

014

# FAGRAPPORT

Bjørn og sauehold:  
Er det mulig å nå  
Roviltmeldingens målsettinger?

Jens Thomas Sagør  
Jon E. Swenson  
Eivin Røskaft



NINA • NIKU



UNIVERSITETET I TRONDHEIM  
SENTER FOR MILJØ OG UTVIKLING

NINA Norsk institutt for naturforskning

# Bjørn og sauehold: Er det mulig å nå Roviltmeldingens målsettinger?

Jens Thomas Sagør  
Jon E. Swenson  
Eivin Røskaft



UNIVERSITETET I TRONDHEIM  
SENTER FOR MILJØ OG UTVIKLING

**NINA Norsk institutt for naturforskning**

## NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

### NINA Fagrapport NIKU Fagrapport

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

Opplag: Normalt 300-500

### NINA Oppdragsmelding NIKU Oppdragsmelding

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

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

### Temahefter

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

Opplag: Varierer

### Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Sagør, J.T., Swenson, J.E. & Røskaft, E. 1995. Bjørn og sauehold: Er det mulig å nå Rowiltmeldingens målsettinger?- NINA Fagrapport 014:1-20.

Trondheim, desember 1995

ISSN 0805-469X  
ISBN 82-426-0625-0

Forvaltningsområde:  
Viltøkologi  
Wildlife ecology

Copyright ©:  
Stiftelsen Norsk institutt for naturforskning  
og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Design og layout:  
Klaus Brinkmann  
NINA, Oslo

Sats: NINA

Trykk: Melsom A/S, Torp

Opplag: 400

Trykt på miljøpapir!

Kontaktadresse:  
NINA  
Tungasletta 2  
N-7004 Trondheim  
Tel.: 73 580 500

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 11308

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:  
Direktoratet for naturforvaltning  
Statens Naturvårdsverk  
Svenska Jägareförbundet  
WWF- Världsnaturfonden Sverige

## Referat

Sagør, J.T., Swenson, J.E. & Røskaft, E. 1995. Bjørn og sauehold: Er det mulig å nå Rovviltmeldingens målsettinger? - NINA Fagrapport 014:1-20.

Brun bjørn (*Ursus arctos*) er regnet som en sårbar dyreart i Norge. Forekomster av bjørn finnes i hovedsak nær grensen til våre naboland. En nasjonal plan for forvaltning av de store rovdyrene, deriblant bjørn, ble vedtatt i 1992. Regjeringens hovedmålsetting var å sikre levedyktige bestander av bjørn i Norge. Dette skulle i hovedsak gjøres innenfor fem "kjerneområder" langs riksgrensen. De siste bestandsestimat indikerer at vi i dag ikke har noen levedyktig bestand av bjørn, noe som må bety at regjeringens hovedmålsetting i praksis er å reetablere bestander av bjørn. Et annet mål for regjeringen er å begrense skader forårsaket av bjørn.

Skader forvoldt av bjørn er i hovedsak knyttet til predasjon av sau (*Ovis aries*). Konflikten mellom bjørn og sau har økt de siste årene. I dette studiet har vi sett på om det er realistisk å nå de politiske målene om reetablering levedyktige bestander av bjørn i Norge, og samtidig begrense bjørneskader på sau. Våre studieområder ligger innenfor kjerneområdene for bjørn.

Tapet av sau på beite økte betraktelig i løpet av studieperioden 1981-1993. Den skandinaviske bjørnepopulasjonen (hovedsakelig bjørn i Sverige) økte årlig med 1.5% i samme periode. Vi fant en signifikant positiv sammenheng mellom det estimerte antall bjørn i de skandinaviske subpopulasjonene og tap av søyer på beite i begge studieområdene. Ingen slik sammenheng var å finne i nærliggende kontrollområder (områder antatt å være uten bjørn). Vi fant ingen sammenheng mellom antall søyer på beite og antall søyer tapt.

Tilsyn av sau og felling av skadegjørende bjørn er i hovedsak de tapsreducerende tiltakene forvaltningen har satt inn. Tilsyn har ikke gitt noen påvisbar tapsreducerende effekt. Sannsynligvis skyldes dette at sauene går fritt og spredt over store områder. Det kan ikke statistisk påvises at felling av skadegjørende bjørn har hatt effekt på tapet av søyer året etter felling. Årsaken til dette er sannsynligvis at uttaket av bjørn er mindre enn innvandringen av bjørn fra Sverige. Et større uttak er ikke forenlig med den politiske målsettingen.

De politiske målsettingene synes vanskelig å gjennomføre under dagens forhold. Tapet av sau vil sannsynligvis fortsette å øke i årene framover dersom dagens metoder for sauehold innenfor kjerneområdene ikke endres. Det er mulig at opprettelse av felles beitearealer der sauene beiter tettere og med et intensivt tilsyn, eventuelt med bruk av vokterhunder kan redusere tapet av sau. Alternativt må sau flyttes ut av de prioriterte områdene for reetablering av bjørn. Dette kan medføre at enkelte brukere må legge om til annen gårdsdrift.

## Abstract

Sagør, J.T., Swenson, J.E. & Røskaft, E. 1995. Brown bears and domestic sheep: Is it possible to reach the stated political goals? - NINA Fagrapport 014:1-20.

The brown bear (*Ursus arctos*) is considered to be a vulnerable species in Norway, and is concentrated near the borders of neighbouring countries. The main goal of a national management plan for the bear, adopted in 1992, was to ensure viable bear populations within five core areas along the border. Based on new knowledge, the goal has changed to reestablishing a functionally extinct bear population. A second goal was to limit the damage caused by bear on grazing sheep (*Ovis aries*) on open range, which has increased over the last few years. In this study we have examined the possibility of reaching both these political aims.

Sheep losses on our two study areas within bear core areas rose considerably during the study period, 1981- 1993, when the Scandinavian bear population (mostly in Sweden) increased on average of 1.5% each year. We found a significant correlation between the estimated number of bears in the subpopulations and the loss of grazing ewes in both areas. No such relationship was found in the control areas (considered to be without bears) adjacent to the study area. We found no relationship between number of ewes lost and number of ewes grazing. Killing of bears causing damage had no effect on the number of ewes lost during the following season, probably because the number of bears killed in Norway was less than the number of bears immigrating from Sweden. Killing more bears is also not compatible with the political aims of the management plan.

Tending sheep and killing damage-causing bears are the main loss-reducing practices currently in use. Tending sheep has had no documented loss-reducing effect. This is probably because the sheep wander and are spread freely over large areas. Killing of bears causing damage had no effect on the number of ewes lost during the following season, probably because the number of bears killed in Norway is less than the number of bears immigrating from Sweden. Killing more bears is not compatible with the political aims of the management plan.

It is difficult to reach the political goals under the current situation. The loss of sheep will probably continue to increase unless changes are made in sheep farming methods in the core areas. The establishment of common grazing areas where sheep graze more densely under intensive supervision, and perhaps using livestock-guarding dogs, might reduce the loss of sheep. Alternatively, bears and sheep must be separated, with sheep moved out of the areas set aside for the reestablishment of bears.

## Forord

Denne rapporten bygger i hovedsak på Jens Thomas Sagør sin hovedfagsoppgave ved Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim. Rapporten er et samarbeid mellom Senter for miljø og utvikling (SMU), Universitetet i Trondheim og Norsk institutt for naturforskning.

Vi vil rette en stor takk til Michael Jones og Jørund Aasetre ved SMU og sensor Morten Ekker ved Direktoratet for naturforvaltning, for nyttige kommentarer til rapporten.

Trondheim desember 1995

Jens Thomas Sagør

## Innhold

	side
<b>Referat</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>3</b>
<b>Forord</b> .....	<b>4</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>5</b>
1.1 Historikk .....	5
1.2 Diskusjon av politiske målsettinger .....	5
1.3 Målsettinger og hypoteser.....	6
<b>2 Metode</b> .....	<b>7</b>
2.1 Studieområde og utvalg .....	7
2.2 Statistiske analyser .....	8
2.3 Tapsreducerende tiltak.....	6
<b>3 Resultater</b> .....	<b>9</b>
3.1 Sammenhenger mellom tap av søyer og antall søyer på beite/antall bjørn .....	9
3.2 Felling av bjørn .....	9
3.3 Forebyggende tiltak.....	12
<b>4 Diskusjon</b> .....	<b>14</b>
4.1 Betydningen av antall søyer eller antall bjørn for tap av søyer på beite.....	14
4.2 Felling av bjørn .....	14
4.3 Forebyggende tiltak.....	15
4.4 Diskusjon av gjennomføring av de forebyggende tiltak og erfaringer fra andre land.....	15
4.3 Forebyggende tiltak.....	15
<b>5 Konklusjon og konsekvenser for forvaltningen</b> .....	<b>18</b>
<b>6 Litteratur</b> .....	<b>19</b>
<b>Brevreferanser</b> .....	<b>20</b>



# 1 Innledning

## 1.1 Historikk

Bjørnen (*Ursus arctos*) var inntil forrige århundre utbredt over de fleste områder i Norge og Sverige (Collett 1911-1912, Lönnberg 1929), og sammenlignet med i dag var det store bjørnepopulasjoner i disse to landene. Swenson m. fl. (1994) anslår at antall bjørn i Norge og Sverige henholdsvis var 3100 og 1600-1700 rundt 1850. I begge land opplevde man imidlertid en dramatisk nedgang i bjørnepopulasjonene fram mot århundreskiftet (Swenson m. fl. 1994). Nedgangen i den norske bjørnepopulasjonen var et resultat av menneskelig etterstrebelse. Bjørnen var, som andre store rovdyr, i direkte konflikt med husdyrhold, og dette resulterte i et nesten fullkomment forsøk på å utrydde arten. Innførsel av statlige skuddpremier i Sverige i 1647 og Norge i 1733 økte antall fellinger av bjørn (Swenson m.fl. 1995). De statlige skuddpremiene i Norge ble avskaffet først i 1930, mens lokale skuddpremier virket helt fram til fredningen i 1973. I Sverige ble skuddpremiene avskaffet allerede i 1893, og bjørnen fikk her gradvis større vern fram mot 1927 (Swenson m. fl. 1995). Forskjellen i tidspunktet for avskaffelse av skuddpremiene er trolig hovedårsaken til at det i Sverige overlevde små restpopulasjoner av bjørn, mens arten i Norge var funksjonelt utryddet da de statlige skuddpremiene ble avskaffet i 1930 (Swenson m.fl. 1995).

I dag forvaltes bjørn i Norge med bakgrunn i Stortingsmelding nr. 27 (1991-1992) (Miljøverndepartementet 1992), Rowiltmeldingen. Regjeringens hovedmålsetting er, i følge Rowiltmeldingen, å sikre levedyktige bestander av de store rovdyrartene bjørn, jerv (*Gulo gulo*), ulv (*Canis lupus*) og gaupe (*Lynx lynx*) i Norge. Siden 1965 er det publisert flere ulike bestandsanslag for bjørn. Myrberget (1969) anslo den norske bestanden til å være 25-50 individer rundt 1965. I løpet 1975 og 1976 ble det registrert en økning av bjørneobservasjoner og skader på bufe forvoldt av bjørn. Dette førte til nye bestandsanslag, der antall bjørn ble anslått til å være omtrent 100 dyr (Heggberget og Myrberget 1979). I studier som baserte seg på meldinger om observasjoner av bjørn i perioden 1978-1982, økte dette tallet ytterligere til anslagsvis 157-230 dyr, der 157 var absolutt minimum og 230 sannsynlig minimum (Kolstad m.fl. 1986). Samme metode, men med en strengere vurdering av observasjoner, ga et estimat på 96-123 dyr i perioden 1983-1986 (Sørensen m. fl. 1990). På bakgrunn av estimatene fra Kolstad m. fl. (1986) og nye kunnskaper fra det svensk-norske bjørneprosjektet ble det i Rowiltmeldingen anslått å være omtrent 100 bjørn i Norge i 1992. Det ble imidlertid understreket at dette var et usikkert anslag. Denne usikkerheten var berettiget. Direktoratet for naturforvaltning (DN) antar at det i dag til en hver tid oppholder seg 20-25 bjørn i Norge, hvorav ca. 15 befinner seg i forbindelse med den skandinaviske bestanden (Norge utenom Finnmark) og 6-11 i Finnmark (bestand som er felles med Finland og Russland) (**Brev 1**). Disse tallene er basert på resultatene til Swenson m.fl. (1994), som anslår at det til enhver tid er i gjennomsnitt 14 bjørn i Norge (da er bjørnebestanden som er felles med Russland og Finland lengst nord i landet, ikke regnet med). Totalt antall ulike bjørn som besøker Norge er sannsynligvis større enn dette, da flere bjørner veksler mellom å oppholde seg i Norge og i Sverige (Wabakken & Maartmann 1994).

Konflikter i forbindelse med bjørn i Norge er i hovedsak knyttet til

skader på sau på beite. Denne konflikten har vært tiltagende over flere år. Dette er særlig synliggjort gjennom den oppmerksomhet dette har fått gjennom media (Frafjord 1988). Årsaken til dette er først og fremst et stadig økende tap av sau på beite i områder med forekomst av bjørn (Kvam m. fl. 1993, Bratberg og Kjønberg 1993), men dårlig kommunikasjon og samarbeid mellom miljøvernmyndighetene og landbruksnæringen kan også være medvirkende.

Konflikten mellom bjørn og sau fører i hovedsak til to problemer; 1) det stadig økende tapet av sau som fører til økonomiske tap, samt de psykologiske påkjenninger for de utsatte saueierne i forbindelse med tapet, og 2) at en for stor konflikt mellom sauehold og bjørn, kan føre til illegal avskyting av bjørn (Johnson og Griffel 1982, Jørgensen 1983). Dette er noe uttalelser fra sentrale personer i landbruksorganisasjonene også viser (Trønder-Avisa, 08/07-94 og 01/08-94). En slik illegal avskyting kan gjøre det svært vanskelig å gjennomføre en kontrollert forvaltning av bjørn, spesielt i en reetableringsfase.

## 1.2 Diskusjon av politiske målsettinger

Vi vil i dette studiet se på om de politiske målsettingene i forbindelse med bjørn og de skader den forvolder i forhold til sauenæringen, er gjennomførbare under dagens forhold. Regjeringens hovedmål i forhold til bjørn, er å *sikre bjørnen som en del av norsk fauna* (Rowiltmeldingen, s. 41). Dette skal i hovedsak gjennomføres innenfor såkalte kjerneområder (Rowiltmeldingen), kjerneområdene står i forbindelse med hovedutbredelsesområdet for bjørn i våre naboland (**Brev 2**). Nye bestandsanslag (**Brev 1**, Swenson m.fl. 1994) indikerer at vi i dag ikke har noen levedyktige bestander av bjørn i Norge. Forvaltningspraksisen er i stor grad avhengig av den rådende oppfatning av bestandsnivå. De nye bestandsanslagene medfører at utgangspunktet for dagens forvaltning er forandret. Rowiltmeldingen gir rom for at forvaltningen må tilpasses ny kunnskap om for eksempel bestandsstatus. Regjeringens hovedmålsetting er av den grunn i praksis endret fra en sikring/opprettholdelse til å reetablere en bestand av bjørn i Norge. Den svenske bjørnestammen er imidlertid i vekst, og er i dag på omkring 670 individer (Swenson m. fl. 1994). Reproduksjonssentra for bjørn i Sverige ligger flere steder nært opptil grensa til Norge (Swenson m. fl. 1994) (**figur 1**). Dette betyr at dersom Norge skal reetablere en levedyktig bestand av bjørn vil det være som følge av at utbredelsesområdet for den svenske bjørnebestanden tillates å utvides inn i Norge. I tillegg vil immigrasjon av bjørn fra Finland og Russland ha betydning i nord.

Rowiltmeldingen sier videre at det er et mål å *redusere de konflikter som en levedyktig norsk bestand av bjørn vil kunne forårsake i forhold til andre interesser* (s. 41). I hovedsak tenkes det her på konflikt med sau- og tamreindrift (Rowiltmeldingen). I forbindelse med denne målsettingen kan ordbruken, eller manglende konsekvens av ordbruken i Rowiltmeldingen, skape forvirring. Det er her varierende bruk av ordet *konflikt* kontra *skade*, og å *redusere* kontra å *begrense*.

I kapittel 7.1 (s. 33), i forbindelse med regjeringens hovedmålsetting for alle store rovdyr, står det: "Samtidig skal de *skader* som for-

årsakes av store rovdyr begrenses mest mulig", mens det i kapittel 8.1 (s. 41) om regjeringens hovedmålsetting for bjørn står: "Videre er det et mål å redusere de konflikter som en levedyktig norsk bjørnebestand ....". Konflikt og skade er ikke begrep som nødvendigvis betyr det samme. Konfliktredukerende tiltak kan være tiltak som ikke er tapsredukerende. Gode erstatningsordninger og gode samarbeidsrutiner mellom forvaltningen og næringsorganisasjonene kan være eksempler på slike tiltak. Vi vil allikevel peke på at nivået på de konflikter en levedyktig norsk bjørnebestand kan forårsake i forhold til sauene, i stor grad er avhengig av hvor stor skade den forårsaker. Konflikt kan ikke sees uavhengig av skader på sau, og de siste års økende tap av sau på beite har i stor grad bidratt til et økt konfliktnivå. Vi oppfatter her skader som synonymt med tap av sau. Rowiltmeldingen kan oppfattes som uklar med hensyn til målsettingen om å redusere eller begrense sauetapet. Redusere og begrense tap kan ha synonym betydning, men disse to begrepene kan også ha ulik betydning. Dersom man forventer og/eller tillater en økning av tap av sau på beite med økende antall bjørn i Norge, kan det være et mål å begrense denne økningen mest mulig. Begrensning av tap vil være en relativ reduksjon av tap, mens redusere tap betyr en faktisk reduksjon av tap.

Eksempler fra Rowiltmeldingen og andre offentlige dokumenter, indikerer at det ikke er gjort en presis definisjon på forskjellen mellom begrepene *redusere* og *begrense*. Ved å vise til sitatene ovenfor, hentet fra Rowiltmeldingen, ser en at i kapittel 7.1 brukes begrepet *begrense*, mens *redusere* er brukt i kapittel 8.1. Videre står det i kapittel 8.2 (s. 42) at man kan anta at en vekst i bjørnestammen vil kunne medføre en økning i skader på sau. Med denne antagelsen er det rimelig å si at å begrense vil være det riktige begrepet å benytte. Samtidig står det i kapittel 7.3 (s. 34): "For å redusere skader på husdyr og tamrein". I brev fra DN, 06.06.94, til Fylkesmannen i Nord-Trøndelag står det: "Innenfor kjerneområdene skal skadene forsøkes redusert gjennom tiltak som skal forebygge mot at rovdyr gjør skade" (**Brev 3**). Disse eksemplene viser at det også er vanskelig å finne den eksakte betydningen av innholdet i Rowiltmeldingen med hensyn til dette målet. Sannsynligvis er det riktig å tolke Rowiltmeldingen dit hen at det er "å begrense økningen av tap mest mulig som er målet". Det er imidlertid ikke definert noen grense for hvor stort tap man kan akseptere, eller innen hvilke rammer tapet skal begrenses. Dette er noe vi kommer tilbake til i senere.

Vi vil i dette studiet i hovedsak se på effekten av de tiltak som er satt inn for å redusere, alternativt begrense, tap av sau på beite. Enkelte tiltak kan dog være både tapsredukerende og konfliktredukerende. De tiltak som er iverksatt for å redusere/begrense tap av sau, er i hovedsak 1) "forebyggende tiltak" og 2) felling av bjørn som gjør skade. Ulike former for tilsyn er det forebyggende tiltaket det er satset mest på, men også flytting av sau på beite, bruk av hund, inngjerding av sau og sanking før normalt sanketidspunkt, er tiltak som er utprøvd eller aktuelle for utprøving (Rowiltmeldingen).

### 1.3 Målsettinger og hypoteser

Målsettingen for dette studiet er å diskutere følgende utsagn: "Er det mulig å oppfylle de politiske målsettingen om både en reetablering av bjørn i Norge, og samtidig redusere alternativt begrense tapet av sau på beite"?

En forklaring på økningen i tap av sau i områdene langs svenskegrensen, kan være 1) økt utvandring av bjørn fra Sverige. Alternativt kan det forklares med at 2) en eventuell økning i antall sau på beite, vil føre til at en større andel av sauene dør som følge av sykdom, uhell m.m. Dette kan skyldes økt smitteoverføring av sykdommer og/eller at flere sau i dårlig kondisjon slippes på beite. Ut fra denne problematikken ovenfor utledes to hypoteser:

Hypotese 1):

Det er sammenheng mellom antall sau på beite og omfanget av tap av sau på beite i Nord-Trøndelag og i Hedmark.

Hypotese 2):

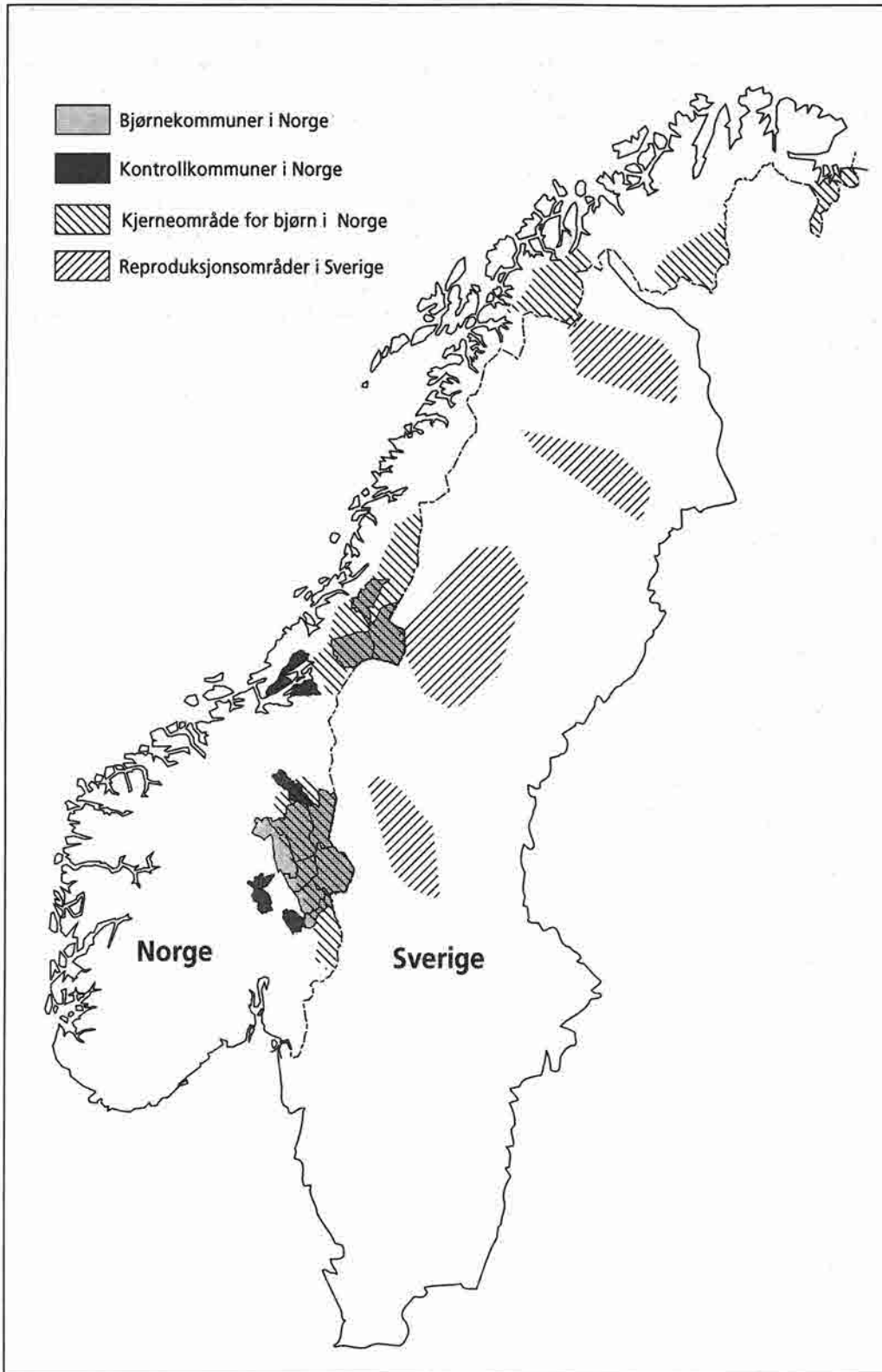
Det er sammenheng mellom størrelsen på den skandinaviske bjørnebestanden og omfanget av tap av sau på beite i Nord-Trøndelag og i Hedmark.

Som tidligere beskrevet er det i hovedsak to ulike forvaltningsmessige tiltak som er satt inn for å redusere tap av sau på beite; 1) forebyggende tiltak og 2) felling av skadegjørende bjørn. Tilskudd til gjennomføring av forebyggende tiltak er prioritert til de vedtatte kjerneområdene for de store rovdyrene (Rowiltmeldingen). Effekten av de forebyggende tiltakene er oppsummert av miljøvernvedlingene hos fylkesmennene. Vårt studie prøver å gi en samlet vurdering av effektene av disse. Hensikten med å felle skadegjørende bjørn er at skadeomfanget på sau skal reduseres (kapittel 7.3, s. 34, i Rowiltmeldingen). Det er rimelig å anta at felling av bjørn har en akutt effekt dersom rette skadevolder felles, men det kan stilles spørsmålsteget ved effekten på lengre sikt. Vi vil derfor gjennom statistiske analyser, vurdere effekten av felling på lang sikt. Ut fra dette utledes følgende hypotese:

Hypotese 3):

Felling av skadegjørende bjørn, i samme omfang som i perioden 1981-1993, reduserer tapet av sau på beite året etter felling.

Det vil bli gjort en sammenligning mellom kommuner som har hatt gjentatte skader forvoldt av bjørn (bjørnekommuner), med nærliggende kommuner uten slike skader (kontrollkommuner). Bjørnekommunene omfatter tre kommuner i Nord-Trøndelag og syv kommuner i Hedmark, mens kontrollkommunene omfatter tre kommuner i Nord-Trøndelag og fire kommuner i Hedmark/Oppland.

**Figur 1**

Viser kjerneområder for bjørn i Norge, bjørnekommuner, kontrollkommuner og kjerneområdene for reproduksjon av bjørn i Sverige. - The core areas for bear in Norway, the bear areas, the control areas and the core areas for bear reproduction in Sweden.

## 2 Metode

### 2.1 Studieområde og utvalg

Kommunene som omfattes av studiet er delt inn i "bjørnekommuner" og "kontrollkommuner" i to områder: Nord-Trøndelag og

Hedmark/Oppland (**figur 1**). Bjørnekommuner er definert som kommuner hvor det er blitt erstattet mer enn 25 søyer som følge av bjørneskade i perioden 1982-1993, og som ligger, helt eller delvis, innenfor grensene til de vedtatte "kjerneområdene" for bjørn (**Brev 2, figur 1**). Kontrollkommunene ligger helt eller delvis utenfor kjerneområdene for bjørn (**figur 1**), og det er ikke blitt erstattet søyer som følge av bjørneskade i disse kommunene i løpet av samme periode.



Erstatningstallene er hentet fra DN's arkiver. Utvalget omfatter kun søyer, for i så stor grad som mulig å kunne utelukke tap forårsaket av gaupe og jerv, som prefererer lam (DN's erstatningsoversikt 1991-1993). Mye tyder også på at bjørn prefererer søyer (Kvam m. fl. 1995). Antallet kontrollkommuner i de to studieområdene er valgt ut slik at antall søyer på beite totalt er omtrent likt i kontrollkommunene og i de tilhørende bjørnekommunene. I så stor grad som mulig er kommuner som ligger tett opptil kjerneområdene for bjørn valgt ut som kontrollkommuner. Dette er gjort for at kontrollkommunene og bjørnekommunene skal være så like som mulig med hensyn til andre variabler enn antall bjørn og antall søyer på beite, som kan påvirke tapet av søyer på beite. Eksempler på slike variabler er topografi og giftige planter. Det er ikke kontrollert for disse variablene i studiet. Kommuner som har hatt 1-25 søyer erstattet på grunn av bjørneskader i denne perioden er ikke tatt med i studiet.

Bjørnekommuner er Snåsa, Lierne, Namsskogan i Nord-Trøndelag og Våler, Elverum, Trysil, Åmot, Stor-Elvdal, Rendal, Engerdal i Hedmark. Kontrollkommuner er Leksvik, Levanger, Verran i Nord-Trøndelag og Stange, Tolga i Hedmark og Lillehammer, Gjøvik i Oppland.

Utvalget av sau er basert på tall fra organisasjonen "Organisert beitebruk", som omfatter 75%-100% av saueeierne i de berørte fylkene. De statistiske analysene omfatter totaltapet av søyer på beite. Ved å se på totaltapet kan man se bort i fra om tapene er et resultat av bjørneskader eller ikke. Antall bjørn er basert på bestandssanslagene for den skandinaviske bjørnebestanden i Swenson m. fl. (1994), som anslår bestanden i midtre deler av Skandinavia til 318 individer i 1993, og bestanden i sørlige deler av Skandinavia til 151 samme år. Midtre deler av Skandinavia vil heretter bli omtalt som MDS, mens sørlige deler vil bli omtalt som SDS. Bjørneforekomster i Nord-Trøndelag er en del av bestanden i MDS, mens forekomster i Hedmark er en del av bestanden i SDS. Antall bjørn i perioden 1981-1993 er beregnet ut i fra en gjennomsnittlig årlig vekst i begge bestandene på 1,5% (Swenson m. fl. 1994).

## 2.2 Statistiske analyser

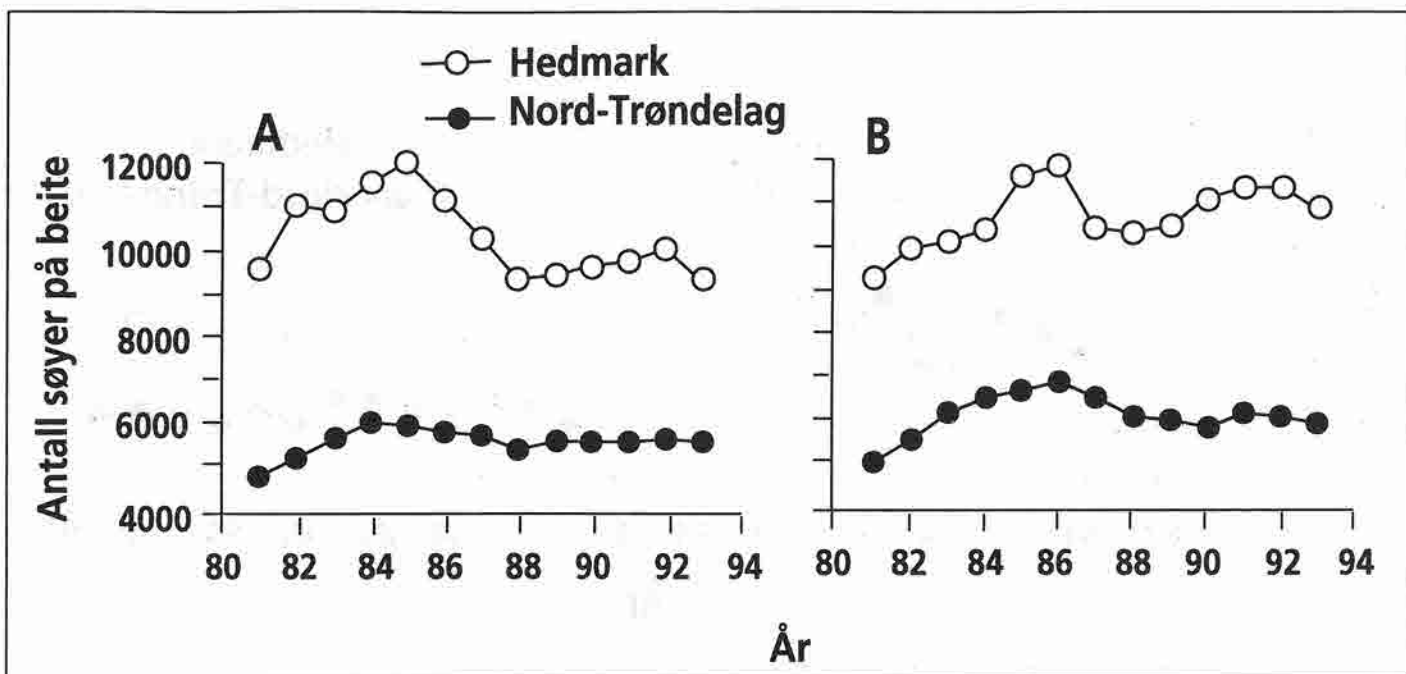
Prosentvis tap av sau i forhold til antall sau på beite, kan ikke analyseres med korrelasjonsanalyser på grunn av autokorrelasjon, prosentvis tap vil være en funksjon av antall søyer på beite (Eberhardt 1970). For å kunne si noe om hvorvidt antall søyer på beite forklarer variasjonen i antall søyer tapt, ble stigningstallet for regresjonslinjen for antall søyer tapt, i forhold til antall søyer på beite, sammenlignet mellom bjørnekommuner og kontrollkommuner. Dette ble gjort ved å teste for interaksjonstermen i en kovariansanalyse (ANCOVA). Hvis antall søyer på beite er den avgjørende variabelen, vil stigningstallet på denne regresjonslinjen ikke variere mellom bjørnekommunene og kontrollkommunene.

Det ble brukt partiell korrelasjon for å teste sammenhengen mellom antall søyer på beite mot antall søyer tapt, og antall bjørn mot antall søyer tapt. For å vise effekten av antall bjørn på prosentvis tap av søyer, ble det brukt regresjonsanalyser. Dette gir også mulighet for å analysere effekten av felling av bjørn i forhold til prosentvis tap (se nedenfor).

## 2.3 Tapsreducerende tiltak

Effekten av å felle skadegjørende bjørn ble testet ved om det var forskjell i residualene fra regresjonslinjen for prosentvis tap av søyer i forhold til antall bjørn for år etter felling, sammenlignet med andre år. Til dette ble det benyttet enveis t-test.

Vurderingen av effekten av de forebyggende tiltakene baserer seg på rapporter innhentet fra enkeltkommuner og fra fylkesmannen i Nord-Trøndelag og Hedmark. Rapportene gir en oversikt over hvilke tiltak som er gjennomført i de ulike kommuner /fylker, og vurderinger av effekten av tiltakene. Internasjonal litteratur som omhandler ulike forebyggende tiltak underbygger diskusjonen om effekten av slike tiltak i Norge.



**Figur 2**

Antall søyer på beite i bjørnekommunene (A) og kontrollkommunene (B) i perioden 1981-1993. - The number of ewes grazing in bear areas (A) and control areas (B) during 1981-1993.

## 3 Resultater

### 3.1 Sammenhenger mellom tap av søyer og antall søyer på beite/antall bjørn

Antall søyer på beite i bjørnekommunene i Hedmark økte fram til 1985, deretter fulgte en betydelig reduksjon fram mot 1993 (**figur 2**). I kontrollområdene i Hedmark/Oppland var det en svak økning i løpet av studieperioden, med en topp i 1985-86 (**figur 2**). I Nord-Trøndelag var antall søyer på beite relativt stabilt både i kontrollkommunene og i bjørnekommunene i samme periode (**figur 2**). Tallet av søyer på beite i bjørnekommunene økte betraktelig både i Nord-Trøndelag og Hedmark, mens tallet i kontrollkommunene var relativt stabilt (**figur 3**). Den samme tendensen ble observert for prosentvis tap, som økte fra 1,8% til 9,3% i Nord-Trøndelag's bjørnekommuner, og fra 1,6% til 6,3% i bjørnekommunene i Hedmark (**figur 4**). I kontrollkommunene varierte prosentvis tap lite (**figur 4**).

I bjørnekommunene i Nord-Trøndelag var det en statistisk signifikant positiv sammenheng mellom antall bjørn i MDS, og *antall søyer tapt* på beite (**tabell 1**). Ingen slik sammenheng var å finne i kontrollkommunene. Det ble ikke funnet en signifikant sammenheng mellom antall søyer på beite og antall søyer tapt i bjørnekommunene i Nord-Trøndelag, men en slik sammenheng ble funnet i kontrollkommunene (**tabell 1**).

I Hedmark's bjørnekommuner var det en signifikant positiv sammenheng mellom antall bjørn i SDS og antall søyer tapt på beite (**tabell 2**). I kontrollkommunene ble det funnet en marginal sammenheng mellom antall bjørn i SDS og antall søyer tapt. Som i Nord-Trøndelag ble det heller ikke i Hedmark /Oppland funnet en signifi-

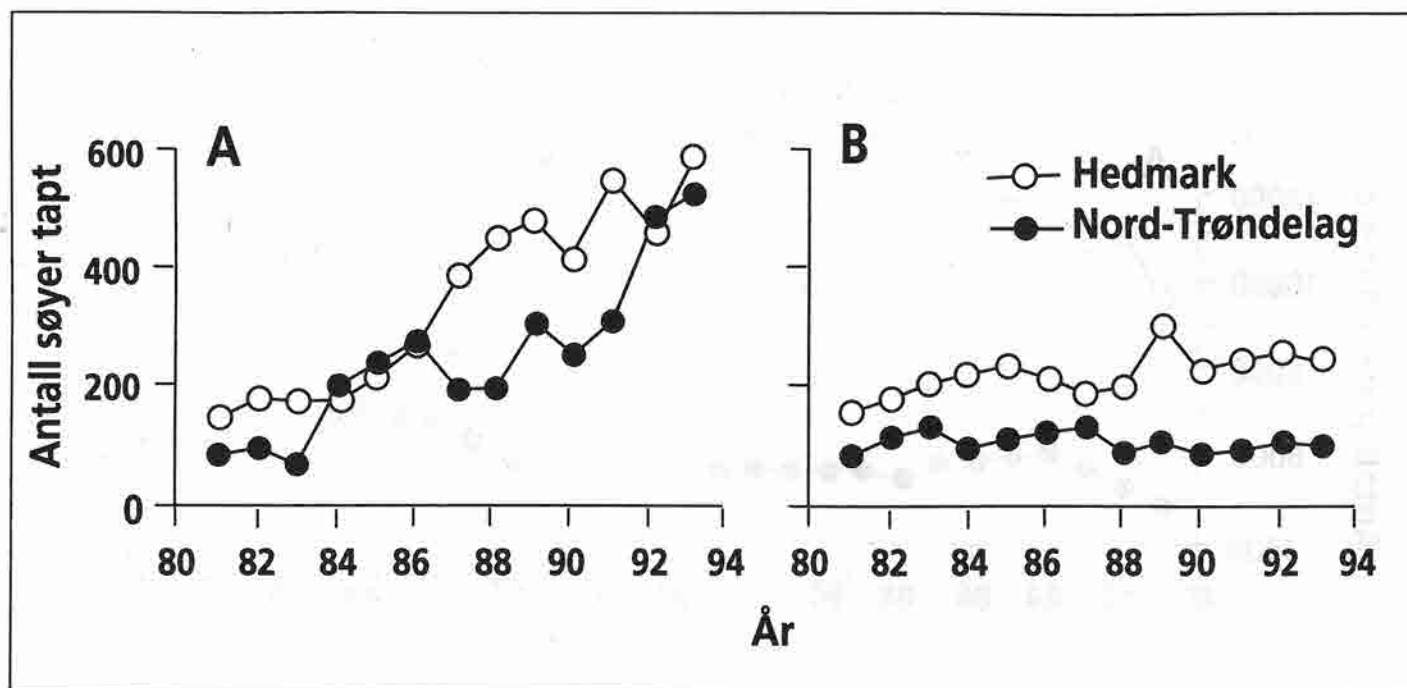
kant sammenheng mellom antall søyer på beite og antall søyer tapt i bjørnekommunene, men til forskjell fra Nord-Trøndelag uteble denne sammenhengen også i kontrollkommunene (**tabell 2**).

Stigningen på regresjonslinjene for antall søyer tapt i forhold til antall søyer på beite var signifikant forskjellig for bjørnekommuner og kontrollkommuner i Hedmark/Oppland (ANCOVA, kommunetype x antall søyer interaksjon,  $F_{11,1} = 11,99$ ,  $p = 0,002$ ).  $\beta = -0,73$  ( $p = 0,01$ ) for bjørnekommunene og  $\beta = 0,46$  ( $p = 0,46$ ) for kontrollkommunene. Dette indikerer at antall søyer på beite har ulik effekt i kontrollkommuner kontra bjørnekommuner i Hedmark/Oppland. For Nord-Trøndelag ble det ikke funnet noen signifikant forskjell mellom de to kommunetypene (ANCOVA, kommunetype x antall søyer interaksjon,  $F_{11,1} = 1,13$ ,  $p = 0,30$ ).  $\beta = 0,27$  ( $p = 0,36$ ) for bjørnekommunene og  $\beta = 0,58$  ( $p = 0,04$ ) for kontrollkommunene.

Regresjonsanalyser viser at antall bjørn kan forklare en stor del av variasjonen for prosentvis tap av søyer i bjørnekommunene. Antall bjørn i MDS kan forklare 81% av variasjonen i prosentvis tap i bjørnekommunene i Nord-Trøndelag (**figur 5**,  $\beta = 0,90$ ,  $p < 0,001$ ), mens det er ingen signifikant sammenheng i kontrollkommunene (**figur 5**,  $\beta = -0,31$ ,  $p = 0,30$ ). Det samme bildet viste seg i Hedmark, der antall bjørn i SDS kunne forklare 87% av variasjonen i prosentvis tap i bjørnekommunene (**figur 6**,  $\beta = 0,93$ ,  $p < 0,001$ ). Heller ikke i kontrollkommunene i Hedmark/Oppland var regresjonen mellom prosentvis tap i forhold til antall bjørn signifikant forskjellig fra 0 (**figur 6**,  $\beta = 0,52$ ,  $p = 0,07$ ).

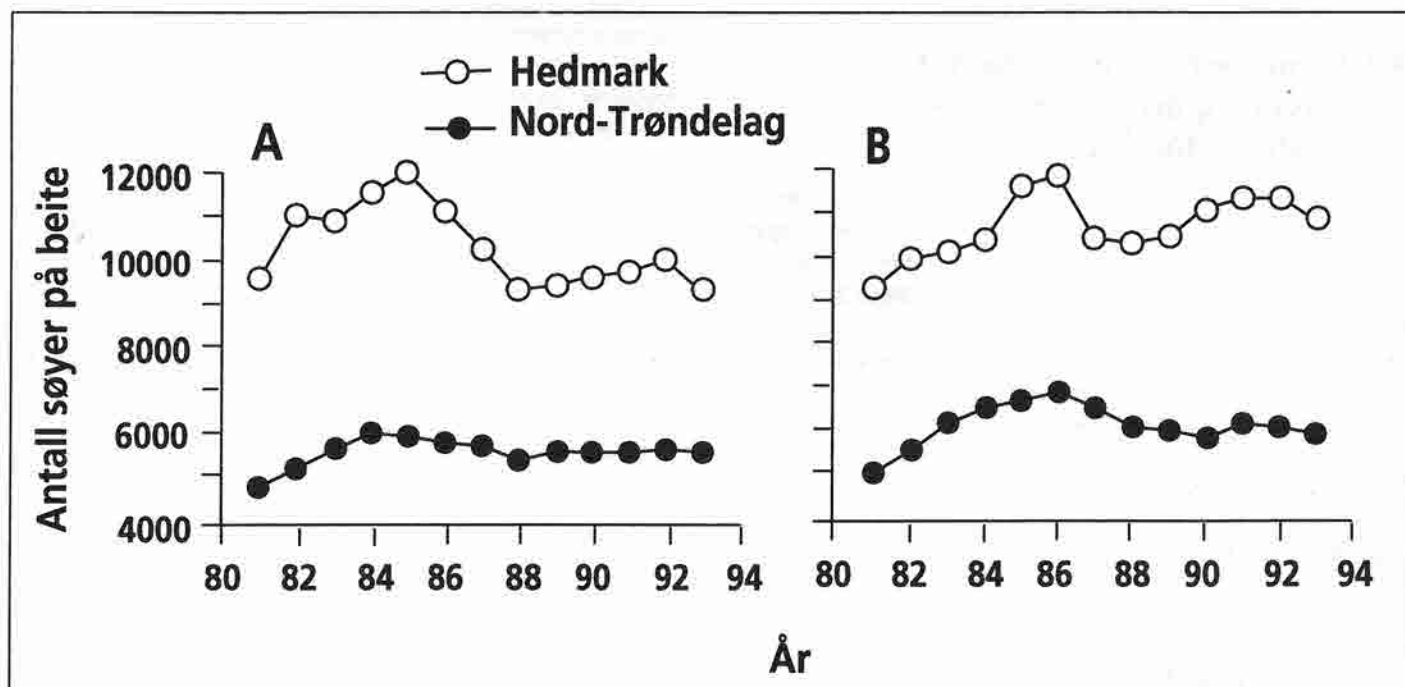
### 3.2 Felling av bjørn

I løpet av studieperioden ble det felt elleve bjørn i Nord-Trøndelag og fem i Hedmark. T-test på residualene til år etter felling av



**Figur 3**

Antall søyer tapt på beite i bjørnekommunene (A) og kontrollkommunene (B) i perioden 1981-1993. - The number of ewes lost in the bare areas (A) and the control areas (B) during 1981-1993.



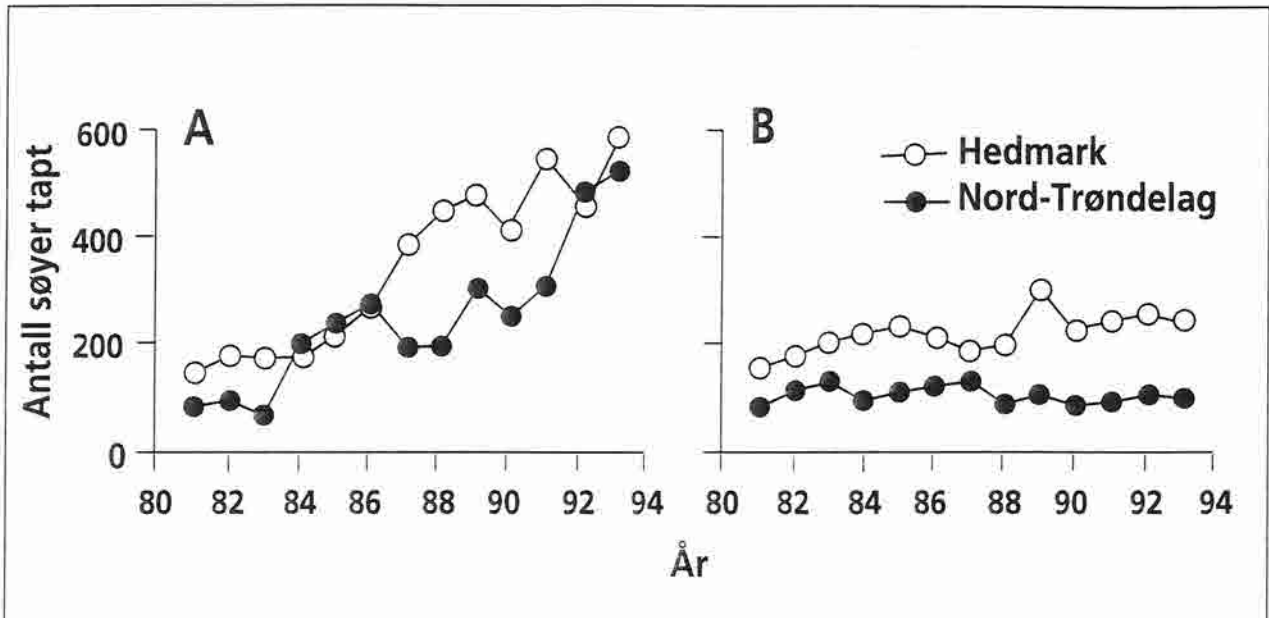
**Figur 4**

Prosentvis tap av søyer på beite i bjørnekommunene (A) og kontrollkommunene (B) i perioden 1981-1993. - The percent loss of ewes in the bear areas (A) and the control areas (B) during 1981-1993.

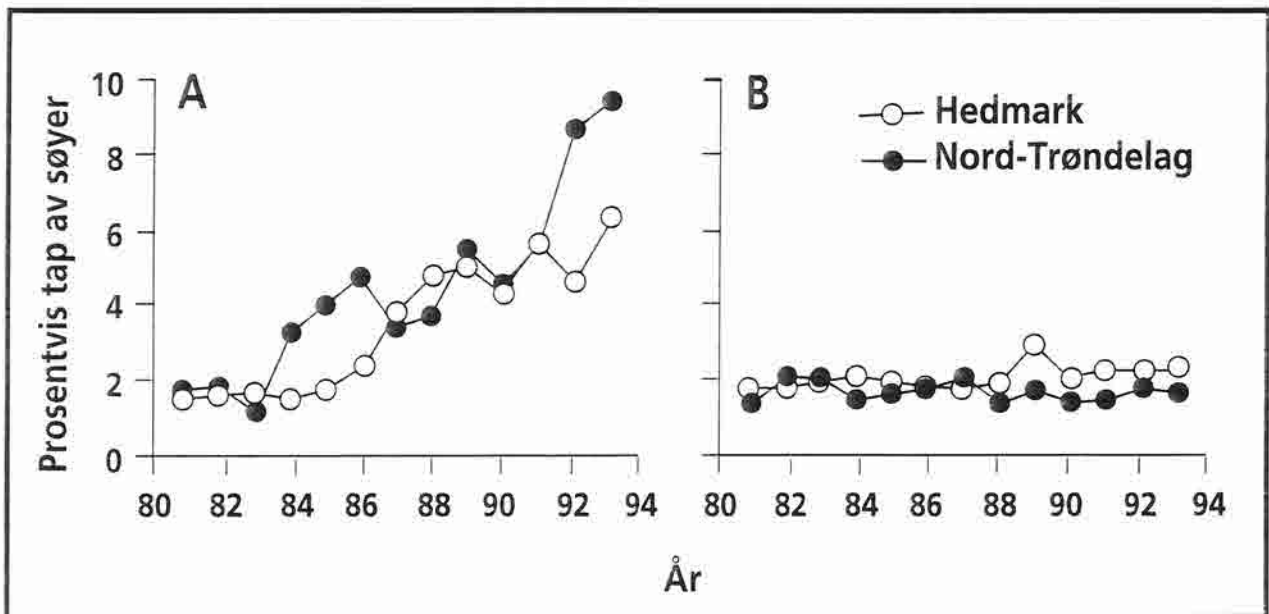
bjørn mot residualene til andre år, viste ingen signifikant forskjell mellom de to gruppene, hverken i Nord-Trøndelag ( $t = 0,65$ ,  $df = 11$ ,  $p = 0,53$ ) eller i Hedmark ( $t = -1,49$ ,  $df = 11$ ,  $p = 0,17$ ). Det kan med andre ord ikke statistisk påvises at felling av bjørn, i samme omfang som under studieperioden, hadde effekt

på prosentvis tap av søyer året etter felling. Punktene for prosentvis tap år etter felling i Nord-Trøndelag ligger tilfeldig fordelt rundt regresjonslinjen fra figur 5 (figur 7). Punktene for prosentvis tap år etter felling i Hedmark ligger begge over regresjonslinjen fra figur 6 (figur 8).

**Rettelse!** Figur 4 på side 10 skal være som vist nedenfor  
**Correction!** Figure 4 on page 10 is supposed to be as shown below



Figur 3  
 Antall søyer tapt på beite i bjørnekommunene (A) og kontrollkommunene (B) i perioden 1981-1993. - The number of ewes lost in the bare areas (A) and the control areas (B) during 1981-1993.



Figur 4  
 Prosentvis tap av søyer på beite i bjørnekommunene (A) og kontrollkommunene (B) i perioden 1981-1993. - The percent loss of ewes in the bear areas (A) and the control areas (B) during 1981-1993.

bjørn mot residualene til andre år, viste ingen signifikant forskjell mellom de to gruppene, hverken i Nord-Trøndelag ( $t = 0,65$ ,  $df = 11$ ,  $p = 0,53$ ) eller i Hedmark ( $t = -1,49$ ,  $df = 11$ ,  $p = 0,17$ ). Det kan med andre ord ikke statistisk påvises at felling av bjørn, i samme omfang som under studieperioden, hadde effekt

på prosentvis tap av søyer året etter felling. Punktene for prosentvis tap år etter felling i Nord-Trøndelag ligger tilfeldig fordelt rundt regresjonslinjen fra figur 5 (figur 7). Punktene for prosentvis tap år etter felling i Hedmark ligger begge over regresjonslinjen fra figur 6 (figur 8).

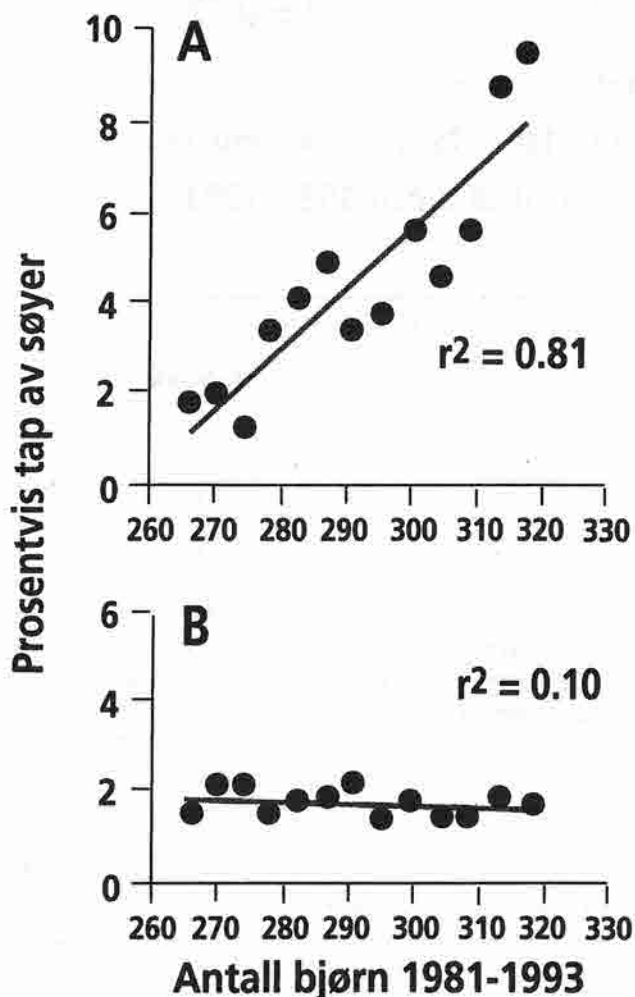


**Tabell 1** Partiell korrelasjon for antall søyer tapt mot antall bjørn i MDS (statistisk kontrollert for antall søyer), og for antall søyer tapt mot antall søyer på beite i Nord-Trøndelag (statistisk kontrollert for antall bjørn). - Partial correlations for the number of ewes lost against the number of bears in the Central Scandinavian subpopulation (statistically controlled for the number of ewes), and the number of ewess lost against the number of ewes grazing in central Norway (statistically controlled for the number of bears).

	Bjørnekomm.		Kontrollkomm.	
	$r_{\text{partiell}}$	p	$r_{\text{partiell}}$	p
Antall bjørn	0,89	< 0,001	-0,34	= 0,27
Antall søyer	0,19	= 0,56	0,62	= 0,03

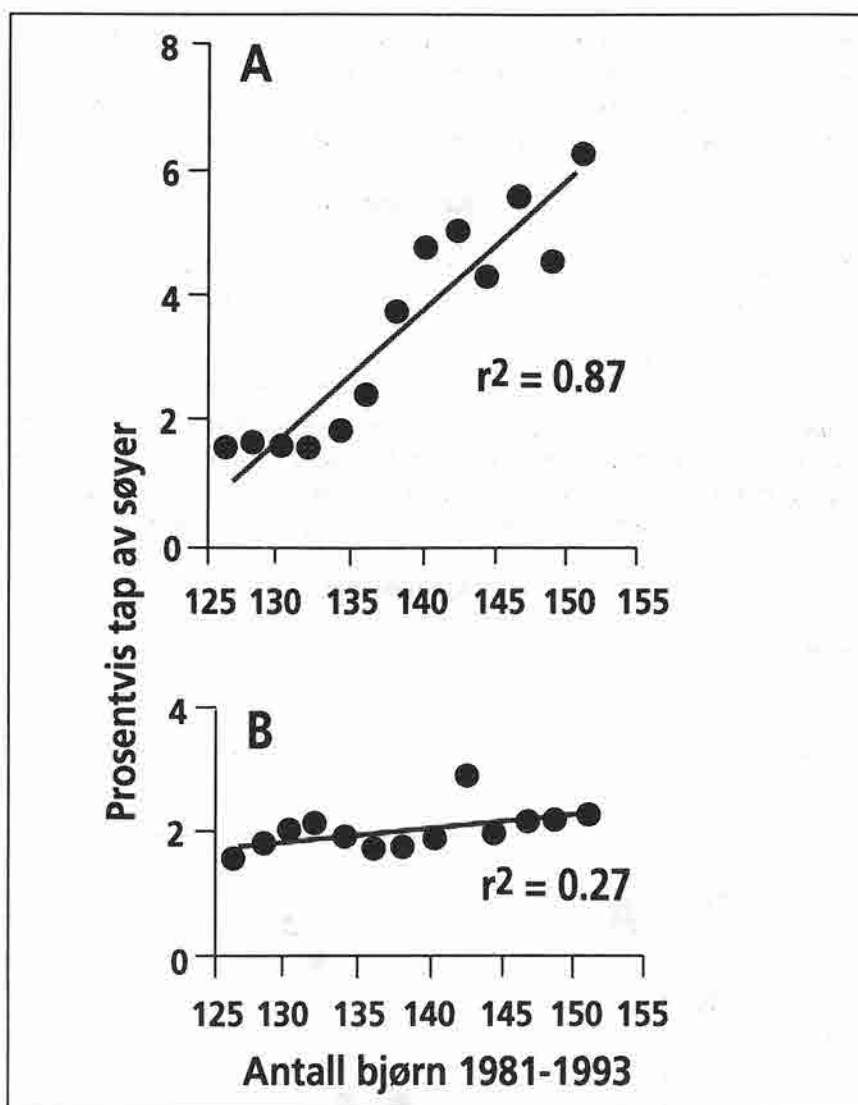
**Tabell 2** Partiell korrelasjon for antall søyer tapt mot antall bjørn i SDS (statistisk kontrollert for antall søyer), og for antall søyer tapt mot antall søyer på beite i Hedmark/Oppland (statistisk kontrollert for antall bjørn). - Partial correlations for the number of ewes lost against the number of bears in the South Scandinavian subpopulation (statistically controlled for the number of ewes), and the number of ewess lost against the number of ewes grazing in south-eastern Norway (statistically controlled for the number of bears).

	Bjørnekomm.		Kontrollkomm.	
	$r_{\text{partiell}}$	p	$r_{\text{partiell}}$	p
Antall bjørn	0,94	< 0,001	0,56	= 0,06
Antall søyer	-0,66	= 0,20	0,19	= 0,56



**Figur 5**

Regresjonslinje for prosentvis tap av søyer i Nord-Trøndelag i forhold til antall bjørn i MDS i bjørnekommuner (A), og kontrollkommuner (B). - The regression lines for percent loss of ewes in central Norway against the number of bears in central Scandinavia in bear areas (A) and control areas (B).



**Figur 6**

Regresjonslinje for prosentvis tap av søyer i Hedmark/Oppland i forhold til antall bjørn i SDS i bjørnekommuner (A) og kontrollkommuner (B). - The regression lines for percent loss of ewes in southeastern Norway against the number of bears in southern Scandinavia in bear areas (A) and control areas (B).

**Tabell 3** Oversikt over forebyggende tiltak som er gjennomført. - Loss-reducing practices currently in use.

Tiltak	Nord-Trøndelag	Hedmark
Ordinært tilsyn	x	x
Ekstraord. tilsyn	x	x
Flytting av sau		x
Tidlig sankning	x	x
Forsinket utslipp	x	
Skremming av bjørn	x	x
Bruk av vokterhund	x	x

### 3.3 Forebyggende tiltak

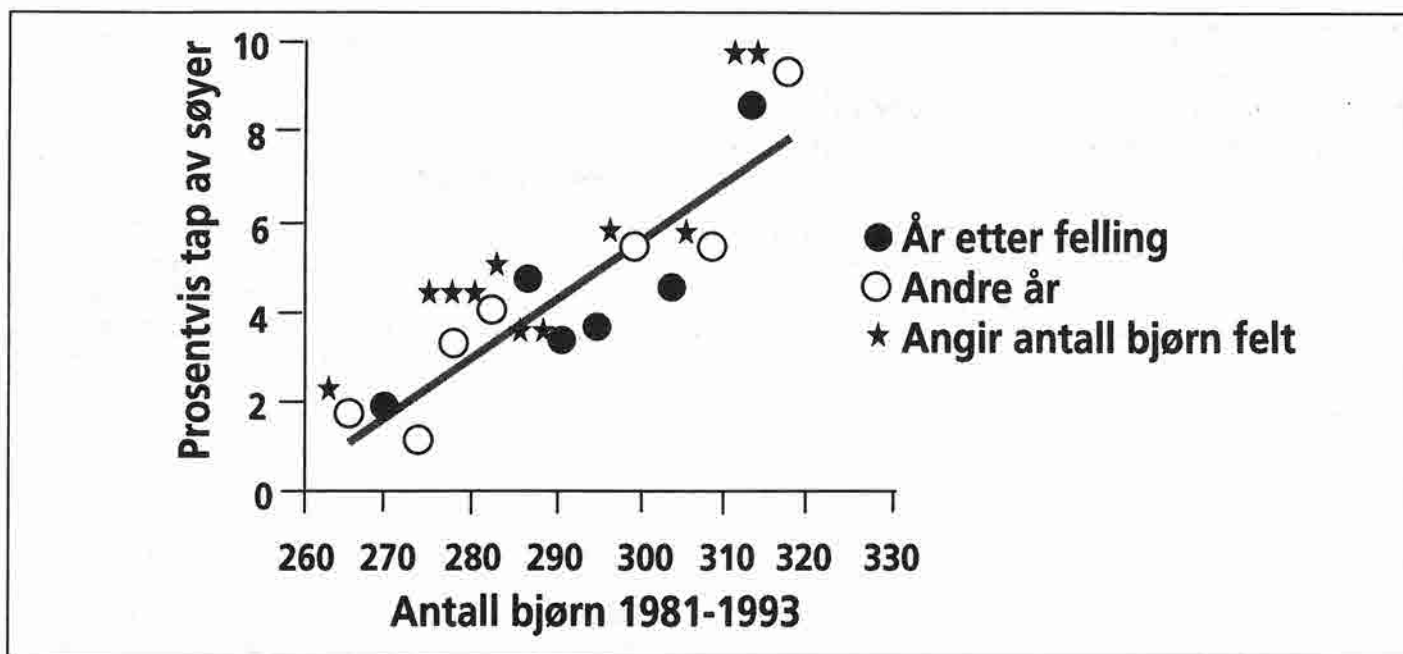
Flere av de tiltakene som er foreslått i Rovviltmeldingen (1991-1992) er ennå ikke forsøkt gjennomført. Både i Nord-Trøndelag og Hedmark er det i hovedsak lagt vekt på ulike former for tilsyn av sau (**tabell 3**).

Forskjellen på ordinært- og ekstraordinært tilsyn (**tabell 3**) er at ordinært tilsyn pågår over lengre perioder i beitesesongen, mens ekstraordinært tilsyn settes i gang ved akutte skadesituasjoner. Det kan ikke vises til at ordinært tilsyn har en skadereduserende effekt hverken i Hedmark eller Nord-Trøndelag, men positive bieffekter som bedre oversikt over skadeomfang og -forløp blir nevnt (Wabakken m. fl.

1994, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag 1994). Disse kan gjøre det mulig å sette inn andre tiltak tidligere. Fra Hedmark vises det til at ekstraordinært tilsyn kan ha en effekt i akutte skadesituasjoner, mens i Lierne hadde tiltaket minimal effekt sommeren 1993 (Opsal 1993). Det er imidlertid ingen tallfesting av tapsreduksjon. Bieffektene av ekstraordinært tilsyn kan være de samme som for ordinært tilsyn.

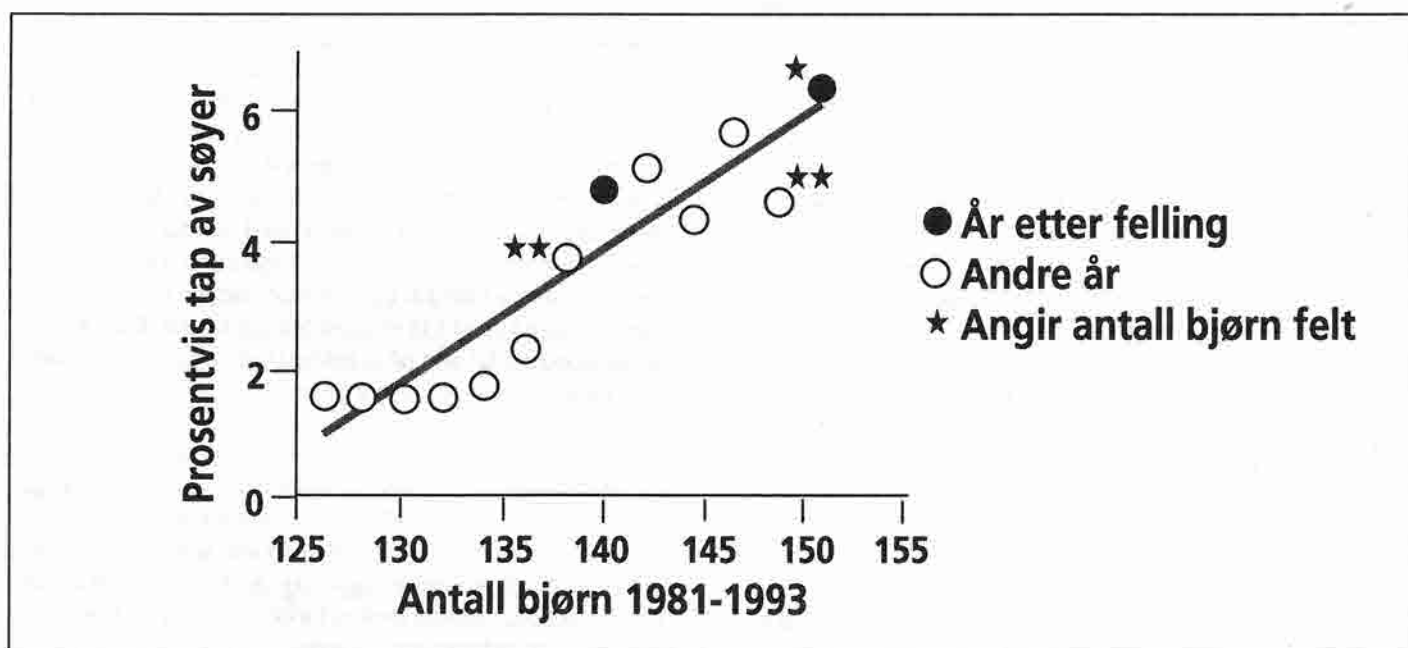
Flytting av sau, tidlig sankning og forsinket utslipp som forebyggende tiltak mot bjørneskader er i liten grad benyttet. Disse tiltakene vurderes å kunne være effektive i perioder med store bjørneskader (Wabakken m. fl. 1994, Opsal 1993).

Forsøk på å skremme bjørn fra områder med sau rapporteres å ha



**Figur 7**

Plottene for korrelasjon mellom antall bjørn i MDS og prosentvis tap av søyer i bjørnekommuner i Nord-Trøndelag, delt inn i år etter felling av bjørn og andre år. - The plots for the correlation between the number of bears in central Scandinavia and the percent loss of ewes in bear areas in central Norway, separated in year after the killings of bear and other years.



**Figur 8**

Plottene for korrelasjon mellom antall bjørn i SDS og prosentvis tap av søyer i bjørnekommuner i Hedmark, delt inn i år etter felling av bjørn og andre år. - The plots for the correlation between the number of bears in southern Scandinavia and the percent loss of ewes in bear areas in south-eastern Norway, separated in year after killings of bear and other years.

gitt positiv effekt ved flere tilfeller i Hedmark, der en mener at mulige bjørneskader ble avverget (Wabakken m. fl. 1994). I Lierne i Nord-Trøndelag har skremmeforsøkene hatt liten effekt, fordi bjørnen har returnert til områdene med sau etter kort tid (O.J. Sørensen pers. medd. 1995).

Ordningen med statlig finansiering av forebyggende tiltak startet

i 1989. Først i 1991 omfattet ordningen større deler av Nord-Trøndelag og Hedmark (O.K. Bøkseth pers.medd.). Graden av rapportering av effekten av tiltakene har variert mellom de enkelte kommuner og fylker, blant annet på bakgrunn av at ordningen er relativt ny, og at rapportering er begrenset. Det blir dermed vanskelig å trekke sikre konklusjoner om effekten av forebyggende tiltak.

## 4 Diskusjon

### 4.1 Betydningen av antall søyer eller antall bjørn for tap av søyer på beite

Våre analyser støtter ikke hypotese 1), om at det er sammenheng mellom antall sau på beite og omfanget av tap av sau på beite i Nord-Trøndelag og i Hedmark. Som forventet fant vi en positiv sammenheng mellom antall søyer på beite og antall søyer tapt i kontrollkommunene i Nord-Trøndelag, men ingen slik sammenheng var å finne i bjørnekommunene. I Hedmark/Oppland fant vi ingen slik sammenheng hverken i kontrollkommunene eller i bjørnekommunene. Den svake økningen i tap i kontrollkommunene i Hedmark/Oppland, kan være forårsaket av ikke-dokumenterte bjørneskader. Det kan også være andre variabler, som det ikke er kontrollert for, som "forstyrre" den forventede sammenhengen mellom antall søyer på beite og antall søyer tapt.

Det var interaksjon mellom områdetype (bjørnekommuner kontra kontrollkommuner) i Hedmark/Oppland. Antall søyer på beite har ulik effekt i bjørnekommuner i forhold til kontrollkommuner, noe som indikerer at antall søyer på beite ikke var avgjørende for antall søyer tapt i Hedmark/Oppland. Denne forskjellen ble ikke funnet i Nord-Trøndelag. Imidlertid var det som forventet en positiv sammenheng mellom antall søyer på beite og antall søyer tapt i kontrollkommunene, men ikke i bjørnekommunene. Den sterke sammenhengen mellom antall bjørn og antall søyer tapt i bjørnekommunene indikerer at antall bjørn er årsaken til at det ikke er noen sammenheng mellom antall søyer på beite og antall søyer tapt i Nord-Trøndelag's bjørnekommuner. Dette indikerer at antall søyer på beite ikke har større betydning enn forventet ut fra et stabilt prosentvis tap i kontrollkommunene. Vår konklusjon er at antall søyer på beite har ulik effekt i kontrollkommunene og bjørnekommunene, noe som ikke støtter hypotese 1.

I dette studiet er det kun sett på antall søyer på beite, og ikke på tettheten av søyer, i de aktuelle kommunene. Hvis det blir tatt i bruk nye beiteområder med økende antall sau på beite, betyr det at tettheten kan forbli relativt uendret. Det er ikke tatt hensyn til en eventuell variasjon i tetthet i dette studiet. En rimelig antagelse er imidlertid at muligheten for økt dødelighet ved for eksempel økt grad av smitteoverføring er mer aktuelt dersom tettheten av sau øker. På den andre siden kan økt tetthet gi bedre muligheter for gjeting/tilsyn av sauebesetningen, da besetningen kan bli mer oversiktlig. I flere av rapportene om forebyggende tiltak pekes det på at tilsynsarbeidet er vanskelig fordi sauene går for spredt. Imidlertid er det i studier fra Hedmark ikke funnet noen sammenheng mellom tettheten av sau på beite og bjørneskader (Wabakken og Maartmann 1994). Heller ikke Camarra (1986) fant at frekvensen av bjørneangrep var større i områder med høy tetthet av sau.

Våre analyser har vist at det er en klar sammenheng mellom antall søyer tapt i bjørnekommunene, både i Nord-Trøndelag og Hedmark, og antall bjørn henholdsvis i MDS og SDS. Dette støtter hypotese 2), som sier at det er en sammenheng mellom størrelsen på den skandinaviske bjørnebestanden og omfanget av tap av sau på beite i Nord-Trøndelag og i Hedmark. Sannsynligvis har økningen i

tap av søyer en sammenheng med økt utvandring av bjørn fra re-produksjonsentra for bjørn i Sverige.

### 4.2 Felling av bjørn

Hverken i Nord-Trøndelag eller Hedmark kunne det påvises statistisk at felling av bjørn hadde noen effekt på tapet av søyer året etter felling. Dette støtter ikke hypotese 3), om at felling av skadegjørende bjørn, i samme omfang som i perioden 1981-1993, reduserer tapet av sau på beite året etter felling. En svakhet ved disse analysene er at det ikke er mulig å ta hensyn til eventuelle ulovlige fellinger som er ukjente. Dersom det har forekommet slike ukjente fellinger kan resultatene ha blitt endret. Konklusjonen ville imidlertid ikke endres, fordi tapet av søyer vist har en økende tendens til tross for lovlige og eventuelt ulovlige fellinger av bjørn. Felling av bjørn kan gi en akutt effekt, men det er ikke en løsning på tapsproblematikken.

At felling av bjørn ikke har hatt noen effekt på tapet av sau året etter felling, skyldes sannsynligvis at innvandringen av bjørn fra Sverige er større enn avskytingen i Norge. Det hjelper ikke å felle noen få bjørn i Norge så lenge det stadig kommer til nye fra Sverige. En alternativ løsning på problemet er å felle alle bjørner som kommer inn i Norge, men dette er ikke i overensstemmelse med norsk politikk i forhold til forvaltning av bjørn.

I "Forskrifter om forvaltning/adgang til felling av ulv, jerv og bjørn" fastsatt ved kgl. res. av 4. februar 1983, ble det gitt adgang til felling av bjørn dersom et område har vært utsatt for vesentlig skade. Det skulle også tas hensyn til områdets betydning som beitemark og størrelsen på rovdyrbestanden (**Brev 4**). I løpet av størsteparten av studieperioden har disse kriteriene for fellingstillatelse vært gjeldende. Dette var nokså vage kriterier, med rom for ulik vurdering av de aktuelle situasjonen i forhold til forskriftene. De nye forskriftene for adgang til felling av bjørn, fastsatt ved kgl. res. 9. juli 1993, stiller strengere krav til å få innvilget fellingstillatelse (**Brev 3**). Men fremdeles legges det vekt på at fellingstillatelse kan gis ved "betydelig skade" og over "en lengre tidsperiode" (**Brev 3**).

Det kan ikke sees bort fra at press fra saueiere og de lokale landbruksorganisasjonene har påvirket og fremdeles kan påvirke avgjørelsen om felling i gitte tilfeller. Et krav om felling fra denne side bygger ikke nødvendigvis bare på den aktuelle skadesituasjon, men også på at konflikten mellom bjørn og sauehold har vedvart over flere år. Ulike oppfatninger mellom forvaltningen og saueierne om hvor store bjørnestammene i Skandinavia er, kan også ha betydning. I flere av rapportene om forebyggende tiltak kommer det fram at flere av saueierne ser på felling av bjørn som det mest effektive forebyggende tiltak. En fellingstillatelse og en eventuell felling av bjørn, kan ha en viktig psykologisk effekt i forhold til saueierne, men da er fellingen konfliktdependent og ikke skadereduserende. Fra forvaltningens side påpekes det at tidligere skader ikke skal akkumuleres og tas med i vurderingen av å gi en fellingstillatelse (**Brev 3**). Hvordan forvaltningen i realiteten forholder seg til dette er imidlertid vanskelig å vurdere, men det er viktig at man synliggjør disse forholdene.

Hannbjørner utgjør 85% av bjørnene som er skutt i Norge siden fredningen (Swenson m. fl. 1994). Dette er bjørner som i hovedsak



er felt som følge av bjørneskader på sau. At det er flest hannbjørner som er skutt skyldes sannsynligvis at flere hannbjørner oppholder seg i Norge. Unge hannbjørner vandrer raskt over store områder (Wabakken m. fl. 1992), følgelig kan det være vanskelig å felle riktig bjørn i en skadesituasjon (Jorgensen 1983, Wabakken og Maartmann 1994). Samtidig er det vanskelig å skille mellom unge hannbjørner og binner (Swenson m. fl. 1994), noe som kan føre til at binner som ikke har vært skadegjørende blir skutt. Binner er spesielt viktig for reetableringen av bjørn i Norge, og felling av binner kan forsinke dette (Swenson m. fl. 1994). Imidlertid kan også binner predatere sau (Kvam m. fl. 1995), noe som forsterker problematikken ytterligere.

### 4.3 Forebyggende tiltak

Rapportering om effekten av de forebyggende tiltakene er begrenset. I rapportene kommer det fram lite om den reelle effekten av disse tiltakene i forhold til å redusere bjørneskader. Det er mer fokusert på bieffektene, bedre oversikt over skadeomfang og -forløp og den psykologiske effekten i form av at saueierne føler seg mer beroliget når de kan oppnå bedre oversikt over situasjonen. Det finnes ingen tallfesting av hvor mange bjørneskader som unngås ved de forebyggende tiltakene. Imidlertid vil det være vanskelig å måle effekten så lenge resultatene ikke sammenlignes med resultatene fra utvalgte kontrollområder der det ikke gjennomføres forebyggende tiltak. Det er hverken i Hedmark eller i Nord-Trøndelag gjennomført empiriske studier med kontrollområder. Skal effekten av de forebyggende tiltakene måles i reduksjon av tap, er det nødvendig med slike studier.

Resultatene har vist at det er en signifikant sammenheng mellom økningen i antall bjørn i Skandinavia og tap av søyer på beite i bjørnekommunene. Tapet av søyer kan variere mye fra år til år i de enkelte kommunene. Dette kan ha sammenheng med lokale variasjoner i "normaltap", men mest sannsynlig henger det sammen med lokale variasjoner i bjørneaktivitet. Enkelte av de forebyggende tiltakene har muligens gitt lokale tapsreduksjoner, men dette er ikke tallfestet. Trenden for både Nord-Trøndelag og Hedmark er imidlertid at det gjennomsnittlige tapet for bjørnekommunene samlet har vært jevnt økende.

Svensk politikk er at bjørnen skal få fortsette å øke i antall, samt reetableres i tidligere bjørnehabitat (**Brev 5**). En effekt av dette er at bjørn vil spres til Norge, enten dette er i samsvar med norsk politikk eller ikke. Uten vesentlige forandringer i måten å drive saueholdet på, er det stor sannsynlighet for at tapene av sau vil øke ytterligere i Norge i årene framover. Nye områder kan oppleve like store tap som det vi i dag opplever i for eksempel Lierne kommune. Samtidig kan det under dagens forhold provoseres fram ulovlig avskyting av bjørn, noe som vil vanskeliggjøre reetablering av bjørn i Norge. Studier fra USA viser at felling av bjørn som følge av bjørn-sau interaksjon, er en viktig dødelighetsfaktor for bjørn (Johnson og Grif-fel 1982, Knight og Judd 1983).

Det er ikke gjort noen empiriske studier på effekten av de forebyggende tiltakene, og av den grunn kan vi ikke si noe om økningen i tap er begrenset. Derimot kan vi konstatere at tapet av søyer har økt betraktelig i bjørnekommunene. I Rowiltmeldingen er det ikke

definert noen grense for hvor stort tap som er akseptabelt. Konflikten mellom forvaltningsmyndigheter og saueierne har i de senere år økt, og dette skyldes i stor grad økning i sauetap. Uppfylte forventninger til effekten av de forebyggende tiltakene kan også føre til økt frustrasjon og sterkere konfliktgrad (Sagør og Aasetre in prep.). Landbruksdepartementets etikuttvalg (1995) konkluderer blant annet med: "...at det i enkelte områder med særlige store roviltskader ikke vil være forsvarlig å fortsette med husdyrhold i dagens former". Disse forholdene peker på at det er et behov for å fastsette en ramme for hva som er akseptabelt nivå for sauetap. Aksepten for sauetap vil sannsynligvis variere mellom ulike parter.

### 4.4 Diskusjon av gjennomføring av de forebyggende tiltak og erfaringer fra andre land

#### Tilsyn av sau og skremming av bjørn

I flere av kommunenes/fylkenes rapporter om effekten av tilsyn blir det påpekt at sauen går spredt over store områder slik at det er vanskelig å oppnå effektivt tilsyn. Det er vanskelig å vite hvor bjørner som ikke er radiomerket oppholder seg. En bivirkning ved vanlig tilsynsaktivitet kan derfor være at bjørnen uroes slik at den forflytter seg til andre områder. Forflytter den seg da til et område med mer sau får tilsynet motsatt effekt enn det tiltenkte. I Hedmark har skremmeforsøk av radiomerket bjørn vært vellykket (Wabakken m. fl. 1994). I et område i Nord-Trøndelag der det med sikkerhet oppholdt seg bjørn, ble det imidlertid rapportert at et meget intensivt tilsyn, "manngard", ikke førte til færre bjørneskader (Opsal 1993, O.J. Sørensen pers. medd. 1995). Man har ingen kontroll over hvor bjørnen forflytter seg etter et skremmeforsøk. Hvis den forflytter seg til andre områder med sau kan skremming være meningsløs. Skremming som forebyggende tiltak vil trolig være mest effektivt i beiteområder nær riksgrensen. Da vil sjansen for at bjørnen forflytter seg til andre beiteområder for sau være mindre (Wabakken og Maartmann 1994).

Studier fra sørlige deler av Skandinavia viser at bjørnen er mest aktiv på kvelden og om natta (Wabakken og Maartmann 1994). Wabakken og Maartmann (1994) sier også at uavhengige indikasjoner tyder på at sau i hovedsak blir drept på denne tiden av døgnet. Tilsynsaktiviteten har imidlertid stort sett foregått på dagtid, da bjørnen er mest inaktiv. Sannsynligvis ville tilsyn om natten være mer effektivt.

Som konklusjon kan det sies at både tilsyn og skremming av bjørn sannsynligvis vil være mer effektivt når sauebesetningen går tettere. Et alternativ kan være å samle sauen om natten kombinert med intensivt tilsyn. Hvor effektive disse tiltakene kan bli, er høyst usikkert. Tilsynet har så langt i hovedsak fungert som et redskap for kadaverleting/skadedokumentasjon. Dette står ikke i samsvar til intensjonene bak offentlig tilskudd til slike tiltak (**Brev 6**).

#### Vokterhunder

Bruk av hund til å beskytte sau mot store rovdyr er i svært beskjeden grad utprøvd i Norge. Både i Italia og USA blir vokterhunder benyttet for å hindre predasjon fra ulv og coyote (*Canis latrans*) (Cop-

pinger m. fl. 1983; Coppinger m. fl. 1988), og i mindre grad kjent brukt mot bjørn (Green og Woodruff 1989). Flere ulike raser blir benyttet som vokterhunder, og mange ligner på pyreneerhund. Dette er hunder som allerede før en alder av 16 uker plasseres ut hos sauene, og sosialiseres på sau (Coppinger m. fl. 1988). Hensikten med å plassere hundene sammen med sau som små hvalper er at de skal knytte sosiale bånd til sauene, og vise omsorg for sauene. Ønskelig atferd hos disse hundene kan deles opp i tre typer; 1) hundene skal til enhver tid oppholde seg i nærheten av sauene, 2) videre skal hundene være pålitelig i den forstand at de selv ikke jager/predatore sau og 3) de skal beskytte sauene mot angrep fra predatorer ved aggressiv atferd mot predatorer (Coppinger m. fl. 1983).

I områder der man har benyttet hund med suksess mot store rovdyr har sauene gått sammen i flokker, og ofte vært kontinuerlig fulgt av gjeterer (Coppinger m. fl. 1988). Studier fra USA viser at der hvor sauene går i mindre flokker og spredt over store områder, så har ikke hundene hatt noen effekt på tapet (Coppinger m. fl. 1983). Det er to saueraser som dominerer i Norge, spælsau og dalasau. Spælsauene går som oftest i større flokker, mens dalasauene og de andre rasene som finnes, deler seg opp i flere små grupper utover i beiteområdet (Maurtvedt 1989). I kommunenes/fylkenes rapporter fra tilsynsarbeidet går det fram at sauene i Norge ofte går for spredt til at et effektivt tilsyn kan oppnås. Det er rimelig å anta at de begrensninger sauens beiteatferd legger for tilsynsaktiviteten også gjelder for bruk av hunder. Skal hund være effektiv beskyttelse mot store rovdyr må saueholdet sannsynligvis rettes mot raser som går tett sammen i flokk.

#### **Forsinket utslipp, tidligere sanking og flytting av sau**

Forsinket utslipp, tidligere sanking og flytting av sau, er sannsynligvis de mest effektive tiltakene mot bjørneskader, fordi de fører til at bjørn og sau atskilles. Opprettelse av felles beitearealer kan være et godt tiltak i forbindelse med flytting av sau. Studier fra Hedmark viser at bjørneskadene er størst på ettersommeren (Wabakken og Maartmann 1994). Tidligere sanking av sau kan sannsynligvis redusere tapet mot slutten av beitesesongen. Det kan ikke utelukkes at bjørneskader også kan oppstå på innmark, men sannsynligvis vil det være lettere å kontrollere sauene der. I rapport om forebyggende tiltak fra Lierne for 1993 ble det påpekt at det på grunn av beiteforholdene kan være vanskelig å holde sauene i ro på innmarka ved tidligere sanking (Opsal 1993).

#### **Sameksistens mellom bjørn og sau?**

Det sentrale spørsmålet i konflikten mellom sau og bjørn er om det er mulig at sau og bjørn kan eksistere i samme området over lengre tid? Flere studier fra USA konkluderer med at sameksistens mellom bjørn og sau er så problematisk at eneste løsning er å skille dem (Johnson og Griffel 1982, Knight og Judd 1983, Jorgensen 1983). Både Johnson og Griffel (1982) og Knight og Judd (1983) peker i sine studier på at predasjon av sau kan være en tillært egenskap, og at de fleste grizzlybjørnene som kom i kontakt med sau drepte dem. Claar m. fl. (1986) fant imidlertid at bare to av tyve radiomerkede grizzlybjørner var involvert i sauepredasjon.

Et viktig spørsmål er om bjørnen oppsøker sauene som næringsressurs eller om bjørn-sau konflikter skyldes at de deler habitat av andre grunner. Fra tidligere studier i USA er det kjent at sau og bjørn i deler av året prefererer de samme beiteområdene (Jorgensen 1983).

I Hedmark oppholdt bjørnen seg mer enn forventet innenfor beiteområdene for sau (Wabakken og Maartmann 1994). Wabakken og Maartmann (1994) sier at enten tyder dette på at sau er en næringsressurs for bjørn, eller så innehar habitatet kvaliteter som er av interesse for begge artene. Videre viser Wabakken og Maartmann (1994) til at stasjonære svensk-norske hannbjørner hadde en økt tendens til å oppholde seg på norsk side av grensen i siste halvdel av beitesesongen. Dette kan være en strategi for å oppsøke binner i brunst i Sverige på forsommeren, for så å utnytte sauene som matressurs på ettersommeren (Wabakken og Maartmann 1994). Jorgensen (1983) fant imidlertid i sine studier på den nordamerikanske brunbjørnen, at bjørn ikke forlot etablerte leveområder for å følge flokker med sau. De ovennevnte studier gir ikke noe entydig bilde på om predasjon av sau er en tillært egenskap eller om bjørnen oppsøker bjørnen som næringsressurs. Dette understreker behovet for videre forskning på disse feltene.

Det eksisterer et klart behov for å kartlegge lokale overlappende områder for bjørn og sau i kjerneområdene, for å kunne plassere eventuelle felles beitearealer så gunstig som mulig i forhold til bjørnens bevegelser. Plasseringen av felles beitearealer må ikke overlappes med de mest intensive beiteområdene for bjørn. Opprettelse av felles beitearealer kan gjøre tilsyn og bruk av vokterhunder mer effektivt. Hvor stor reduksjon i tap som kan oppnås ved hjelp av dette er usikkert, men det er ikke usannsynlig at "overskuddsdrøping" kan unngås i større grad. En større tetthet av sau kan imidlertid føre med seg andre problemer som kan gjøre saueholdet ulønnsomt. E. Skurdal (pers. medd. 1994) i Norsk sau og geitalslag hevder at økt tetthet vil føre til økt problem med snyltere, erosjon på beitearealet og vekttap på sauene. Vi skal ikke her gå inn på denne problematikken, men bare poengtere at andre forhold enn bjørn-sau interaksjoner også må avklares.

Bjørneforekomster i Norge i dag domineres av unge hannbjørner. Knight og Judd (1983) viser til at det er individuelle atferdsforskjeller mellom unge og eldre bjørner. Unge hannbjørner predaterte flere sau enn eldre. Wabakken og Maartmann (1994) sier at enkelte iakttagelser kan tyde på at eldre stasjonære hanner gjorde mindre skader enn yngre innvandrere av samme kjønn. En kan ikke utelukke at en kombinasjon av stasjonære bjørnestammer langs riksgrensen mot Sverige og felles beitearealer for sau, vil utgjøre et mindre problem enn hva unge hannbjørner gjør i dag.

Dersom det er slik at bjørnen oppsøker beiteområder for å utnytte sauene som næringsressurs, eller det av andre grunner ikke er ønskelig å øke tettheten av sau på beite, kan eneste løsning for å oppfylle målsettingene i Rowiltmeldingen være å flytte sauene ut av kjerneområdene. Uansett vil dette være den sikreste måten å unngå bjørn-sau interaksjoner i fremtiden. Unge hannbjørner i randsonen av reproduksjonssentra for bjørn vil sannsynligvis være et kontinuerlig problem. I områder hvor man ikke ønsker reetablering av bjørn kan det være nødvendig i større grad å ta i bruk flytting bjørn til andre områder eller felling bjørn.

Dokumentet "Interagency Grizzly Bear Guidelines" (1986) legger premissene for brunbjørn-forvaltningen i USA. Forvaltningssystemet bygger på en inndeling i fem ulike forvaltningssituasjoner. I de områder hvor man ønsker bjørn, forvaltningssituasjon 1, har bjørnen høyest prioritet i konfliktsituasjoner med andre interesser (husdyr,

skogbruk, friluftsliv). Prioriteringen av bjørn avtar mot forvaltningssituasjon 5, der bjørnen har liten prioritet i forhold til andre interesser. I de prioriterte bjørneområdene må det kartlegges hvor, når, og hvilke konflikter som kan oppstå mellom bjørn og husdyr, og det må søkes om beitetillatelse ut fra denne kunnskapen. Systemet er lagt opp slik at det kan gis beitetillatelse i perioder av året hvor sjansen for overlappende arealutnyttelse mellom bjørn og sau er mindre.

For å kunne oppfylle Stortingets målsetting om reetablering av levedyktige bestander av bjørn i Norge, kan det bli nødvendig å utforme en forvaltningsmodell lik den de har i USA. Forvaltningsmodellen fra USA ligner delvis på de skisserte linjene for forvaltning innenfor og utenfor kjerneområdene for bjørn i Norge (Roviltmeldingen).

## 5 Konklusjon og konsekvenser for forvaltningen

### 1)

Resultatene viser en klar tendens til at økningen i størrelsen av den Skandinaviske bjørnebestanden har direkte innvirkning på tapet av sau på norsk side av grensen. Dette støtter hypotese 1), som sier at det er sammenheng mellom størrelsen på den skandinaviske bjørnebestanden og omfanget av tap av søyer på beite i Nord-Trøndelag og Hedmark. Det er ikke funnet støtte for hypotese 2), som sier at det er sammenheng mellom antall søyer på beite og omfanget av tap av søyer på beite i Nord-Trøndelag og i Hedmark.

### 2)

Hverken i Nord-Trøndelag eller i Hedmark kunne det statistisk påvises at felling av bjørn, i samme omfang som under perioden 1981-1993, hadde noen effekt på tapet av søyer året etter felling. Dette gir ikke støtte for hypotese 3. Felling av bjørn kan gi en akutt effekt (dersom den skadegjørende bjørn felles), men det er ikke en løsning på tapsproblematikken på sikt. Det kan være vanskelig å felle riktig bjørn ved en fellingstillatelse. Samtidig er det vanskelig å skille mellom unge hannbjørner og binner, noe som kan føre til at binner som ikke har vært skadegjørere blir skutt. Felling av binner er spesielt ugunstig med hensyn til reetableringen av bjørn i Norge.

### 3)

I rapportene om effekten av de forebyggende tiltakene er det ikke tallfestet noen reduksjon/begrensning av sauetap på beite. Det er ikke gjennomført empiriske studier på effekten av forebyggende tiltak. Av den grunn er det vanskelig å bedømme om forebyggende tiltak har begrenset tapet av sau. Uoppfylte forventninger til effekten av forebyggende tiltak bidrar til å øke konfliktnivået.

Imidlertid har det gjennomsnittlige tapet av sau økt betraktelig i bjørnekommune både i Hedmark og Nord-Trøndelag. Uten vesentlige forandringer i måten å drive saueholdet på, er det stor sannsynlighet for at tapene av sau vil øke ytterligere i Norge i årene framover. Nye områder kan oppleve like store tap som det i dag er for eksempel i Lierne kommune. Det er behov for å fastsette en grense for hvor stort tap som er akseptabelt, slik at det blir klarhet med hensyn til innen hvilke rammer tap av sau skal begrenses. Dersom skadenivået fortsetter å øke vil mulighetene for ulovlige fellinger av bjørn øke. Ulovlige fellinger vil gi en uoversiktlig forvaltningssituasjon, og det kan bli vanskeligere å oppfylle hovedmålsettingen i Rovviltmeldingen.

### 4)

Tilsyn av sau, skremming av bjørn og bruk av vokterhunder vil sannsynligvis være mer effektivt når sauene går mer samlet enn hva tilfellet er i dag. Samling av sauene og intensivt tilsyn, også om natta, kan begrense tap i større grad enn i dag. Hvor effektive disse tiltakene kan bli er imidlertid høyst usikkert.

### 5)

Forsinket utslipp av sau, tidlig sankning og flytting av sau er sann-

synligvis de mest effektive tiltakene mot bjørneskader, fordi de fører til at bjørn og sau atskilles. Opprettelse av felles beitearealer kan være et godt tiltak i forbindelse med flytting av sau. For å finne konstruktive løsninger for å redusere sauetapet, kreves nytenkning og vilje til å forandre saueholdet både fra forvaltningens og sauene side.

### 6)

Det sentrale spørsmålet i konflikten mellom bjørn og sau er om bjørn og sau kan sameksistere i samme område over lengre tid. Kunnskapen om dette forholdet er mangelfull. Vi mener at det er et klart behov for å kartlegge lokale overlappende beiteområder for bjørn og sau i kjerneområdene. En slik kartlegging ville gjøre det lettere å plassere eventuelle felles beitearealer for sau slik at de ikke overlapper med de mest intensive beiteområdene for bjørn. Dersom bjørn oppsøker sau som næringsressurs kan det bli nødvendig å flytte sau over lengre områder og ut av kjerneområdene, for å oppfylle Rovviltmeldingens målsettinger.



## 6 Litteratur

- Bratberg, T. M. & Kjøsberg, K. 1993. Tap av sau på beite. Hedmark fylke 1971-1992. Fylkesmannen i Hedmark, Landbruksavdelingen.
- Cammara, J. J. 1986. Changes in brown bear predation on livestock in the western French Pyrenees from 1968 to 1979. - International Conference on Bear Research and Management. 6:183-186.
- Claar, J. J., Klaver, R. W. & Servheen, C. W. 1986. Grizzly bear management on the Flathead Indian Reservation, Montana. - International Conference on Bear Research and Management. 6:203-208.
- Collett, R. 1911-1912. Norges hvirveldyr. I: Bind 1, pattedyr. Aschehough & Co., Kristiania (Oslo), Norge.
- Coppinger, R., Coppinger, L., Langeloh, G., Gettler, L. & Lorenz, J. 1988. A decade of use of livestock guarding dogs. - Proceedings of Vertebrate Conference. 13:209-214.
- Coppinger, R., Lorenz, J., Glendinning, J. & Pinardi, P. 1983. Attentiveness of Guarding Dogs for Reducing Predation on Domestic Sheep. - Journal of Range Management. 36:275-279.
- Eberhardt, L. L. 1970. Correlation, regression and density dependence. - Ecology. 51:306-310.
- Fylkesmannen i Nord-Trøndelag 1994. Forebyggende tiltak mot rovdyrskader i Lierne. - Sluttrapport.
- Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Landbruksavdelingen Steinkjer.
- Frafjord, K. 1988. Noen norske avisers holdning til store rovdyr. - Fauna. 41:101-103.
- Heggberget, T. M. & Myrberget, S. 1979. Bjørn, jerv, ulv og gaupe i Norge i 1970-årene. Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk, Trondheim. - Viltrapport 9:37-45.
- Intragency Grizzly Bear Committee. 1986. Interagency Grizzly Bear Guidelines. USA.
- Johnson, S. J. & Griffel, D. E. 1982. Sheep losses on grizzly bear range. - Journal of Wildlife Management 46:786-790.
- Jorgensen, C. J. 1983. Bear-Sheep interactions, Tharghee National Forest. - International Conference on Bear Research and Management. 5:191-200.
- Knight, R. R. & Judd, S. L. 1983. Grizzly bears that kill livestock. - Internasjonalt Conference on Bear Research and Management. 5:186-190.
- Kolstad, M., Mysterud, I., Kvam, T., Sørensen, O. J. & Wikan, S. 1986. Status of the brown bear in Norway: Distribution and Population 1978-82. - Biological Conservation. 38:79-99.
- Kvam, T., Eggen T., Knutsen, K. & Sørensen, O. J. 1995. Årsrapport fra Rovdyrprosjektene i Nord-Trøndelag 1994. - NINA oppdragsmelding 364:1-37.
- Kvam, T., Eggen T., Knutsen, K., Overskaug, K., Solstad, T. & Sørensen, O. J. 1993. Årsrapport fra Rovdyrprosjektene i Nord-Trøndelag 1992. - NINA Oppdragsmelding 194.
- Landbruksdepartementets Etikuttvalg 1995. Rovdyrangrep på beitede husdyr. - Uttalelse fra Landbruksdepartementets etikuttvalg.
- Lönnerberg, E. 1929. Björnen i Sverige 1856-1928. Almqvist & Wiksells boktryckeri, Uppsala och Stockholm.
- Maurtvedt, A. 1989. Saueboka. Landbruksforlaget trykkeri, Oslo.
- Miljøverndepartementet. 1991-1992. Om forvaltning av bjørn, jerv, ulv og gaupe (Rowiltmeldingen). - Stortingsmelding nr. 27.
- Myrberget, S. 1969. Den norske bestand av bjørn, (*Ursus arctos* L.). - Meddelelser fra Statens Viltundersøkelser 2(29):1-21.
- Opsal, R. 1993. - Rapport om forebyggende tiltak mot rovdyrskade i Lierne kommune. Lierne kommune.
- Sagør & Aasetre (in prep.). Forvaltere og bønder: Kan de enes om bjørneforvaltningen? - Senter for miljø og utvikling, Universitetet i Trondheim, Norge.
- Swenson, J. E., Sandgren, F., Wabakken, P., Bjärvall, A., Söderberg, A. & Franzen, R. 1994. Bjørnens historiske og nåværende status og forvaltning i Skandinavia. - NINA forskningsrapport 053.
- Swenson, J. E., Wabakken, P., Sandgren, F., Bjärvall, A., Franzen, 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 1:1-25.
- Sørensen, O. J., Overskaug, K. & Kvam, T. 1990. Status of the brown bear in Norway 1983-1986. - International Conference for Bear Research and Management. 8:17-23.
- Wabakken, P. & Maartmann, E. 1994. Sluttrapport for bjørn-sau prosjektet i Hedmark 1990-93. - NINA forskningsrapport 058.
- Wabakken, P., Bjärvall, A., Franzen, R., Maartmann, E., Sandgren, F. & Söderberg, A. 1992. Det svensk-norske bjørneprosjektet 1984-1991. - NINA Oppdragsmelding 146.
- Wabakken, P., Maartmann, E., Berge, J. & Gjerlaug, H. C. 1994. Forvaltning av fredet rowilt i Hedmark i 1993. Bestandsregistrering, skadedokumentasjon og erstatninger. - Rapport nr. 7. Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernavdelingen.

## Brevreferanser

- Brev 1:** Pressemelding fra Direktoratet for Naturforvaltning 6. juni 1994.
- Brev 2:** Fra Miljøverndepartementet til LD, DN, fylkesmenn og kommuner 24. juni 1994, ref. nr. 93/2969- NK KGA.
- Brev 3:** Fra Direktoratet for naturforvaltning til fylkesmannen i Nord-Trøndelag 6. juni 1994, ref. nr. 94/6374 OB.
- Brev 4:** Fra fylkesmannen i Nord-Trøndelag til Lierne viltnevd 7. oktober 1988, Jnr. 7794/88 PHP/()K.
- Brev 5:** Fra Statens Naturvårdsverk 12. desember 1991, SNV s diari nr. 405-6335-91 Nj.
- Brev 6:** Fra Direktoratet for Naturforvaltning til fylkesmenn 12. juni 1992, ref. nr. 7229/92- 44R 25.

ISSN 0805-469X  
ISBN 82-426-0625-0

014

**NINA**  
**FAGRAPPORT**

NINA Hovedkontor  
Tungasletta 2  
7005 TRONDHEIM  
Telefon: 73 58 05 00  
Telefax: 73 91 54 33

**NINA**  
**Norsk institutt**  
**for naturforskning**