

Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding
Konfliktdempende tiltak i rovviltforvaltningen

Scott M. Brainerd (red.)

NINA Fagrapport 66

NINA Norsk institutt for naturforskning

Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding

Konfliktdempende tiltak i rovviltforvaltningen

Scott M. Brainerd (red.)

NINAs publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrappport

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.

Brainerd, S.M. (red). 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Konfliktdependende tiltak i rovviltforvaltningen - NINA Fagrappport 66: 1-103.

Trondheim, Januar 2003

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-1365-6

Forvaltningsområde:

Bevaring av biologisk mangfold

Conservation of biodiversity

Rettighetshaver ©:

Copyright NINA, Norsk institutt for naturforskning

Oppdragsmeldingen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Reidar Andersen

Design og layout:

Ingrid Brandslet

Illustrasjon omslag:

Bearbeidet i Adobe Photoshop av Kari Sivertsen.

Tegnekontoret NINA•NIKU

Fotograf: Tom Schandy

Tegnekontoret NINA•NIKU

Sats: NINA

Trykk: Norservice

Opplag: 200 (også tilgjengelig digitalt som pdf-format)

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.: 12970009

Signature of responsible person:

Norman S. Myklebust

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Brainerd, S.M. (red). 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Konfliktdepdende tiltak i rovviltforvaltningen - NINA Fagrapport 66: 1-103.

For å dempe konfliktene omkring store rovdyr har Stortinget gitt sin tilslutning til en forvaltning som tar i bruk mangfoldige tiltak og virkemidler. Denne rapporten er en samling artikler om forskjellige aspekter ved tiltak som er rettet mot reduksjon av tap og konflikter forårsaket av store rovdyr. Tre hovedtemaer er tatt opp: 1) Bruk av forskjellige fellingsregimer som konflikt- og tapsreducerende verktøy i forvaltningen, 2) medvirkende og fleksibel forvaltning som et konfliktreducerende verktøy, og 3) bruk av forebyggende og avbøtende tiltak mht. husdyrhold og tamreindrift, samt jaktinteresser. Gjennom de senere års forskning, utprøving og gjennomføring av tiltak, har det skjedd en økning i både den vitenskapelige og erfaringsbaserte kunnskapen omkring de tre deltemaene.

Norsk lovverk og tilslutning til internasjonale konvensjoner åpner for ulike former for jakt og felling av rovdyr, innen nærmere bestemte rammer. Potensialet for å redusere konflikter avhenger i stor grad av hvordan fellingsregimene praktiseres innen disse rammene. En organisering som sikrer at vanlige jegere kan delta i jakt og felling av rovdyr vil kunne bidra til å redusere konfliktnivået. Effektene av å felle rovdyr på tap av bufe og tamrein er varierende.

Medvirkende forvaltning innebærer dialog og samarbeid mellom lokale aktører (i varierende grad også nasjonale og regionale næringsinteresser og verneorganisasjoner) og statlige aktører når det gjelder utforming og implementering av forvaltningstiltak. Det er viktig å ta stilling til om medvirkning skal foregå på et rådgivende eller et mer beslutningsorientert nivå. Det er også behov for tiltak som kan øke tilliten mellom ulike aktører i rovviltkonflikten, uten at det nødvendigvis dreier seg om å delta i beslutningsprosesser. Det kan være praktisk samarbeid mellom lokale aktører og forskning/forvaltning, forbedring av dialogen, samt bedring av informasjonen fra forskning og forvaltning om deres aktiviteter.

Vi kjenner relativt godt til hvilke tiltak som reduserer tap av sau til rovdyr. Vi har imidlertid mindre kunnskap om hvordan slike tiltak kan gjennomføres i norsk sauehold på en måte som er økonomisk og driftsmessig tilfredsstillende. Tapsårsakene innen tamreindriften er sammensatte, og vi har liten kunnskap om konkrete tiltak som effektivt reduserer rovdyrtap. Framtidig forvaltning bør i samråd med næringen søke å finne løsninger som reduserer de negative effektene av klimavariasjon og som skaper størst mulig stabilitet for reineierne.

Overfor jaktinteressene knytter de avbøtende tiltakene seg først og fremst til måter å forhindre at jakthunder tas av ulv, samt til måter å kompensere for redusert jaktutbytte der rovdyr tar hjortevilt. Størst suksess så langt har det trolig vært med den såkalte "ulvetelefonen", som ved å bidra med informasjon om posisjonen til radiomerkede ulver, reduserer risikoen for at jakthunder blir drept av ulv innefor ulverevir. I løpet av de siste åra

er det også gjennomført en prøveordning med statlig økonomisk kompensasjon for direkte tap av elg innefor ulverevir. Ordningen har vært positivt mottatt innefor prøveområdet og kan være et tiltak for å redusere konfliktomfanget også i andre områder. Ytterligere tiltak kan muligens utvikles på sikt etter hvert som vi får bedre kunnskap om atferd og økologi hos både rovdyr (eks. hvilke ulver dreper hund) og hjortevilt (eks. hvilke elg er mest utsatt for predasjon) i Skandinavia.

Scott M. Brainerd (red).
Med bidrag fra*:

Reidar Andersen
Roy Andersen
Lars Bendik Austmo
Ronald Bjøru
Bjørn Dahle
Per Fauchald
Brigitte Grov
Hanne Haaland
Håkon Hustad
Arild Landa
John D. C. Linnell
Roel May
Dordi Kjersti Mogstad
Eskil Nerheim
John Odden
Ketil Skogen
Erling J. Solberg
Jon E. Swenson
Jarle Tufto
Torkild Tveraa

* For adresser, se de enkelte kapitlene.

Nøkkelord: Store rovdyr, ulv, bjørn, gaupe, jerv, kongeørn, fellingsregimer, konfliktreduksjon, tapsreduksjon, forebyggende tiltak, jakt, husdyr, tamrein, medvirkende forvaltning, fleksibel forvaltning, viltforvaltning, Norge.

Abstract

Brainerd, S.M. (red). 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Konfliktdepdende tiltak i rovviltforvaltningen - NINA Fagrapport 66: 1-103.

The Norwegian Parliament has instructed wildlife management agencies to use a wide range of tools and measures in order to reduce conflicts associated with large carnivores. This report is a compendium of information on various measures that have been used to try and reduce depredation and other human-carnivore conflicts. The three main themes examined are; 1) the use of various lethal control methods to reduce social conflicts and depredation on livestock, 2) collaborative and adaptive management as a conflict reduction tool, and 3) the use of mitigation measures aimed at livestock husbandry, reindeer herding, and hunting interests. We have gained much scientific knowledge and practical experience on these issues in recent years.

Norwegian national laws and international conventions allow for various forms of hunting and lethal control of large carnivores within clearly-defined limits. The potential to reduce conflicts depends on how these activities are organized. The inclusion of local hunters in these activities will likely reduce the overall conflict, although the effect that lethal removal of large carnivores has on depredation losses is variable.

Collaborative management involves dialogue and cooperation between local stakeholders (to varying degrees national and regional users and conservation organizations) and state authorities as relative to formulation and implementation of management activities. Such collaboration can either be of an advisory or decisive nature. There is also a need for measures that increase mutual trust between the various stakeholders in the carnivore conflict, without necessarily involving all in the decision making process. This can include practical cooperation between local stakeholders and researchers and/or managers, as well as improved dialogue and information about research and management activities.

We have extensive knowledge regarding measures and practices that can reduce losses of sheep to carnivore depredation. We know less about how these mitigation measures can be integrated into Norwegian sheep farming in a manner which is economic, practical and acceptable from an animal-welfare standpoint. The causes of mortality within semi-domestic reindeer herding are complex and we have little knowledge regarding mitigation measures against depredation. Future research should collaborate closely with the reindeer industry in order to develop solutions that minimize the negative impacts of climatic variation and create as much stability for the individual herders as is possible.

Conflicts with carnivores are not restricted to animal husbandry practices. The hunting community also have serious conflicts with large carnivores. Mitigation measures have focused upon ways to reduce the loss of hunting dogs to wolves, and compensation for reduced harvest of wild ungulates. The most successful measure to date has been the "wolf-telephone" which provides information on the location of radio-collared wolves, in order to minimize depredation on hunting dogs. A trial system whereby landowners are compensated for lost revenues from moose hunting has been positively received

locally, and may be a model for solving conflicts in other areas. In the future, we may be able to implement new conflict-reducing measures directed towards hunters as our knowledge of these issues improves.

Scott M. Brainerd (red).
With contributions from*:

Reidar Andersen
Roy Andersen
Lars Bendik Austmo
Ronald Bjøru
Bjørn Dahle
Per Fauchald
Brigitte Grov
Hanne Haaland
Håkon Hustad
Arild Landa
John D. C. Linnell
Roel May
Dordi Kjersti Mogstad
Eskil Nerheim
John Odden
Ketil Skogen
Erling J. Solberg
Jon E. Swenson
Jarle Tufto
Torkild Tveraa

* For addresses, see the individual chapters.

Key words: Large carnivores, wolf, bear, lynx, wolverine, golden eagle, lethal control strategies, conflict reduction, depredation mitigation, preventative measures, hunting, livestock, semi-domesticated reindeer, collaborative management, adaptive management, wildlife management, Norway.

Forord

Stortinget har gjennom behandlingen av Innstilling til Stortinget nr. 110 (2001-2002) bedt Regjeringen om å legge frem en ny stortingsmelding om rovviltforvaltningen innen utgangen av 2003. Det skal foretas en gjennomgang av ny og oppdatert kunnskap som kan danne et beslutningsrunnlag for fastsetting av bestandsmål, forvaltningsmodeller, tiltak og virkemidler for å redusere konfliktene i rovviltforvaltningen. Denne rapporten er en del av en serie NINA fagrapporter som gis ut i forbindelse med utredningsarbeidet i forkant av den nye rovviltmeldingen.

Konfliktnivået omkring store rovdyr er i enkelte områder høyt og involverer flere aktører. I denne rapporten gjennomgås konkrete temaer i forbindelse med ulike tiltak for å redusere tap og konflikter. En rekke norske forskere fra forskjellige institusjoner har bidratt til dette arbeidet. I tillegg har vi fått innspill fra Rådgivningsgruppen til prosjekt Rovvilt og Samfunn (RoSa) samt sentrale representanter for jaktinteresser (rettighetshavere og jegere). Det er også sikret kunnskapsutveksling med egne arbeidsutvalg nedsatt av Miljøverndepartementet som har tatt for seg utfordringene med rovvilt i forhold til sauehold og tamreindrift. Som ansvarlig redaktør takker jeg alle som har bidratt til dette arbeidet, og spesielt Håkon Hustad, som har vært til uvurderlig hjelp i denne prosessen.

Oslo, 7. februar 2003
Scott M. Brainerd

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Forord	5
Innhold	5
1 Innledning	8
Del 1: Fellingsregimer med hensyn til konfliktredusering og tapsreduksjon	10
2 Fellingsregimer i norsk rovviltforvaltning.	
Scott M. Brainerd & Håkon Hustad	10
2.1 Innledning	10
2.2 Lowerket	10
2.3 Former for felling av store rovdyr	11
2.3.1 Skadefelling	11
2.3.1.1 Felling av enkelte individer knyttet til bestemte situasjoner	12
2.3.1.2 Lisensjakt	12
2.3.1.3 Uttak av årsunger og eventuelt også mordyr fra ynglehi	12
2.3.2 Kvote / kvotefri jakt på gaupe	12
2.3.3 Ettersøk av såret vilt	13
2.4 Oppsummering	13
3 Jakt og konfliktreduksjon.	
Hanne Haaland, Ketil Skogen & Scott M. Brainerd	14
3.1 Innledning	14
3.2 Gjennomgang av tilgjengelig kunnskap	14
3.2.1 Norske erfaringer	14
3.2.2 Internasjonale erfaringer	15
3.3 Konklusjoner	17
4 Effekter av uttak av jerv og gaupe i reduserte tap av sau og tamrein i Troms. Arild Landa, Jarle Tufto, & Roy Andersen	18
4.1 Innledning	18
4.2 Studieområde og materiale	18
4.2.1 Rovdyr	18
4.2.2 Sau	20
4.2.3 Tamrein	20
4.3 Metoder	22
4.4 Resultater og diskusjon	23
5 Tap av sau til jerv: Betydning av familiegupper og effekten av uttak. Arild Landa, Roy Andersen, Jarle Tufto, Brigitte Grov & Roel May	24
5.1 Innledning	24
5.2 Metoder	24
5.2.1 Hiuttak	24
5.2.2 Radiomerkede jerver i tapsområder	24
5.3 Resultater	26
5.3.1 Hiuttak	26
5.3.2 Radiomerkede jerver i tapsområder	26
5.4 Diskusjon	28

6 Har kvotejakt på gaupe redusert tapet av lam på utmarksbeite?

Pål F. Moa, Ivar Herfindal, John Odden, John D. C. Linnell , Lars Bendik Austmo & Reidar Andersen.....	29
6.1 Innledning.....	29
6.2 Materiale og metode	29
6.2.1 Studieområde	29
6.2.2 Data på sau	29
6.2.3 Data på gaupe.....	29
6.2.4 Analysene	30
6.2.4.1 Fylkesnivå	30
6.2.4.2 Beitelagsnivå.....	30
6.3 Resultat.....	30
6.3.1 Fylkesnivå	30
6.3.2 Beitelagsnivå.....	30
6.4 Konklusjon.....	31

7 Bjørn som skadevolder og effekter av felling med hensyn til tapsbildet.

Jon E. Swenson, Bjørn Dahle, Håkon Hustad, Eskil Nerheim	32
7.1 Innledning.....	32
7.2 En sammenligning av bjørn med andre rovdyr	32
7.2.1 Innledning og metoder	32
7.2.2 Resultat og diskusjon.....	32
7.2.2.1 Sau	32
7.2.2.2 Tamrein	32
7.3 Tapsutvikling i forhold til bjørnebestandens størrelse i Sverige	33
7.3.1 Bakgrunn.....	33
7.3.2 Metoder	33
7.3.3 Resultat og diskusjon	33
7.4 Bjørnens diett i områder med og uten sau	34
7.4.1 Bakgrunn.....	34
7.4.2 Metoder	34
7.4.3 Resultat og diskusjon.....	34
7.5 Tildeling av skadefellingstillatelser på bjørn	35
7.5.1 Bakgrunn.....	35
7.5.1.1 Sentrale føringer.....	35
7.5.2 Tildeling av fellingstillatelser.....	35
7.5.2.1 Erfaringer med bruk av fellingstillatelser	35
7.5.2.2 Hovedtrekk	36
7.5.2.3 Skadebildet.....	36
7.5.2.4 Differensiert forvaltning.....	36
7.5.2.5 Utfallet av iverksatte fellingstillatelser	36
7.5.3 Konklusjoner	36
7.6 Felling som forebyggende tiltak	37
7.6.1 Bakgrunn	37
7.6.2 Metoder	37
7.6.3 Resultat og diskusjon	37
7.7 Konklusjoner.....	38

Del 2: Medvirkning og fleksibilitet i rovviltforvaltningen 39

8 Medvirkning og fleksibilitet - viktige virkemidler i fremtidens rovviltforvaltning.

Hanne Haaland & Ketil Skogen.....	39
8.1 Medvirkning i forvaltningsrelaterte beslutningsprosesser	39
8.1.1 Innledning	39
8.1.2 Geografisk fokus for utredning og søkesteder for litteratur og case-studier	40
8.1.3 Kjært barn har mange navn: en begrepsklargjøring	41
8.1.4 Medvirkende forvaltning.....	43
8.1.4.1 Mål og middel for medvirkende forvaltning	43
8.1.5 Fleksibel/responsiv forvaltning.....	43
8.1.5.1 Mål og middel for fleksibel forvaltning	43
8.1.6 Konkurrerende kunnskapsformer - en utfordring for medvirkende og fleksible forvaltningsmodeller	43
8.1.7 Erfaringer fra medvirkende og fleksibel forvaltning av naturressurser.....	45
8.1.8 Erfaringer fra verneområder, nasjonalparker og beiteområder	45
8.1.9 Generell viltforvaltning og forvaltning av store rovdyr	47
8.1.10 Norske erfaringer fra medvirkende eller fleksibel forvaltning	50
8.1.10.1 Etablering og forvaltning av verneområder	50
8.1.10.2 Viltforvaltning.....	52
8.1.10.2.1 Viltneemnder	52
8.1.10.2.2 Villreinforvaltning	52
8.1.11 Reindriftsforvaltning.....	53
8.1.12 "Driftsplanprosjektet": Forvaltning av fiske- og viltressurser i kommunene	53
8.1.13 Rådgivende utvalg for rovviltforvaltning (RUR) og forsøk med lokale gaupe- og jervenemnder	54
8.1.14 Hvilke erfaringer kan trekkes i forhold til bruk av medvirkende og fleksibel forvaltning i norsk rovvilt forvaltning?.....	55
8.2 Former for medvirkning som ikke er direkte beslutningsorientert	57
8.2.1 Praktisk samarbeid.....	58
8.2.2 Viltforskning	58
8.2.3 Rovvilttelling	59
8.2.4 Dialog.....	60
8.2.5 Prioriteringer i forskning og annen kunnskapsoppbygging.....	60
8.2.5.1 Rovviltkontaktene.....	60
8.2.5.2 Ressurser	61
8.2.5.3 Nye grupper	61

Del 3: Avbøtende tiltak med hensyn til beitebruk og jaktinteresser	62	11 Avbøtende tiltak med hensyn til jaktinteresser.	
9 Reindrift, produksjon og rovdyrta.		Erling J. Solberg & Scott M. Brainerd	71
Torkild Tveraa & Per Fauchald.....	62	11.1 Forebyggende tiltak mht jakthunder	71
9.1 Innledning.....	62	11.1.1 'Ulvetelefonen'	71
9.2 Klima, reintetthet og produksjon	62	11.1.2 Andre tiltak mht jakthunder	71
9.3 Simlevekter, produksjon og rovdyrta.....	63	11.2 Erstatning for redusert inntekt fra jakt.....	72
9.4 Tapsforebygging: Effekten av vinterføring og kalving i gjerde.....	64	11.3 Andre forhold.....	73
9.5 Faglige konklusjoner og anbefalinger.....	64	11.4 Innspill fra interesseorganisasjonene.....	73
10 Forebyggende tiltak mot rovviltskader på sau.		12 Konfliktdependende tiltak i rovviltforvaltningen	
Ronald Bjørø & Dordi Kjersti Mogstad	65	Scott M. Brainerd (red.)	74
10.1 Forebyggende tiltak mot rovviltskader - virkemidler.	65	12 Oppsummering.....	74
10.2 Oversikt over forebyggende tiltak mot rovviltskader i saueholdet	65	13 Litteratur	79
10.2.1 Sterke tiltak, i hovedsak brukt innenfor kjerneområder for bjørn og i ulvesonen	65	14 Appendiks	85
10.2.1.1 Rovdyrsikker inngjerding	65	• Appendiks 1.	
10.2.1.2 Gjeting	65	Uttalelse om policy til Large Carnivore Initiative for Europe Core Group mht bruk av jakt og felling som verktøy i forvaltning av bestander av store rovdyr.....	85
10.2.1.3 Bruk av vokterhund	66	• Appendiks 2.	
10.2.1.4 Vokterhunder brukt i kombinasjon med gjeting	66	Innspill fra diverse interesseorganisasjoner med hensyn til jaktrelaterte problemstillinger i områder med store rovdyr ..	88
10.2.1.5 Vokterhunder på inngjerdet beite ...	66	• Appendiks 3.	
10.2.1.6 Vokterhunder på patrulje	66	Statistisk modell for å vurdere effekter av avskytning. ...	100
10.2.1.7 Flytting av sau.....	67	• Appendiks 4.	
10.2.2 Middels sterke tiltak, særlig brukt i område utenfor kjerneområde/ulvesone	67	Statistisk modell for effekt av ynglinger og hiuttak.	101
10.2.2.1 Avkorting av beiteperioden i utmark/fjell.....	67	• Appendiks 5.	
10.2.3 Tiltak med usikker eller liten grad av forebyggende effekt.....	67	RNB02 –Jaktleie – DN-rapport ulv-elg.....	102
10.2.3.1 Utvida tilsyn	67		
10.2.3.2 Rovdyrklaver	67		
10.2.3.3 Andre forebyggende tiltak.....	67		
10.2.4 Andre tiltak av betydning for skadereduksjon	68		
10.2.4.1 Beredskapsplan	68		
10.2.4.2 Tapsundersøkelser.....	68		
10.2.4.3 Bjølleflagg og kodemerking	68		
10.2.4.4 Omlegging til annen husdyrproduksjon (Omstillingsmidler)	68		
10.2.4.5 Kombinasjon av tiltak.	69		
10.2.5 Administrasjon, organisering og praktisk gjennomføring av tiltak	69		
10.2.5.1 Lokal organisering	69		
10.3 Tiltak rettet mot rovvilt	69		
10.3.1 Felling av skadegjørende individ/midler til jaktlag	69		
10.3.2 Bestandsregulering	69		
10.3.3 Rowiltregistrering	69		
10.4 Nasjonal samordning av arbeid med forebyggende tiltak mot rovviltskader			
- etablering av et nasjonalt viltskadesenter	69		
10.4.1 Behov	69		
10.4.2 Oppgaver for et slikt senter.....	70		
10.4.3 Kompetanse	70		

1 Innledning

Roviltforvaltningen i Norge må balansere nasjonale målsettinger om levedyktige bestander av ulv, bjørn, gaupe, jerv og kongeørn med en allsidig bruk av utmarka, herunder utnytting av utmarkas beiteressurser. Den må også ta hensyn til befolkning både med og uten rovvilt i sine nærrområder. Nordmenn generelt vil ha store rovdyr og ta vare på det biologisk mangfold som disse artene også er en del av. Flertallet i Stortinget har gitt sin velsignelse til denne politikken gjennom sin behandling av Stortingsmelding nr. 27 (1991-92) og Stortingsmelding nr. 35 (1996-97), noe som skal gjenspeile folkets ønsker. Men dette er ingen lett oppgave for et land med en distriktspolitikk som satser på spredt bosetting og levende lokalsamfunn som i varierende grad skal basere sine næringsmessige og rekreasjonsmessige aktiviteter på utmarka. Samfunnsforskningen har vist at det ikke bare oppstår konflikter mellom primærnæringen og rovdyra. Konflikten bæres i høy grad oppe av andre grupper. For jegere er nok det største problemet at ulven dreper hunder, men det er også en god del som opplever konkurranse fra rovdyra om det jaktbare viltet. For mange andre mennesker kan det være et problem at rovdyra virker skremmende. Rovdyrforvaltningen følger dessuten et kjent mønster: Beslutningene fattes sentralt, mens belastningene bæres lokalt. Det knytter seg ofte en følelse av avmakt til rovdvyrspørsmålet, og folk kan av og til oppleve det som om de hindres i å kontrollere sine egne liv. En ganske utbredt oppfatning er at mektige krefter påfører små lokalsamfunn alle ulempene ved rovdyra. Slikt kan sette sinnene i kok, også i befolkningsgrupper som ikke er direkte berørt. Dette gir rovviltsaken betydelig symbolsk kraft. Konflikten utspiller seg med andre ord vel så ofte mellom mennesker, som mellom mennesker og dyr.

Det er nødvendig å finne løsninger på de utfordringer dagens rovviltpolitikk fører med seg. Konfliktnivået er høyt mange steder i landet. Tapstallene for både sau og tamrein har vært økende de siste årene. Konflikter med jaktrettshavere og jegere, både når det gjelder tapte inntekter i forbindelse med hjortevilt- og småviltjakt, samt tap av jakthunder til ulv, er også voksende. Det finnes ofte en følelse av frustrasjon og maktesløshet overfor rovviltsituasjonen i mange områder. Hvordan skal vi løse disse konfliktenes og få til et sameksistens mellom disse artene og mennesker?

Konfliktdempende tiltak og relaterte problemstillinger er også omfattet i andre utredninger i forbindelse arbeidet med den kommende rovviltmelding (f. eks. Brainerd & Bjerke 2002, Solberg m. fl. 2003, Skogen m. fl. 2003). Rådgivningsgruppen til prosjekt Rovvilt og Samfunn (RoSa) har lagt ned et betydelig arbeid i å komme med innspill på de forskjellige temaer som er tatt opp under i forkant av den kommende rovviltmelding. Denne gruppen består av enkeltpersoner med ulike organisasjons-, erfarings- og holdningsmessige ståsteder, og stor kunnskap og engasjement i rovviltsaken. I denne forbindelse er det utarbeidet et NINA-temahefte som

representerer en gjennomgang i RoSas rådgivningsgruppe av de viktigste forvaltningsmessige utfordringene som det må tas stilling til i en fremtidig rovviltforvaltning (Andersen m. fl. 2003a). I temaheftet gjennomgås hvilke generelle trekk en fremtidig forvaltningsplan bør inneholde, hvilke tiltak og virkemidler som kan benyttes, hvilken virkning disse vil ha, samt hvordan forskjellige strategier gir fordeler og ulemper for ulike konfliktområder.

I tillegg kommer innspill fra flere aktører som er lagt ut på Miljøverndepartementets egne internettsider i forbindelse med dette arbeid¹.

I arbeidet med den kommende rovviltmeldingen vil det være viktig å kunne forstå virkningen av forskjellige typer fellingsregimer, forvaltningsstrategier og forebyggende tiltak. Dette gjelder både i forhold til tapsbildet for beitedyr, problemene for jaktinteressene, og konfliktnivået generelt i befolkningen ulike steder i landet. I denne rapporten sammenfatter vi kunnskap om konfliktdempende tiltak i rovviltforvaltning basert på erfaringer i Norge og utlandet. Vi har begrenset denne utredning til tre hoveddeler: 1) Fellingsregimer, 2) Medvirkende forvaltning, og 3) Forebyggende/avbøtende tiltak mht sau- og tamreinhold og jaktinteresser.

I den første delen diskuterer vi effekter av jakt og felling av rovdyr som tiltak både mht. konfliktdemping og tap av husdyr og tamrein. Direkte virkninger ulike fellingsregimer har på bestander er imidlertid ikke tatt med i denne rapporten, fordi dette er omhandlet i andre utredninger i denne serien (Sæther m. fl. 2003, Andersen m. fl. 2003b, Brøseth m. fl. 2003, Pedersen m. fl. 2003, Swenson m. fl. 2003). Jakt og skadefelling står her sentralt som et verktøy både til demping av konflikter, reduksjon av tap og bestandsregulering.

I neste del tar vi opp kunnskap om - og erfaringer med ulike former for medvirkning i forvaltningen av store rovdyr (og for den saks skyld naturressurser generelt) i Norge i dag og fremover: Medvirkende og fleksibel forvaltning innebærer dialog og samarbeid mellom lokale og statlige aktører (i varierende grad også nasjonale og regionale næringsinteresser og verneorganisasjoner) når det gjelder utforming og implementering av forvaltningstiltak. Kort sagt ligger et av fellestrekkene i disse forvaltningsbegrepene i tanken om at forvaltning av naturressurser kan forbedres og kvalitetssikres gjennom at flere brukergrupper får innflytelse i utformingen av forvaltningstiltak og at forvaltningen er fleksibel og dynamisk. På denne måten vil konfliktnivået rundt forvaltningstiltak kunne bli lavere, og beslutninger fattes på mer solid grunnlag. Formålet er å øke forståelsen mellom partene og oppnå større enighet om de beslutninger som tas, og dermed redusere konflikter. Her er det mye som kan hentes mht. forvaltning av store rovdyr i Norge.

I siste del tar vi opp forebyggende og avbøtende tiltak i forhold til husdyr- og tamreindrif samt jaktinteresser. Mye

¹ <http://odin.dep.no/md/rovviltmelding/>

arbeid har vært gjennomført i forbindelse med problematikken omkring rovvilt og beitenæring de senere år. I forbindelse med den kommende rovviltmeldingen, ble det i 2002 nedsatt to utvalg som spesifikt har sett på utfordringene med rovvilt i forhold til sauehold (Miljøverndepartementet 2002) og tamreindrift (Reindriftens Rovviltutvalg 2002). I denne rapport presenteres faglige vinklinger som utfyller og supplerer vår kunnskap om disse temaene. Når det gjelder konflikter i forhold til jaktinteresser, tar vi opp en del sentrale problemstillinger som også er omhandlet i detalj i en annen utredning i denne serien (Solberg m. fl. 2003).

Vi står overfor mange og store utfordringer i Norge når det gjelder forvaltning av de store rovdyrene. Tiltak som reduserer konflikter vil være et sentralt tema i den neste rovviltmeldingen og i årene fremover. Vår kunnskap på dette feltet er på ingen måte uttømmende. Det er fortsatt et behov for å øke både den vitenskapelige og den erfaringsbaserte kunnskapen gjennom forskning, utprøving og gjennomføring av ulike tiltak.

Del 1: Fellingsregimer med hensyn til konfliktdemping og tapsreduksjon

2 Fellingsregimer i norsk rovviltforvaltning

Scott M. Brainerd² & Håkon Hustad³

² Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

³ Biologisk institutt, Norges tekniske og naturvitenskapelige universitet, 7491 Trondheim.

2.1 Innledning

Grunnlaget for dagens rovviltforvaltning er lagt gjennom Stortingets behandling av Stortingsmelding nr. 27 (1991-92) og Stortingsmelding nr. 35 (1996-97). Bestemmelser i lover og annet regelverk skal sikre at Stortingets intensjoner følges opp. Viltloven er det sentrale lovverket for forvaltning av rovvilt, og i formålsparagrafen til dagens viltlov heter det at *“Viltet og viltets leveområder skal forvaltes slik at naturens produktivitet og artsrikdom bevares. Innenfor denne ramme kan viltproduksjonen høstes til gode for landbruksnæring og friluftsliv”*. Viltloven slår fast at alle viltarter i utgangspunktet er fredet, med mindre det etter visse kriterier er funnet grunnlag for å tillate jakt på dem.

Av de store rovdyra, er det bare gaupa som er jaktbar i dag etter kriteriene som er satt opp i Viltlovens § 3. Felling av de andre artene skjer *kun* på grunnlag av behovet for å hindre skade. Norge har også forpliktet seg internasjonalt mht. forvaltning av de store rovdyrartene. Bernkonvensjonen ble utarbeidet i 1976-78 i regi av Europarådet, og den ble ratifisert av Stortinget i 1986. Bjørn, ulv, jerv og kongeørn er i prinsippet totalfredet i Norge og andre land som har gitt sin tilslutning til (ratifisert) denne. Konvensjonen gir likevel tillatelse til på nærmere angitte vilkår å avlive rovdyr som konvensjonen omfatter, så lenge det ikke vil være skadelig for vedkomne bestands overlevelse og det ikke finnes noen annen tilfredsstillende løsning.

Large Carnivore Initiative for Europe⁴ (LCIE) har utarbeidet en uttalelse som tar opp felling som forvaltningstiltak mht store rovdyr (se Appendiks 1). Her er det en viss aksept for bruk av felling som ledd i forvaltningen av store rovdyr når det ikke finnes tilfredsstillende ikke-dødelige alternativer, og så lenge dette praktiseres som et ledd i en planmessig forvaltningsstrategi der mulighetene for å innfri de overordnede målsettinger om bestandens status og levedyktighet ikke svekkes.

2.2 Lovverket

Dagens fellingsregimer er hjemlet i Viltloven. De mest sentrale paragrafer og forskrifter mht. felling av rovdyr gjengis her:

4 <http://large-carnivores-lcie.org>

“§ 11. (felling av vilt til forsvar av person eller bufe og tamrein)

Vilt kan felles uten hensyn til fredning når felling må anses påkrevet for å fjerne en aktuell og betydelig fare for skade på person. På samme måte kan eieren, eller noen som opptre på eierens vegne, felle vilt under direkte angrep på bufe og tamrein. Kongen kan bestemme at bestemmelsen i annet ledd ikke skal gjelde for spesielt truede arter eller spesielt truede bestander av enkelte arter. Felling og forsøk på felling i henhold til første og annet ledd skal straks meldes til kommunen og politiet.”

“§ 12. (fellingstillatelse for å forhindre at rovvilt gjør skade)

Etter nærmere forskrift som Kongen fastsetter kan departementet (Direktoratet for naturforvaltning), uten hensyn til de regler som ellers gjelder, iverksette felling av eget tiltak eller gi tillatelse (jf. § 35) til felling av et bestemt antall individer av bjørn, jerv, ulv og gaupe for å forhindre skade på bufe eller tamrein. Forskriften skal gi regler om differensiert forvaltning. For å sikre bestandens overlevelse skal det i forskrift fastsettes særskilte kriterier for adgangen til felling i nærmere bestemte områder. Avgjørelse om felling i henhold til forskrift etter første ledd skal være begrenset til et bestemt område og et bestemt tidsrom.”

“§ 14. (felling av andre viltarter som gjør skade)

Departementet kan gi forskrifter om at bestemte viltarter som gjør skade i nærmere angitte tilfelle, kan felles uten hensyn til fredning og jakttider. Forskriftene kan gjelde felling hele året eller bestemte tidsrom og for hele landet eller bestemte områder. Det kan i forskriftene gis regler om felling utenom fastsatt jakttid av bestemte viltarter som vesentlig reduserer andre arters reproduksjon. Forskriftene kan bestemme at det vilt som felles etter første eller tredje punktum, skal tilfalle Viltfondet. Et vilkår for felling etter foregående ledd er at eier, bruker eller rettighetshaver i rimelig utstrekning har forsøkt andre tiltak for å avverge skade eller begrense påvirkning som nevnt i første ledd tredje punktum.”

“§ 14a. (felling av vilt i særlige tilfeller)

Direktoratet eller den det bemyndiger kan, uten hensyn til de regler som ellers gjelder, av eget tiltak iverksette felling av vilt, når dette anses nødvendig for å ivareta offentlige interesser av betydning, herunder å forhindre skade på person, vesentlig skade på eiendom som ikke omfattes av § 12 og § 13, eller skade på naturlig fauna, flora eller økosystemer. Kongen kan i forskrift gi nærmere bestemmelser om adgangen til å iverksette felling etter første ledd. Felling som nevnt i første ledd kan om nødvendig gjennomføres på annens eiendom.”

“§ 35. (fellingstillatelse til andre enn den jaktberettigede)

For felling av vilt i henhold til lovens § 12, § 13 og § 14a kan direktoratet bestemme at felling kan utføres av andre enn den jaktberettigede.”

Sentrale forskrifter med bestemmelser om felling av rovdyr

- Forskrift nr. 656 av 30. juni 2000 om forvaltning av bjørn, jerv, ulv og gaupe (Forvaltningsforskriften)
- Forskrift nr. 973 av 30 august 2002 om regionale jerve- nemnder
- Forskrift nr. 1000 av 1. september 1997 om felling av viltarter som gjør skade eller som vesentlig reduserer andre viltarters reproduksjon

Regler for den praktisk utøvelse av jakt og felling, herunder ettersøk av såret vilt, gis i Forskrift nr. 313 av 22. mars 2002 om utøvelse av jakt og fangst,

Viltloven ble endret den 30.06.2000, jf. Ot. prp. nr. 37 (1999-2000) og Innst. O. nr. 80 (1999-2000), blant annet for å gi et mer fleksibelt rettsgrunnlag for å kunne gjennomføre prinsippet om differensiert forvaltning, samt møte utfordringene med voksende rovviltbestander. Endringene i viltlovens § 12 med tilhørende forskrift, innebærer at det nå kan iverksettes felling **for å forhindre skade** på bufe eller tamrein, uten at det er krav om at slik skade faktisk har skjedd.

2.3 Former for felling av store rovdyr

Det er to prinsipielle regimer for uttak av store rovdyr i Norge: skadefelling og kvote-/kvotefri jakt (ordinær jakt). Skadefelling er uttak av rovdyrarter begrunnet ut fra behovet for å redusere skader, fortrinnsvis på bufe og tamrein. Slik felling kan være betinget av at arten det gjelder ikke oppfyller jaktbarhetskriteriene i viltloven, og/eller at arten skal være fredet i henhold til internasjonale avtaler som Norge har sluttet seg til. Kvote-/kvotefri jakt er ordinær jakt i den forstand at den utøves på en art (gaupe) som oppfyller jaktbarhetskriteriene i viltloven. Ved vedtak om jaktbarhet skal det særlig legges vekt på at arten produserer et høstingsverdig overskudd og at den har ressursbetydning. Det skal også legges vekt på jakt- og fangsttradisjon i vedkommende område og på den skade viltet gjør. Ordinær jakt er underlagt grunneierens enerett til jakt og fangst (§27).

Med et visst unntak for gaupe, er felling av de store rovdyra i Norge **kun** begrunnet ut fra behovet for å forhindre at rovvilt gjør skade. Spesielt for gaupe er at kvote-/kvotefri jakt kan begrunnes ut fra jaktbarhetskriteriene i viltloven, og er dermed å regne som ordinær jakt. Samtidig er også denne jakten motivert ut fra behovet for å forhindre skade (jf. § 12).

Viltlovens § 14 åpner for at direktoratet kan tillate felling av bestemte arter som gjør skade i nærmere angitte tilfelle, uten hensyn til fredning og jakttider. Felling av kongeørn er hjemlet denne paragrafen, med tilhørende forskrift. Videre gir § 14a direktoratet eller den det bemyndiger mulighet til av eget tiltak å iverksette felling av vilt, når dette anses nødvendig for å ivareta offentlige interesser av betydning, herunder å forhindre skade på person, vesentlig skade på eiendom som ikke omfattes av 12 og 13, eller skade på naturlig fauna, flora eller økosystemer.

Felling av de store rovdyra skjer i all hovedsak med hjemmel i viltlovens § 12. Nærmere bestemmelser er gitt i forvaltningsforskriften, som gjør det klart at *“Formålet er å sikre overlevelsen av bestander av bjørn, jerv, ulv og gaupe på lang sikt, og at det innenfor denne ramme skal arbeides for at de skader disse rovviltartene volder for bufe- og tamreinnæring blir minst mulig. Forvaltningen skal være differensiert slik at hensynet til vern av rovviltbestandene og hensynet til beitebruk vektlegges forskjellig i ulike områder og for de ulike rovviltarter.”*

Forvaltningsforskriften åpner for at felling av de fire store rovpattedyra kan foregå med ulike former for skadefelling av bjørn, ulv, jerv og gaupe og kvote/kvotefri jakt på gaupe:

2.3.1 Skadefelling

For å forhindre at bjørn, jerv, ulv eller gaupe gjør skade på bufe eller tamrein, kan direktoratet treffe vedtak om felling av eget tiltak eller etter søknad. Fylkesmannen kan på samme vilkår treffe vedtak om felling av gaupe. Tillatelse til felling kan bare gis dersom dette ikke vil være skadelig for bestandens overlevelse. Tillatelse til felling av bjørn, jerv og ulv kan bare gis dersom det ikke er noen annen tilfredsstillende løsning vurdert i henhold til prinsippet om differensiert forvaltning.

På grunn av at artenes bestandssituasjon varierer, og på grunn av prinsippet om differensiert forvaltning, vil terskelen for å tillate skadefelling variere mellom artene og ulike områder. Utenfor kjerneområdene/ forvaltningssone vil det være lettere å få skadefellingstillatelse enn innenfor.

Avgjørelsen om felling skal bygge på en helhetsvurdering av skadenes betydning i forhold til behovet for vern av rovviltet, sett i henhold til prinsippet om differensiert forvaltning. Ved utøvelsen av dette skjønnet skal det særlig tas hensyn til: størrelse og sammensetning av vedkommende rovviltbestand, områdets betydning som beitemark, skadenes omfang og utvikling, og potensialet for framtidige skader. Direktoratet kan i enkelte tilfeller delegere sin myndighet til fylkesmannen,

kommunen eller særskilt viltorgan (se detaljer om dette i selve forskriften).

I tillegg, og særlig innenfor nærmere fastsatte kjerneområder eller særskilte forvaltningssoner for rovvilt, skal det legges vekt på om det i stedet kan gjennomføres forebyggende tiltak for å begrense skadene.

Det finnes flere former for skadefelling:

2.3.1.1 Felling av enkelte individer knyttet til bestemte situasjoner

I dette tilfelle skal felling være rettet mot mest mulig bestemte individer. Vedtak om felling er begrenset til et bestemt område, tidsrom og antall dyr. Det kan knyttes nærmere vilkår til fellingstillatelsen, herunder at bestemte typer dyr skal være unntatt, at felling foretas av nærmere bestemte personer, om godkjente metoder for felling, utbetaling av fellingsvederlag og/eller dekning av utgifter i forbindelse med fellingen.

Tildeling av skadefellingstillatelser skjer normalt ved at direktoratet hvert år fastsetter et begrenset antall individer av bjørn, jerv og ulv det kan gis fellingstillatelser på i forbindelse med skader på tamrein og bufe. Disse kalles betingede fellingstillatelser. Myndigheten til å iverksette felling når forutsetningene anses å være innfridd, er delegert til fylkesmennene i ulike deler av landet, samt som en forsøksordning til enkelte kommuner.

2.3.1.2 Lisensjakt

Dersom det er nødvendig å regulere veksten i og/eller utbredelsen av en bestand av bjørn, jerv eller ulv, kan DN åpne for lisensjakt. En slik åpning gis dersom det har oppstått skader på husdyr eller tamrein i et område og rovdyrbestanden er antatt levedyktig på lang sikt. Lisensjakt har, som skadefelling, til hensikt å begrense skade, men felling er ikke knyttet til noen skadesituasjon og kan foregå utenom beitesesongen for sau. Det er hittil åpnet for lisensjakt på jerv.

Det er viktig å legge merke til [viltlovens § 35](#), som innebærer at direktoratet **kan** bestemme at felling av rovvilt kan foregå uten grunneiers tillatelse. Dette gjelder i dag for lisensjakt. Det har etter hvert blitt en generell oppfatning at det ligger en automatikk i at lisensjakt ikke er knyttet til grunneierretten på grunn av dagens praksis. Her må det understrekes at direktoratet også kan legge opp til lisensjakt som **er** knyttet til grunneierretten, hvis dette er ønskelig. Dette er viktig å være klar over i forhold til utforming av ordninger for lisensjakt i fremtiden.

Med virkning fra og med 30.08.2002 til og med 31. mars 2004 skal det være to regionale jervnemnder - én for fylkene Nord-Trøndelag, Nordland, Troms og Finnmark (Nord-Norge) og én for landets øvrige fylker (Sør-Norge). Jervnemnda skal gjennomføre bestandsregulering av jerv innenfor sitt

geografiske virkeområde. Jervnemnda skal fatte vedtak om årlig fellingskvote, fastsette innenfor hvilke områder lisensjakt kan foregå og fordele den fastsatte kvoten på disse. Nemnda kan også fastsette eventuelle nærmere vilkår for deltakelse i lisensjakta.

I 2001 sendte DN et forslag om forskrift om lisensjakt på ulv ut på høring, men en endelig forskrift er ikke vedtatt. Direktoratet kan av eget tiltak åpne for lisensjakt og fastsette lisensjaktperiodens lengde ved forskrift. Direktoratet treffer videre vedtak om avgrensning av lisensjaktområdet, antall dyr som kan felles, eventuell fordeling på kjønn og alder og om bestemte typer dyr skal være unntatt, samt nærmere vilkår for gjennomføring, eventuelt stans, av lisensjakten.

I forskrift om utøvelse av jakt og fangst finner man nærmere bestemmelser om utøvelse av lisensjakt. For å kunne søke om å få tildelt lisens må en jeger oppfylle følgende kriterier:

- Ha betalt jegeravgift for vedkommende jaktår.
- Ha bestått skyteprøve for storviltjakt for vedkommende jaktår.
- Ha overholdt rapporteringsplikten.

Direktoratet eller lisensutsteder kan fastsette ytterligere vilkår for godkjenning av lisensjegere, herunder om særlige rutiner for kommunikasjon og sikker rapportering om felte dyr. Godkjent lisensjeger plikter å holde seg oppdatert om kvotens størrelse, gjenværende kvote, og eventuelle andre begrensninger gitt av direktoratet eller lisensutsteder. Felling eller forsøk på felling skal umiddelbart meldes til lisensutsteder og andre på slik måte som det bestemmes ved utstedelse av lisens. Felte dyr skal kunne fremvises for kontroll etter anmodning fra Statens naturoppsyn, politiet eller lisensutsteder.

2.3.1.3 Uttak av årsunger og eventuelt også mordyr fra ynglehi

Hiuttak skal være rettet mot bestemte individer. Vedtaket skal være begrenset til et visst område, tidsrom og antall dyr. Slikt uttak kan bare gjennomføres i regi av offentlig myndighet slik direktoratet bestemmer.

2.3.2 Kvote-/kvotefri jakt på gaupe

Forvaltningsforskriften for store rovdyr åpner for både kvote- og kvotefri jakt på gaupe. Nærmere bestemmelser for utøvelse av jakt og fangst på gaupe finnes i Forskrift om jakt-tider og jaktbare arter, samt Forskrift om utøvelse av jakt og fangst.

Med kvotejakt menes jakt på et bestemt antall individer av en viltart, der kvoten er fastsatt av offentlig viltmyndighet. Kvotejakt er en ordinær jaktform hvor jaktretten ligger hos grunneier. Her kan altså alle delta uten å søke, men en er avhengig av grunneiers tillatelse når en skal jakte. Det skal

jaktes på et bestemt antall individer innenfor et avgrenset geografisk område. Kvoten kan differensieres i kjønn og alder på dyrene som kan felles.

Som med lisensjakt på jerv, plikter jegerne som utøver kvotejakt på gaupe å være oppdatert med hensyn til størrelsen på kvoten og antall skutte dyr til enhver tid. Jegerne må innrapportere skutte dyr til fylkesmannen snarest etter felling.

Som nevnt innledningsvis er det kun gaupe som i dag er jaktbar etter Viltlovens § 3. Jakttiden på denne arten er fra 1. februar til 30. april. Det er åpnet for kvotejakt i alle fylker unntatt i områder med kvotefri jakt (områder for kvotefri jakt gjelder blant annet for deler av landet i vest og nord med høy tetthet av beitedyr). Kvoten fastsettes av fylkesmannen på bakgrunn av kunnskap en har om bestanden i fylket. Unntak er Nord-Trøndelag fylke (inkl. Fosen) og Hedmark fylke. Her har en innenfor det samme tidsrommet som for jervnemnden også opprettet to regionale gaupenemnder. Disse har myndighet til å fastsette jaktkvoter, bestemme hvor det skal jaktes og fatte vedtak om bruk av midler til forebyggende tiltak mot gaupeskader innenfor nemndenes virkeområder.

2.3.3 Ettersøk av såret vilt

Forskrift om forvaltning av bjørn, jerv, ulv og gaupe inneholder særskilte bestemmelser angående avliving av såret rowilt i §6. Forskrift om utøvelse av jakt og fangst inneholder også bestemmelser mht felling av såret storvilt (herunder bjørn, jerv, gaupe og ulv) i § 27, §28, og §29. Her fremgår at de som sårer bjørn, jerv, ulv eller gaupe under skadefelling eller jakt plikter å gjøre det en kan for å få avlivet dyret snarest mulig.

2.4 Oppsummering

For å oppsummere, kan vi si at det er kun for gaupe at det er åpnet for ordinær jakt i dag, gjennom kvotejakt og kvotefri jakt. Denne jakten er imidlertid også motivert ut ifra skadereduksjon, jf. Viltlovens § 12. I områder med kvotejakt, fastsettes kvotene for tiden enten av fylkesmannen eller de særskilte gaupenemnder i Nord-Trøndelag (med Fosen) og Hedmark. Det er kun åpnet for **felling** av ikke-jaktbare rovdyrarter som jerv, bjørn og ulv for å redusere skader. Jerven reguleres gjennom fellingsformen lisensjakt, der kvoter m.v. fastsettes av regionale jervnemnder for Nord-Norge og Sør-Korea. Dette er altså ikke en form for ordinær jakt. Skadefelling av enkeltindivider knyttet til bestemte situasjoner skjer normalt ved at direktoratet hvert år fastsetter et begrenset antall individer av bjørn, jerv og ulv det kan gis fellingstillatelser på i forbindelse med skader på tamrein og bufe. Disse kalles betingede fellingstillatelser. Myndigheten til å iverksette felling når forutsetningene anses å være innfridd, er delegert til fylkesmennene i ulike deler av landet, samt til enkelte kommuner.

3 Jakt og konfliktreduksjon

Hanne Haaland⁵, Ketil Skogen⁶ & Scott M. Brainerd⁷

⁵ Norsk institutt for naturforskning, Fakkjelgården, Storhove, 2624 Lillehammer.

⁶ Norsk institutt for naturforskning, Fakkjelgården, Storhove, 2624 Lillehammer og Norsk institutt for forskning om oppvekst, velferd og aldring (NOVA), Munthesgt. 29, 0260 Oslo.

⁷ Norsk Institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

3.1 Innledning

I dette kapittelet diskuteres jakt på rovdyr som et mulig virkemiddel for konfliktreduksjon. Her brukes begrepet "jakt" både om ordinær jakt (kvote-/kvotefri jakt) og skadefellingsformen lisensjakt, fordi det i praksis ikke trenger være store forskjeller mellom disse mht. til utøvelsen av jakta⁸. Vi skal se nærmere på hvordan jakt kan virke konfliktdependende, først og fremst i forhold til grupper som i dag ikke omfattes av noen form for økonomiske kompensasjonsordninger, som for eksempel jegere. Den erfaring man har fra gaupejakt i Norge blir kort omtalt og det vises til amerikanske og europeiske erfaringer med rovviltjakt som konfliktdependende middel.

3.2 Gjennomgang av tilgjengelig kunnskap

3.2.1 Norske erfaringer

Dersom det konfliktbildet som i dag rår når det gjelder rovdyr-situasjonen i Norge skal endres er det klart at mange ulike virkemidler må tas i bruk. Så langt har man sett at særlig de økonomiske konsekvenser av rovdyras nærvær er blitt vektlagt. Konfliktene som har oppstått har i stor grad vært tolket som et motsetningsforhold mellom verneinteresser og husdyrbruk. Forebyggende tiltak og kompensasjonsordninger har derfor først og fremst vært innrettet mot saueneæringa. Det har imidlertid vist seg at konflikten er langt mer sammensatt.

Forskningsprosjekter blant annet fra Østerdalen og Østfold viser at konflikten også bæres oppe av andre grupper, nemlig "vanlige folk" med interesse for jakt, bærplukking og annet friluftsliv (Krange & Skogen 2001, Skogen & Haaland 2001). Dette bildet er blitt bekreftet gjennom den undersøkelsen som er gjennomført i fire kommuner i forbindelse med den kommende rovviltmeldingen (Skogen m. fl. 2003). For mange jegere er det største problemet at ulven tar hunder, og noen er bekymret for at rovdyra gir konkurranse om viltet. For andre mennesker kan det være et stort problem at rovdyra gir en følelse av ubehag og usikkerhet når en ferdes i utmarka, eller virker direkte skremmende. At en ikke kan forutsi dyrenes oppførsel eller hvorvidt man vil støte på dem i nærområdet kan oppleves som ubehagelig og kan bidra til å redusere verdien av å bruke utmarka. At beslutninger som

påvirker lokalsamfunnet i så stor grad tas sentralt kan også virke provoserende og bidra til en følelse av avmakt.

For dette konfliktbildet finnes det i dag knapt noen kompensasjonsordninger eller konfliktdependende tiltak (men se kapittel 11 og Solberg m. fl. 2003 for en gjennomgang av avbøtende tiltak mht jaktutøvelse). Vi har på annet sted i denne rapporten (kapittel 7) sett på lokal medvirkning i forvaltningen som en mulig vei å gå, helst kombinert med andre tillitskapende tiltak. Men også en åpning for jakt på alle de fire artene må være et viktig virkemiddel for konfliktreduksjon i fremtidens rovdyrpolitikk. Her snakker vi ikke om særskilte skadefellingstillatelser i statlig regi, men om jakt som lokale jegere kan utøve. Det er imidlertid viktig å være klar over at Norge gjennom sin tilslutning til Bernkonvensjonen ikke har anledning til å åpne for ordinær jakt (kvote-/kvotefri jakt) på bjørn, ulv og jerv, men kun skademotiverte fellingsformer som lisensjakt og skadefelling. Lisensjakt kan imidlertid organiseres slik at den praktiske gjennomføringen ikke skiller seg vesentlig fra ordinære jaktformer, slik dagens lisensjakt på jerv er et eksempel på. Den svenske bjørnejakta, som av samme grunn er definert som *skyddsjakt*, er et annet godt eksempel på dette.

Fra undersøkelser i Østerdalen og Østfold (Krange & Skogen 2001, Skogen & Haaland 2001) og nå også fra Porsanger, Lierne, Lesja og Aurskog-Høland (Skogen m.fl. 2003) vet vi at det er et sterkt ønske i en rekke ulike grupper om å åpne for en viss beskatning av bjørn og ulv, i tillegg til den jakta som allerede drives på gaupe og jerv (Krange og Skogen, 2001, Skogen & Haaland, 2001, Skogen m.fl. 2003).

I den nyeste studien (Skogen m.fl. 2003) blir slike argumenter satt fram av veldig mange informanter. Tidligere var det lov til å jakte på rovdyra, noe som gjorde at de hadde en helt annet atferd enn det man ser i dag. Nå oppleves rovdyra som lite sky og til dels ubehagelig nærgående. Mange har også en klar oppfatning av at jakt vil gi lokalbefolkningen en følelse av å handle aktivt, mens de i dag er tvunget til å forholde seg passivt til en situasjon som ofte oppleves som problematisk. Jakt kan med andre ord bidra til å redusere den avmaktsfølelsen som mange ser ut til å føle i forhold til dagens rovviltforvaltning (se også Skogen & Haaland 2001, Skogen 2001, Krange & Skogen 2002). Og det ville ikke bare gjelde jegerne

⁸ I kapittel 2 i denne rapport gis en gjennomgang av de formelle forskjellene mellom ulike former for jakt og felling av rovdyr, og hvilket handlingsrom vi har i forhold til ulike fellingsregimer i henhold til norsk lovverk og tilslutning til Bernkonvensjonen.

selv. I de fleste rovviltområdene er jakt ikke bare en spesialinteresse, men en viktig del av lokal kultur og identitet.

Erfaringene med kvotejakt på gaupe tyder på at jakt kan bidra til å gjøre en art mindre kontroversiell, særlig i jegermiljøer, men også i andre grupper. I Hedmark har en sett at gaupejakta er blitt populær, samtidig som gaupa er lite i fokus som et problem – til tross for at sauetapene til gaupe periodevis er betydelige (Skogen & Krange 2001, Skogen 2002). Med forbehold om at de fire artene er svært forskjellige og at jakt må drives på ulikt vis, kan en tenke seg en tilsvarende utvikling for andre arter – inkludert ulv – på sikt. Det drives også lisensjakt på jerv, og i enkelte områder, for eksempel i Oppland, har interessen vært økende (Fylkesmannens miljøvernavdeling, pers. medd. 2002). Imidlertid har det ikke vært mulig for oss, innenfor de tidsrammene vi har hatt til rådighet, å framskaffe informasjon som kan si særlig mye konkret om denne jaktas konfliktdependente virkning. Lisensjakt på jerv er formelt begrunnet ut i fra behovet for å forhindre skade på beitedyr. Det er rimelig å anta at jegerens deltakelse i jakta i all fall delvis er motivert ut fra et ønske om å redusere tap av beitedyr, i tillegg til selve jaktopplevelsen. Muligheten til å felle hvert fall noen dyr kan dermed virke som en ventil som letter trykket på konfliktnivået ikke bare for jegerne, men også for husdyrbrukerne og kanskje andre grupper i berørte lokalsamfunn.

Det finnes lite i form av utredninger eller forskningsrapporter som omhandler effekten av ulike fellingsregimer på konfliktsituasjonen i Norge. En gjennomgang av vår kunnskap om dette temaet finnes også i kapittel 7 (medvirkende forvaltning, herunder rovviltnevnder). Konfliktdependente tiltak rettet mot jaktinteresser, som for eksempel ulvetelefonen, er omtalt i kapittel 11 (se også Brainerd & Bjerke 2002, Solberg m. fl. 2003). En rapport fra prosjektet "Leve med rovdyr" i Aurskog-Høland kommune framholder at ulvejakt i begrenset omfang, som utøves av lokale jegere, trolig vil virke konfliktdependente (Hemnes Jeger- og Fiskerforening 2002). NINA har også bedt sentrale aktører i jaktsammenheng (både rettighetshaver- og brukersiden) om å uttale seg om jaktrelaterte problemstillinger, herunder valg av fellingsregimer (se appendiks 2, og Solberg m. fl. 2003). Her er både grunneierretten og adgang til jakt sentrale temaer, i tillegg til konfliktdeping og utvikling av skyhet hos rovdyr, spesielt ulven. Vi henviser til appendiks 1 for et fullt innsyn i innspillene.

3.2.2 Internasjonale erfaringer

Dessverre er det gjort relativt lite forskning internasjonalt på om jakt på rovdyr kan bidra til å dempe konfliktene. En årsak til dette kan være at man så langt i Vest-Europa og USA ser ut til å ha ansett rovviltjakt som relativt kontroversielt, og dermed i utgangspunktet mer konfliktskapende enn konfliktdependente. Denne holdningen ser imidlertid ut til å være i ferd med å endre seg (Linnell, pers. medd. 2002), selv om en

har minimal forskningsbasert kunnskap om de samfunnsmessige effektene av rovviltjakt. Mye av ideen om at rovviltjakt kan virke konfliktdependente er basert på en type "common sense" tankegang, hvor det antas at jakt vil gjøre rovviltet mer sky og dermed mindre nærgående, i tillegg til at jakt vil kunne øke aksept for rovdyr blant grupper som vi vet ofte har et anstrengt forhold til dem.

En av få rapporter om jakt og konfliktreduksjon stammer fra vårt naboland Sverige, hvor det er gjort en undersøkelse av forholdet mellom jakt og aksept av bjørn. Her viser det seg at jegere ser overveiende positivt på bjørn som ressurs⁹, til tross for at denne arten står for en 10 % reduksjon i avkastningen i elgstammen i bjørnetette områder (se Swenson m. fl. 2001a). Forsker Henrik Andrén¹⁰ har rapportert om svenske erfaringer som tilsier at ulovlig felling av gaupe reduseres når det kan drives lovlig jakt.

Noen få undersøkelser er gjort i forhold til jakt på rovdyr i USA. En undersøkelse fra Utah ser på innbyggernes holdninger til bruk av jakt i forvaltningen av svartbjørn og puma (Teel m. fl. 2002). Forvaltningen av disse artene var kilde til debatt både i 80- og 90-åra. Mens noen grupper er i mot jakt og viser til hvordan det bidrar til økt dødelighet og fysiologisk stress i populasjonen mener andre at de store predatorer har en negativ innvirkning på kløviltpopulasjonene og at de er en trussel mot mennesker, husdyr og kvegfarmernes livsgrunnlag. Et annet viktig argument for jakt er selvsagt det at mange synes det er en meningsfylt fritidsbeskjeftigelse. Undersøkelsene fra Utah viser at innbyggere i rurale strøk er mer positive i forhold til bruk av tradisjonelle forvaltningsmetoder som for eksempel jakt, mens de i urbane strøk var mer skeptiske. Kjønn var også et viktig aspekt her, kvinner ser ut til å ville verne dyr mer fra lidelse, mens menn er klart mer positive til tradisjonelle utmarksaktiviteter som jakt. Folk med lavere utdanning er mer positive til jakt enn de som har høyere utdanning. Jegere og fiskere er også mer positive til jakt som forvaltningsgrep enn det for eksempel naturfotografer o.l. er.

I USA har man reetablert en ulvebestand i de nordlige Rocky Mountains, dvs. i statene Wyoming, Idaho og Montana. For hver av disse statene er det utarbeidet en forvaltningsplan for ulv. Et av fellestrekkene i disse forvaltningsplanene er at ulv etter hvert som bestanden øker skal fjernes fra listen over truede arter. Når arten ikke lenger står på en slik liste vil forvaltningsansvar overføres til den enkelte delstat, og denne har da ansvar for å opprettholde og forvalte bestanden. Et krav for å fjerne ulv fra denne listen er at det er 30 ynglende par fordelt over de tre statene. I forvaltningsplanene påpekes det at det skal åpnes for jakt på ulv dersom flokken overskrider et antall på 15 i hver stat. Dette er for å unngå eventuelle konflikter mellom rovvilt og husdyr og menneske-rovvilt. Hvordan en slik jakt skal foregå er imidlertid ikke detaljert beskrevet. I forkant av at det åpnes for eventuell jakt skal et slikt forslag sendes på høring, og tillatelse til jakt vil bli gitt på

9 "Enkät om frågor kring de stora rovdjuren i Dalarna" – Dalarnas Jaktvårdsförbund (1996), Rolf Brittas, pers. medd.

10 Foredrag Vargosymposiet Vålådalen, Sverige, mars 2002

biologisk grunnlag (Montana wolf conservation and management planning document, 2002). I forhold til jakt har Wyoming en litt annen forvaltningspolitikk enn de øvrige delstatene gjennom at man ønsker en inndeling i såkalte villmarkssoner hvor det etter hvert skal åpnes for troféjakt på ulv. Kvoter vil bli årlig fastsatt, og sesongen avsluttes når man har skutt fastsatt kvote. Når ulv fjernes fra listen over truede arter vil forvaltningen også etter hvert anbefale at ulv inngår på listen over dyr som kan avlives dersom husdyreier tar dyret i å utøve skade på husdyr. I områder hvor det skal tillates troféjakt på ulv, og hvor en derfor må akseptere en viss bestand, vil husdyreiere bli tilbudt kompensasjon for tapte dyr (Wyoming gray wolf management plan, draft, 2002).

I mange europeiske land, særlig i Øst-Europa, har det tradisjonelt foregått jakt på rovvilt gjennom alle tider. Salvatori m.fl. (2002) ser på jegeres rolle i forvaltningen av bjørn, gaupe og ulv i Karpatene, og sammenligner blant annet situasjonen i Polen, Slovakia, Ukraina og Romania. De peker på at samspillet mellom jeger og rovvildt har lang tradisjon i alle land. Hvert land har inndeling i såkalte jaktforvaltningsenheter. Styring av slike enheter foregår gjennom ikke-statlige forvaltningsorganer, og jakttillatelse utdeles gjennom disse. Det finnes ulike tillatelse for troféjakt og for vanlig jakt. Vanlige jakttillatelse må kjøpes i alle land med unntak av Polen. Jaktkvoter fastsettes årlig basert på bestandsestimater gjort av forvaltningsenheten. Alle de fire landene har underskrevet Bern-konvensjonen, men lovgivningen som berører store rovvildt har lokale tilpasninger.

I Romania har man av historiske årsaker en svært høy bjørnepopulasjon, noe som har medført at troféjakt på bjørn nå er tillatt. Bjørnejakt er forbudt i Polen og Ukraina, mens det kan søkes om fellingstillatelse for bjørn fra miljøverndepartementet i Slovakia. Her er det først og fremst skadedyr som tas ut. Gaupa er fredet i Slovakia, mens det drives noe jakt på den i Polen og Ukraina, selv om den ikke er noen stor trussel mot husdyr. Derimot kan gaupe være en trussel mot for eksempel hjortebestanden og dette er en årsak til at det av og til søkes om fellingstillatelse på gaupe. Ulv er en jaktbar art i alle disse landene med unntak av Polen. I Slovakia er det jakt på ulv fra 1. november til 15. januar, mens i Ukraina er det ingen restriksjoner på ulvejakt. I Romania jaktes det bare på spesielle "problemdyr". Ulvens skade på husdyr sies å være betydelig, selv om man ikke har noen tall på hvor store tap det er snakk om. I følge Salvatori m.fl. (2002) har den strenge reguleringen av jaktaktiviteter, gjennom for eksempel jaktlisens og kvoter, gitt muligheter for en langsiktig forvaltning av de store rovvildt i Karpatene. Men samtidig pekes det også på mangelfull forskning rundt denne type forvaltningsverktøy, og det sies lite om hvorvidt jakt ser ut til å fungere konfliktdempende i forholdet mellom menneske og rovvildt.

Fordi europeisk forskningslitteratur sier lite om rovviltjaktens mulige konfliktdempende virkning, ble det i forbindelse med

denne utredningen sendt ut en enkel e-postforespørsel til forskere og forvaltere i Estland, Latvia, Romania, Slovakia, Slovenia, Spania og Italia. Her spurte vi blant annet om jakt på rovvilt ser ut til å redusere noen av konfliktene, om det pågår en offentlig debatt rundt bruk av jakt som konfliktreduserende middel, hvilke rovvildt som eventuelt blir jaktet på og hvordan reguleringen har foregått. En slik undersøkelse er naturligvis av svært uformell karakter og resultatene er ikke for forskningsresultater å regne. Det er også viktig å huske på at samtlige informanter er biologer og viltforvaltere som ikke kan ha oversikt over alt som rører seg av holdninger til rovviltjakt i de respektive land. Rundspørringen kan likevel bidra til å belyse hvordan situasjonen oppleves av våre forsknings- og forvaltningskollegaer i Europa, og gi en indikasjon på hvordan (om) jakt på rovvildt foregår og hvorvidt dette ser ut til å ha en konfliktdempende virkning.

Estland har bestander av ulv, bjørn og gaupe, og det har alltid vært tillatt med jakt på store rovvildt. Bjørne- og gaupejakt har likevel foregått på lisens (special permit) siden det her er snakk om storvilt. Bjørn var fredet frem til 1982, fra da av antok man at bestanden var stor nok til å tillate jakt. Bjørn jaktes i perioden 1. august til 31. oktober, mens gaupa jaktes mellom 1. november og 28. februar. Ulvejakt har så langt vært lovlig året rundt, men fra 2002 er også denne jakten periode- og kvoteregulert. I 2002 hadde man en kvote på 40 dyr. I følge EUs habitatdirektiv skal alle store rovvildt vernes, men i Estland har man fått unntak for ulv og gaupe og bjørnejakt kan fortsette under de samme forutsetningene som den svenske bjørnejakten (såkalt "skydds jakt": Peep Mannil, pers. medd.). Når det gjelder tap av husdyr til rovvilt er det dårlig med statistikk på dette i Estland, men man gjør et poeng av at husdyra aldri får gå uten gjeting, slik den gjør i Norge.

Når det gjelder rovviltkonflikter i Estland sies disse å dreie seg om konkurranse om viltet mellom jegere og ulv/gaupe. Den klassiske ulv/primærnæringskonflikten er også tydelig, selv om bufetapet er beskjedent etter norsk målestokk. At jakt er et akseptert middel for å redusere rovviltkonflikter hersker det liten tvil om, og det henger blant annet sammen med at det er svært lange tradisjoner for jakt.

I Latvia sies det å være få konflikter mellom rovvildt og husdyr, mens det er noen konflikter mellom jegere og rovvildt over småvilt. Jakt på ulv og gaupe er lovlig, ulvejakt pågår året rundt, mens det bare åpnes for jakt på gaupe vinterstid. Men kvote- og sesongjakt vil bli aktuelt for begge arter på grunn av EUs regelverk. Det sies ingenting om hvorvidt jakten synes å ha fungert konfliktdempende.

Fra Spania hvor det finnes iberisk gaupe¹¹, bjørn og ulv ble det rapportert om at den iberiske gaupa ikke forårsaker konflikter i det hele tatt. Bjørn er vernet i Spania og har ikke vært jaktet på siden 1965. Når det gjelder ulv er bestanden økende, og forvaltning av ulv er kontroversiell på grunn av skade på husdyr. Tap av hund er ikke et problem, derimot er ulvens

11 Den iberiske gaupe, *Lynx pardinus*, er en svært truet art i følge IUCN, og det finnes <600 dyr i hele Spania og Portugal (http://www.iucn.org/themes/ssc/redlist2002/rl_news.htm).

predasjon på småviltbestandene sett som problematisk. Ulvejakt er lovlig, med unntak av i tre områder. Jakttid er fra oktober til januar/februar, og kvotene settes av de regionale myndigheter. Generelt mener man at jakt fungerer konflikt-dempende, men man har ikke undersøkt dette vitenskapelig.

Fra Italia rapporteres det kort at alle store rovdyr er vernet, men konflikter er likevel til stede. Til tross for dette sies det å være sterk motstand i opinionen mot jakt på rovdyr.

I Slovakia finnes det bestander av bjørn, ulv og gaupe, og i begynnelsen av forrige århundre ble disse jaktet så mye på at man fryktet at de skulle bli utryddet. Bjørn ble derfor vernet i 1933, men i 1968 ble det igjen gitt enkelte fellingstillatelser. Bjørnestammen er i dag i sterk vekst. Når det gjelder gaupe og ulv var det åpen jakt på disse frem til 1975, da det ble innført nye regler om beskyttelse i perioden 1. mars til 15. september. De fleste jegere sies å overholde denne regelen, og jakten sies å kunne fungere konflikt-dempende dersom det er klare regler for jaktmetoder og tidsrom for jakt. Dagens ulvejakt strekker seg fra 1. november til 15. januar, mens gaupa er fredet. Ved klager på "problemdyr", for eksempel ulv som gjentatte ganger angriper husdyr, kan det gis fellingstillatelser utenom jaksesongen. Det sies også å foregå en del illegal jakt på begge disse artene. Fellingstillatelse for bjørn gis av miljøverndepartementet eller landbruksdepartementet og er først og fremst for å ta ut skadedyr. Når det gjelder forholdet til rovdyra er det først og fremst ulven som representerer et problem, mens gaupe og bjørn er stort sett akseptert.

Fra Slovenia rapporteres det om problemer med både ulv og bjørn i forhold til mennesker og til sauehold. Gaupa blir sett på som et mindre problem enn de to øvrige artene. I løpet av de siste ti årene har sauebestanden i Slovenia økt opp i mot ca 100 000, og svært mange av disse beiter i områder med store rovdyr som bjørn eller ulv. Sauene gjetes som regel ikke, og dermed har bøndene liten mulighet for å beskytte dem mot rovdyrangrep. Både bjørne- og ulvebestanden har også vært økende. Såkalte "problemindivider" innen bjørnebestanden kan felles, mens ulv har vært helt vernet siden 1993. Men nå som ulvebestanden er i vekst og problemet med angrep på husdyr også er økende, kan det slovenske miljøverndepartementet utstede fellingstillatelser. Dette sies å ha blitt godt mottatt blant både bønder og jegere.

3.3 Konklusjoner

Oppsummeringsvis kan vi si at det finnes indikasjoner på at jakt på rovdyr fungerer konflikt-dempende i forhold til gaupe, og at det er gode grunner til å anta at det samme vil være tilfelle for de rovviltartene som det i dag ikke jaktes på. Med alle mulige forbehold om et svakt datagrunnlag, ser det for oss ut til at slike mekanismer også gjør seg gjeldende i andre land, og kanskje særlig i Øst-Europa og i Sverige. Dette peker i retning av at en langsommere takt i oppbyggingen av norske rovviltbestander kan være å foretrekke, dersom det kan åpnes for jakt i et moderat omfang – såfremt dette ikke er altfor risikabelt rent biologisk. På bakgrunn av den tilsynelatende lave effektiviteten i dagens særskilte skadefellinger, og stor usikkerhet knyttet til uttak av bestemte skadegjørende individer, kunne en også tenke seg at en del av denne aktiviteten kunne erstattes av for eksempel lisensjakt. En må selvsagt være klar over at dette kan åpne for "omvendte" konflikter, ved at naturverngrupperinger og mange i allmennheten kan oppleve igangsetting av jakt på svake bestander som provoserende. Vår vurdering er imidlertid at denne belastningen vil være mindre, sett fra et forvaltningssynspunkt, enn den belastningen som utgjøres av sviktende legitimitet og vanskelige samarbeidsforhold i de områdene der befolkningen er berørt av store rovdyr. I disse områdene står forvaltningen også overfor en rekke andre utfordringer i avveiningen mellom vern og ressursutnyttelse, og en lokalbefolkning som ikke er direkte fiendtlig innstilt må være et stort aktivum i den forbindelse.

Det foreligger som tidligere nevnt lite forskningslitteratur på temaet jakt og konflikt-demping, og når det gjelder lisensjakt på jerv og kvote-/kvotefri jakt på gaupe her hjemme er det foreløpig ikke gjort noen konkrete undersøkelser på hvorvidt man fra lokalt hold opplever dette som konfliktreduserende. Det er derfor et behov for å se nærmere på dette forholdet, i tillegg til en større og mer omfattende kartlegging av det som finnes av erfaringer innen rovviltforskning og -forvaltning i inn- og utland når det gjelder bruk av lisensjakt, kvotejakt og skadefelling. Etablering av fora for utveksling av erfaringer, der også ressurspersoner utenfor forskning og forvaltning trekkes inn, kan også være nyttig.

4 Effekter av uttak av jerv og gaupe i reduserte tap av sau og tamrein i Troms

Arild Landa¹², Jarle Tufto¹³ & Roy Andersen¹²

¹² Norsk Institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

¹³ Matematiske fag, Institutt for informasjonsteknologi, matematikk og elektronikk, Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet (NTNU), 7491 Trondheim.

4.1 Innledning

Bant de store rovdyrene er det gaupe og jerv som i dag er mest utbredt i Norge. Det er jerven som fører til de største erstatningsutbetalingene for både for sau og tamrein, mens gaupa er en god nr to. Gaupa var nesten utryddet i Norge for 50 år siden, men først fra 1982 og senere ble det innført ulike former for jaktrestriksjoner. I 1992 ble gaupa totalfredet i Sør-Norge. Disse beskyttelsestiltakene og en samtidig økning i rådyrets antall og utbredelse var trolig hovedgrunnene til at gaupa økte bemerkelsesverdig både i utbredelse og antall fram mot midten av 1990-tallet. Også jerven var sterkt redusert i antall og utbredelse som følge av intens forfølgelse. Den var funksjonelt utryddet fra Sør-Norge på slutten av 1960-tallet, men overlevde i de mest avsides fjellområdene langs grensa mellom Norge og Sverige (Landa m. fl. 1997, Landa 1997). Etter at jerven ble fredet i 1973 i Sør-Norge og siden 1982 i hele landet, har den økt i utbredelse og antall (Landa m. fl. 2001).

Både jerv og gaupe dreper tamrein gjennom hele året i Nord Norge, mens sau er utsatt for tap mens den er på sommerbeite (Landa m. fl. 1999, Odden m. fl. 2002). Det er flest sau i Sør-Norge og det er også her at tapene til jerv og gaupe er størst. I takt med økte bestander har det vært en økende konflikt mellom bevaring av jerv og gaupe og utviklingen av tamrein- og saueneeringen. Det mest brukte tiltaket har vært ekstraordinære fellingstillatelser og forskjellige former for jakt på jerv og gaupe. Helt siden fredningen er det utstedt dispensasjoner fra fredningsbestemmelsene til å avlive både jerv og gaupe i områder med høye tap av tamrein og sau. I tillegg ble det i 1994 innført kvotejakt på gaupe i hele landet. Av samme grunn ble det innført lisensjakt på jerv i Nordland og Troms fylker i 1993, i Finnmark i 1997 og fra 1998 i Sør-Norge. For begge arter har det siden 1997 pågått ett forsøk med lokal og regional forvaltning.

Det er vist at jerv og gaupe utnytter mange typer byttedyr og jerv lagrer mat for senere bruk. Ut fra dette kan en også forvente at skader på tamrein og husdyr varierer både med antall rovdyr og antall husdyr på beite. Dersom antall husdyr er konstant og en reduserer antall rovdyr skal en dermed kunne forvente reduksjon i tapene. I Snøhettaområdet viste Landa og medarbeidere (1999) at uttak av jerv lokalt reduserte tapene det samme året som uttakene skjedde. Men effekten avtok raskt, sannsynligvis fordi det hurtig kom nye jerver inn i området. Det er også vist at i forhold til jerv så er det lammene som er mest utsatte for å bli drept. Det samme gjelder for gaupe, men gaupa dreper flere voksne søyer enn

jerv. I et område der gaupe og jerv finnes sammen er det rimelig å anta at det forekommer ulike former for samspill mellom de to artene. Spesielt gjelder dette jerven som er kjent for å utnytte rester av byttedyr som er drept av andre rovdyr, som for eksempel etter gaupe. Dersom dette er tilfelle skal en kunne forvente at tapet til jerv skal være mindre i et område hvor det også finnes gauper enn på steder hvor det kun finnes jerv.

I denne rapporten har vi sett på effekter i reduserte tap på tamrein og sau som følge av avgang av jerv og gaupe i Troms fylke. Rapporten er basert på registrert avgang av jerv og gaupe i perioden 1992 – 2002 og oppgitte tall for beitedyr og tap samt offentlige erstatninger i den samme perioden.

4.2 Studieområde og materiale

4.2.1 Rovdyr

I Troms fylke er antallet jerv beregnet til å være minimum 73 ±13 (SE) individer ett år og eldre. Bestanden av gaupe ble i 1997 beregnet til å være ca 60 individer basert på familiegrupper og ble av Kvam (1997) antatt å være stabil i området. Siden 1996 er det årlig registrert mellom 7 og 4 familiegrupper av gaupe i Troms. Seinere er metoden for beregning av gaupebestanden revidert. Avstandsregler for gyldige observasjoner og periode for registrering av familiegrupper er endret. Det samme gjelder metoden for beregning gaupebestanden (Andrén m. fl. 2002) og hver familiegruppe er nå beregnet å tilsvare ca 6 individer. Dette gir ca 35 gauper som er en vesentlig lavere bestand for Troms enn tidligere antatt. Registrert aktive ynglinger av jerv og familiegrupper av gaupe samt registrert menneskeskapt avgang av rovdyr for Troms er vist i Tabell 1.

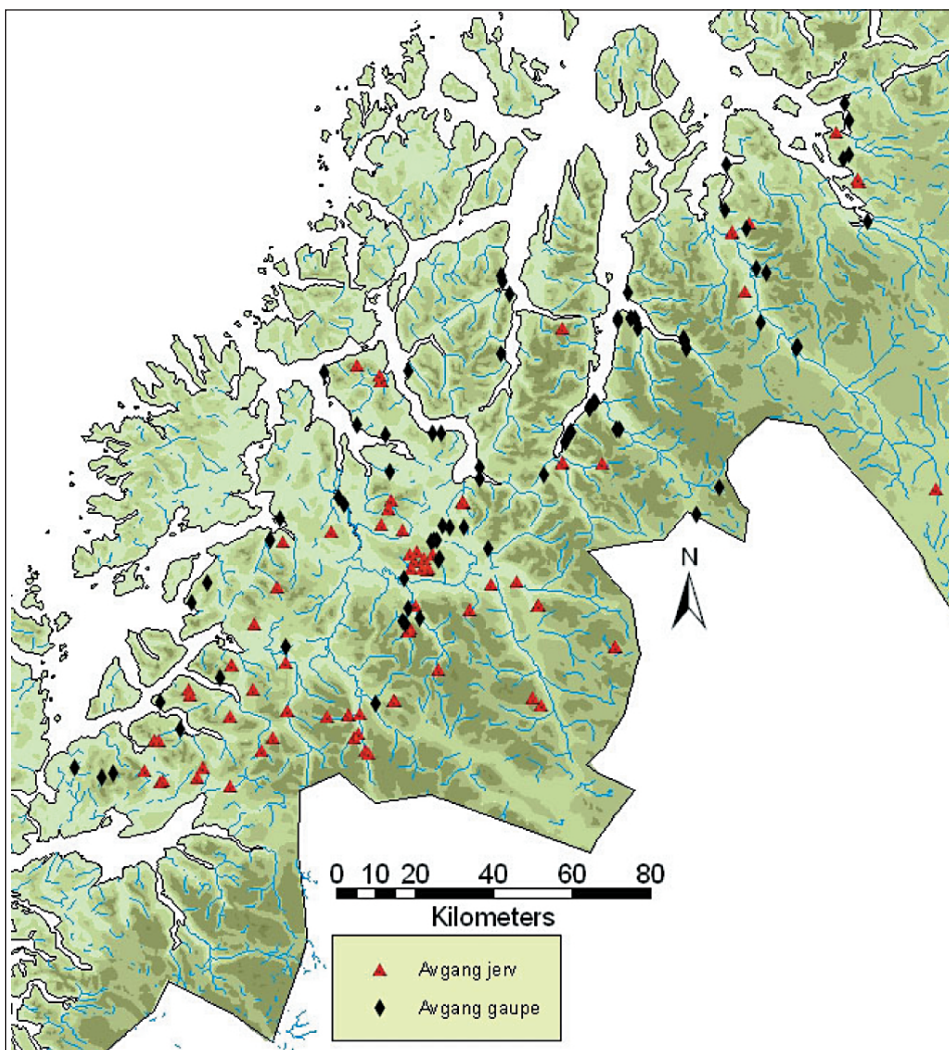
I Troms finnes også både bjørn og kongeørn, men disse har generelt mindre betydning i tapssammenheng og er ikke med i denne undersøkelsen. Den geografiske fordelingen av den registrerte avgangen av jerv og gaupe er vist i Figur 1.

Tabell 1.

Registrerte familiegrupper og avgang hos gaupe og jerv i Troms fylke i perioden 1992 til 2001. Registrert naturlig avgang er ikke medtatt. - Documented family groups and mortality of lynx and wolverines in Troms county during 1992-2002. Documented natural mortality is not included

År	Familie- gruppe jerv / Wolverine family group	Familie- gruppe gaupe/ Lynx family group	Avgang jerv / Wolve- rine mortal.	Avgang gaupe/ Lynx mortal.
Year				
1992			1	3
1993	7		0	9
1994	16		9	15
1995	13		9	13
1996	10	4	8	7
1997	6	6,5	18	4
1998	10	5,5	5	11
1999	9	5	4	0
2000	15	4,5	8	10
2001	7	5,5	20	12

* For avgang jerv og gaupe er året delt inn i henhold til beitesesongen for sau og gjelder fra 1. juni til 31. mai året etter. Avgangen i denne perioden har betydning for påfølgende beitesesong og føres som avgang dette året. - Mortality figures for wolverine and lynx are presented relative to the grazing season and are for the period 1 June through to 31 May the following year. Mortality during this period has significance for the following grazing season and is included as mortality for that year

**Figur 1.**

Avgang jerv og gaupe i perioden fra og med jaktåret 1992 til og med jaktåret 2000. Naturlig avgang er ikke med. - Locations of wolverines (triangles) and lynx (diamonds) killed during the 1992-2000 hunting seasons. Natural mortality is not included.

4.2.2 Sau

I Troms er det flest sauer på beite i de vestlige delene av fylket hvor de beiter fritt i sommermånedene fra begynnelsen av juni til de blir samlet i midten av september. Vi samlet informasjon om antall sauer og lam sluppet på beite og hvor mange som ble søkt erstattet som drept av de ulike rovdyr samt hvor mange som ble erstattet. Antall sauer på beite og tap var tilgjengelig via organisert beitebruk. Den enkelte besetnings tilhørighet til ulike beiteområder ble funnet ved direkte kontakt med hvert enkelt beitelag. Tall fra besetninger som ikke var registrert gjennom organisert beitebruk ble lagt til i områder med lav deltakelse i organisert beitebruk med grunnlag i erstatningssøknader til Fylkesmannen. Det er disse tallene som er grunnlaget for sammenstillingen her. Sau på beite ble fordelt i 42 forskjellige beiteområder på bakgrunn av naturlige geografiske avgrensinger og disse er vist i Figur. 2. Utviklingen i sau på beite og antall tapt og erstattet er vist i Tabell 2.

Det totale antall sau på fastlandet i Troms – registrert via organisert beitebruk og øvrige besetninger brukt i denne sammenstillingen, har gjennomsnittlig vært 77064 sauer i perioden 1992 – 2001. Siden 1996 er det i søknadene om erstatning vært skilt på skadevoldende rovdyr og etter dette er det gjennomsnittlig blitt søkt om erstatning for 2311 sauer som drept av jerv, 1752 av gaupe, 126 drept av bjørn og 250 av kongeørn. Via organisert beitebruk og søknader om erstatning er antall sau sluppet på beite i samme periode

stabil mens det gjennomsnittlige antallet søkt erstattet som rovdyrdrept har vært 5.7 %.

Dokumentasjon for tap av sau og tamrein til jerv og gaupe i Troms er registrert via Fylkesmannen fram til 1.september 2001 og senere av Statens Naturoppsyn (SNO). Dokumenterte tap til rovdyr finnes tilbake til 1994 i en nasjonal database (Rovbasen) hos Direktoratet for Naturforvaltning. Av kadaver registrert i Rovbasen for Troms i den aktuelle perioden utgjorde undersøkte sauer konstatert drept av jerv eller gaupe ca. 40%. Fra 1996 til 2001 utgjorde disse gjennomsnittlig 5,6 % av erstattede som jervdrept og 5,0% som gaupedrept.

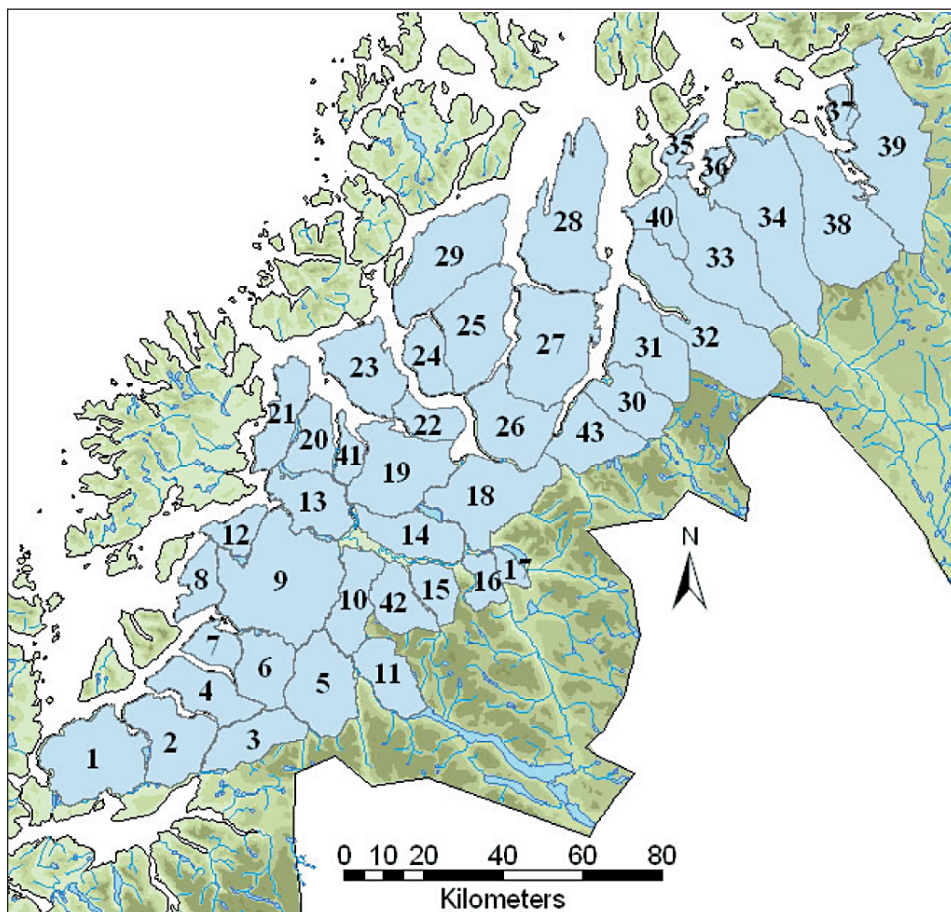
4.2.3 Tamrein

Informasjon om reinbeiteområder, antall rein på beite og tap til jerv og gaupe ble hentet fra Reindriftsforvaltningen. Rein på beite er inndelt i fem distrikter (se Figur. 3) og utviklingen i reinantallet, antall tapt og erstattet er vist i Tabell 3. Landa og medarbeidere (2001) viste i en tapsundersøkelse av tamrein i Hjertind området (1997-99) at ca. 75% av tapet skyldtes fredet rovdyr. Generelt blir ca. 5,0% av tapte tamrein i Troms funnet, undersøkt og registrert i Rovbasen. Av disse er 19,2% dokumentert eller antatt drept av jerv og 33,2% drept av gaupe.

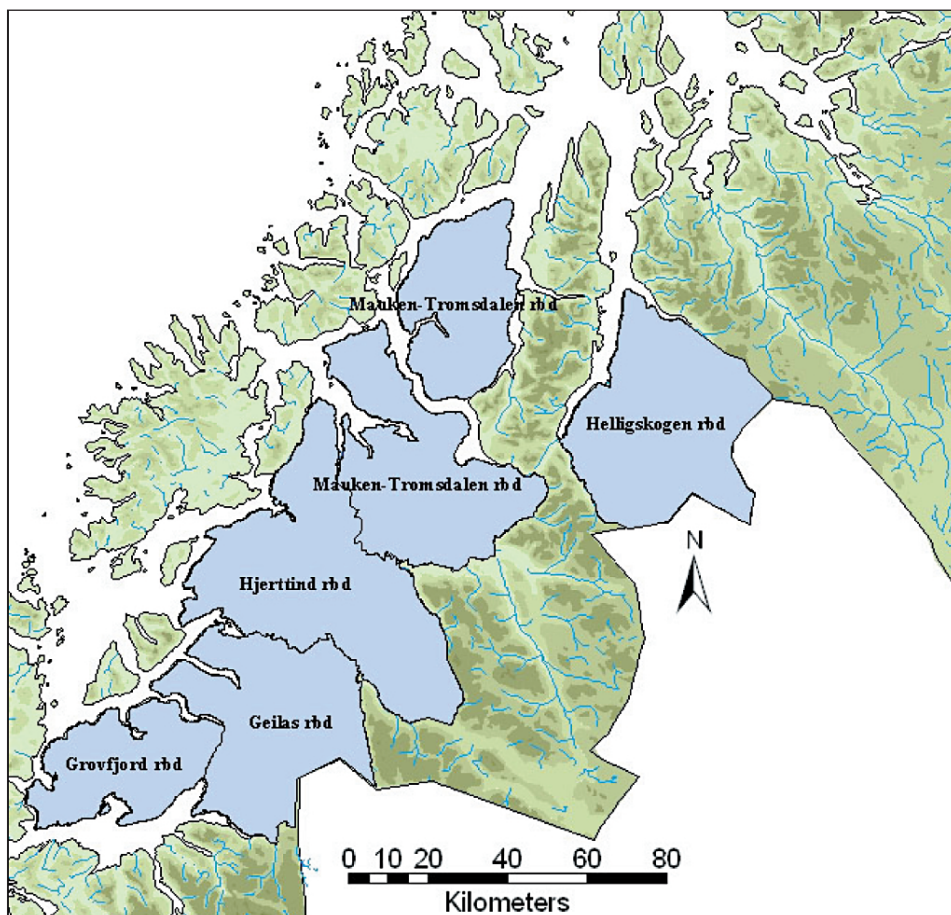
Tabell 2.

Beite og tapstall brukt i undersøkelsen. Antall sau og lam sluppet på beite, antall tapt på beite, antall søkt erstatning for og antall dyr erstattet på fastlandet i Troms hvor jerv og gaupe er skadevoldere.-The number and grazing and depredated sheep used in this study. - The number of sheep and lambs released on the open range, the number lost during the grazing season, the number for which compensation was sought, and the number of animals replaced on the mainland in Troms county where wolverines and lynx were depredators

År/ Year	Sluppet på beite/ Released on the open range			Antall søkt erstattet/ The number for which compensation was sought			Antall erstattet/ The number compensated		
	Sau/ Sheep	Lam/ Lamb	Sau +lam/ Sheep +lamb	Sau/ Sheep	Lam/ Lamb	Sau +lam/ Sheep +lamb	Sau/ Sheep	Lam/ lam/	Sau +lam/ Sheep +lamb
1992	28329	40703	69024	614	2714	3328	235	1765	2000
1993	30292	43837	74129	617	2832	3449	276	1860	2136
1994	31693	46060	77750	769	3925	4694	351	2782	3133
1995	32509	47990	80502	712	3032	3744	400	2062	2462
1996	31745	46242	77866	856	3729	4585	438	2314	2752
1997	32394	47889	80277	1024	3798	4822	388	2178	2566
1998	31615	47800	79416	690	3446	4136	287	1915	2202
1999	30862	46663	77546	775	4264	5039	373	2775	3148
2000	31172	45377	76433	906	4567	5473	457	2986	3443
2001	30915	47047	77697	770	4154	4924	340	2663	3003



Figur 2.
Beiteområdene for sau på fastlandet i Troms. I analysene ble områdene 22 og 23 slått sammen. - Grazing areas for sheep on the mainland of Troms county. In the analyses, areas 22 and 23 are combined.



Figur 3.
De fem reinbeitedistriktene på fastlandet i Troms som inngår i undersøkelsen. -The five reindeer grazing districts on the mainland of Troms county that are included in this study.

Tabell 3.

Antall tamrein og fødte kalver på beite og antall oppgitt tapt på beite i forbindelse med reinbeitedistriktene på fastlandet i Troms. Antall dyr søkt erstatning for og antall dyr erstattet gjelder alle reinbeitedistriktene i Troms, men erstatningene går hovedsakelig til de 5 fastlandsdistriktene (86,4% i 2001/02). Alle tall hentet fra resursregnskapet for reindriften.- The number of semi-domesticated reindeer and calves born on the grazing range and the number declared as lost on the grazing range in reindeer grazing districts on the mainland in Troms county. The number of reindeer for which compensation was sought and the number for which compensation was granted includes all reindeer grazing districts in Troms county, while compensation payments went primarily to the 5 mainland districts (86.4% in 2001/02).

År/ Year	Reintall/ Number of reindeer ¹	Oppgitt tapt på beite/ Declared lost on the range		Søkt om erstatning/ Applied for compensated	Erstattet/ Compensated		
		Kalv / Calf	Voksne / Adult		Kalv/ Calf	Voksne/ Adult	Sum/ Total
1992/93	6684	1093	2073				195
1993/94	4842	524	767				221
1994/95	4977	796	654				436
1995/96	4941	915	788				613
1996/97	4878	1310	999	2334			1098
1997/98	4825	816 ²	868	2183	285	763	1048
1998/99	4913	1180	729	2345	254	817	1071
1999/00	4922	985 ²	700	2235	374	966	1350
2000/01	5371	1339	860	2702	525	986	1511
2001/02	5684	1230	960	2751	446	1069	1515

¹ For årgangene 1994/95 til 2000/2001 er oppgitte reintall korrigerte. Øvrige reintall er ikke korrigert. - The values given for the years 1994/95 through 2000/01 are corrected. The other values are not corrected.

² Mangler data fra et distrikt. - Missing data for one district.

Tamrein i Troms er fordelt på 5 distrikter. I perioden 1992/93 – 2001/02 har gjennomsnittlig antall tamrein vært 5204 dyr. Tabell 3 viser den årlige variasjonen i antall og tap til jerv og gaupe. I samme periode har avgangen av rovdyr (jerv og gaupe) vært totalt på 82 jerver og 84 gauper (se Tabell 1, Figur. 1).

gaupe i forhold til avgang og tap av tamrein og sau for Troms samlet. Antallet jerv og gaupe baserte seg på registrerte familiegrupper av gaupe og antall ynglinger av jerv.

4.3 Metoder

Vi konstruerte en modell som beregnet forventet tap og sammenlignet dette med faktiske tap beitesesongen etter uttak av henholdsvis jerv og gaupe og effekt av uttak av de to rovdyrartene samlet. En detaljert framstilling av metoden er vist i Appendiks 3.

Vi vurderte rovdyravgang i forhold til antallet av sau og lam søkt erstattet samt antallet som var erstattet. Antallet tamrein og sau erstattet som følge av rovdyrskade er vurdert ut fra dokumentasjon for skadevolder og med fratrekk av et forventet "normaltap" uten rovdyr i området.

Vi undersøkte også sammenhengen mellom antallet av jerv og

4.4 Resultater og diskusjon

Det viste seg vanskelig å finne noen sammenhenger mellom avgangen av jerv og gaupe og reduksjon i tap av sau den påfølgende beitesesong verken som resultat av avgang av både gaupe og jerv samlet innen de enkelte år, eller for jerv og gaupe separat. Det samme gjaldt for tamrein. Dette betyr nødvendigvis ikke at det ikke kan ha vært lokale effekter, men i datagrunnlaget som var tilgjengelig for vår undersøkelse er det ikke mulig å påvise noen klare effekter. Tvert imot kan det se ut til at tapet av lam faktisk øker etter uttak av gaupe men dette var heller ikke statistisk signifikant og må tolkes som en tilfeldighet. En mulig forklaring kunne være at jerven dreper flere lam som en effekt av at det blir færre gauper og dermed også færre rester av byttedyr som den kan utnytte. Imidlertid er kunnskapen om sammenhenger mellom jerv og gaupe dårlig kjent og det er i tillegg såpass mye "støy" i datagrunnlaget at disse resultatene ikke gir grunnlag til å spekulere i slike sammenhenger. Økningene i tapet som ble funnet i forbindelse med uttak av jerv og gaupe kan skyldes tilfeldigheter som følge av feil eller "støy" i datagrunnlaget.

Hos både jerv og gaupe er det vist at de under spesielle snøforhold kan drepe langt flere tamrein enn de kan utnytte. Det samme er vist for sau på sommerbeite (Kvam 1997, Landa m. fl. 1997, Andrén m. fl. 2002, Odden m. fl. 2002). Tapstallene kan derfor være såpass store og variable at de kamuflerer underliggende sammenhenger. Det var heller ingen sammenhenger når vi sammenlignet antall registrerte familiegrupper av gaupe og taps- og erstatningstall for sau og tamrein. Det samme var tilfelle for antall registrerte jervehi og respektive tapstall. For sau i Troms har det vært en økning i tapstallene for sau gjennom de senere årene, mens antallet sau på beite har vært noenlunde konstant. Tapet av tamrein har derimot vært noenlunde konstant, mens antallet erstattet har øket dramatisk. Økte erstatninger til tamrein har sammenheng med omlegningen av erstatningssystemet for tamrein i 1996 samt at tapsundersøkelser på tamrein i Troms har vist at gaupe og jerv kan være vesentlige skadevoldere (Landa m. fl. 2001a).

5 Tap av sau til jerv: Betydning av familiegrupper og effekten av uttak.

Arild Landa¹⁴, Roy Andersen¹⁴, Jarle Tufto¹⁵, Birgitte Grov¹⁴ & Roel May¹⁴

¹⁴ Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

¹⁵ Matematiske fag, Institutt for informasjonsteknologi, matematikk og elektronikk, Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet (NTNU), 7491 Trondheim.

5.1 Innledning

Etter at jerven ble fredet i 1973 i Sør-Norge og 1982 i Nord-Norge har innmeldte tap av sau til jerv økt dramatisk. I løpet av de siste årene har det offentlige årlig erstattet mer enn 13.000 sauer, flesteparten lam, som jervdrepte. Dette er nesten like mange som antallet erstattet til ulv, bjørn, gaupe og kongeørn til sammen.

Høye tap til jerv har i noen tilfeller vist seg å kunne knyttes til områder hvor det samtidig er registrert yngling av jerv (Landa m. fl. 1998a, Landa m. fl. 1999). Det har blitt spekulert i at høye tap først og fremst skyldes tisper med ungekull, eller at det er de oppvoksende valpene som dreper mange lam som et ledd i læringen til å bli selvstendige individer.

I et forsøk på å redusere tap av sau forvoldt av jerv har forvaltningen i løpet av de senere årene gitt tillatelser til uttak av tisper og valper tre steder i Nord-Norge og fire steder i Sør-Norge. I tillegg til disse er det gjennomført to hiuttak i områder med tamreinsdrift i Finnmark. Disse tiltakene har vært kontroversielle og mange har etterlyst den vitenskapelige dokumentasjon for hvorvidt disse uttakene har resultert i reduserte tap eller ikke. Vi har undersøkt om tapene reduseres etter uttak av tisper og/eller valpekull. Vi har også studert tap av sau til jerv, områdebruken til tisper og valper og i hvilken grad de er involvert i tap i områder med sau på beite.

5.2 Metoder

5.2.1 Hiuttak

Systematisk hiletning og registrering er utført siden 1992 i de tre nordligste fylkene (Nordland, Troms og Finnmark). I Sør-Norge har det pågått registrering av ynglinger helt tilbake til 1979 i forbindelse med at jerven kom tilbake til Snøhetta-området. I 2001 ble det opprettet et nasjonalt overvåkningsprogram der SNO organiserer systematisk hiletning og kontroll etter en bestemt protokoll, mens databasen blir organisert av NINA. På denne måten var det mulig å finne en oversikt over registrerte ynglinger i alle områder med uttak av hele familiegrupper eller valper.

Den enkelte besetningens tilhørighet, antall sau på beite, tapsdata og avgrensning av beiteområder i forhold til hvor det er tatt ut tisper ble funnet ved direkte kontakt med hvert enkelt beitelag eller kommune. Vi samlet informasjon om

antall sauer og lam på beite og hvor mange som ble tapt.

Dokumentasjon for tap av sau til jerv innen de enkelte områder er registrert via Fylkesmannen fram til september 2001 og deretter av Statens Naturoppsyn (SNO). Dokumenterte tap til rovdyr finnes tilbake til 1994 i en nasjonal database (Rovbasen), Direktoratet for Naturforvaltning.

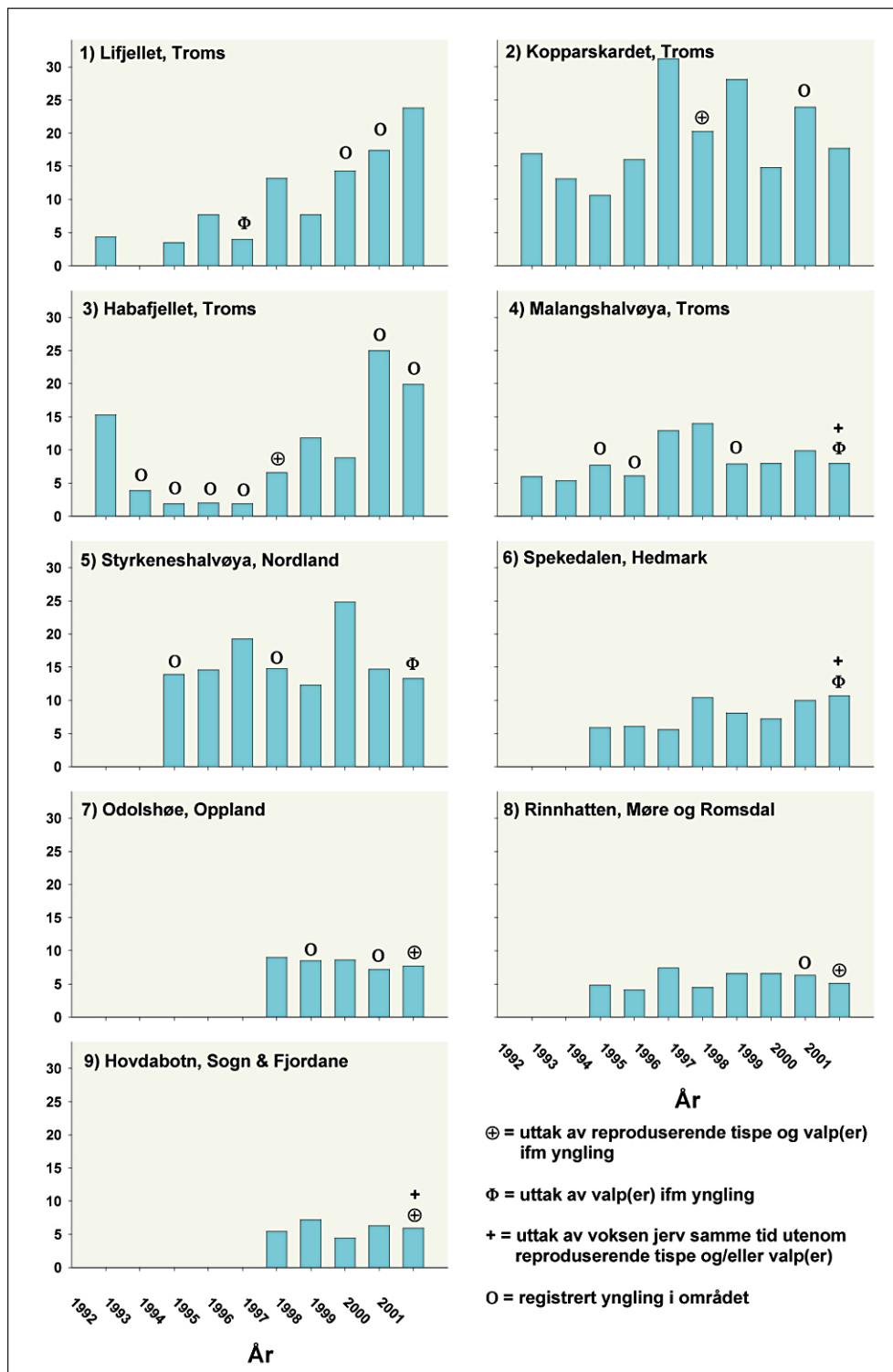
Først undersøkte vi om det var noen sammenheng mellom yngling og tap i de utvalgte områdene. Deretter undersøkte vi om tapene ble redusert etter at det hadde vært uttak av tisper og/eller valper. Dette utførte vi for antall søyer og lam tapt på beite. Omtrent 50% av undersøkte kadavre i disse områdene ble dokumentert som drept av jerv. En detaljert forklaring til metoden for statistiske analyser er beskrevet i Appendiks 4.

Til sammen er det registrert uttak av tisper og/eller valper i ni områder. I fire områder er det tatt ut hele familiegrupper av jerv, mens det i tre av områdene bare ble tatt ut valper. Disse uttakene har skjedd som følge av forvaltningstiltak der hensikten har vært å redusere tapet av sau. Utenom disse var det to områder i Troms, Habafjellet og Kopparskardet der to voksne tisper døde av uforutsette ettervirkninger etter bedøvelse i forbindelse med radiomerking. Som følge av dette måtte også 5 valper avlives. I begge disse områdene er det sau på beite og tap til jerv. Vi valgte derfor å inkludere disse i analysen. En oversikt over områder, tap av sau, ynglinger og uttak av jerv er vist i Figur. 4.

5.2.2 Radiomerkede jerver i tapsområder

Ved hjelp av dødsvarselsendere på sau (små radiosendere som sender et signal først etterat et dyr blir liggende stille) undersøkte vi tap til radiomerkede jerver i to områder. Disse var Habafjellet i Troms og et tapsområde i Lesja/Dovre. Studierområdenes geografiske plassering er vist i Figur. 5.

I Habafjelloområdet i Troms ble til sammen 455 lam og 168 søyer merket med dødsvarselsendere fordelt over tre beitesesonger. Dette utgjorde ca. 85 % av alle sauene på beite i området. I 1999 var det kun en voksen jervtisper radiomerket i samme område. I 2000 hadde denne tisper 2 valper som også var radiomerket og i 2001 hadde tisper et nytt kull på 2 valper som også ble radiomerket. I tillegg hadde en hunnvalp fra fjoråret tilhold i området. I dette området ble det samlet syv

**Figur 4.**

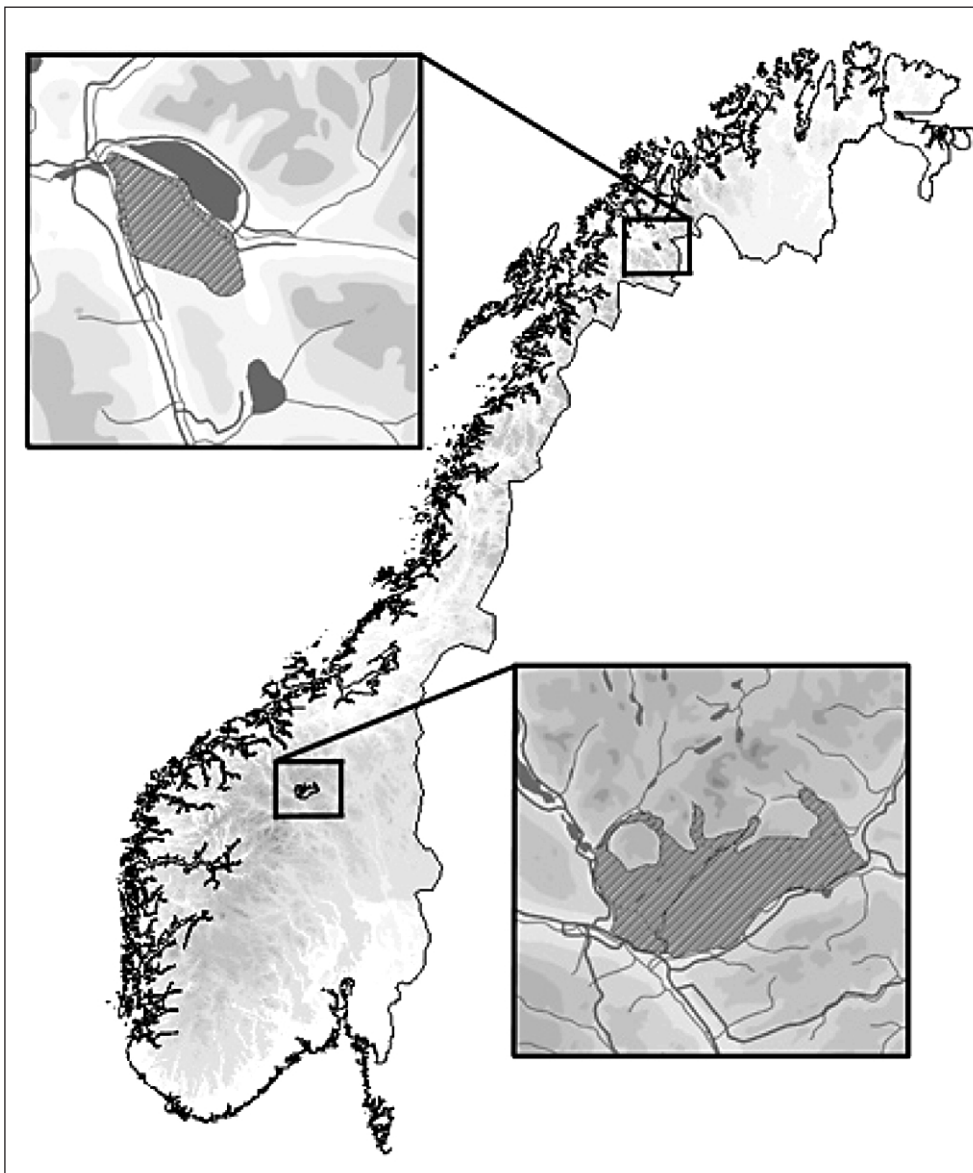
Tapsprosent og registrerte ynglinger av jerv i områder med uttak av tisper og valper. - Depredation percentage and the number of documented wolverine dens in areas where reproductive female wolverines and their offspring have been removed.

ekskrementer fra jerv og av disse ble fire funnet ved sauekadavre drept av bjørn, mens tre ble funnet tilfeldig ved jervenes dagleier i området. Samtlige ekskrementer ble funnet i 2000 og disse ble analysert for arvemateriale for om mulig å knytte dem til kjente individer av jerv i området.

I Lesja-Dovre i Sør-Norge ble et utvalg på 211 lam fra tre forskjellige besetninger merket i 2002. Dette skjedde i et område hvor vi tidligere samme år hadde merket en familiegruppe med jerv. Disse jervene ble merket med vanlige radiosendere samt at tisper ble merket med en type ny GPS-sender som samlet og lagret posisjoner 16 ganger i døgnet. I

dette området ble det samlet tre ekskrementprøver fra jerv. To av disse ble funnet i tilknytning til kadavre av lam. Disse ekskrementene ble analysert for arvemateriale for å finne kjønn og om de tilhørte noen av de merkede jervene.

I begge områder utførte vi en sammensatt analyse av terrengbruken til de radiomerkede jervene. I denne analysen ble det benyttet peiledata for alle de radiomerkede jervene som hadde tilhold i Habafjellet i beitesesongene 1999-2001 og det samme for familiegruppa i Lesja-Dovre i beitesesongen 2002. Familiegruppens leve-område ble delt inn i områder med sau og områder uten sau og vi undersøkte jervene sin område



Figur 5.

Bruk av dødsvarsel-sendere i angitte beiteområder for sau i årene 1999-2001 i Habafjellet i Troms og i Dovre/Lesja i Oppland i 2002. - The use of mortality transmitters in for the specified grazing areas for sheep during 1999-2001 in Habafjellet, Troms county and in Dovre/Lesja, Oppland county in 2002.

bruk i tid og rom i forhold til områder med beitende sau (Aebischer m. fl. 1993a,b). Beiteområdet i Habafjellet ble definert ut i fra hvor sauene ble registrert de 3 sesongene. For Dovre/Lesja området benyttet vi det digitale kartgrunnlaget fra NIJOS (fra organisert beitebruk for 2001) for de to aktuelle sankelagene. Området ble deretter justert i forhold til registreringer i beitesesongen 2002.

5.3 Resultater

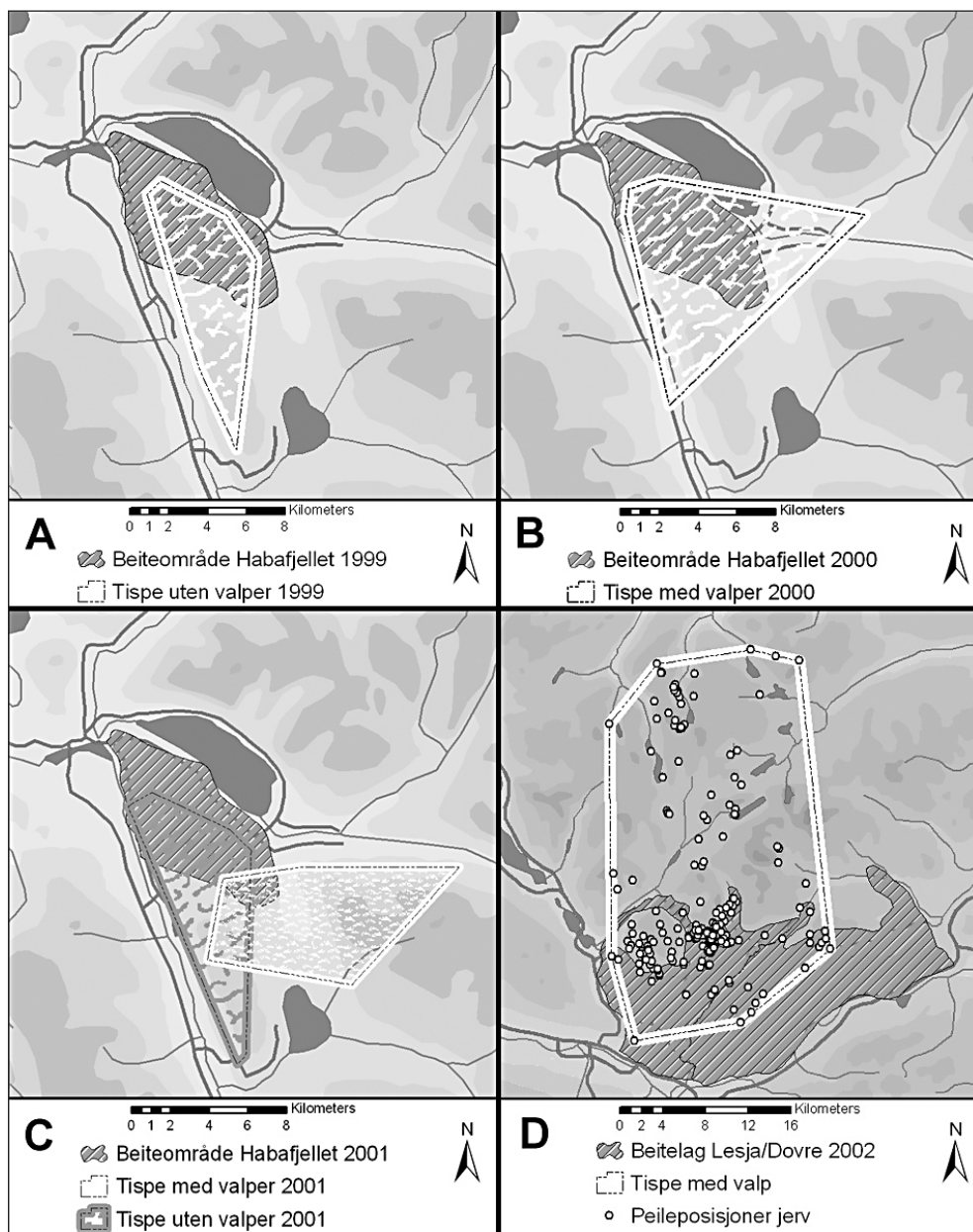
5.3.1 Hiuttak

Det ble ikke funnet statistisk målbare effekter av uttak a tisper og/eller valper. Det var heller ikke mulig å påvise høyere tap i år med ynglinger enn ellers. Tapstallene varierer mye (Figur. 4) og er ellers følsomme for hvilke sauebesetninger som er inkludert i forhold til yngleområdet. Det kan derfor ikke utelukkes at det finnes effekter av hiuttak og ynglinger, men de kan evt. ikke måles med de metoder vi valgte (Appendiks 4). I Habafjellet og Koppardskadet viste det seg at det hurtig

skjedde en reetablering av jerv etter uttaket. Allerede 3 år etter uttakene var det igjen yngling i disse områdene. I Lifjellet hvor det bare ble tatt ut valper, tok det like lang tid før det igjen ble registrert ny yngling (se Figur. 4).

5.3.2 Radiomerkede jerver i tapsområder

I Habafjellet i Troms viste det seg at det var bjørn som tok flest sauer (til sammen 51 dokumenterte tilfeller i løpet av de tre sesongene). Det viste seg at de radiomerkede jervene i noen tilfeller oppsøkte kadavre av sauer som var drept av bjørn. Det ble også dokumentert at jerv stod bak til sammen 8 tilfeller av drepte lam. Det var ikke mulig til å knytte noen av de radiomerkede jervene til noen av disse tilfellene. Området hvor denne sauebesetningen beitete utgjorde 43% av leveområdet til tisper og valpene gjennom beitesesongen i 2000. I 2001 utgjorde saubeitetet kun og 7% av leveområdet til jervetispa og valpene i løpet av beitesesongen. Områdebruken til jervene og andelen saubeite er vist i Figur. 6 (a,b,c).



Figur 6. (a-c)

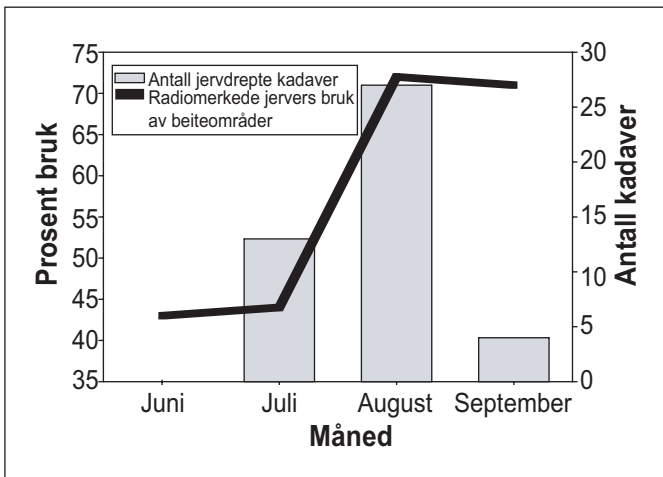
Beiteområdet der dødsvarselsendere ble brukt i Troms i 1999- 2001 samt leveområdene til de radiomerkede jervene som er fulgt i samme tidsrom. (d) Beiteområdet der dødsvarselsendere ble brukt i Lesja/Dovre i 2002 samt leveområdene og peileposisjonene til de radiomerkede jervene som ble fulgt samtidig. - Grazing areas where mortality transmitters were used in Troms county in 1999, 2000 and 2001 along with home ranges for radio-instrumented wolverines that were monitored during the same period. (d) grazing area where mortality transmitters were used in Lesja/Dovre in 2002 along with home ranges and radio-locations of wolverines that were monitored at the same time.

Av de syv ekskrementene vi fant i Habafjellet viste det seg at det kun lyktes å få ut DNA profiler av jerv fra tre av dem. Ingen av disse var funnet ved kadaver. Disse prøvene stammet fra 3 ulike individer hvorav den ene var fra den radiomerkede tispas i området, den andre fra den ene av hennes to valper. Ett av ekskrementene var fra et ukjent individ.

I Lesja-Dovre utgjorde områder med sauebeiting ca 23% av leveområdet som familiegruppa med jerv benyttet i løpet av beitesesongen. Områdebruken til jervene i forhold til sauebeitet er vist i Figur. 6 (d). Alle de tre ekskrementene som ble funnet i Lesja-Dovre viste seg å være fra jerv. Selv om resultatene var vanskelig å tolke kan det se ut som ett av ekskrementene stammer fra den voksne tispas. Dette ble funnet ved siden av et lammekadaver som er klassifisert som "usikker jerveskade". Det andre ekskrementet som ble funnet ved siden av et ferskt jervdrept kadaver var vanskelig å bestemme til individ, men var fra en hunnjerv. Det tredje ekskrementet ble ikke funnet i tilknytning til noe kadaver, men innenfor

beiteområdet, viste seg å være fra en "fremmed" hunnjerv.

Det viste seg at jervene oftere oppsøkte høgfjell innen sauebeitene enn når de befant seg utenfor. Busk og krattområder ble mindre brukt av jervene når de var inne i sauebeiteområder enn utenfor. I Troms oppholdt jervene seg oftere innenfor sauebeiteområdet enn utenfor, mens det motsatte var tilfelle for familiegruppa i Lesja-Dovre. Hele beitesesongen sett under ett, var det ingen forskjell på hvorvidt jervene var utenfor eller innenfor områder med sau, men familiegruppene økte bruken av områder med sau utover i beitesesongen. Som vist i Figur. 7 ser vi at den økte bruken av sauebeitene mot slutten av beitesesongen samsvarer med økt antall lam dokumentert drept av jerv.



Figur 7.

Andel peileposisjoner av jerv innenfor beiteområder for sau (1999-2002) i forhold til tilgjengelig terreng i leveområdene og antall kadaver funnet drept av jerv i områdene med dødsvarselsendere. - The proportion of telemetry locations for wolverines within grazing areas for sheep (1999-2002) in relation to available space within territories and the number of sheep found killed by wolverines in areas with mortality transmitters. (The bar graphs indicate the number of sheep killed by wolverines (right Y-axis). The line indicates the percentage of the grazing area used by wolverines during the course of the summer (left Y-axis)).

5.4 Diskusjon

Det var ikke mulig å påvise reduserte tap etter uttak av tisper og/eller valper. Vanligvis er hunnene trofaste til det samme området over flere år. Når de har valper er områdebruken avgrenset til en mindre del av terrenget enn ellers. I begge områder hvor vi hadde radiomerkede jerver viste det seg områder med sau på beite kun utgjorde en del av jervene sitt leveområde i beiteperioden. Det viste seg derimot at jervene økte bruken av områder med sau på beite mot slutten av sommeren. Dette samsvarer med perioden da det ble funnet flest jervdrepte lam i de to studieområdene. At flest lam blir drept i siste halvdel av beitesesongen er også det typiske bildet når en inkluderer alle dokumenterte jerveskader over år (Rovbasen). Det var også bevis for at andre jerver enn de radiomerkede familiegruppene var involvert i sauetapene. Vi fant ingen indikasjoner på at ynglende tisper eller deres valper er mer involvert i tapene enn andre kategorier jerver.

Sett over tid fant vi heller ingen bevis for at tapene var høyere i år med registrerte ynglinger. Tidligere er slike sammenhenger funnet (Landa m. fl. 1998a, Landa m. fl. 1999), men disse var basert på færre og kortere tidsserier. Videre kan resultatene påvirkes av hvilke besetninger som inkluderes når en vurderer tapet i forhold til steder med yngling. Hos jerv overlapper parringstida med perioden for ungeoppfostring og tisper vil gjennom hele sesongen regelmessig bli oppsøkt av den territorielle hannen. I tillegg vil også jerver fra tidligere kull periodevis kunne oppsøke tisper. Områder med en voksne tisper vil derfor lede til de høyeste tetthetene av jerv. Når den territorielle tisper blir drept eller forlater området, vil normalt en ny tisper ta over leveområdet og yngelokaliteten (Vangen m. fl. 2001). I det undersøkte materialet ble det igjen registrert yngling i samme område 3 år etter uttakene både i Habafjellet og i Koppardskardet (se Figur. 4). Dersom tisperevir raskt fylles opp etter uttak samtidig som at også andre jerver er involvert i tapene betyr at en ikke kan forvente en stor reduksjon i tapene som følge av dette forvaltningstiltaket.

Jervene foretrakk de mest uforstyrrede høgfjellsområdene i utkanten av områder med sauebeiting. Det ser ut til at tisper med valper foretrekker å oppholde i de mest utilgjengelige høgfjellsområdene på forsommeren mens valpene er små og lite mobile. Siden de største tetthetene av jerv i stor grad er konsentrert rundt yngletisper kan dette forklare at tapene først øker i omfang ut over høsten.

6 Har kvotejakt på gaupe redusert tapet av lam på utmarksbeite?

Pål F. Moa¹⁶, Ivar Herfindal¹⁷, John Odden¹⁸, John D. Linnell¹⁸, Lars Bendik Austmo¹⁶
& Reidar Andersen^{17,18}

16 Høgskolen i Nord-Trøndelag (HINT), avd. Samfunn, næring og natur. Kongensgt 42 - Serviceboks 2501 - 7729 Steinkjer

17 Biologisk institutt. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet (NTNU), 7034 Trondheim,

18 Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim

6.1 Innledning

Kvotejakt på gaupe ble innført i Norge i 1994, og oppgis som det mest benyttede tapsreducerende virkemidlet på sau, i en spørreundersøkelse foretatt blant viltforvaltere og rovviltkonsulenter i 15 norske fylker (Strømnes 1999). I sin rapport omkring aktuelle tapsforebyggende tiltak knyttet til sau på utmarksbeite, konkluderer Norsk sau- og geitlagslag med at "kvotejakt på gaupe har vist seg å gi positive resultater med hensyn til tap av beitedyr, og bør derfor videreføres" (NSG 2002). I løpet av perioden 1994-2000 er det gjennom denne kvotejakten skutt 574 gauper i Norge (DN, upubl.). Avskytingen, i tillegg til andre former for dødelighet, har ført til at den nasjonale populasjonen i dag er redusert (Andersen m. fl. 2003). Det finnes ingen sammenfattende oversikt over hvilken effekt på sauetap denne avskytingen har medført. Døde gauper spiser ikke sau, så i fylker hvor det har vært en reell bestandsnedgang, skal man kunne forvente at det totale tap går ned. På beitelagsnivå vil tapsbildet påvirkes av hvor raskt re-etableringer skjer i områder til skutte gauper. Her vi derfor se på hvilken effekt avskytingen av gaupe har på tapet av sau i den påfølgende beitesesongen, både på fylkesnivå og beitelagsnivå, samt beregne hvor lenge en slik effekt eventuelt kan måles.

6.2 Materiale og metode

6.2.1 Studieområde

Studiet omfattet fylkene Hedmark, Telemark og Nord-Trøndelag. De seks kommunene på Fosen-halvøya i Sør-Trøndelag ble behandlet sammen med Nord-Trøndelag, da de geografisk er atskilte fra resten av fylket og fordi de er underlagt felles gaupeforvaltning med Nord-Trøndelag. Disse tre fylkene ble valgt fordi de har forholdsvis store bestander av gaupe (Kvam 1996, 1997, Brøseth m.fl. 2003.), samtidig som hele 50% av alle kjente avganger av gaupe for landet som helhet i perioden 1994-2000 (SSB upubl.) stammer fra disse fylkene.

Beitelag som i studieperioden lå i nærheten av kjente ynglinger av jerv, eller hadde betydelige erstatningsutbetalinger for tap av lam på grunn av jerv, ble utelatt fra analysene. Dette gjaldt sju beitelag nord og nord-vest i Hedmark (Wabakken m. fl. 1994, 1995, 1996, 1997, Alme m.

fl. 1998, Landa m. fl. 1998b, Stubbsjøen pers. med.). Grunnen til dette er at jerv, i likhet med gaupe, prefererer lam når den tar sau (Aanes m. fl. 1996). Likedan ble begge beitelagene i Lierne kommune (Nord-Trøndelag) utelatt fra analysene, på grunn av relativt stor bjørnepredasjon på sau i studieperioden (Sørensen m. fl. 1998). I tillegg var de kommuner hvor det ikke/eller i svært liten grad var registrert sau på utmarksbeite, eller hvor data ikke var tilgjengelige utelatt. Dette gjaldt fire kommuner i Hedmark, seks i Telemark og sju i Nord-Trøndelag m/Fosen. Totalt er det samlet inn data på sau fra 18 av 23 kommuner i Hedmark, 12 av 18 kommuner i Telemark og 22 av 30 kommuner i Nord-Trøndelag m/Fosen.

6.2.2 Data på sau

Data på sau ble hentet fra organisert beitebruk. I perioden 1993-2000 utgjorde sau fra organisert beitebruk ca. 90% av det totale antall sau som det ble søkt produksjonstilskudd for i de tre undersøkte fylkene. Totalt 131 ulike beitelag ble benyttet i analysene (Hedmark 36, Telemark 62 og Nord-Trøndelag m/Fosen 33). Siden gaupa tar langt flere lam enn eldre søyer (Aanes m. fl. 1996), ble tap av lam brukt i analysene. Innmeldt totaltap ble benyttet som tapstall da det er svært vanskelig å fastslå nøyaktig hvor stor andel av tapet som reelt skyldes gaupe. Til analysene ble digitaliserte kart, utarbeidet av NIJOS, fylkesmennenes landbruksavdelinger og oss selv benyttet. Størrelsen på utmarksbeitene var i gjennomsnitt 152,6 km² (min. 1,9 km², maks. 990,2 km²).

6.2.3 Data på gaupe

Data på døde gauper ble samlet inn gjennom fylkesmennenes miljøvernavdelinger og NINA. Avganger av gaupe ble tidsmessig plassert i forhold til beitesesongen. Gauper som døde etter avsluttet beitesesong (25. september), ble tatt med i analysene for året etter. Gaupene ble delt inn etter kjønn basert på undersøkelser foretatt av NINA eller veterinærer, preparanter eller andre kompetente personer. Siden kjente avganger som skyldes andre årsaker enn jakt vanligvis inkluderes i jaktkvoten, ble samtlige døde gauper benyttet i analysene uavhengig av dødsårsak. 82.5% av de døde gaupene som ble benyttet i undersøkelsen var felt under ordinær kvotejakt, mens resten var påkjørt, ulovlig felt, avlivet

under forskningsfangst, død av sykdom eller hadde ukjent dødsårsak.

6.2.4 Analysene

6.2.4.1 Fylkesnivå

Estimat for antall gauper innen hvert fylke i perioden 1996 – 2002 ble hentet fra Nasjonalt overvåkingsprogram for store rovdyr (Brøseth m. fl. 2003). Bestandsestimat av gaupe ble gjort før jakt. Kjent avgang av gaupe i perioden 1. februar – start av beitesesong, ble derfor korrigert for. Disse data ble koblet opp mot data fra organisert beitebruk i perioden 1996 – 2001. For å teste hvordan antall gauper påvirket det totale tapet av lam på fylkesnivå, ble det laget en lineær modell med totalt tap av lam innen hvert fylke som en avhengig variabel. For å ta hensyn til endringer og ulikheter i sauehold mellom år og mellom fylker, ble totalt antall lam sluppet på beite også lagt inn som en forklaringsvariabel i modellen. Verdiene for både lammetap og antall lam sluppet på beite ble logaritmetransformert. Størrelsen på gaupebestanden innen hvert fylke, ble behandlet som en lineær variabel i den logaritmiske modellen.

6.2.4.2 Beitelagsnivå

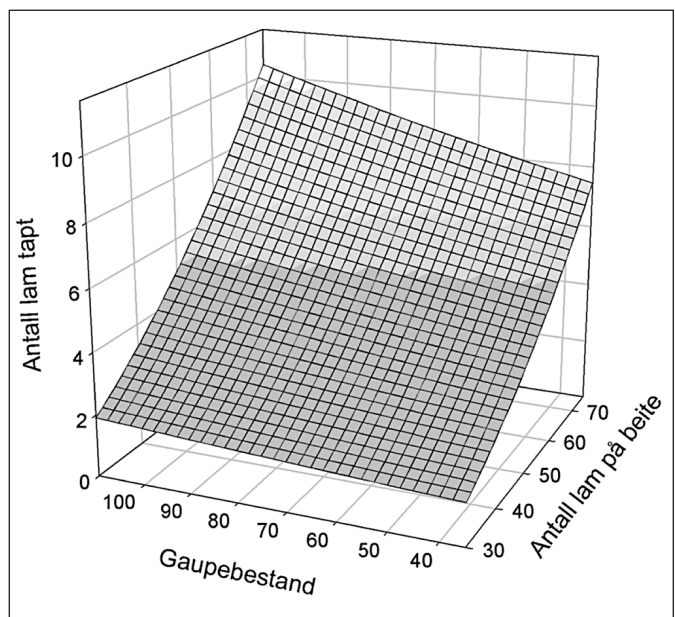
Antallet kjente gaupeavganger i tilknytning til de definerte beiteområdene, ble beregnet innenfor en buffer på 25 km (hanngauper), 15 km (hunngauper) og 20 km (ukjent kjønn). Disse avstandskriteriene ble benyttet da de gjenspeiler radius på gjennomsnittlige leveområdestørrelser for radioinstrumenterte norske gauper (Linnell m. fl. 2001). Avstanden ble målt fra beiteområdets nærmeste yttergrense til punktet hvor gaupa ble funnet død. Vi beregnet også hvor mange saubeitelag de ulike gaupene hadde tilgjengelige innenfor disse samme avstandsgrensene. Andelen skog innenfor de ulike beiteområdene ble videre beregnet som skogdekt areal/totalt areal, og deretter reklassifisert i de to klassene "mye skog" og "lite skog" med middelveien som knekkpunkt. Dette ble gjort for å undersøke om det var ulikheter i tapsutviklingen innenfor beiteområder med ulik andel skoghabitat (se Herfindal m. fl. i manus). Vann og bebygde områder ble betraktet som ikke tilgjengelige gaupehabitater.

Det totale antallet gauper som ble registrert avgått i tilknytning til et beiteområde, ble omregnet til en indeks (gaupeenhet) ut i fra formelen: (Antall hanngauper x 3) + (antall hunngauper) + (antall gauper av ukjent kjønn x 2). Dette på bakgrunn av forskjeller i relative predasjonsrater på sau mellom hann- og hunngauper (Odden m. fl. 2002). En gaupeenhet representerer derfor 1/3 hanngaupe eller 1 hunngaupe avgått i tilknytning til beitelaget. Analysene ble her gjennomført i forhold til tre ulike tidsaspekt: 1) Endringer fra et år til neste, 2) endringer fra et år til to år etterpå, og 3) endringer fra et år til tre år etterpå. For de to sistnevnte ble summen av avgåtte gauper innenfor avstandsgrensene i perioden benyttet. Til analysene ble en multiplere lineær modell benyttet.

6.3 Resultat

6.3.1 Fylkesnivå

Lammetapet økte signifikant med økende gaupebestand og med økende antall lam sluppet på beite (Figur. 8). Disse to faktorene forklarer hele 95% av den årlige og fylkesvise variasjon i lammetap ($R^2 = 0.953$, $F_{2,15} = 150.9$, $P < 0.001$). Effekten (målt som reduksjon i antall lam tapt) av å fjerne en gaupe er høyere når antall lam på beite er høyt. Eksempelvis vil man med 60 000 lam på beite få en reduksjon i tap på 779 lam, når gaupebestanden reduseres fra 90 til 60 individer. En tilsvarende reduksjon av gaupebestanden i et område med 30 000 lam på beite, vil gi en reduksjon på 216 lam.



Figur 8.

Antall lam tapt på utmarksbeite i forhold til totalt antall lam på beite, og gaupebestanden i fylket. Alle lammetall i 1000 individ. - Number of lambs lost on the open range relative to the total number of grazing lambs and the lynx population in the county. All lamb numbers are in thousands.

6.3.2 Beitelagsnivå

Totalt 324 gauper (179 hanner, 134 hunner og 11 av ukjent kjønn), ble registrert som avgåtte innenfor de definerte avstandsgrensene til beitelagene i løpet av studieperioden (1994-2000). Beitelagene hadde i gjennomsnitt 4.3 gaupeenheter (eksempelvis 4.3 hunner eller 1.5 hanner) avgåtte innenfor avstandsgrensene på ett-års intervaller. For to- og tre-års intervaller var verdiene henholdsvis 9.1 og 13.1 gaupeenheter (kumulative verdier). I gjennomsnitt var hver døde gaupe i "berøring med" henholdsvis 7.0 (hanngauper) og 3.2 (hunngauper) beitelag innenfor bufferen som utgjorde avstandsgrensene.

Gjennomsnittlig antall lam i beitelagene var 826 (min. 28 –

maks. 9623), mens det gjennomsnittlige tapet var på 71 lam (min. 0 – maks. 584). Gjennomsnittlig tapsprosent i beitelagene var 8.4% pr. år, mens gjennomsnittlig tapsforskjell mellom år en og to var -1.77 (økende tap) og gjennomsnittlig forskjell i antall lam sluppet på beite var -2.60 (økende antall sluppet på beite).

Faktorene som viste seg å ha signifikante innvirkninger på tapsomfanget var forskjellene i antallet lam sluppet på beite og gaupeindeksen (Tabell 4). Det ble ikke funnet noen forskjell i tapsutvikling i forhold til om beiteområdet inneholdt mye eller lite skoghabitat. Analysene viste videre at fjerning av en gaupeenhet representerte en reduksjon på 0.61 antall lam i lammetapet pr. beitelag innenfor ett-års intervallet. Ut i fra formelen: (Effekten knyttet til fjerning av en gaupeenhet) * 3 (hvis hanngaupe) eller 1 (hvis hunngaupe) * antallet beitelag tilgjengelig for henholdsvis hann- eller hunngaupe), gir dette en total reduksjon for alle beitelagene som ligger innenfor avstandskriteriene, på henholdsvis 13 og 2 lam pr. hanngaupe og hunngaupe avgått. Tilsvarende verdier for to- og tre-års intervallene er henholdsvis 0.36 og 0.28, noe som gir en total reduksjon på henholdsvis 15 (hvis hanngaupe) og 2 (hvis hunngaupe) lam for to år og 18 (hvis hanngaupe) og 3 (hvis hunngaupe) lam for tre år.

6.4 Konklusjon

Konklusjonen fra denne undersøkelsen er at kvotejakt på gaupe kan være et effektivt tiltak for å redusere tap av lam på utmarksbeite på fylkesnivå, såfremt kvotejakten medfører en reell nedgang i bestanden. Tiltaket må derfor ses i sammenheng med den overordnede målsetting om å opprettholde en gunstig bevaringsstatus for gaupe. Det er imidlertid å merke seg at effekten av en reduksjon i gaupebestand er nøye relatert til antall lam på beite. Ved høye tettheter av lam vil antall møter mellom gaupe og lam øke, og tilsvarende reduseres når lammetettheten innen et område reduseres. Dette understøtter tidligere undersøkelser som viser at nivået for tap av husdyr er relatert til sjansen for at rovdyr og sau møtes, og at det derfor ikke nødvendigvis ligger et bevisst søk etter mat bak gaupas dreping av lam. I vårt eksempel ville et uttak av en gaupe gi ca 26 færre lam tapt på fylkesnivå i områder med høy tetthet av lam, og tilsvarende 7 færre lam tapt i områder med en halvering av tetthet av lam. Dette mønsteret står i sterk kontrast til hva som observeres i områder med ville byttedyr. Her finner vi at gaupa er i stand til å opprettholde en høy og konstant predasjonstakt på rådyr (antall dyr drept per gaupeindivid) over et stort spekter av rådyrtettheter (Solberg m.fl. 2003).

På beitelagsnivå kunne det registreres en viss lokal effekt etter at en gaupe var avgått. Men tatt i betraktning at man her snakker om en reduksjon på henholdsvis 13 eller 2 lam mindre tapt pr. hann- eller hunngaupe avgått, fordelt på alle beitelagene som ligger innenfor avstandskriteriene (gjennomsnittlig 7 for hanngaupene og 3 for hunnene), gir dette en relativt liten tapsreduksjon pr. beitelag. Denne tapsreducerende effekten var også gjeldene for to- og tre-års intervallene, men størrelsesmessig ikke særlig høyere enn på ett-års intervallet. Dette tyder på at effekten av at en gaupe dør, ikke er særlig gjeldende utover den påfølgende beitesesongen. Dette kan skyldes at tilgrensende gauper tar i bruk det ledige leveområdet etter den døde gaupa, og/eller at det kommer inn en eller flere nye gauper i området. Etableringshastigheten vil sannsynligvis være påvirket av gaupetettheten. Mens vi i enkelte områder ser raske re-etableringer i områder til skutte gauper, kan det i andre områder gå mange år før gauper på nytt tar i bruk områder til skutte dyr.

Tabell 4.

Effekten av differansen på antall lam sluppet på beite og gaupeindeks (se tekst for forklaring) på tap av lam på utmarksbeite, for tidsintervallene ett-, to- og tre år. LM = lineær modell, RLM = robust lineær modell. - The effect of the difference in the number of lambs released ("Diff. lam ut") onto grazing range and the lynx index ("gaupe indeks") (explanation given in text) on the loss of lambs on the open range, for time intervals 1, 2 and 3 years. LM = Linear model, RLM = robust linear model).

	Modell type	Variabel Variable	Effekt Effect	Se S:E.	t-verdi t-value	p-verdi p-value
Ett-års Intervall	LM	Diff. lam ut	0.1194	0.0168	7.1274	<0.0001
		Gaupe indeks	0.7952	0.2860	2.7804	0.0056
1-year interval	RLM	Diff. lam ut	0.0979	0.0092	10.6434	<0.0001
		Gaupe indeks	0.6118	0.1571	3.8943	0.0001
To-års Intervall	LM	Diff. lam ut	0.0936	0.0190	4.9238	<0.0001
		Gaupe indeks	0.5350	0.2327	2.2993	0.0219
2-year interval	RLM	Diff. lam ut	0.0752	0.0090	8.3863	<0.0001
		Gaupe indeks	0.3574	0.1097	3.2585	0.0012
Tre-års Intervall	LM	Diff. lam ut	0.0923	0.0203	4.5479	<0.0001
		Gaupe indeks	-	-	-	NS
3-year interval	RLM	Diff. lam ut	0.0759	0.0108	7.0238	<0.0001
		Gaupe indeks	0.2800	0.1122	2.4965	0.0128

7 Bjørn som skadevolder og effekter av felling med hensyn til tapsbildet¹⁹

Jon E. Swenson²⁰, Bjørn Dahle²¹, Håkon Hustad²² & Eskil Nerheim²¹

20 Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Postboks 5014, 1432 Ås og Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

21 Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Postboks 5014, 1432 Ås.

22 Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Postboks 5014, 1432 Ås. (Nåværende adresse: Biologisk institutt, Norges tekniske og naturvitenskapelige universitet, 7491 Trondheim.)

7.1 Innledning

Bjørn kan være en viktig skadevolder. I denne rapporten vurderer vi bjørnen som skadevolder i forhold til de andre rovdyrtartene og tapsutviklingen i forhold til endringer i bjørnebestanden i tilgrensende områder i Sverige. Vi har også sett på hvor viktig sau er i bjørnens diett i et område med frittgående sau på utmarksbeite. Ellers blir bjørnens skade på sau og rein i Norge og Sverige sammenlignet for å sette de norske resultatene i et større perspektiv. Felling av skadebjørn er et vanlig tiltak. Vi har evaluert faktorene som påvirker avgjørelsen av en fellingsøknad, faktorene som påvirker om bjørnen blir felt, og felling av bjørn som et tiltak som kan redusere sauetap påfølgende år.

7.2 En sammenligning av bjørn med andre rovdyr

7.2.1 Innledning og metoder

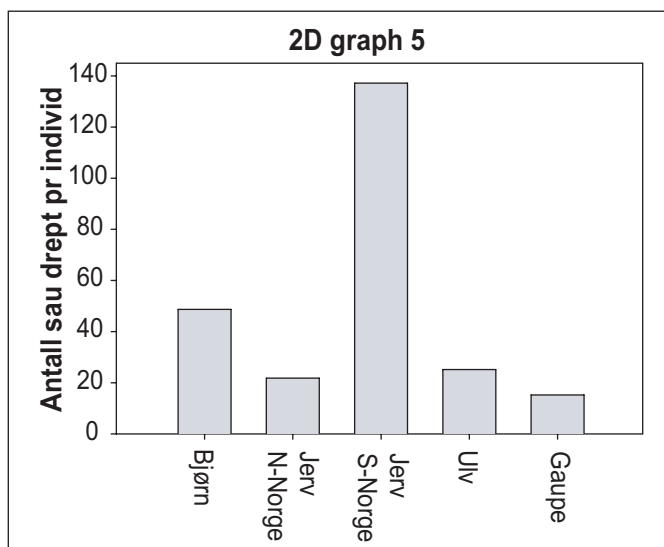
For å sette bjørnens skader i sammenheng utførte Swenson og Andrén (i trykk) en sammenligning av antall sau og rein som ble erstattet av myndighetene pr. rovdyrindivid i fylker, med de aktuelle artene. Dyr som ble erstattet som drept av "ukjent fredet rovdyr", er ikke tatt med i denne sammenligningen.

7.2.2 Resultat og diskusjon

7.2.2.1 Sau

Bjørnen er en relativt stor skadevolder på sau, og tar i gjennomsnitt 48,7 sau pr. beitesesong. Dette er 3,2 ganger mer enn det gaupa tar, 2,2 ganger mer enn jerv i Nord-Norge og 1,9 ganger mer enn ulv. Jerven i Sør-Norge er den alvorligste skadevolderen, med 137,2 sau erstattet pr. jerv (uten årsunger), dvs. 2,8 ganger mer enn bjørn (Figur. 9). Andelen tilgjengelige sau tatt av disse rovdyrene varierte mellom 1,39% for jerv i Sør-Norge og 0,17% for gaupe. Bjørnene tok 0,20% av de tilgjengelige sauene (Swenson og Andrén i

trykk). Målt i andel sau på beite tatt pr. rovdyrindivid, tok bjørnene 0,005% av de tilgjengelige sauene pr. individ. Til sammenligning tok jerv i Sør-Norge 0,033%, jerv i Nord-Norge 0,006% og gaupe 0,001%. De virkelige verdiene er høyere enn disse estimatene, fordi sau drept av "ukjent fredet rovdyr" ikke ble tatt med, og fordi tallene baserer seg på erstattede sau. Det er sannsynlig at det ikke betales erstatning for alle sau drept av rovdyr. Sifrene er derfor mest verdifulle som sammenligningsgrunnlag.



Figur 9.

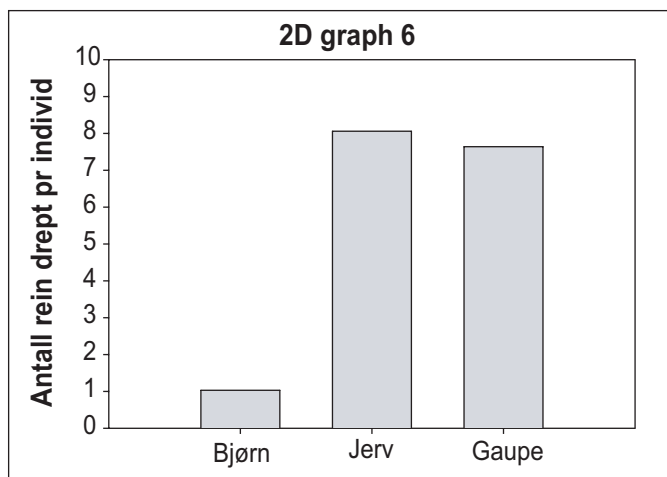
Antall sau erstattet av myndighetene som drept av rovdyr, omregnet pr. rovdyrindivid i Norge (fra Swenson & Andrén i trykk). - Number of sheep compensated by the authorities as killed by large carnivores in Norway, calculated as killed sheep per individual carnivore (from Swenson & Andrén in press). (Bjørn = bear, jerv = wolverine, gaupe = lynx.)

7.2.2.2. Tamrein

En lignende sammenligning for tamrein viser at bjørnen er relativt mindre viktig som skadevolder på rein (Swenson og

¹⁹ Dette kapitlet er sakset fra en egen utredning i forbindelse med ny roviltmelding (Swenson et al. 2003).

Andrén i trykk). De absolutte tallene er enda mer usikre enn hos sau, men relativt sett er jerv og gaupe ganske like, med 7,8 respektivt 7,4 ganger flere drepte rein pr. rovdyrindivid enn bjørn (Figur. 10). Bjørnen er ikke tilstede om vinteren ettersom den ligger i hi og den tar hovedsakelig reinkalv om våren. Men det er vanskeligere å finne kadaver fra kalv enn fra voksne rein.



Figur 10.

Antall rein erstattet av myndighetene som drept av rovdyr, omregnet pr. rovdyrindivid i Norge (fra Swenson & Andrén i trykk). - Number of reindeer compensated by the authorities as killed by large carnivores in Norway, calculated as killed reindeer per individual carnivore (from Swenson & Andrén in press). (Bjørn = bear, jerv = wolverine, gaupe = lynx.)

7.3 Tapsutvikling i forhold til bjørnebestandens størrelse i Sverige

7.3.1 Bakgrunn

Ettersom bjørnen er en betydelig skadevolder på sau, og økningene i antall bjørn i Norge er et resultat av innvandring av bjørner fra Sverige, er det interessant å se på tapsutviklingen i forhold til bjørnebestandens størrelse i Sverige. Vi har sett på dette i to områder: Hedmark i perioden 1991-2001 og Nord-Trøndelag i perioden 1982-2001.

7.3.2 Metoder

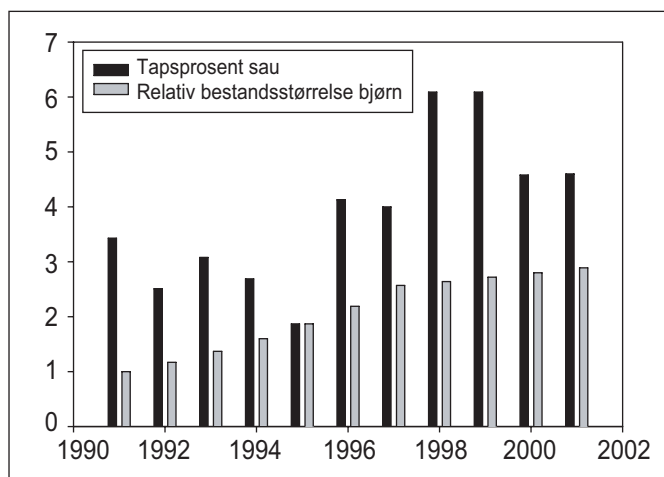
Data om sauetap fra Norge ble samlet inn fra fylkesmannen i Hedmark og Nord-Trøndelag; Grue, Åsnes, Våler, Elverum, Trysil, Åmot, Stor-Elvdal, Rendalen og Engerdal i Hedmark og Lierne, Namskogan og Snåsa brukt i Nord-Trøndelag.

Bjørnens bestandsutvikling ble estimert i Dalarna og Jämtlands län. Hedmark ligger vest for de bjørnerike området i Dalarna län hvor bestanden av bjørn økte med ca 17% pr. år i perioden 1991-1997, da avskytingen var restriktiv, og 3% pr. år i perioden 1998-2001, etter at bjørnejaktkvotene hadde økt (upubl. data, Det skandinaviske bjørneprosjektet). Vi har ikke

så gode data på bestandsveksten i Jämtland, som er opphavet til bjørnene i Nord-Trøndelag, men antar en bestandsvekst på 10% i hele perioden.

7.3.3 Resultat og diskusjon

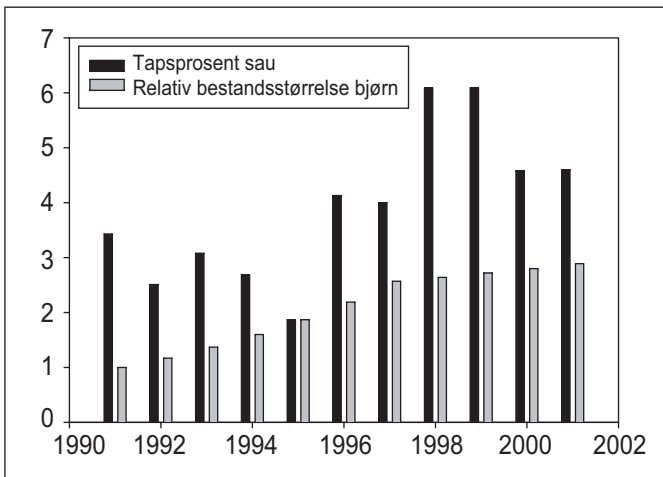
Tapsprosenten av søyer i Hedmark varierte fra år til år i perioden 1991-2001, men var høyere i de siste fem årene enn i de første fem årene ($U = 1,0$, $P = 0,01$, Figur. 11). I Dalarna ble bestanden av bjørn nesten tredoblet i perioden 1991-2001. Størrelsen på bjørnebestanden i Dalarna forklarte 54% av variasjonen i tapsprosent av søyer i Hedmark ($r = 0,73$, $F = 10,64$, $P = 0,01$).



Figur 11.

Tapsprosent av sau i Hedmark og relativ bestandsstørrelse av bjørn i Dalarna (Sverige) i perioden 1991-2001. Bestandsstørrelse av bjørn er gitt relativt til bestandsstørrelse i 1991 (relativ bestandsstørrelse = 1). Percentage of sheep lost in Hedmark relative to the size of the bear population in Dalarna (expressed as the size relative to the 1991 population index).

I Nord-Trøndelag har vi tapstall på søyer i perioden 1982-2001. Vi antar en årlig vekst på 10% i bestandstørrelsen av bjørn i Jämtland i denne perioden. Tapsprosenten på søyer i Nord-Trøndelag økte under perioden som en helhet, og bestandsstørrelsen av bjørn i Jämtland forklarte 75% av variasjonen i tapsprosent av søyer ($r = 0,87$, $F = 53,9$, $P < 0,001$). I delperioden 1992-2001 var tapsprosenten relativt stabil tross for at bjørnebestanden i Jämtland ble mer enn fordoblet i samme periode, og det var ingen sammenheng mellom tapsprosenten av søyer i Nord-Trøndelag og bestanden av bjørn i Jämtland ($r = 0,42$, $F = 1.75$, $P = 0,22$, Figur. 12). En mulig forklaring på dette kan være at tapsforebyggende tiltak gjennomført i denne perioden har fungert bedre enn tiltak forsøkt tidligere eller tiltak forsøkt i Hedmark. En annen forklaring kan være at bestandsveksten av bjørn i Jämtland ikke var konstant i hele den senere perioden.



Figur 12.

Tapsprosent av sau i Nord-Trøndelag og relativ bestandsstørrelse av bjørn i Jämtland (Sverige) i perioden 1991-2001. Bestandsstørrelse av bjørn er gitt relativt til bestandsstørrelse i 1991 (relativ bestandsstørrelse = 1). - Percentage of sheep lost in Nord-Trøndelag relative to the population index bears in Jämtland (expressed as relative to 1991 level).

7.4 Bjørnens diett i områder med og uten sau

7.4.1 Bakgrunn

Ettersom sauetapet forårsaket av bjørn er høyt i forhold til antall bjørn, er det viktig å forstå hvordan hvordan frittgående sau på utmarksbeite kan påvirke fødevalget hos bjørnen. Det sistnevnte aspektet ble undersøkt i et sammenhengende område fra østre deler av Nord-Trøndelag til nordvestre deler av Jämtland i Sverige. I Norge inkluderer dette Lierne kommune. Kommunen har hatt en høy tapsprosent på sau, og bjørn er identifisert som den betydeligste dødsårsaken. Det som i hovedsak skiller det norske området fra det svenske, er at frittgående sau i utmarka i sommerhalvåret var utbredt på norsk side, mens dette var fraværende på svensk side. Dette studiet er nærmere beskrevet i Dahle m. fl. (1998a, 1998b).

7.4.2 Metoder

Studiet ble utført i 1987-88 og i 1993-1995, altså før skadeforebyggende tiltak som gjeting og inngjerding av sau ble iverksatt. Resultatene baserer seg på analyse av 266 innsamlende bjørneekskrementer. Nesten alle de 142 ekskrementene fra 1987-88 ble samlet langs takseringslinjer på svensk side som ble gått flere ganger begge år. De fleste ekskrementene fra 1993-95 ble funnet i Norge, mange av dem i forbindelse med tap av sau.

Basert på variasjon i avføringsrate (antall ekskrementer pr. døgn) mellom måneder og sesongenes lengde ble de ulike næringsemnenes relative bidrag til totalt energioptak estimert. For en nærmere beskrivelse av metodikk se Dahle m. fl. (1998a).

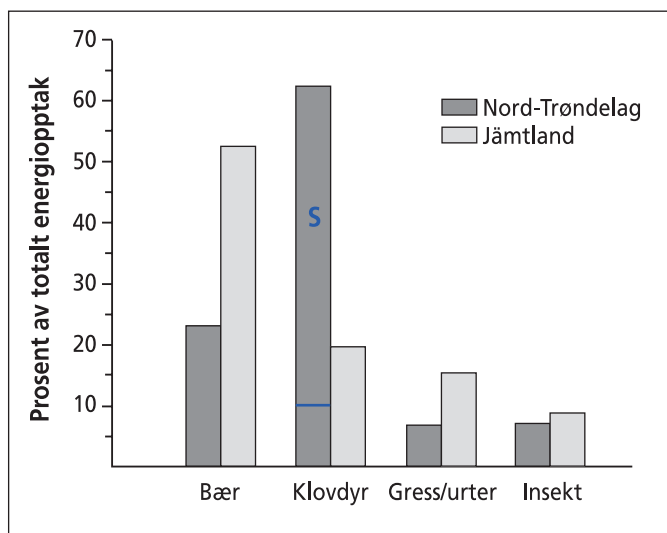
7.4.3 Resultat og diskusjon

I Jämtland utgjorde gress og starr hovedmengden av ekskrementvolumet om våren, men energibidraget til kostholdet var lite. Energimessig dominerte rein og elg, fulgt av maur, bær og gress. Urter, og spesielt turt, som ble satt til livs i store mengder om sommeren og funnet i 98 % av ekskrementene, utgjorde 84% av ekskrementvolumet og bidro med ca. 37 % av energien. Til tross for lavt innhold av elg og rein i ekskrementene fikk bjørnen ca. 40 % av sin energi fra disse. Maur var også viktig om sommeren. Blåbær og krekling modner i begynnelsen av august, og dominerte dietten utover høsten. Turt og maur ble spist i august, men i mindre mengder utover høsten.

I Nord-Trøndelag, hvor bjørnen hadde tilgang til sau på utmarksbeite, påvirket dette dietten. Om våren var elg, rein, sau (tilgjengelig som kadavre fra året før) og til en viss grad maur viktig føde. Om sommeren utgjorde urter, spesielt turt, det meste av ekskrementvolumet, men energimessig var sau viktigst. Volum- og energimessig utgjorde maur lite, selv om halvparten av ekskrementene inneholdt maur. Også om høsten var sau viktigst, men dette skyldes delvis at de fleste ekskrementene ble innsamlet i august, da sau fremdeles er tilgjengelig. Dette kan også forklare det høye innholdet av urter i ekskrementene. Krekling, blåbær og villbringebær bidro med til sammen 36 % av energien. Sopp ble funnet i 28 % av ekskrementene, men utgjorde bare 1 % av energien.

Proteinrik føde som klauvdyr og insekter utgjorde det meste av energioptaket både i Sverige og Norge, med henholdsvis 28 og 69% av totalt energioptak, mens bær, som er rike på karbohydrat, utgjorde henholdsvis 52 og 23% i de samme områdene (Figur. 13). På norsk side fikk ikke bjørn mer enn 7% av energien fra lavkvalitetsmat som gress og urter. På svensk side var det tilsvarende tallet 15 %.

Sau kan altså utgjøre en vesentlig del av bjørnens årlige energiinntak når denne er lett tilgjengelig på utmarksbeite. Sau gir proteiner og fett som vil bidra positivt til vekst hos unge bjørner og opplagring av fett før vinteren, og vil derfor velges framfor planteføde. Uansett er bjørnen i Sverige, som ikke har tilgang på sau og som derfor må få mesteparten av årets energi fra bær, meget produktiv. De to svenske bestandene som er studert av Det skandinaviske bjørneprosjektet, viser en langt høyere bestandsvekst enn nordamerikanske bestander (Sæther m. fl. 1998).



Figur 13.

De ulike fødekategoriens relative bidrag til totalt energiopptak hos brunbjørn i Nord-Trøndelag og Jämtland. "S" angir andelen av klovdyr som utgjøres av sau i Nord-Trøndelag. - Relative contribution of different food categories to the total annual assimilated energy for brown bears in Nord-Trøndelag, Norway, and Jämtland, Sweden. "S" shows the proportion of the ungulates comprised of sheep in Nord-Trøndelag. Bær = berries, klovdyr = ungulates, gress/urter=grass/herbs, insekt=insects.

7.5 Tildeling av skadefellings-tillatelser på bjørn

7.5.1 Bakgrunn

Etter at brunbjørnen ble fredet i Norge i 1973, har lovlig felling av bjørn i all hovedsak foregått gjennom tildeling av fellingstillatelser for å begrense skader på beitedyr. Det er ikke åpnet for jakt på bjørn gjennom lisens-, kvote- eller kvotefri jakt. I perioden 1989-2002 ble det i Norge felt 16 bjørner etter iverksetting av fellingstillatelser.

7.5.1.1 Sentrale føringer

Fellingstillatelser gis med hjemmel i viltlovens §12 for å begrense skader på bufe og tamrein. Loven ble endret 30.06.2000, jf. Ot. prp. nr. 37 (1999-2000) og Innst. O. nr. 80 (1999-2000), blant annet for å gi et mer fleksibelt rettsgrunnlag for å kunne gjennomføre prinsippet om differensiert forvaltning, samt møte utfordringene knyttet til voksende rovviltbestander. Endringene i viltlovens § 12 innebærer at det nå kan iverksettes felling for å forhindre skade på bufe eller tamrein, uten at det er krav om at slik skade faktisk har skjedd. I forbindelse med endringene ble det fastsatt ny forvaltningsforskrift for store rovdyr, Forskrift 30. juni 2000 nr. 656 om forvaltning av bjørn, jerv, ulv og gaupe.

Fellingstillatelse kan bare gis dersom dette ikke er til skade for rovviltbestandens overlevelse, og når det ikke finnes noen annen tilfredsstillende løsning. Fellingstillatelser er ikke til for å regulere rovviltbestander, men for å felle mest mulig bestemte individer knyttet til spesifikke situasjoner.

I henhold til prinsippet om differensiert forvaltning skal hensynet til vern av rovviltbestandene og hensynet til beitebruk vektlegges forskjellig i ulike områder og for de ulike rovviltartene. Innenfor kjerneområder eller særskilte forvaltningssoner skal hensynet til bestandens overlevelse være overordnet skadesituasjonen. Her vil terskelen for å tillate felling være høyere enn utenfor, og det skal i større grad benyttes alternative virkemidler til felling for å hindre skader.

7.5.2 Tildeling av fellingstillatelser

Direktoratet for naturforvaltning (DN) fastsetter hvert år et begrenset antall individer av bjørn, jerv og ulv det kan gis fellingstillatelser på i forbindelse med skader på tamrein og bufe. Myndigheten til å iverksette felling når forutsetningene anses å være til stede, er delegert til fylkesmennene i ulike deler av landet, samt til enkelte kommuner. Blant annet har Lierne kommune som en forsøksordning fra 1998 hatt myndigheten til å iverksette fellingstillatelser på bjørn. På denne måten disponerer fylkesmennene (og enkelte kommuner) hvert år såkalte "betingede fellingstillatelser". En fellings-tillatelse skal gis for et begrenset område og tidsrom for å øke mulighetene for å ta ut bestemte individer. Tillatelsen er oppbrukt når rovdiret er skutt, men kan iverksettes flere ganger dersom jakter mislykkes og nye situasjoner oppstår.

I praksis forvaltes fellingstillatelsene ved at fylkesmennene, samt noen kommuner, enten innfrir eller avslår søknader om felling fra husdyrbrukere og andre. Utfallet er basert på en vurdering av hvorvidt situasjonene kvalifiserer for felling i tråd med viltloven og tilhørende reguleringer. I noen få saker behandler også DN søknader om felling, for eksempel i situasjoner der de betingede fellingstillatelsene er brukt opp, eller tidsrammen er utløpt.

7.5.2.1 Erfaringer med bruk av fellingstillatelser

I et hovedoppgavearbeid ved Norges Landbrukshøgskole (Hustad 2000) undersøkte vi tildelingen av skadefellings-tillatelser på bjørn i Norge i perioden 1989-99. Vi tok for oss svarbrev fra fylkesmennenes miljøvernavdelinger (og fra Lierne kommune i 1998-99) i 179 saker der det var søkt om fellingstillatelse på bjørn etter tap av sau, og vi prøvde å finne ut hvilke forhold som medførte at slike tillatelser ble gitt. Vi så også nærmere på fellingssuksessen. Gjennom undersøkelsene var det mulig å vurdere hvordan forvaltningsprinsipper fastsatt av myndighetene, blant annet om differensiert forvaltning, ble ivaretatt i praksis.

Binær logistisk regresjon ble brukt for å teste hvordan ulike faktorer påvirket utfallet innvilget (1) eller avslått (0) søknad. Tilsvarende ble gjort i forhold til utfallet av jakter (skutt/ikke skutt). Multivariat logistisk regresjon ble brukt for å teste hvordan faktorer sammen bidro til avgjørelsen, og om det var noen faktorer som pekte seg ut som mer betydningsfulle enn andre.

7.5.2.2 Hovedtrekk

I årene 1989-99 ble det gitt betingede fellingstillatelser på 2 til 9 bjørner årlig, til sammen 52. Av 179 søknader om iverksetting av disse ble 87 fellingstillatelser utstedt og 10 bjørner skutt²³. Altså ble omlag annenhver søknad innvilget, og én av ni fellingstillatelser endte i felt bjørn. Gjennomsnittelig behandlingstid for søknadene lå på mellom 2 og 3 døgn. Lierne kommune hadde den korteste behandlingstiden, i snitt 0,4 døgn, i forsøksperioden med lokalt delegert myndighet fra 1998.

Flesteparten (77 %) av alle fellingstillatelsene ble iverksatt i Nord-Trøndelag og Hedmark fylker, noe som bekrefter at disse fylkene er spesielt utsatt for bjørneangrep på sau. Innvilgningsprosenten for søknader i Hedmark (36 %) var signifikant lavere enn i Nord-Trøndelag (64 %). I Lierne ble 47 % av søknadene innvilget. Forskjellen i innvilgningsprosent mellom Lierne og andre forvaltningsmyndigheter var ikke signifikant.

7.5.2.3 Skadebildet

De fleste søknadene som ble behandlet, dreide seg om skadesituasjoner der mellom 1 og 5 sau var drept av bjørn. Over to tredeler av disse søknadene ble avslått. Overgikk tapene 6-10 sau, ble flertallet av søknadene innvilget. Søknader ble innvilget ved et høyere antall sau drept pr. døgn sammenlignet med situasjoner der søknaden ble avslått. Tap av sau tidligere i beitesesongen bidro ikke statistisk til iverksettingen av fellingstillatelser. Lierne kommune innvilget søknader ved et lavere skadenivå enn fylkesmannen i Nord-Trøndelag (4,0 versus 9,5 sau).

Den faktoren som mer enn noe annet påvirket om søknader ble innvilget eller ikke, var antall døgn siden siste bjørneangrep. Så lenge 2 eller færre døgn var gått siden siste bjørneangrep, var det en klar overvekt av innvilgede søknader, men gikk det mer enn 3 døgn, ble søknader oftest avslått. Ingen søknader ble innvilget hvis mer enn 9 døgn var gått siden siste angrep.

7.5.2.4 Differensiert forvaltning

Siden kjerneområdeforvaltningen for bjørn trådte i kraft i 1993, har 66 % av alle søknader om fellingstillatelse på bjørn

dukket opp i kjerneområdene. Mens 6 av 10 søknader ble innvilget utenfor kjerneområdene, ble bare 3 av 10 innvilget innenfor kjerneområdene. Innenfor kjerneområdene hadde variasjon i skadetall mindre å si for om søknader ble innvilget eller ikke, sammenlignet med hva som var tilfellet utenfor kjerneområdene. Når søknader ble avslått innenfor kjerneområdene, var det langt vanligere å vise til at andre forebyggende tiltak ville bli iverksatt enn hva som var tilfellet utenfor.

7.5.2.5 Utfallet av iverksatte fellingstillatelser

På de 87 fellingstillatelsene som ble iverksatt av fylkesmennene i perioden 1989-99 (og Lierne kommune 1998-99), ble 10 bjørner skutt. Den eneste faktoren i materialet som ble funnet å påvirke utfallet av jakter, var tiden som gikk mellom siste bjørneangrep og iverksettingen av fellingstillatelsen. Denne sammenhengen var til gjengjeld sterk. Mesteparten av de vellykkede jaktene fant sted når fellingstillatelse ble gitt den samme dagen som eller dagen etter siste bjørneangrep.

Tidsrammen som ble satt for iverksatte fellingstillatelser, var betydelig lengre i Lierne kommune (52 dager) enn på fylkesnivå i Nord-Trøndelag (11 dager), Hedmark (4 dager) og Sør-Trøndelag (11 dager). Forskjellen i tillatt jaktetid var også signifikant mellom Hedmark og Nord-Trøndelag.

7.5.3 Konklusjoner

Resultatene fra vår studie av tildelingen av fellingstillatelser på bjørn i 1989-99, viser at forvalterne tok hensyn til viktige forvaltningsprinsipper når de vurderte om fellingstillatelser skulle iverksettes eller ikke:

Tiden mellom siste bjørneangrep og forvaltningsvedtaket var den faktoren som aller mest påvirket om søknader ble innvilget eller avslått, med økt sjanse for å tildele en fellingstillatelse jo kortere tid siden siste angrep. Denne faktoren viste seg også å ha vesentlig betydning for utfallet av iverksatte jakter, og dermed for anvendeligheten av fellingstillatelser som forvaltningsverktøy.

Ved å legge vekt på kort tid mellom skadesituasjon og jakt ble sannsynligvis faren for å skyte feil bjørn redusert. Bjørner beveger seg over store avstander på kort tid (Wabakken & Martmann 1994), og skal man ha håp om å felle mest mulig bestemte individer, slik viltloven foreskriver, kan det ikke gå for lang tid mellom skadesituasjon og jakt. Det bestemte individet kan bevege seg ut av området, og et nytt individ kan komme inn. Et eksempel på det siste var en bjørn som ble skutt 7. juli 1993 i Lierne. Bjørnen var radiomerket og kunne påvises ikke å være rett skadegjører (Kvam m. fl. 1993). Den var skutt tre dager etter siste skadetilfelle.

Skadenivået hadde, naturlig nok, innvirkning på avgjørelsen.

23 I tillegg ble det i perioden 1989-99 skutt én bjørn på fellingstillatelse utstedt direkte av DN. Slike saker er ikke vurdert her.

Dessuten var søknader oftere innvilget når skadene var mer konsentrerte i tid. Dette var i tråd med retningslinjene nedtegnet i tildelingsbrevene for betingede fellingstillatelser fra DN: Skadene måtte være betydelige og med akutt forløp for at fellingstillatelse skulle kunne gis.

Det ble ført en betydelig mer restriktiv praksis med fellingstillatelser innenfor kjerneområder. Innvilgningsprosenten var lavere, skader hadde mindre innflytelse på utfallet innvilget/avslått og det ble fokusert mer på iverksetting av andre forebyggende tiltak innenfor kjerneområder.

At overvekten av søknader om fellingstillatelse dukket opp innenfor kjerneområdene, forteller oss at sauebønder her opplever store tap av sau til bjørn, og at de krever problemene løst gjennom skadefelling av bjørn, til tross for beliggenheten innenfor kjerneområder

Forskjellene vi fant mellom fylkesmyndighetene og den lokalt delegerte myndigheten i Lierne kommune i 1998 og -99, kan tyde på mer effektiv og mindre restriktiv effektivering av fellingstillatelser på lokalt nivå. Lierne kommune håndterte søknader signifikant raskere (0,4 versus 3,3 døgn), iverksatte dem på et signifikant lavere skadenivå (4,0 versus 9,5 sau) og tillot jakt for en signifikant lengre periode (52 versus 11 dager) sammenlignet med fylkesmyndigheten i Nord-Trøndelag. Lierne kommune ligger innenfor et av de vedtatte kjerneområdene for bjørn.

Resultatene våre sier ingen ting om hvor vellykket felling av bjørn var når det gjaldt å redusere tap av sau til bjørn. Andre studier i Norge har vist at det å felle bjørn ett år ikke nødvendigvis har noen tapsregulerende effekt året etter (Sagør 1997, denne rapporten). En forklaring kan være at den årlige innvandringen av bjørner fra Sverige er høyere enn antallet bjørner som blir felt i Norge. I og med at de svenske og finske målsetningene innebærer et høyere antall bjørner i våre naboland (Working Group for Large Terrestrial Carnivores 1996, Regeringen 2000), må vi regne med fortsatt innsig av bjørn til Norge. Slik opinionen står i dag, og i forhold til nasjonalt lovverk og internasjonale forpliktelser vil det være vanskelig å få aksept for å skyte enhver bjørn som kommer inn i Norge. Dette innebærer blant annet at man ikke utelukkende kan basere seg på bruk av fellingstillatelser for å redusere tap av sau til rovdyr.

7.6 Felling som forebyggende tiltak

7.6.1. Bakgrunn

Sagør m. fl. (1997) analyserte data om bjørnefelling og tap av søyer i kommuner i Nord-Trøndelag og Hedmark som hadde dokumentert tap av sau til bjørn i perioden 1981-93. De fant ingen statistisk sammenheng mellom antallet antatt skadebjørn felt i fylket og endring i tap året etterpå, og konkluderte at skadefelling, i omfanget som fant sted i 1981-93, ikke hadde en kortvarig forebyggende effekt. Denne

konklusjon var meget kontroversiell.

Vi har sett på dette igjen, men har brukt data fra perioden 1993-2001. Dette gir en analyse som er uavhengig fra analysen til Sagør m. fl. (1997) og den blir dermed en test av deres hypotese. Felling av skadebjørn var ganske lik i de to periodene i Nord-Trøndelag (0,91 pr. år i 1981-93 og 1,00 pr. år i 1994-2001), men var høyere i den andre perioden i Hedmark (0,38 respektivt 0,88 pr. år).

7.6.2 Metoder

Data om sauetap fra Norge ble samlet inn fra fylkesmannen i Hedmark og Nord-Trøndelag; Grue, Åsnes, Våler, Elverum, Trysil, Åmot, Stor-Elvdal, Rendalen og Engerdal i Hedmark og Lierne, Namskogan og Snåsa i Nord-Trøndelag, da det kun er disse som har data for hele perioden 1981-2001.

Data over antall skutte bjørner i Nord-Trøndelag og Hedmark kom fra Direktoratet for Naturforvaltning, mens data over antall skutte bjørner i Jämtland (med unntak de fra Härjedalen kommune, som er en del av en annen delbestand av bjørn) og Dalarna kom fra Naturvårdsverket.

7.6.3. Resultat og diskusjon

Resultatene viste ingen kortvarig effekt av felling av bjørn, som Sagør m. fl. (1997) også fant. Endring i tap fra år t til år $t+1$ ($\ln(\text{tap}_{\text{år } t+1} / \text{tap}_{\text{år } t})$) var ikke korrelert med antall felte bjørn i fylket i år t verken i Nord-Trøndelag ($r = 0,355$, $df = 6$, $P = 0,39$) eller i Hedmark ($r = 0,394$, $df = 6$, $P = 0,34$). Det finnes mye mer bjørn på den svenske siden av grensen i begge områdene. Men endring i tap av søyer var heller ikke korrelert med felling av det totale antallet bjørn i fylket og nabolänet verken for Nord-Trøndelag ($r = 0,444$, $df = 6$, $P = 0,25$) eller Hedmark ($r = 0,141$, $df = 6$, $P = 0,74$).

Vi så også på endringene i tap i forhold til antall bjørn felt. Heller ikke i denne testen hadde bjørnefelling noen effekt på endring i tap av søyer neste år, verken i Nord-Trøndelag ($t = 0,93$, $df = 6$, $P = 0,39$) eller i Hedmark ($t = 0,41$, $df = 6$, $P = 0,69$). Våre resultater er helt på linje med hypotesen til Sagør m. fl. (1997). Dermed konkluderer vi med at det ikke kan dokumenteres at felling av antatte skadebjørn, i det omfanget som har vært i 1981-2001, har noen forebyggende effekt på tap av søyer året etter fellingene. Selv om det ikke var noen kortvarig effekt av bjørnefelling, kan det ha vært langvarige effekter. Tapsprosenten kan for eksempel ha vært høyere over tid uten fellingene enn med dem. Det er imidlertid ikke mulig å teste dette, for vi hadde ikke lange perioder uten felling av bjørn.

7.7 Konklusjoner

I forhold til de andre store rovdyrartene er bjørn en betydelig skadevolder på frittgående sau og en mindre viktig skadevolder på tamrein. At individuelle bjørner tar 500 ganger flere sau pr. beitesesong i Norge enn i Sverige, hvor sau stort sett går på innmark og er beskyttet av strømgjerde i områder med rovdyr, viser at forekomsten av bjørnen ikke nødvendigvis betyr store skadeproblemer for sauene. Dette understreker imidlertid at det er svært vanskelig å fortsette med dagens sauedriftsformer uten store tap i områder med bjørn. Størrelsen på bjørnebestanden i grensetraktene i Sverige var korrelert med tapstallene for søyer i Hedmark i perioden 1991-2001 og i Nord-Trøndelag i perioden 1982-2001, men ikke i delperioden 1992-2001. Dette tyder på at forebyggende tiltak utført i Nord-Trøndelag kan ha hatt en merkbart positiv effekt i 1992-2001. Vi anbefaler at man vurderer forebyggende tiltak og andre faktorer som kan ha gitt denne effekten i Nord-Trøndelag i perioden 1992-2001, og som ikke ga lignende effekt tidligere i Nord-Trøndelag eller i Hedmark. En tidligere studie av en eventuell forebyggende effekt av å felle skadebjørn i perioden 1981-93 i Hedmark og Nord-Trøndelag viste ikke lavere tap året etter en felling (Sagør m. fl. 1997). Dette resultatet var kontroversielt, så vi gjentok analysen med data fra de samme områdene, men denne gangen i perioden 1994-2001. Vårt resultat var det samme. Forvaltere kan ikke forvente lavere tap av søyer til bjørn året etter én eller flere antatte skadebjørn er felt i området. Vi kan imidlertid ikke si noe om hvordan tapsnivået over lang tid ville ha vært med eller uten felling av bjørn. En fellingstillatelse bør innvilges så fort som mulig etter skadetilfellet slik at man har en rimelig mulighet til å felle den rette bjørnen.

En analyse av hvordan fylkesmenn håndterte søknader om fellingstillatelser, viste at de handlet i henhold til gjeldende politikk og retningslinjer. Vi har også sammenlignet deres håndtering med håndteringen til en lokal myndighet i et kjerneområde for bjørn (Lierne kommune). Kommunen innvilget behandlet søknader om fellingstillatelser raskere enn fylkesmennene, innvilget søknader ved lavere skadenivå og tillot jakt for lengre tid av gangen enn fylkesmennene. Dette kan bety at overføring av myndighet over iverksetting av fellingstillatelser til et mer lokalt nivå vil kunne føre til en økning i antall felte bjørner. Hvorvidt dette ville påvirke de politiske målsettingene, er avhengig av hvor mye dødeligheten til bjørnene eventuelt blir økt og i hvilken grad binner blir felt.

Del 2: Medvirkning og fleksibilitet i rovviltforvaltningen

8 Medvirkning og fleksibilitet - viktige virkemidler i fremtidens rovviltforvaltning

Hanne Haaland²⁴ & Ketil Skogen²⁵

²⁴ Norsk institutt for naturforskning, Fakkeligården, Storhove, 2624 Lillehammer.

²⁵ Norsk institutt for naturforskning, Fakkeligården, Storhove, 2624 Lillehammer og Norsk institutt for forskning om oppvekst, velferd og aldring (NOVA), Munthesgt. 29, 0260 Oslo.

8.1 Medvirkning i forvaltningsrelaterte beslutningsprosesser

8.1.1 Innledning

Denne delrapporten tar opp et mulig bidrag til konfliktforebyggende tiltak gjennom å se på erfaringer med det som på engelsk ofte betegnes som "collaborative management". "Collaborative management", eller medvirkende forvaltning som det kan kalles på norsk, innebærer dialog og samarbeid mellom lokale og statlige aktører, samt i varierende grad også nasjonale og regionale næringsinteresser og verneorganisasjoner, når det gjelder utforming og implementering av forvaltningstiltak. Gjennom bedre dialog og samarbeid antas det at forståelsen mellom de ulike parter økes, og at man kan oppnå større enighet om de beslutninger som tas.

En rekke studier av det opplevelse av det som kalles "procedural justice" (prosessrettferdighet) viser at enkeltpersoner og organisasjoner som deltar i en beslutningsprosess og opplever at de kan påvirke den som oftest blir mer tilfreds med prosessen og utfallet av den. Etter en gjennomgang av flere studier konkluderte Thibaut & Walker (1975) med at folks oppfattelse av graden av rettferdighet var avgjørende for deres vurdering av en beslutningsprosess. Muligheten for innflytelse og kontroll over prosessen var viktig for oppfattelsen av rettferdighet. Denne modellen har siden blitt støttet av en lang rekke undersøkelser i næringsliv, rettsvesenet, politikk og forvaltning. Har folk innflytelse, betrakter de også vedtakene som mer rettferdige, tilfredsstillende og akseptable, og de får et mer positivt syn på personer som til sist fatter en avgjørelse.

En norsk undersøkelse blant sauebønder, naturforvaltere og biologer viste at den førstnevnte gruppen (i forhold til de to andre gruppene) uttrykte en såkalt ytre kontroll-lokus. Dette innebærer at sauebøndene opplevde større grad av makteløshet overfor samfunnsutviklingen, og hevdet ofte at det var lite de kunne gjøre for å påvirke den, at de var ofre for krefter de ikke kunne kontrollere, og lignende (Bjerke m. fl. 2000). Forskere har identifisert flere faktorer (enn kontroll) som påvirker opplevd prosess-rettferdighet. I vurderinger av aktører innenfor rettsvesenet fant Tyler (1988) at også faktorer som folks opplevelse av aktørenes ærlighet, etiske standard, evne til å være upartiske, og mulighet for feilkorrigerende var viktige. Opplevd rettferdighet har også vært studert i miljøsaker, for

eksempel i diskusjonen om vannmangelen i California i 1991 (Tyler & Degoe 1995). Folk var mer villige til å følge anmodningene fra myndighetene hvis disse fulgte avgjørelsesprosesser som ble opplevd som rettferdige. Det er grunn til å tro at opplevelsen av rettferdighet i beslutningsprosesser, og dermed aksept for ulike forvaltningsgrep, er sterkest om folk føler at de har innflytelse på disse prosessene. Dette er en viktig grunn til at ulike modeller for medvirkende forvaltning nå er i ferd med å bli nokså vanlige i naturforvaltningen.

I litteraturen finnes det en rekke case-studier av denne type forvaltningstilnærming. Parallelt med uttrykket "collaborative management" brukes også ofte "ecosystem management" og "adaptive management". Til tross for ulike navn deler disse forvaltningsmodellene mange fellestrekk. I denne rapporten er det ikke rom for å gå i dybden på de ulike modellene og deres særtrekk. Derfor tar den følgende diskusjonen sikte på å diskutere fellestrekkene som modellene deler, og se nærmere på hvordan de kan brukes i forvaltningen av ulike ressurser. Eksemplene som er vektlagt er særlig fra litteratur om "collaborative management" og "adaptive management", ettersom disse har en større grad av holistisk tilnærming. Litteratur fra "ecosystem management" er inkludert i mindre grad fordi denne først og fremst vektlegger biologiske data, mens samfunnsfaglige aspekter ved forvaltningen får langt mindre oppmerksomhet eller til dels overses (Endter-Wada et al. 1998).

Det finnes ikke gode norske oversettelser av "collaborative management" og "adaptive management". Det gjør at en ofte ser uttrykkene gjengitt på engelsk i norske tekster. I det følgende har vi likevel valgt å bruke henholdsvis medvirkende forvaltning og fleksibel forvaltning. Kort sagt ligger et av fellestrekkene i disse forvaltningsbegrepene i tanken om at forvaltning av naturressurser kan forbedres og kvalitetssikres gjennom at flere brukergrupper får innflytelse i utformingen av forvaltningstiltak og at forvaltningen er fleksibel og dynamisk. På denne måten vil konfliktnivået rundt forvaltningstiltak kunne bli lavere, og beslutninger fattes på mer solid grunnlag.

Medvirkende og fleksibel forvaltning er uttrykk som brukes av forvaltere så vel som av forskere i ulike sammenhenger. Derfor begynner denne utredningen med en kort diskusjon av begrepene. Forholdet mellom det som kalles tradisjonell kunnskap eller erfaringsbasert hverdagskunnskap og vitenskapelig kunnskap blir også diskutert, fordi motsetningen mellom disse ofte blir sett på som en av de største utfordringene i arbeidet med å få til en medvirkende forvaltning. Hvilke metoder som kan brukes i arbeidet med å sette i gang med slike forvaltningsmodeller blir også kort beskrevet.

Medvirkende forvaltning av naturressurser har vært prøvd ut i ulike deler av verden og i forhold til ulike naturressurser. Det finnes en rekke case-studier som diskuterer hvordan forsøk med en slik forvaltningsmodell har fungert. Det er vanskelig å peke på noen klare rettesnorer for hvordan forvaltning bør foregå basert på disse case-studiene, fordi et hvert område har sin særegne kontekst som det må tas hensyn til i utformingen av forvaltningspraksis. Noe lærdom kan likevel trekkes. En utredning som denne vil ikke kunne gå detaljert til verks når det gjelder de ulike eksemplene. Derfor er denne rapporten lagt opp slik at den gir et raskt overblikk over ressurser hvor man har benyttet en medvirkende eller fleksibel forvaltningsmodell, med referanser til de ulike casene. Her er det først og fremst fokusert på erfaringer fra nasjonalparker og større beiteområder og forvaltning av store rovdyr og andre viltressurser. Det er særlig det sistnevnte som er interessant i denne sammenheng, men erfaringer fra øvrige ressurser er inkludert for å vise at slike forvaltningsmodeller skal kunne la seg gjennomføre i forhold til ulike ressurser. Det er verdt å merke seg at lite av det som er skrevet om medvirkende og fleksibel forvaltning handler om rovdyr.

Det gis også noen eksempler på forsøk med medvirkende og fleksibel forvaltning fra Norge. Eksemplene er diskutert i et eget kapittel og her rettes fokus mot erfaring fra nasjonalparketablering, forvaltning av fisk- og vilt gjennom det såkalte "Driftsplanprosjektet", villreinnemnder, reindriftsforvaltning, rådgivende utvalg for rovdyr (RUR) og gaupe- og jerve-nemnder. En avsluttende del tar sikte på en oppsummering av de utfordringer som finnes ved bruk av medvirkende og fleksibel forvaltning og hvilke kriterier som er viktige i et slikt arbeid. Hvordan slike forvaltningsmodeller i større grad kan benyttes i forvaltningen av store rovdyr i norsk sammenheng blir også omtalt. Innledningsvis er det imidlertid på sin plass å si litt om geografisk fokus og søkesteder for litteratur for denne utredningen.

8.1.2 Geografisk fokus for utredning og søkesteder for litteratur og case-studier

Mye av det som er skrevet om medvirkende og fleksibel forvaltning henter sine erfaringer fra områder i sør, særlig land i Afrika og Mellom-Amerika (Child 1996a, Child 1996b, IIED 1994, Klooster 2000, Pinchin 1993, Powell 1998, Songorwa 1999, Zeba 1999). Noe av årsaken til dette er at lokal deltakelse og innflytelse i større prosjekter og prosesser i økende grad er blitt vektlagt innen utviklingsstudier og

bistandsarbeid de siste 10-15 årene. Dette er også noe som er blitt vektlagt innen politisk økologi, hvor det ses på hvordan ulike institusjoner og interessegrupper samarbeider i løsnin-gen av miljøproblemer (Bryant 1997). En rådende oppfatning er at befolkningen i utviklingsland ofte er mer direkte avhengig av naturressursene i sitt lokalområde enn det som er tilfellet i mer utviklede land, noe som gjør at befolkningen har en høy egeninteresse i forvaltningen og dermed også er gode lokale forvaltere (op.cit.). Denne diskusjonen skal ikke tas opp her, men det er verdt å merke seg at det innen utviklingsstudier i økende grad fokuseres på hvordan lokalsamfunn og lokale grupper berøres av forvaltningsregimer og derfor bør involveres for å redusere konflikt om ressurser og skape aksept for forvaltningens beslutninger. Likevel er ikke dette noe som er spesielt for befolkningen i utviklingsland, men ser ut til å være et ganske universelt trekk når det gjelder aksept av forvaltningstiltak.

I denne delrapporten er ikke erfaringer fra utviklingsland inkludert, først og fremst på grunn av den tid og ressurser som har stått til rådighet, men også fordi øvrige delmeldinger (for eksempel om konfliktmønstre knyttet til rovdyr) i all hovedsak fokuserer på europeiske og nordamerikanske eksempler. At erfaringer fra medvirkende og fleksibel forvaltning gjort i såkalte utviklingsland også har en overføringsverdi til Norge hersker det imidlertid liten tvil om. Innen amerikansk viltforvaltning vises det til erfaringer som finnes om feltet i enkelte utviklingsland. Weber og Rabinowitz (1996) peker på hvordan amerikansk teknisk assistanse ofte tas i bruk i forvaltningen av større rovdyr i utviklingsland, men at det til tross for dette er sjelden at denne internasjonale erfaringen blir brukt slik at den kan være med å forbedre amerikansk rovviltforvaltning. Her ligger det et stort potensiale for å forbedre lokal forvaltning. Uansett om forvaltning finner sted i Norge eller i det sørlige Afrika vil den ikke foregå i et vakuum, men må basere seg på en forståelse av en større kontekst dersom den skal ha langsiktig suksess. Økonomiske, kulturelle og ideologiske interesser må vurderes og balanseres i forhold til de mer økologiske interesser.

For øvrig kommer svært mange av de empiriske eksemplene fra Canada. Det kan se ut som man her over tid har utviklet en tradisjon for en medvirkende og til dels fleksibel forvaltningstilnærming, noe som delvis kan sies å skyldes urbefolkningsgruppers økende krav om delt forvaltningsansvar mellom stat og urbefolkning (Berkes m. fl. 1991). Urbefolkningsgrupper i Canada har blant annet fremmet krav om kontroll over land (såkalte "land claims") som offentlige myndigheter har forsøkt å imøtekomme. Dette har særlig hatt en innvirkning på utvikling av medvirkende forvaltningsinstitusjoner i forhold til fisk- og viltforvaltning og forvaltning av verneområder. Berkes m. fl. peker på hvordan fiske- og viltressurser har vært en viktig del av tradisjonell økonomi blant urbefolkningsgrupper, og at en medvirkning i forvaltningen av disse ressursene derfor er av stor betydning (op.cit.).

For å finne frem relevant litteratur til denne delrapporten er det hovedsakelig gjort søk gjennom databasene ISI og BIBSYS. Det er grunn til å tro at det finnes en del såkalt grå litteratur

på dette området her som ikke er tilgjengelig i slike databaser. Derfor har også Internett vært brukt som en søkekilde, og en del relevante pekere er funnet blant annet på hjemmesidene til "Large carnivore initiative for Europe" (LCIE)²⁶, og "The Wildlife Society"²⁷.

8.1.3 Kjært barn har mange navn: en begrepsklargjøring

Dagens ressursbruk og ressursforvaltning er ladet med konflikt, uro og usikkerhet. Samfunnet befinner seg i kontinuerlig endring, noe som gjør at både ressursbruken og ikke minst oppfatningene av den også forandrer seg. En økende bevissthet om dette har også ført til en gradvis endring i synet på mål og virkemidler i naturressursforvaltning. Det kan sies å ha skjedd et paradigmeskifte innen forvaltningen (Clark 1999). Et tidligere dominerende paradigme har vært en rasjonell, vitenskapelig basert analytisk prosess (Wondollec 1988). Innen dette paradigmet har man vært opptatt av grenser mellom fagdisipliner, noe som har gjort at det ofte bare er fokusert på biologiske eller økonomiske verdier, og som har lagt begrensninger på samarbeid mellom disipliner og forvaltningsenheter. En alternativ tilnærming til ressursforvaltning vektlegger også andre verdier av ressurser: slik som kulturelle, historiske og rekreasjonsmessige (Clark 1999). Dette innebærer er langt mer helhetlig tilnærming både til forskning og til forvaltning av ressurser.

Parallelt med denne utviklingen har en også i løpet av de siste 20 årene sett en økende trend i retning av desentralisering av forvaltningsmyndighet, og en økende involvering av lokale ressursbrukere. Dette skyldes ikke bare en økende bevissthet fra forvaltningens side om behovet for bred deltakelse i utforming forvaltningsløsninger, men også mer uttalte krav om direkte deltakelse og innflytelse fra lokalt berørte grupper (Pearse & Wilson 1999). En kan med andre ord si at tendensen har gått fra en relativt topptung tilnærming til en mer grasrotorientert strategi. Igjen kan det trekkes paralleller til utviklingsarbeid, men også innen andre fag- og geografiske områder har brukermedvirkning på ulike nivåer blitt vektlagt. Det er flere årsaker til dette, blant annet en ønske om likhet og effektivitet i forvaltningen (Kaltenborn et al. 1999). I ønsket om likhet ligger et fokus på demokratiske rettigheter bunn, i prinsippet blir i hvert fall det å skulle involveres (eventuelt bare konsulteres) når større endringsprosesser eller prosjekter iverksettes ansett som en demokratisk rettighet.

I mange år har man blant annet innen antropologisk forskning påpekt fordelene med en lokalt basert ressursforvaltning, men etter hvert har også andre disipliner som økonomi, sosiologi, statsvitenskap og planlegging vist økende interesse for temaet. Denne utviklingen er også i tråd med den utviklingen man har sett med større tverrfaglig samarbeid om løsning av forsknings- og forvaltningsspørsmål. Bidrag fra ulike disipliner kan medvirke til en forståelse av hvilke prosesser som både forenkler og vanskeliggjør samling om beslutninger.

Når det gjelder miljøspørsmål har disse en samfunnsmessig kontekst som er i stadig endring. Dette medfører at det er vanskelig å finne fellesløsninger som er miljømessig akseptable og som ulike brukergrupper kan enes om, noe som understreker behovet for samarbeid. Samarbeid kan foregå på flere nivåer, men et samarbeid over et bredt spekter innebærer en medvirkende beslutningsprosess hvor makt og ansvar deles, og hvor interessenter tar kollektivt ansvar for handlinger og de resultat som måtte følge av handlingene (Selin & Chavez 1995). Det finnes et kontinuum av samarbeidende forvaltningsformer, med ulik grad av bruker-deltakelse og av deltakelse på ulike nivåer, og dette gjenspeiles også i litteraturen.

Til tross for at det rår ulike tilnærminger til og oppfatninger av hvordan medvirkning og fleksibilitet bør utformes og gjennomføres finnes det også fellestrekk. Et viktig fellestrekk er den økte fokus på sosiale verdier og de befolkningsgrupper som i stor grad har kontakt med og berøres av de ressurser som skal forvaltes. Både medvirkende og fleksibel forvaltning inntar generelt en mer helhetlig tilnærming til forvaltningen enn det man tradisjonelt har gjort. Fokus rettes ikke bare mot den enkelte ressurs, det ses også på den interaksjonen som finnes mellom menneske/ samfunn og ressurs som utnyttes. Dette medfører større grad av deltakelse fra lokale interesser og samarbeid på tvers av ulike forvaltningsnivåer og kunnskapstradisjoner når forvaltningstiltak og modeller skal utføres. Målet med en slik tilnærming er også å få en mindre konfliktfylt forvaltning. Det forventes at et bredere beslutningsgrunnlag og avgjørelser tatt på bakgrunn av informasjon innhentet fra ulike typer kilder skal skape en større aksept for forvaltningstiltak og forvaltningspolitikk.

De til dels ulike oppfatningene av hva som ligger i de mange uttrykkene gjør at kan synes vanskelig å omsette teori til praksis. I det følgende blir derfor to av de mest brukte uttrykkene, "collaborative management" og "adaptive management", på norsk oversatt med medvirkende og fleksibel forvaltning nærmere diskutert. Det er ikke uvanlig at disse to uttrykkene brukes en del om hverandre. Selv om den største forskjellen mellom dem ser ut til å være at fleksibel forvaltning fokuserer mer på frembringning av kunnskap for oppdatering og justering av forvaltningstiltak og mindre på samarbeid og lokale aktørers rolle i forvaltningen, kan det likevel sies at man også innen denne tradisjonen gradvis er blitt mer opptatt av sosiale faktorer. Sett ut i fra dette blir veien derfor etter hvert kort fra en fleksibel til en medvirkende forvaltning. I all hovedsak er det likevel medvirkning som er i fokus gjennom i utredningen, ikke minst fordi det er dette aspektet som er mest omtalt i litteraturen.

8.1.4 Medvirkende forvaltning

Naturforvaltningen er ikke alene om å fokusere på viktigheten av medvirkning, mange ideer er hentet fra andre fagområder,

26 <http://large-carnivores-lcie.org>

27 <http://www.wildlife.org>

for eksempel fra planlegging og den retningen som kalles transaktiv planlegging. Et sentralt element er å skape følelse av eierskap til sluttproduktet gjennom medvirkende prosesser (Friedman 1972, Kaltenborn 1998).

Når det gjelder medvirkende forvaltning innebærer dette en kombinasjon av to typer forvaltningsalternativer: statlig forvaltning og mer lokalt basert forvaltning. Berkes peker på at man ikke har klart å enes om en enkelt definisjon på fleksibel forvaltning, men at begrepet refererer til ulike nivåer av integrasjon og ansvarsfordeling mellom lokale og statlige forvaltningssystemer. Selv definerer han fleksibel forvaltning på følgende måte: *“Et system som gjør det mulig å dele beslutningsmyndighet og risiko mellom stat og interessent”* (Berkes m. fl. 1991, Berkes m. fl. 2001). En mer detaljert versjon gis av Nielsen og Vedsmand (1999) som omtaler medvirkning som *“et dynamisk partnerskap hvor brukernes kunnskap og interesser blir benyttet og komplementert av forvaltningsinstitusjoners mulighet for utforming av lovverk og administrativ assistanse”*. Det innebærer at partene deler ansvar og utveksler kompetanse i forhold til forvaltningen av den aktuelle ressurs og at forvaltningsansvar dermed også fordeles. Medvirkende forvaltning kan ses på som et løsningspunkt på svakheten ved mer tradisjonelle tilnærminger til offentlig deltakelse som åpne høringer er et eksempel på (Wondolleck m. fl. 1996). Åpne høringer forsterker ofte ulikhetene som eksisterer med tanke på partenes ulike makt og innflytelse, fordi partene ikke har kontroll over møteagendaer og ikke alltid får tilgang på informasjon. En kan likevel hevde at begrepet “medvirkning” er så løselig brukt at det er mye som kanskje kan kalles medvirkning, for eksempel lobbyvirksomhet og ulike typer mekling mellom lokale og offentlige interesser (Kaltenborn & Thorsberg 1998).

Det er viktig å være klar over at medvirkende forvaltning ikke er en statisk juridisk struktur av rettigheter og regler, men en dynamisk prosess hvor nye institusjonelle strukturer kontinuerlig skapes og utvikles. En medvirkende forvaltning har altså ikke sitt utgangspunkt i en lovgivning, men kan oppstå som resultat av at ulike brukergrupper og rettighetshavere har behov for samarbeid om effektive forvaltningsregimer. Samarbeidet kan bli i form av helt nye institusjoner, eller bygge på allerede eksisterende strukturer.

Berkes sammenligner de ulike gradene av medvirkende forvaltning som trinn på en stige (Berkes et.al. 1991). Medvirkning på nederste trinn dreier seg stort sett om informasjon. Her kan det tenkes at for eksempel brukergrupper mottar informasjon fra forvaltningen om nye forvaltnings tiltak, men uten å ha mulighet for å komme med innspill eller tilbakemelding til tiltakene. Det er altså snakk om enveisinformasjon. Neste trinn på stigen er konsultasjon hvor ressursbrukere blir hørt, men kanskje ikke forstått eller tatt til etterretning. Et trinn opp er det snakk om å inngå et samarbeid mellom brukere og forvaltning. Her blir brukergrupper oppsøkt og man prøver å benytte seg av lokal miljøkunnskap. På et kommunikasjonsnivå skjer det informasjonsutveksling mellom brukere og forskere eller representanter for for-

valtningsinstitusjoner. Fremdeles er det likevel slik at forvaltningen er alene om å fatte beslutninger. På trinnet over er det imidlertid slik at det dannes rådgivende utvalg, hvor det inngås avtaler om å dele makt og ansvar for ressursforvaltning gjennom felles styre eller utvalg. Et problem er ofte at slike organer er ad-hoc-pregede og ofte har en langt mer rådgivende enn besluttsende funksjon. Et forvaltningsstyre er et trinn lenger oppe, her er lokale brukere aktivt engasjert i utforming av lovgivning og andre formelle retningslinjer for ressursbruk. Et fullverdig samarbeidende forvaltning finner man først når beslutningsfora er institusjonalisert, og det eksisterer et partnerskap av likeverdige partnere. Tilsvarende modeller for kategorisering av deltakelse brukes innen ulike disipliner, og er ikke et spesifikt trekk for forvaltningslitteratur (Pretty 1993).

Medvirkning på de høyere trinnene på stigen er vanligvis svært ressurskrevende, og dette kan i høy grad begrense lokale aktørers mulighet til å delta. Dette gjelder selvsagt i særlig grad grupper som er dårlig organisert som og som er lite fortrolige med de arbeidsformer som kreves (Skogen 2002), men også mindre organisasjoner får problemer med å stille opp på lik linje med heltidsansatte i forvaltning og næringsorganisasjoner (Wondolleck m. fl. 1996). Shindler & Cheek (1999) peker på at en svært viktig suksessfaktor i medvirkende forvaltning er at organisasjoner og lokale grupper tilføres ressurser og ytes den service om er nødvendig for at de skal kunne delta som fullverdige partnere.

Samtidig er det viktig å ha klart for seg at ikke alle forvaltningsspørsmål alltid kan eller bør allokere til lokale brukergrupper. Ikke bare er type ressurs avgjørende, men det kan også skorte på den nødvendige kompetanse eller vilje lokalt for å kunne drive forvaltning. Det er ikke alltid at sosiale, økonomiske eller politiske incentiver er åpenbare for de mange brukergrupper, og lokal forvaltning kan særlig bli vanskelig dersom det er snakk om ideologiske forskjeller i synet på forvaltning av en ressurs (Nielsen & Vedsmand 1999). Her er rovtalt et eksempel på hvordan ulike ideologiske forskjeller lokalt kan bidra til at en medvirkende forvaltning i form av deltakelse på beslutningsnivå så vel som på utøvende nivå kan være vanskelig, fordi ulike oppfatninger av rovtaltets eksistensrett rår i lokalsamfunnet. At forvaltning likevel blir ansett som langt mer legitim dersom lokale brukergrupper har vært involvert i deler av utformingen av forvaltningsmål og vedtak er ikke til å komme utenom. En følelse av eierskap til forvaltningsbeslutninger er av betydning for å skape aksept og respekt blant berørte brukergrupper (Kaltenborn & Thorsberg 1998).

Shindler og Aldred Cheek problematiserer likevel det velbrukte poenget om at deltakelse nødvendigvis vil skape aksept: *“If the people participating believe that their survival is at stake no amount of participation in the decision-making process will substitute for getting the answer out of the process which that group needs”* (Shindler & Aldred Cheek 1999). Med andre ord, dersom lokale deltakere oppfatter at deres livssituasjon vil radikalt endes av et beslutningsvedtak vil ikke egen medvirkning i prosessen skape større aksept dersom

ikke utfallet peker i deres favør. Medvirkning er altså ikke nødvendigvis noe trylleformular som gir løsninger alle vil være tilfredse med.

8.1.4.1 Mål og middel for medvirkende forvaltning

- Partnerskap inngås mellom offentlige forvaltningsinstitusjoner og lokale interessegrupper/aktører.
- Ansvar og makt fordeles mellom ulike aktører, krever en viss grad av desentralisering.
- Konfliktreduksjon mellom lokale interesser og offentlig forvaltningsmyndighet og større enighet rundt forvaltningsbeslutninger.
- Forutsetter vilje til samarbeid og dialog mellom brukere/lokale interesser og forvaltning.
- Behov for oppretting av egnede møteplasser og fora for samarbeid og dialog.
- Behov for grundig kartlegging av lokale interesser og mulige deltakere.

8.1.5 Fleksibel/responsiv forvaltning

Også for fleksibel forvaltning finnes det en rekke ulike definisjoner av begrepet (Callicott et.al. 1999, Lessard 1998, Walters 1990). Det ble først tatt i bruk på syttitallet av et tverrfaglig kanadisk forskerteam bestående av biologer og systemanalytikere. Teamet ble ledet av økologen Clarence Holling, som siden har skrevet mye om fleksibel forvaltning og som definerer det som en helhetlig prosess som kobler sammen vitenskap og sosiale verdier for å fremme en bærekraftig forvaltning av økosystemer (Holling 1978, Oglethorpe 2002)

Selv om mange naturforvaltere så langt har vært mest opptatt av å se på biologiske data i utformingen av forvaltningstiltak, er det viktig å integrere sosiale aspekter. Noe av årsaken til at fleksibel forvaltning kan sies å ha fått en økende oppmerksomhet over de siste tiårene er at det rår en mye klarere oppfatning av at samfunnet er i en kontinuerlig endrings- og utviklingsprosess. Dette gjør at forholdet mellom mennesker og deres fysiske og biologiske miljø får stadig større oppmerksomhet. Sett ut i fra en ide om endringsprosesser og samspill er det et viktig prinsipp å prøve å kartlegge interessentene i forvaltningen, og kartlegge og bruke deres synspunkter og kunnskap (Haney 1996). Når det her snakkes om interessenter kan dette omfatte svært mange grupper, alt fra lokale innbyggere, friluftsbukere, jegere, industri- og næringslivsinteresser, miljøgrupper osv.

Nettopp fordi økosystem og samfunn som bruker dem er i stadig endring er det viktig at forvaltningen er fleksibel med tanke på usikkerhet og kunnskapsmangel (op cit). Forvaltningens evne til å forholde seg til ny kunnskap er avhengig av flere elementer. Et av dem er om de har godt tilgang på informasjon, et annet er om det finnes vilje og kapasitet til å forholde seg til endring og aktivt justere forvaltningsmodeller i forhold til endringsprosesser (Lessard

1998, McLain & Lee 1996). Vilje til å inkorporere og bruke ulike typer informasjon i forvaltningsarbeid er et viktig poeng her, dersom ulike interessegrupper samles vil ulike typer kunnskap også bli frembrakt og diskutert. Tradisjonelt har forvaltningen ofte basert seg på "ekspertkunnskap", og å endre denne kulturen kan være vanskelig. Dette vil bli kommentert ytterligere i diskusjonen om vitenskapelig kunnskap versus såkalt erfaringsbasert hverdagskunnskap.

For di informasjon er en viktig del av en fleksibel og responsiv forvaltning blir altså et samarbeid mellom ulike interessegrupper og på tvers av forvaltningsnivåer viktig. Også i fleksibel forvaltning bør ulike interessenter bringes sammen på ulike stadier i en forvaltningsprosess for å diskutere de problemer som foreligger og for å utveksle den informasjon om situasjonen og ressursen som de enkelte grupper eller individer innehar. Men der medvirkende forvaltning vektlegger samarbeid i større grad, trenger nødvendigvis ikke fleksibel forvaltning innebære så stor grad av medvirkning. Derimot er det svært viktig å få relevant informasjon fra lokale aktører og brukergrupper ettersom all informasjon som frembringes er viktig for utformingen av klare mål for forvaltningen. Like viktig er det også at forvaltningsplaner og –mål blir revurdert og eventuelt omformulert etter hvert som det bringes frem ny kunnskap. Her finner vi noe av kjernen i fleksibel forvaltning, evnen til å ta opp i seg ny kunnskap og tilpasse seg denne. Kunnskapsutvikling og læring er derfor sentrale element innen fleksibel forvaltning. Handling gjennom hyppige evalueringer og endringer når det er nødvendig er andre viktige stikkord (Buck 2001, Johnson 1999, Luzadis m. fl. 2002, McLain & Lee 1996, Shindler & Aldred Cheek 1999). Med tanke på læreprosesser er disse ikke bare forbeholdt medarbeidere innen forvaltningen, men er også ment å omfatte de grupper eller organisasjoner som er deltaker i utveksling av informasjon og som berøres av forvaltningsvedtakene. For å få til kollektiv læring må en imidlertid ha en felles problemforståelse og et noenlunde sammenfallende syn på mulige problemløsninger. God kommunikasjon over tid mellom partene er da en viktig suksessfaktor (Buck 2001).

8.1.5.1 Mål og middel for fleksibel forvaltning

- Kunnskapsutvikling.
- Kontinuerlig revisjon av forvaltningsplaner og –tiltak, endring om nødvendig.
- Gjensidig læring.
- Behov for kartlegging av ulike interesser.
- Behov for samarbeid på tvers av ulike interessegrupper og forvaltningsnivå.
- Anerkjennelse og bruk av lokal kunnskap nødvendig.
- God flyt av informasjon og god kommunikasjon mellom ulike grupper viktig.

8.1.6 Konkurrerende kunnskapsformer - en utfordring for medvirkende og fleksible forvaltningsmodeller

Medvirkende og fleksibel forvaltning deler noen fellestrekk og

dermed også noen felles utfordringer. En av disse utfordringene består i å skulle bringe sammen til dels svært ulike partnere til å delta i forskjellige faser av forvaltningsplanlegging og -implementering. Det kan være problematisk å identifisere alle aktører og berørte parter som er aktuelle for slik deltakelse (Kaltenborn & Thorsberg 1998). Dette krever god oversikt fra forvaltningens side, samt klare initiativ fra lokale grupperinger som ønsker å delta, og som føler at de har interesser som bør fremmes eller forsvares gjennom en aktiv deltakelse.

En annen hovedutfordring er nært knyttet til dette første elementet. Når svært ulike parter skal jobbe sammen er det naturlig at det blir snakk om ulik informasjon, ulike perspektiver og ulike kunnskapstradisjoner som forsøkes integrert. Med små budsjetter og krav til raske avgjørelser kan det å skulle integrere ulike og ofte utradisjonelle partnere i arbeidet med forvaltningsplaner være en utfordring (Gray 2000, Selin & Chavez 1995). Det krever felles møteplasser, vilje blant deltakere til kommunikasjon samt en generell oversikt fra forvaltningens side over hvilke grupper som bør inkluderes.

Det kan se ut som om det er vanlig at de grupper som defineres som interessenter i forvaltningen ofte er organisasjoner som representerer ulike økonomiske interesser, miljøorganisasjoner og organisasjoner som representerer andre spesifikke interesser (Buck 2001, Wondolleck & Yaffee 2000). For øvrig brukes det også en del relativt vage samlebetegnelser på interessegrupper i litteraturen uten at det kommer frem hvem det her er snakk om. Det som det likevel er verdt å merke seg er at enkelte berørte grupper tidvis kan bli utelatt fra slike samhandlende prosesser (Skogen 2002). En årsak til det kan være de arbeidsmåter og kunnskapsformer som er dominerende i slike prosesser. Uansett hvor åpne og innovative medvirkende prosesser er tenkt å være, finner de likevel vanligvis sted innenfor relativt formelle strukturer og foregår over lengre tid (Shindler & Aldred Cheek 1999). Det er forvaltningen som definerer møteplasser og strukturer, noe som legger føringer for hvordan ulike synspunkter, interesser og kunnskap integreres i arbeidet med utforming av forvaltningsmodeller og tiltak. Her blir særlig synet på kunnskap et viktig punkt. Historisk sett har metoder for å forvalte mer komplekse systemer hatt sin bakgrunn innen et positivistisk rammeverk, hvor man har snakket om kunnskap av universell validitet (Blumenthal & Jannink 2000, Buck 2001). Det har imidlertid vært rettet kritikk mot denne tradisjonen. Særlig samfunnsfagene har sådd tvil om vitenskapens universalisme og pekt på viktigheten av lokal kunnskap og kultur i forhold til løsningen av lokale forvaltningsproblemer (Scoones & Thompson 1994).

De nye forvaltningstilnærmingene kan delvis si å ha oppstått som del av en større verdsetting av lokal kunnskap. I slike mer samarbeidende forvaltningsformer møtes to forvaltningsregimer / forvaltningskulturer. Den statlig forvaltning henter sin legitimitet og autoritet fra nasjonal lovgivning, tar utgangspunkt i universelle og relativt abstrakte normer og kriterier, med argumentasjon som er vitenskapelig fundert. Lokale forvaltningssystemer er mer basert på selvregulering og

bygger på tilknytning, bruk og nærhet til ressursene. Kunnskap blir stedsspesifikk, autoritet og legitimitet kommer fra lokale kunnskapssystemer, verdier og sosiale konvensjoner (Daugstad m. fl. 2000, Notzke 1995).

Til tross for tanken om å integrere lokal kunnskap i planlegging og forvaltning er det fremdeles slik at det som anses som vitenskapelig kunnskap har forrang i forhold til den mer tradisjonelle eller erfaringsbaserte hverdagskunnskap (McLain & Lee 1996, Usher 2000, Wondolleck & Yaffee 2000). Dette gjør at en likeverdig integrering av grupper, informasjon og kunnskap kan være vanskelig. Teorien tilsier at felles diskusjoner og innhenting av lokal kunnskap kan bidra til å legge grunnlag for bedre beslutninger og forståelse av komplekse problemstillinger, samt øke forståelsen mellom forvaltning og svært ulike interessegrupper. Utfordringen for forvaltere kommer når den endelige forvaltningspolitikken skal utformes. Hvordan skal man kunne klare å balansere disse interessene og kunnskapen når endelig forvaltningsvedtak skal utformes? Wondolleck og Ryan (1999) hevder at mye av problemet ligger i måten forvaltere (men også forskere) er vant til å jobbe på. Man har ofte langt større erfaring i å innta roller som ledere, kunnskapsleverandører og beslutningstakere enn som likeverdige partnere. Det er lang tradisjon innen både forvaltning og forskning for å se seg selv som eksperter, og da kan det by på store utfordringer å skulle se på tradisjonell kunnskap som viktig og relevant i forvaltningssammenheng. Et annet poeng er at økt medvirkning kan oppfattes som en trussel mot de ulike forvaltningseenhetenes innflytelse. Å skulle gi fra seg innflytelse er ikke enkelt uavhengig av hvorvidt en befinner seg på den ene eller den andre siden av bordet. En fare er derfor at en får prosesser som påberoper seg å være deltakende, men hvor lokal kunnskap og erfaring likevel ikke integreres i det endelige resultat.

Både forvaltningen og forskningen kan anklages for ikke alltid å ta tradisjonell kunnskap like alvorlig, men det er heller ingen tvil om at lokale interessegrupper også kan preges av skepsis og forbehold til formelle samarbeidsformer og akademisk kunnskap. Mistillit fra begge parter kan derfor være et av de elementene som gjør en medvirkende forvaltningstilnærming vanskelig. Enkelte grupper som befinner seg på vernesiden kan også frykte resultatene av en mer medvirkende forvaltning, fordi man er redd for at ressurser skal gjøres mer tilgjengelige for allmennheten og dermed også bli mer sårbare (Pearse & Wilson 1999).

En har imidlertid sett tendenser til at bruk av tradisjonell kunnskap etter hvert tillegges større vekt, blant annet inne viltforvaltning, forvaltning av verneområder, samt kyst- og fiskeforvaltning. Det har helt klart også betydning i forhold til overvåking av økosystemer og i klimaforskning (Berkes m. fl. 2001). Tradisjonell kunnskap har også stått i en særstilling i forhold til enkelte ressurser og i særskilte geografiske områder. Eksempler på dette finner vi blant annet fra Canada, hvor tradisjonell kunnskap har vært helt avgjørende i spørsmål om landforvaltning og urbefolkningens krav om forvaltningsrett av landområder. Som nevnt innledningsvis har

enkelte land med store urbefolkningsgrupper etter hvert fått relativt bred erfaring med forsøk på medvirkende forvaltningsformer og integrering av tradisjonell kunnskap.

Bruk av såkalt tradisjonell eller erfaringsbasert hverdagskunnskap har uansett en anselig betydning i forhold til å skulle legitimere forvaltningens beslutninger og vedtak. Det hersker imidlertid lite enighet om hvordan en skal gå frem for å integrere vitenskapelig basert kunnskap med den mer erfaringsbaserte innen forvaltningen. Mens enkelte hevder at det beste er å prøve å syntetisere kunnskapen fra de to tradisjonene, hevder andre at en dialog mellom to ulike kunnskapssystemer vil være det mest hensiktsmessige (Berkes m. fl. 2001). Her finnes det ingen klare svar, utover det å ha en åpen holdning til andre typer kunnskap enn det en selv besitter.

8.1.7 Erfaringer fra medvirkende og fleksibel forvaltning av naturressurser

Selv om mye av den litteraturen som finnes om medvirkende og fleksibel forvaltning opererer på et generelt teoretisk nivå, finnes det også en rekke case-studier fra ulike deler av verden som ser på slike forvaltningstilnærminger i forhold til relativt ulike ressurser. Blant annet er det skrevet svært mye om medvirkende og fleksibel fiskeriforvaltning (Holm m. fl. 2000, Jentoft m. fl. 1998, Pomeroy & Beck 1999). Selv om det først og fremst er erfaringer fra vilt og store rovdyr som er av interesse for denne utredning, har vi tatt med en kort oppsummering av enkelte erfaringer fra forvaltning av andre ressurser. Noe av begrunnelsen for å skue ut over erfaringene med rovvilt er nettopp at det innen dette området finnes relativt få eksempler. En skal ikke se bort i fra at det kan finnes rapporter og litteratur fra Øst-Europa hvor man har lang erfaring med forvaltning av rovdyr, men denne litteraturen synes ikke å være tilgjengelig i internasjonale databaser.

Det har heller ikke vært rom for å gå i detalj for hver enkel case-studie. Derfor vil det i det følgende kort bli beskrevet hvor forsøk med medvirkende og fleksibel forvaltning har vært prøvd ut, i forhold til hvilke ressurser og hvilke erfaringer en har kunnet trekke fra forsøket. Referansene til case-studiene gir mulighet for flere detaljer dersom det er interesse for det. Det viktigste i denne sammenhengen er å se på hva som har vært prøvd ut, og om noen av disse erfaringene kan brukes i forvaltningen av de store rovdyra. Et generelt problem i den litteraturen og de case-studiene som finnes er at få går i detalj omkring hvilke grupperinger som er trukket inn i forvaltningen, hvordan de er trukket inn og hvilken type myndighet de gis. Det som kommer mest tydelig fram er at deltakelse oftest ser ut til å foregå i utarbeiding av forvaltningsplaner. Den uklarheten som rår rundt hvordan organisering, utvalg av deltakere og delegering av myndighet foregår er en svakhet i svært mange case-studier. Det får konsekvenser for hvilke erfaringer som trekkes ut fra materialet. Det er kanskje nettopp disse punktene som blir interessante i forhold til bruk av slike modeller her hjemme, en større forståelse av hvem som får delta, hvordan utvelgning foregår

og hvilke type innflytelse som gis. Det er mulig at slike beskrivelser utelates fordi det kanskje anses som relativt opplagt fra artikkelforfatternes side, men for de leserne som ikke er kanadiere eller fra USA og har en grundig forståelse av disse forvaltningssystemene er det mye grunnleggende informasjon som er utelatt.

8.1.8 Erfaringer fra verneområder, nasjonalparker og beiteområder

Etablering av verneområder og nasjonalparker kan være et relativt konfliktfylt tema i forvaltningssammenheng, her har vi flere eksempler fra vårt eget område (Bjørkhaug 1998, Daugstad m. fl. 2000, Holmefjord 1996, Myklebust 1995). Initiativ til områdevern blir stort sett tatt på sentralt hold og det er ikke uvanlig at de parter som tidligere har kunnet benytte berørte områder relativt fritt for høsting av ressurser, rekreasjons- og næringsinteresser eller som føler sterk tilknytning til området opplever verneprosesser som ekspropriering. Slike oppfatninger og reaksjoner stiller verneprosessene i et dårlig lys, og det har nok bidratt til at en mer medvirkende tilnærming til slike prosesser etter hvert er blitt mer utbredt. En større oppmerksomhet rundt deltakelse er for øvrig blitt en viktigere del av mye av naturforvaltningsarbeidet her hjemme (Inst. Stort. no 24 (1992-93), Direktoratet for Naturforvaltning 1997). Å inkludere lokale interesser blir etter hvert ansett som en viktig forutsetning for å oppnå en bærekraftig forvaltning også ellers i Europa (Feyerabend & Buchan 1997, Pimbert 1995), og dette blir reflektert i femårsplanen for europeisk naturvernarbeid fra IUCN (The World Conservation Union) kalt "Parks for Life". Her blir viktigheten av en bred deltakelse i verne- og forvaltningsprosesser poengert (IUCN 1994).

En viktig årsak til at lokal deltakelse nå i økende grad anses som viktig har også opphav i det økende fokus på demokratiske prosesser og fordeling av makt nevnt innledningsvis i denne rapporten. Deltakelse gir økt legitimitet til forvaltningen og det å skulle dele informasjon og kunnskap på tvers av institusjoner er viktige forutsetninger for en vellykket områdeforvaltning (Stoll-Kleemann & O'Riordan 2002). Det samme gjelder en fleksibel tilnærming gjennom at forvaltningsplaner kontinuerlig modifiseres i forhold til ny informasjon og tilpasses til de forhold som måtte rå i området som vernes. Mye av litteraturen om til erfaringer fra medvirkende forvaltning av verneområder viser til eksempler fra utviklingsland og er derfor ikke inkludert her. Et raskt overblikk over litteraturen viser også at mange artikler tar for seg fordelene med medvirkende forvaltning uten å kunne vise til så mange konkrete suksesshistorier. Det hersker mye optimisme og entusiasme rundt medvirkende forvaltning, men svært ofte kommer en ikke lenger enn forsøk på konsultasjon med lokale brukergrupper (Buck 2001).

Det finnes imidlertid mange erfaringer fra verneprosesser i Norge. Her ser en at verneplanarbeidet har beveget seg gradvis bort i fra bruk av høringer basert på rene ekspertuttalelser og vurderinger, og mer i retning av lokal medvirkning (Daugstad m. fl. 2000, Kaltenborn & Thorsberg 1998,

Kaltenborn m. fl. 1999). Dette er viktig fordi det i verneplanprosesser ofte er strid om hvordan områder skal se ut, om miljøets verdier og de meninger naturen har for ulike grupper. Erfaringsmessig finnes det likevel ofte mange oppfatninger av vern av utmark som er felles for miljøforvaltning og lokale interesser, men ofte ender partene opp uten noe samarbeid fordi det finnes få møtefora og fordi det ofte er vanskelig å få til en god kommunikasjon mellom dem. I kapitlet om erfaringer fra medvirkende forvaltning i Norge vil vi komme tilbake med flere eksempler fra medvirkende forvaltning av nasjonalparker og verneområder.

En type områdeforvaltning som etter hvert blir mer utbredt og som krever større grad av fleksibilitet og nytenkning gjelder verneområder som strekker seg på tvers av landegrenser. Økologiske grenser følger som kjent ikke de nasjonale, og etter hvert har man i ulike deler av verden sett eksempler på etablering av verneområder går over flere ulike land. Etter hvert har man sett mange eksempler på dette i det sørlige Afrika blant annet mellom Zimbabwe, Mosambik og Sør-Afrika, mellom Sør-Afrika og Botswana, og mellom Sør-Afrika og Namibia²⁸. Det finnes også eksempler på dette i Asia, Sør-Amerika og etter hvert også i Europa. Fra Norge finnes eksempler på tilstøtende nasjonalparker/verneområder på begge sider av grensen til Sverige, for eksempel Femundsmarka – Rogen (Sverige) Femundsmarka er som kjent nasjonalpark, mens Rogen er et naturreservat som i praksis forvaltes som en nasjonalpark. Det er ikke etablert formelt transnasjonalt samarbeid om forvaltningen av disse områdene.

En fleksibel forvaltningsform er foreslått som en modell for forvaltning av transnasjonale verneområder, og man har antatt at dette vil fungere relativt komplementært til den trenden man hittil har sett om økt deltakelse av lokale brukergrupper i forvaltningen. Dette er ikke uproblematisk, fordi forvaltning over landegrenser ikke bare dreier seg om økologiske spørsmål, men også om politikk og nasjonal suverenitet. En ulikhet i forvaltningspolitikk eller forvaltningsmål sett i forhold til enkelte arter kan også være vanskelig. Forvaltning av store rovdyr krever for eksempel samarbeid mellom ulike nasjoner fordi dyra vandrer over større områder. Et eksempel på dette kjenner vi i forhold til ulv og andre rovdyr som krysser grensene mellom Norge og Sverige.

En fleksibel forvaltning som går over flere landegrenser krever åpenhet og god informasjon, gode kommunikasjonslinjer, lik deling av grenseressurser og at det tilgrensende land ikke skades gjennom egne aktiviteter. Der vilt og økosystemer skal vernes kreves det delt forvaltningsansvar og assistanse, dvs tettere samarbeid og forhandlinger. Agarwal viser til et eksempel fra Polen og Hviterussland, som er et av de første transnasjonale verneområder i Europa og som også er et av de områdene med størst biodiversitet (Agarwal, sitert i Oglethorp 2002). I dette området har det pågått mye felles utredninger om migrasjon av ulv og gaupe. Før 1993 var det lite samarbeid på tvers av grensene om dette, men dette har etter hvert endret seg. Agarwal fremmer forslag om å i større

grad benytte seg av en fleksibel forvaltningsmodell. Han peker på at ved å bruke flere lokale krefter til innsamling av data om rovdyrenes bevegelser, vil utgiftene til datainnsamling reduseres betraktelig. Videre peker han på hvordan lokale aktører ofte vil kunne gi bidrag til en bedre forståelse av det forholdet som finnes mellom rovdyr og annet vilt.

Studier av verneområder i Canada viser at det finnes en rekke ulike forvaltningsstrukturer og fordeling av myndighet i forhold til ulike geografiske områder. Det kan være interessant å merke seg at det er først og fremst i de nordlige delene at en mer medvirkende forvaltningstilnærming er blitt prøvd ut (Davies 1999, Haber 1988, Morgan 1993). En hovedgrunn til det er at det er i de nordlige områdene at de fleste urbefolkningsgruppene holder til, og her er det også reist en rekke krav om å få tilbakeført forvaltningsrett over land og ressurser, såkalte "land claims" til det som tradisjonelt sett har vært urbefolkningens områder. Vi må vel også anta at det har vært noe mindre kontroversielt å gi urbefolkningsgrupper en viss råderett over tynt befolkede, delvis arktiske områder, enn det ville vært å gi dem råderett over større områder i det tettere befolkede Sør-Canada. Der havner en naturligvis i en minst like problematisk situasjon som vi har når det gjelder samenes situasjon i Norden, hvor samene er i mindretall nesten over alt, og den ikke-samiske befolkningen også gjør krav på rettigheter til utmarka.

I Canada ble avtaler om landfordringene inngått fra slutten av syttitallet og utover til midten av nittitallet (Berkes m. fl. 2001). Gjennom avtalene som ble inngått ble en medvirkende ressursforvaltning, det vil si en maktdeling mellom lokale ressursbrukere og myndigheter formalisert, og hver avtale har en egen seksjon som tar for seg hvordan ansvar skal deles for forvaltning av fiske- og viltressurser. Det er også spesifisert hvordan forvaltningstyre og felles komiteer bør implementere sitt forvaltningsansvar. I disse avtalene ligger det også en enighet om hvordan gruppene som har fremmet krav om økt forvaltningsrett ("claimants") også skal delta i forvaltning av verneområder. Her er det snakk om områder med ulik grad av vern, men et fellestrekk er at når nye verneområder er etablert kan de såkalte "claimants" fremdeles benytte seg av tradisjonell høstingsrett. Et forvaltningsstyre blir også ofte etablert for verneområdet, og her er det representanter både for urbefolkningsgrupper og fra staten som deltar og som gir sine anbefalinger om forvaltning av området. I Canada er medvirkende ressursforvaltning formalisert ved at det er juridisk anerkjent og at det dermed også finnes et lovverk som sikrer at det implementeres (Berkes m. fl. 2001). Som nevnt tidligere har disse befolkningsgruppene også en lang tradisjon for bruk av land- og viltressurser, altså er disse ressursene viktige i den tradisjonelle økonomien. Næringsaspektet er en av de viktigste årsakene til at man har klart å oppnå avtaler mellom offentlige myndigheter og urbefolkningsgrupper, avtaler som åpner for en fortsatt tradisjonell innflytelse over lokale ressurser. Ut i fra dette kan en si at tradisjonen for en medvirkende forvaltning i Canada baserer seg på en søken etter et felles ståsted for statlig forvaltning og tradisjonelle rettighetshavere.

28 <http://www.peaceparks.org/>

Eksemplene herfra viser til flere ulike modeller fra forvaltning av verneområder i de nordlige områdene, men til tross for ulikheter dukker det opp noen felles spørsmål (Morgan 1993). Er det for eksempel mulig å oppnå felles målsettinger for stat og tradisjonelle brukere og mellom de ulike lokale brukergruppene? Kan alle deltakere og interessenter virkelig ansvarliggjøres? Og hvordan kan interessene til de gruppene som ikke deltar i slike medvirkende forvaltningsmodeller best ivaretas? Ikke minst, hvordan håndteres rettighetene til den delen av lokalbefolkningen som ikke tilhører noen urbefolkningsgruppe? Artiklene fra Canada gir ingen klare svar på disse spørsmålene som nok ikke bare er særegne for Canada, men for de fleste steder hvor det tas sikte på å øke medvirkning og fleksibilitet innen forvaltningen.

Fra USA finnes det også flere case-studier av medvirkning i forvaltning av større beiteområder og fleksibel forvaltning av nasjonalparker. Et eksempel som omhandler beiteområder i Wyoming tar opp et viktig tema i diskusjonen om medvirkende forvaltning (Paulson 1998). Hvordan oppnår man enighet mellom et mangfold av interessenter og deltakere? Spørsmålet kan ses i forlengelse av spørsmålet om mulighet for felles målsetting fra de kanadiske eksemplene. I Wyoming har man siden 1986 drevet forsøk med det man har kalt "koordinert ressursforvaltning" (coordinated resource management), som baserer seg på prinsipper om medvirkning. Ulike interessegrupper er ment å delta i beslutningsprosesser og komme frem til felles forståelse og løsninger på forvaltningsspørsmål. Flertallet av deltakerne er rancheiere eller representanter fra offentlig forvaltning, og erfaringer fra dette studiet viser at i de tilfeller hvor interesser eller verdier er kommet i konflikt med hverandre har ikke medvirkende forvaltningsformer vært særlig vellykkede. Dette er en viktig grunn til at enkelte grupper heller ikke inviteres til å delta i slike beslutningsfora. Deltakere blir invitert på et ad-hoc-basis, aktører med helt åpenbar status som "berørt" kontaktes, mens miljøaktivister og andre som kan tenkes å polarisere debatten ikke blir invitert. Selv om de fleste møter er åpne for publikum blir de ikke annonsert i forkant. Flere av studiens informanter pekte på at tid var et viktig argument for hvorfor ikke enkelte grupper ble invitert til å delta. Et svært viktig moment fra studien er spørsmålet om legitimitet. Rancheiere framhever sin egen legitimitet i forhold til å ta beslutninger og komme med forslag til forvaltning på grunn av sitt lange tradisjonsrike forhold til de landområdene de benytter seg av. At de har sterke økonomiske interesser i disse landområdene ser de også på som et avgjørende punkt i forhold til den innflytelse de føler de bør ha. Friluftslivsutøvere og miljøvernere påberoper seg også ha et sterkt forhold til naturen i området, men disse blir ikke tillagt samme legitimitet av rancheierne fordi de ikke bor i de områdene hvor de føler tilhørighet. Slike legitimitetsspørsmål og konflikter om grunnleggende verdier synes ofte å være sterkt tilstede i forsøk på medvirkende forvaltning.

Amerikanske erfaringer fra nasjonalparkforvaltning går i samme retning som det man ser her hjemme, en mer integrert og medvirkende forvaltning er ønskelig. I det som kalles "The Greater Yellowstone Ecosystem", et område som

strekker seg over ca 7.6 millioner hektar i Rocky Mountains er det etter hvert gjort mye forskning både av ren biologisk art og på bruk av ulike forvaltningsformer (Freemuth & Cawley 1998, Goldstein 1992). Også her står man overfor en del av de utfordringene man kjenner fra Norge, for eksempel konflikter mellom lokale og nasjonale interesser, og mellom ulike interessegrupper. Hvordan vitenskapen og diskursen om demokrati skal forholde seg til hverandre fremheves også som et viktig problemfelt. Her pekes det på hvordan landets innbyggere til syvende og sist er eiere av verneområdene, men hvordan det vil være feilslått å overse lokale hensyn samtidig som man heller ikke kan ta for mange lokale hensyn i forvaltningen. Det gis imidlertid ingen klare svar på dette dilemmaet utover lengre offentlige høringer (Freemuth & Cawley, 1998). Mye av denne litteraturen gir heller ikke noen god beskrivelse av hva som faktisk gjøres i forsøkene på å få til medvirkende og fleksibel forvaltning og diskuteres derfor ikke videre.

8.1.9 Generell viltforvaltning og forvaltning av store rovdyr

Som tidligere nevnt er det relativt mange eksempler fra Canada i forhold medvirkende forvaltning, både når det gjelder fisk- og viltressurser (Berkes m. fl. 2001, Pearse & Wilson 1999, Treseder 1999). Bakgrunnen for en slik utvikling av disse forvaltningsmodellene er allerede diskutert. Viltforvaltningen i Canada er basert på et prinsipp om at vilt ikke eies av noen før det fanges eller drepes, men forvaltes av statsmakten på vegne av landets innbyggere. I følge historiske avtaler har urbefolkningsgruppene i Canada spesielle rettigheter til vilt. Likevel finnes det ikke eksempler på at all myndighet er delegert til lokalsamfunnene, fordi sentrale myndigheter alltid vil ha den lovgivende makt. Derfor skjer all medvirkende forvaltning i Canada innen denne konteksten: makt og ansvar deles mellom sentrale myndigheter og lokale ressursbrukere (Berkes m. fl. 1991, Treseder 1999). I følge Treseders evaluering av medvirkende viltforvaltning i Canada ser det ut til at denne type forvaltningsmodell er stadig økende i omfang. Selv om forfatteren peker på at mange slike forsøk enda ikke har blitt evaluert konkluderer han med at lokal medvirkning har vist seg å være ganske vellykket, særlig med tanke på å fungere konfliktdepende i forholdet mellom statlige viltforvaltningsinstitusjoner og urbefolkningsgrupper. Videre har det hatt en positiv effekt på innsamling og utveksling av informasjon om viltressurser. En av de relativt generelle lærdommene som forfatteren trekker er at det stadig er stort behov for å bygge opp kapasitet på alle nivåer for å kunne få slikt samarbeid til å fungere. Alle parter må være innstilte på samarbeid dersom en slik forvaltningsmodell skal la seg gjennomføre. Et annet viktig punkt dreier seg om å bestemme hvilken rolle lokale ressursbrukere skal få spille i en medvirkende forvaltningsmodell og se på hvilke økonomiske konsekvenser en slik modell får. Det gis ingen klare svar til disse spørsmålene.

Som nevnt er det ikke uproblematisk å skulle integrere ulike erfaringer og synspunkter i forvaltningsplanlegging og imple-

mentering. Det er også en av erfaringene som understrekes i de kanadiske eksemplene, hvordan skal man forholde seg til den tradisjonelle kunnskapen? Dette er ikke et spesifikt problem for Canada, men illustrerer et av problemfeltene som kan dukke opp dersom stat og brukere skal inngå et samarbeid. Rent teoretisk har man likevel stadfestet at en slik integrasjon av kunnskap vil gi de beste forutsetninger for beslutningstaking og økt forståelse mellom ulike parter. I eksemplene fra Canada er det for øvrig kun i et av de nordlige områdene at det føres en formell politikk i forhold til bruk av den tradisjonelle økologiske kunnskapen (Treseder 1999).

Pearse og Wilson gir et konkret og svært detaljert eksempel på medvirkende fisk- og viltforvaltning fra Quebec som illustrerer hvordan utstrakt bruk av rådgivende utvalg er ment å fungere som kanal for interessegrupper, og bidra til utveksling av informasjon for å kunne ta beslutninger og redusere konflikter (Pearse & Wilson 1999). De såkalte "Zones d'Exploitation Contrôlée"(ZEC) har ansvaret for fisk og vilt i områdene rundt Quebec, en ordning som har eksistert siden 1978. Kort fortalt er dette et system som benytter seg av lokalt baserte organisasjoner som gis myndighet til å regulere og forvalte fiske og jakt i bestemte områder, og til å innkreve avgifter for å dekke sine driftskostnader for eksempel gjennom salg av jakt- og fiskekort. Her ligger det fire hovedprinsipper til grunn som går på bevaring av fisk- og viltressursene, lik tilgang til disse ressursene, at deltakelse av interesserte parter må finne sted innen et demokratisk system, samt at driften av såkalte ZEC må være økonomisk selvberende. Systemet har noen sammenfallende elementer med det norske driftsplanprosjektet. Det er organisert på en slik måte at føderale myndigheter gis anledning til å peke ut forvaltningsområder (ZEC), hvor lokale interessegrupper som ønsker å drive fisk eller viltforvaltning kan tildeles forvaltningsansvar. Forvaltningsansvaret gis til et "ZEC agency", en styringsenhet som er åpen for alle betalende medlemmer av interessegruppen. Disse velger en president og et styre som skal administrere arbeidsoppgaver på en frivillig basis. Styret kan utarbeide forvaltningsplaner for en ressurs, men må ha 2/3 av generalforsamlingens stemmer for å kunne iverksette dem. De må også godtas av offentlige forvaltningsmyndigheter, noe som innebærer at forvaltningen vil kunne overprøve vedtak.

Organiseringen av ZECs er ikke uten spenninger. Blant annet er det uenighet om hvilke organisasjonsstruktur man skal ha, hvilke interesser som bør representeres og hvilket juridisk mandat som det skal jobbes etter. Tidligere var det hovedsakelig bare frivillige jegere og fiskere som deltok i disse gruppene, men etter hvert er det også mange urbefolkningsgrupper og representanter for turistnæringen som også ønsker å delta. Det oppstår lett spenninger mellom de som sitter i styret og de som ikke gjør det, og mellom interessegrupper som er involvert i en ZAC-organisering og de som ikke er det. Organiseringen har likevel erstattet mer private ordninger og med dagens system synes det som ressursene er langt mer tilgjengelige for allmennheten, noe som også har vært en viktig målsetting (op.cit.).

Et annet interessant eksempel på medvirkende viltforvaltning viser også blandete erfaringer. Her er to forvaltningssystemer for caribou (amerikansk reinsdyr) sammenlignet for Alaska og Canada. Artikkelforfatternes hypotese var at involveringen av kanadiske brukere i forvaltningen ville gjøre den mindre konfliktfylt enn den mer hierarkiske modellen fra Alaska (Kruse m. fl. 1998). I Canada ble det opprettet et såkalt "co-management" styre for caribou i 1982 bestående av lokale brukere, biologer, forvaltere og representanter for regionale myndigheter. Styret møtes 2-3 ganger i året for å diskutere forvaltnings spørsmål og har en rådgivende funksjon i forhold til områdemyndighetene, i tillegg til å ha besluttende myndighet innen gitte rammer. I Alaska har man regionale råd med tradisjonelle brukergrupper og ansatte fra offentlig ressursforvaltning som gir anbefalinger til et offentlig viltstyre (Alaska Board of Game) som igjen får råd fra biologer. Ut i fra de sammenligninger som er gjort har man funnet ut at i forvaltningsstyrer som består av både offentlige representanter og lokale brukergrupper viser det seg ofte at de offentlige representantene blir mer mottakelige for brukernes krav og behov. Men i strid med det man hadde forventet viser det seg at brukergruppers direkte deltakelse i slike forvaltningsstyrer ikke nødvendigvis medfører at de lokale brukerne som ikke deltar i et forvaltningsstyre vil akseptere forvaltningens tiltak. Det kan skyldes at samarbeidet som brukerrepresentantene føler at de har med forvaltningen ikke gir tydelige resultater i de berørte områdene, og dermed endres ikke lokal oppfatning i særlig grad. Kommunikasjon fra lokale brukere til offentlig forvaltning har derimot bedret seg, selv om informasjonsflyten i motsatt retning er relativt treg (op.cit.). Denne case-studien er et godt eksempel på at ikke alle konflikter løses ved forsøk på deltakelse, men at det må jobbes mye med informasjon og kommunikasjon på alle nivåer. Brukerrepresentantene må ha god kontakt med brukerne på lokalt nivå, og disse må virkelig føle at deres syn blir fremmet gjennom representanten dersom de skal akseptere de tiltak som vedtas.

Viltforandringen i USA synes også å være i endring og det iverksettes nå programmer som fokuserer på interessegrupper og konsekvensene av viltforvaltningstiltak for disse (Riley m. fl. 2002). Tradisjonelt har viltforvaltningen operert etter noen få retningslinjer, en av disse har vært ideen om en slags "autoritær ekspertise", som innebærer at viltbiologene i kraft av sin utdanning og erfaring skulle ta de fleste viltforvaltningsbeslutninger. Beslutningene har vært basert på noen innspill fra enkelte interessegrupper, men det har ofte vært slik at deltakelse fra denne siden er begrenset når beslutninger skal tas. Etter hvert har dette endret seg noe, og man ser blant annet behovet for å integrere ulike fagdisipliner i forvaltningen og anerkjenner at ulike interesser har ønske om å delta i beslutningsprosessen (op.cit.). Fordi interessegrupper er ulike og har ulik agenda, vil dette påvirke forvaltningstiltak og effektene av disse ulikt. Forskning fra dette feltet i USA viser at gruppene som ønsker innflytelse og deltakelse er grupper som kan ha kulturelle, sosiale, økonomiske eller politiske interesser de ønsker å ivareta. Flere lokale forvaltningstiltak eller det som kalles "co-management arrangements" blir i følge Riley m. fl. utviklet for å dele

ansvaret mellom statlige forvaltningsenheter, lokale interessegrupper og lokal forvaltning, men det finnes få studier som kan illustrere denne nye tendensen.

Heller ikke på rovdysiden finnes det mange amerikanske studier som ser på medvirkning og fleksibilitet i rovviltforvaltningen. Mye forskningslitteratur fra Nord-Amerika omhandler lokale gruppers holdninger til reetablering eller reintroduksjon av store rovdyr i nærområder, mens det er få artikler som retter fokus mot hvordan slike grupper deltar i forvaltningen av rovdyra (Lohr m. fl. 1996, Pate m. fl. 1996, Tucker & Pletscher 1989). Med tanke på reintroduksjon eller reetablering er dette særlig i forhold til ulv og nasjonalparker. Det kan sies at dette representerer en noe ulik situasjon til den vi står overfor i Norge i dag, men på den annen side finnes det også enkelte likhetstrekk gjennom at reintroduksjonen av ulv i USA har mange av de samme konflikttrekkene som vi kjenner fra rovdyrforvaltning her hjemme. I USA har man sett at reintroduksjon av ulv ikke betraktes bare som en historie om selve ulven, men mer som en historie om folk og deres kamp for å få lov til å være med på å avklare fremtidig bruk av det man betrakter som egne områder (Wilson 1997). En medvirkende forvaltning kan kanskje synes spesielt viktig når det gjelder reintroduksjon av arter (Jacobson & McDuff 1998), fordi biologer kan studere de økologiske konsekvensene av reintroduksjon i årevis, men likevel mislykkes fordi man ikke har støtte for reintroduksjonsprosjekter lokalt.

Erfaringer fra forvaltning av store rovdyr i Rocky Mountains bekrefter en økende erkjennelse av at forvaltningen må ta de ulike interessegruppene med i arbeidet med å utforme en forvaltningsmodell (Primm & Clark 1996). Her er det også snakk om de store arealer som blir tatt i bruk i forvaltningen av rovdyr og som ofte kommer i konflikt med menneskelig aktivitet. Likevel har ikke forvaltningen presentert en mer medvirkende forvaltningsmodell, men forfatterne skisserer hvordan dette kan løses og hvordan det kan bidra til å dempe konfliktnivået. De peker som Wilson (1997) på at konfliktene kan være et surrogat for andre typer konflikter, for eksempel angående vern eller bruk, statlige eller lokalt baserte rettigheter osv.

Når det gjelder erfaringer fra medvirkende eller fleksibel forvaltning av store rovdyr i Europa foreligger det heller ikke mange case-studier, selv om det i mange europeiske land finnes bestander av gaupe, ulv og bjørn. Fra disse områdene kan det kanskje finnes erfaringer og publikasjoner omkring rovdyrforvaltning og fra bruk av medvirkende og fleksible forvaltningsmodeller, men i såfall er ikke mye av dette tilgjengelig i internasjonale databaser. En mulig forklaring kan være at rapporter kun publiseres nasjonalt, eller at mange forvaltningserfaringer ikke publiseres i det hele tatt. Språkmessige hindringer kan også være en årsak til at ikke mer litteratur synes å være tilgjengelig. Det er først og fremst gjennom enkelte nettsider at det finnes tilgjengelig infor-

masjon om rovviltprosjekter og publikasjoner fra disse landene.

På internettsidene til "Large Carnivore Initiative for Europe" (LCIE) kan man for eksempel lese at det finnes enkelte medvirkende forvaltningstiltak for rovdyr i Europa²⁹. LCIE er et samarbeid mellom WWF og organisasjoner og eksperter i 17 europeiske land. Samarbeidet ble startet i 1995 og involverer i dag 25 land (Boitani 2000). LCIE har som formål å forvalte og gjenoppbygge rovviltbestander over hele Europa i samarbeid med lokalbefolkningen (Schroder 1998). Det er utarbeidet handlingsplaner for forvaltning av store rovdyr i Europa, hvor blant annet behovet for tverrnasjonal forvaltning understrekes. Handlingsplanene er relativt omfattende og tar også for seg hvordan forvaltningen av for eksempel ulv bør ta sikte på å bli lokalt lønnsom, gjennom for eksempel rovdyruturisme og rovdysentra. Like viktig er fokus på lokal deltakelse i forvaltningen, det understrekes hvordan offentlig aksept er nødvendig for at forvaltning av ulv skal kunne betegnes som vellykket. En slik aksept antas å springe ut av lokal deltakelse i forvaltningen, blant annet gjennom at det blir etablert forvaltningsstyresom skal involveres i forvaltningsplanlegging. En form for medvirkning har man blant annet vært brukt i utformingen av forvaltningsplaner for ulv i Yukon territoriet (Canada), Wisconsin (USA) og i Brandenburg (Tyskland) (Boitani 2000). At ikke alle lokale interesser kan delta i slike styringsorganer er åpenbart, og derfor pekes det viktigheten av å kartlegge hvilke verdier og verdysyn som finnes lokalt før deltakerne velges til et styre. Videre understrekes det at forvaltningsstyresom ikke bare må involveres i en planleggingsprosess, men at de bør følge forvaltningen videre på alle trinn, både når det gjelder implementering, kontroll og overvåking. Hvorvidt dette har skjedd som et resultat av planene sies det imidlertid ingenting om (op.cit.).

Et eksempel på samarbeid som nevnes på LCIEs hjemmesider er fra forvaltning av iberiske gaupe i Toledo og Sierra Morenafjellene i Spania³⁰. Her er avtaler inngått mellom blant annet WWF og eiere av lokale jaktfarmere mht bevarende tiltak for denne arten. Hvordan slike avtaler forhandles og nøyaktig hvem som deltar sies det ingen ting om, og det er ikke utarbeidet noe mer skriftlig materiale om denne type samarbeid, som hevdes å fungere konfliktdependende på forholdet mellom lokale ressursbrukere og forvaltningsmyndigheter i området. Konferansen om den iberiske gaupen som ble holdt i Spania i oktober 2002 viser også til at forvaltningsavtaler inngått mellom private grunneiere og verneorganisasjoner har fungert positivt for det truede rovdyret i Spania³¹. Slike avtaler blir her fremhevet som svært viktige i det videre forvaltningsarbeidet, særlig med tanke på å redusere arealbrukskonflikter, samt i arbeidet med å endre holdninger til rovdyr.

På de samme nettsidene finnes også informasjon om "Carpathian Large Carnivore Project" som foregår i de rumenske Karpatene. Prosjektet ble grunnlagt i 1993 av "The

29 <http://large-carnivores-lcie.org/public>

30 <http://large-carnivores-lcie.org/public.htm#hd>

31 <http://www.large-carnivores-lcie.org/lcielynx.doc>

Wildlife Society" i München i samarbeid med den rumenske statskogadministrasjonen. Formålet har vært å etablere en lokalsamfunnsbasert forvaltning av store rovdyr og deres habitat gjennom en integrert forvaltningstilnærming. Et slikt integrert samarbeid tar for seg fire områder som er relativt avhengige av hverandre, forskning, forvaltning, rural utvikling og økning av allmennhetens kunnskap (Promberger 2000). Det vises til hvordan lokal småskalaturisme kan være et viktig verktøy i vern og forvaltning av ulv, bjørn og gaupe. Samarbeid om prosjektet foregår mellom stat, nasjonalpark og lokalsamfunn, og øvrige samarbeidspartnere er det rumenske jegerforbundet, økoturismeorganisasjoner, og det rumenske miljødepartementet. Hvordan et slikt samarbeid foregår mellom svært ulike partnere beskrives dessverre ikke nærmere (Goodwin m. fl. 2000). Her gis også eksempler fra rovdyruturisme i andre land, blant annet fra Polen og Italia. Begge steder er det snakk om utvikling av økoturisme i nasjonalparker, hvor rovdyra inngår som en viktig del av vern og attraksjon. Her er det ikke snakk om lokal deltakelse i selve forvaltningen av rovdyra, i stedet fokuseres det på hvordan økonomisk gevinst for lokalbefolkningen bidrar til å øke deres aksept for rovilt i området. At slike områder ikke er uten interessekonflikter blir påpekt, blant annet viser man til hvordan det kan oppstå interessekonflikter mellom lokale bønder og jegere og den voksende turistindustrien. Det er beklagelig at det ikke foreligger mer informasjon om de erfaringer man har fra disse områdene, særlig i forhold til lokal deltakelse i forvaltning.

Det er et generelt problem for mye av den informasjonen og de kortere fagrappportene som foreligger at de ikke tar for seg hvordan samarbeidsformene fungerer, eller mellom hvem samarbeidet foregår. Et annet svakt punkt er at det meste ser ut til å være produsert av naturvernorganisasjoner, slik som WWF. Dette i seg selv er ikke noe stort problem, hovedproblemet ligger i at det ikke ser ut til å foreligge mye annen informasjon slik at det finnes et grunnlag for sammenligning. Det gjør at det blir usikkert hvorvidt alle sider av slike forsøk på samarbeidende forvaltning blir synliggjort.

8.1.10 Norske erfaringer fra medvirkende eller fleksibel forvaltning

Som nevnt innledningsvis brukes uttrykk som medvirkende og fleksibel forvaltning ofte om hverandre. Nettopp på grunn av uklare definisjoner og varierende bruk av begrepene er det vanskelig å peke på klare eksempler på medvirkende og/eller fleksibel forvaltning her til lands. Det finnes imidlertid mange tiltak som inneholder elementer av disse modellene. Her tenker vi særlig på eksempler hvor ulike interessegrupper på ulike nivåer integreres i forvaltningen og der hvor det foregår en gjensidig informasjonsflyt mellom lokale interessegrupper og forvaltningsenheter. Det kan selvsagt diskuteres hvorvidt en kan kalle informasjonsutveksling for reell deltakelse. Mange vil først og fremst hevde at deltakelse er reell når det er snakk om å ta beslutninger, men vi vet at informasjonsflyt og kommunikasjon er viktige elementer og forutsetninger for både medvirkende og fleksibel forvaltning.

Så langt har medvirkning først og fremst vært diskutert i forhold til verneområder, vilt og store rovdyr. Eksemplene fra Norge er også hentet fra de samme temaområdene. Selv om det for eksempel internasjonalt og nasjonalt er skrevet svært mye om medvirkende fiskeforvaltning er ikke dette inkludert her.

8.1.10.1 Etablering og forvaltning av verneområder

Tradisjonelt har forvaltningen ofte oppfattet lokal medvirkning som et spørsmål om å gi mer informasjon til berørte parter, og gi lokale aktører muligheter til å komme med innspill i en prosess som forvaltningen styrer. Prosessen er preget av et enveisforhold (Kaltenborn & Thorsberg 1998). Formelt foreligger det klare retningslinjer for hvordan etablering og forvaltning av verneområder skal foregå. Forut for opprettelsen av et verneområde skal det foregå en omfattende høring hvor både lokale og sentrale instanser gis anledning til å fremme synspunkter på verneforslaget. Det er Fylkesmannen som får oppdraget om å legge fram et verneforslag, men dette skal sendes både på lokal og sentral høring. Arbeid med en forvaltningsplan starter ofte opp etter at et vernevedtak er truffet, men noen ganger kan det skje at verneforslag og forslag til forvaltningsplan sendes ut på høring samtidig dersom forvaltningen ser det som hensiktsmessig. I utarbeidelse av forvaltningsplaner peker man på viktigheten av å samarbeide med berørte kommuner og ha god kontakt med grunneiere og rettighetshavere når slike utkast skal utarbeides. På denne måten skal både lokale interessegrupper og aktører på mer sentralt nivå gis mulighet til å komme med innspill og innsigelser før forslaget blir behandlet i regjeringen (Områdevern og forvaltning, DN håndbok nr 17 2001). Det er kommune og fylkeskommune som vurderer hvordan en lokal/regional medvirkning best kan finne sted. Sammen med Fylkesmannen skal disse instansene også drøfte behov og sammensetting av lokale referansegrupper og rådgivende utvalg.

Slike høringsrunder har ofte blitt sett på som et element av lokal medvirkning i forvaltningen. Her er det viktig å være klar over at det er snakk om medvirkning i en planleggingsfase, noe som kan utvikle seg til å bli en enveisprosess hvor medvirkning blir et spørsmål om utvidet informasjon fra forvaltningen til de berørte parter. Prosessen er styrt og definert av forvaltningen. Det samme kan sies om etablering og behov for referansegrupper og rådgivende utvalg, det er offentlig forvaltning som har myndighet til å vurdere om slike grupper og utvalg skal opprettes eller ikke. Det er altså i liten grad snakk om noen form for toveisprosess hvor gjensidig læring, informasjonsutveksling og integrering av ulike kunnskapstyper vektlegges.

Når et område først er vedtatt vernet, er det Direktoratet for Naturforvaltning som fastsetter hvem som har forvaltningsmyndighet for verneområdet. Tidligere lå dette ansvaret hos Miljøverndepartementet og deretter hos Fylkesmannen. Etter hvert har det skjedd flere endringer. I forbindelse med MIK-reformen (miljøvern i kommunene) tidlig

på nittitallet fikk 16 kommuner delegert forvaltningsansvar for til sammen 100 områder. Verken kommuneloven eller naturvernloven åpner for at kommunene kan pålegges forvaltningsmyndighet, og tilbudet er derfor basert på en avtale mellom kommunene og Direktoratet for Naturforvaltning. I et tilbud fra 1998 fikk 400 kommuner med verneområder tilbud, og ca 100 sa seg interesserte i å ha denne myndigheten. Manglende støtteordninger var en av årsakene til at mange kommuner takket nei til forvaltningsmyndighet. Behandlingen av nasjonalparkplanen i Stortinget i 1993 etterlyste mer lokal folkevalgt medvirkning i forvaltningen. I 1996 ba Stortinget om 3 prøveområder: Setesdal Vesthei Ryfylkeheiane, Forollhogna og Verdal/Snåsa/Lierne. DN ønsket et fjerde område: Dovrefjell-Sunndalsfjella, og per i dag er det igangsatt prøveprosjekt med kommunal forvaltning i disse fire nasjonalparkene. For det sistnevnte området har man etablert noe kalt "Dovrefjellrådet" som er et samarbeidsorgan mellom kommune, fylkeskommune og fylkesmenn (DN faktaark 12: 2002). Dette organet tegner til å bli et politisk organ: fra siste møte i rådet holdt i oktober 2002 er det fremmet forslag om at hver kommune og hver fylkeskommune skal ha en folkevalgt og administrativ representant i rådet, men kun en stemme. I prinsippet er det da den folkevalgtes stemme som skal høres, og DN og fylkesmenn skal kun ha tale- og forslagsrett. Ulike organisasjoner er ikke representert i dette rådet.

Det er allerede iverksatt evalueringer av de fire prøveprosjektene, men foreløpig har de pågått over så kort tid at modellene for forvaltningen enda ikke er ferdig utviklet og det er for tidlig å trekke noen slutninger i forhold til om det har bidratt til økt oppslutning og en mer effektiv forvaltning.

Det er også gjennomført en del studier av medvirkning i forbindelse med etablering og utvidelse av verneområder og nasjonalparker. Myklebusts studier fra Forelhognaområdet peker på hvordan fylkesmennenes miljøvern-avdelinger har arrangert folkemøter for å involvere lokale brukere i verneplanprosesser, noe det har vært bra respons på (Myklebust 1995). Et annet resultat er at man har opprettet kommunale referansegrupper som skal fungere som forbindelsesledd mellom forvaltning og befolkning. Det er delte meninger om effekten av slike referansegrupper, og noen føler seg som gisler for forvaltningen og synes at de har minimal innflytelse (op.cit.). Et viktig poeng i denne sammenheng er at slike organer nok er relativt demokratiske, men kanskje ikke så representative for alle lokale meningsbilder (Daugstad m. fl. 2000). Skal slike referansegrupper ha noen funksjon, handler det svært mye om forvaltningens evne til å ta inn over seg de tilbakemeldinger som kommer, slik at referansegruppene ikke bare ender opp med å spille en rolle som systemets medvirkende alibi. En kan lett bli fanget i en situasjon av enveiskommunikasjon, dersom man ikke er spesielt bevisst på referansegruppenes rolle.

For Hardangervidda har forvaltningen vært utradisjonelt lagt opp gjennom kommunale tilsynsutvalg med delegert myndighet til å behandle søknader om motorferdsel, nydyrking og oppføring av bygninger i forbindelse med landbruk, jakt og fiske. Statsskog Vestlandet fikk et overordnet for-

valtningsansvar, og Rådet for Hardangervidda ble opprettet, et rådgivende utvalg med representanter fra kommuner, fylke, departement, grunneierorganisasjoner, fjellstyre, friluftsliv- og naturvernorganisasjoner (Petersen 1997). Denne relativt medvirkende forvaltningsformen er etter hvert blitt strammet noe inn fordi man har sett med bekymring på de lokale tilsynsutvalgenes liberale og ulike praksis, særlig i forhold til motorferdsel. De kommunale tilsynsutvalgene er erstattet av statlige fylkesvise utvalg. Med andre ord kan medvirkningen i forvaltningen synes å ha blitt noe reversert. Samtidig er det ikke uvanlig at det samarbeides over kommune- og fylkesgrenser i forhold til områdeforvaltning, også når det er snakk om medvirkning i forvaltningen.

I Kaltenborns og Thorsbergs studie fra utvidelse av Rondane nasjonalpark er mye av fokus rettet mot lokalbefolkningens vilje til deltakelse (1998). Informanter ble blant annet spurt om deres interesse for å delta i ulike oppgaver knyttet til oppretting og forvaltning av verneområder. Her viste det seg at det var minst interesse for å delta i oppsyns- og registreringsarbeid, og for å delta i grupper som skal utarbeide forslag til planer og nye verneområder. Derimot var det størst interesse for å bidra til diskusjoner om hva som er akseptable grenser for ferdse og inngrep, identifisere verdier knyttet til kulturmiljø, historie og lokale tradisjoner og livsstil. Når det gjelder hvem som var mest interessert i å delta omfattet dette gruppene som var mest økonomisk avhengige av utmarksressursene (op.cit.). Dette er et viktig, men ikke overraskende, poeng i forhold til arealbruk og etablering av nasjonalparker og verneområder. Ofte har sterke næringsinteresser vært til stede i de områdene som foreslås vernet, og særlig gjelder dette primærnæringer. Å integrere lokale hensyn både på planleggingsstadiet og i selve områdeforvaltningen er da viktig, slik at en kan komme frem til bruksløsninger som er akseptable både for offentlig forvaltning og lokale brukere. Mange brukergrupper vil se på seg selv som en type lokale områdeforvaltere og kan føle det som en provokasjon at forvaltningen planlegger og beslutter uten å ta hensyn til deres synspunkter og erfaringer.

Reindriftsnæringsna kan synes å skille seg ut fra øvrige primærnæringsinteressene når det gjelder synet på lokal versus sentral forvaltning. Hvorvidt dette er en generell tendens innen reindriftsnæringsna eller om det er et stedsspesifikt fenomen, er det vanskelig å si noe om ut fra studien som peker på nettopp dette fenomenet. Den er gjort i reindriftsområder i Nord-Trøndelag, og viser hvordan reindriftsnæringsna ser mange negative sider ved lokal forvaltning (Prestbakmo 1998). Her vises det til hvordan all erfaring tyder på at en økt lokal forvaltning betyr ulemper for reindriften. Blant annet nevnes farene ved en liberal hyttebyggingsspolitikk, liberalisert motorferdsel i utmark, og at samiske interesser ofte overkjøres av det ikke-samiske flertallet. Det kan altså synes som om det rår en del ulike oppfatninger lokalt om gevinsten ved å ha økt lokal medvirkning i forvaltningen, avhengig av hvilke interesser man representerer. Funn fra Forelhognaområdet og Rondane viser også at det ikke er uvanlig å mene at lokal forvaltning fører til forskjellsbehandling og lokal uenighet, og at sterke særinteresser kan få

gjennomslag på bekostning av mer allmenne hensyn (Kaltenborn & Thorsberg 1998, Myklebust 1995).

8.1.10.2 Viltforvaltning

8.1.10.2.1 Viltnemnder

Bruken av nemnder og utvalg innen norsk forvaltning har vært ganske vanlig, kommunene har bortimot 150 års erfaring med å arbeide gjennom denne type organer. Nemnder er stort sett politisk valgte og møtes for å avgjøre saker innen bestemte saksområder (Guldvik & Arnesen 2001). Representanter til nemndene er som oftest politisk valgte, og ut i fra dette kan en si at vilt- og fiskeforvaltningen i Norge har hatt elementer av medvirkende forvaltning i mange år. Med jaktloven av 1951 ble det etablert statlige viltnemnder i alle landets kommuner. Kommunene hadde ansvaret for oppnevning av medlemmer til nemndene. I viltnemndene utgjorde rettighetshaverne hovedgruppen av representanter, sammen med enkelte andre grupper (Deruo 2002). Med den nye viltloven av 1981 forsvant organisasjonenes oppnevningsrett, og i 1988 forsvant også lovens krav om representasjon fra rettighetshaversiden i nemnda (Storaas & Punsvik, 1996). Med innføringen av MIK-reformen i 1992 ble kommunene etter hvert reelle viltforvaltningsorganer og fikk i 1993 overført ansvaret for den lokale viltforvaltningen. Ordningen med statlige viltnemnder ble opphevet. Den nye kommuneloven fristiller kommunene i valg av politisk og administrativ organisering, og enkelte kommuner har blitt stående uten egen viltutvalg etter kommunevalget i 1995 (op.cit.). Mens noen har opprettet et eget hovedutvalg for miljøvern hvor viltforvaltningen inngår, har andre valgt å foreløpig beholde den gamle viltnemnda. Staten gir kommunene årlige tilskudd til drift av lokal viltforvaltning, midlene kommer fra Viltfondet hvor innbetalte jegeravgifter utgjør en stor del. Det er viltloven som definerer kommunens oppgaver innen viltforvaltningen og viktige oppgaver er utstedelse av fellingstillatelser, vedtak om fravikning av minsteareal, godkjenning av avskytingsavtaler etter driftsplaner osv. Kommunale viltoppgaver har i mange år vært preget av hjorteviltforvaltning. I følge Storaas og Punsvik skyldes det at dette er et område med enkle og klart definerte oppgaver etter lover og forskrifter (1996). Innen hjorteviltforvaltningen har lokal viltforvaltning vært en bærende kraft i oppbygging og skjøtsel av elg- og hjortebestand (op.cit.).

8.1.10.2.2 Villreinforvaltning

Også villreinforvaltningen har klare trekk av medvirkende forvaltning. Alle landets 23 villreinområder som strekker seg over flere kommuner – og ofte flere fylker – er samlet i Villreinrådet, en frivillig organisasjon. Dette rådet skal verne om villreininteressene ved å ta opp til behandling saker av felles interesse, søke samarbeid og avgi uttalelser overfor offentlige myndigheter, private organisasjoner og andre.

Villreinrådet får økonomisk støtte fra DN, og fra de forskjellige villreinområdene. Villreinområdene drives gjennom to organ, et rettighetshaverorgan, villreinutvalg, og et statlig forvaltningsorgan, villreinnemnd. Alle villreinområder har sine egne nemnder og utvalg.

Hjorteviltforskriftene pålegger at det skal etableres en villreinnemnd i alle villreinområder med arealer i to eller flere kommuner. De samme forskriftene pålegger viltnemndene innenfor disse områdene å oppnevne ett medlem og ett varamedlem fra viltnemnda som skal sitte i villreinnemnda. Villreinnemndene er altså offentlige utvalg hvor medlemmene er politisk oppnevnt. Nemndene fatter vedtak om årlig fellingskvote og rettet avskyting, administrerer ordningen med kontrollkort, fører tilsyn med utarbeidelse av driftsplaner for villreinområdet, at området har en tilfredsstillende oppsynsordning og at jakta drives på en forsvarlig måte, samt fungerer som høringsinstans og avgir årlig melding til DN og fylkesmennene om driften av villreinområdet. Disse velger sine representanter til rådsstyret med rimelig geografisk fordeling³². Villreinnemndene har også fungert som modell i forhold til utforming av rådgivende rovdrytutvalg og gaupe- og jervenemnder, noe vi vil komme tilbake til.

Villreinutvalget består av representanter fra fjellstyrene og private grunneiere, sameier og bygdeallmenninger. Utvalget er et praktisk organ som blant annet tar seg av drift og utforming av driftsplaner, bestandsregistreringer og kvoteforslag. Villreinutvalget fungerer altså som et rådgivende utvalg i forhold til de beslutninger som villreinnemnda tar. Utvalgenes praksis kan variere fra sted til sted, men det er vanlig å ha møter 2- 3 ganger i året. Hvordan samarbeidet i utvalgene fungerer er også varierende og er blant annet avhengig av rettighetshavernes organisering (Per Aksel Knudsen, pers. med. 2002). Samarbeid mellom rettighetshavere er ikke juridisk pålagt, og det kan skape sårbarhet i områder hvor man ikke klarer å organisere et godt samarbeid. I områder med svak grunneierorganisering og –medvirkning kan villreinnemnda få ansvaret for en rekke av de oppgavene som vanligvis pålegges villreinutvalget (Storaas & Punsvik, 1996).

Valg av representanter til villreinutvalgene foregår kommunevis og finner sted på årsmøter. Det foreligger ikke noen evalueringer av hvordan utvalgene fungerer i de ulike områdene. Erfaringen fra enkelte av disse utvalgene synes å være at man på rettighetssida føler at gjennom villreinutvalget gis det muligheter for en reell medvirkning, rettighetshavere har mulighet til å spille inn sin kunnskap som grunnlag for forvaltningens beslutninger. Oppfatningen om grad av medvirkning vil selvsagt være varierende fra sted til sted. Uformelle samtaler med representanter i slike utvalg viser at flere mener det er tilfredsstillende at villreinnemndene har den reelle utøvende makt ettersom man her har et godt lovverk som ligger til grunn.

32 <http://www.villrein.no>

8.1.11 Reindrifftsforvaltning

Medvirkning i form av rådgivning finnes vi også igjen innen dagens reindrifftsforvaltning, men her har styrene på nasjonalt, regionalt og lokalt nivå også en viss avgjørelsesmyndighet. Reindrifftsforvaltningen er basert på reindrifftsloven av 1978 (revidert blant annet i 1996), en lov som innførte adgangsregulering til næringen gjennom etablering av driftsenheter. Folkevalgte representanter skulle delta i styringsorganer inndelt på ulikt nivå: på nasjonalt plan, områdenivå og i lokale reinbeitedistrikter. Den sentrale Reindrifftsforvaltningen er lokalisert til Alta, og har det samlede forvaltningsansvar for reindrifften i Norge. Reindrifftsstyret oppnevnes av Landbruksdepartementet og Sametinget, og har både rådgivende funksjon overfor reindrifftsforvaltningen, og avgjørelsesmyndighet i saker av næringspolitisk karakter.

På områdenivå oppnevnes regionale områdestyrer for de lokale forvaltningskontorene av fylkesting og Sameting etter forslag fra reindrifften selv og jordbruksorganisasjonene. Det er seks reinbeiteområder og disse ligger i Karasjok, Kautokeino, Målselv, Rognan, Snåsa og Røros. Områdestyrene har også avgjørelsesmyndighet i forhold til næringspolitiske saker.

På lokalt nivå finnes reinbeitedistrikt med egne styrer. Medlemmer til distriktstyrene blir valgt av næringa selv, styrene har myndighet innad og skal representere distriktets interesser utad. Beiteressursene forvaltes som kollektiv rett innen reinbeitedistriktene (Landbruksdepartementet 2002). Når det gjelder samiske interesser i forhold til økt lokalt forvaltningsansvar, er det tidligere pekt på hvordan disse ikke er udelt positive til dette, fordi man føler at det innebærer mange trusler mot samiske interesser (Prestbakmo 1998). For generelle slutninger bør ikke trekkes på grunnlag av én case-studie. Når det gjelder reindrifftsforvaltningen kan denne sies å ha beveget seg i retning av en mer medvirkende modell gjennom Reindrifftsloven. Riseth (2001) kaller loven for den "formelle konstituering av basis for et nytt medvirkende forvaltningssystem" og peker på hvordan samene på 80-tallet ble stilt overfor mer kollektive arenaer, hvor de etter hvert fikk økt innflytelse på offentlig forvaltningspolitikk gjennom ulike styrer.

8.1.12 "Driftsplanprosjektet": Forvaltning av fiske- og viltressurser i kommunene

Et godt eksempel på lokal medvirkning i forvaltningen er prosjektet "Lokal forvaltning av de utnyttbare vilt- og fiskeressursene", også kalt "driftsplanprosjektet". Direktoratet for Naturforvaltning startet prosjektet i 1996, som var et ledd i arbeidet med å legge om til en mer lokal vilt- og fiskeforvaltning. Prosjektet har vært et samarbeid mellom miljø- og landbruksmyndigheter, rettighetshavere og brukerorganisasjoner. Prosjektets første del ble avsluttet i 1999, mens selve omleggingen av lokal forvaltning skal pågå frem til 2006 (Dervo 2002).

Tanken bak driftsplanprosjektet har vært at mer lokal forvaltning skal fremme en forsvarlig og rasjonell forvaltning av ressursene til beste både for allmennheten og rettighetshavere. Driftsplanene er også ment å skulle bidra til en klarere rolle- og ansvarsfordeling mellom privat og offentlig forvaltning³³. Innen vilt- og fiskeforvaltningen er offentlig forvaltning, rettighetshavere (privat forvaltning), brukere og næringsliv viktige aktørgrupper. Disse er tiltenkt ulike roller innen driftsplanprosjektet. Mens kommunene skal omsette og konkretisere nasjonale mål gjennom kommunale planprosesser og formidle disse til andre aktører, har rettighetshavere som for eksempel grunneiere og andre som innehar jakt- og fiskeretter det praktiske og økonomiske ansvar for forvaltningen av ressursene og skal organisere seg i fellesorganer for vilt- og fiskeområder og gå sammen om å utarbeide driftsplaner. Brukerne (representert ved for eksempel lokale jeger- og fiskeforeninger) bør medvirke i planprosessen og dessuten utføre praktiske oppgaver i forvaltningen. Driftsplanprosjektet har også tatt sikte på å opprette rådgivende samarbeidsorganer, lokalt og regionalt med representanter fra offentlig forvaltning, rettighetshavere, brukere og andre berørte der det er hensiktsmessig (Dervo 2002). I prosjektet ligger klare element av medvirkende forvaltning gjennom økt lokal delegering av forvaltningsansvar, utveksling av kunnskap og økt samarbeid mellom offentlig forvaltning og lokale brukere.

En evaluering er foretatt etter første del av prosjektet og detaljer angående de enkelte aktørgruppernes erfaring kan studeres nærmere i Dervos rapport fra 2002. Enkelte erfaringer kan kort oppsummeres her. Først og fremst har prosjektet skapt samarbeidsarenaer på lokalt nivå for forvaltning, skjøtsel, drift og utvikling av vilt- og fiskeressurser. Likevel må det sies at resultatene varierer fra kommune til kommune. Interesse og forutsetninger for å ta større ansvar for forvaltning varierer mye. Når det gjelder rettighetshavernes rolle og oppgave i vilt- og fiskeforvaltningen kan den sies å være styrket og vitalisert. Brukerorganisasjonene har i mindre grad bidratt til prosjektet, mye fordi rettighetshaverne fra myndighetenes side er definert som mer sentrale aktører. Mangel på ressurser som tid og fagkompetanse er også en alvorlig barriere for små jeger- og fiskerforeninger, slik en uformell rundspørring i Østerdalen har vist (Ketil Skogen, pers.medd.). Det samme gjelder sikkert andre brukergrupper som kunne være aktuelle i driftsplanarbeidet.

I følge Dervo er det fortsatt de utøvende jegere og fiskere, og spesielt elgjegere, som preger den lokale vilt- og fiskeforvaltningen, selv om dette vanligvis ikke skjer gjennom jeger- og fiskerforeningenes formaliserte deltakelse i driftsplanarbeid. "Jeger- og fiskerhertene dominerer ofte når prioriteringer gjøres i den lokale forvaltning, enten det dreier seg om bestandsforvaltning, tilrettelegging, utvikling av næring eller allmennhetens adgang" (Dervo 2002). Hvorvidt denne dominansen er problematisk kan naturligvis diskuteres. Mange ville nok hevde at de mer typiske verneinteressene kommer sørgelig til kort i den lokale viltforvaltningen. På sikt er dette et problem man neppe kan unngå å konfrontere,

33 For bakgrunn, rammer og mål for driftsplanprosjektet, se Østdahl & Dervo (1997)

blant annet fordi befolkningsgrupper med forankring i tradisjonell utmarksutnyttelse og rural kultur er i tilbakegang i de fleste norske lokalsamfunn.

Driftsplanprosjektet har frambragt mye kunnskap og erfaring med lokal forvaltning og driftsplanlegging. Når det gjelder samarbeidsråd var det opprettet 24 regionale fagråd for vilt og 51 lokale og regionale fagråd for fisk per oktober 1999. For vilt har det vært vanligst med hjorteviltutvalg og rovviltutvalg, mens for fisk har lokale fagråd for anadrome laksefisk vært vanligst. Erfaringene med rådgivende rovviltutvalg vil bli diskutert i et eget avsnitt. For de øvrige har det vært varierende representasjon av ulike interessegrupper. I evalueringen pekes det på at samarbeidsklimaet mellom kommune, rettighetshaver og bruker kan bedres gjennom mer og formalisert bruk av samarbeidsråd. Også regionalt samarbeid bør i større grad finne sted (Dervo 2002).

8.1.13 Rådgivende utvalg for rovviltforvaltning (RUR) og forsøk med lokale gaupe- og jervenemnder

Bruk av rådgivende utvalg for rovviltforvaltning (RUR) og lokale gaupe- og jervenemnder er et konkret forsøk på en medvirkende såvel som fleksibel forvaltning av rovdyr. Etablering av jerve- og gaupenemnder ble vedtatt av Stortinget gjennom behandling av St. Meld. Nr 35 (1996-97) "Om rovviltforvaltning", og her ble det også vedtatt at forsøket med RUR skulle videreføres. Slike rådgivende utvalg fantes i flere fylker før de ble nedfelt i meldingen (Guldvik & Arnesen 2001).

Ordningen med RUR er etablert i 14 av landets fylker. Utvalgene skal ha en rådgivende funksjon i forhold til fylkesmannen, drive informasjonsarbeid samt ha beslutningsmyndighet når det gjelder fordeling av midler til forebyggende tiltak (op.cit.). I følge en evaluering av utvalgene utført i 2001 (Guldvik & Arnesen 2001) har de hatt ulik sammensetting og ulike arbeidsoppgaver i de forskjellige fylkene. De har også i all hovedsak vært oppnevnt av fylkesmannen. Det kan være verdt å merke seg at de fleste verneorganisasjonene etter hvert har trukket seg ut av disse utvalgene. Dette er fra vernesiden blant annet begrunnet med at utvalgene er skjevt sammensatt, og at de ikke lenger fungerer som rådgivende organer for faglig funderte innspill, men heller som næringspolitiske organer for husdyrnæringen. Fra vernesiden rettes det kritikk mot at effektive skadeforebyggende tiltak og viltfaglige vurderinger blir satt til side til fordel for husdyrdriftens interesser. Den prosessen som har funnet sted rundt utnevnelsen av utvalgene og det faktum at man etter hvert fikk et redusert spekter av deltakere gjør at en i dag kan stille spørsmålstegn ved utvalgenes grunnlag for å drive rådgivning, samt ved i hvilken grad de har fungert konfliktdempende. I evalueringsrapporten fra 2001 diskuteres nettopp RURs konfliktdempende effekter, og det sies at samarbeid og konfliktnivå har utviklet seg positivt over tid, særlig mellom næringsorganisasjonene som er representert. Mellom fylkesmannens miljøvernavdeling og RURs medlemmer sies forholdet å være noe mer spenningsfylt, men man tenderer mot å si at RURs

bidrag til konfliktreduksjon har vært vellykket (Guldvik & Arnesen 2001).

Evalueringen i seg selv har vært omdiskutert, og kritikken har blant annet gått på de konklusjoner som er trukket om konfliktreduksjon. Strengt tatt har nemlig ikke evalueringen data om konfliktnivået i berørte områder verken før eller etter at nemndene ble opprettet, og det knapt trekkes konklusjoner om andre konflikter enn de som eventuelt har utspilt seg innen nemndene. Når det gjelder disse, kan det hevdes at det blant deltakere som etter hvert satt igjen i utvalgene var en overvekt av næringsinteresser som hadde mildt sagt gode forutsetninger for å enes.

Forsøket med gaupe- og jervenemnder ble iverksatt vinteren 1997/98. En hovedtanke for forsøket har vært at ansvar skulle flyttes nedover i forvaltningsapparatet og bredere ut mot berørte grupper. Slik har en villet prøve å redusere det økende konfliktnivået som avspeilte seg i rovviltpolitikken og gi større fleksibilitet i forvaltningspolitikken. Lokale interesser og brukere skulle inkluderes i forvaltningen gjennom å bidra til fastsetting og regulering av kvoter for jakt på jerv og gaupe. Det ble utnevnt to gaupenemnder (Nord-Trøndelag med Fosen, og Hedmark) og to jervenemnder (Sør-Norge og Nord-Norge inkl. Nord-Trøndelag). Som kjent ble kjerneområdet for jerv i Sør-Norge avvirket i april 2002, men de tre øvrige nemndene fortsetter med prøveordningen ut 2004.

Nemndene er evaluert i samme rapport som de rådgivende rovviltutvalgene (Guldvik & Arnesen 2001). I evalueringen konkluderes det med at nemndene til dels har lyktes i sin funksjon som konfliktdempende organ, både i forholdet mellom nemnd og regionale og sentrale myndigheter, og i forholdet mellom lokalsamfunn og regional forvaltning. Det understrekes at konfliktene ikke uteblir, men at det nå eksisteres møteplasser hvor uenighet kan diskuteres og forsøkes løst. En peker også på hvordan erfaringer fra nemndene viser at det over tid kan utvikles både tillit og samarbeid mellom faglige representanter fra fylkesmannens miljøvernavdeling og lekfolk med sterk næringsfaglig kunnskap, nettverk og lokal tilhørighet. Denne tilliten er ofte noe av det som savnes mest blant lokale brukergrupper i områder hvor man blir berørt av rovdyr (Skogen m. fl. 2003, Skogen & Haaland 2001). Et problem som fremheves i evalueringen er at nemndene ikke har mulighet til å gi skadefellingstillatelser.

Også her kan en imidlertid spørre om hvor konfliktdempende disse nemndene faktisk har vært når vernesiden har trukket seg ut og det er en stor overvekt av næringsinteresser. Det foreligger ikke data om nemndenes konfliktdempende funksjon verken i berørte lokalsamfunn eller mer allment mellom ulike interessegrupper i rovviltfeltet.

Medvirkende og fleksibel forvaltning handler ikke bare om å dempe konflikter mellom for eksempel statlige og lokale interesser. Like viktig er det å integrere ulike kunnskapsformer for å kunne komme frem til et best mulig forvaltningsregime i forhold til den ressurs som skal forvaltes. Det innebærer at en også må se på hvilke effekter slike forvaltningstiltak har på

roviltbestandene. Ny informasjon som kommer frem gjennom samarbeid mellom ulike parter må også føres tilbake til beslutningsgrunnlaget for forvaltningen, det er først da en kan snakke om tilpassing og fleksibilitet. Når det gjelder rådgivende utvalg og jerve- og gaupenemnder sier ikke evalueringen stort om dette, og det gjør at det er vanskelig å vurdere eventuelle gevinster eller tap som ligger i slike forvaltningsforsøk. Imidlertid er det tankevekkende at evalueringen inneholder et appendiks skrevet av biologer, og som konkluderer med at gaupebestanden i Nord-Trøndelag er kraftig svekket i en periode der den regionale gaupenemnda har vært ganske raus ved kvotefastsettelsen. Det trekkes overhodet ingen konklusjoner av dette i utredningens hoveddel, mens det i virkeligheten er en sterk indikasjon på at nemndsystemet med dagens sammensetning kan være ganske risikabelt sett fra et biologisk synspunkt.

8.1.14 Hvilke erfaringer kan trekkes i forhold til bruk av medvirkende og fleksibel forvaltning i norsk rov viltforvaltning?

Medvirkende og fleksibel forvaltning kan ses både som en slags ideologi innen en moderne naturforvaltning, og som et redskap for å fremme en mer bærekraftig forvaltning av naturressurser. De to forvaltningsmodellene anerkjenner menneskets plass i økosystemet og menneskets rett til påvirkning så lenge dette skjer innenfor systemets tålegrense. Både medvirkende og fleksibel forvaltning er altså basert på et "holistisk" grunnsyn, som igjen innebærer at ulike fagdisipliner, fagtradisjoner og kunnskapssystemer går hverandre i møte i forsøk på å skape en best mulig forvaltning. Disiplinene har ofte ulik oppfatning av på hvilket grunnlag forvaltningen bør utformes og utøves, men har alle viktige bidrag. Når det gjelder lokale bruker- og interessegrupper ser disse ofte ut til å bli undervurdert i møte med forvaltningen (og med forskningen) fordi erfaringsbasert hverdagskunnskap sjelden gis samme anerkjennelse som den vitenskapelige. Her står forvaltningen overfor et viktig utfordring: å ta hverdagskunnskap mer på alvor og bidra til at den blir integrert i utformingen av ulike forvaltningsregimer. Dette kan synes lettere sagt enn gjort, fordi vi vet at konflikter også oppstår i møtet mellom ulike typer vitenskap. For eksempel har dette ofte skjedd i møtet mellom samfunnsvitenskap og naturvitenskap. Skal en innen forvaltning (og forskning) inkorporere tradisjonell kunnskap, er en viktig forutsetning å kunne evne å akseptere og bruke også andre former for vitenskap og kunnskap.

Her til lands har man det siste tiåret hatt en klar politisk målsetting om overføring av forvaltningsansvar til et lokalt nivå. Det antas at et delt forvaltningsansvar fører til større aksept av forvaltningsmodeller og -beslutninger i ulike brukergrupper, og dessuten fungerer konfliktdependende. I områder som berøres av store rovdyr er det en vanlig oppfatning blant næringsutøvere og brukere av utmark at større lokal innflytelse på roviltforvaltningen er sterkt ønskelig (Skogen & Haaland 2001, Skogen m. fl. 2003). Et annet kjernepunkt som berører både lokale interesser og forvaltning dreier seg ikke bare om konfliktreduksjonen, men også om hvordan et

samarbeid mellom ulike forvaltningsnivå og interessegrupper kan gi et bedre og mer utfyllende datagrunnlag som basis for forvaltningens beslutninger.

Når det gjelder å inkludere lokale brukere eller interessegrupper i utformingen av et forvaltningsregime dreier det ikke bare om å gjøre bruk av lokal kunnskap. Det handler like mye om å velge ut aktuelle deltakere og inkludere dem på et tidlig stadium (Shindler & Aldred Cheek 1999). En del grunnleggende spørsmål må stilles i forhold til deltakelse, fordi **hvilken** ressurs som skal forvaltes og **for hvem** har stor betydning. Enkelte ressurser synes å frembringe flere konflikter enn andre, og det er vel ingen overdrivelse å si at rovdyr (og da særlig ulv) må sies å befinne seg innenfor denne kategorien. Forvaltningsbeslutninger handler derfor mye om hvilke verdier og goder som skal prioriteres og innenfor hvilke rammer. Med tanke på rovdyra som ressurs hersker det svært ulike syn. Mens enkelte ser på dyra som en del av et naturarv som man har forpliktet seg internasjonalt til å verne, oppfatter andre rovdyra som et lokalt onde som får store økonomiske og sosiale konsekvenser. Her dreier det seg blant annet om motsetninger by-land, mellom akademisk og folkelig kunnskap, mellom tradisjon og modernisering (Skogen 2001, Krangle & Skogen 2002), og det er snakk om ulike meningsbilder og konkurrerende virkelighetsforståelse. Med så store sprik i oppfatningen om en kan ha rovdyr kan spørsmålet reises hvorvidt det medvirkende forvaltningsmodeller i roviltforvaltningen er reelt gjennomførbare. Selv om de mange utfordringene kan så tvil om medvirkning tror vi likevel ikke det er til å komme utenom. Viktigere spørsmål forvaltningen bør prøve å besvare er hvilke tilpasninger som må til for å få medvirkning til å fungere på dette området - og på hvilket nivå kan en få til medvirkning.

Medvirkning og fleksibilitet er ikke ukjent i Norge, vi har hatt en tradisjon for dette blant annet i viltforvaltningen, så det finnes også erfaringer å bygge videre på. Gaupe- og jerve-nemndene og de rådgivende utvalg for roviltforvaltningen (RUR) kan betraktes som forsøk på å løsne sentrale myndigheters grep om roviltforvaltningen. I denne sammenheng er det viktig å påpeke at disse nemndene og utvalgene ikke har hatt noe myndighet i forhold til ulveforvaltningen, og ulv er tilsynelatende det rovdyret som er opphav til størst konflikt i Norge i dag. Mange av kritikerne vil hevde at ordningene med RUR eller jerv/gaupenemnder verken er spesielt lokale, eller har et bredt sammensatt utvalg eller særlig stor innflytelse. Den følelse av avmakt og manglende innflytelse som synes å være nokså utbredt i områder med store rovdyr illustrerer at en ikke kan komme utenom en desentralisering av forvaltningsmyndighet og en større lokal medvirkning. Mange oppfatter i dag forvaltningen som relativt arrogant, topptung og lite mottakelig for lokal kunnskap.

Det hersker stor uenighet om bestandstallene som ligger til grunn for roviltforvaltningen, og forvaltningen oppfattes som lite fleksibel og responsiv i forhold til hvordan den lokale situasjonen er og utvikler seg (Skogen & Haaland 2001, Skogen m. fl. 2003). Dette medfører at forvaltningen ofte møter stor mistillit lokalt, og berørte interesser føler at de ofte

bærer kostnadene ved rovdyrpolitikken uten å få noen form for kompensasjon. Her er det ikke først og fremst næringsinteresser det er snakk om (disse omfattes allerede av ulike erstatningsordninger), men andre lokale aktører som er utmarksbrukere og som føler seg berørt av en rovviltsituasjon uten å få noen kompensasjon for dette. Skal det konfliktnivået man er vitne til i enkelte kommuner dempes, må forvaltningen først og fremst sørge for å bedre dialogen med berørte grupper, aktivt formidle og innhente informasjon og i større grad gjøre bruk av lokal kunnskap. Berørte grupper må også involveres så tidlig som mulig når tiltak skal utformes og iverksettes og en slik deltakelse må finne sted over tid og omfatte ulike deler av en forvaltningsprosess (Shindler & Aldred Cheek 1999). Mangel på dialog synes ofte å være en av de viktigste årsakene til at mistillit mellom forvaltning (og forskning) og lokale brukergrupper oppstår. (Skogen & Haaland 2001, Skogen m. fl. 2003). Forvaltningens vedtak oppfattes ofte å bli implementert uten noen former for rådføring, dialog eller informasjon. At forvaltningens bestandstall svært ofte synes å være uforenlige med lokale oppfatninger, gir også grunnlag for konflikt. Dette kommer vi tilbake til senere i rapporten.

Et sentralt spørsmål blir derfor hvilket innhold man vil velge å legge i medvirkende forvaltning, hvordan en slik forvaltning skal organiseres, hvilke bruker- og interessegrupper som bør få anledning til å delta, og på hva slags nivå denne medvirkningen skal finne sted. Skal det være på et konsultasjonsnivå hvor lokale interesser blir kontaktet og hørt, eller skal det opprettes grupper og utvalg som får komme med innspill for eksempel i forhold til fastsetting av kvoter for felling av dyr? Eller skal medvirkningen foregå på et mer utøvende nivå, og hvordan skal det i såfall organiseres? Skal medvirkning innebære uttalerett og rådgivning fra lokalt berørte grupper, eller bør det innebære medbestemmelsesrett, ansvar og kontroll? Og hvor lokal kan medvirkning er det mulig å ha når det gjelder rowiltforvaltning?

Når det gjelder innhold og nivå i forhold til medvirkende forvaltning ser en fra de refererte eksemplene at det ofte er snakk om en rådgivende funksjon. Dette er ikke bare gjennomgående for eksemplene fra Norge, men også internasjonale erfaringer ser ut til å være mye basert på medvirkning på et rådgivende nivå. Grunnen til at dette blir en ofte valgt løsning kan ha sammenheng med lovverk og mulighet for delegering av forvaltningsansvar. En annen årsak kan være at man fra forvaltningshold ikke ønsker å gi fra seg ansvar. Vi må heller ikke glemme at det er betydelig politisk motstand mot å overføre for mye myndighet til det lokale nivået. Ikke minst miljøvernorganisasjonene er svært skeptiske til at lokale interessegrupper skal få skalte og valte med vår felles, nasjonale naturarv. Denne skepsisen kan i og for seg være velbegrunnet, og det er i alle fall liten grunn til å tro at lokal forvaltning vil gjøre slutt på konflikter om viktige naturforvaltningsspørsmål.

Så lenge medvirkning dreier seg om rådgivning forvaltningen ha det endelige ord når det gjelder beslutninger. Nettopp dette gjør at rådgivningsfunksjonen også lett kan bli en slags

oppvisning i medvirkning uten at medvirkningen får et reelt innhold eller at forvaltningen tar rådene til etterretning. Det er viktig å prøve å unngå at forvaltningen overprøver rådernes innspill og dermed får deltakerne til å føle seg som "systemets nyttige idioter". Det vil bare bidra til ytterligere konflikt om forvaltningsregime og datagrunnlag. I verste fall vil deltakere trekke seg fra samarbeidet slik man så enkelte gjøre i forhold til deltakelse i RUR og gaupe- og jervenemndene. I alle former for medvirkning blir det derfor også viktig at man tar sikte på å få en så bred og jevn interesserepresentasjon som mulig.

Når det gjelder hvilke interesser som bør få delta i en medvirkende forvaltning er det viktig å være klar over at det lokalt vil finnes brede meningsspenn og varierte virkelighetsoppfatninger. Med andre ord vil det de fleste steder finnes en rekke ulike oppfatninger av hva som vil være en god forvaltning av lokale ressurser og områder. Det er heller ikke alltid at lokale interesser nødvendigvis vil føle seg tjent med en medvirkende forvaltning fordi man frykter at det kan bidra til lokale skjvheteter, eller at spesielle grupper vil få mulighet til å posisjonere seg på bekostning av andre. Det vil si at en lokal medvirkning ikke nødvendigvis vil fungere konfliktdepende. Dette bekreftes i eksempler fra Canada, hvor lokal medvirkning i fisk- og viltforvaltning ikke har bidratt til økt aksept for forvaltningspolitikken (Kruse m. fl. 1998). Årsaken er at brukerrepresentantene ikke har god nok kontakt med sine områder og til dels heller ikke oppfattes som legitime representanter, samt at beslutningene som fattes, uansett medvirkning, kan true en del lokale interesser.

Kunnskap og økonomi kan være andre ankepunkter i forsøk på medvirkende forvaltning. Erfaringer fra "Driftsplanprosjektet" viser at det i flere områder etterlyses informasjon og opplæring fra fylkesmannen, fordi rettighetshaverne selv føler at de ikke besitter nok kunnskap til å kunne ta på seg alle de oppgaver som prosjektet innebærer. For brukerorganisasjonene på lokalt nivå kan dette være et enda større problem. Dette illustrerer at en ikke kommer noen vei med ensidig satsing enten på erfaringsbasert kunnskap eller på vitenskapelig kunnskap, men at det hele tiden bør finne sted en god dialog og utveksling mellom disse to kunnskapstypene. Som sagt stiller dette krav både til interessegruppene og til representanter for forvaltningen (og forskning). Det er ikke bare forvaltningen som kan beskyldes for å være skeptisk i forhold til erfaringsbasert kunnskap, også blant innen enkelte interessegrupper synes det å rå stor mistro til den vitenskapsbaserte kunnskap som ofte ligger til grunn for forvaltningsbeslutninger.

Økonomi er et punkt man ikke kommer utenom når det gjelder medvirkende forvaltning. Når brukergrupper i større grad involveres i forvaltningen vil enkelte også kunne stille krav om økonomisk godtgjørelse for arbeidet. Igjen vises det til erfaringer med driftsplanprosjektet, hvor man i enkelte kommuner savnet økonomiske tilskudd for å kunne etablere slike forvaltningsmodeller. Medvirkning i forvaltning og større fleksibilitet i utvikling av forvaltningsmodeller vil altså ha økonomiske og tidsmessige implikasjoner. Skal økt lokal medvirkning bli en realitet, må også økonomiske forutsetninger

for dette være til stede. Dette kan være helt avgjørende for de frivillige organisasjonenes mulighet til å delta. For dem kan det for eksempel være et uoverstigelig hinder at møter holdes på dagtid, hvis det ikke ytes erstatning for tapt arbeidsfortjeneste. I forhold til tid er det dessuten en generell erfaring at flere og til dels ulike deltakere kan vanskeliggjøre beslutningsprosesser. Det er dette som kan kalles medvirkningens tyranni: flere deltakere, ulik forhandlingserfaring, manglende vilje til å kompromisse og økte utgifter kan bli noen av konsekvensene av at svært ulike grupper skal forhandle seg frem til felles akseptable løsninger (Kothari & Cooke 2001). Det har vært påpekt i forhold til erfaringene gjort med RUR og de ulike nemndene at interessegruppene enkelte ganger ser ut til å mangle den kompromissvilje som må være til stede i forhandlings situasjoner som omfatter svært ulike deltakere, noe som gjør samhandling og beslutningstaking svært vanskelig. En generell erfaring er også at flere deltakere og flere instanser krever tid. Skal fleksibilitet utøves i forvaltningsplaner gjennom revurdering og omformulering når ny kunnskap foreligger, vil dette kreve tid. Dersom medvirkning skal bli en realitet må det derfor tas høyde for dette både økonomisk og tidsmessig, samt at både forvaltningens representanter og interessegrupper tar sikte på samarbeid og kompromiss.

Som rapporten har vist finnes det få publikasjoner som viser til internasjonale erfaringer med en medvirkende og fleksibel forvaltning av rovdyr. Det finnes antakelig en del grå litteratur på dette som vil kunne være nyttig for forvaltningen å få oversikt over. Særlig i forhold til andre europeiske land vil det være interessant å få en større oversikt over hvordan medvirkning innen rovviltforvaltningen er organisert. Når det gjelder våre egne erfaringer med medvirkende forvaltningsmodeller er det viktig å iverksette følgeforskning i forhold til slike ordninger. I dag vet vi for lite om de praktiske erfaringene med denne type forvaltning, og da særlig i forhold til rovdyr.

Som en generell konklusjon kan vi si at selv om økt lokal medvirkning i forvaltningen synes å være ganske vanskelig å gjennomføre – og da særlig i forhold til en kontroversiell ressurs som rovvilt - vil man i dagens situasjon ikke kunne komme utenom en slik forvaltningsmodell. Særinteresser eller sektormyndighet er ikke konfliktløser på egenhånd. Bedre allianser mellom forvaltning og berørte lokale interesser er en nødvendighet - ikke bare for å redusere dagens konfliktnivå, men også for å kunne frembringe ny og bedre kunnskap og dermed bedre beslutningsgrunnlag. Det vil også legge grunnlaget for et mer fleksibelt forvaltningsregime som i større grad blir justert i forhold til kunnskap, det være seg biologisk eller samfunnsmessig.

8.2 Former for medvirkning som ikke er direkte beslutningsorientert

Forskning har vist at tillit mellom ulike aktørgrupper er et kjernepunkt i rovviltforvaltningen. I dag er denne tilliten ofte svak, og dette bidrar utvilsomt til å forsterke konfliktene rundt forvaltning av store rovdyr (Krange & Skogen 2001, Skogen & Haaland 2001, Blekesaune & Stræte 1997, Bjerke m.fl 2003). Ikke overraskende er mistilliten vanligvis sterkest mellom på den ene siden lokale aktører som vil redusere rovviltbestandene, og på den andre siden forskere, representanter for forvaltningen og miljøvernere. Imidlertid har det vist seg at også lokale rovviltentusiaster kan føle seg overkjørt og tilsidesatt, og opplever forholdet til forvaltere og forskere på omtrent samme måten som deres lokale meningsmotstandere gjør (Skogen & Haaland 2001).

Utvikling av forvaltningsregimer i retning av "medvirkende forvaltning" kan være et viktig bidrag til å avhjelpe disse problemene, men dette er uansett ikke nok. Selv slike forvaltningsregimer vil utvikles i en ikke ubetydelig avstand til folk flest, og dette i seg selv nødvendigvis ytterligere tillits- og kontaktskapende tiltak. Dessuten er det uten tvil slik at en del grupper med et sterkt engasjement i rovviltsaken føler seg særlig fremmedgjort i forhold til de formelle arbeidsformer og det vitenskapelige kunnskapsgrunnlag som nødvendigvis vil sette sitt preg på selv den mest medvirkende forvaltningsmodell (Skogen 2002).

Her skal vi se nærmere på noen tiltak som trolig kan bidra til å avdemppe visse sider av rovviltkonfliktene. Rett nok står vi overfor en situasjon preget av mistillit mellom sentrale aktører, og konfliktene henger sammen med samfunnsmessige spenninger på et nivå som ligger langt utenfor rovviltforvaltningens kontroll (Wilson 1997, Skogen & Haaland 2001, Skogen & Krange 2002). Men selv om situasjonen ofte kan virke fastlåst, mener vi at det er mulig å gjøre flere grep som kan bringe utviklingen i riktig retning. Noen av disse burde være relativt enkle å prøve ut, gitt at de nødvendige ressurser er til stede.

I en konflikt er det alltid minst to parter. Om en vil dempe konfliktnivået, kan det derfor synes opplagt at det må "gjøres noe" med mer enn én part. I tilfeller der det er, eller oppleves å være, betydelig maktskjevhet, kan det imidlertid være mest hensiktsmessig å konsentrere seg om de aktører som har størst mulighet til å endre sin praksis, og som har størst mulighet til å påvirke rammene for dialogen. Rovviltkonfliktene er som oftest av en slik karakter. Selv om både viltforskere og forvaltere kan føle avmakt i forhold til den vanskelige situasjonen de befinner seg i, er det først og fremst disse, og ikke minst de myndighetsorganer som legger føringer for deres virksomhet, som er i posisjon til å forandre "spilletts regler", så å si³⁴. Derfor er våre betraktninger neden-

34 Miljøorganisasjonene og staten opererer på dette feltet innefor et paradigme som i grove trekk er felles. Biologisk fagkunnskap spiller en viktig rolle, og når det gjelder artsforvaltning har en moderne vernediskurs inntatt en hegemonisk posisjon. Det gjør at konfliktene mellom miljøorganisasjonene og staten synes mindre alvorlige enn de vi kan se mellom staten og grupperinger som er kritiske til rovdyrvern. Bildet er imidlertid sammensatt: Vi ar nevnt at lokale "roviltvenner" kan føle seg avvist av forvaltningen på omtrent samme måte som deres meningsmotstanderne gjør.

for i all hovedsak innrettet mot disse aktørene – inkludert det politiske beslutningsnivået.

Vi vil understreke at vi ikke her har ambisjoner om å beskrive tiltak som tar sikte på å dempe alle slags konflikter rundt store rovdyr, og særlig ikke slike som direkte skyldes økonomiske og andre materielle problemer som folk kan påføres. Disse er diskutert på annet sted i rapporten. Når det gjelder ulven, har forskningen for øvrig vist at konflikten i stor grad bæres oppe av andre grupper enn sauebønder, nemlig "vanlige folk" med interesse for jakt, hundehold, bærplukking og annet friluftsliv (Krange & Skogen 2001, Skogen & Haaland 2001). At problemene for husdyrbruket ikke alltid dominerer konfliktbildet, ser vi tydeligst i Østfold. Parallele forskningsprosjekter vinteren 2001 i Østerdalen (hvor det i hvert fall stedvis er en del sau) og Østfold (hvor det knapt finnes sau på utmarksbeite), ga inntrykk av at konfliktnivået da var klart høyest i Østfold, til tross for minimale tap av bufe.

For jegere er det største problemet at ulven dreper hunder, og noen liker ikke at det blir mindre vilt. For mange andre kan det være et problem at ulven virker skremmende, enten fordi de selv frykter den, eller fordi de redder for at den skal angripe barn – eller for den saks skyld hunder. Konflikten drives også fram av forhold som ikke direkte springer ut av ulvens nærvær. Rovdyrforvaltningen følger nemlig et kjent mønster: Beslutningene fattes sentralt, mens belastningene bæres lokalt. En utbredt oppfatning er at mektige krefter påfører små lokalsamfunn alle ulempene ved rovdyra. Det knytter seg en følelse av avmakt til rovdyrspørsmålet, og gjennom dette mister sentrale myndigheter – og dermed også forvaltningsapparatet – legitimitet. Det er en utbredt forståelse at de hindrer folk i å kontrollere sine egne liv, og at roviltproblemene føyer seg inn i et mønster av maktbruk som rammer folk i utkantstrøk. Slikt kan sette sinnene i kok, også i befolkningsgrupper som ikke er direkte berørt. Dette har vært med på å gi ulvesaken betydelig symbolsk kraft. Og selv om ulven for tida er mer kontroversiell og har større symbolkraft enn de andre artene, føler vi oss sikre på at noen av de samme mekanismene gjør seg gjeldende også i områder hvor det er jerv eller bjørn som er i fokus.

Vi skal nå ta utgangspunkt i aktørgrupper som har framtatt som sentrale i flere forskningsprosjekter, og skisserer tiltak som kan bedre samarbeidsforholdene mellom (noen av) dem. Likevel vil enkelte foreslåtte tiltak være av en slik art at de også kan tenkes å ha en bredere effekt.

8.2.1 Praktisk samarbeid

Samarbeid om praktiske oppgaver kan trolig være et fornuftig virkemiddel for å bedre tilliten mellom grupper som i dag har en tendens til å skule på hverandre. Dels er praktisk samarbeid om felles oppgaver generelt bra for å knytte folk sammen, og dels er slik virksomhet særlig godt egnet til å integrere folkelig erfaringskunnskap og vitenskapelig kunnskap.

Praktisk arbeid kan innebære anerkjennelse av verdier som er sentrale for mange mennesker med sterke synspunkter på rovviltspørsmålet: verdier knyttet til kunnskap basert på folks hverdags erfaringer i kontrast til "luftig" akademisk kunnskap.

Dette innebærer at lokale aktører i større grad bør trekkes inn i de aktivitetene som drives av forskere og forvaltere, selv om dette i noen tilfeller kan virke "forstyrrende" i forhold til aktivitetenes opprinnelige målsetting, eller til en viss grad komme i konflikt med den. Målsettingen bør imidlertid utvides til også å omfatte det å etablere et godt forhold til lokalbefolkningen, om mulig for å redusere eller forebygge konflikter. Dette kan rimeligvis ikke gjelde absolutt alle aktiviteter, men det bør gjelde flere enn i dag, og ikke minst de mest iøynefallende, som jakt/skadefelling, innfangning, og radiopeiling. Aktivitetene må legges opp slik at dette blir mulig, selv om rene forskningsmessige eller forvaltningsmessige hensyn ikke nødvendigvis tilsier en slik løsning.

8.2.2 Viltforskning

Det svensk-norske ulveforskningsprosjektet Skandulv har understreket betydningen av samarbeid med lokale i hvert fall når det gjelder bestemte deler av virksomheten (der dette tjener forskningens primære formål). På Skandulvprosjektets egne hjemmesider understrekes det at:

"For at ulveforskningen i Skandinavia skal kunne drives på et nivå som gir nødvendige data på bestandsutvikling, spredningsatferd, reviretablering, effekter på byttedyrbestander, genetikk osv er radiomerking av ulv en metode som vi bruker. En vellykket fangst er avhengig av et godt forarbeid for å lokalisere ulvene. Til dette hadde forskerne svært god hjelp fra folk fra svenske og norske lokale jegerorganisasjoner, miljøavdelinger hos kommuner, fylke og län, samt fra frivillige"³⁵

Her rapporteres det altså om et visst samarbeid med lokale aktører, men en studie av samarbeidsforhold mellom sentrale aktører på rovviltfeltet i Østfold gjennomført i 2001 (Skogen & Haaland 2001) indikerer at det ikke er snakk om en medvirkningsprosess hvor likeverdige partnere er involvert, det er hele tiden forskeren som inntar ekspertrollen og som setter dagsorden. Noen få eksempler finnes på at lokale utmarksbrukere har fått delta i peile- og sporingsarbeid, men ellers foregår kontakt med lokale interesser stort sett på forskernes premisser og gjennom formidling av informasjon og funn fra prosjektet. I Østfold viste det seg at flere hadde kontaktet Skandulv for å få hjelpe til, men var blitt avvist fordi forskerne så på dem som for markerte i den lokale debatten. Særlig mente en at folk som var for ulven kunne bringe prosjektet i vanry blant lokalbefolkningen (Skogen & Haaland 2001). Også når det gjelder informasjonsformidling og resultater har det vært rettet kritikk mot prosjektledelsen fordi lokalbefolkning i områder der prosjektet pågår føler at mye av aktiviteten preges av hemmelighet (Lyons & Breakwell 1994

35 <http://www.ninaniku.no/skandulv/>

#20)(Skogen & Haaland 2001). I Østfold må prosjektet sies å være svært omstridt, og i visse grupper gjennomgående mistrodd.

Det pågående "Gaupe- og rådyrprosjektet" synes å ha sluppet unna en del av problemene som ulveforskerne sliter med. Det stormer ikke rundt gaupeforskningen på samme måte som rundt ulveforskningen. Tvert imot virker det som om gaupeforskerne vanligvis nyter utstrakt tillit lokalt. Dette henger naturligvis sammen med at gaupa i dag er en langt mindre kontroversiell art enn ulven er, og at dyrets levevis gjør at viktige deler av forskningsarbeidet, som fangst og radiomerking, gjøres på en helt annen måte enn når det gjelder ulv. Lokale observasjoner og lokal deltakelse er av stor betydning for forskerne uavhengig av denne deltakelsens mulige konfliktdependente virkning. Det kan derfor være at gaupeforskerne har fått mye gratis når det gjelder forholdet til lokalbefolkningen, men det er ikke tvil om at en del av deres framgangsmåte kunne vært tillempet også i forskningen på andre arter. En studie av gaupeforskningens samarbeid med lokale aktører (som skal supplere studien av tilsvarende relasjoner rundt ulveforskningen (Skogen & Haaland 2001)) er så vidt påbegynt, og foreløpige observasjoner her tyder på at bruken av lokale hjelpere er mer omfattende enn det som dikteres av forskningsmetodikken når det gjelder gaupe, mens den kunne ha vært mer omfattende uten å komme i konflikt med forskningsmetodikken når det gjelder ulv. Og rett nok er det slik at besøk hos folk som har foringsplasser for rådyr er viktig for kunne fange gauper på disse foringsplassene, men det er ingen tvil om at disse besøkene også er populære og bidrar til økt forståelse og et gemyttlig forhold mellom lokalbefolkningen og forskerne. Vi antar at det kunne gjøres tillempninger i opplegget for forskningen også på de andre roviltartene, og først og fremst i ulveforskningen, som kunne lede i samme retning.

8.2.3 Rovilttelling

I grenselandet mellom forskning, forvaltning og frivillige organisasjoner finner vi de store sporregistreringene som først og fremst har foregått i Hedmark. Her har både fylkeslag og lokallag av Norges Jeger- og Fiskerforbund (NJFF) hatt en sentral rolle. I Hedmark var det uenighet om kvotene i gaupejakta som var den mest konkrete grunnen til at NJFF ønsket bedre oversikt over gaupebestanden, og gaupekvotene er stadig i fokus når de årlige registreringene gjennomføres. Gaupejakta er blitt populær i Hedmark, trolig både fordi det er spennende jakt og fordi det gir jegerne en opplevelse av kontrollere bestanden av et potensielt problematisk rovdyr. Mange jegere har derfor en sterk interesse av å få fastsatt "riktige" (les høye nok) gaupekvoter. Det er altså en sterk kobling mellom registreringene og jakt/bestandsregulering, og vi antar at denne er viktig for den positive oppfatningen mange lokale frivillige har av tiltaket.

En gang i året gjennomføres en stor registrering som dekker om lag halvparten av Hedmark fylke (forskjellige fra år til år). Mange hundre lokale frivillige, for det meste rekruttert gjennom lokale jeger- og fiskerforeninger, går på ski eller kjører snøskuter langs på forhånd optrukne linjer for å se etter gaupespor og spor av andre rovdyr. Operasjonen er planlagt av NJFF-Hedmark i samarbeid med Fylkesmannens miljøvern-avdeling, NINA og Høgskolen i Hedmark – som også er ansvarlige for rapportering. Alle sporobservasjoner sjekkes av autorisert personell: for det meste roviltkontakter, men i noen tilfeller også av biologer fra Høgskolen, NINA eller Fylkesmannen. For å unngå misforståelser og unødig uenighet, sjekkes observasjonene sammen med den som i utgangspunktet har gjort dem, så sant dette er mulig.

Det var NJFFs fylkeslag som tok initiativet til å få i gang sporingene, og som nå står for det meste av praktisk organisering (med økonomisk støtte fra Fylkesmannen, og i samarbeid med Fylkesmannen og forskningsmiljøer). Dermed ligger det også til rette for å trekke de lokale JFF inn i selve sporingsarbeidet, og i Hedmark er det disse som utgjør ryggraden i denne virksomheten. Dette bidrar etter alt å dømme til å gi registreringene, og de bestandstallene de resulterer i, en sterk legitimitet. Vi må imidlertid understreke at det ikke er gjennomført noen systematisk evaluering av sporregistreringene i Hedmark, slik at det ikke må trekkes for bastante konklusjoner av denne sammenligningen (se likevel Skogen 2002 for diskusjon av erfaringene sett fra ulike deltakergrupper synsvinkel).

Den tidligere omtalte undersøkelsen fra Østfold (Skogen & Haaland 2001) viste at lignende registreringer der til dels hadde fungert dårlig og at jegermiljøene flere steder var lite villige til å delta. Dette skyldtes flere forhold, bl.a. at tilliten til forvaltning og forskning var på et lavmål, men også at registreringene i beskjeden grad ville påvirke mulighetene for roviltjakt. Gaupejakta har nemlig mindre betydning enn i Hedmark, kanskje unntatt i områdene nærmest Sverige. Samtidig er det altså slik at det rovdyret de fleste er interessert i, og som også har vært mest i fokus i forbindelse med sporing, nemlig ulven, ikke kan jaktes slik situasjonen er i dag. Dette framsto som en viktig grunn til uviljen mot videre deltakelse hos undersøkelsens informanter. JFF hadde heller ikke hatt noen spesielt sentral plass i arbeidet med sporinger – blant annet fordi Fylkesmannens miljøvern-avdeling mente at å basere seg på samarbeid med en bestemt organisasjon heller ville svekke enn styrke legitimiteten til bestandsanslagene. Derfor ble kommunene tildelt oppgaven med å organisere den lokale innsatsen.³⁶

Et samarbeid etter mønster fra Hedmark hvor en har med fylkeslag og lokallag av NJFF på den ene sida og forvaltning og forskning på den andre, kan være interessant å utvikle i flere områder. Vi må imidlertid understreke at flere faktorer kan bidra til å gjøre dette vanskeligere enn det har vært i

³⁶ Registreringen som ble gjennomført i 2002 fungerte teknisk sett godt, og med få unntak ble alle takseringslinjer fulgt. Det er fortsatt slik at en del jegermiljøer og grunneiere er uvillige til å delta, men de aller fleste steder var det mulig å finne nok frivillige likevel, samt få adgang til skogsbilveier (Åsmund Fjellbakk pers. medd.).

Hedmark. Viktigst er nok sammenhengen (eller mangel på sammenheng) mellom bestandsestimater og "aktiv forvaltning", det vil si jakt. En annen faktor er at NJFFs holdning til registreringene kan variere, både mellom lokallag og mellom fylkeslag, og det samme kan organisasjonens opplutning og tyngde i opinionen. I Hedmark er det rundt 10000 medlemmer, noe som gjør dette fylkeslaget til landets største i forhold til folketall, og det innebærer at organisasjonen er solid forankret i nesten alle lokalsamfunn. Slik er det ikke over alt. Det kan naturligvis være mulig å samarbeide med andre organisasjoner, for eksempel på grunneier- og husdyrsida, men dette vil neppe sikre samme legitimitet i de "brede lag" av rovviltskeptikere. Her må vi imidlertid ta et forbehold om at koblingen mellom husdyrnæringas problemer og det lokale meningslandskapet er dårligere utforsket i områder der husdyrnæringa betyr relativt mye enn i områder der den betyr mindre (som Østfold og Østerdalen). I de sørøstnorske ulve- og bjørneområdene kan vi si nokså sikkert at samarbeid med næringsorganisasjoner innen landbruket ikke er tilstrekkelig til å sikre bred lokal aksept for bestandsestimater og andre potensielt kontroversielle fortolkninger av rovviltsituasjonen. Vi kan imidlertid ikke avvise at dette kan forholde seg annerledes i områder som både har omfattende rovviltskader på bufe og hvor husdyrhold er viktigere for den lokale økonomien (som i Lesja og Lierne, for eksempel). Det samme gjelder i områder med omfattende tamreindrift, som foreløpig er lite utforsket når det gjelder lokal meningsdannelse.

8.2.4 Dialog

Det må legges vekt på dialog med lokale aktører. Dette er en toveis prosess, og ikke det samme som informasjon. Imidlertid er også informasjon en viktig komponent, og da tenker vi først og fremst på informasjon om aktivitetene knyttet til forskning og forvaltning. Dette er noe annet enn folkeopplysning om rovdyras biologi. Slik situasjonen er nå, vil såkalt "nøytral", forskningsbasert "informasjon" om rovdyras atferd, antall, osv., trolig falle på steingrunn i viktige grupper. Dette har, som vi har antydnet, flere grunner: Tilliten til forvaltere og forskere er tynnslitt, og – kanskje viktigere – folk med sterke meninger om rovdyr oppfatter seg selv som alt annet enn kunnskapsløse. De mener at de har kunnskap, men at denne kunnskapen blir ignorert og nedvurdert. For at mennesker skal absorbere informasjon, må denne informasjonen dels oppfylle et følt behov, og dels unnlate å utfordre viktige identitetsbærende verdier. Belæring om hvordan rovdyr egentlig er oppfyller ikke dette kravet hos viktige lokale aktører, det kan tvert imot virke sterkt utfordrende. At det er slik, er trolig frustrerende for de som mener å sitte inne med sann og offentlig autorisert kunnskap. Men erfaring fra andre områder, som for eksempel helseopplysning, har vist oss at befolkningsgrupper som ikke har tillit til avsenderne av et budskap, eller som føler at verdifull livsstil trues, de hører ikke på. Vi viser for øvrig her til utredningen som har informasjon som tema (Bjerke & Brainerd 2002).

Mer aktiv informasjon om selve den aktiviteten som drives i området, og om forvalternes og forskernes egen forståelse av

sin rolle i rovviltforvaltningen, er et behov som er avdekket i flere studier (Skogen & Haaland 2001, Kränge & Skogen 2001), og som kanskje kan bidra til å bygge opp et tillitsforhold som også gir grunnlag for en mer aktiv dialog om selve dyret enn det vi ser i dag, enten dette gjelder bestandsstørrelse, atferd, eller andre ting.

8.2.5 Prioriteringer i forskning og annen kunnskapsoppbygging

Både forvaltning og – ikke minst – forskning bør søke å innpasse forsknings- og utredningstemaer som folk er opptatt av lokalt, og bestrebe seg på å utvikle tiltak som kan avhjelpe disse. Å vise interesse for å forsøke kan kanskje være like viktig som selve resultatet.

Det finnes selvsagt en rekke eksempler på at forskningen har tatt for seg temaer som det også er interesse for i grupper som vanligvis ikke står forskningen så nær. Forskningen som drives rundt ulvens predasjon på elg i Østerdalen er et slikt eksempel. Det samme er forskningen på jerv og tamrein i Nord-Norge, som innen reindriftsnæringen betraktes som potensielt nyttig (se Skogen m. fl. 2003). I Østfold har Skandulv hatt planer om å studere såkalt fluktdistanse hos ulv, det vil si hvordan ulven reagerer på ulike forstyrrelser fra mennesker. Vi kjenner ikke til hvor langt dette prosjektet har kommet, men selve temaet er det uten tvil stor interesse for lokalt. Og det finnes flere eksempler. Felles for disse prosjektene er imidlertid at de ikke, eller bare i beskjeden grad, har valgt temaer og utformet forskningsopplegg i dialog med lokale aktører. Vi tror det er viktig å endre på dette, og å involvere lokalbefolkning i selve prosjektene i den grad det er praktisk mulig. En dialog med lokale interessegrupper ville sikkert avdekke enda flere spørsmål som forskningen og forvaltningen kunne fokusere sterkere på – forutsatt at de har ressurser til å gjøre det.

8.2.5.1 Rovviltkontaktene

Rovviltkontaktene har en viktig posisjon mellom forvaltning, forskning og lokale aktører, og nyter ofte stor tillit i lokalmiljøet (Skogen & Haaland 2001, Skogen 2002). Tilliten kan skyldes ulike faktorer. En mulig årsak kan blant annet være at rovviltkontaktene oppfattes som klart atskilte fra Statens Naturoppsyn og Fylkesmannen, og dermed ikke som en del av det statlige forvaltningsapparatet. Det er liten tvil om at rovviltkontaktene bakgrunn, deres personlige egenskaper og det faktum at de nettopp befinner seg i en mellomposisjon i systemet har stor betydning. I Østfold viste det seg at selv om rovviltkontaktene av og til følte at de ikke hadde god nok kontakt med sentrale forvaltningsledd, ble deres innsats høyt verdsatt i Fylkesmannens miljøvernnavdeling (Skogen & Haaland 2001). Rovviltkontaktene ser således ut til å ha stor betydning for den kommunikasjon som foregår mellom forvaltning og viktige grupper i lokalbefolkningen. En utvidet satsing på dette aller ytterste leddet i forvaltningsapparatet fortøner seg derfor som en fornuftig framgangsmåte.

Det kunne medføre at kunnskap som er utviklet i et skjæringsfelt mellom praktisk erfaring og forskningsbasert viten får en mer sentral plass. På denne måten ville man også kunne utnytte en viktig kompetanse, nemlig evnen til å snakke med folk på deres egne premisser. Man ville også gi en enda mer sentral plass til et sikt som potensielt har gode kanaler begge veier. Dette ville ikke minst muliggjøre en mer effektiv formidling av "folkelige" perspektiver til forvaltningen – forutsatt at kanalene holdes tilstrekkelig åpne for dette, muligens i en viss motsetning til situasjonen i dag.

8.2.5.2 Ressurser

I beskjedent omfang kan noen tillempninger skje på kort sikt, uten andre endringer enn en justering av den strategi man følger i dag. Men på lengre sikt er det et problem at verken forskning eller forvaltning normalt har de ressurser som skal til for en mer vidtgående endring av måten en samarbeider med lokale aktører på. Skal vi komme noen vei med disse problemene, må trolig både forvaltning og forskning tilføres kompetanse og økonomiske ressurser som setter dem i stand til å jobbe mer planmessig med kommunikasjon og kontakt. De vil først og fremst trenge tid til å jobbe med dette, og det kan bare sikres gjennom avlastning for andre oppgaver og tilførsel av personellressurser. Vi antar at noe veiledning også vil være på sin plass. Da tenker vi ikke bare på veiledning som kan gis av samfunnsforskere og andre eksperter på kommunikasjon, men også på råd fra kolleger innen rovviltforskning og forvaltning (i inn- og utland) som har "suksesshistorier" å komme med. Etablering av fora for utveksling av erfaringer, der også rovviltkontakter og ressurspersoner utenfor forskning og forvaltning trekkes in, kan være et annet tiltak å prøve ut.

Bevilgende myndigheter, enten de har ansvaret for forvaltning, forskning eller begge deler, må i framtida ta hensyn til dette behovet. Nøyaktig ressursbehov bør klarlegges i samarbeid med de som kjenner situasjonen lokalt, samtidig som den samfunnsvitenskapelige kompetanse som etter hvert utvikles bør utnyttes. Viltforskere bør også bake inn kostnader til samfunnskontakt og tilrettelegging for samarbeid i sine søknader om forskningsmidler – og forskningsrådet og andre som gir penger til forskning bør være imøtekommende overfor dette behovet.

8.2.5.3 Nye grupper

De gruppene vi fokusert på ovenfor vil være sentrale i et eventuelt tettere samarbeid i framtida. Imidlertid er det ønskelig at også andre grupper kan involveres. Det gjelder naturligvis verneorganisasjoner der disse på en eller annen måte er til stede lokalt, men også skolen og frivillige organisasjoner utenfor det tradisjonelle utmarksfeltet. Dette kan bidra til å nyansere bildet av massiv lokal rovviltmotstand, og på noe sikt legitimere en mer åpen holdning til rovvilt som innslag i den lokale naturen. Vi vet at holdningene til store rovdyr viser betydelig variasjon også i rovdyrområder (Skogen

2001, Krange & Skogen 2001, Bjerke m. fl. 2003). En sterkere eksponering av grupperinger uten fastlåste posisjoner i rovviltfeltet kan tenkes å bidra til en slags realitetsorientering av de mest beinharde rovviltmotstanderne, som ikke sjelden betrakter lokalsamfunnet som vesentlig mer homogent og sammensveiset enn det i realiteten er (Skogen & Krange 2002, Krange & Skogen 2002). Her ligger naturligvis også en fare for å skape mer splid i lokalsamfunnet ved å synliggjøre ulike og til og med antagonistiske posisjoner (Skogen & Svenningsen under utarbeidelse), men på lengre sikt er det sannsynligvis fornuftig å løfte fram grupper som ikke er så sterkt forankret i de tradisjonelle perspektivene på utmarksbruk og ressursutnyttelse. Også blant disse finnes det mange som er opptatt av natur og friluftsliv, og uansett tilsier alminnelige rettferdighetsbetraktninger at det bør tas hensyn til meningene til alle som bor i et rovdyrområde, enten de er sauebønder, harejegere eller innflyttede akademikere som bare går på ski av og til. Det vil være en fordel om mer nyanserte oppfatninger av lokale meningslandskap vinner fram. Da kan det tenkes at både sentrale aktører i rovdyrdebatten og ulike grupper i berørte lokalsamfunn kan påvirkes av dette, og kanskje til og med justere noen av de mest fastlåste posisjonene.

Del 3: Avbøtende tiltak med hensyn til beitebruk og jaktinteresser

9 Reindrift, produksjon og rovdyrtap

Torkild Tveraa³⁷ & Per Fauchald³⁷

³⁷ Norsk institutt for naturforskning, Polarmiljøsentret, 9296 Tromsø.

9.1 Innledning

I Fennoskandia økte tallet på tamrein jevnt gjennom hele åttitallet og nådde en topp mot slutten av åttitallet. Gjennom hele nittitallet gikk reintallet kraftig tilbake i de områdene i Norge som hadde de høyeste tetthetene, men til tross for dette har overlevelse av kalv vært vedvarende lav gjennom hele nittitallet, og høy dødelighet av vokse dyr, særlig i Finnmark, har også vært rapportert i etterkant av nedbørsrike vintre. Den vedvarende lave produksjonen har blitt tilskrevet ugunstig vinterklima og nedbeiting av lavbeitene på Finnmarksvidda hvor reinen har sine vinterbeiter. Laven vokser svært sakte, og i Finland har det blitt estimert at det kan ta opp mot 30 år før laven restituerer seg i områder hvor den ble beitet bort på åttitallet. Fra reindriftnæringens side, har de store tapene i stor grad vært tillagt en økning i bestandene av fredede rovdyr som jerv, gaupe og kongeørn.

Reindriftens Rovviltutvalg (RRU) slår fast at tapene som voldes av rovdyr er for stor og legger vekt på at reindriftnæringen ikke kan leve med det høye rovdyrpresset som vi har i dag. Utvalget peker på at dagens erstatningsordning ikke virker tilfredsstillende. Den er ressurskrevende, den gir ikke en rettferdig erstatning til den enkelte reieneier og den virker ikke tapsforebyggende. Videre poengterer utvalget at kunnskapsnivået om tap, tapsårsaker og bestandssituasjonen for rovvilt ikke er tilfredsstillende. Utvalget anbefaler derfor at: (1) rovdyrpolitikken må utformes slik at den gir større forutsigbarhet i næringen, (2) rovdyrbestandene må reduseres i spesielt utsatte områder, (3) forskningsinnsatsen må intensiveres for å øke kunnskapen om tapsårsaker, samt utbredelse og bestandsstørrelse for de ulike rovdyrartene, (4) det må utformes et forvaltningsregime som definerer tålegrenser for hvor stort tapsomfanget skal være før det utløser særlige tiltak. Videre påpeker et mindretall av utvalget bl. a. rovdyrene må fjernes fra kalvingsområdene og at og reieneierer bør få beiterett på øyer som de ikke har tilgang på per i dag.

De tre siste årene har NINA med støtte fra Direktoratet for naturforvaltning, Reindriftens utviklingsfond og fylkesmennene i Finnmark og Troms studert omfanget av og årsakene til den lave produksjonen innen reindriften i Finnmark. Videre har midler fra Norges forskningsråd og programmet "Landskap i endring: Bruk og forvaltning av kulturmiljø og naturressurser" gjort det mulig å analysere dataene som er tilgjengelig gjennom "Melding om reindrift" og "Ressursregnskap for reindriften" for å undersøke hvordan

produksjonen innen reindriften i Norge i perioden 1980 – 2001 varierer med klima og reintall. De fire neste underkapitlene oppsummerer de viktigste resultatene og konklusjonene fra dette arbeidet.

9.2 Klima, reintetthet og produksjon

Årsakene til den lave produksjonen innen reindriften i enkelte områder i Norge er sammensatte. Denne påstanden baserer seg på resultater fra studier som antyder at reindriften i enkelte områder sliter med lav produksjon ikke bare som en følge av økte rovdyrbestander, men også på grunn av høye reintettheter og ugunstige klimatiske forhold. Den relative betydningen av de ulike faktorene varierer sannsynligvis både mellom områder og mellom utøvere innenfor samme område. Utfordringen for forvaltningen og næringen å identifisere i hvilken grad de ulike faktorene begrenser produktiviteten for den enkelte utøver og i hvilken grad de ulike faktorene samvarierer og eventuelt forsterker hverandre.

Tall over produksjon og rovdyrtap innen reindriftnæringen er for perioden 1980 og fram til i dag er publisert gjennom "Melding om reindrift" og "Ressursregnskap for reindriftnæringen". Tall fra tidligere tider er ikke systematisert på samme måte og er derfor i liten grad tilgjengelig for analyser. Tallene fra 1980 og fram til i dag følger imidlertid produksjonen innen reindriftnæringen gjennom en periode med markant variasjon i reintall. For Finnmark nådde f. eks. reintallet og produksjonen en topp på slutten av åttitallet, men siden den gang har både reintallet og produksjonen gått sterkt tilbake. I enkelte områder har reintallet blitt halvert fra 1989 og fram til 2000. I den samme perioden har det vært stor variasjon i klimatiske forhold. Enkelte år har vært preget av kalde senvintere med mye snø og sen snøsmelting (f. eks. 1997), mens andre år (som f. eks. 2002) har vært preget av milde senvintere, med lite snø og tidlig snøsmelting. Fra studier av elg og hjort som er gjennomført i Norge, rein på Svalbard og i Finland, samt en rekke studier av klauvdyr i andre land, vet vi at klimatiske forhold og tetthet av dyr påvirker overlevelse særlig i de yngste og eldste aldersgruppene. Faktisk er det vist at dødeligheten til unge dyr kan være svært høy som en følge av ugunstige klimatiske forhold også i områder hvor det ikke finnes rovdyr. Høye bestandstettheter synes videre å forsterke den negative effekten av ugunstige

klimatiske forhold. Dersom man skal ha ambisjoner om å drive en bærekraftig reindrift må man ha en detaljert kunnskap om disse forholdene i de enkelte reinflokkene i Norge.

Reindriften i Norge er delt inn i ulike områder. I hovedsak følger disse områdene fylkesgrensene, og innenfor disse områdene er reindriften videre delt inn i distrikter. Grovt sett kan vi imidlertid dele mellom områder som har kystnære vinterbeiter (Nord-Trøndelag, Nordland og Troms) og de som har kontinentale vinterbeiter (Tamreinlagene, Sør-Trøndelag/Hedmark og Finnmark). For utøvere i Nordland og Troms innebærer dette at vinterbeitene ofte utsettes for store snømengder og dermed ikke er tilgjengelig for reinen. I samsvar med dette viser analysene som NINA har utført at disse områdene avviker fra resten av reindriften i Norge ved at produksjonen er meget lav til tross for svært lave reintettheter og svært høye kalvevekter. Om man fokuserer på resten av reindriften i Norge viser analysen at det fortsatt er store regionale forskjeller i reintall og produksjon.

På landsbasis er det en nøye sammenheng mellom slaktevektene på kalv og tettheten av rein. Hele 44 % av variasjonen i slaktevekter kan forklares ut fra variasjonen i tetthet mellom ulike områder. I områder med høye tettheter er kalvene små, mens de i områder med lave tettheter er store. Om man ser bort fra Nordland og Troms hvor reindriften sliter med dårlige vinterbeiter, er denne variasjonen i kalvevekter nøye relatert til andelen av simler som produserer kalv. 86% av variasjonen i produksjon mellom områder kan forklares av variasjonen i kalvevekt, og områder med tunge kalver har den høyeste produksjonen. Områder med lette kalver har også den største årlige variasjonen i kalveproduksjon. 66% av den årlige variasjonen i kalveproduksjon kan forklares av variasjonen i kalvevekt mellom ulike områder. I områder med høye reintettheter og lette kalver finner vi altså den laveste gjennomsnittlige produksjonen per simle, og den største årlige variasjonen i produksjon. - Faktisk er det slik at negative effekter av snømengde på produksjon er mest framtrede i de områdene som har lave kalvevekter.

Basert på denne sammenligningen mellom områder kan det synes naturlig å konkludere med at bare reintallet blir redusert innen områder, så vil også produksjonen innen et gitt område øke. Analysene som NINA ha gjort tyder imidlertid på at det kan ta lang tid før endringer i reintall innenfor områder gir seg utslag i økt produksjon. Analyser av hvordan produksjonen innenfor de ulike regionene varierer med reintall viser ingen klare sammenhenger. Dette kan tyde på at de vedvarende forskjellene i reintall mellom områdene (som sannsynligvis har eksistert i mer enn 20 år) har ført til vedvarende endringer i økosystemet som ikke vil reverseres umiddelbart ved en eventuell endring i reintallet.

9.3 Simlevekter, produksjon og rovdyr tap

I de senere årene har reinkalver i Trøndelag, Troms og Finnmark blitt utstyrt med radiosendere for at individer som dør raskt skal kunne lokaliseres og obduseres for å fastslå dødsårsak. Resultatene fra disse studiene dokumenter til en viss grad de tapene som næringen hevder å ha. Videre bekrefter disse studiene at det er nærmest umulig å finne reinkalver som dør i løpet av sommeren dersom kalvene ikke er utstyrt med radiosendere. Ørn synes å kunne frakte kalver til ufremkommelige skrenter, jerv parterer ofte kalvene og graver dem ned slik at de er umulig å finne, rødrev sleper kadavrene ned i hiene sine og åtsselfugl som kråke og ravn spiser opp restene i løpet av svært kort tid. Faktisk har det ved flere tilfeller ikke vært mulig å fastslå dødsårsaken med sikkerhet fordi kalvene har vært helt oppspist til tross for at det har vært gjort daglige peilinger både til fots og fra fly for å finne døde kalver.

I år med ugunstige beiteforhold kan det synes å være store sprik mellom de rovdyr tap som dokumenteres gjennom forskning og det tapet som næringen selv mener de har. Resultater fra studier i Vest-Finnmark viser at produksjonen i reindriften er nøye relatert til klimatiske forhold som reduserer ressurstilgangen, og dermed vekten på simlene (Tveraa et al. 2003). Etter en snørik vinter i 2000, var produksjonen svært lav. De største tapene syntes å være et resultat av aborter og høy kalvedødelighet på grunn av sult rett etter fødsel fordi små simler ikke var i stand til å fostre opp kalvene sine. Observasjoner gjennom kalveperioden viste videre at kalvene var svært små, og det kunne ta flere dager før kalvene effektivt kunne følge mødrene sine. Det var derfor åpenbart at rovdyr lett kunne ha tatt disse kalvene. Tap av kalv til rovdyr utgjorde imidlertid bare en liten del av det totale produksjonstapet (< 5 %) sommeren 2000. Etter en snøfattig vinter i 2001 var produksjonen svært høy og tapet av kalv til rovdyr enda mindre enn året før.

Med bakgrunn i resultatene fra disse studiene er det nærliggende å foreslå at tap av kalv og lav produksjon innen reindriftsnæringen i hovedsak skyldes ugunstige beiteforhold og i begrenset grad påvirkes av rovdyr. Det er imidlertid en del forbehold som bør taes før man trekker denne konklusjonen. For det første, har studiene som har blitt gjennomført i Finnmark hovedsakelig fokusert på det tidlige kalvetapet. Dvs. det tapet som skjer før eller like etter kalvemerkingen finner sted. Basert på reieneiernes egne anmerkninger slik de fremgår av "Ressursregnskap for reindriftsnæringen" er dette den perioden hvor størstedelen av tapene til rovvilt har skjedd de siste årene. I hvilken grad dette tapsmønsteret har endret seg i løpet av den perioden hvor studiene i Finnmark har blitt utført vet vi ikke. For det andre, er tap til rovdyr ofte konsentrert både i tid og rom. Studiene som var vært gjennomført i Finnmark den siste tiden har vært utført innenfor en begrenset tidsperiode og innen for et svært begrenset område. Det er derfor mulig at disse studiene ikke har vært i stand til å fange opp denne variasjonen.

9.4 Tapsforebygging: Effekten av vinterfôring og kalving i gjerde

Høye reintall og påfølgende slitasje av vinterbeitene er antatt å være den viktigste faktoren som begrenser produksjonen i villreinstammene i Sør-Norge og i tamreindriften i Finland. Dårlige vinterbeiter fører til lav vekt hos simlene hvilket medfører at mange simler aborterer, føder dødfødte kalver eller mister kalven i løpet av de første ukene etter fødsel. Den totale bestanden av tamrein i det nordlige Fennoskandia økte fra rundt 350 000 dyr i 1970 til et maksimum på ca. 750 000 dyr i 1989. Denne økningen var sammenfallende med en betydelig reduksjon i lavdekket i vinterområdene. I Finland har man kompensert for reduksjonen i vinterbeiter ved å drive utstrakt vinterfôring, og ved å slakte ut en større andel kalv om høsten. Til tross for at reintallet i Finnmark sank med nærmere 40% i løpet av nittitallet er produksjonen i næringen fortsatt lav og variabel. Lav produktivitet og episoder med massedød som følge av sult på senvinteren har gjort at flere reieiere også i Finnmark og Troms har valgt å føre reinflokkene vinterstid.

I tillegg til dårlige vinterbeiter, har økningen i rovdyrbestandene vært sett på som en viktig faktor for å forklare den lave produksjonen i Finnmark og Troms. Bestandene av jerv, kongeørn og gaupe, som alle har vist seg å være viktige skadevoldere på rein, har økt. I Finnmark økte det dokumenterte tapet av rein til rovdyr fra 301 til 1018 i perioden fra 1994 til 1998. Antall rein som ble søkt erstattet som følge av rovdyrtap økte i samme periode fra 17 000 dyr til mer enn 25 000 dyr, og erstatningsutbetalingene økte i tråd med dette fra 3,5 mill. kr til 11,5 mill. kr. Klauvdyr er mest sårbar for rovdyrangrep de første ukene etter fødsel, og det er i denne perioden at tapet til rovdyr er størst. Tap av små kalver til rovdyr kan reduseres ved å la reiene kalve i et beskyttet gjerdeområde, og kalving i gjerde benyttes nå som en strategi for å beskytte reiene mot rovdyr i noen få flokker i Finnmark og Troms. Denne strategien er imidlertid både svært arbeidsintensiv og kostbar med hensyn til fôr. For at dette skal være et lønnsomt tapsforebyggende tiltak er det derfor nødvendig at reduksjonen i tap er relativt stor. Hvis tapet av kalv primært er en effekt av simler i dårlig kondisjon som føder små og svake kalver med dårlige utsikter til å overleve uansett, vil kalving i gjerde sannsynligvis være ulønnsomt, og andre tapsforebyggende tiltak vil være mer aktuelle.

Vi testet eksperimentelt effekten av vinterfôring og kalving i gjerde en reinflokk i Vest-Finnmark i 2001 (Fauchald et al. 2003). Vinterfôring hadde en sterk effekt på kroppsvekten til simlene. Gruppen som ble føret økte 12% i kroppsvekt fra februar til april, mens gruppen som gikk på frie beiter tapte ca. 6 % av sin kroppsvekt. Etter kalving i juni hadde imidlertid simlene som ble føret mistet hele sitt overskudd, og de to gruppene var like tunge. Vi fant ingen effekter av fôring på kalvetidspunkt, kalvevekt eller kalveoverlevelse. Det var heller ingen forskjell i kalveproduksjon mellom simlene som kalvet i gjerde i forhold til simlene som kalvet på frie beiter. Dette

studiet viser at vinterfôring og kalving i gjerde har marginale effekter under normale og gode beiteforhold. I år og områder med låste beiter, unormale mengder med snø og høy tetthet av rovdyr, kan man imidlertid tenke seg mer positive effekter av disse tiltakene. På lengre sikt kan imidlertid slike tiltak forandre reienes tamhetsgrad, beiteeffektivitet og regulering av kroppsreserver mellom sommer og vinter. Disse effektene må utredes i mer langsiktige eksperimentelle studier.

9.5 Faglige konklusjoner og anbefalinger

Basert på den kunnskapen som man har skaffet gjennom forskning på rovdyrtap og produksjon innen reindriftnæringen har vi følgende konklusjoner: (1) Det er store regionale forskjeller i reintetthet. Denne variasjonen i tetthet er nøye relatert til både gjennomsnittlig produksjon og variasjon i produksjon. (2) For Nordland og Troms er produksjonen gjennomgående svært lav til tross for at reintettheten er lav og dyrene er i godt hold. Dette skyldes sannsynligvis at disse områdene ikke har tilgang på kontinentale vinterbeiter med stabile beiteforhold. (3) Det er ikke rimelig å basere erstatningen av kalver som taes av rovdyr på at reieierne skal spore opp kalvene. (4) Det er nødvendig å utføre flere studier, fortrinnsvis i flere områder samtidig, for å slå fast i hvilken grad rovdyr og dårlige beiter forårsaker høye tap og lav produksjon. I denne sammenhengen vil studier som kan forstå den demografiske variasjonen innen reindriftnæringen både på stor og liten skala være helt sentral. (5) Det er store sprik mellom bestandsestimatene for rovdyr som forvaltningen opererer med og den oppfatningen som næringen har av rovdyrsituasjonen. Bestandsovervåkingen bør derfor intensiveres og ta i bruk estimeringsteknikker som med større presisjon kan fastslå utbredelse og bestandstørrelse for de ulike rovdyrartene. (6) I likhet med andre primærnæringer er reindriften sårbar overfor klimatiske forhold. I tillegg til reinbeiteområdene i Nordland og Troms gjelder dette særlig for de områdene som har høye reintettheter og små kalver. Det synes sannsynlig at disse områdene vil være preget av lav og variabel produksjon i lang tid framover selv om reintallet i Finnmark blir redusert i henhold til Reindriftnæringens planer. (7) Vinterfôring og kalving i gjerde synes å ha marginale effekter i år med normale og gode beiteforhold, men kan nok tenkes å ha større effekt i år med store snømengder og høy tetthet av rovdyr. Hvilke positive og negative effekter dette tiltaket har på reienes tamhetsgrad, beiteeffektivitet og evne til å regulere kroppsreservene mellom sommer og vinter, er ukjent. Framtidig forvaltning bør i samarbeid med næringen søke å finne løsninger som reduserer de negative effektene av klimavariasjon og som skaper størst mulig stabilitet for reieierne.

10 Forebyggende tiltak mot roviltskader på sau

Ronald Bjøru³⁸ & Dordi Kjersti Mogstad³⁸

38 Planteforsk Tjøtta fagsenter, 8860 Tjøtta

10.1 Forebyggende tiltak mot rovvilt skader - virkemidler

Stortinget har siden slutten av 1980-tallet årlig bevilget midler over statsbudsjettet til forebyggende tiltak mot rovdyrskade på bufè og tamrein. Midlene fordeles av DN til fylkene etter innmeldt og erfaringsmessig behov. Fra 1998 (fastsatt endelig i 2001) har det vært et regelverk for fordeling av midler til forebyggende tiltak, med spesifisering av hvilke tiltak som kan gis støtte. I tillegg har DN gjennom årlige tildelingsbrev gitt signaler om hvilke tiltak som ikke er støtteberettiget, og hvilke tiltak som skal prioriteres. Endel fylker har i tillegg i søknadsbehandlingen tatt hensyn til ny kunnskap eller erfaringer om forebyggende tiltak som har effekt. Det regionale rovviltutvalg (RRU) i hvert fylke har myndighet til å fordele midlene til forebyggende tiltak

Hvilke tiltak som er gjennomført varierer mye med tapsomfang, rovdyrart, om fylkene omfattes av ulvesonen/ kjerneområder for bjørn eller jerv, samt prinsippvedtak i RRU, bl.a. gjennom de fylkesvise forvaltningsplanene. Det er derfor store variasjoner mellom fylkene når det gjelder tildeling av midler til ulike typer tiltak. Hvordan fylkene har fordelt midler i forhold til regelverk og tildelingsbrev har også betydning for fordelingen av midler fra DN. I fylker med stor rovdyraktivitet og kjerneområder og/eller ulvesoner er det gitt betydelig støtte enten direkte til prosjekter/kommuner som iverksetter prosjekter, eller til fylkesmannen for øremerkede tiltak. Dette gjelder særlig Hedmark (Rendalen, Stor-Elvdal), Nord-Trøndelag (Lierne) og Østfold.

De fleste fylker med omfattende rovdyrskade på beitedyr har delt virkemiddelbruken mellom søknader om planlagte/forberedte forebyggende tiltak og akutt-tiltak som kan oppstå i beitesesongen. Midler avsatt til akutte rovdyrskader varierer mellom fylkene. Fylker med bare sporadiske rovdyrproblemer har avsatt størsteparten av beløpet til akutt-tiltak, mens andre har avsatt 15-50% av den ordinære tildelingen til fylket til akutt-tiltak. Til nå har behovet for midler vært betydelig større enn bevilgningene.

Over mange år har det også vært gjennomført ulike forsknings- og utviklingsprosjekter i forbindelse med forebyggende tiltak mot rovviltskader i Norge. Disse tiltakene er i varierende grad tatt i bruk under ordinære driftsforhold.

Nedenfor gis en oversikt over praktiske tiltak som er gjennomført i fylkene fra 1998 og fram til i dag, samt FoU-arbeid (forsknings- og utviklingsarbeid) på forebyggende tiltak, der det er dokumentert skadeforebyggende effekt (delvis utprøvd før 1997).

10.2 Oversikt over forebyggende tiltak mot roviltskader i saueholdet

10.2.1 Sterke tiltak, i hovedsak brukt innenfor kjerneområder for bjørn og i ulvesonen

10.2.1.1 Rovdyrsikker inngjerding

Rovdyrsikre gjerder rundt beiteområder er særlig blitt gjennomført i Østfold, Akershus og Hedmark. Dette er et sterkt tiltak innenfor tiltakstypen "sturt områdebruk". Tiltaket er særlig benyttet i Østfold, Akershus og Hedmark mot ulv, samt i et planlagt, større område i Lierne, Nord-Trøndelag, mot bjørn. I noen områder, som Østfold, er det tradisjon for en driftsform med inngjerda beiter. Her vil tiltaket ikke føre til vesentlig endring av driftsopplegget i saueholdet. I andre områder, med tradisjon for vanlig utmarks-/fjellbeite, vil inngjerding føre til en sterk endring av driften. De store kostnadene med tiltaket ligger i etablering av gjerde, mens kostnader til vedlikehold i årene etter er rimelig små.

Dette tiltaket har antatt god effekt overfor alle rovdyr, men er ikke dokumentert for jerv (Mysterud m. fl. 1996 a). Både valg av gjerdetype og oppsettingsmåten er vesentlig for god forebyggende effekt. Elektriske gjerdeløsninger er det sikreste og mest kostnadseffektive. Fem-tråds strømgjerde med en strømstyrke på opptil 10 000 Volt kan være påkrevd. Høyde over bakken for nederste tråd er viktig, særlig med tanke på gaupe (Levin 2002). Også høyde på øverste tråd, og avstanden mellom trådene er viktig å få montert rett. Tiltaket krever spesielt fokus på beitets bæreevne, snylteproblematikk og virkning på annet vilt/allmenhetens ferdsel. Dersom det satses kun på innmarksbeiting kan tiltaket kreve større tilgjengelig areal enn det bruket i utgangspunktet disponerer, eller økt behov for kjøp av vinterfôr. Gjengroingsproblematikk fordi beiting i utmark opphører vil også være en konsekvens. Minimumskostnadene for slikt gjerde ligger på 10-15 kr pr. meterr materiell. I tillegg kommer arbeidskostnader.

10.2.1.2 Gjeting

Med gjeting menes at habitatbruken til sauene dirigeres ved et intensivt gjeteropplegg som holder hele flokken kontinuerlig samlet (Mysterud m. fl. 1996 b). Om nødvendig må flokken settes i kve på nattetid. Daglig tilsyn med fritt habitatbruk, som utføres for eksempel i Rogalandsheiene, er ikke et tilstrekkelig tiltak i sterkt rovdyrbelastede områder. Gjeting, forutsatt dirigert habitatbruk, har vist god forebyggende effekt overfor alle rovviltarter og tiltaket reduserer

også normaltippet. De norske sauerasene (utenom gammel-norsk sau) har svak flokkatferd, noe som gjør tiltaket mer krevende. Også ved dette tiltaket må en være oppmerksom på snylteproblematikk, og fare for redusert tilvekst.

Kostnadsnivået i Norge er det største hinderet for at gjeting kan få særlig omfang her. Kleppa og Hansen (1997) fant at de årlige kostnadene til gjeting i kombinasjon med bruk av vokterhund er kr 1570,- pr v.f.s. (besetning på 200 v.f.s., se senere).

10.2.1.3 Bruk av vokterhund

Vokterhunder er en gruppe større hunderaser som gjennom århundrene er blitt avlet fram for å beskytte husdyr mot angrep av rovdyr, særlig i Sør- og Øst-Europa og i Asia. I USA ble vokterhund introdusert på 1970-tallet. Erfaringer fra utlandet viser at bruk av vokterhund er et meget sterkt forebyggende tiltak (Andelt, 1992, Coppinger m. fl. 1998, Green and Woodruff, 1990). Vokterhundprinsippet bygger på en gjensidig, sosial binding mellom hund og sau, slik at hunden oppfatter sauene som sine flokkmedlemmer som den følger og vil forsvare om nødvendig. Dette krever imidlertid at sauene går i flokk. Den tradisjonelle måten å bruke vokterhund på kan derfor ikke uten videre overføres til norske forhold. Den forutsette at man i Norge må starte gjeting igjen, eller holde sauene på avgrensede områder. Alternativt kan man finne andre måter å bruke vokterhunder på som er bedre tilpasset vårt tradisjonelle sauehold med spredt beiting i utmarka.

Bruk av vokterhunder har hatt sterk tapsreducerende effekt overfor de fleste rovdyrtarter, utenom ørn. Vokterhunder er pr i dag ikke prøvd ut overfor vår skandinavisk ulv av finsk-russisk opphav. Tre ulike bruksmåter har gitt tapsreducerende effekt under norske forhold (Hansen m. fl. 2002):

- Vokterhunder brukt i kombinasjon med gjeting (jfr. "Lierneprosjektet")
- Vokterhunder på inngjerdet beite
- Vokterhunder brukt løse på patrulje i følge med person som går utvidet og systematisk tilsyn i et beiteområde (jfr. "Hattfjellaldalsprosjektene")

De forskjellige bruksmåter krever ulik pregingsmetode og har ulik tapsreducerende effekt: Metode 1 og 2 krever sterk sosial binding til sau (såkalte "flokkvoktere"), mens metode 3 krever sterkere sosialisering til folk (såkalte "territorialvoktere"). Vokterhunder brukt ambulerende (satt inn i et område ved akutt rovdyrskade) er såvidt prøvd ut i Norge. Effekten av dette tiltaket synes å være mindre enn de tre nevnte.

10.2.1.4 Vokterhunder brukt i kombinasjon med gjeting

Dette er en metode med sterkt tapsreducerende effekt, der rovdyrtapp i praksis blir eliminert, og som også gir redusert normaltapp (Krogstad m. fl. 2000). Ulempene er at tiltaket, grun-

net behov for intensiv gjeting, er svært kostbart. Eksempelvis kan nevnes at gjeterkostnadene i Lierne-prosjektet har ligget på ca kr 20.000,- pr uke, basert på skiftordning med to gjeter og en besetning på 500 sau og lam totalt (Krogstad m. fl. 2000, Hansen m. fl. 2002). I Lierne-prosjektet ble det brukt sau av både dala- og spælsaurasen. Det viste seg at intensiv gjeting og bruk av nattkve medførte lave slaktevekter hos dalasau (27 –17% lavere enn hos lam som fikk beite fritt), mens det ikke var signifikant forskjell på tilvekst hos spælsau i forsøket i forhold til frittgående spæl-lam (Krogstad m. fl. 2000). Tiltaket kan i dag bare anbefales i områder med svært høge rovdyrskader.

Videreføring av dette forebyggende tiltaket må i sterk grad fokusere på økonomi (kostnader og tilvekst) ved metoden, og på egne sauerase, primært sau med sterkere flokkinstinkt enn dagens dalasau. Det vil også være behov for kompetanse med bruk av hund og styrt områdebruk (gjeting).

10.2.1.5 Vokterhunder på inngjerdet beite

Dette er også en metode med relativt god forebyggende effekt, selv om den ikke er like sterk som ovenfor nevnte metode. Fordelen er at bruksmåten er lite arbeidsressurskrevende, da hundene vokter sauene alene 24 t. i døgnet uten gjeter tilstede. Man må også her ha fokus på de problemer en avgrenset beiting fører med seg (se under Rovdyrsikker inngjerding). Dette gjør sitt til at også denne bruksmåten best kan anbefales i områder med svært store rovdyrskader, der alternativene er enten å legge om sauedrifta til beiting i inngjerdete områder, eller å legge ned. Kostnadene vil være hundehold og føring/oppfølging.

10.2.1.6 Vokterhunder på patrulje

Dette tiltak (Ringsø m. fl. 2000) har ikke så stort tapsreducerende potensiale som de to øvrige bruksmåtene, men i egnede beiteområder kan tapene reduseres ned mot normaltippet. Fordelene med denne metoden er at den ikke krever at sauene flokker seg, eller at hunden er sterkt preget på sau. Metoden er derfor tilpasset den tradisjonelle norske sauedrifta med spredt beiting i utmarka. Det har også vist seg at patrulje om natta (eller sein kveld/tidlig morgen) med vokterhund har hatt klar tapsreducerende virkning, mens nattpatrulje uten hund i kontrollområder ikke har gitt samme effekt. Arealets størrelse er en begrensende faktor: En tilsynsperson med løs hund klarer ikke å patruljere et område større enn 10-12 km², forutsatt 15 t arbeid pr uke (fordelt over tre netter/morgener/kvelder pr uke). Større områder krever større arbeidsinnsats. Eller man kan "snevre inn" beiteområdet ved kun å patruljere systematisk de verst utsatte skadeområdene, slik som det er gjort i Ulvådalen, Møre og Romsdal, med god erfaring. Bruksmåten anbefales i områder med totaltap inntil 15-20%, der rovdyrproblemen ikke ennå er blitt så store at saueholdet må legges om. Tiltaket er gjennomført i større skala i Møre og Romsdal (bl.a. Ulvådalen og Vermedalen) og i Nordland (Hattfjellaldal) med positive resultat.

10.2.1.7 Flytting av sau

Flytting av sau til områder med lav/ingen rovdyraktivitet har blitt prøvd ut i større skala i Rendalen, Hedmark, med flytting av sau til Spekedalen. I samme fylke er det i mindre skala flyttet besetninger fra kjerneområdet for bjørn til områder utenfor kjerneområdet. Også i Telemark er tiltaket prøvd, hovedsakelig med flytting av sau fra skogsbeite til fjellbeite grunnet gaupeskadene. Tiltaket har her også hatt andre formål, som bedre kvalitet på beitet, og dermed høyere tilvekst. Tiltaket i Telemark medførte også behov for utskifting av besetninger, til dyr vant med fjellbeite. I Troms er enkelte besetninger flyttet til rovdryfrie øyer. Erfaringene er positive der tiltakene har vært prøvd, men lar seg vanskelig gjennomføre i større skala uten økonomisk støtte, blant annet til transport og tilsyn/gjeting i det nye området. En må forvente mindre behov for tilsyn etter hvert som sauene blir mer vant i det nye beiteområdet. Tiltaket krever at det finnes tilgjengelige beiteområder, og at det gjøres avtaler med grunneierne. I dag må man også ta hensyn til forbudet mot flytting av dyr mellom smittevernsområder (scrapie).

Flytting av sau har naturlig nok vist å ha god tapsreducerende effekt overfor alle rovviltarter, forutsatt at man har et lite rovviltbelastet område å flytte sauene til (Mysterud m. fl. 1996 a). Det har vært knyttet endel usikkerhet med hensyn til tilvekst i nye beiteområder. Forsøk ved Planteforsk Tjøtta fagsenter har imidlertid vist at tilveksten eksempelvis på øy- og lavlandsbeite kan være vel så god som tilveksten på fjellbeite (Høberg m. fl. 2001, Lind 2002). En skal heller ikke undervurdere sauens funksjon som "kulturlandskapspleier" i gjengrodde områder. Det kan søkes om tilskudd (STILK) dersom sauene benyttes i slik sammenheng.

10.2.2 Middels sterke tiltak, særlig brukt i områder utenfor kjerneområde/ulvesone

10.2.2.1 Avkorting av beiteperioden i utmark/fjell

Utsatt slipp om våren er prøvd i Telemark, Buskerud og Nord-Trøndelag med god effekt mot gaupe. Enkelte brukere (Telemark) har pekt på fare for økt snyltepress ved lengre heimebeite. Tiltaket er jevnt over lite praktisert i fylkene. Trolig skyldes dette knapphet på hjemmebeitearealer, samt relativt små tapsproblemer tidlig i beitesesongen. Tiltaket vil også ha effekt mot tap til rev, og sannsynligvis også til kongeørn.

Tidlig nedsanking er benytta som ordinært, forberedt tiltak i de fleste fylker, særlig i fylker med store skader til jerv eller bjørn på sensommer/tidlig høst. For flere fylker er dette tiltaket en av de større postene på budsjettet for forebyggende tiltak, og har flere steder vært gjennomført i en årrekke. I enkelte fylker med tilsvarende tapsproblematikk har holdningen i næringa vært mer negative, og tiltaket er gjennomført bare i forbindelse med akutte skadesituasjoner. Tidlig nedsanking som ordinært, planlagt tiltak er også prøvd i mindre omfang fylker der gaupeskadene er hovedproblemet

(bl.a. Telemark, Buskerud, Nord-Trøndelag).

Opparbeiding av hjemmebeiter/beiteoppbevaring i forbindelse med tidlig nedsanking ser ut til å være gjennomført i et mindre omfang, men det er eksempler på dette fra bl.a. Nordland og Buskerud. Arbeid med kartlegging av alternative beiteområder er i gang og delvis ferdigstilt i flere fylker (bl.a. Møre og Romsdal, Telemark, Oslo og Akershus). Midler til ekstraordinært tilsyn ved akutte rovdyrskader er ofte kombinert med tidlig nedsanking. For endel områder er det reservert egne, inngjerdede beredskapsareal til å ta imot tidlig nedsanka sau, mens det mest vanlige har vært å ta i bruk allerede inngjerdede innmark. Det ekstraordinære tilsynet har også betydning for å fastslå skadeomfanget, og forhindre skader og lidelser hos husdyra.

Tidlig sanking eller flytting til beredskapsarealer dersom en akutt skadesituasjon oppstår har vist seg å ha god forebyggende effekt overfor jerv og til dels bjørn (Mysterud m. fl. 1996 a). Tiltaket krever i likhet med tiltaket "flytting av sau" tilgjengelige og mindre rovdryrsatte innmarks/utmarksarealer. En avgrensning av beiteområdet for kortere eller lengre periode av beitesesongen kan medføre de samme forhold som nevnt under "Rovdyrsikker inngjerding", om enn i noe svakere grad. Tiltaket kan gjennomføres årlig i områder med årlige tap seinsommer/tidlig høst, eller som akutt-tiltak hvis skade oppdages. En må også da ha et tilgjengelig, inngjerdede beite.

10.2.3 Tiltak med usikker eller liten grad av forebyggende effekt

10.2.3.2 Utvida tilsyn

Dette tiltak har i enkelte fylker blitt benyttet som ordinært tiltak. I disse områdene har hensikten i første rekke vært å kunne følge med utviklingen utover beitesesongen og oppdage rovdyrskader på et tidlig tidspunkt. Selv om den forebyggende effekten av tiltaket er begrenset, er viljen og ønsket om å gjennomføre utvida tilsyn sterk hos mange brukere innafor visse områder. Eksempler på dette finnes blant anna innafor fylkene Oppland og Sør-Trøndelag, der midler har vært fordelt til utvida tilsyn i relativt stor utstrekning på tross av sentrale myndigheters fraråding. Andre fylker har satset mye på utvida tilsyn i kombinasjon med andre tiltak, enten rovdyrklaver (Buskerud) eller tidlig nedsanking (Møre og Romsdal, Sogn og Fjordane).

10.2.3.2 Rovdyrklaver

Dette omfatter ulike typer klaver, og erfaringene varierer noe avhengig av type. Erfaringene er også ulike i ulike områder. Tiltaket er prøvd ut i relativt stor utstrekning i fylkene Nordland, Buskerud, Telemark og Oslo/Akershus, samt Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag. Utprøving av dette tiltaket har i flere tilfeller vært gjennomført som systematiske prosjekter

over flere år, med oppfølging og evaluering av effekter.

De typene rovdyrklaver på lam som fysisk skal hindre halsbitt av gaupe har man i flere fylker gått bort fra, på grunn av liten/ingen registrert tapsreducerende effekt, og problemer forbundet med bruken. Unntaket er bjelleklaver på lam, som i relativt stort omfang fremdeles er benyttet i bl.a. Buskerud, og hvor man har registrert positive effekter. I Nord-Trøndelag mener en også at dette har tapsreducerende virkning, men tiltaket er ikke prioritert framover. Tiltaket er mindre brukt i dag. Statens dyrehelsetilsyn har også påpekt uheldige tilfeller ved bruk av noen klavetyper.

10.2.3.3 Andre forebyggende tiltak

Av andre tiltak som er gjennomført uten å kunne sies å ha gitt noen sikker tapsreducerende resultat er **radiostøy** (tiltaket er prøvd ut kun som sporadiske enkeltforsøk bl.a. i Telemark og Sør-Trøndelag, men få erfaringer er brakt videre fra tiltaket), **luktbinger** (har vært prøvd ut i Troms og Buskerud, men med få påviselige resultater), **mikrofly til overvåking** (Troms) og ulike **uroprosjekt**.

Norske/utenlandske forsøk eller evalueringer i FoU-regi har også vist at endel tiltak har liten eller ingen direkte effekt på tap. Disse inkluderer:

- Selektiv smaksaversjon (Hansen m. fl. 1997)
- Lukt/smaksrepellenter (Landa m. fl. 1995)
- Føring av rovwilt (Mysterud m. fl. 1996 a)
- Fjerning av kadaver (Mysterud m. fl. 1996 a)
- Flytting av rovdyr (Mysterud m. fl. 1996 a)
- Vokterhunder brukt alene med sau i utmarka – anbefales ikke under norske forhold
- Vokterhunder brukt som gårdsvoktere (går løse på gården og vokter alt innenfor sitt territorium)

Andre vokterdyr bl.a. lama, kjøttfe og esel har blitt prøvd i utlandet. Bruk av andre vokterdyrarter har ikke fått det samme omfang som bruk av vokterhunder. Dette fordi disse artene ikke kan redusere tapene på høyde med vokterhunder, og fordi tiltakene egner seg best innenfor inngjerdete beiter. Også disse vokterdyr vil fungere best dersom en har en sauerase med sterk flokkinstinkt. Det foreligger ingen forskningsmessig utprøving av slike vokterdyr i Norge, og uten en sauerase med bedre flokkinstinkt er tiltaket lite aktuelt.

10.2.4 Andre tiltak av betydning for skadereduksjon

10.2.4.1 Beredskapsplan

Beredskapsplan, inkludert områder avsatt til akutt tidlig ned-sanking (beredskapsareal), er et arbeid som er startet opp i endel kommuner, bl.a. i Oppland fylke. Arbeid med kartlegging av alternative beiteområder er igangsatt i flere fylker (bl.a. Møre og Romsdal, Telemark, Oslo og Akershus), der også opparbeiding av digitale fylkesdekkende beitekart inngår.

10.2.4.2 Tapsundersøkelser

Disse er i seg selv ikke tapsreducerende, men kan klarlegge tapsårsaker i områder med store mørketall i tapa, slik at en kan bli mer presis på hvilke tiltak som gjøres, og når tiltak skal settes inn. Tapsundersøkelser er relativt arbeidskrevende, og utstyrstilgang (f.eks dødsvarslere) setter begrensninger for tiltaket. Der det er gjennomført (bl.a. i Vest-Agder, Hedmark, Oslo/Akershus, Nord-Trøndelag og Nordland) har det gitt et godt bilde av tapsårsaker.

Forskningsprosjekt med tapsundersøkelser knyttet til problemene med sykdommen alveld er gjennomført i Møre og Romsdal (Mysterud 2000, 2001). Sogn og Fjordane har hatt gående programmer over flere år i regi av Fylkesmannens landbruksavdeling for å avdekke tapsårsaker generelt hos lam, med fokus på helsestatus ved slipp og utover i beitesesongen (bl.a. snylterstatus og kondisjon).

10.2.4.3 Bjølleflagg og kodemerking

Bjølleflagg og kodemerking av søyer er benyttet aktivt i noen fylker sammen med tilsyn (blant annet Møre og Romsdal, Rogaland og Agder-fylka). Bjølleflagg viser hvor mange lam hver søye går med. Slike merketiltak forenkler registreringen av sau på beite under tilsyn, med tanke på eventuelle tap av lam. Tiltaket er ikke tapsforebyggende i seg selv, men gir informasjon om eventuelle tap, og grunnlag for å følge opp med andre tiltak.

10.2.4.4 Omlegging til annen husdyrproduksjon (Omstillingsmidler)

Dette vil naturligvis ha svært god skadeforebyggende effekt overfor alle rovwiltarter og er dessuten av varig karakter. En omlegging av enkeltbruk forutsetter at saueholdet i samme område ikke utvides ytterligere av andre brukere. Tiltaket fører imidlertid til en nedbygging av sauefjøring og vil i prinsippet være en løsning kun for de få og i særlig utsatte områder. Konsekvensene av en omlegging kan bl.a. være økt jengroing fordi sauebeiting i utmarka opphører. Per I dag gis ikke midler til annen omstilling enn den som fortsatt utnytter ressursene på gården, dvs. at omstilling til yrker utenfor landbruket ikke støttes økonomisk.

10.2.4.5 Kombinasjon av tiltak

Ofte vil et enkelttiltak ikke være den beste løsning, men at en kombinerer flere ulike type tiltak. Fordi beiteområdets beskaffenhet, driftsmåte, rovviltart og rovvilttetthet varierer så mye fra besetning til besetning, har vi tro på ulike kombinasjoner av tiltak tilpasset det enkelte bruk. Som eksempler på kombinasjonstiltak kan nevnes forlenget vår- og høstbeite i kombinasjon med bruk av vokterhund på patrulje i utmarksbeiteperioden, og inngjerdet område/rovdysikkert gjerde i kombinasjon med vokterhund. Ekstraordinært tilsyn sammen med tidlig nedsanking er den kombinasjonen av tiltak det er bevilget mest midler til gjennom tilskuddsordningen for forebyggende tiltak.

Akutte tiltak i beitesesongen har i hovedsak gått til ekstraordinært tilsyn, ofte kombinert med tidlig nedsanking ved akutte rovdyskader. For en del område er det reservert egnede, inngjerdede beredskapsareal til å ta imot tidlig nedsanka sau, mens det mest vanlige har vært å ta i bruk inngjerdet innmark. Det ekstraordinære tilsynet har også vært viktig for å slå fast skadeomfanget og hindre ytterligere skader og lidelse for sauen.

10.2.5 Administrasjon, organisering og praktisk gjennomføring av tiltak

10.2.5.1 Lokal organisering

Lokal organisering av tiltak, kommunalt rovviltutvalg og beredsskapsplaner har ofte medført en god effekt av virkemiddelbruken. Avstanden er også kortere mellom bruker og myndighet, og det vil ofte være nødvendig med god kunnskap om lokale forhold. Ofte er det også slik at enkeltbrukere ikke har kapasitet til å organisere større fellestiltak, men ser gjerne dette gjort av en lokalt eller kommunalt ansatt person.

Lokal organisering/gjennomføring av tiltak er de seinere år gjennomført flere steder. Fordelen med dette kan i tillegg være:

- Fellestiltak framfor enkelttiltak gir bedre effekt, samt reduserer fare for skadeforskyvende virkning av tiltak. Dette gjelder særlig de mer tunge tiltaka.
- Tiltak over større områder gir en bedre samordning, kan være mer kostnadseffektivt, samt reduserer fare for skadeforskyvende effekter.

Lokal organisering kan også gi økt fokus på rapportering av effekter, standardisering av informasjonsinnhenting og bedre rapporteringsrutiner.

10.3 Tiltak rettet mot rovvilt

10.3.1 Felling av skadegjørende individ/midler til jaktlag

Dette er brukt i etterkant av større skadesituasjoner. Større skader av bjørn eller jerv har i flere fylker (Telemark, Sør-Trøndelag, Møre og Romsdal) blitt fulgt av opplæring eller dekning av kostnader knytt til fellingsforsøk eller hiuttak. For de fleste arter er det vanskelig å få felt skadegjørende individ, pga av manglende sporingsforhold. Svært ofte medfører fellingstilatelsten derfor ikke uttak av dyr. Fra områder med sterk tilsig av bjørn fra Sverige har felling av skadedyr vist liten effekt på tapet året etter.

10.3.2 Bestandsregulering

Uttak av rovvilt innbefatter her ordningene med lisensjakt, kvotejakt, kvotefri jakt og uttak av mordyr eller unger fra hi, og ikke felling av skadegjørende individ. Tiltakene har god effekt overfor alle rovviltarter, men fungerer klart best i områder med sonering (Mysterud m. fl. 1996 a). Det er en del begrensninger og spørsmål knyttet til tiltaket, bl.a. problem med å ta ut kvoten under den avgrensede jakta ved mangel på sporsnø (særlig for jerv). Bestandsregulering har som regel vært tapsbasert, dvs. tildeling er gitt til områder med store tap.

10.3.3 Rovviltregistrering

Flere fylker har brukt midler til registrering av rovviltbestander. Noen fylker har lagt stor vekt på registrering, blant annet for fastsetting av jaktkvoter i forhold til bestandsmål, for informasjon, og for å klarlegge trafikk av rovdyr i forhold til viktige beiteområder. De fleste fylkesvise forvaltningsplaner har klare mål for bestanden av de ulike rovviltarter, og forvaltningsregimet og bestandsreguleringen tar utgangspunkt i de registreringer som er gjort. Både for forvaltning av rovviltstammer og mht beitedyrsituasjonen er det vesentlig at man får en korrekt registrering av bestandene av rovviltartene.

10.4 Nasjonal samordning av arbeid med forebyggende tiltak mot rovviltskader - etablering av et nasjonalt viltskadesenter

10.4.1 Behov

Fra siste halvdel av 90-tallet har en i økende grad sett behovet for en samordning av kunnskap og informasjon om forebyggende tiltak og mot driftsopplegg/tilpasninger av saueholdet for minimalisering av rovdyr tap. Samtidig er det regi-

strert et behov for en "adresse" der både forvaltning, sauehold og annen beitenæring kunne hente råd og veiledning om aktuelle tiltak. Få FoU-institusjoner har til nå hatt mulighet for en samlet og langsiktig satsing på tiltak og kompetanse innenfor forebyggende tiltak mot rovviltskader.

I forbindelse med ulike utredningsarbeidene som er igangsatt og som sikter inn mot den nye rovviltmeldinga som planlegges lagt fram til høsten, har det fra flere hold blitt pekt på behovet for et nasjonalt kompetansesenter knyttet til forebyggende tiltak på rovviltssiden.

Blant annet i utredningen "Framtidig sauehold i rovdryrområder" utarbeidet av referansegruppa opprettet av Miljøverndepartementet anbefales en etablering av et nasjonalt "Rovviltskadesenter" med kompetanse på forebyggende tiltak mot rovviltskade, ansvar for forskning på forebyggende tiltak, utprøving av disse i praksis, opplæring av rovviltkonsulenter og opplysning til beitebrukere (Kap 5.1 Virkemidler, organisering og FoU.). Også fylkesmannens landbruks- og miljøvern-avdelinger i flere fylker har etterlyst **et** sentralt organ med ansvar for kunnskapsinnhenting, informasjon og rådgivning om forebyggende tiltak mot rovdryrskader i beitenæringene. Stikkord for dette er:

- Langsiktighet, istedenfor "på og av" kortvarige prosjekter
- En "adresse" for næring og forvaltning for disse problemer
- Kontinuitet i kompetansen
- Konfliktreducerende
- Database over forebyggende tiltak og tapsreducerende effekt

10.4.2 Oppgaver for et slikt senter

Hovedoppgavene i et kompetansesenter med nasjonale oppgaver innen forebyggende tiltak mot rovviltskader bør være hente inn ny kunnskap fra norsk og utenlandsk forskning og erfaringer, evaluere og eventuelt tilpasse disse til norske forhold og driftssystemer i saue- og reindriftsnæringa, samt ha informasjons og rådgivningsoppgaver. Stikkordsmessig kan disse oppgavene nevnes:

- Innsamling og evaluering av kunnskap og erfaring
- Overføring og tilpassing av erfaringer fra andre land
- Langsiktig utviklingsarbeid og utprøving i beitenæringa
- Informasjon, formidling og rådgivning til næring, forvaltning og allmennhet
- Fokus på endringer eller omlegging av drifta og andre tiltak som gir varige løsninger og som er økonomisk og dyrevernsmessig akseptable
- Gå direkte inn i akutte og/eller kroniske skadeområder med tiltak eller råd om tiltak
- En fast adresse og faste personer med disse oppgaver som kan bistå næring og forvaltning
- Få næringene til å ta i bruk tiltak som gjennom forskning har vist god tapsreducerende effekt

- I samarbeide med FoU-institusjoner initiere og delta i FoU-prosjekt av tverrfaglig karakter
- Samarbeid med andre organ/institusjoner, koordinering av oppgaver
- Klarlegge konsekvenser av tiltak for næring, forvaltning og samfunn

Arbeidsoppgaver vil i første rekke være innen problemområdet beitedyr-rovdryr, men vi ser i framtida også behov for tilsvarende oppgaver innen andre konfliktområder som gjesdyrka mark, hjortevilt-jordbruksareal/frukthager/skog o.l

10.4.3 Kompetanse

Kompetansebehovet innenfor en institusjon med nasjonale oppgaver innenfor fagområdet forebyggende tiltak mot rovviltskader på husdyr og tamrein vil primært være landbruks- og reindriftsrelatert. Det vil være behov for sterk fagkompetanse innenfor følgende områder:

- Forebyggende/skadereduserende tiltak innenfor landbruksnæring og reindrifta
- Driftssystemer/driftsendringer i landbruk og reindrift
- Husdyratferd/dyrevelferd/etikk
- Beiteforhold/beiteverdi/bæreevne på beite

Denne fagkompetansen må kombineres med kunnskaper innen rovdryrbiologi og rovdryratferd, i samarbeid med andre kompetansemiljøer innenfor viltbiologi³⁹.

39 Red. anmerk.: Se også Brainerd & Bjerke 2002 (s. 44-46) for en omtale om Viltskadecenteret i Sverige samt forslag om opplegg i Norge.

11 Avbøtende tiltak med hensyn til jaktinteresser

Erling Solberg⁴⁰ & Scott M. Brainerd⁴⁰

40 Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

For å begrense belastningen av store rovdyr med hensyn til jaktuttak og jaktutøvelse er det foreslått og delvis gjennomført en rekke tiltak, i første rekke med hensyn til effekten av ulv. Spesielt har det vært fokus på tiltak som kan redusere angrep på jakthunder i ulveområder. I en tidlig fase ble det forsøkt utviklet diverse anordninger som kunne monteres på hunden som beskyttelse mot ulveangrep, men dette arbeidet er ikke videreført (O. Hjeljord, NLH, pers. medd.). Ved Viltskadesenteret på Grimsø i Sverige gjennomføres det flere undersøkelser som er relevante for forholdet mellom ulv og hund, blant annet effekten av å sette bjelle på hunden for å unngå ulveangrep, samt mer grundige studier av hvilke individer i en ulveflokk som fortrinnsvis angriper hund. Studiene er ennå ikke avsluttet, men arbeidet og endelig rapport blir å finne på nettsidene til Viltskadesenteret⁴¹.

11.1 Forebyggende tiltak mht jakthunder

11.1.1 'Ulvetelefonen'

Størst suksess så langt har det trolig vært med den såkalte 'Ulvetelefonen'. Tiltaket skal i utgangspunktet hjelpe til med å forebygge at jakthunder blir drept eller skadet av ulv. Ulvetelefonen brukes også av andre friluftinteresserte som vil vite hvor det kan være ulv. Tiltaket tar utgangspunkt i kartblad som er inndelt i 10x10 km ruter som dekker de forskjellige ulverevirene der en eller flere ulv er radiomerket. Rutene er identifisert med rutekoder. Når ulver peiles, blir ulvens siste posisjon lagt ut på en telefonsvarer som jegere og andre interesserte kan ringe til for å følge med på ulvens bevegelser. Ulvetelefonen ble først igangsatt høsten 1999 i Leksandreviret i Sverige som et samarbeidsprosjekt mellom Svenska Jägareförbundet og det skandinaviske ulveforskningsprosjektet, 'Skandulv' (Karlsson og Thoresson 2000). Høsten 2000 ble tiltaket igangsatt i Norge i regi av NJFF, i ulverevirene i Finnskogen (Nyskog og Bograngen), Kongsvinger-Årjängreviret og Mosse-reviret, og i 2001 også i Gråfjellreviret i Hedmark. NJFF valgte å prioritere selve tiltaket i 2002, og det var derfor ikke penger til en evaluering av ulvetelefonen for jakt sesong 2001/02. Ulvetelefonen høsten 2002 omfattet Gråfjell, Bograngen, Nyskogen, Kongsvinger-Årjäng og Dals-Ed-Halden-reviret (den eneste radioulven i Mossereviret forsvant i november 2001). Kartgrunlaget og opplysninger om telefon-tjenesten ble distribuert til norske jegere via nettsidene til NJFF og gjennom de fylkesvise informasjonsblader til fylkesledd i NJFF i Akershus, Hedmark og Østfold.

41 <http://www.viltskadecenter.com>

En evaluering av ulvetelefonen for de siste jakt sesongene, som innarbeider den norske undersøkelsen, skal snart foreligge (J. Karlsson, Grimsø, pers. medd.). En tidligere evaluering av tiltaket for jakt sesongen 2000/01 viser at de fleste jegere i Sverige (over 90%) var positive til tiltaket (J. Karlsson, Grimsø, pers. medd.). Over 98 % av jegerne som jaktet i Mossereviret (Østfold) og Kongsvinger-Årjäng reviret (Akershus) kjente til tiltaket. Likevel var norske jegere mer skeptiske til tiltaket enn sine svenske kolleger, spesielt i Mosse-reviret. I dette område ble nytteverdien ansett som begrenset fordi ulvetelefonen som regel ikke ble oppdatert mer enn 2-3 ganger i uken. I tillegg var det stor skepsis fordi ulvene kunne bevege seg gjennom det forholdsvis begrensede reviret i løpet av kort tid. Som følge av at ikke alle ulver i et revir er radiomerket, og fordi ikke alle ulvene innefor et område nødvendigvis beveger seg samlet, vil man heller ikke kunne føle seg 100% trygg med hensyn til å slippe en hund på jakt i et ulverevir (Vold 2001). Likevel mente de fleste norske jegere (>70%), i likhet med de svenske, at ulvetelefonen som tiltak bør fortsette (Vold 2001, J. Karlsson, Grimsø, pers. medd.).

Signaler som har kommet frem under diverse høringer i forbindelse med utarbeidingen av underlagsmaterialet for Stortingsmelding om rovdyrforvaltning, antyder at ulvetelefonens verdi på norsk side har blitt svekket på grunn av mindre oppfølging, noe som henger sammen med mindre bevilgninger fra DN til dette tiltaket (NJFF v/W. Svendsen, pers. medd.). Dette til tross for signaler fra begge sider av grensen som antyder at tiltaket generelt oppfattes som positivt. I Sverige pågår det en diskusjon om hvorvidt man skal drive tiltaket på ideell basis (J. Karlsson, Grimsø, pers. medd.).

Det har i lengre tid vært mistanke om at radiomerkede ulver peiles og skytes ulovlig av personer som har tilgang til scannere og radiomottagere. På grunn av dette er Skandulv nå tvunget til å se på alternative løsninger med hensyn til radiomerking av ulv. I den sammenheng vil det være en utfordring å finne frem til metoder som ivaretar ulvetelefonens brukerverdi. Tilsvarende problem vil oppstå ved en eventuelt redusert bruk av radiosendere på ulv i forskningssammenheng i fremtiden (eller ved økt antall ulv).

11.1.2 Andre tiltak mht jakthunder

Karlsson og Thoresson gir en oversikt over alternative forebyggende tiltak for jakthunder som jegere har brukt i ulveområder i Sverige. Ca. halvparten av respondentene brukte hundepilelere, som også kan betraktes som et forebyggende tiltak, siden det er en sammenheng mellom hvor lang tid en

hund er ute på jakt og sjansen for å bli tatt av ulv (Karlsson og Thoresson 2000). Derfor, mener forfatterne, kan et hundepilesystem hjelpe til å korte ned den tiden en hund er løs i et terreng etter jakten avsluttes. Samtidig kan hundepileere brukes til å finne jaktbikkjer som er skadet av rovdyr, og dermed er det en viss sjanse for å berge hunder utsatt for rovdyrangrep (R. Brittas, pers. medd.). Det gjør også at eieren slipper uvissheten om dens skjebne (R. Brittas, pers. medd.), samt at dokumentasjon sikres mht. statlige erstatning og evt. privatforsikring. Her kan det nevnes at det ble innført en offentlig kompensasjonsordning for rovvilt drepte jakthunder i Norge i 1999⁴² som et konfliktdepemde tiltak.

Av andre tiltak, ble snøsporing brukt mest for å forsikre at det ikke var ulver innenfor jaktområdet før en jakthund ble sluppet i områder uten tilgang til ulvetelefonen. Et tiltak som ble brukt i alle revirene, men bare i mindre grad, var bruk av bjeller på jakthunder. Dette er et tiltak som har vært utviklet i ulveområder i Russland⁴³. Av andre tiltak kan det nevnes bruk av hund i bånd, luktestoff på hund (menneskeurin eller parfyme), samt det å være flere mennesker i skogen under jakta (Karlsson og Thoresson 2000).

Svenska Jägareförbundet og Viltskadecenteret har arrangert en oppfinnerekonkurranse for å utvikle forskjellige beskyttende tiltak for jakthunder⁴⁴. Et tiltak som er under utprøving, er en beskyttelsesvest som hunden har på seg og som inneholder en illesmakende veske som ulven får i munnen når den setter tennene i den. I tillegg ser man på et system der en ulv med radiosender kan utløse et ultralydsignal fra et apparat som er festet til hunden. Disse og andre tiltak er under utvikling, men ingen sikre tiltak er foreløpig godkjent som et gangbart forebyggende tiltak.

11.2 Erstatning for redusert inntekt fra jakt

Som følge av store rovdyrs predasjon på økonomiske viktige viltarter er det også fremmet ønsker og krav om at staten yter økonomisk kompensasjon for tapt jaktutbytte og inntekt for jaktrettighetshavere. Spesielt gjelder dette kompensasjon for tapte inntekter som følge av at elg predatorer i ulveområder, men også kompensasjon for reduserte muligheter til å drive med småviltjakt med hund, med dertil tapte inntekter fra utleie av husvære, bevertning, guiding etc. (Appendiks 4).

Ingen har så langt gjennomført en fullstendig økonomisk analyse over omfanget av tapte inntekter for jaktrettighetshavere som følge av etablering av store rovdyr. En presis analyse vil begrenses av usikkerhet i både de biologiske og

økonomisk parametrene. For å få en viss oversikt over de potensielle kostnaden ved tapt jaktutbytte av hjortevilt har vi gjennomført noen enkle beregninger med bakgrunn i resultatene i Solberg m. fl. 2003, gjennomsnittlig slaktevekt for elg satt til 100 kg og rådyr til 12 kg, samt en anslått førstehåndsverdi av viltkjøttet til kr. 75,- per kg. Gjennomsnittlig slaktevekt på elg er satt lavere enn gjennomsnittet i et vanlig jaktuttak fordi ulven hovedsakelig tar kalv. Med bakgrunn i disse verdiene vil den direkte effekten av ulvens predasjon på elg (3 750 000,-) og rådyr (180 000,-) ha en samlet kostnad på 3 930 000,-. Bjørnens predasjon på elg vil koste noe mindre (787 500,-) som følge av lavere predasjontakt (3.5 elg per bjørn) og bjørnens predasjon av hovedsakelig elgkalv om sommeren (snittvekt 75 kg under jakta). Direkte kostnader ved predasjon av gaupe på rådyr beløper seg til 3 600 000,-. Dette tilsvarer totalt en kostnad på snau 8.5 millioner kroner. Kostnadene ved predasjon på hjort og villrein vil være små, men kan øke i fremtiden ved en eventuell økt utbredelse og økning i bestandstetthet av store rovdyr. I tillegg kommer indirekte kostnader i form av redusert inntekt fra småviltjakt, utleie av husvære etc., mens kompensatoriske effekter i hjorteviltbestanden (eks. økt fruktbarhet som følge av predasjon av kalv) kan medføre et vist fratrekk.

Det er usikkert om det vil fremmes krav om kompensasjon for alt hjortevilt slått av store rovdyr. Det vil være begrenset kunnskap om fordeling og antall av store rovdyr i et område og i mange områder vil dødelighet som følge av predasjon være umulig å skille fra annen naturlig dødelighet som skyldes ulykker, sykdom og matmangel. I en del områder vil dessuten belastningen være lav og fordele seg over mange jaktrettighetshavere. Dette stiller seg imidlertid annerledes innenfor ulverevir, som kan være relativt klart avgrenset og hvor predasjonen kan være betydelig. Her vil også belastningen kunne bli uforholdsmessig høy for et fåtall grunneiere. Høy tetthet av bjørn (og kanskje gaupe på sikt) i enkeltområder (eks. Pasvik) kan muligens også oppfattes av jaktrettighetshavere som en urettferdig fordeling av byrdene ved store rovdyr, og på sikt utløse krav om erstatning.

Staten utbetaler økonomisk kompensasjon for husdyr tapt på beite til store rovdyr (totalkostnad for 2001: 43 millioner kroner⁴⁵), men noe tilsvarende kompensasjon for viltlevende arter tatt av rovvilt er ikke vanlig praksis i Norge. DN har da også stilt seg kritisk til en slik ordning fordi alt vilt i utgangspunktet (i motsetning til jaktretten) er eiendomsløst. Av den grunn ser de det som prinsipielt galt å betale erstatning for at en art utøver sine naturlige instinkter ved å predatorer på andre viltarter (Appendiks 5). Motargumentet er gjerne at store rovdyrs predasjon på jaktbart vilt fordeles seg ujevnt på forskjellige jaktrettighetshavere som følge av statlig styring av hvor rovdyr får lov til å etablere seg, hvilket reduserer inntektene for enkelte fra en viktig utmarksnæring.

42 FOR-1999-07-02-720. Forskrift om erstatning for tap og følgekostnader når husdyr blir drept eller skadet av rovvilt (<http://www.lovdata.no/for/sf/md/md-19990702-0720.html>).

43 http://www.de5stora.com/pdf/reportage/Ryska_jagare.pdf

44 <http://www.jagareforbundet.se/akila/artiklar/akilaartiklarvarg.asp>

45 <http://www.dirnat.no>

Med denne bakgrunn ble det for jaktåret 2001-2002 igangsatt en prøveordning med statlig kompensasjon for redusert elgjakt i fire jaktfelt innefor leveområdet til ulven i Koppang (Appendiks 5). Kompensasjonsutbetalingen ble utarbeidet som differansen i fellingstall (splittet i kjønn og alder) fra perioden før etablering av ulv og nåværende fellingskvoter, samt en kilopris på kr 70. Ingen kompensasjon ble gitt for indirekte kostnader som følge av redusert utleie av småviltjakt etc., noe som synes å være blant de viktigste ankepunktene mot ordningen (Appendiks 5). I andre områder, hvor ulven tilsynelatende har mindre effekt som følge av høy tetthet av elg, kan det være vanskelig å finne vesentlige endringer i jaktuttaket før og etter etablering av ulv uten at dette skyldes at ulven tar et lavere *antall* elg. Her vil antagelig andre metoder måtte utvikles for å beregne kompensasjonsutbetalingen.

Hvorvidt statlig kompensasjon for hjortevilt tatt av rovdyr bør bli en rådende praksis er først og fremst et politisk spørsmål. Størrelsen på erstatningsbeløpet vil antagelig alltid være gjenstand for tautrekking, ikke minst som følge av usikkerhet med hensyn til de biologiske forholdene. Uten å ta hensyn til de prinsipielle forholdene anser vi det som sannsynlig at en kompensasjon for tapte jaktrelaterte inntekter som følge av store rovdyr vil ha en vesentlig konfliktdependende effekt. Det skal også nevnes at staten erstatter det økonomiske tapet når jakthunder blir angrepet av rovvilt. Mer om dette er å finne på nettstedet til DN⁴⁶.

11.3 Andre forhold

Andre forebyggende tiltak for å redusere effekten at rovdyr tar hjortevilt synes begrenset. Ulv og gaupe, og delvis bjørn ernærer seg i stor utstrekning av hjortevilt som de selv slår. Det samlede uttaket av rovdyr vil derfor i de fleste tilfeller variere med antallet rovdyr. Som påpekt i en annen rapport (Solberg m. fl. 2003) vil imidlertid flokkstrukturen i en ulvebestand kunne påvirke den gjennomsnittlige predasjonstakten (antall byttedyr per ulv per år) ettersom antall elg slått innefor et revir kun i liten grad er avhengig av antallet ulv som befinner seg der. Flere individer i en ulveflokk gir mer effektiv kjøttutnyttelse av byttedyr, og behovet for byttedyr per ulveindivid reduseres. I den grad et gitt antall ulv er målet for forvaltningen vil derfor en ulvebestand med en høy andel store familiegupper være å foretrekke for minimalisere avgangen av hjortevilt til predasjon.

Ulv og gaupe vil i mange tilfeller kun utnytte deler av et byttedyr, mens det resterende fortæres av diverse åtseletere. Dette kan skyldes flere forhold hvorav ett trolig har å gjøre med hvor enkelt det er å finne, og slå et nytt byttedyr. I den grad dette er avhengig av kjønn og alder på byttedyret, kan predasjonstakten muligens reduseres ved å endre byttedyrets bestandsstruktur ved jakt. Dette er dog forhold vi fortsatt vet lite om.

Avslutningsvis nevner vi at det å drive rovdyr bort fra nylig slått byttedyr i håp om at rovdiret skal forlate området, trolig er en lite egnet strategi. Sannsynligheten for at dette øker predasjonstakten (som følge av behovet for ny mat) framfor det motsatte er overhengende.

11.4 Innspill fra interesseorganisasjonene

Som et ledd i utredningsarbeidet i forkant av den nye rowiltmeldingen ble det også utsendt invitasjon til en rekke institusjoner med tilknytning til jaktrettighetshaversiden og brukere (NJFF), med ønske om innspill omkring jaktrelaterte problemstillinger.

Gjennomgående avspeiler disse innspillene en bekymring med hensyn til konsekvensene av økende rowiltstammer på jaktbart vilt. Jaktrettighetshaversiden fokuserer i hovedsak på de økonomiske konsekvensene dette har for grunneiere i rowiltområder, mens jegerne (NJFF) nødvendigvis fokuserer mer på hvordan dette reduserer jakttilbudet (mindre vilt å jakte på) og jaktutøvelsen (begrenser småviltjakt med hund). Felles for alle er en erkjennelse av at ulven utgjør hovedproblemet. Det mest fremtredende tiltaket for å løse/begrense problemet er at staten må kompensere for de økonomiske ulempene som følger etablering av store rovdyr. Vi henviser leseren til Appendix 2 for et fullt innsyn i innspillene.

46 <http://www.dirnat.no>

12 Konfliktdependende tiltak i rovviltforvaltningen

Scott M. Brainerd (red.)⁴¹

41 Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

12 Oppsummering

Denne rapport er et kompendium av artikler som omhandler forskjellige aspekter ved tiltak som er rettet mot reduksjon av konflikter og tap forårsaket av store rovdyr. Tre hovedtemaer er tatt opp. Disse inkluderer 1) bruk av forskjellige fellingsregimer som konflikt- og tapsreducerende verktøy i forvaltningen, 2) medvirkende og fleksibel forvaltning som et konfliktreducerende verktøy, og 3) bruk av forebyggende og avbøtende tiltak mht husdyr- og tamreindrift samt jaktutøvelse.

Oversikt over fellingsregimer

Stortinget har gitt sin tilslutning til en forvaltning av store rovdyr som inkluderer jakt og felling av rovdyr for å kunne bevare rovviltbestander og samtidig opprettholde en allsidig bruk av utmarka. Dette er i tråd med Norges internasjonale forpliktelser overfor Bernkonvensjonen, som på nærmere angitte vilkår åpner for å avlive rovdyr som konvensjonen omfatter, så lenge det ikke setter arten i fare og det ikke finnes noen annen tilfredsstillende løsning.

Det er to prinsipielle regimer for uttak av store rovdyr: skadefelling og kvote-/kvotefri jakt (ordinær jakt). Skadefelling er uttak av rovdyrarter for å forhindre skader, fortrinnsvis på bufe og tamrein. Slik felling kan være betinget av at arten det gjelder ikke oppfyller jaktbarhetskriteriene i viltloven, og/eller at arten skal være fredet i henhold til internasjonale avtaler som Norge har sluttet seg til. Kvote-/kvotefri jakt er ordinær jakt i den forstand at jakta utøves på en art (gaupe) som oppfyller jaktbarhetskriteriene i viltloven.

Med et visst unntak for gaupe, er felling av de store rovdyra i Norge *kun* begrunnet ut fra behovet for å forhindre at rovvilt gjør skade. Skadefelling inkluderer 1) Felling av enkelte individer knyttet til bestemte situasjoner, 2) Uttak av årsunger og eventuelt også mordyr fra ynglehi, og 3) Lisensjakt i henhold til en fastsatt kvote for å begrense veksten og/eller utbredelsen av en bestand. Det er i dag åpnet for lisensjakt på jerv. I tillegg kommer felling i nødverge, samt bestemmelser gitt av direktoratet om felling av bestemte arter, herunder kongeørn, som gjør skade i nærmere angitte tilfelle, uten hensyn til fredning og jakttider.

Det er åpnet for ordinær jakt på gaupe gjennom kvotejakt og kvotefri jakt. Denne jakten er imidlertid også motivert ut fra behovet for skadereduksjon.

Jakt som konfliktreducerende verktøy

En samfunnsfaglig gjennomgang av jakt som konfliktdependende verktøy viser at det finnes indikasjoner på at jakt på rovvilt fungerer konfliktdependende (her brukes begrepet "jakt" både om ordinær jakt (kvote-/kvotefri jakt) og skadefellingsformen lisensjakt, fordi det i praksis ikke trenger være store forskjeller mellom disse mht. til utøvelsen av jakta). Med alle mulige forbehold om et svakt datagrunnlag, ser det ut til at dette er tilfelle både i Norge og i andre land, kanskje særlig i Øst-Europa og i Sverige.

Det er mye som tyder på at jakt fungerer konfliktdependende i Norge i forhold til gaupe, og det er gode grunner til å anta at det samme vil være tilfellet for de andre artene. Her snakker vi ikke om særskilte skadefellinger i statlig regi, men om jakt som lokale jegere kan utøve. Det er flere grunner til at jakt vil fungere konfliktdependende. Jakt vil først og fremst kunne bidra til å begrense veksten i bestandene. For det andre kan det hende at jakt vil bidra til å gjøre rovdyra mer sky, slik at potensielt skremmende møter mellom rovdyr og menneske blir sjeldnere enn i dag.

Et minst like viktig argument for jakt er imidlertid mer psykologisk begrunnet: Ved å åpne for jakt kan en gi lokale aktører muligheten til å handle aktivt for å bringe det som oppleves som en problematisk situasjon under kontroll. Jakt kan med andre ord bidra til å redusere den avmaktfølelsen som mange lokalt ser ut til å føle i forhold til dagens rovviltforvaltning.

Dette peker i retning av at en langsommere takt i oppbyggingen av norske rovviltbestander kan være å foretrekke, dersom det kan åpnes for jakt i et moderat omfang – såfremt dette ikke er altfor risikabelt rent biologisk. På bakgrunn av den tilsynelatende lave effektiviteten i dagens særskilte skadefellingstillatelser, og stor usikkerhet knyttet til uttak av bestemte skadegjørende individer, kunne en også tenke seg at en del av denne aktiviteten kunne erstattes av for eksempel lisensjakt.

Jakt og felling av rovdyr kan også skape konflikter, ved at verneinteresser vil kunne oppleve jakt på svake bestander som uforsvarlig. Men denne belastningen vil i mange tilfeller likevel være mindre, sett fra et forvaltningssynspunkt, enn den belastningen som utgjøres av sviktende legitimitet og vanskelige samarbeidsforhold i de områdene der befolkningen er berørt av store rovdyr. I disse områdene står forvaltningen også overfor en rekke andre utfordringer i avveiningen mellom vern og ressursutnyttelse, og en lokalbefolkning som ikke er direkte fiendtlig innstilt må være et stort aktivum i den forbindelse.

Effekter av uttak av jerv og gaupe i reduserte tap av sau og tamrein i Troms

Utviklingen i sau og tamreinholdet i Troms fylke ble undersøkt i forhold til jerv og gaupe i perioden 1992 – 2002. Det var ingen effekter i reduserte tap som følge av den registrerte avgangen av jerv og gaupe (lisens og kvotejakt). Det var heller ingen sammenheng mellom taps- og erstatningstall og antall gauper og jerv registrert via familiegrupper av gaupe og aktive jervehi. Hos både jerv og gaupe er det vist at de under spesielle snøforhold kan drepe langt flere tamrein enn de kan utnytte. Det samme er vist for sau på sommerbeite. Taps-tallene kan derfor være såpass store og »tilfeldige» at de kamuflerer sammenhenger. For sau i Troms har det vært en økning i tapstallene gjennom de senere år, mens antallet sau på beite har vært noenlunde konstant. Tapet av tamrein har derimot vært noenlunde konstant, mens antallet erstattet har øket dramatisk. Dette har trolig sammenheng med omlegning av erstatningssystemet for tamrein samt at det tapsundersøkelser på tamrein i Troms har vist at gaupe og jerv er vesentlige skadevoldere.

Tap av sau til jerv: Betydning av familiegrupper og effekten av uttak

Det er ikke funnet bevis for at familiegrupper av jerv eller valper er mer involvert i sauetap enn andre jerver. Det ser heller ikke ut til at tapene blir målbart redusert som følge av uttak av yngletisper og valper. Resultatene er ikke entydige fordi avgrensning av tapsområde i forhold til jervens leveområde og de store variasjonene i tap som er registrert mellom områder og år introduserer en usikkerhet i de statistiske analysene. I to av områdene hvor både tisper og valpene ble tatt ut i 1997 var det ny yngling allerede tre år etter uttakene. I de fire resterende områdene hvor det har vært uttak av både tisper og valper skjedde uttakene først i 2001. Vi fulgte også tre familiegrupper av jerv med hjelp av radiosendere samtidig som lam var merket med dødsvarslesendere. Ved kadavre av sau og ellers i beiteområdet ble det samlet inn ekskrementer av jerv for DNA analyse. Resultatene viser at også "fremmede" jerver er involvert i tapene. Dette, samt at det ser ut til å skje en hurtig reetablering av "ledige" revir, medfører at en ikke kan forvente store reduksjoner i tap ved uttak av hitisper og valper. Jervens generelt store leveområder betyr at områder med sau på beite som regel kun utgjør en del av leveområdet. Den observerte økningen i bruk av områder med sau på beite ut over seinsommeren kan forklare det generelle tapsbildet med størst registrerte tap i denne perioden.

Har kvotejakt på gaupe redusert tapet av lam på utmarksbeite?

Konklusjonen fra denne undersøkelsen er at kvotejakt på gaupe kan være et effektivt tiltak for å redusere tap av lam på utmarksbeite på fylkesnivå, såfremt kvotejakten medfører en reell nedgang i bestanden. Tiltaket må derfor ses i sammenheng med den overordnede målsetting om å opprettholde en gunstig bevaringsstatus for gaupe. Det er imidlertid å merke seg at effekten av en reduksjon i gaupebestand er nøye relatert til antall lam på beite. Ved høye tettheter av lam vil antall møter mellom gaupe og lam øke, og tilsvarende reduseres når lammetettheten innen et område reduseres. Dette understøtter tidligere undersøkelser som viser at nivået for tap av husdyr er relatert til sjansen for at rovdyr og sau møtes, og at det derfor ikke nødvendigvis ligger et bevisst søk etter mat bak gaupas dreping av lam. I vårt eksempel ville et uttak av en gaupe gi ca 26 færre lam tapt på fylkesnivå i områder med høy tetthet av lam, og tilsvarende 7 færre lam tapt i områder med en halvering av tetthet av lam. Dette mønsteret står i sterk kontrast til hva som observeres i områder med ville byttedyr. Her finner vi at gaupa er i stand til å opprettholde en høy og konstant predasjonstakt på rådyr (antall dyr drept per gaupeindivid) over et stort spekter av rådyrtettheter.

På beitelagsnivå kunne det registreres en viss lokal effekt etter at en gaupe var avgått. Men tatt i betraktning at man her snakker om en reduksjon på henholdsvis 13 eller 2 lam mindre tapt pr. hann- eller hunngaue avgått, fordelt på alle beitelagene som ligger innenfor avstandskriteriene (gjennomsnittlig 7 for hanngaupene og 3 for hunnene), gir dette en relativt liten tapsreduksjon pr. beitelag. Denne tapsreducerende effekten var også gjeldene for to- og tre-års intervallene, men størrelsesmessig ikke særlig høyere enn på ett-års intervallet. Dette tyder på at effekten av at en gaupe dør, ikke er særlig gjeldende utover den påfølgende beitesesongen. Dette kan skyldes at tilgrensende gauper tar i bruk det ledige leveområdet etter den døde gaupa, og/eller at det kommer inn en eller flere nye gauper i området. Etableringshastigheten vil sannsynligvis være påvirket av gaupetettheten. Mens vi i enkelte områder ser raske reetableringer i områder til skutte gauper, kan det i andre områder gå mange år før gauper på nytt tar i bruk områder til skutte dyr.

Bjørn som skadevolder og effekter av felling med hensyn til tapsbildet

I forhold til de andre store rovdyrartene er bjørn en betydelig skadevolder på frittgående sau og en mindre viktig skadevolder på tamrein. Bjørneindivider tar i gjennomsnitt minimum 50 sau pr. beitesesong i Norge, et nivå som er nesten 500 ganger høyere enn i Sverige, hvor sauene stort sett beiter på innmark og er beskyttet av strømgjerder i rovdyrområder. Forekomsten av bjørn betyr altså ikke nødvendigvis store skadeproblemer

for sauenæringen, men våre resultater understreker at dagens driftsformer i områder med bjørn medfører store tap. Der de finnes, utgjør frittgående sau en viktig energikilde for bjørn. Bær er den viktigste energikilden i områder uten frittgående sau. Størrelsen på bjørnebestanden i grensetrakter i Sverige var korrelert med tapstallene for søyer i Hedmark i perioden 1991-2001 og i Nord-Trøndelag i perioden 1982-2001, men ikke i delperioden 1992-2001. Dette kan tyde på at forebyggende tiltak utført i Nord-Trøndelag hadde en merkbar positiv effekt i 1992-2001, men at ingen slik effekt var merkbar før 1992 i Nord-Trøndelag eller i Hedmark. Vi fant ingen forebyggende effekt av å felle antatte skadebjørner på tap av søyer året etter felling i Hedmark og Nord-Trøndelag i perioden 1994-2001, hvilket var det samme resultatet som ble funnet i de samme områdene i perioden 1981-93. Vi kunne imidlertid ikke si noe om hvorvidt tapsnivået over lang tid ville ha vært høyere uten felling av bjørn.

En analyse av hvordan fylkesmenn håndterte søknader om fellingstillatelser, viste at de handlet i henhold til gjeldende politikk og retningslinjer. Vi har også sammenlignet deres håndtering med håndteringen til en lokal myndighet i et kjerneområde for bjørn (Lierne kommune). Kommunen behandlet søknader om fellingstillatelser raskere enn fylkesmennene, innvilget søknader ved lavere skadenivå og tillot jakt for lengre jakttid av gangen. Vi fant også at en fellingstillatelse bør innvilges så fort som mulig etter skadetilfellet for at man skal ha en rimelig mulighet til å felle bjørn.

Medvirkning og fleksibilitet - viktige virkemidler i fremtidens rovviltforvaltning

Dette kapittelet er todelt, og den første delen tar for seg bidrag til konfliktforebyggende tiltak gjennom det som på norsk kalles for medvirkende forvaltning (på engelsk "collaborative management"). I del to diskuteres former for samarbeid mellom forvaltning, forskning og lokale aktører som ikke er direkte beslutningsorienterte, men som likevel kan fungere tillitsbyggende og konfliktdependende.

Medvirkende forvaltning innebærer dialog og samarbeid mellom lokale og statlige aktører (i varierende grad også nasjonale og regionale næringsinteresser og verneorganisasjoner) når det gjelder utforming og implementering av forvaltningstiltak. Formålet er å øke forståelsen mellom partene og oppnå større enighet om de beslutninger som tas, og dermed redusere konflikter. Det finnes mange modeller for medvirkende forvaltning, men viktige fellestrekk er behovet for kartlegging av ulike interessegrupper, fordeling av makt og ansvar mellom ulike aktører, kunnskapsutvikling, anerkjennelse av ulike kunnskapsformer, gjensidig læring, etablering av møteplasser, god informasjonsflyt og god kommunikasjon i sin alminnelighet. Det vises til internasjonale erfaringer med medvirkende og fleksibel forvaltning i forhold til nasjonalparkforvaltning, viltforvaltning og forvaltning av

store rovdyr, da særlig fra Canada og USA. Fra Norge finnes det flere eksempler på forvaltningsformer som har elementer av medvirkning og fleksibilitet i seg og disse blir kort beskrevet; etablering av verneområder, vilt- og fiskeforvaltning, villreinnemnder, innen reindriftsforvaltning og sist men ikke minst rådgivende utvalg for rovdyr (RUR) samt gaupe- og jervenemnder. Imidlertid mangler det en del før slike organer oppfyller kravene til medvirkende forvaltning slik disse har utkrystallisert seg i Nord-Amerika.

Dersom medvirkning og fleksibilitet i større grad skal bli en del av det norske forvaltningsregimet, må en ta stilling til om medvirkning skal være på et rådgivende eller et mer beslutningsorientert nivå. Medvirkning bør skje over tid og omfatte flere prosesser. En bred og jevn interesserepresentasjon er viktig, det samme er en gjensidig respekt for ulike kunnskapsformer. Tid og økonomi er også viktige stikkord, fordi medvirkning vil kunne innebære økt ressursbruk og lengre og mer tidkrevende prosesser.

Men medvirkende forvaltning er ikke en universalløsning på alle konflikter. Det er også behov for tiltak som kan øke tilliten mellom ulike aktører i rovviltkonflikten, uten at det nødvendigvis dreier seg om å delta i beslutningsprosesser. Del to av kapittelet gir eksempler på slike tiltak. Det kan være praktisk samarbeid mellom lokale aktører og forskere eller representanter for forvaltningen (for eksempel i forbindelse med bestandsregistreringer), forbedring av dialogen mellom lokale aktører og representanter for forskning og forvaltning, samt bedring av informasjonen fra forskning og forvaltning om deres aktiviteter.

Et annet tillitsbyggende tiltak kan være at forskere og forvaltning mer aktivt prøver å inkludere forskningstema som folk i rovdyrområder er opptatt av. Lokale aktører bør også involveres i forskningsprosjekter der det er mulig. Et tettere samarbeid med frivillige organisasjoner, skoler og andre aktører kan også fungere positivt. Rowviltkontaktene er et mellomledd mellom forvaltningen og lokalbefolkningen, og ser ofte ut til å fylle denne rollen på en svært god måte. Kanskje bør det satses mer på dette ytterste leddet i forvaltningen.

Økt satsing på nye og eksisterende tiltak krever ressurser, og dette må bevilgende myndigheter ta inn over seg. Viltforskningen bør også tilføres økte midler til samfunnskontakt og tilrettelegging for samarbeid.

Reindrift, produksjon og rovdyrtap

Det er store regionale forskjeller i reintetthet. Områder med høy tetthet av rein har lave slaktevekter, stor årlig variasjon i kalveproduksjon og generelt lav kalveproduksjon. For Nordland og Troms er kalveproduksjonen lav til tross for at reintettheten er lav og dyrene i godt hold. I likhet med andre primærnæringer, er reindriften sårbar overfor klimatiske forhold. Dette gjelder særlig reinbeiteområdene i Nordland og Troms som har kystnære vinterbeiter som ofte utsettes for

store nedbørsmengder vinterstid og låste beiter. I tillegg er enkelte områder i Finnmark sårbar overfor vintre med relativt mye nedbør til tross for at reinen i disse områdene vinterstid utnytter innlandsbeiter med lite nedbør. Dette er fordi reinen i områder hvor det har vært høye reintettheter vokser mindre gjennom sommerhalvåret. Dermed møter dyrene vinteren med mindre fettreserver og er mer utsatt for sult når tilgangen på beiter reduseres. Tapene av rein til rovdyr synes å være beskjeden i etterkant av vintre med moderate snømengder og god tilgang på beiter. I etterkant av snørike vintre med redusert beitetilgang synes tapene derimot å være store. Dette gjelder særlig tapene som skyldes sult, men tapene til rovdyr synes også å være større i etterkant av snørike vintre. Å finne døde kalver er svært vanskelig ettersom reinen etter kalvingen er spredt over store områder, og fordi kalver som dør spises opp i løpet av kort tid. Å fastslå dødsårsak på bakgrunn av obduksjon av døde kalver er følgelig svært vanskelig og ressurskrevende. Det synes derfor ikke rimelig å basere erstatningen av kalver som taes av rovdyr på at reineierne skal spore opp kalvene som dør. Studiene viser imidlertid at det er stor årlig variasjon i kalvetilgang som kan relateres til simlens størrelse og klima. Ettersom årlig variasjon i kalvetilgang synes å være et av de store stridsspørsmålene mellom næringen og forvaltningen, synes det å være viktig å skaffe bedre sikkerhet om hvor mange levedyktige kalver som fødes. I denne sammenhengen vil studier som kan forstå den demografiske variasjonen innen reindriftnæringen både på stor og liten skala være viktig. Vinterføring og kalving i gjerde er ressurskrevende tiltak som har vært gjennomført for å redusere tapene i reindriften. Disse tiltakene synes å ha marginale effekter i år med normale og gode beiteforhold, men kan nok tenkes å ha større effekt i år med store snømengder og høy tetthet av rovdyr. Hvilke positive eller negative effekter disse tiltakene har på reinens tamhetsgrad, beiteeffektivitet og evne til å regulere kroppsreservene mellom sommer og vinter, er ukjent. Framtidig forvaltning bør i samarbeid med næringen søke å finne løsninger som reduserer de negative effektene av klimavariasjon og som skaper størst mulig stabilitet for reineierne.

Forebyggende tiltak mot rovvilt-skader på sau

Stortinget har siden slutten av 1980-tallet årlig bevilget midler over statsbudsjettet til forebyggende tiltak mot rovdyrskade på bufè og tamrein. Hvilke tiltak som er gjennomført varierer mye med tapsomfang, rovdyrart, om fylkene omfattes av ulvesonen/ kjerneområder for bjørn eller jerv, samt prinsippvedtak i RRU, bl.a. gjennom de fylkesvise forvaltningsplanene. Det er derfor store variasjoner mellom fylkene når det gjelder tildeling av midler til ulike typer tiltak. Over mange år har det også vært gjennomført ulike forsknings- og utviklingsprosjekter i forbindelse med forebyggende tiltak mot rovvilt-skader i Norge. Disse tiltakene er i varierende grad tatt i bruk under ordinære driftsforhold.

Rovdyrsikre gjerder rundt beiteområder er særlig blitt gjennomført i Østfold, Akershus og Hedmark. Dette er et sterkt tiltak innenfor tiltakstypen "styrt områdebruk". Tiltaket er særlig benyttet i Østfold, Akershus og Hedmark mot ulv, samt i et planlagt, større område i Lierne, Nord-Trøndelag mot bjørn. Dette tiltaket har antatt god effekt overfor alle rovdyr, men er ikke dokumentert for jerv. Både valg av gjerdetype og oppsettingsmåten er vesentlig for god forebyggende effekt. Elektriske gjerdeløsninger er det sikreste og mest kostnadseffektive. Tiltaket krever spesielt fokus på beitets bæreevne, snylteproblematikk og virkning på annet vilt/allmennhetens ferdsel. Dersom det satses kun på innmarksbeiting kan tiltaket kreve større tilgjengelig areal enn det bruket i utgangspunktet disponerer, eller økt behov for kjøp av vinterfôr.

Gjeting, forutsatt dirigert habitatbruk, har vist god forebyggende effekt overfor alle rovviltarter og tiltaket reduserer også normaltapet. De norske sauerasene (utenom gammel-norsk sau) har svak flokkatferd, noe som gjør tiltaket mer krevende. Også ved dette tiltaket må en være oppmerksom på snylteproblematikk, og fare for redusert tilvekst. Kostnadsnivået i Norge er det største hinderet for at gjeting kan få særlig omfang her.

Erfaringer fra utlandet viser at bruk av vokterhund er et meget sterkt forebyggende tiltak i utlandet, men den tradisjonelle måten å bruke vokterhund på kan ikke uten videre overføres til norske forhold. Den forutsette at man i Norge må starte gjeting igjen, eller holde sauene på avgrensede områder. Alternativt kan man finne andre måter å bruke vokterhunder på som er bedre tilpasset vårt tradisjonelle sauehold med spredt beiting i utmarka. Tre ulike bruksmåter har gitt tapsreduserende effekt under norske forhold: 1) Vokterhunder brukt i kombinasjon med gjeting, 2) Vokterhunder på inn-gjerdet beite, 3) Vokterhunder brukt løse på patrulje i følge med person som går utvidet og systematisk tilsyn i et beiteområde. I tillegg har man såvidt prøvd ut det å sette ut ambulerende vokterhunder i områder ved akutt rovviltskade er i Norge, men effekten virker mindre enn de tre overnevnte tiltaksvarianter. Tiltak 1 og 2 er de mest effektive av disse tiltakene, men bør brukes kun i områder med store tap forårsaket av store rovdyr. Tiltak 3 er mer tilpasset norske forhold, men har ikke så stort tapsreduserende potensiale som de to øvrige bruksmåtene, men i egnede beiteområder kan tapene reduseres ned mot normaltapet.

Flytting av sau til områder med lav/ingen rovdyraktivitet har gitt positive erfaringer, men men lar seg vanskelig gjennomføre i større skala uten økonomisk støtte, blant annet til transport og tilsyn/gjeting i det nye området. Tiltaket krever at det finnes tilgjengelige beiteområder, og at det gjøres avtaler med grunneierne. I dag må man også ta hensyn til forbudet mot flytting av dyr mellom smittevernsoner.

Utsatt slipp om våren er prøvd i Telemark, Buskerud og Nord-Trøndelag med god effekt mot gaupe. Tiltaket vil også ha effekt mot tap av sau til rev, og sannsynligvis også til kongeørn. Tidlig sankning eller flytting til beredskapsarealer dersom en akutt skadesituasjon oppstår har vist seg å ha god

forebyggende effekt overfor jerv og til dels bjørn. Tiltaket kan gjennomføres årlig i områder med årvisse tap seinsommer-/tidlighøst, eller som akutt-tiltak hvis skade oppdages. En må også da ha et tilgjengelig, inngjerdet beite.

Utvida tilsyn som forebyggende tiltak har kun begrenset effekt, men viljen og ønsket om å gjennomføre utvida tilsyn sterk hos mange brukere innafor visse områder. Enkelte fylker har brukt relativt mye midler på dette tiltaket, til tross av sentrale myndigheters fraråding, og andre fylker har satset mye på dette tiltak i kombinasjon med enten rovdyrklaver eller tidlig nedsanking.

Rovdyrklaver på lam som fysisk skal hindre halsbitt av gaupe har man i flere fylker gått bort fra, på grunn av liten/ingen registrert tapsreducerende effekt, og problemer forbundet med bruken. Unntaket er bjelleklaver på lam, som i relativt stort omfang fremdeles er benyttet i enkelte områder og hvor man har registrert positive effekter. Statens dyrehelsetilsyn har også påpekt uheldige tilfeller ved bruk av noen klavetyper.

Av andre tiltak som er gjennomført uten å kunne sies å ha gitt noen sikker tapsreducerende resultat er radiostøy, luktbinger, mikrofly til overvåking og ulike uroprosjekt. Norske og utenlandske forsøk eller evalueringer i FoU-regi har også vist at endel tiltak har liten eller ingen direkte effekt på tap. Disse inkluderer 1) selektiv smaksaversjon, 2) lukt/ smaksrepellenter, 3) føring av rowilt, 4) fjerning av kadaver, 5) flytting av rovdyr, 6) vokterhunder brukt alene med sau i utmarka, 7) Vokterhunder brukt som gårdsvoktere.

Andre vokterdyr bl.a. lama, kjøttfe og esel har blitt prøvd i utlandet. Disse artene er mindre effektive enn vokterhunder, og egner seg best innenfor inngjerdete beiter. Det foreligger ingen forskningsmessig utprøving av slike vokterdyr i Norge, og uten en sauerase med bedre flokkinstinkt er tiltaket lite aktuelt.

Lokal organisering av tiltak, kommunalt rowiltutvalg og beredskapsplaner har ofte medført en god effekt av virkemiddelbruken. Avstanden er også kortere mellom bruker og myndighet, og det vil ofte være nødvendig med god kunnskap om lokale forhold. Det påpekes også at det er et behov for informasjon og råd mht tapsreducerende tiltak i form av et nasjonalt viltskadesenter.

Avbøtende tiltak med hensyn til jaktinteresser

En rekke avbøtende tiltak er forsøkt for å redusere de direkte og indirekte negative effektene av store rovdyr for jaktrettinghavere og jegere. Størst suksess så langt har det trolig vært med den såkalte "ulvetelefonen", som, ved å bidra med informasjon om posisjonen til radiomerkede ulver, reduserer risikoen for at jakthunder blir drept av ulv innefor ulverevir. I tillegg har en del andre tiltak vært utprøvd for å hindre tap av

jakthunder i ulveområder, men det foreligger ingen evaluering av disse p.d.d. I løpet av de siste åra er det også gjennomført en prøveordning med statlig økonomisk kompensasjon for direkte tap av elg innefor ulverevir. Ordningen har vært positivt mottatt innefor prøveområdet og kan være et tiltak for å redusere konfliktomfanget også i andre områder. Ytterligere tiltak kan muligens utvikles på sikt etter hvert som vi får bedre kunnskap om atferd og økologi hos både rovdyr (eks. hvilke ulver dreper hund) og hjortevilt (eks. hvilke elg er mest utsatt for predasjon) i Skandinavia.

13 Litteratur

- Aebischer, N.J., Marcström V., Kenward, R.E., & Karlbom, M. 1993a. Survival and habitat utilisation: a case for compositional analysis. In *Marked individuals in the study of bird populations* (eds J.D. Lebreton & P.M. North), pp. 343-353. Birkhauser Verlag, Basel/Switzerland.
- Aebischer, N. J., Robertson, P. A. & Kenward, R. E. 1993b. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74, 1313-1325.
- Alme, K.S., Maartmann, E. & Gjerlaug, H.C. 1998. Forvaltning av fredet rovvilt i Hedmark i 1997. Bestandsregistrering, forebyggende tiltak, skadedokumentasjon og erstatninger. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapport nr. 5/98.
- Andelt, W.F., 1992. Effectiveness of livestock guardian dogs for reducing predation on domestic sheep. *Wildl. Soc. Bull.*, 20: 55-62.
- Andersen, R., Linnell, J. D. C. & Hustad, H. (red.). 2003a. Rovvilt og Samfunn i Norge. En veileder til sameksistens i det 21. århundre. - NINA Temahefte 22.
- Andersen, R., Linnell, J. D. C., Odden, J., Andrén, H., Sæther, B-E., Moa, P., Herfindal, I., Kvam, T., & Brøseth, H. 2002b. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Gaupe – Bestandsdynamikk, bestandsutvikling og høstingsstrategier. NINA Fagrapport 59.
- Andrén, H., Linnell, J.D.C., Liberg, O., Ahlqvist, P., Andersen, R., Danell, A., Franzén, R., Kvam, T., Odden, J., & Segerstrom, P. 2002. Estimating total lynx (*Lynx lynx*) population size from censuses of family groups. *Wildlife Biology*, 8, 299-306.
- Berkes, F., Mathias, J., Kislalioglu, M., & Fast, H. 2001. The Canadian Arctic and the Oceans Act: the development of participatory environmental research and management. *Ocean & Coastal Management* 44(7-8):451-469.
- Berkes, F., George, P., & Preston, R. J. 1991. Comanagement - the Evolution in Theory and Practice of the Joint Administration of Living Resources. *Alternatives-Perspectives on Society Technology and Environment* 18(2):12-18.
- Bjerke, T., Skogen, K. & Kaltenborn, B.P. 2003. Nordmenns holdninger til store rovpattedyr. Resultater fra en spørreskjemaundersøkelse. NINA Oppdragsmelding. Lillehammer: Norsk institutt for naturforskning.
- Bjørkhaug, H. 1998. Kartlegging av lokale bruksinteresser og forvaltning i de foreslåtte verneområdene "Verdal/Snåsa/Lierne" samt "Hartkjølen". Flø, BE & Daugstad K, editors. Trondheim: Senter for bygdeforskning.
- Blekesaune, A. & Stræte, E.P. 1997. Rovviltkursen. En analyse av ideologisk baserte konfliktlinjer. Rapport 6/1997. Trondheim: Senter for bygdeforskning.
- Blumenthal, D. & Jannink J.L. 2000. A classification of collaborative management methods. *Conservation Ecology* 4(2):art. no.-13.
- Boitani, L. 2000. Action Plan for the conservation of the wolves (*Canis lupus*) in Europe. Group of experts on conservation of large carnivores. (<http://www.nature.coe.int/cp20/tpvs23e.htm>)
- Brainerd, S. M., & Bjerke, T. 2002. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Informasjonstiltak om store rovdyr i Norge. NINA Fagrapport. nr. 69.
- Bryant, R. L. 1997. *Third World political ecology*. Bailey S, editor. London: Routledge.
- Brøseth, H, Odden, J. & Linnell, J.D.C. 2003. Minimum antall familiegupper, bestandsestimater og bestandsutvikling for gaupe i perioden 1996-2002. Nasjonalt overvåkingsprogram for store rovdyr, NINA Oppdragsmelding 777.
- Buck, L. E. 2001. *Biological Diversity: Balancing Interests Through Adaptive Collaborative Management*: CRC Press.
- Callicott, J. B., Crowder, L. B., & Mumford, K. 1999. Current normative concepts in conservation. *Conservation Biology* 13(1):22-35.
- Child, B. 1996a. The practice and principles of community-based wildlife management in Zimbabwe: The CAMP-FIRE programme. *Biodiversity and conservation* 5(3):369-398.
- Child, B. 1996b. The role of community-based wild resource management in Zimbabwe. *Biodiversity and conservation* 5(3):355-367.
- Clark, R., Stankey, G. H., & Kruger, L. E. 1999. From new perspectives to ecosystem management: a social science perspective on forest management. In: Aley J, Buch, WR, Conover, B & Field, D, editor. *Ecosystem management. Adaptive strategies for natural resources organisation in the 21st century*: Taylor and Francis.
- Coppinger, R., Coppinger, L., Langeloh, G., Gettler, L. & Lorenz, J., 1988. A Decade of use of Livestock Guardian Dogs. *Proc. Vertebr. Pest Conference*, University of California, 13: 209-214.
- Dahle, B., Swenson, J. E., Sørensen, O. J. & Wedul, E. H. 1998b. Næringsvalg hos brunbjørn i Sør-Skandinavia. I: Kvam, T. & Jonsson, B. (red.). *Store rovdyr økologi i Norge*. Sluttrapport. NINA Temahefte 8: 1-208.
- Dahle, B., Sørensen, O. J., Wedul, E. H., Swenson, J. E. & Sandegren, F. 1998a. The diet of brown bears *Ursus arctos* in central Scandinavia: effect of access to free ranging domestic sheep *Ovis aries*. *Wildlife Biology* 4: 147-158.
- Daugstad, K., Kaltenborn, B. P. & Vistad, O. I. 2000. Vern - planer og prosesser : identifisering av kunnskapsstatus og -behov. Trondheim: Senter for bygdeforskning.
- Davies, J. (ed.) 1999. *Sustaining Eden : indigenous community wildlife management in Australia*. International Institute for Environment and Development, London.
- Dervo, B. 2002. Ny forvaltningsmodell for vilt og fisk. Evaluering av prosjektet "Lokal forvaltning av de utnyttbare vilt- og fiskeressursene 1996-1999". Norsk Institutt for Naturforskning. Rapport nr 712.
- Direktorat for Naturforvaltning. 2001. Områdevern og forvaltning, DN håndbok nr 17.
- Direktorat for Naturforvaltning. 2002. Faktaark 12.
- Direktoratet for Naturforvaltning. 1997. Kommunenes rolle

- ved opprettelse og forvaltning av store verneområder i Norge. Utredning for miljøverndepartementet. Tilrådning fra et arbeidsutvalg.
- Elgmork, K. 1979. Bjørn i naturen. - Gyldendal norsk forlag, Oslo.
- Endter-Wada, J., Blahna, D., Krannich, R., & Brunson, M. 1998. A framework for understanding social science contributions to ecosystem management. *Ecological Applications* 8(3):891-904.
- Energi- og miljøkomiteen. 1997. Innstilling fra energi- og miljøkomiteen om rovviltforvaltning. Innstilling til Stortinget nr. 301. Oslo.
- Fauchald, P., T. Tveraa, N. G. Yoccoz, & C. Henaug. 2003. Tapsforebygging i reindriften: Effekten av vinterfôring og kalving i gjerde. Oppdragsmelding 773, NINA, Tromsø.
- Feyerabend, G. B., & Buchan, D. 1997. Beyond fences : seeking social sustainability in conservation. Gland, Switzerland: IUCN.
- Freemuth, J. & Cawley, R. M. 1998. Science, expertise and the public: the politics of ecosystem management in the Greater Yellowstone ecosystem. *Landscape and Urban Planning* 40(1-3):211-219.
- Friedman, J. 1972. *Transactive planning. A theory of societal guidance.*: Doubleday- Anchor.
- Goldstein, B. E. 1992. Can Ecosystem Management Turn an Administrative Patchwork into a Greater Yellowstone Ecosystem. *Northwest Environmental Journal* 8(2):285-324.
- Goodwin, H., Johnston, G., & Warburton, C. 2000. Tourism and carnivores. The challenge ahead. WWF-UK.
- Gray, A. N. 2000. Adaptive Ecosystem Management in the Pacific Northwest: a Case Study from Coastal Oregon. *Conservation ecology*.
- Green, J.S. & Woodruff, R.A., 1990. "Livestock guarding dogs: protecting sheep from predators". *Agriculture Information Bulletin* No 588. U.S Department of Agriculture.
- Guldvik, I. & Arnesen, T. 2001. Med rovdyr og politikk i utmarka : evaluering av rådgivende utvalg for rovviltforvaltning og forsøk med rovviltneemnder. Østlandsforskning, Lillehammer.
- Haber, G C. 1988. *Wildlife management in Northern British Columbia : Kechika-Muskwa wolf control and related issues / Gordon C. Haber. [S.l.]. Gordon C. Haber.*
- Haney, A., & Power, R. L. 1996. Adaptive management for sound ecosystem management. *Environmental Management* 20(6):879-886.
- Hansen, I., Bakken, M. & Braastad, B.O., 1997. Failure of LiCl-conditioned taste aversion to prevent dogs from attacking sheep. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 54: 251-256.
- Hansen, I., Christiansen, F., Linnell, J.D.C. & Andersen, R. 2002. Vokterhundmanual. En veiledning til brukere av vokterhund som tiltak mot rovviltskader på bufe. *Planteforsk Grønn forskning* 24/2002, 1-36.
- Heggberget, T.M. & Myrberget, S. 1978. Bjørn, jerv, ulv og gaupe i Norge i 1970-årene. - I Myrberget, S. (red.). *De store rovdyr i Norden. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Viltrapport* 9: 37-45.
- Hemnes Jeger- og Fiskerforening. 2002. Å leve med ulv – rapport fra studietur til Estland 25.2.-1.3.02. Leve med rovdyr-prosjektet, Aurskog-Holand kommune (www.nina.no).
- Herfindal, I., Odden, J., Linnell, J.D.C., Ringsby, T.H. & Andersen, R. Carnivore depredation on sheep in a landscape context: Explaining differences in sheep mortality rates between grazing areas. Manus innsendt til *Wildlife Biology*.
- Holling, C. S. 1978. *Adaptive environmental assessment and management / edited by C.S. Holling. Holling CS, editor. Chichester.: Wiley.*
- Holm, P., Hersoug, B. & Ranes, S. A. 2000. Revisiting Lofoten: Co-managing fish stocks or fishing space? *Human Organization* 59(3):353-364.
- Holmefjord, K. 1996. Nasjonalpark på privat grunn - argumentasjon og identitet : ein studie av debatten rundt framlegget om nasjonalpark i Frafjordheia i Rogaland. Bergen.
- Hustad, H. 2000. The issuing of kill permits for brown bears in response to domestic sheep depredation in Norway, 1989-99. *Cand. agric.-oppgave, Norges landbruks-høgskole, Ås.*
- Høberg, E.N., Lind, V. & Eilertsen, S.M., 2001. Beitedyr i gjen-groende kulturlandskap i Nord-Norge, metode for restaurering. *Planteforsk Grønn forskning* 03/2001, 1-14.
- IIED. 1994. *Whose Eden? : An overview of community approaches to wildlife management : a report to the Overseas Development Administration of the British Government. London.*
- Inst. Stort. no 24 (1992-93). Innstilling fra kommunal- og miljøvernkomiteen om ny landsplan for nasjonalparker og andre større verneområder i Norge.
- IUCN. 1994. *Parks for Life. Action for Protected Areas in Europe. Gland, Sveits: World Conservation Union.*
- Jacobson, S. K., & McDuff, M. D. 1998. Training idiot savants: The lack of human dimensions in conservation biology. *Conservation Biology* 12(2):263-267.
- Jentoft, S., McCay, B. J., & Wilson, D. C. 1998. Social theory and fisheries co-management. *Marine Policy* 22(4-5):423-436.
- Johnson, B. L. 1999. The Role of Adaptive Management as an Operational Approach for Resource Management Agencies. *Conservation Biology*.
- Kaltenborn, B. P., & Thorsberg, A. 1998. Bruk og vern hand i hand? : lokal medvirkning i utvidelsen av Rondane nasjonalpark. Lillehammer: Østlandsforskning.
- Kaltenborn, B. P., Riese, H., & Hundeide, M. 1999. National park planning and local participation: Some reflections from a mountain region in southern Norway. *Mountain Research and Development* 19(1):51-61.
- Karlsson, J. & Thoresson, S. 2000. Jakthundar i vargrevir -En jämförelse av jakthunds användningen i fem olika vargrevir och statistiken över vargangrepp på hundar 1999/2000. *Viltskadecenter, Grimsö.*
- Kleppa, S. & Hansen, Ø., 1997. Beregning av kostnader forbundet med forebyggende tiltak mot tap av sau på grunn av fredet rovvilt. *NILF, Notat* 1997:3, 1-37.

- Klooster, D. 2000. Institutional choice, community, and struggle: A case study of forest co-management in Mexico. *World Development* 28(1):1-20.
- Kolstad, M., Mysterud, I., Kvam, T., Sørensen, O. J. & Wikan, S. 1986. Status of the brown bear in Norway: distribution and population. *Biological Conservation* 38: 79-99.
- Kothari, U., Cooke, B., (red.). 2001. Participation : the new tyranny? London: Zed Books.
- Krange, O & Skogen, K, 2002. Reflexive tradition. Young working-class hunters between wolves and modernity. Innsendt til *Rural Sociology*.
- Krange, O. 2001. Forced to be reflexive. Young working class hunters between wolves and modernity. Konferanseinnlegg, Dijon, France.
- Krange, O. & Skogen, K. 2001 Naturen i Stor-Elvdal, ulven og det sosiale landskapet. En kortrapport fra prosjektet Konfliktlinjer i utmarka. NOVA-temahefte1/2001.
- Kristoffersen, S. 2002. Restricting daily movements as a counterstrategy against sexually selected infanticide in brown bears (*Ursus arctos*). Cand. scient.-oppgave, Universitetet i Oslo.
- Krogstad, S., Christiansen, F., Smith, M.E., Røste, O.C., Aanesland, N., Tillung, R.H. & Thorud, L., 2000. Forebyggende tiltak mot rowiltskader på sau. Gjeting og bruk av vokterhund i Lierne. Sluttrapport 2000. NINA fagrapport 041.
- Kruse, J., Klein, D., Braund, S., Moorehead, L., & Simeone, B. 1998. Co-management of natural resources: A comparison of two caribou management systems. *Human Organization* 57(4):447-458.
- Kvam, T. 1996. Bestandsestimat for gaupe 1995-96. Intern rapport fra NINA til DN.
- Kvam, T. 1997. Bestandsestimat for gaupe 1995-96 og 1996-97. Intern rapport fra NINA til DN.
- Kvam, T., Berntsen, F., Eggen, T., Knutsen, K., Overskaug, K. & Sørensen, O. J. 1994. Rovdyrprosjektene i Nord-Trøndelag. Årsrapport 1993. NINA Oppdragsmelding 267.
- Landa, A. 1997. Wolverines in Scandinavia : ecology, sheep depredation and conservation (Norwegian University of Science and Technology Department of Zoology, Trondheim.
- Landa, A., Andersen, R., Halgunset, I., Henaug, C., Mathisen, J.H.M., Valnes, F., Fox, J.L., Holand, Ø., & Tveraa, T. 2001a. Tapsrelaterte problemstillinger hos tamrein i Troms. Norsk institutt for naturforskning fagrapport, 50, 1-44.
- Landa, A., Gudvangen, K., Swenson, J. E. & Røskaft, E. 1999. Factors associated with wolverine *Gulo gulo* predation on domestic sheep. *Journal of Applied Ecology* 36, 963-973.
- Landa, A., Krogstad, S., Tømmerås, B. Å. & Tufto, J. 1998a. Do volatile repellents reduce wolverine *Gulo gulo* predation on sheep ? - results of a large scale experiment. *Wildlife Biology* 4, 111-118.
- Landa, A., Strand, O., Swenson, J. E. & Skogland, T. 1997. Wolverines and their prey in southern Norway. *Canadian Journal of Zoology* 75, 1292-1299.
- Landa, A., Tufto, J., Andersen, R. & Persson, J. 2001b. Aktive yngleli hos jerv som bestandsestimator basert på nye data om alder for første yngling. Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim., 10.
- Landa, A., Tufto, J., Franzen, R., Bø, T., Linden, M. & Swenson, J.E. 1998b. Active wolverine *Gulo gulo* dens as a minimum population estimator in Scandinavia. *Wildlife Biology* 4:159-168.
- Landa, A., Tømmerås, B.Å. & Krogstad, S., 1995. Jervepredasjon på sau. Utvikling og utprøving av lukt- og smaksrepellenter 1995. NINA Oppdragsmelding 370, 1-13.
- Lessard, G. 1998. An adaptive approach to planning and decision-making. *Landscape and Urban Planning* 40(1-3):81-87.
- Levin, M. 2002. How to Prevent Damage from Large Predators with Electric Fences.
- Lind, V. 2002. Sammenligning av slakteresultat for lam fra fjellbeite og lavlandsbeite, Tjøtta Gård, Nordland, 1987-2001. Artikkel
- Linnell, J.D.C., Andersen, R., Kvam, T. Andren, H., Liberg, O., Odden, J. & Moa, P. 2001. Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. *Environmental Management* 27: 869-879.
- Lohr, C., Ballard, W. B., & Bath, A. 1996. Attitudes toward gray wolf reintroduction to New Brunswick. *Wildlife Society Bulletin* 24(3):414-420.
- Luzadis, V. A., Goslee, K. M., Greenfield, E. J., & Schaeffer, T. D. 2002. Toward a more integrated ecosystem model. *Society & Natural Resources* 15(1):89-94.
- McCullagh, P. & Nelder, J. A. Generalized linear models. Chapman and Hall, London.
- McLain, R. J., & Lee, R. G. 1996. Adaptive management: Promises and pitfalls. *Environmental Management* 20(4):437-448.
- Miljøverndepartementet. 1992. Om forvaltning av bjørn, jerv, ulv og gaupe (Rowiltsmeldingen). Stortingsmelding No. 27 (1991-92). Oslo.
- Miljøverndepartementet. 2002. Framtidsretta sauehold i områder med rowilt. Rapport fra arbeidsgruppe nedsett av miljøverndepartementet. Oslo, oktober 2002 (<http://odin.dep.no/archive/mdvedlegg/01/17/Framt050.pdf>).
- Montana wolf conservation and management planning document. Draft January 2002. Prepared in response to the wolf management advisory council recommendations.
- Morgan, J. P. 1993. Cooperative management of wildlife in northern Canadian national parks. Calgary, Alta. University of Calgary.
- Myklebust, O. 1995. Lokalbefolkning og verneområder : vernet av Gauldalsvidda/Forelhognaom- rådet. Trondheim.
- Myrberget, S. 1969. Den norske bestand av bjørn, *Ursus arctos* L. - Meddelelser fra statens viltundersøkelser 2(29): 1-21.
- Mysterud I., Gautestad, A.O. & Mysterud, I., 1996b. Rowilt og sauenæring i Norge. 6. Kommentarer til gjeting som forebyggende tiltak. Oppdragsrapport. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Mysterud, I., Warren, J. & Nortvedt, S. 2000.

- Lammedødeligheten i Halså/Surnadal, Møre og Romsdal 1999 med kommentarer til alveld-problemet. Utmarksnæring i Norge 1-00:1-64.
- Mysterud, I. & Gautestad, A.O., 2001. "Radiobjeller" for overvåking av sau på utmarksbeite. Utmarksnæring i Norge 1-01, 1-38.
- Mysterud, I., Swenson, J.E., Linnell, J.D.C., Gautestad, A.O., Mysterud, I., Odden, J., Smith, M.E., Aanes, R. & Kaczensky, P., 1996a. Rovvilt og saueneiering i Norge: Kunnskapsoversikt og evaluering av forebyggende tiltak. Sluttrapport 1-18.
- Nielsen, J. R., & Vedsmann, T. 1999. User participation and institutional change in fisheries management: a viable alternative to the failures of 'top-down' driven control? *Ocean & Coastal Management* 42(1):19-37.
- Norsk sau- og geitalslag. 2002. Vurdering av ulike forebyggende tiltak mot rovviltskade. Notat.
- Notzke, C. 1995. A New Perspective in aboriginal natural-resource management- comanagement. *Geoforum* 26(2):187-209.
- Odden, J., Linnell, J.D.C., Moa, P.F., Herfindal, I., Kvam, T. & Andersen, R. 2002. Lynx depredation on domestic sheep in Norway. *Journal of Wildlife Management* 66: 98-105.
- Oglethorpe, J. (red.) 2002. Adaptive management : from theory to practice. Gland.: IUCN.
- Pate, J., Manfredi, M. J., Bright, A. D., & Tischbein, G. 1996. Coloradans' attitudes toward reintroducing the gray wolf into Colorado. *Wildlife Society Bulletin* 24(3):421-428.
- Paulson, D. 1998. Collaborative management of public rangeland in Wyoming: Lessons in co-management. *Professional Geographer* 50(3):301-315.
- Pedersen, H.C., Brainerd, S. M., Liberg, O., Sand, H., Wabakken, P. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Ulv – Bestandsdynamikk, levedyktighet og effekter av uttak. NINA Fagrappport 61.
- Petersen, L. 1997. Miljø og levevilkår : en studie i statslig planlægning og lokal hverdagspraksis på Hardangervidda. Universitetet i Oslo.
- Pimbert, M. P. 1995. Parks, people and professionals: putting "participation" into protected area management. Pretty JN, editor. Geneva: UNRISD.
- Pinchin, A. 1993. Conservation and wildlife management in Zimbabwe : Andrew Pinchin ; illustrated by Sally Tuckey. Bristol.
- Pomeroy, C., & Beck, J. 1999. An experiment in fishery comanagement: Evidence from Big Creek. *Society & Natural Resources* 12(8):719-739.
- Powell, N. 1998. Co-management in non-equilibrium systems : cases from Namibian rangelands / Neil Powell. Uppsala.: Swedish University of Agricultural Sciences.
- Prestbakmo, H. 1998. Konsekvenser for reindrift/samisk næring ved utvidelse av Børgefjell nasjonalpark i Nord-Trøndelag og Nordland. Steinkjer: Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen.
- Pretty, J. N. 1993. Towards a learning paradigm: new professionalism and institutions for agriculture. Chambers R, editor. Brighton: Institute of Development Studies.
- Primm, S. A., & Clark, T. W. 1996. Making sense of the policy process for carnivore conservation. *Conservation Biology* 10(4):1036-1045.
- Promberger, C. 2000. Carpathian Large Carnivore Project Annual report 2000.
- Reindriftens Rovviltvalg. 2002. Rapport fra Reindriftens Rovviltvalg. Innspill til Stortingsmelding om rovvilt-politikken. (<http://odin.dep.no/archive/mdvedlegg/01/17/Reind064.pdf>)
- Regeringen. 2000. Sammenhållen rovdjurspolitikk. Regeringens proposition 2000/01:57. Stockholm.
- Riley, S. J., Decker, D. J., Carpenter, L. H., Organ, J. F., Siemer, W. F., Mattfeld, G. F., & Parsons, G. 2002. The essence of wildlife management. *Wildlife Society Bulletin* 30(2):585-593.
- Ringsø, A., Staaland, T. & Hansen, I., 2000. Vokterhund i kombinasjon med tilsyn – evaluering av tre års utprøving i Hattfjelldal. *Planteforsk Rapport* 03/2000.
- Sagør, J. T., Swenson J. E. & Røskoft, E. 1997. Compatibility of brown bear *Ursus arctos* and free-ranging sheep in Norway. *Biological Conservation* 81: 91-95.
- Salvatori V, Okarma, H., Ionescu, O., Dovhanych, Y., Find'o, S., & Boitani, L. 2002. Hunting legislation in the Carpathian Mountains: implications for the conservation and management of large carnivores. *Wildlife Biology* 8(1):3-10.
- SAS Institute Inc. 1996. Changes and Enhancements Through Release 6.11. SAS Institute, Cary, North Carolina.
- Schroder, W. 1998. Challenges to wildlife management and conservation in Europe. *Wildlife Society Bulletin* 26(4):921-926.
- Scoones, I. & Thompson, J. 1994. Knowledge, power, agriculture- towards a theoretical understanding. Beyond farmer first. Rural people's knowledge, agricultural research and extension practice. London, UK: Intermediate Technology Publications.
- Selin, S. & Chavez, D. 1995. Developing a Collaborative Model for Environmental-Planning and Management. *Environmental Management* 19(2):189-195.
- Shindler, B., & Aldred Cheek, K. 1999. Integrating Citizens in Adaptive Management: A Propositional Analysis. *Conservation Ecology* 3(9).
- Skogen, K. & Haaland, H. 2001. En ulvehistorie fra Østfold : samarbeid og konflikter mellom forvaltning, forskning og lokalbefolkning. NINA fagrappport nr 12 Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Skogen, K. & Kränge, O. 2002. A wolf at the gate: The anti-carnivore alliance and the symbolic construction of community. Innsendt til *Sociologia Ruralis*. Songorwa AN. (1999). Community-based wildlife management (CWM) in Tanzania: Are the communities interested? *WORLD DEVELOPMENT* 27(12):2061-2079.
- Skogen, K. & Svenningsen, M. (under utarbeidelse) Evaluering av "Prosjekt rovviltkunnskap" i Stor-Elvdal kommune. NOVA-rapport. Oslo: Norsk institutt for forskning om oppvekst, velferd og aldring.
- Skogen, K. 2001. Who's afraid of the big bad wolf? Young people's response to the conflict over large carnivores in Eastern Norway. *Journal of Rural Sociology* 66(2).

- Skogen, K. 2002. Adapting Adaptive Management to a Cultural Understanding of Land Use Conflicts. Society and Natural Resources i trykk.
- Skogen, K., Haaland, H., Brainerd, S. M. & Hustad, H. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Lokale syn på rovvilt og rovviltforvaltning. En undersøkelse i fire kommuner: Aurskog–Høland, Lesja, Lierne og Porsanger. NINA fagrapport 70.
- Solberg, E. J., Sand, H., Linnell, J. D. C., Brainerd, S. M., Andersen, R., Odden, J. Brøseth, H., Swenson, J. E., Strand, O., & Wabakken, P. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Store rovdysr innvirkning på hjorteviltet i Norge: Økologiske prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. NINA Fagrapport 63.
- St. prp. nr 58 (2001-2002) Landbruksdepartementet. Om reindriftsavtalen 2002-2003, om dekning av kostnader vedrørende radioaktivitet i reinkjøtt, og om endringer i statsbudsjettet for 2002. Tilråding fra Landbruksdepartementet av 3. mai 2002, godkjent i statsråd samme dag. (Regjeringen Bondevik II).
- Stoll-Kleemann, S., & O'Riordan, T. 2002. From participation to partnership in biodiversity protection: Experience from Germany and South Africa. Society & Natural Resources 15(2):161-177.
- Storaas, T., & Punsvik, T., 1996. Viltforvaltning. Landbruksforlaget.
- Strømnes, I. 1999. En evaluering av kvotejakt på gaupe, Lynx lynx, som forebyggende tiltak for å redusere tap av sau på utmarksbeite. Hovedfagsoppgave i Bioressurser i forvaltning og planlegging, zoologisk institutt, NTNU.
- Sunde, P., Kvam, T., Moa, P., Negård, A. & Overskaug, K. 2000. Space use of Eurasian lynx in Central Norway. Acta Theriologica 45: 507-524.
- Swenson, J., & Sandegren, F. 1999. Mistänkt illegal björnjakt i Sverige. Sider 201-206 i Bilagor till Sammanhållen rovdjurspolitik; Slutbetänkande av Rovdjursutredningen. - Statens offentliga utredningar 1999:146. Stockholm.
- Swenson, J. E., & Andrén, H. I trykk. A tale of two countries: large carnivore depredations and compensation schemes in Sweden and Norway. I: R. Woodroffe, S. Thirgood, and A. Rabinowitz, eds. People and Wildlife: Conflict or Co-existence? Cambridge University Press.
- Swenson, J. E., Dahle, B. & Sandegren, F. 2001b. Intraspecific predation in Scandinavian brown bears older than cubs-of-the-year. - Ursus 12: 81-92.
- Swenson, J. E., Dahle, B., & Sandegren, F. 2001a. Bjørnens predasjon på elg. – NINA Fagrapport 048:1-22.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Bjärvall, A., Söderberg, A., Wabakken, P. & Franzén, R. 1994. Size, trend, distribution and conservation of the brown bear Ursus arctos population in Sweden. Biological Conservation 70: 9-17.
- Swenson, J. E., Sandegren, F. & Söderberg, A. 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. Journal of Animal Ecology 67: 819-826.
- Swenson, J. E., Wabakken, P., Sandegren, F., Bjärvall, A., Franzén, R. & Söderberg, A. 1995. The near extinction and recovery of brown bears in Scandinavia in relation to the bear management policies of Norway and Sweden. Wildlife Biology 1: 11-25.
- Swenson, J.E, Dahle, B., Arnemo, J. M., Brunberg, S., Hustad, H., Nerheim, E., Sandegren, F., Solberg, K. H. & Söderberg, A. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Status og forvaltning av brunbjørn i Norge. NINA Fagrapport 60.
- Swenson, J.E., Bjørnes, E., Bjärvall, A., Brøseth, H., Brunberg, S., Franzén, R., Kindberg, J., Kvam, T., Nygård, T., Pedersen, P.H., Sandegren, F., Segerström, P. & Söderberg, A. I trykk. An evaluation of brown bear management in relation to political goals in Sweden and Norway. Ursus.
- Sæther, B. E., Engen, S., Swenson, J. E., Bakke, Ø. & Sandegren, F. 1998. Assessing the viability of Scandinavian brown bear, Ursus arctos, populations: the effects of uncertain parameter estimates. Oikos 83: 403-416.
- Sæther, B-E., Engen, S., Persson, J., Brøseth, H., Landa, A., Willebrand, T. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Levedyktighetsanalyser av skandinavisk jerv. NINA Fagrapport 62.
- Sørensen, O.J., Kvam, T., Eggen, T., Overskaug, K., Knarrum, V. & Opseth, O. 1998. Tap av sau i et bjørneområde i Midt-Norge. I: NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95: Store rovdysr Økologi i Norge. Sluttrapport. NINA Temahefte. 8, s. 119.-131.
- Sørensen, O.J., Overskaug, K., & Kvam, T. 1990. Status of the brown bear in Norway 1983-86. - Proceedings of the International Conference on Bear Research and Management 8: 17-23.
- Teel, T. L., Krannich, R. S., & Schmidt, R. H. 2002. Utah stakeholders' attitudes toward selected cougar and black bear management practices. Wildlife Society Bulletin 30:2-15.
- Thibaut, J., & Walker, L. 1978. Theory of Procedure. California Law Review 66(3):541-566.
- Tjøtta Planteforsk Fagsenter. 2003. Forebyggende tiltak mot rovviltskade på sau og rein. Evaluering av tiltak og verkemiddelbruk i fylka (1998-2001). Rapport til Direktoratet for naturforvaltning. (<http://odin.dep.no/archive/mdvedlegg/01/19-Plant018.pdf>).
- Treseder, L. 1999. Northern Eden : community-based wildlife management in Canada / Treseder L, editor. London.: International Institute of Environment and Development.
- Tucker, P., & Pletscher, D. H. 1989. Attitudes of Hunters and Residents toward Wolves in Northwestern Montana. Wildlife Society Bulletin 17(4):509-514.
- Tveraa, T., P. Fauchald, N. G. Yoccoz, and C. Henaug. 2003. Sammenhengen mellom simlenes størrelse, kalveproduksjon og rovdyrtpap i år med svært ulike beiteforhold. Oppdragsmelding 774, NINA, Troms
- Tyler, T. R., & DeGoey, P. 1991. Collective restraints in social dilemmas. Procedural justice and social identification effects on support for authorities. Journal of

- Personality and Social Psychology 69: 482-497.
- Usher, P. J. 2000. Traditional ecological knowledge in environmental assessment and management. *ARCTIC* 53(2):183-193.
- Vangen, K. M., Persson, J., Landa, A., Andersen, R. & Segerstrom, P. 2001. Characteristics of dispersal in wolverines. *Canadian Journal of Zoology* 79: 1641-1649.
- Vold, A.S. 2001. Rapport over en telefonundersøkelse utført av det skandinaviske ulveprosjektet, SKANDULV. Oppdragsrapport til Norges Jeger- og Fiskerforbund/SKANDULV.
- Wabakken, P. & Maartmann, E. 1994. Sluttrapport for bjørnsau prosjektet i Hedmark 1990-93. NINA Forskningsrapport 58.
- Wabakken, P., Maartmann, E., Berg, J. & Gjerlaug, H.C. 1994. Forvaltning av fredet rovvilt i Hedmark i 1993. Bestandsregistrering, forebyggende tiltak, skadedokumentasjon og erstatninger. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapport nr. 7/94.
- Wabakken, P., Maartmann, E., Berg, J. & Gjerlaug, H.C. 1995. Forvaltning av fredet rovvilt i Hedmark i 1994. Bestandsregistrering, forebyggende tiltak, skadedokumentasjon og erstatninger. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen; rapport nr. 3/95.
- Wabakken, P., Maartmann, E., Berg, J. & Gjerlaug, H.C. 1996. Forvaltning av fredet rovvilt i Hedmark i 1995. Bestandsregistrering, forebyggende tiltak, skadedokumentasjon og erstatninger. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapport nr. 5/96.
- Wabakken, P., Maartmann, E., Berg, J. & Gjerlaug, H.C. 1997. Forvaltning av fredet rovvilt i Hedmark i 1996. Bestandsregistrering, forebyggende tiltak, skadedokumentasjon og erstatninger. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapport nr. 7/97.
- Walters, C. J., & Holling, C. S. 1990. Large-Scale Management Experiments and Learning by Doing. *Ecology* 71(6):2060-2068.
- Weber, W., & Rabinowitz, A. 1996. A global perspective on large carnivore conservation. *Conservation Biology* 10(4):1046-1054.
- Wikan, S. & Günther, M. 2002. Bjørnen i Sør-Varanger, statusrapport, meldinger og registreringer 1992-2001. Fylkesmannen i Finnmark, Miljøvernavdelingen, Rapport nr. 1 – 2002.
- Wikan, S. 1994. Bjørn I – 1925-1977. Resultater fra rovviltundersøkelser i Sør-Varanger. Svanhovd miljøsenter, Rapport nr. 1. Svanvik.
- Wilson, M. A. 1997. The wolf in Yellowstone: Science, symbol, or politics? Deconstructing the conflict between environmentalism and wise use. *Society & Natural Resources* 10(5):453-468.
- Wondolleck, J. M. 1988. Public lands and conflict resolution: managing national forest disputes. New York: Plenum Press. 263 pages p.
- Wondolleck, J. M., & Ryan, C. M. 1999. What hat do I wear now?: An examination of agency roles in collaborative processes. *Negotiation Journal-on the Process of Dispute Settlement* 15(2):117-133.
- Wondolleck, J. M., & Yaffee, S. L. 2000. Making collaboration work. Lessons from innovations in natural resource management. Washington DC: Island Press.
- Wondolleck, J. M., Manning, N. J., & Crowfoot, J. E. 1996. Teetering at the top of the ladder: The experience of citizen group participants in alternative dispute resolution processes. *Sociological Perspectives* 39(2):249-262.
- Working Group for Large Terrestrial Carnivores. 1996. Management of bear, wolf, wolverine and lynx in Finland. MMM:n julkaisu 6a/1996, Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki, Finland.
- Wyoming gray wolf management plan. Draft, November 2002. Wyoming Game and Fish Department
- Zakrisson, C. 2000. Do brown bear (*Ursus arctos*) females with cubs alter their movement pattern in order to avoid infanticidal males? D-arbete, Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå.
- Zeba, S. 1999. Community-based wildlife management in West Africa : a regional review / coordinated by Souleymane Zeba. London.: International Institute for Environment and Development.
- Østdahl, T., & Dervo, B. 1997. Lokal forvaltning av de utnyttbare vilt- og fiskerressursene. 2, Status for driftsplanarbeid og lokal forvaltning. Lillehammer: Østlandsforskning.
- Aanes, R., Swenson, J. E. & Linnell, J. D. C. 1996. Rovvilt og sauene i Norge. 1. Tap av sau til rovvilt: en presentasjon av tapets omfang basert på brukeropplysninger. NINA Oppdragsmelding 434.

14: Appendiks

Appendiks 1.

Uttalelse om policy til Large Carnivore Initiative for Europe Core Group mht bruk av jakt og felling som verktøy i forvaltning av bestander av store rovdyr.

Large Carnivore Initiative for Europe Core Group position statement on the use of hunting, and lethal control, as means of managing large carnivore populations

Background

The Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE) was established in 1995 in recognition of the many complex challenges surrounding the conservation of carnivores. Focusing on five species - the brown bear, Iberian lynx, Eurasian lynx, wolverine and the wolf - the LCIE's mission is "to maintain and restore, in coexistence with people, viable populations of large carnivores as an integral part of ecosystems and landscapes across Europe". For these goals to be reached, large carnivores will have to be maintained in areas where they are presently abundant, encouraged to increase in numbers in areas where they are rare, and restored to some areas where they are presently absent.

Management challenges

Based on our experience it is clear that there is no single approach that will enable this coexistence to be achieved throughout a continent as diverse as Europe. There is great variation in (1) habitat and landscape, (2) availability of prey, (3) patterns of land-use and animal husbandry, (4) social traditions and attitudes towards large carnivores, and (5) levels of socio-economic development. In addition, some large carnivore populations are abundant and continuous with other populations, while others may be critically small, fragmented and highly endangered. In order to succeed, a conservation strategy must clearly be adapted to local ecological and social conditions, and be flexible to cope with changing circumstances.

While large areas of Europe presently offer potentially suitable habitats for one or more of these species beyond their present reduced distributions, there are no large wilderness areas left in Europe. Therefore, large carnivore conservation must often occur in multi-use landscapes. Within such landscapes a variety of real or perceived conflicts with humans can occur, including:

- (1) Depredation on livestock and other productive units,
- (2) Competition with hunters for wild ungulates,
- (3) Fear for personal safety (especially from bears and wolves) and other psycho-social conflicts.

A pragmatic consequence of this is that in some situations coexistence may be more readily achieved if large carnivore populations were maintained at a lower density than that which an area could potentially support. There are a variety of non-lethal methods that can be used to remove individual large carnivores or limit their population growth rate (e.g. translocation to other suitable areas). However, these are often impractical and too costly for large-scale application. In most situations lethal methods remain the most practical and effective in many parts of Europe.

Hunting and Conservation

Hunting of large carnivores has long been, and still remains, a tradition in many parts of Europe. The motivations vary from limiting damage and other conflicts, through to recreation, and to the desire for a trophy. In addition, lethal control of individuals to limit damages is currently practised in many areas where recreational hunting is prohibited. Although we are aware that hunting / lethal control of large carnivores may be controversial, the LCIE believes that it may be compatible with their conservation in many, but clearly not all, regions and situations. It is important to remember that carnivore conservation does not necessarily imply strict protection.

The potential benefits of large carnivore hunting / lethal control include;

- (1) Allowing the continuation of long-standing traditions in the rural areas where large carnivores occur.
- (2) Increasing the acceptance of large carnivore presence among hunters if they can regard them as rewarding

game species or a source of income, rather than as competitors.

- (3) Increasing the sense of empowerment among local people that have to live in the same areas as large carnivores.
- (4) Allowing large carnivore populations to be maintained at densities where damage to livestock and predation on wild prey are kept at levels that can be tolerated. In addition, hunters may be able to assist in the lethal control of specific animals, for example those that become habitual livestock killers.
- (5) Helping to maintain shyness among large carnivore populations towards people thus reducing potential conflicts.
- (6) Providing an opportunity to sell trophy hunts, and thereby generate revenue in rural areas (thus giving an incentive to maintain healthy large carnivore populations).
- (7) Helping to increase long term acceptance towards large carnivores in areas where they are recovering, by slowing down the rate of recovery.
- (8) The LCIE believes that, in certain cases, allowing legal hunting of viable populations will help reduce poaching if the local people feel that they are involved in the management process. The LCIE strongly opposes poaching under any circumstances and realises it is a major threat to large carnivore population survival in many areas.
- (9) Reaching a population level that can support hunting may provide a benchmark for the success of a conservation / restoration plan – this should also demonstrate the flexibility of a conservation plan to the various interest groups.

Conditions

However, there are a number of conditions that must be fulfilled to ensure that hunting / lethal control is compatible with large carnivore conservation. The LCIE accepts the hunting / lethal control of large carnivore populations only when the following circumstances are met:

- (1) Hunting and lethal control are part of a comprehensive conservation management plan for the whole population and its habitat. This plan should be written by the appropriate management agency in appropriate consultation with the local human population and acknowledged wildlife interest groups (both governmental and non-governmental). The plan should be acceptable to a majority of the affected groups and a majority of the local population. These management plans should be fully compatible with national and international laws and agreements.
- (2) In the conservation management plan, the large carnivore population must have been documented to be demographically viable and able to sustain the proposed level of hunting / lethal control without jeopardising its conservation status.
- (3) The social organisation of the species, and how removing individuals will affect it, must be taken into account.
- (4) Goals for the minimum size of carnivore populations must

be stated in the plan. An adequate monitoring system must be implemented to ensure that the population is kept above the minimum level. In cases where population size cannot be estimated directly, monitoring could focus on indices that reflect distribution and population trend.

- (5) Important biological data (sex, age, condition, body mass, reproductive organs, genetic samples, etc.) should be collected from all harvested individuals for monitoring and management purposes. The results of the hunting and monitoring must be reported annually and compared with the goals of the conservation management plan.
- (6) The methods used must not contravene international, national or regional laws and killing should be carried out humanely. All those involved in the killing of large carnivores should be specifically trained.
- (7) Sufficient limitations must be imposed on hunting to ensure its sustainability. In effect this will require some form of closed seasons, and in most cases some form of quota. The use of a female sub-quota is also strongly recommended to prevent over-harvest.
- (8) All human-caused mortalities (including carnivores killed through hunting, depredation-control or poaching, in self-defence, or in traffic collisions) should be taken into account when setting quotas. In addition, animals wounded, but not recovered, should be assumed to have been killed.
- (9) Mitigation measures should have been evaluated and implemented where practical before lethal control or hunting is initiated mainly to limit damage to livestock.

The LCIE also recognises that the acceptability of using state-employed personnel to lethally remove large carnivores as opposed to recreational hunters will vary from region to region. Therefore, the costs and coexistence benefits of this need to be carefully evaluated on a case by case basis.

Conclusion

This position statement is only intended to provide a general framework, to what we feel are acceptable management instruments, while explicitly stating that local societal and ecological factors will need to be discussed in order to find which approach works best locally. This position statement is not intended to state that large carnivores should be hunted, or that they should be prevented from becoming too dense, or that lethal methods are the only appropriate way to control their numbers should this be required. However, the LCIE does believe that hunting large carnivores is acceptable under some situations, and that there may be some advantages to this, and that in some situations it will benefit (and be compatible with) their conservation. Likewise, the LCIE strongly recommends the use of non-lethal mitigation measures to

reduce conflicts, but accepts that lethal control may be required in some situations. Given the complex social issues surrounding large carnivore conservation the LCIE strongly recommend that appropriate attention be paid to studies of both the human dimension and ecology when making management decisions.

* This position statement was prepared by the LCIE core group and does not necessarily reflect the views of all LCIE member organisations or individuals.

Appendiks 2.

Innspill fra diverse interesseorganisasjoner med hensyn til jaktrelaterte problemstillinger i områder med store rovdyr.

Appendiks 2.1

Innspill fra NORSKOG

Lilleaker, 13.11.02

Innspill til utredningsarbeidet i forkant av ny Rovviltmelding – jaktrelaterte problemstillinger

Det vises til brev datert 06.09.2002 angående innspill til utredningsarbeidet i forkant av ny Rovviltmelding, hvor det ble bedt om innspill på jaktrelaterte problemstillinger i forhold til forvaltning av de store rovdyrene.

NORSKOG vil legge vekt på følgende punkter:

- 1. Næringsutvikling i utmark**
- 2. Jakt / jaktutøvelse og store rovdyr**
- 3. Sosiale aspekter**
- 4. Rovviltforvaltning**
- 5. Jakt på ulv**

1. Næringsutvikling i utmark

Utviklingen i landbruket gjør det nødvendig å skape alternative inntektskilder på eiendommene. Dette er også sterkt vektlagt politisk, eksempelvis i st. meld. nr 17 (1998-99) "Verdiskaping og miljø – muligheter i skogsektoren" der annen virksomhet enn tømmerproduksjon vektlegges tungt. Likevel opplever vi at dagens roviltforvaltning gjør dette svært vanskelig. I en tid da man sliter med synkende avkastning i næringen, er det viktig å ivareta muligheten for å ta det begrensede tilfanget av salgbare produkter til anvendelse. Jakt er i en særstilling i så måte.

Både myndighetene og landbruket selv er opptatt av å komme bort fra et tradisjonelt handlemønster der man først skaper et produkt for så å finne kjøpergruppen. Når det gjelder jaktterreng og jaktmuligheter er det et stort og økende behov i markedet. Ytterligere belastning av bjørn, jerv, ulv og gaupe vil redusere inntektsgrunnlaget fra utmark og medfører at investering i næringen stopper opp.

Utmarksnæringen evner allerede å stå på egne ben, uten noen form for statlig støtte, og har et betydelig potensial for vekst. Dette er en sjeldenhet for distriktsnæringer, og skyldes at næringen tilbyr høyt etterspurte produkter. Den primære utfordringen for distriktspolitikken er nettopp å skape lønnsomme arbeidsplasser i Utkant-Norge. NORSKOG vil derfor

understreke at man nå må betrakte rovdyrpolitikken som en del av distriktspolitikken.

I ren kjøttverdi regner man verdien av en elg til om lag 10.000 kroner. Med den økende interessen vi ser for jakt er det imidlertid rammen rundt jakten som utgjør den potensielle inntektskilden. Jakten drives ikke lenger som matauk fra jegernes side. Markedet er derfor i mindre grad opptatt av kjøttutbytte, men er desto mer fokusert på opplevelsen rundt jakten. Med kombinasjoner av tilrettelegging med overnatting, bevertning, guiding osv snakker vi derfor om verdier på mellom 3000 - 5000 kroner pr døgn pr jeger i tillegg til kjøttverdien, avhengig av standard og kjøpergruppe. Dette er varer og tjenester som utelukkende er salgbart. Verdien av en elg er derfor langt større for grunneieren enn det som kommer til syne i kjøttverdien.

Utnyttelsen av naturens og villmarkas ressurser er basis for nær sagt all verdiskaping i en rekke lokalsamfunn, og er følgelig også bærer av den viktigste kulturarven. Det hevdes av enkelte at ulven som en del av dette er en ressurs for utmarksnæringen. Etter vår oppfatning er imidlertid ikke dette et salgbart produkt av betydning. Om det kunne selges er det i så fall til høyst spesielt interesserte, og det er så langt ingen som har kunnet gjøre noe ut av det. Vi har ingen tro på at vi kan selge nattlige turer for å høre ulv til næringslivet, og siden det er denne gruppen som ofte setter standard og prisnivå for hva som etterspørres, er det ikke realistiske muligheter for å sette dette ut i livet.

Lokalt er ulvebestanden allerede i dag av en slik størrelse at den påvirker jaktutøvelsen og jaktinntektene i vesentlig grad. Det er dokumentert at det kjente Gråfjellparet drepte over 50 elg på et halvt år. Det er derfor innlysende at selv en beskjeden tetthet av ulv influerer så kraftig på viltbestanden innenfor sitt revir at videre satsing på kommersiell utnyttelse av jakten ikke er mulig i disse områdene.

2. Jakt / jaktutøvelse og store rovdyr

Rovdyr generelt og spesielt ulv er en utfordring med hensyn på utnyttelse av utmarksressursene. For det første er ulven en sterk predator på elg, som er det viktigste dyret for utvikling av jaktturisme. Dernest er det få jegere som vil slippe hundene sine i områder med ulv.

Flere og flere jegere bruker hund i forbindelse med jakten. Hunder brukes både til å finne viltet og til ettersøk etter skadet vilt. For jakt på elg, hjort og rådyr er det i dag påbudt med bruk av ettersøkshund. Bruk av hund i forbindelse med jaktutøvelsen knyttes derfor også til kravet om human jaktutøvelse. Tilgang til hund for ettersøk og påvisning av skadeskutt vilt virker positivt i forhold til målsettingen om en rask og human avliving av påskutt eller på annen måte skadet vilt. De fleste investerer mye tid og penger i å få til en god jakthund, og de fleste vil utvilsomt reservere seg for å slippe hunden løs i områder der risikoen for rovdyrskade er stor. Det er i all hovedsak ulven som utgjør en trussel overfor jakthundene, og vi har de senere år erfart at mange hunder er drept av ulv i forbindelse med jakt. Denne risikoen har igjen ført til at grunneiere i områder med ulv har tapt til dels store penger på jegere som ikke lenger tør å jakte på deres eiendom. I disse områdene oppfattes det derfor som om ulven har fratatt jegerne jaktmulighetene, og grunneierne en viktig inntektskilde. Det finnes dessverre en rekke eksempler på jaktavtaler blant NORSKOGs medlemmer som er sagt opp i områder der det finnes ulv. Dette begrunnes i at jegere ikke lenger tør å slippe hundene sine der.

Det er også en tydelig tendens mot at flere og flere småviltjegere ønsker å jakte i områder uten ulv. Hvilken effekt de store rovdyra har på småviltpopulasjonene er uklar, men risikoen for tap av hund er utvilsomt en klar årsak.

3. Sosiale aspekter

Et viktig poeng i rowiltdebatten er menneskers generelle holdning til rovdyr og da spesielt til ulv. Innbyggere i bygder som ligger i ulveområdene føler seg ofte utrygge. Det er en kjensgjerning at det har skjedd mange merkelige møter mellom ulv og menneske, og i det senere har det fremkommet (rapport fra NINA) at ulven er en reell trussel under gitte forhold. Forskningens arrogante og bedrevitende image er gjort til skamme gjennom stadige praktiske bevis på inkompetanse. I kombinasjon med at lokalbefolkningen føler sin redsel forsøkt latterliggjort av de samme instansene, har forvaltningen pådratt seg en tilnærmet irreversibel mistillit i de berørte lokalmiljøene. Oppfatningen av at den i utgangspunktet nøytrale forvaltningen i dette tilfellet spiller en utpreget partsrolle har satt sinnene i kok, og er antakelig en direkte årsak til den beklagelige selvtekten man registrerer i distriktene.

Ulven innebærer en begrensning av atferden til de som bor innenfor flokkens aksjonsradius. Turer i skog og mark året

rundt er viktig som rekreasjons- og trivselsfaktor, men mange opplever å miste gleden ved turen som følge av ulven. Når man har valgt å bosette seg i distriktet skyldes det ofte preferanser i en bestemt retning – et spekter av små og store innslag i hverdagen som i stor grad skifter betydning etter at ulven begynte å gjøre visitt. Dette er ikke lett å forestille seg uten å oppleve det, og det er viktig at myndighetene ikke bare signaliserer en overfladisk forståelse, men viser reell vilje til empatisk vurdering.

4. Rovviltforvaltning

Rovviltforvaltning er et nasjonalt ansvar der staten bør kompensere for økonomiske tap som følge av rovdyr. NORSKOG mener det både er urimelig og i strid med grunnlovens §105 når grunneiere mister inntekter fra sine investeringer uten at dette blir kompensert.

Fellesskapets anliggende bør besørges av Staten og ikke bæres økonomisk av enkeltpersoner, slik tilfellet er ved den politiske gjeninnføringen av et skadevoldende rovdyr. I motsatt fall gjøres individet rettsløst overfor Staten, en kultur Norge som nasjon er villig til å gå langt for å motarbeide når det foregår i andre land.

5. Jakt på rovdyr

Dersom det skal iverksettes jakt på de fire store rovdyrene må dette være basert på samarbeid med grunneierne. Ren lisensjakt er etter vår mening en krenkelse av eiendomsretten. Eventuell jakt må skje ved ordinær jakt med jakttidsrammer. NINA sier i sin rapport "Frykten for ulv" (Oppdragsmelding 7-22, 01/2002) a-t individer som har mistet sin naturlige skyhet for mennesker bør tas ut. Det kan synes som den manglende jakten på dagens ulvebestand har medført at mange individer kvalifiserer til avlivning fordi de ikke oppfatter mennesker som en fare. I slike tilfeller er ulven en risiko, og det må man i fortsettelsen forsøke å unngå. Mange forhold taler derfor til fordel for et betydelig jaktpress på dette dyret.

Jakt på ulv kompenserer på ingen måte for tapte jaktinntekter i et område. Når vi argumenterer for at jakten på ulv tilhører grunneier er det derfor ikke ut fra et økonomisk synspunkt, men ut fra at ulven ikke er i noen særstilling i forhold til andre dyr, og følgelig ikke skal forsøkes unndratt fra annen lovgivning. Gjeninnføringen er gjort uten samtykke fra grunneier-siden, og derfor må Staten ta ansvaret med å gripe inn ved behov. For øvrig må alle taps- og kostnadselementer ved gjeninnføringen kompenseres. Kvotejakt kan i så fall bidra til et fratrekk i totalkostnaden.

[Under følger en kopi av NORSKOGs høringsuttalelse i forbindelse med forslag om lisensjakt på ulv:](#)

NORSKOGs krav til jakt på ulv:

1. Jakten på ulv bør gjennomføres som kvotejakt, og ikke som lisensjakt
2. Også vinterjakt på ulv skal ha grunneiers godkjenning
3. Jakttiden på ulv bør falle sammen med jakttiden på hjortevilt
4. Alle jegere med godkjent jegerprøve og skyteprøve bør få jakte ulv
5. Ulven bør jages også utenom jakt sesong
6. Staten må stå ansvarlig for problemer som oppstår pga. ulv

Jakt på ulv bør gjennomføres som kvotejakt, og ikke som lisensjakt

NORSKOG mener jakt på ulv innenfor jakttiden bør gjennomføres som kvotejakt. Norske grunneiere har en sterk enerett til jakt og fangst på sin eiendom, og den eneste måten dette ivaretas på er gjennom kvotejakt. Gjennom kvotejakt er det også enklere å kombinere jakt på ulv med andre typer jakt, som f.eks. elgjakt, noe som kan bidra til et mer effektivt uttak. Lisensjakt bør sekundært tas i bruk der en gjennom ordinær jakt ikke lykkes i å fylle kvoten.

Videre er lisensjakt jf. *Viltlovens § 12* begrenset til der individer av en rovdyrtart gjør skade av vesentlig betydning på bufe eller tamrein. NORSKOG frykter med dette at hensynet til faktorer som folks livskvalitet og annen næringsvirksomhet vil bli skadelidende i vurderingene om lisensjakt. Kvotejakt vil enklere kunne sikre juridisk hjemmel for at slike faktorer blir vurdert i forbindelse med bestandsreguleringene.

2. Vinterjakt skal også ha grunneiers godkjenning

NORSKOG ser ingen gode grunner til at jakt på etterjuls-vinteren skal kunne gjennomføres uten grunneiers tillatelse, og vi er negative til en slik svekkelse av grunneiers rettigheter. Det vil i mange områder også vinterstid foregå både jakt og ulike typer næringsvirksomhet som gjør det påkrevd at grunneiere er informert og gir sin tillatelse til jakt også i denne perioden. For å få en vellykket jakt kreves det tillit fra, og samarbeid med, både jegere og grunneiere. Dette sikres best gjennom begge parters deltagelse i beslutningsprosessen og gjennomføringen.

3. Jakttiden på ulv bør falle sammen med jakttiden på hjortevilt

Elgjakten i Norge har lange tradisjoner og er svært godt organisert. Ved å kombinere ulvejakten med jakten på hjortevilt vil en bidra til et mer effektivt uttak med minimale byråkratiske ekstrakostnader. Siden mye av f.eks. elgjakten er gjort i løpet av den første uka er det viktig at ulvejakten har

samme startdato som elgjakten. Prinsipielt mener vi ulvejakten bør kunne gå parallelt med all type jakt på hjortedyr.

4. Alle jegere med godkjent jegerprøve og skyteprøve bør få jakte ulv

NORSKOG ser ingen grunn til at det skal stilles strengere krav til ulvejegere enn til andre jegere. NORSKOG mener dette er det samme som å si at dagens jegeropplæring generelt er for dårlig. Dersom det er påkrevd med tilleggskompetanse for å jakte ulv bør en generell del om jakt på rovdyr legges inn i den ordinære jegeropplæringen. Ettersom det også fra DN's side er ønskelig at ulvejakten kan kombineres med annen jakt, vil det være ineffektivt at kun et utvalg av "ordinære" jeger kan felle ulv dersom muligheten byr seg.

5. Ulven bør jages også utenom jakt sesong

Ulven har over en lang periode erfart at mennesker ikke er farlige. Den har vist seg oftere og oftere nær tett bebyggelse og i truende situasjoner. Grunnen til dette kan være at den har vært fredet, og den har fått lov til å være i fred. NORSKOG tror at dersom den igjen føler seg jaget, og føler at mennesker er farlige, vil den trekke lenger vekk fra befolkning og etter hvert bli mer sky. Dette igjen vil kunne skape en større trygghet hos befolkningen i ulvenære strøk.

6. Staten må gripe inn når problemer oppstår

NORSKOG mener at det er viktig at staten gjennom sitt arbeid for gjeninnføring av ulv også har det tyngste ansvaret for å gripe inn når problemer oppstår. Dette innebærer også å stille med utstyr og mannskap for å bekjempe uønskede individer når men ikke lykkes med ordinær jakt.

Med hilsen

Haaken M. Christensen
Utmarkskonsulent

Appendiks 2.2

Innspill fra Norges Jeger og Fiskeforbund

Forvaltning av de store rovdyrene og forholdet til jakt/jaktutøvelse.

Den forrige stortingsmeldingen om forvaltning av store rovdyr (St. meld. nr. 35 (1996 – 1997) Om roviltforvaltning) satte i hovedsak fokus på utfordringene knyttet til husdyr på utmarksbeite og store rovdyr. Andre konsekvenser ved etablering av økende bestander av de fire store rovdyrene ble i hovedsak ikke berørt.

Siden Stortinget behandlet denne meldingen i 1997, har det kommet klart fram at fokus må rettes også på andre områder i forhold til å kunne håndtere de utfordringene som oppstår i kjølvannet av at de store rovdyrene etablerer seg i nye områder med økende bestander.

Et område som det har blitt satt noe mer fokus på i løpet av de siste par årene, er forhold relatert til vilt, jakt/jaktutøvelse og hunder. Det første var også til en viss grad i fokus også i forbindelse med forrige meldingen. For NJFF er det viktig at også disse forholdene kommer i fokus og blir utredet/vurdert som grunnlag for de rammer som skal legges for den framtidige forvaltningen av store rovdyr.

Jakthunder

Her i landet har vi lange og gode tradisjoner for bruk av hund til mange ulike jaktformer. Det har også vært drevet en bevisst politikk fra det offentlige gjennom de senere årene for å stimulere til økt bruk av hund under jakt. Dette har også gitt seg utslag i påbud om bruk av ettersøkshund under all jakt på elg, hjort og rådyr.

Bruk av hund i forbindelse med jaktutøvelse har sin årsak i flere forhold. Hunden kan inngå som en del av selve jaktutøvelsen og sammen med hundefører aktivt ta del i å finne/oppsoke viltet. Innenfor denne store gruppen finner man en rekke ulike bruksområder. Videre benyttes i noen grad rene appporterende hunder som henter byttet etter at det er skutt uten aktivt å ta del i jakten forøvrig.

En annen og helt sentral del når det gjelder bruk av hund der bruk av ettersøkhunder i forbindelse med ettersøk av skadet vilt. Mest utbredt og omtalt er bruk av ettersøks-hunder til ettersøk av skadet hjortevilt, men også stående fuglehunder og andre kan benyttes til å påvise og/eller hente påskutt/skadet vilt.

Opp gjennom de senere årene har fokus i større og større grad blitt rettet mot jegerens ansvar for human

jaktutøvelse. I den sammenheng har man også lagt vekt på hundens funksjon både i forhold til selve jaktutøvelsen, men ikke minst i forhold til å påvise skadeskutt vilt/ettersøk av vilt. Når man først er så uheldig å skadeskyte et vilt, er det å ha tilgang på en hund som kan benyttes til å oppspore/påvise viltet positivt sett i forhold til målsettingen om rask og human avliving. Også innenfor den offentlige viltforvaltningen har det vært lagt vekt på å legge til rette for økt grad av bruk av hund i forbindelse med jakt.

Bak en god jakthund ligger utrolig mye trening. Enhver jakthundeier/-fører investerer betydelig med både tid og penger i å få fram gode hunder. Kroneverdien av godt premierte jakthunder kan nå opp i store beløp, ikke minst når en medregner verdien som avlshund. Det er åpenbart at de fleste jakthundeiere vil kvie seg for å slippe en verdifull og god jakthund løs i områder der man vurderer risikoen for å miste hunden som stor. I tillegg til å være en jakthund, er disse hundene også å betrakte som familiemedlemmer. Å miste en slik hund, oppleves derfor for de aller fleste som om miste en kjær venn man er sterkt knyttet til.

Hovedutfordringen knyttet til store rovdyr og jakthunder ligger i forhold til ulv. Selv om de øvrige store rovdyrene også i varierende grad kan utgjøre en fare og trussel overfor jakthunder, er det først og fremst i forhold til ulv at dette oppfattes som et betydelig problem.

I realiteten er det i dag slik at så godt som all jakt med drivende hunder er opphørt i så og si hele Østfold fylke som et direkte resultat av tilstedeværelsen av ulv. For jakten i Østfold har dette fått store konsekvenser. Her var det nettopp jakt med drivende hunder som stod sentralt (harejakt med hund var svært utbredt). De fleste jegere i Østfold oppfatter det derfor slik at ulven har fratatt dem jaktmulighetene, en situasjon som i seg selv oppfattes som meget negativ.

Ulvetelefonen

I samarbeid med NINA, Høgskolen i Hedmark, avd. Evenstad og tilsvarende i Sverige, har NJFF for jaktårene 2000/2001 og 2001/2002 hatt en ordning med ulvetelefon for par/familiegrupper av ulv med tilhold i Norge og grenseflokker mot Sverige. Ordningen har hatt som målsetting å forebygge konflikter mellom jakthunder og ulv, samt å fungere som et konfliktdempende tiltak i en til tider meget turbulent situasjon. Informasjon om ordningen med ulvetelefon for 2002/2003 kan hentes på NJFF nettsider (www.njff.no).

Ordningen omfattet 4 par/flokker i 2000/2001 (Mosseflokken, Kongsvinger/Ärgjängflokken og de to Finnskog-flokkene), og ble utvidet til også å omfatte Gråfjellflokken for 2001/2002.

Ulvetelefonen gir ingen garanti for at jegerne ikke støter på

ulv ved jakt i og i tilknytning til ulvenes revir. Imidlertid kan ulvetelefonen si noe om ulvenes bevegelsesmønster og sannsynligheten for å påtreffe dem i de ulike delene av revirene. Ulvetelefonen gjør alle brukere oppmerksomme på at det er de selv som må vurdere situasjonen til enhver tid og avgjøre om de slipper hunden eller ikke. Ulvetelefonen er altså ingen garanti for ikke å bli tatt av ulv, og ansvaret for hunden påhviler hundeeier/-fører til enhver tid.

Det har så langt ikke blitt foretatt en grundig evaluering av tiltaket. Så langt må man likevel kunne konkludere med at tiltaket i all hovedsak har fungert i tråd med intensjonene og muliggjort jakt med hund i områder med ulv i langt større grad enn hva som hadde vært tilfellet dersom tiltaket ikke hadde blitt iverksatt. Spesielt vellykket ser tiltaket ut til å ha vært i områder der ulvene har store revir.

Et unntak er nettopp i forhold til ulven i Østfold. Mosseflokken har vært en del av ulvetelefonen både for 2000/2001 og 2001/2002 uten at dette forhindret at jakt-hunder ble tatt av ulvene. Dette kan skyldes flere forhold, men mye tyder på at reviret størrelse spilte en vesentlig rolle. Mosseflokken opererte innenfor et relativt lite område og kunne på kort tid bevege seg fra ytterkant til ytterkant av området. Verdien av peilingene og tjenestene til ulvetelefonen ble derfor kanskje størst for randområdene til dette reviret.

Andre alternative forebyggende tiltak

NJFF har hatt løpende kontakt med Svenska Jägareförbundet og andre i Sverige om utvikling av andre alternative forebyggende tiltak som kan dempe konflikten mellom jakthunder og store rovdyr og muliggjøre jakt med løse hunder i områder med store rovdyr.

Oversikt over ulvedrepte jakthunder for jaktårene 1999/2000 og 2000/2001. Nedenfor følger en oversikt over jakthunder drept av ulv for jaktårene 1999 – 2000 og 2000/2001 basert på opplysninger samlet inn av Scott Brainerd.

I Mossereviret:

Jaktår 1999-2000: 4 hunder

Jaktår 2000-2001: 6 hunder under jakta (1 i tillegg i august før tiltaket ble igangsatt)

I Kongsvinger-Aurskog reviret:

Jaktår 1999-2000: 9 hunder (+ 1 tatt like før jakta 04.09.99)

Jaktår 2000-2001: 3 hunder (+ en tatt i mai 2000 i båndtvangstiden før tiltaket ble igangsatt). Her kan det nevnes at jegerne i Rømskog på norsk side samt hele revir-området i Sverige har blitt skånet for ulvedrepte hunder under denne jaks sesongen. Det er mye som tyder på at jegerne har benyttet telefonen og har unngått å slippe hundene der ulvene

befant seg, og har kunnet jakte mer i de områdene som var langt unna ulvene i dette store reviret.

De andre revirene (Nyskog og Bograngen (Finnskogflokkene):

I de to Finnskogsrevirene, har det ikke vært registrert dødsfall, men det var en hund som ble skadet i Nyskog-reviret i 1999 og en i Bograngen reviret i 2000.

Siden 1995 har 58 hunder blitt drept av ulv, og ytterligere 11 skadet i Sverige og Norge. 2 har forsvunnet uten at man kan med sikkerhet si at disse er tatt av ulv i ulveområdene.

Av disse er 37 drept, 2 forsvunnet og minst 1 skadet i Norge siden 1995.

Jegernes bruk av ulvetelefonen.

Vårt fylkeslag i Akershus administrerer drift av ulvetelefonen for to revir. Av budsjettmessige grunner er det valgt billige løsninger på denne service (telefonsvarer m/innlest melding). Dette innebærer bl.a. at det ikke er mulig å registrere antall oppringninger. Høsten 2001 ble det gjort manuelle registreringer av bruksomfanget i visse perioder. Denne undersøkelsen viste at det allerede 2. sesongen var 60-70 oppringer pr dag fra småviltjakta startet og ut over høsten. På helgedager var svareren full. Det innebærer mer enn 100 oppringninger. Hvor mye mer vites ikke. Etter nyttår sank bruksomfanget til ca 30%.

Denne undersøkelsen bekrefter de subjektive inntrykk vi har fått av samtaler med jegere. Ulvetelefonen er bredt kjent, og den brukes som et hjelpemiddel for jegere som har sine jaktområder i eller i tilknytning til ulveområdene.

Jaktutøvelse

Bruk av drivende hunder

Jakt med hunder som halser/loser ser ut til å være særlig utsatte for angrep fra ulv.

Jakt med drivende hund er særlig utsatt i områder med fast forekomst av ulv. Dette er jaktformer som i stor utstrekning drives av "den vanlige" jeger. Sentralt står harejakt og jakt på rådyr, jaktformer som er utbredt i store deler av områdene der vi i dag har ulv og i den vedtatte ulvesonen generelt.

Som nevnt er i realiteten denne type jakt med hund i dag så godt som opphørt i store deler av Østfold. Tilsvarende bilde finner man innenfor og i tilknytning til andre områder med ulv. I mange sammenhenger blir det nokså ensidig fokusert på hva rettighetshaverne taper i form av reduserte leieinntekter fra jaktutleie. NJFF er opptatt av at fokus også rettes mot hva jegerne opplever av faktiske tap av jaktmuligheter. Konsekvenser for selve jaktutøvelsen kommer som et tillegg til det

faktum at rovdyrene predaterer også på de jaktbare viltartene.

Dette må ikke oppfattes dit hen at NJFF ikke aksepterer rovdyrene som en del av norsk fauna, noe NJFF gjør. NJFF ønsker at også disse aspektene skal trekkes inn når man trekker opp rammebetingelsene for framtidig forvaltning av disse viltartene. NJFF er hele tiden vært opptatt av at også de store rovdyrene bør forvaltes på lik linje med andre viltarter i størst mulig grad. NJFF mener dette, sammen med at jakt- og jegerinteressene vektlegges sterkere i forhold til forvaltning av disse artene, vil føre til større aksept for de store rovdyrene som en del av norsk fauna enn hva som er tilfellet blant mange i dag.

Bruk av løshund under elgjakt

NJFF har mottatt signaler om at områder som ligger utenfor forvaltningens vedtatte ulvesone, opplever et økende press på sine jaktmuligheter. Spesielt ser dette i første omgang ut til å vedvære elgjegere som benytter løshund under sin jakt.

NJFF vil understreke at det er grunn til å være oppmerksom på mulige konsekvenser at prisutviklingen på aktuelle jaktformer i tillegg til selve tilgjengeligheten for allmennheten til jakt i områder/regionen. Det vil virke klart uheldig dersom jakt i områder uten forekomst av ulv i praksis skal bli forbeholdt jegere med muligheter for å betale betydelige summer, mens jakt i områder med fast bestand av ulv/potensielle ulveområder er det som skal være tilgjengelig for de som ikke har anledning til å delta i mer eksklusive opplegg.

Ettersøk av skadet vilt.

Gjeldende lover og regler stiller krav om bruk av ettersøks-hund til jakt på elg, hjort og rådyr. Rask og human avliving av skadet vilt er en overordnet oppgave. Dette kan dreie seg om vilt som er trafikkskadet, skadeskutt eller på annen måte har blitt påført skade. I en del situasjoner vil det være aktuelt å benytte en løs ettersøkshund for å kunne gjennomføre et effektivt og godt ettersøk. I områder med ulv, vet vi av erfaring at de som eier/disponerer godkjente ettersøkshunder kvier seg for å slippe disse hundene i terreng med forekomst av ulv, selv om det i en gitt ettersøkssituasjon hadde vært å foretrekke.

Det er behov for å avklare ansvarsforhold og erstatningsordninger for bruk av ettersøkshunder på oppdrag for det offentlige i forhold til tap av hunden i konfrontasjoner med store rovdyr. Det er viktig at dersom uhellet er ute i slike situasjoner, skal ikke den som utfører dette oppdraget bli økonomisk skadelidende i tillegg til de øvrige negative konsekvensene ved å miste hunden når uhellet er ute.

Utvidelse av viltlovens § 11 til også å omfatte direkte angrep på jakthunder.

Dette er en sak som NJFF har vært opptatt av i lengre tid. Det oppfattes som meget urimelig at jakthundeiere som opplever å være vitne til direkte angrep fra store rovdyr på sine jakthunder, faktisk, i henhold til viltloven, ikke har anledning til å avlive rovdyret som går til angrep.

Dette dreier seg i realiteten om et lite antall tilfeller årlig. I de aller fleste tilfeller der jakthunder eventuelt kommer i nærkontakt med store rovdyr, vil dette skje utenfor synsvidde for jegeren, og det er objektivt sett et lite antall hunder som drepes av store rovdyr hvert år.

Imidlertid oppleves det som klart urimelig å skulle være vitne til en såvidt dramatisk situasjon der et "familiemedlem"/nær kamerat blir utsatt for direkte livsfare, uten at man med loven i hånd skal kunne gripe inn og forhindre det som oppleves som en tragedie.

En utvidelse av viltlovens bestemmelser om nødverge til også å omfatte jakthunder, ville oppleves som et betydelig konflikt-dempende tiltak uten at dette ville fått særlige konsekvenser for bestandsutviklingen av de store rovdyrene fordi dette dreier seg om svært få tilfeller årlig.

NJFF er kjent med at argumentet om at dette kan utnyttes som et skalkeskjul for å skyte fredede rovdyr uten at slike angrep faktisk finner sted, noe NJFF vil ta avstand fra. De fleste jegere, vil på lik linje med folk flest, velge å forholde seg til lover og regler som finnes. NJFF vil våge påstanden om at terskelen for å bryte loven bevisst og direkte er stor for de aller fleste jegere, som for de fleste andre. Det vil være feil dersom man velger å stigmatisere en hel gruppe og derfor ikke åpne for bestemmelser som vil ha en betydelig konflikt-dempende effekt i et til tider meget konfliktfylt forvaltningssområde.

Stortinget har vedtatt at rowildtrepte jakthunder også skal omfattes av offentlige erstatningsordninger på lik linje med andre husdyr. Dette ble svært positivt mottatt både av NJFF og jakthundeiere generelt. Det er viktig å ha gode ordninger på plass slik at man i alle fall kan minimalisere de økonomiske konsekvensene når uhellet først er ute. Stortingets vedtak om erstatningsordningene burde da også legge til rette for å utvide nødvergeretten i viltlovens § 11 til også å omfatte direkte angrep på jakthunder.

Viltforvaltning og predasjon på jaktbare viltarter.

Dette er blant de aspektene som hele tiden har blitt tillagt en viss vekt i forhold til forskning og konkret oppfølging innenfor rowiltforvaltningen. NJFF har sett meget positivt på den forskningsinnsatsen som har vært nedlagt, og støttet aktivt

opp om denne. Det er viktig at vi har mest mulig og best mulig tilgjengelig kunnskap om disse forholdene til enhver tid, og at denne kunnskapen tilflyter både forvaltningen, rettighetshavere og brukere fortløpende. Ved at tilgjengelig kunnskap om predasjonseffekt kan legges til grunn for den løpende forvaltningen og driftsplanarbeidet i forhold til hjorteviltartene, vil man kunne ta nødvendig høyde for dette i den løpende forvaltningen og utviklingen av viltbestandene.

NJFF tok tidlig tak i disse forholdene. I 1998 ble det nedsatt tre interne utvalg som så på ulike utfordringer knyttet til jakt- og jegerinteressene innenfor rovviltforvaltningen, herunder de store rovdyrenes predasjon på jaktbare viltarter. Selv om det har skjedd mye siden disse rapportene ble utarbeidet, vedlegges de til orientering. Rapportene avspeiler på mange måter den innfallsvinkel som NJFF har valgt i forhold til de utfordringer jegere og NJFF møter i forhold til målsettingen om at de store rovdyrene er en del av norsk natur. NJFF har valgt å rendyrke organisasjonens engasjement innenfor rovviltforvaltningen til å omfatte jakt-, jeger- og viltinteressene, og de vedlagte rapportene fanger opp hovedutfordringene sett fra vårt ståsted. Det vil være sentralt at en ny rovviltmelding fanger opp disse forholdene og tar dette inn som en del av premissgrunnlaget for en framtidig rovviltforvaltning.

Vedlagt følger en kopi av NJFFs foreløpige innspill til MD vedr. meldingsarbeidet. Dette vil bli fulgt opp.

Hvalstad, 29.08.02

SP

Appendiks 2.3

Innspill fra Norges Jeger og Fiskeforbund

Til Scott Brainers, NINA

406.3 13.12.02

NJFF og fellingsregimer for store rovdyr.

Innledning

NJFF viser til henvendelse fra Scott Brainerd med innspill i forhold til noen konkrete forhold knyttet til forvaltning av de store rovdyrene.

Nedenfor har NJFF forsøkt å besvare denne henvendelsen på best mulig måte. Vi har forsøkt å gjøre det kortest mulig, noe som i seg selv er en utfordring for såpass omfattende og mangfoldige temaer. Skulle det være behov for utdyping på enkelte områder, bidrar vi gjerne med det.

1. Konfliktdemping

NJFF har hatt et betydelig engasjement i forhold til rammene for framtidig rovviltforvaltning over tid. Allminneliggjøring av de store rovdyrene er kanskje et av de punktene som NJFF har lagt mest vekt på. NJFF har i noen sammenhenger brukt begrepet "slipp rovdyrene inn i norsk viltforvaltning". Gaupe har dels vært gjennom denne prosessen allerede, med det resultat at gaupe langt på vei er akseptert blant folk flest som et naturlig element i norsk fauna. I dag står ulv, jerv og bjørn i en særstilling i forhold til våre øvrige viltarter. Selvsagt kan dette begrunnes ut fra bestandsstatus og at hvert individ trenger et særlig vern, samt at en ikke kan tiltro mer lokalbasert forvaltning av de få individene vi har i vår natur. NJFF mener dette langt på vei er en feilslått strategi som kun bidrar til å opprettholde og dels skjerpe konfliktnivået i norsk rovviltforvaltning.

Økt grad av lokal medvirkning er en forutsetning for å skape en viss forståelse/aksept for de store rovdyrene. Selv om dette innebærer uttak av et og annet rovdyr enten gjennom lisens- og kvotejakt eller skadeuttak i regi av det offentlige, så er det langt bedre enn en mur av mistro og mistillit og tendenser til selvtukt. La det være sagt; NJFF tar klar avstand fra enhver form for ulovlig felling av store rovdyr i likhet med ulovlig felling av andre viltarter. Selvtukt vil på ingen måte bidra til å løse konflikter og utfordringer, snarere tvert imot.

Det å åpne for uttak av store rovdyr gjennom lisens- og kvotejakt vil kunne ha en betydelig konfliktdempende effekt. Terskelen for å delta i lisensjakten bør ikke være strengere enn for å kunne delta i annen tilsvarende jakt. Det handler ikke om å ta ut flest mulig individer, det handler om å kunne delta

i en prosess. I tillegg til at man lokalt føler seg mer delaktig i forvaltningen gjennom å ha mulighet til å delta i denne jakten, vil en slik jakt kunne bidra til økt grad av skyhet hos de store rovdyrene. Det siste er ikke minst viktig i forhold til utfordringene med nærgående ulv.

Dagens forvaltning av de store rovdyrene oppleves regionalt og lokalt som svært sentralstyrt. Et element i en slik lokal involvering som har vist seg vellykket, er aktiv deltakelse i bestandsregistreringene av de store rovdyrene gjennom sporsnøregistreringer med massemobilisering av jeger og andre. Det har skapt en arena for kontakt og dialog mellom de ulike aktørene, noe som i seg selv er positivt.

2. Adgangen til jakt

NJFF er opptatt av at de jegere som ønsker det og som fyller allminnelige krav til tilsvarende jaktformer for ordinært jaktbart vilt, skal kunne delta i kvote- og lisensjakt på de store rovdyrene.

Når det gjelder kvotejaktordningen for gaupe fungerer denne i dag slik. Utfordringen her ligger først og fremst i at det er områder med dårlig/manglende grunneierorganisering som vanskeliggjør tilgjengeligheten til gaupejakta. Dette har blitt benyttet som et argument fra noen for å frata grunneier jaktretten for kvotejakt på gaupe. I slike spørsmål har NJFF vist til at NJFF anerkjenner jaktretten som en del av grunneierretten. Vi ønsker å ha gaupe som en ordinært jaktbar viltart (fastsettelse av jakttid i henhold til viltlovens § 9), og må derfor akseptere at jaktretten for gaupe er tillagt grunneier. Utfordringer med dårlig tilrettelagte jaktfelt mm, må da løses gjennom kontakt og samarbeid med rettighetshaversiden som for all annen jakt. NJFF har samtidig rettet en oppfordring til rettighetshaverorganisasjonene om å ta tak i denne utfordringen. Det bør også være i grunneieres interesse å få til en bedre organisering i jaktområder, ikke minst også med tanke på utnyttelse av annen jakt.

NJFF ser det som viktig at lisensjakt på ulv, jerv og bjørn fortsatt skal være unntatt grunneierretten. Dette er arter som ikke er ordinært jaktbare og der åpning for lisensjakt kun vil være i forhold til forskriften om forvaltning av de fire store rovdyrene og for å forebygge/reducere skadeomfang. Disse artene lever over store områder på tvers av eiendomsgrenser

Dagens jervejaktordning.

I grove trekk synes selve ordningen med jervejakt å fungere bra. Det er helt klart forbedringspunkter her, både i forhold til jakttid (mer samkjørt med annen jakt, spesielt villreinjakta i Sør-Norge har vært et krav) og i forhold til å åpne for bruk av bås.

En av de store utfordringene for NJFF er imidlertid å kunne klare å skape økt interesse rundt jervejakta som jaktform. Erfaringer fra gaupejakta viser at dette ofte tar noe tid, men at når man først klarer dette, så virker ordningen positivt på mange måter.

NJFF har derfor vært en pådriver for å få arrangert kurs i jakt på jerv og gaupe. Gaupejakk kursene har dels vært svært populære, og vi ser nå en økende interesse omkring jervejakk kursene

Lisensjakt og forholdet til grunneierretten.

Det vises til merknader ovenfor.

NJFF vil likevel presisere at lisensjakt på store rovdyr er en utfordrende jaktform som ofte vil føre jegerne over store avstander og på tvers av eiendomsgrenser og administrative grenser. Et vellykket utfall vil ofte være avhengig av at man faktisk kan følge på dyret når jakten er i gang. Bestandsregulering av ulv, jerv og bjørn er i utgangspunktet skademo- tivert, noe som tilsier at det er ønskelig å ta ut de fastsatte kvotene for å forebygge mulige skadesituasjoner. Dårlig grun- neierorganisering og enkeltgrunneiere som ønsker å reservere seg mot uttak av disse viltartene, bør ikke være til hinder for en effektiv jakt.

Det siste er selvsagt argumenter som også kan brukes mot at grunneiere skal ha retten til jakt på gaupe. Likevel er dette en jaktform som har funnet sin form og som drives svært effektivt over store deler av landet. Utfordringene her er begrenset til noen geografiske områder, og bør kunne håndteres som nevnt ovenfor.

Uttak av ulv i Østerdalen vinteren 2001.

NJFF var sterkt imot måten forvaltningen valgte å gjennom- føre uttaket av ulv i Østerdalen vinteren 2001.

Uansett hva DN valgte å benytte som betegnelse for det som foregikk i Stor-Elvdal den vinteren, så ble dette blant folk flest oppfattet som jakt. Man la opp til et opplegg som inviterte all verden til å komme å bivåne en seanse som overhodet ikke kunne bli annet enn negativt for en hel verden. Her benyttet man metoder og hjelpemidler som overhode ikke er tillatt i henhold til viltloven med tilhørende bestemmelser selv om man betegnet det som "jakt". DN benyttet selv betegnelsen "jaktleder" om vedkommende fra SNO som ledet uttaket.

NJFF mener det som skjedde i Østerdalen var en alvorlig vekker i forhold til hvor lett det er å opparbeide en negativ fokus på jakt som aktivitet dersom man ikke velger strategier og virkemidler ut fra en helhetlig tilnærming. Dette er helt avgjørende for å kunne sikre grunnlaget for å videreføre våre jakttradisjoner i et langsiktig perspektiv.

Den bestandsregulering som skal finne sted med hensyn til ulv såvel som bjørn og jerv, bør primært skje gjennom lisensjakt. I den grad man ikke klarer å ta ut et tilstrekkelig antall dyr gjen- nom lisensjakten eller det oppstår akutte skadesituasjoner utenfor jakttid som tilsier behov for å ta ut enkeltindivider, så vil det være riktig å koble inn SNO og /eller kommunale jakt- lag.

NJFF har lenge vært en pådriver for å få vedtatt en forskrift for

lisensjakt på ulv der man legger opp til at de jegere som fyller vilkår for å drive tilsvarende jakt skal kunne få delta. At NJFF mener at en slik forskrift må på plass raskest mulig, betyr ikke at NJFF går inn for å utrydde ulven. NJFF aksepterer i dag at vi skal ha en viss bestand av ulv her i landet. Imidlertid ser vi at det er noen forutsetninger som må være tilstede for at sam- funnet skal akseptere ulven, herunder kravet om en aktiv byrdefordeling. En allminneliggjøring av ulven mer i tråd med hvordan vi forvalter våre øvrige viltarter (jfr merknader oven- for) vil også stå sentralt. I dag har man på mange måter løftet ulven spesielt, men også dels bjørn og jerv, ut av den øvrige viltforvaltningen. NJFF ser at dette kanskje kan begrunnes godt i en del rent biologiske og genetiske argumenter isolert sett. I en sammenheng der disse artene oppleves som kontro- versielle og konfliktgraden blir betydelig, mener NJFF likevel at dette blir en feilslått linje som kun bidrar til å opprettholde et høyt konfliktnivå, og muligens forsterke dette ytterligere.

Bruk av lisens- og kvotejakt til å regulere en viltbestand er et helt allminnelig virkemiddel innenfor norsk naturforvaltning, som også i prinsippet bør la seg anvende også for arter som er fåtallige. Det handler da mest om at det uttaket som skal finne sted skjer på en måte som involverer folk flest og som ikke blir forbeholdt en engere krets som påberoper seg større grad av ansvarlighet og kompetanse enn andre.

Her i landet har vi vært helt ukjent med begrepet profesjonelle jegere inntil MD gjennom SNO til manges overraskelse i 2001 begynte å legge grunnlaget for å utvikle dette også her til lands. NJFF er opptatt av at en slik utvikling på sikt vil være med å undergrave fundamentet for våre jakttradisjoner, og tar klar avstand fra denne utviklingen. NJFF erkjenner at jakt på de store rovdyrene stiller store krav til kunnskap og kompe- tanse hos den enkelte jeger. Dette er imidlertid noe som gjelder også for flere andre viltarter, og som man kan løse gjennom informasjon og kunnskapsoppbygging blant annet gjennom kursvirksomhet. NJFF har tatt konsekvensen av dette og har utviklet og gjennomført kurs i både gaupe- og jerve- jakt, og gjør tilsvarende for både bjørn og ulv. Det kan også nevnes at NJFF har opplevd DN som svært lunkne og direkte negative til NJFFs arbeid på dette området.

Dersom man slipper fram slike særordninger for de store rovdyrene, vil dette lett føre til press for å løfte andre arter ut av den ordinære viltforvaltningen og derved svekke våre jakt- tradisjoner og ta bort hele grunnlaget for dagens viltforvalt- ning. Dette er en utvikling vi på det sterkeste må kjempe imot.

Det å åpne for lisensjakt på ulv, kan også bidra til at man i til- legg kan se ulven som en ressurs, og ikke slik mange gjør i dag, kun som et uønsket element i norsk natur som forårsak- er skade og konflikter.

Vennlig hilsen
NORGES JEGER- OG FISKERFORBUND

Siri Parmann
Fagleder

Appendiks 2.4

Innspill fra Norges Fjellstyresamband

NINA/NIKU

Tungasletta 2

7485 TRONDHEIM

Oslo, 15. november 2002

Innspel til ny rovviltmelding vedk. jaktrelaterte problemstillinger

– *Problem og utfordringar sett frå rettighetshavarsida*

Problem for jaktrettshavarar som følgje av auka rovviltstammar, konsekvensar ved auka rovviltstammar for jaktutøving og jakt næring

NFS og fjellstyra opplever først og fremst ein problematikk kring forholdet storleik på hjorteviltstamar i forhold til predasjon frå ulv, gaupe og bjørn. Ved aukande førekomstar av desse rovviltartane registrerar fjellstyra at hjorteviltbestandane blir redusert noko som har konsekvensar for moglege jaktuttak og sal av kort. Økonomisk betyr dette reduserte inntekter ved sal av kort.

I forhold til ulv, fryktar fjellstyre i område i nærleiken av etablerte ulvepopulasjonar at desse skal utøve "massaker" i villreinstammar i samband med kalving. Ulv er moglegevis den rovviltarten som har størst konsekvensar for populasjonsveksten i hjorteviltstammene. Ulven er også problematisk i forhold til predasjon på elg, og då særleg elgkalvar.

Gaupe har i enkelte område store konsekvensar for rådyrbestand. Desse har i nokre tilfeller ført til samanbrot i lokal rådyrbestand. I samband med spesielle snøforhold fryktar fjellstyra også for konsekvensar av store gaupebestandar i forhold til villrein.

Bjørn blir oppfatta å vere problematisk i forhold til elg, der kalv er utsett for predasjon. Bjørn har dermed også innverknad på populasjonsveksten i elgstammar.

I tillegg har ein problematikk i forhold til bruk av laushund på elgjakt, der ein på kort sikt misser jegerar som er redde for ulveåtak på hund. Dette forholdet kan i ein viss grad kompenseres med å gå over til bruk av bandhund. Dette har nok eit lengre perspektiv, særleg sett i forhold til dei lange tradisjonane med bruk av laushund. Bruk av laushund er ofte eit nødvendig verkemiddel i samband med ettersøk av påskutt og skada vilt. Harejakta blir også råka ved etablering av ulv. Harejegerane søker nye jaktområde utan ulv.

Forslag til konfliktdempande tiltak

NFS meiner det viktigaste konfliktdempande tiltaket er at

det blir gjeve rom for å jakte på veksande populasjon for å halde desse under kontroll. Det er viktig å prøve å finne ein balanse mellom populasjonsstorleik på rovvilt i forhold til populasjonsstorleik på hjorteviltet. Sett i forhold til moglege inntekter frå jakt og høve for å kunne drive jakt, registrerar vi at det lokalt blir sett på som problematisk når rovviltbestandar forårsakar samanbrot i lokale hjorteviltbestandar. Dette forholdet går ut over lokal interesse for jakt og med sviktande inntekter.

NFS er for at det blir opna for lisensjakt på ulv. I tillegg må eksisterande jaktregime for gaupe, jerv og bjørn oppretthaldast.

NFS meiner også at informasjon er eit konfliktdempande tiltak. Dette gjeld særleg i forhold til å få aksept for bestandstall lokalt. Det er viktig at lokalmiljø og aktørar blir involvert i bestandsregistreringsarbeid. Vi trur det er lite heldig at forskingsinstitusjonar og statlege organ går inn lokalt og gjennomfører bestandsregistreringar utan at lokalmiljøa blir informert og involvert.

Informasjonstiltak:

Generelt trengs det informasjon lokalt om bestandsnivå og område med etablering av rovviltpopulasjonar. Dette trur vi er særleg viktig i forhold til friluftslivutøvinga. I jakt-samanheng har truleg rovvilttelefonen hatt positiv verknad i forhold til å informere om kvar det er fare for å treffe ulv.

I forhold til fjellstyra meiner NFS det er viktig å bruke den lokale kompetansen og kontakten fjelloppsynet har. Fjellstyra opplever det som problematisk når forskingsaktørar og andre går inn i område for å drive kartlegging utan at fjellstyra blir informert. Dette forholdet er problematisk bl.a. i forhold til bruk av motoriserte kjøretøy. Konsekvensen med manglande involvering av fjelloppsynet på statsallmenning er bl.a. unødvendig mykje kjøring. I tillegg går aktørane glipp av verdifull lokalkunnskap om bestandar og tilhaldsplassar.

Manglande involvering av lokalnivået er også problematisk i forhold til akseptering av framlagde bestandstall. NFS meiner forskinga og SNO vil få problem med å få aksept for framlagde tall, når det ikkje er aktørar lokalt som kan gå god for desse. Vi meiner fjelloppsynet her har ei brubyggjarrolle som burde ha vorte betre utnytta for å redusere avstanden mellom sentral forvaltning/forskning og lokal forvaltning.

Informasjon er alltid viktig og utfordrande og alle aktører kan blir betre på dette. Samtidig er det viktig at informasjon som blir gjeve er korrekt og ballansert. NFS trur at informasjon bør vere eit satsingsområde også i forhold til den nye rovvilt-meldinga.

Med helsing
Norges Fjellstyresamband

Jan Borgnes (s)
Dagleg leiar

Perly Berge
Prosjektleiar

Appendiks 2.5

Innspill fra Statskog



Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2
7485 Trondheim

NINA-NIKU	
Jnr.:	1235
05. DES. 2002	
Ark.:	642.31
Presj.:	Est. EJS

RAm

Våre saksbehandlere:
Frode K Midtlund, tlf. 62 43 51 20
Carl Erik Kilander, tlf. 38 12 37 06

Vår ref.:

Deres ref.:
Brev datert 06.09.2002

Dato:
03.12.2002

INNSPILL TIL NINA'S UTREDNINGSARBEID KNYTTET TIL NY ROVVILTMELDING – JAKTRELATERTE PROBLEMSTILLINGER

Vi viser til Deres brev av 06.09.02 og vil innledningsvis beklage at vårt innspill kommer i seneste laget. Våre kommentarer er som følger:

1. Generelt

Statskog registrerer at det synes å ha skjedd store forandringer i bestandutviklingen for de fire store rovdyrartene siden den forrige stortingsmeldingen kom for 5 år siden. Vi oppfatter det slik at bestandsmålene for ulv, jerv og gaupe i stor grad er nådd og at bjørnestammen er i sterk utvikling.

2. Felles forvaltning med Sverige

Rovdyrpolitikken i Sverige synes å ha blitt mer avklart, noe som har medført økt press fra rovdyr som trekker inn i Norge, og da spesielt i grensestrøkene.

Norges rovviltstammer er i stor grad sammenhengende med Sveriges. Etter Statskogs mening er det derfor ønskelig at meldingen tar opp spørsmålet om ytterligere samarbeid og utvikling av felles målsettinger med Sverige.

3. Jaktutøvelse og jaktinntekter i områder med økende stammer av store rovdyr

I tilknytning til jakt synes det kun å være ulven som er problematisk. Den er en stor predator på elg, noe som lokalt kan medføre inntektstap og redusert jakt- og opplevelsesverdi. Ulven er i tillegg en reell trussel mot en del jakthundraser, særlig i tilknytning til småvilt- og rådyrjakt. Dette kan i enkelte områder føre til lokal jegerflukt med derav følgende inntektstap for rettighetshaverne. I tillegg øker jegertrykket erfaringsmessig på områder uten ulv.

For grunneiere i områder med en økende ulvestamme kan denne situasjonen som nevnt medføre tap av jaktinntekter. I de tilfeller hvor tapet er vesentlig bør staten etter vår mening vurdere å innføre en ordning med økonomisk kompensasjon for tapte jaktinntekter. Dette vil etter vår oppfatning virke konfliktdepende.

Med vennlig hilsen

Jørgen Hoffmann
Jørgen Hoffmann
Seksjonssjef

Statskog SF
Statskog Sør-Norge, Kristiansand
NO 966 056 258

Postadresse:
Postboks 433
4664 Kristiansand

Kontoradresse:
Skippergt. 4

Telefon:
+47 61 24 85 00

Telefaks:
+47 38 12 37 01

Bankkonto:
8200.06.58800

E-mail: carl.erik.kilander@statskog.no

Appendiks 3. Statistisk modell for å vurdere effekter av avskytning (se kapittel 4)

Tapstallene ble analysert som følger. La X_{it} og N_{it} være henholdsvis antall individer tapt og sluppet på beite i region i i år t . Generelt er det naturlig å anta at variabelen X_{it} , antall individ tapt, i et gitt år er binomisk fordelt med parametrene $p_{i,t}$ og N_{it} , hvor $p_{i,t}$ er den underliggende sannsynligheten for at et individ som er sluppet på beite går tapt. Denne tapssannsynligheten vil kunne være påvirket av ulike faktorer, bl.a. avgang av rovdyr forut for beitesesong. Det er rimelig å tro at utviklingen i p_{it} tildels reflekterer den underliggende populasjonsdynamiske utviklingen i tid og rom til totalbestanden av ulike rovdyrtyper. Denne underliggende dynamiske prosessen i bestanden vil føre til temporær og romlig autokorrelasjon i sannsynlighetene for tap $p_{i,t}$. For å korrigere for dette er det nødvendig også å inkludere tapssannsynlighetene i samme region og i omkringliggende naboregioner året før som kovariater i modellen på samme måte som i en standard autoregressive modell. Fordi p_{it} ikke er direkte observerbar brukte vi i stedet de observerte tapsfrekvensene $\hat{p}_{i,t} = X_{it}/N_{it}$. For å sikre at predikerte sannsynligheter for tap under tilpasset modell ligger i intervallet fra 0 til 1 modellerer vi logit til tapsannsynlighetene som et lineært uttrykk (McCullagh & Belder 1989) av parametre og kovariater som følger

$$\text{logit}(p_{it}) = a_i + b_1 \hat{p}_{i,t-1} + b_2 \left(\sum_j q_{ij} \hat{p}_{i,t-1} / \sum_j q_{ij} \right) +$$

hvor $q_{ii}=1$ hvis region i er nabo med j og null ellers. Parameterne b_1 og b_2 uttrykker i hvilken grad tapsannsynligheten p_{it} er påvirket av tapene i året før lokalt og i naboregioner. Parameteren c representerer i hvilken grad tapstallene påvirkes av antall rovdyr som er tatt ut forut for beitesesong i sesong t , r_{it} . Det vil her derfor være interessant å teste nullhypotesen at $c=0$ i mot alternativ hypotese at $c<0$, d.v.s. at avgang av rovdyr reduserer tapstallene. Parameterene a_1, a_2, \dots, a_n representerer det generelle tapsnivået i hver region i .

I denne type binomiske fordelte data finner en ofte såkalt overdispersjon (responsvariabelen X_{it} har større varians enn under binomisk modell) og dette må korrigeres for ved testing av alternative modeller og ved beregning av standardfeil. For tilstrekkelig store data sett kan det vises at testobservatoren $[D(H_0)-D(H)]/(n-n_0) / [D(H_0)/r_0]$, er tilnærmet F-fordelt under H_0 med $n-n_0$ og r_0 . D er deviansen under alternativ og null hypotesen (SAS 1996).

Modellen ble tilpasset tapstall for sau og tamrein. For sau ble det som tapstall og antall individ sluppet på beite, X_{it} og N_{it} , brukt totale tap i henhold til tall fra organisert beitebruk. Resultatene ble som vist i Tabell 1. Effekten av avskytning (parameteren c) ble overraskende nok positiv men var ikke statistisk signifikant. Dette resultatet må betraktes som en til-

feldighet som følge av stor naturlig variabilitet i dataene. Basert på deviansen under valgt modell for tap av sau var variansen til responsvariabelen 13.45 ganger større enn forventet hvis binomisk modell hadde vært riktig. I tillegg analyserte vi tapstallene oppdelt i tap til jerv og gaupe fra data i innsendte søknader om erstatning. Videre ble samme modell tilpasset til data for henholdsvis antall søyer og lam tapt ut av antall sluppet men dette gav heller ingen signifikante effekter. Tilsvarende analyser ble gjort for tapstall for tamrein oppdelt i henholdsvis totaltap (Tabell 2), bare tap av kalv, og tap av voksne individer i forhold til den registrerte avgangen av jerv og gaupe.

Generelt må vi konkludere med at denne type romlige tidsserier i tapsfrekvenser ser ut til å gi svært lite informasjon om hvilken effekt uttak av rovdyr som jerv og gaupe har på tapstallene i etterfølgende beitesesong. Det må antas at effekter som meget vel kan være tilstede er maskert av naturlig variasjon i dataene. Forvaltningen må derfor i stedet basere sine beslutninger på mer teoretiske betraktninger rundt hvilken reduksjon i tetthet av jerv og gaupe og antatt tilsvarende reduksjon i tapstall en må forvente basert på a priori generell økologisk teori.

Tabell 1.

Parameter estimater og standardfeil (korrigert for overdispersjon) under tilpasset modell for totale tap av sau (søyer og lam). - Estimert overdispersjons (devians / residual degrees of freedom) ble 13.45

Parameter	Estimat	Standardfeil	F-verdi	p-verdi
Intercept (a)	-2.25	0.04		
Lokalt tap ved tid t-1 (b_1)	1.87	0.45		
Tap i naboreg. ved tid t-1 (b_2)	-0.08	0.47		
Effekt av uttak av rovdyr (c)	0.0012	0.0043	0.0032	0.95

Tabell 2.

Parameter estimater under tilpasset modell for totale tap av tamrein (kalv og voksne) - Estimert overdispersjons (devians / residual degrees of freedom) ble 9.10.

Parameter	Estimat	Standardfeil	F-verdi	p-verdi
Intercept (a)	-1.36	0.12		
Lokalt tap ved tid t-1 (b_1)	1.62	1.05		
Effekt av uttak av rovdyr (c)	-0.017	0.021	0.55	0.46

Appendiks 4.

Statistisk modell for effekt av ynglinger og hiuttak (se kapittel 5).

Tapstallene ble analysert som følger. La X_{it} og N_{it} være henholdsvis antall individer tapt og sluppet på beite i region i i år t . Generelt er det naturlig å anta at variabelen X_{it} , antall individ tapt, i et gitt år er binomisk fordelt med parametere $p_{i,t}$ og N_{it} , hvor $p_{i,t}$ er den underliggende sannsynligheten for at et individ som er sluppet på beite går tapt. Denne tapssannsynligheten vil kunne være påvirket av ulike faktorer, bl.a. avgang av rovdyr forut for beitesesong. Det er rimelig å tro at utviklingen i p_{it} tildels reflekterer den underliggende populasjonsdynamiske utviklingen i tid og rom til totalbestanden av ulike rovdyrtyper. Denne underliggende dynamiske prosessen i bestanden vil føre til temporær og romlig autokorrelasjon i sannsynlighetene for tap $p_{i,t}$. For å korrigere for dette er det nødvendig også å inkludere tap-sannsynlighetene i samme region året før som en kovariat i modellen på samme måte som i en standard autoregressive modell. Fordi \hat{p}_{it} ikke er direkte observerbar brukte vi istedet de observerte tapsfrekvensene $p_{i,t} = X_{i,t}/N_{it}$. For å sikre at predikerte sannsynligheter for tap under tilpasset modell ligger i intervallet fra 0 til 1 modellerer vi logit til tapsannsynlighetene som et lineært uttrykk⁶ av parametere og kovariater som følger

$$\text{logit}(p_{it}) = a_i + b_1 \hat{p}_{i,t-1} + c_h h_{it} + c_r r_{it},$$

hvor parameteren b_1 uttrykker i hvilken grad tapsannsynligheten $p_{i,t}$ er påvirket av tapene i året før lokalt. I tillegg er variabelen h_{it} som indikerer hvorvidt det er observert yngling i år t i region i tatt med som en forklaringsvariabel. Parameteren c_h representerer i hvilken grad tapene er høyere i år og regioner med yngling. Parameteren c_r representerer i hvilken grad tapstallene påvirkes av antall rovdyr som er tatt ut forut for beitesesong i sesong t , r_{it} . Det vil her derfor være interessant å teste nullhypotesen at $c=0$ i mot alternativ hypotese at $c<0$, d.v.s. at avgang av rovdyr reduserer tapstallene. Parametrene a_1, a_2, \dots, a_n representerer det generelle tapsnivået i hver region i .

I denne type binomiske fordelte data finner en ofte såkalt overdispersjon (responsvariabelen X_{it} har større varians enn under binomisk modell) og dette må korrigeres for ved testing av alternative modeller og ved beregning av standardfeil. For tilstrekkelig store data sett kan det vises at testobservatoren $[D(H_0) - D(H)] / (n - n_0) / [D(H_0) / r_0]$, er tilnærmet F-fordelt under H_0 med $n - n_0$ og r_0 frihetsgrader. D er deviansen under alternativ og null hypotesen⁷.

Modellen ble tilpasset tapstall for sau fra 9 ulike områder. Som tapstall og antall individ sluppet på beite, X_{it} og N_{it} , ble det brukt totale tap i henhold til innrapporterte tall (...) Resultatene ble som vist i Tabell 1. Estimert av effekten av hiuttak (parameteren c_r) ble negativt men var ikke statistisk signifikant forskjellig fra null. Dette resultatet kan derfor godt

være en tilfeldighet som følge av stor naturlig variabilitet i dataene, men det kan heller ikke utelukkes at hiuttak fører til reduserte tap. Effekten at aktiv yngling (c_h) ble estimert til å være negativ (motsatt av forventet), men heller ikke dette var statistisk signifikant.

I likhet med analysene gjort for data fra troms for tap av sau og tamrein til jerv og gaupe må vi generelt konkludere med at denne type romlige tidsserier i tapsfrekvenser ser ut til å inneholde for store variasjoner og gir dermed svært lite informasjon om hvilken effekt uttak av rovdyr som jerv og gaupe har på tapstallene i etterfølgende beitesesong.

Tabell 1.

Parameter estimater og standardfeil (korrigert for overdispersjon) under tilpasset modell for totale tap av sau (søyer og lam). - Estimert overdispersjons (devians / residual degrees of freedom) ble 1372/53=25.88

Parameter	Estimat	Standardfeil	F-verdi	p-verdi
Intercept (a)	-2.46	0.28		
Lokalt tap ved tid t-1 (b_1)	2.58	1.57		
Effekt av lok. yngling (c_h)	-0.081	0.091	1.139	0.25
Effekt av hi-uttak jerv (c_r)	-0.096	0.198	0.234	0.63

Appendiks 5. RNB02 –Jaktleie – DN-rapport ulv-elg

Bakgrunn

I St. prp nr 1 (2000-2001) side 42, heter det at Miljøvern-departementet, i samarbeid med aktuelle organisasjoner, skal utrede mulighetene for å etablere en prøveordning der staten tilbyr å leie jaktrett innenfor reviområder for familiegrupper av ulv. Siktemålet med prøveordningen er å redusere konflikter i forhold til jaktrettshavere i forbindelse med forvaltning av ulv i Norge.

NORSKOG ble i oppstartsfasen gitt i oppdrag å gjennomføre en omfattende forundersøkelse. Forundersøkelsen tok sikte på å kartlegge hvor mange vald i disse områdene som kunne være interessert i å inngå avtale om bortleie av jaktrett. Dette var nødvendig for å kunne anslå hvor mye en fullskala jaktleie vil koste staten.

Forundersøkelsen ble innledet av en omfattende informasjonsskampanje i nasjonale og regionale aviser. Annonseteksten oppfordret interesserte vald til å ta kontakt med NORSKOG innen en fastsatt frist. På bakgrunn av tilbakemeldinger er det grunn til å anta at en fullskala leie (leie av storvilt- og småvilt-jakt samt kompensasjon for tapte inntekter fra leie av hytte, guiding og lignende) vil kunne overstige 7 mill. kr. pr. år.

I revidert nasjonalbudsjett (Innst.S.nr 325(2000-2001)), ble det bevilget kr 500.000,-. Det skulle i første omgang iverksettes en prøveordning med statlig leie av elgjakt blant et utvalg av jaktrettshavere. Prøveordningen var tenkt videreført i 2-3 år med sikte på en grundig gjennomgang av erfaringer knyttet til ordningen i forbindelse med ny Stortingsmelding om rowiltpolitikken i løpet av 2003.

På denne bakgrunn ble det høsten 2001 bestemt at det for jaktåret 2001-2002 skulle iverksettes en prøveordning gjeldende for leveområdet for Koppangflokken. Jaktrettshaverne innenfor leveområdet for Koppangflokken ble kontaktet og oppfordret til å søke. Oppfordringen ble sendt til 8 jaktfelt/vald. Det kom inn 7 søknader fra jaktfelt/vald. Full kompensasjon til alle som meldte sin interesse ville beløpe seg til ca 1,7 mill kroner.

Det ble plukket ut 4 jaktfelt/vald som deltakere i forsøksprosjektet. Disse fire var:

Sameiet Nordstu-Koppang Bruk	Stor Elvdal
Koppang utmarksområde B-grunneiere	Stor-Elvdal
Atneosen Utmarksområde	Stor-Elvdal
Hanested Utmarkslag	Rendalen

Disse grunneiere ble valgt fordi en ville forsøke å få med flest mulig jaktfelt/vald samtidig som det var spredning i arealstørrelse. Dette vil bidra til at en fikk størst mulig erfaringsmateriale.

8 Statens leie av elgjakt

Det ble tatt utgangspunkt i en elgstamme uten predasjon av ulv. Leie ble derfor beregnet med utgangspunkt i et snitt av felt elg i årene fra og med 1986 til og med 1995. Disse årene ble valgt fordi elgbestanden da var stabil, samtidig som den var relativt upåvirket av ulv.

Når det gjelder fordeling på kjønn og alder ble faktisk felling lagt til grunn. Interesserte grunneier/jaktrettshaver ble oppfordret til å opplyse om dette ved å fylle inn disse data i kontraktsformularet. Statistisk Sentralbyrås utregning av gjennomsnittsvekter ble lagt til grunn for hver kategori dyr. Kiloprisen ble fastsatt til kr 70,- ekskl. moms, som ble forutsatt å være i samsvar med vanlig markedspris i det aktuelle området.

Leien ble beregnet ut fra følgende formel:

Gjennomsnittlig kg felt vilt i årene fra og med 1986 til og med 1995 x kr 70,- pluss moms
 - Beregnet utbytte i kg av årets jakt (gjennomsnittsvekter beregnet av SSB) x 70,- pluss moms
 = Kompensasjonsutbetaling

Avtalen inngått med det enkelte jaktfelt/vald forutsatte at det for det enkelte år blir bevilget midler. Dersom det ikke bevilges midler ansees avtalen oppsagt uten ytterligere underretning til avtalepartene. Dersom bevilgingene blir redusert tok vi forbehold om å kunne vurdere hvordan midlene skal fordeles mellom de vald/jaktlag som er med på forsøksordningen.

Da de tildelte midler skulle være en kompensasjon for redusert elgbestand som en følge av ulvepredasjon, ble det ikke stilt betingelser i forhold til bruk av de tildelte pengebeløp.

På alle tildelinger ble det gitt vanlig klagerett. En søker påklaget avslaget om kompensasjon. Klagen var begrunnet med at bevilgingene burde vært så store at det kunne gis full kompensasjon til alle grunneiere innenfor leveområdet til Koppangflokken. Klagen ble behandlet av Miljøvern-departementet, men ikke gitt medhold.

Når det gjelder rapporteringsplikt står det følgende i kontrakten:

Når det gjelder rapporteringsplikten vil vi at rettighets-haver utarbeider en rapport hvor positive og negative sider ved prøveordningen belyses. Rapporten skal inneholde følgende momenter:

- Årets jaktkvote

- Årets felling fordelt på alder og kjønn
- Generell beskrivelse av elgbestanden (minkende/økende/-bestandssammensetning og lignende)
- Jaktform (bandhund/løshund osv)
- Tidligere benyttede jaktformer
- Observasjoner eller andre sportegn etter ulv
- Eventuelle tiltak for å dempe virkningen av predasjon fra ulv
- Andre forhold enn ulv som kan tenkes å virke inn på elgbestanden
- Forhold ved forsøksordningen som kan forbedres

Det tas forbehold om at rapporteringsplikten kan utvides også til andre forhold. Rapporten må være sendt senest 4 uker etter jakttidens slutt.

Erfaringer fra forsøksperioden

Vi har fått rapport fra 3 av de 4 jaktfeltene/valdene. Rapportene viser ikke et entydig bilde av elgbestandens utvikling. Atneosen utmarksområde, som hadde fellingstillatelse på til sammen 7 dyr, kan rapportere om en økende bestand av elg. De fleste elgkuer med kalv, ofte både tvilling og en sjelden gang trillingkalver. Det var også relativt bra med store okser. Dyrene var i godt hold. Det samme bilde synes å tegne seg i Hanestad utmarkslag.

Sameiet Nordstu-Koppang bruk, som hadde en kvote på 2 eldre dyr, kunne vise til en svak nedgang i bestanden. Dette har vært tendensen i alle fall siden 1997. Det observert lite ungdyr i området. Alle som har rapportert har felt det antall dyr det er gitt fellingstillatelse på.

Når det gjelder ulvebestanden i området, er denne nå redusert til 2 dyr. Sannsynligvis en tisper med unge. Kjønnnet til ungen er noe usikkert. Antallet kan stemme med de observasjoner som er gjort i felt av jegere. Det fremgår at sportegn er sjeldnere nå en tidligere og at det også synes som om ulvepredasjon på elg er redusert i forhold til tidligere år.

Når det gjelder muligheten for å forebygge at ulv tar elg, synes mulighetene begrenset. Atneosen utmarkslag som er den søker som har fått mest i kompensasjon kjørte tidligere opp traseer slik at elg kunne forflytte seg lettere i terrenget. Dette har de sluttet med fordi ulven bruker de samme traseer. Det er samarbeidet med nabojaktfelt/vald med sikte på å fastsette kvoter som er tilpasset ulvens predasjonstrykk. Lagene som deltar i prøveordningen ser få andre muligheter til å redusere predasjonstrykket enn å redusere eller fjerne ulvebestanden.

Rapporten viser at det synes å være en positiv holdning til forsøksordningen. Det pekes imidlertid på at ordningen bør utvides til å gjelde flere områder og at kompensasjonsordningen bør ta opp i seg flere kriterier. Småviltjakt nevnes spesielt.

Det er lokalt liten forståelse for at et jaktvald/jaktfelt får kompensasjon, mens et annet tilgrensende jaktvald/jaktfelt ikke får den samme økonomiske støtten, til tross for at det foreligger et dokumenterbart økonomisk tap også hos dem. Dette kan lokalt sette et ellers godt naboskap på en hard prøve. Når dette likevel aksepteres er det fordi en har en forventning om likebehandling etter endt forsøksperiode.

DN mener at forsøksordningen fungerer godt som konflikt-dempende tiltak. Hvorvidt ulven blir mer akseptert i lokalsamfunnet er vanskelig å finne grunnlag for å uttale seg om. Men det er grunn til å anta en kompensasjon vil ha en positiv virkning, i alle fall blant de som mottar midler gjennom ordningen.

Når det gjelder lagenes holdninger til alternativene ulv/ kompensasjon eller ingen ulv/ ingen kompensasjon, er det vanskelig å uttale seg sikkert: På bakgrunn av rapporteringene har vi imidlertid en viss følelse av at et ulvefritt område er et primærønske. Det er f.eks få jaktlag i området som tar sjansen på å jakte med løshund.

DN har imidlertid i dag de samme innvendinger mot forsøksordningen som vi hadde ved opprettelsen. Innvendingen går på at det prinsipielt er feil å betale kompensasjon for at en art utøver sine naturlige instinkter og som en følge av dette predaterer på andre viltarter. Viltet er eiendomsløst og vi betaler således en form for erstatning som ingen har et juridiske krav på.

Vi er klar over tiltakets konflikt-dempende virkning. Problemet er imidlertid at ordningen kan sette standard for en del andre områder og i alle fall på sikt gjøre oppfølging av rovdyrs rettigheter i tråd med internasjonale konvensjoner til et økonomisk spørsmål i større grad enn det er i dag.

Det finnes i dag mennesker som blir skadelidende av vilt uten at det gis erstatning. Det kan i denne forbindelse nevnes gåseskader ved hekke og rasteplasser og beiteskade forårsaket av hjortevilt. Det er vanskelig å forsvare ordningen med kompensasjon for ulvepredasjon når det ikke betales kompensasjon for skade på næring. Argumentet bygger på at det er større likhetspunkter mellom gåseskade og tap av husdyr på beite enn ulvens predasjon på elg og andre erstatningsordninger i viltforvaltningen.

På den annen side har opprettelsen av forsøksordningen skapt en viss forventning om at ordningen skal vare de gjenstående 2 år av forsøksperioden på til sammen 3 år. Dette til tross for at alle deltakere i forsøket er gjort oppmerksom på at forsøket står og faller på de årlige bevilningene.

Konklusjon

Om ordningen skal videreføres vil vi sterkt anbefale at det bevilges tilstrekkelig midler til å gi kompensasjon til alle søkere innenfor koppangflokkens leveområde. Vi understreker at 1,7 mill er et ca. tall.