomsten av dyr nok har vekslet noe med bestandsstørrelsen på HV over tid. Årsaksammenhengene er nok sammensatte, men ferdsel, fritidsaktiviteter og tilhørende forstyrrelser er nok faktorer som spiller sterkt inn (se for eks. Nellemann et al. 2000). Det pekes på at området tidligere også har hatt stor menneskelig aktivitet knyttet til for eksempel setring (Lien et al. 2002). Det er imidlertid aktiviteter i vinterhalvåret som er mest kritisk for villreinen her.

Det er for øvrig en kjensgjerning at vassdragsutbygging og andre inngrep i moderne tid har bidratt negativt til reinens opprinnelige passasjemuligheter østover. Selv om det mangler bred vitenskapelig dokumentasjon vedr. årsaksammenhenger fra selve området, viser relevante studier fra sentralvidda og andre områder at slike forstyrrelser fører til at reinen unnviker viktige beiteområder (se innledende kapitler).

Det må også stilles spørsmål om hvilke soner som er mest kritiske for reinens tilgang til disse østlige vinterbeiteområdene/tangene. Tar en utgangspunkt i landskapskarakteren, gamle kjente trekkveger og fortids spor etter reinfangst – avtegner det seg noen svært viktige

knutepunkter i tangepartiernes innfallsområder. Mårsnos – Stegaros er et godt eksempel på dette. Det er derfor like viktig å fokusere på begrensende faktorer i disse innfallspartiene som ute i selve tangearealene. Dersom reinen forstyrres og stopper opp/snur her, hjelper det lite om det er lite forstyrrelser ute på tangene. Det er for øvrig viktig å se dette i forhold til reinens årssyklus, og de viktigste trekkperiodene mellom sommer- og vinteropphold. En må også være oppmerksom på reinens rotasjonsmessige utnyttelse av beitearealene og potensialet alle deler av leveområdet har, selv om delområder er lite brukt i perioder.

En rekke kilder (for eks. NOU 1974) har pekt på at villreinbestanden på Hardangervidda i avtagende grad har brukt flere av de østlige tangeområdene i moderne tid. I den grad dyra bruker området har dette i størst grad vært bukkeflokker. Likeså vet vi gjennom ulike undersøkelser at vinterbeitet er minimumsfaktoren for bestanden på Hv og at en betydelig del av dette beitet finnes i de østlige tangepartiene. Menneskeskapte begrensninger med en bit- for bit- utbygging over lang tid er derfor med stor sannsynlighet årsak til at reinen pr. i dag ikke har optimal tilgang til disse områdene (Nellemann et al. 2000). Det er derfor relevant å stille spørsmålet om *føre var prinsippet* bør komme sterkere til anvendelse.

5.2. Villreinfaglig vurdering i forhold til konkrete spørsmål med utgangspunkt i kommunedelplan og program for arbeidet med konsekvensvurderinger for villrein:

Område 1. Sandsetdalen

- Hvordan påvirkes villreinen i dag av ferdsel i dette området – hva er kritiske faktorer og er miljøtilstanden i disse deler av villreinens leveområder tilfredsstillende i dag (målt som forstyrrelser)?
- Vil eventuelle endringer i ferdsel kunne påvirke villreinens bruk av leveområdene og hvilke konsekvenser har det i så fall for reinen?
- Kan det settes inn tiltak (justering av løypenett, skilting, brøyting m.m.) som reduserer negative konsekvenser?

Område 2. Breisetdalen

- Hvordan påvirkes villreinens i dag av ferdsel i dette området – er dagens nivå akseptabelt og hva er kritiske faktorer?
- Kan villreinens bruk av vinterbeitene avta som følge av mer ferdsel – i så fall hvor store areal og graden av reduksjon?
- Kan det settes inn tiltak (justering av løypenett, skilting, brøyting m.m.) som reduserer eventuelle konsekvenser av økt tilstrømning av mennesker til området?

Område 3. Skinnarbu – Frøystul – Hylldalen – Hjordalen

- Hvordan påvirkes villreinen i dag av ferdsel i dette området – hva er kritiske faktorer?
- Vil eventuelle endringer i ferdsel kunne påvirke villreinens bruk av leveområdene og hvilke konsekvenser har det i så fall for reinen?
- Kan det settes inn tiltak (justering av løypenett, skilting, brøyting m.m.) som reduserer eventuelle negative konsekvenser ved utbygging i Hjordalen?
- Vil utbygging i Skinnarbu-Frøystulområdet påvirke villreinen i Brattefjell-Vindeggen og hva vil det bety for reinen, dersom trekket mellom Hardangervidda og Brattefjell-Vindeggen helt opphører?

Område 4. Gvøpseborg

Generell vurdering av status.

Vurdering

Spørsmål a er innholdsmessig likt utformet for områdene 1-3. og går på effekten av menneskelig ferdsel på villrein i dag.

Det er ikke gjort detaljstudier av denne problemstillingen for de enkelte områder og det er derfor vanskelig å gi separate forklaringer. I de aktuelle områder er den sammensatte menneskelige aktiviteten kartlagt på ulike måter og viser en generelt høy bruksfrekvens også innen reinens leveområder. Kritiske faktorer i forhold til rein er forstyrrende aktiviteter i den perioden dyra trekker mot de østlige vinterbeitene, samt vinterbeiteperioden. Det er gjerne bukk som blir observert her. Dette kan være forårsaket av at bukkene har en høyere toleranse for forstyrrelser enn fostringsflokker. Det er viktig å legge til grunn reinens levesett og vandringsbehov når en skal vurdere kritiske faktorer. I denne sammenheng er det svært viktig å fokusere på innfallspartiene til disse østlige tangeområdene og deres tidligere sentrale betydning for trekket østover tangene (5.1.). Disse partiene er i dag belastet med omfattende forstyrrelser. Miljøtilstanden for villrein kan ut fra kjent forstyrrelsesbilde ikke sies å være tilfredsstillende i noen av områdene. Likevel er det klare forskjeller mellom områdene og minst belastet av forstyrrelser totalt sett er trolig tangepartiene mellom Sansetdalen og Husvollaldalen.

Spørsmål *b* er også innholdsmessig likt utformet for områdene 1-3. og går på effekten av økt menneskelig ferdsel på villrein.

Som inngrep berører ingen av hytteplanene villreinens leveområder, men de vil bli beliggende tett inntil disse. Omtalte planer vil imidlertid ha potensiale til å generere økt ferdsel og forstyrrelse i området og forsterke de begrensingene/forstyrrelsene som allerede eksisterer. Vinterbrøyting av veg innover Breisetdalen kan for eksempel være et tiltak som "stimulerer" ferdselen. Det er imidlertid umulig å angi effektens omfang på leveområdet, bestanden og bæreevnen ut ifra et så vidt komplekst forstyrrelsesbilde i tid, rom og mangfold som det her er snakk om, totalt sett. Det vil for øvrig være en meget ressurskrevende oppgave å framskaffe en eksakt dokumentasjon på dette. Det må påpekes at det er den kumulative effekten, eller effekten av summen av menneskeskapt begrensinger som til slutt er avgjørende for hvorvidt reinen kan bruke disse områdene.

Spørsmål *c* er også innholdsmessig likt utformet for områdene 1-3. og går på mulige avbøtende tiltak.

For alle områdene er den sentrale utfordringen hvordan en skal kunne regulere ferdselen slik at den i minst mulig grad skaper begrensinger for reinen. Vi mener at det ligger store muligheter her. Fra mange andre naturområder vet vi at skilting og tilrettelegging virker sterkt kanalisierende på ferdselen. Ulike reguleringstiltak er derfor et sterkt verktøy for å styre forstyrrende aktiviteter unna sårbare viltområder. I utredningens villrein faglige del framgår hovedtrekkene i reinens arealbruk og dermed hvilke områder en spesielt bør skjerme mot forstyrrelser. Indre tangeparti, tangehalsene og innfallspartiene bør få spesiell oppmerksomhet og ferdsel i trekkperioder og vinterbeitesesongen (februar-mars) bør i størst mulig grad styres vekk fra brede soner rundt kjente trekkorridorer som går ut mot- og inn i tangene. Ferdselen på tidligvinteren er minimal og utgjør trolig et mindre problem. Også snøscooterløyper som krysser tangene (eksempler både nord for Sandsetdalen og i Rokosjøområdet mellom Sandsetdalen og Breisetdalen) bør unngås. Foruten direkte regulering av ski- og snøscootertrafikken er også holdningsskapende formidling om reinens sårbarhet overfor ferdsel og forstyrrelse viktig. Oppslag på turishytter, parkeringsplasser og utfartssteder ellers virker hensiktsmessig.

Mindre spredning av hyttebebyggelsen kan også være et tiltak for bedre å kunne regulere ferdselen, og dermed redusere forstyrrelsene i sårbare villreinhabitater (unngå å gjøre leveområdet for rein "mindre"). En lokalisering av ev. ny hyttebebyggelse i Breisetdalen nærmere Steinsbøle (3 km lengre ned) kan her være et aktuelt alternativ. Likedan kan en konsentrasjon av ev. hyttebygging i Hjordalen med fordel konsentreres lengre nede i dalen.

Spørsmål d dreier seg om hvorvidt utbygging i Skinnarbu-Frøystulområdet vil påvirke villreinen i Brattefjell-Vindeggen og hva vil det bety for reinen, dersom trekket mellom Hardangervidda og Brattefjell-Vindeggen helt opphører?

I den grad en kan si noe om det synes dagens utveksling av dyr mellom HV og BV i dette området i dag å være sporadisk og svært liten. Sentral villreinforvaltning har som intensjon at omfanget av inngrep og forstyrrelser i villreinens leveområder skal reduseres. I et slikt perspektiv og med tanke på faren for en enda sterkere fragmentering, er det negativt med en ytterligere utbygging her. Generelt kan en også si at når utvekslingsmuligheter opphører blir reinens muligheter til å bufre marginale situasjoner redusert.

6 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. J. 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. and B. W. Dale (1998). "Reproductive performance of female Alaskan caribou." Journal of Wildlife Management 62(4): 1184-1195.
- Andr en, 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., N. Villeneuve, 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(1): 65-78.
- Bakke,  . 1984. Dyregravene p  Hardangervidda. En skisse av deres forekomst og bakgrunn. Norsk skogbruksmuseum  rbok nr. 10-1984: 129-198. Elverum.
- 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 No. 9): 95-116.
- Berntsen, F., R. Langvatn, et al. (1996). "Reinens reaksjon p  lavtflygende luftfart y." NINA oppdragsmelding 390: 1-22.
- Blehr, O. 1971. Noen fornminner og sagn fra Hardangerviddas fangstliv. Viking 7 – 1971: 89-102.
- Blehr, O. 1972. Hva dyregravene p  Hardangervidda forteller om villreinfangst. Viking 9 – 1972:115-130.
- Blehr, O. (1997). "Energy-expending behaviour in frightened caribou when dispersed singly or in small bands." Rangifer 17(1): 44-49.
- Cameron, R. D. (1994). "Reproductive pauses by female caribou." Journal of Mammalogy 75(1): 10-13.
- Cameron, R. D., E. A. Lenart, et al. (1995). "Abundance and movements of caribou in the oilfield complex near Prudhoe Bay, Alaska." Rangifer 15(1): 3-7.
- Cameron, R. D., D. J. Reed, et al. (1992). "Redistribution of calving caribou in response to oil field development on the arctic slope of Alaska." Arctic 45(4): 338-342.
- Carruthers, D. R. and R. D. Jakimchuk (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. and A. Gunn (1996). Conservation biology in theory and practice. Oxford, Blackwell Science.
- Caughley, G. and J. H. Lawton (1981). Plant-Herbivore systems. Theoretical population ecology. R. M. May. Oxford, Blackwell: 132-167.
- Clemetsen, M. 1998. Felles kommuneplan for villrein i Nordfjella/Hardangervidda Villreinområder. Notat 6s. Aurland kommune.
- Cocklin, C., S. Parker, et al. (1992). "Notes on the cumulative environmental change I: Concepts and issues." Journal of environmental management 35: 31-49.
- Couturier, S., J. Brunelle, et al. (1990). "Changes in the population dynamics of the George River caribou herd, 1976-87." Arctic 43(1): 9-20.
- Crête, M. and J. Huot (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. and S. M. Murphy (1986). "The effects of pipelines, roads and traffic on the movements of caribou, Rangifer tarandus." Canadian Field Naturalist 100(2): 218-224.
- Dervo, L. 1997. Konsekvensvurdering av økt trafikk og vinteråpen vei på riksvei 7 på Hardangervidda. Universitetet i Oslo, Biologisk institutt. 29s.
- DN (1995). Forvaltning av hjortevilt mot år 2000, Direktoratet for Naturforvaltning.
- Dooley, J. L. and M. A. Bowers (1998). "Demographic responses to habitat fragmentation: experimental tests at the landscape and patch scale." Ecology 79(3): 969-980.
- Dyrland, H. 1986. Brattefjell-Vindeggen. Villreinen 1986: 42-43.
- Eide, S. H., S. D. Miller, 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(3): 603-610.
- Fancy, S. G. (1983). "Movements and activity budgets of caribou near oil drilling sites in the Sagavanirktok River floodplain, Alaska." Arctic 36(2): 193-197.
- Fancy, S. G., K. R. Whitten, 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.
- Frydenlund Steen, O. 1989. Villreinens arealbruk, inngrep og forstyrrelser i Telemarks del av Hardangervidda villreinområde. Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernveddeling. Rapport nr. 24/89.
- Gates, C. C., J. Adamczewski, et al. (1986). "Population dynamics, winter ecology and social organization of Coats Island caribou." Arctic 39(3): 216-222.
- Gill, J. A., K. Norris, et al. (2001). "Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance." Biological Conservation 97: 265-268.

- Gill, J. A. and W. J. Sutherland (2000). Predicting the consequences of human disturbance from behaviour desitions. Behaviour and Conservation. M. L. Gosling and W. J. Sutherland. Cambridge, Cambridge university press: 51-65.
- Gill, J. A., W. J. Sutherland, 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(1): 13-15.
- Gunn, A. and F. L. Miller (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., F. L. Miller, et al. (1985). Behavioral responses of barren ground caribou cows and calves to helicopters on the Beverly Herd calving ground, Northwest Territories. Caribou and Human Activity.
- Gaare, E. and G. Hansson (1989). "Takseringer av reinbeiter på Hardangervidda." NINA notat: 36s.
- Gaare, E. and T. Skogland (1980). Lichen-reindeer interaction studied in a simple case model. Proc. sec. Int. Reindeer/Caribou symp. E. Reimers, E. Gaare and S. Skjennberg. Røros, Norway, DVF, Trondheim: 47- 56.
- Hanski, I., T. Pakkala, et al. (1995). "Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape." Oikos 72(1): 21-28.
- Hanstrøm, B. (1963). *Djurens verden*. Band 14. Dagdjur. Førlags-huset Norden AB. Malmø.
- Harrington, F. H. and A. M. Veitch (1992). "Short-term impacts of low level jet fighter training on caribou in Labrador." Arctic 44(4): 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. and G. W. Calef (1986). "Population dynamics of the Kaminuriak caribou herd, 1968-1985." Rangifer Special Issue 1: 159-166.
- Hockin, D., M. Ounsted, et al. (1992). "Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importnace 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(2): 180-185.
- Høst, P. 1935. Trekk av dyrelivet på Hardangervidda. – Norsk Jæger og Fisker Forenings Tidsskrift, 6: 137-319.
- Indrelid, S. 1994. Fangstfolk og bønder i fjellet. Universitetets Oldsaksamlings Skrifter. Ny rekke nr. 17. 344s.
- Jordhøy, P. and O. Strand (1998). "Belysning av økologiske problemstillinger knyttet til reetablering av villreintrekk." NINA Oppdragsmelding xx: xx.
- Jordhøy, P., O. Strand, et al. (1997). "Villreinen i Dovre-Rondane." Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding 493: 1-26.
- Jordhøy, P., O. Strand, et al. (1997). "Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogram for hjortevilt - villreindelen 1991-95." Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 022: 1-57.

- Jordhøy, P. 2001. Snøhettareinen. Snøhetta forlag: 272s.
- Klein, D. R. (1968). "The introduction, increase and crash of reindeer on St. Matthew Island." Journal of Wildlife Management 32(2): 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(4): 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(3): 640-657.
- Leader-Williams, N., R. I. L. Smith, 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., D. W. H. Walton, et al. (1989). "Introduced reindeer on South Georgia - a management dilemma." Rangifer 9(2): 59-65.
- Luick, B. R., J. A. Kitchens, 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 carobou numbers from a series of census data." Rangifer Special Issue 7: 36-45.
- Milner Gulland, E. J. and R. Mace (1998). Conservation of biological resources. London, Blackwell Scientific.
- Murphy, S. M. and J. A. Curatolo (1987). "Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads and traffic in northern Alaska." Canadian Journal of Zoology 65: 2483-2490.
- Moe, D. 1978. Studier av vegetasjonsutviklingen gjennom Holocen på Hardangervidda, Sør-Norge II. Generell utvikling og tregrensevariasjoner. I D. Moe 1979: *Studier over vegetasjonsutviklingen gjennom Holocen på Hardangervidda*. Botanisk museum, Universitetet i Bergen.
- Nellemann, C. (1997). "Terrain selection by reindeer in late winter in central Norway." Arctic 49(4): 339-347.
- Nellemann, C. and R. D. Cameron (1998). "Cumulative impacts of an oil-field complex on the distribution of calving caribou." Canadian Journal of Zoology 76: 1425-1430.
- Nellemann, C., P. Jordhøy, et al. (2000). "Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter." Arctic 53: 9-17.
- NEP - United Nations Environmental Programme. (2001). C. Nellemann, L. Kullerud, I. Vistnes, B. C. Forbes, T. Foresman, E. Husby, G. P. Kofinas, B. P. Kaltenborn, J. Rouaud, M. Magomedova, R. Bobiwash, C. Lambrechts, P. J. Schei, S. Tveitdal, O. Grøn and T. S. Larsen. GLOBIO - Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. The Arctic 2050 scenario and

global application. UNEP/DEWA/TR.01-3.

Lien, A., Midtbøen, G., Bjørnerud, I. og Lien, O. H. 2002. Prosjektrapport fra Tessungdalen. Del 1: Villreins bruk av Lufsjåtangen 1956-2002. Del 2: Ferdsel ifjellet i tidligere tider og i dag. Del 3: Tamreindrift og ferdsel i Normannsslepa. Innspill fra grunneiere og lokalbefolkning.

Nellemann, C., I. Vistnes, et al. (2001). "Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts." Biological Conservation.

NFR (2002). Reinprosjektet. Effekter av kraftledninger og vindmøller på villrein. Norges forskningsråd - området for industri og energi. 45s.

NOU 1974. Hardangervidda. Natur – Kulturhistorie – samfunnsliv. Miljøverndepartementet. Universitetsforlaget.

Opdam, P. (1991). "Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies." Landscape Ecology 5(2): 93-106.

Ouellet, J. P., D. C. Heard, et al. (1996). "Population ecology og caribou populations without predators: Southampton and Coats Island herds." Rangifer(Special Issue No. 9): 17-26.

Randen, G. 1992. Fornminner i Hallingdal. Registreringsskjema og skisse over fangstanlegg i østenden av Ustevann ved Høvdestølen. Hol kommune. 4s.

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(1): 211-217.

Reimers, E. (1997). "Rangifer population ecology: a Scandinavian perspective." Rangifer 17(3): 105-118.

Reimers, E., J. Colman, 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 No.12: 112.

Reimers, E., J. Colman, et al. (2000). "Frykt- og fluktavstander hos villrein." Villreinen: 76-80.

Reimers, E., L. Villmo, et al., Eds. (1980). Status of rangifer in Norwy including Svalbard. Proc. 2nd Int. Reindeer/Caribou Symp. Røros, Norway, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.

Rieck, N. og Plathe, E. 2002. Kartlegging av ferdsel fra hytter i Tinn. Oppdragsrapport fra Asplan Viak. 11s. + vedlegg.

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.

Rønningen, O. 1986. Inngrep og forstyrrelser i Buskeruds villreinområder. Fylkesmannen i Buskerud. Rapport nr 1-1986.160s. + vedl.

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(3): 569-580.
- Skogland, T. 1981. Forvaltningsrapport Brattefjell - Vindeggen villreinområde. Upubl. notat fra DVF Viltforskningen, 4 s.
- Skogland, T. (1983). "The effects of density dependent resource limitation on size of wild reindeer." Source Oecologia 60(2): 156-168.
- Skogland, T. (1984). "The effects of food and maternal conditions on fetal growth and size in wild reindeer." Rangifer 4(2): 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(2): 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(2): 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(4): 442-450.
- Skogland, T. (1990). "Villreins tilpassning til naturgrunlaget." NINA Forsknings Rapport 10: 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. and B. Grøvan (1988). "The effects of human disturbance on the activity of wild reindeer in different physical condition." Rangifer 8(1): 11-19.
- Skogland, T. and Mølmen (1980). Prehistoric and present habitat distribution of wild mountain reindeer at Dovrefjell. Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium .
- Soulé, M. E. and B. A. Wilcox (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.
- Stormoen, S. 1996. Rapport fra Blefjell villreinområde. Villreinen 1996: 108.
- Strand, O., P. Jordhøy, et al. (2000). "Villrein som naturressurs: utnyttelse og bevaring." Villreinen 2000: 34-43.

Strand, O., E. Solberg, et al. (In Prep.). "Density dependence in a fluctuating reindeer herd: recovery from an intergeneration effect caused by food limitation." .

Surrendi, D. C. and E. A. DeBock (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. and M. H. W. Barker (1992). "Assessment of Alaska reindeer populations and range conditions." Rangifer 12(1): 33-42.

Sæther, B. E. (1997). "Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms." Trends in Ecology and Evolution 12(4): 143-149.

Trae, S. V. 1996. Brattefjell-Vindeggen villreinområde. Hovedoppgåve ved Høgskulen i Telemark (HiT). Institutt for natur- og miljøvern fag. 61s. + vedl.

Tveitnes, A. (1980). Lavgransking på Hardangervidda, Kontoret for informasjon og rettleiding 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. and J. L. Davis (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., and Nellemann, C. 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. Journal of Wildlife Management 65:915-925.

Vistnes, I., C. Nellemann, P. Jordhøy, and O. Strand. 2001. Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. Polar Biology 24:531-537.

Warenberg, K., Ö. Danell, et al. (1997). Flora i reinbeiteland. Tromsø, Nordisk organ for reinforskning (NOR) Landbruksforlaget.

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.

Woll, J. 1923. Boplasser ved Maarvatn. Rjukan dagblad 23 jan. 1923.

Wolfe, S. A., B. Griffith, et al. (2000). "Response of reindeer and caribou to human activities." Polar research 19(1): 63-73.

NINA Oppdragsmelding 756

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-1339-7

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01
<http://www.nina.no>