NINAs publikasjoner
NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport
Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning
Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

NINA Oppdragsmelding
Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utrednings-prosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter
Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" 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.

NINA 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).

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

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 1521

Ansvarlig signatur:

Wabakken, P. & Maartmann, E. 1994. Sluttrapport for bjørn-sauprosjektet i Hedmark 1990-93. - NINA Oppdragsmelding xx: x-xx.

Trondheim

ISSN
ISBN

Forvaltningsområde:
Management area:
Rettighetshaver ©:
NINA Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse
Redaksjon:

Design og layout:
Lill Lorck Olden
Sats: NINA
Kopiering: Norservice
Opplag:
Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel: 73 58 05 00

Oppdragsgivere:

REFERAT

Wabakken, P. & Maartmann, E. 1994. Sluttrapport for bjørn-sauprosjektet i Hedmark 1990-93. - NINA Oppdragsmelding xx: x-xx.

Bjørnen (*Ursus arctos*) er for tiden fåtallig og betraktet som en direkte truet dyreart i Norge, med hovedutbredelse i nær tilknytning til våre naboland. Stortinget har sluttet seg til Rovviltmeldingen som skal sikre arten i levedyktige bestander innen avgrensede kjerneområder i Norge. Sør-Norges eneste kjerneområde for bjørn er opprettet i deler av Hedmark fylke.

Sau på beite og bjørn i samme utmark kan medføre betydelige konflikter lokalt. Hvilke faktorer som påvirker bjørneangrep og skadeomfang på sau er lite kjent. I samarbeid med berørte saueeiere har målsettingen for denne undersøkelsen vært å skaffe grunnleggende kunnskaper om bjørneatferd og sau på utmarksbeite som kan være av betydning for å redusere konfliktnivået i forvaltningen av de to artene.

Åtte radiomerkede hannbjørner ble fulgt i Hedmark og tilgrensende strøk av Sverige i 1- 4 beitesesonger 1990-93. Data om sau og sauehold for fireårs- perioden ble innsamlet parallelt. Utbredelse og tetthet av sau på utmarksbeite ble kartlagt for sju av de ni kommunene i kjerneområdet, betegnet som undersøkelsens intensivområde. Radiomerkede bjørners forflytninger i sauebeiteområdene ble rapportert til husdyreierne, og bjørnedrepte sauer kunne eventuelt påvises.

Intensivområdet dekket 11.178 km², eller 41% av fylkets areal. Sauetettheten for intensivområdet totalt var gjennomsnittlig 1.6 sau/km², eller en sjettedel av sauetettheten i Sør-Norge utenfor Hedmark. Utbredelsen av sau var klumpvis fordelt på 65 atskilte beiteområder med variabel sauetetthet (1-43 sau/km²), og samlet utbredelse dekket gjennomsnittlig 24% av intensivområdets areal. Omregnet i heltidsarbeidsplasser tilsvarte saueholdet i intensivområdet 67-70 årsverk.

Stasjonære hannbjørner brukte betydelige arealer på begge sider av riksgrensen, men krysset aldri elven Glomma i vest. Deres flerårsarealbruk varierte fra 7.698-33.041 km². Sesongarealbruk i perioden 1. mai-15. juli var gjennomsnittlig fire ganger større (5.966 km²) enn i perioden 16. juli-30. september (1.458 km²). Under brunsttiden i mai og juni hadde stasjonære hanner mye tilhold i Sverige, mens i juli, og august spesielt, var hannene betydelig oftere å finne på norsk side av riksgrensen.

To hannbjørner av samme kull, født midt i Sverige, innvandret som 3-åringer og dekket store deler av Hedmark fylke, fra Tynset-Folldal i nord til Eidskog-Sør-Odal i sør. Unge hannbjørner ble i større grad påvist på norsk side i siste halvdel av sauebeitesesongen.

Bjørnene var i stor grad kvelds- og nattaktive i perioden mai-september, med liten variasjon mellom bjørner og mellom måneder. Ved 2.558 aktivitets- målinger gjennom 55 døgn var bjørnene i aktivitet 74% av tiden fra kl 19.00-kl 07.30 og i passivitet 79% av tiden fra kl. 08.00-kl 18.30.

Bjørnene viste preferanse for å oppholde seg innenfor kartlagte sauebeiteområder i juli, spesielt i august og i perioden 1.-10. september. Bjørnenes habitatbruk indikerte sterk preferanse for skog i forhold til snaufjell.

I 1990-93 ble totalt 615, 1979 og 2829 søyer og lam henholdvis bekreftet, erstattet og krevd erstattet som drept av bjørn. For de tre kategorier av tap utgjorde dette henholdsvis 0.8%, 2.7% og 3.9% av det totale antall sau på beite i intensivområdet. Andel beiteområder med bekreftede bjørneskader ble fordoblet fra 27% til 57% i løpet av fireårsperioden, og bjørneskader ble bekreftet i 60% av beiteområdene totalt. Av bjørnedrepte sauer med kjent dødsdato (N=520), ble 47% drept i august.

Det ble ikke påvist noen sammenheng mellom beiteområder med bekreftede bjørneskader og ulike tettheter av sau på beite. Beiteområder med mer enn 25% av beitet over tregrensen hadde betydelig mindre sannsynlighet for bjørneskade enn områder med større grad av skogsbeite.

Ved 16 skremmeforsøk i sauebeiteområder flyttet bjørnene seg alltid og ingen viste aggressiv atferd overfor mennesker. En ung bjørn ble bedøvet og flyttet 124 km til Sverige 24. juli 1993. Den ble registrert tilbakevendt etter 81 døgn.

Et særlig høyt antall sauer bjørnedrept i august kan skyldes selektiv utnyttelse av sau for fettlagring mht. vintersøvn hos bjørn, større grad av felles habitatbruk hos bjørn og sau i denne måneden, men også økt bestand av bjørn på denne årstid sammenlignet med tidligere i beitesesongen. Påvist sesongvariasjon med hensyn til stasjonære og innvandrende hannbjørners tilhold på norsk side av riksgrensen kan sannsynliggjøre et høyere antall bjørner i Hedmark i siste halvdel av beitesesongen enn for vår- og forsommerperioden.

I 20-årsperioden etter fredningen i 1973, er det felt mer bjørn i Norge enn den nåværende, gjennomsnittlige bestand på norsk side av riksgrensen. Selektiv avliving av bestemte skadeindivider har vist seg problematisk, og fellingene har i liten grad redusert konflikten mellom bjørn og sauehold. For å minske konflikten, og for å nå Stortingets målsetting om levedyktige bestander av bjørn i norske kjerneområder, bør berørte husdyreiere og forvaltningen i større grad søke løsninger som i tid og rom skiller bjørn og sau på beite. Skadeforebyggende tiltak kan være at sau som i dag beiter spredt konsentreres til fellesbeiter, flytting av sau fra skog- til fjellbeite, dagtilsyn av sau forskyves til kveld og natt, tidligere sanking av sau på skogsbeite og driftsomlegging for enkelte bruk.

Emneord: Norge - radiotelemetri - bjørn - arealbruk - vandring - døgnaktivitet - sau - beiteområder - predasjon - forvaltning

Petter Wabakken og Erling Maartmann, Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernavdelingen, N-2301 Hamar.

ABSTRACT

Wabakken, P. & Maartmann, E. 1994. Final report from the brown bear-domestic sheep project in Hedmark County 1990-93. - NINA Oppdragsmelding xx: x-xx

At present, the brown bear (*Ursus arctos*) is considered an endangered species in Norway, with the main distribution along parts of the national border. In 1992, the Norwegian Parliament adopted a management plan to ensure viable brown bear populations within spesific zones in Norway. In southern Norway, the only established management zone for bears is located in parts of Hedmark County.

Brown bears and domestic sheep grazing unfenced within the same outlying fields may lead to considerable local conflicts. Little is known about the factors that influence bear attacks and the extent of damage to sheep. In cooperation with affected sheep owners, the purpose of this study was to increase the basic knowledge of brown bear behaviour in sheep grazing areas, hopefully to reduce future conflicts in bear-sheep management.

In Hedmark County and adjacent areas of Sweden, eight radio-collared male brown bears were studied during 1-4 sheep grazing seasons during 1990-93. Also, data on sheep and sheep husbandry were collected. The distibution and the densities of sheep were mapped in seven of the nine rural municipalities within the specific bear management zone. This was the intensive study area. Bear movements inside sheep grazing areas were reported to the sheep owners, so sheep killed by bears could be found more easily.

The intensive study area covered 11,178 km², or 41% of the county. The average density sheep grazing within this area was 1.6 sheep/km², one-sixth of that in the rest of southern Norway, outside Hedmark. The sheep were distributed in patches within 65 separate, unfenced grazing areas. Each patch had a variable sheep density (1-43 sheep/ km²). In total, the distribution of grazing areas covered 24% of the intensive study area, and grazing sheep represented an employment equivalent to 67-70 full-time positions.

Resident male brown bears used large areas on both sides of the national border, but were never known to cross the river Glomma, which represented the western edge of the South-Norwegian management zone. Cumulative annual area sizes for resident males were 7,698-33,041 km². The average seasonal area size during 1. May-15. July (5,966 km²) was four times larger than during 16. July-30. September (1,458 km²). During the breeding season in May and June, resident males spent much time in Sweden, whereas in July, and, particularly in August, the bears mainly were located in Norway. Important factors to explain these seasonal movements were the much higher density of females bears in Sweden, and the fact that almost all domestic sheep in the area grazed on the Norwegian side of the border.

Two three-year-old males from the same litter born in central Sweden dispersed individually and covered large areas from the north to the far south of Hedmark County. Young male bears were primarily found in Norway during the second half of the sheep grazing season.

During May-September, the bears were active primarily during the evening and night. Little variation from this activity pattern was found among bears and months. During 2558 activity samples from 55 days, the bears were active 74% and 21% of the time between 19.00 p.m.-07.30 a.m. and 08.00 a.m.-18.30 p.m., respectively.

During July, August, and 1.-10. september, bear locations indicated a preferance for sheep grazing areas. Habitat use by bears indicated a high preferance for forested areas, and avoidance of the alpine zone.

In 1990-93, a total of 615, 1979 and 2829 ewes and lambs were confirmed, compensated and claimed as killed by bear, respectively. These three categories of sheep losses represented 0.8%, 2.7% and 3.9% of the total number of domestic sheep grazing within the intensive study area, respectively. The proportion of sheep grazing areas with confirmed bear damage doubled from 27% to 57% during the four-year period. In total, bear predation on sheep was confirmed in 60% of the sheep grazing areas. For sheep killed by bears and with known date of death (N = 520), 47% was killed in August.

Confirmed bear predation within sheep grazing areas was not correlated with sheep density. For sheep grazing areas with more than 25% of the habitat above the tree-line, there was a lower risk of bear predation compared with more forested grazing areas.

We conducted 16 trials to scare away bears from sheep grazing areas. The bears always moved, and no aggressive behaviour towards humans was noticed. On 24 July 1993, a radio-collared young male was immobilized and translocated 124 km to Sweden. The bear had returned 81 days later.

The high percentage of sheep killed in August may be explained partially by more bears on the Norwegian side of the border at this time of the year. Other explainations may be that bears hunt sheep more actively because of pre-hibernation needs for fat storage, and more similar habitat use by bears and sheep during this month.

During the 20 years after the species was protected in Norway in 1973, more bears have been killed than the average, present number of bears on the Norwegian side of the border. These killings have not reduced the bear-sheep conflict, and selective killing of specific sheep-predating bears has been shown to be problematic. To reduce the conflict, and to keep viable populations of bears within the established bear zones in Norway, affected sheep owners and managers should cooperate and try to a greater extent to separate brown bears and domestic sheep in time and place. We suggest combining low-density sheep grazing areas, moving sheep herds from forested to alpine grazing areas, watching after the sheep primarily during evening and night hours, taking forest-grazing sheep back to home fields earlier, and directing some sheep farmer´s efforts towards other kinds of husbandry.
Key words: Norway-radiotelemetry-brown - bear-home - range-movements-daily - activity-domestic - sheep-grazing - areas-predation-management.

Petter Wabakken and Erling Maartmann, County Governor in Hedmark, County Environmental Protection, Fylkeshuset, N-2301 Hamar, Norway.

FORORD

I forbindelse med bjørneskader på sau har berørte husdyreiere og forvaltningen lenge ønsket mer viten om bjørnens atferd i forhold til sau og det skadebildet som ofte blir registrert. Slike kunnskaper kunne bidra til å effektivisere forebyggende tiltak mot bjørneskader. Radiomerkede bjørner har vært fulgt i Hedmark i et annet prosjekt siden 1988 (Det skandinaviske bjørneprosjektet). Dette prosjektet har lokalisert merkede bjørner en gang i uken, men uavhengig av bjørn-sauproblematikk. Hedmark sau- og geitalslag (HSG), berørte saueeiere og forvaltningen ønsket et prosjekt der radiomerkede bjørner kunne følges mer intensivt i forhold til sau i skadeutsatte deler av Hedmark fylke. Norsk institutt for naturforskning (NINA) tok derfor initiativ til et eget bjørn-sauprosjekt i nært samarbeid med HSG, Fylkesmannen i Hedmark, Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Det skandinaviske bjørneprosjektet (Naturvårdsverket i Sverige, Svenska Jägareforbundet og NINA). Saueeiere over hele fylket ble hvert år invitert til deltagelse i bjørn-sauprosjektet. Deltagelsen var frivillig, og saueeiere som deltok fikk fortløpende tilbakemelding om hvor radiomerkede bjørner hadde vært i deres beiteområder. Forvaltningen, HSG og representanter for deltagende lokallag tok på årlige møter aktivt del i planleggingen av prosjektets faglige prioriteringer. Rutiner for samarbeid og rapportering ble også fastlagt i fellesskap. Data-innsamling pågikk i fireårsperioden 1990-93.

NINA var faglig ansvarlig for prosjektet, med DN som oppdragsgiver. Økonomisk og praktisk støtte ble også gitt av Fylkesmannen i Hedmark, Tiltaksfondet for organisert beitebruk og Hedmark distriktshøgskole, avdeling Evenstad. Dessuten finansierte Foreningen Våre Rovdyr en flypeiling for å finne en bjørn på langvandring.

Skogbruksetaten i kommunene og private skogeiere lånte prosjektet nøkler til skogsbilveger som var låst. Norsk Sau- og geitalslag, Fylkeslandbrukskontoret i Hedmark, HSG, landbruksetaten i kommunene og saueeierne lokalt bidro med opplysninger om sau.

Bjørner ble bedøvet for radiomerking av Egil O. Øen, Robert Franzén, Harald Øverby og Finn Berntsen. Rune Bjørnstad har vært engasjert til omfattende feltarbeid og datainnsamling om både bjørn og sau og har parallelt bistått fylkesmannen med dokumentasjon av bjørneskader. Feltassistanse er også gitt av Morten Bilet, Stein E. Bredvold, Bjørn T. Bækken, Jørn Enerud, Odd R. Fremming, Paul Granberg, Ulf Grinde, Torger Hagen, Göte Jacobson, Per M. Lokholt, Erling Ness, Magnar Nordsveen, Karl A. Olander, Cecilie Onsager, Håkon Solvang, Ole K. Steinset, Eivind Sundet og Arne Söderberg.

Ole Knut Steinset har gjort beregninger av habitattilbud, bjørners døgnaktivitet og forflytninger, samt PC-basert figurframstilling. Svenske Jägareförbundet og Arne Söderberg har bistått med arealberegninger. Erik Mønnes (Hedmark distriktshøgskole) har gitt statistisk hjelp, og Jon Swenson (NINA) har gitt verdifulle kommentarer til manuskriftet. Rapporten er tekstbehandlet av Eva Maanum.

Alle nevnte og unevnte personer og institusjoner takkes for stor hjelp og lærerrikt samarbeid. Saueeierne i Hedmark takkes spesielt for å ha bidratt til at oppfølging av radiomerkede bjørner i beiteområder for sau kunne gjennomføres på en smidig måte.Tidligere ledere av HSG's rovdyrutvalg, Frank Jacobsen og Anne Havrevold, fortjener dessuten en spesiell takk. Prosjektet hadde vært vanskelig å gjennomføre uten deres erfaring, framsynthet og engasjement.

1 INNLEDNING

Bjørnen (*Ursus arctos*) livnærer seg både på vegetabilsk og animalsk føde, og næringsvalget varierer med årstid og ressurstilgang (Collett 1911-12, Haglund 1968, Pearson 1975, Cicnjak et al. 1987, Mattson et al. 1991, Elgmork & Kaasa 1992). Som kjøtteter kan den utnytte åtsler og slakteavfall, men byttedyr så store som voksne individer av elg (*Alces alces*) blir også drept av bjørn (Haglund 1968, Wikan 1970, 1983).

Arten er for tiden meget fåtallig i Norge, hvor antall individer utgjør mindre enn 1% av beregnet bestand ved midten av forrige århundre (Swenson et al. 1994a). Disse bjørnene har nær tilknytning til livskraftige bestander i våre naboland, og utbredelsen i Norge er nå begrenset til 4-5 atskilte områder langs riksgrensen. Videre er bjørnen foreslått re-klassifisert fra sårbar til direkte truet art i Norge (Swenson et al. 1994a).

Bjørnen forvaltes med bakgrunn i Rovviltmeldingen, som Stortinget sluttet seg til i 1992 (Miljøverndepartementet 1992). Målsettingen er å sikre levedyktige bestander av bjørn innen såkalte kjerneområder, der artens reproduksjon skal sikres spesielt. Samtidig har meldingen forutsatt økte ressurser til å redusere konflikter som bjørn og andre store rovdyr kan forårsake i forhold til annen utmarksutnyttelse.

Konflikter med bjørn i Norge er hovedsakelig tilknyttet skader på sau (*Ovis aries*) i utmark (Myrberget 1968, 1978, Elgmork 1979, Mysterud 1980, Kolstad et al. 1984, Wabakken 1991). Bjørnens draps- og spisemønster, samt lagring av sau er beskrevet (Myrberget 1968, Mysterud 1975, 1981, Martinsen & Elgmork 1981, Wikan 1981, Elgmork 1983). Med utgangspunkt i døde sauer er også ulike sider ved skadeutbredelse, skadeomfang og månedsvis skadefordeling studert (Myrberget 1968, Mysterud 1974, Elgmork & Mysterud 1977, Kolstad et al. 1984). Faktorer som påvirker skadebildet og bakenforliggende årsaker til bjørneangrep er derimot mindre kjent (Wabakken 1991). Dessuten har det manglet kunnskap om effekten av ulike skadeforebyggende tiltak. Betydelige beløp har f.eks. vært bevilget til ulike former for tilsyn av sau på dagtid, mens bjørnens døgnrytme og forventet skadetidspunkt på døgnet har vært ukjent.

Radiomerking av bjørn har gitt nye muligheter til å studere forvaltningsrelevante problemstillinger om bjørnens atferd i forhold til sau (Wabakken 1991, Wabakken et al. i manus). Radiomerkede individer i Hedmark fylke ble fulgt intensivt i forhold til sau i årene 1990-93. De samme bjørnene ble også fulgt ukentlig i et annet prosjekt (Wabakken et al. 1992, Swenson et al. 1994a), Hedmark er ett av landets fylker med de største årlige skader av bjørn (Mysterud 1980, Wabakken 1991). I samråd og samarbeid med sauenæring og forvaltning har bjørn-sauprosjektet prioritert å studere følgende problemstillinger:

Kartlegging av eksisterende sauebeiteområder og sauetetthet; var besetningene jevnt eller klumpvis fordelt, og med hvilken sauetetthet?
Bjørners bruk av kartlagte beiteomårder; ble det vist preferanse for beiteområdene, eller hadde bjørnene mer slumpvis tilhold i og utenfor disse og var det årstidsvariasjoner?

Måneds- og sesongvise forflytninger og arealbruk hos radiomerkede bjørner; forekom større forflytninger og arealbruk til visse årstider?
Bjørnens døgnrytme; når på døgnet var de hovedsakelig aktive eller i ro?
Habitatstudier av bjørn; preferanse for skog i forhold til snaufjell?
Analyser av bjørneskader på sau; antall drepte pr. måned, utbredelse, skader og habitat, skader og sauetetthet, skader pr. bjørn.
Forsøk på skremming av bjørn, og evaluering av andre eventuelt skadeforebyggende tiltak. Supplerende opplysninger om bakgrunn og faglige prioriteringer i prosjektet er også beskrevet av Wabakken (1991) og Wabakken et al. (i manus).

2 STUDIEOMRÅDE

Bjørn-sauprosjektets studieområde ble avgrenset til deler av Hedmark fylke der det både var regelmessig forekomst av bjørn og et ønske fra saueeierne om deltagelse i prosjektet. Studieområdet ble inndelt i et intensivområde øst for Glomma og et beredskapsområde lengre vest og nord (**figur 1**). Landskap og habitatstyper i fylket er tidligere beskrevet av Mysterud (1980) og Wabakken et al. (1992). 18% av intensivområdets areal lå over tregrensen.

Intensivområdet var avgrenset av elven Glomma i vest, kommunegrensene mot Alvdal, Tynset, Tolga, Os i nord, riksgrensen mot Sverige i øst og Åsnes kommune i sør. Det dekket viktige deler av vedtatt kjerneområde for bjørn i Sørøst-Norge (Miljøverndepartementet 1992). Størrelsen på intensivområdet var 11.178 km², eller 41% av fylkets totalareal. Samtlige kommuner med årlige dokumenterte bjørneskader var representert, dvs. kommunene Trysil, Elverum og Rendalen. Ellers inkludert i intensivområdet var Engerdal, sammen med Våler, Åmot og Stor-Elvdal kommuner øst for Glomma. Beredskapsområdet dekket Løten, Hamar, Ringsaker, Alvdal, Folldal, Tynset og Os kommuner (**figur 1**). Tolga sør for Glomma og Rendalen, Stor-Elvdal, Åmot og Elverum vest for Glomma var også med i beredskapsområdet (**figur 1**).

Begge typer studieområder hadde de samme varslingsrutiner mht. radiomerket bjørn i sauebeiteområdene. Kun i intensivområdet var det årlige bjørneskader og tilnærmet kontinuerlig tilhold av radiomerket bjørn i undersøkelsesperioden. Radiomerkede individer ble derfor fulgt spesielt intensivt i denne delen av studieområdet. Her ble noe sau sluppet på utmarksbeite i siste halvdel av mai, og enkelte sauer kunne påtreffes ute til september/oktober. Hovedbeitesesongen for sau i intensivområdet var imidlertid alle år i perioden 1. juni-10. september.

3 SAU PÅ UTMARKSBEITE

3.1 Metode

For årene 1990-93 ble tall for sau på utmarksbeite med tilhørende antall eiere innsamlet gjennom kommunenes lokale landbrukskontor i samarbeid med lokale lag og fylkeslaget av Hedmark sau- og geitalslag. Yttergrensene for hvor de enkelte eiere hadde sau på beite ble inntegnet på vanlige turkart i målestokken 1:50 000 (Statens kartverk, M 711). Arealstørrelsen for inntegnede områder med sau på beite ble beregnet med planimeter, og gjennomsnittlig tetthet av sau ble beregnet for de enkelte beiteområdene. Endringer i beiteområdene ble justert og tettheten estimert år for år. Overlappende beiter ble klassifisert som ett beite-område. Alle saueeiere var ikke tilsluttet organisert beitebruk, men prosentandel eiere tilsluttet i hvert fylke var kjent. Likeledes var antall sauer på beite tilsluttet organisert beitebruk kjent for hvert fylke. Antall sau på utmarksbeite i Hedmark totalt, og i Sør-Norge forøvrig, ble således beregnet på grunnlag av tall basert på grad av tilslutning til organisert beitebruk i de enkelte fylkene. Opplysninger ble innhentet fra Norsk sau- og geitalslag.

3.2 Antall, utbredelse og tetthet

Antall sau på utmarksbeite i intensivområdet varierte lite fra år til år, men antallet ble redusert med 3.7% fra 1990-1993 (**tabell 1**). I denne fireårs-perioden gikk gjennomsnittlig 18.262 søyer og lam fritt på beite i det aktuelle området. For intensivområdet sett under ett var gjennomsnittstettheten 1.6 sau/km², d.vs. en betydelig lavere tetthet av sau enn i resten av fylket eller i Sør-Norge forøvrig. Der var sauetettheten 4-6 ganger høyere (**tabell 2**).

Utbredelsen av sau i intensivområdet var ujevn og klumpvis fordelt i ulike beiteområder (**figur 2**). Sauetettheten innen de enkelte beiteområdene varierte fra 1-43 sau/km² (**figur 3**). Gjennomsnittlig tetthet av sau for totalt beiteareal i intensivområdet var i fireårsperioden 6.8 sau/km².

Noen begynte med sau, mens andre sluttet, og antall saueeiere ble redusert med 7% i undersøkelsesperioden (**tabell 1**). Dette gjorde at utbredelse og tetthet av sau på beite kunne variere fra år til år. Det ble i alt kartlagt 65 atskilte beiteområder (**figur 2**), hvorav utbredelsen for 49 av disse var uforandret i hele perioden 1990-93. Gjennomsnittlig var det 62 beiteområder med sau pr. år i intensivområdet. Samlet utbredelse av sau utgjorde 23.0-25.2% av intensivområdets areal pr. år, og 24.2% for fireårsperioden i gjennomsnitt.

Omregnet i heltidsarbeidsplasser representerte saueholdet i intensivområdet tilsammen 67-70 årsverk i undersøkelsesperioden (**tabell 1**).

4 AREALBRUK HOS BJØRN

4.1 Metode

Tilfeldige bjørner ble lokalisert, bedøvet og radiomerket på vårsnø, som tidligere beskrevet (Bjärvall et al. 1990, Wabakken et al. 1992). To kullsøsken født i Sverige ble dessuten lokalisert og radiomerket ved hjelp av morens radiosender (Wabakken et al. i manus).

Totalt åtte, 2-10 år gamle, radiomerkede bjørner ble studert i en kortere eller lengre del av prosjektperioden. Alle var hanner (**tabell 3**). Fire av disse åtte bjørnene var av ulike årsaker døde tre år etter prosjektstart, hvorav to skutt under lisensjakt i Sverige (Wabakken et al.1992, i manus). Kun én av de åtte, kalt Sjølibjørnen, ble studert i samtlige fire år, ellers ble 3-5 individer studert hvert år (**tabell 3**). Bjørner studert i intensivområdet ble forsøkt lokalisert minimum 3 dager pr. uke i månedene mai-september. De ble primært lokalisert ved radiopeiling fra fly eller bil (Wabakken et al. i manus).

Det ble skilt mellom innvandrende og stasjonære bjørner. Et individ ble klassifisert som stasjonært hvis det var fire år eller eldre og ble lokalisert i de samme deler av intensivområdet gjenntatte ganger i løpet av en peileperiode på minimum ett år. Bjørner ble klassifisert som innvandrende hvis de var født av kjent mor i Sverige og seinere oppholdt seg i intensivområdet en kortere eller lengre periode før de deretter forlot området og vandret videre.

Arealbruk ble beregnet for stasjonære bjørner ved konveks-polygonmetoden (Mohr 1947). Det totale arealbruk for en peileperiode på mer enn ett år (flerårsareal) og arealbruk pr. år (årsareal) ble beregnet på grunnlag av alle peileposisjoner.

Peileperioden mai-september ble for hvert år delt i to, og arealbruk beregnet for brunstsesongen (1. mai-15. juli) og sesongen etter brunst (16. juli-30. september). Bjørnenes månedsvise arealbruk ble også beregnet fra første til siste dag lokalisert i de enkelte månedene mai-september. Sesong- og månedsarealer ble kun beregnet for stasjonære bjørner, og maximum én posisjon pr. dag ble benyttet. Månedsarealer ble kun beregnet for bjørner som var lokalisert minimum ni dager pr. måned, d.v.s bjørner funnet gjennomsnittlig to ganger pr. uke i den aktuelle måneden.

Kruskal-Wallis enveis test, Mann-Whitney U test og Wilcoxon to-utvalg test, tohalet, ble benyttet for å undersøke eventuelle statistiske forskjeller mellom sesong- eller månedsarealer (Sokal & Rohlf 1969).

4.2 Stasjonære bjørner

Fire av åtte radiomerkede bjørner ble klassifisert som stasjonære. To av disse, Fulufjells- og Sjølibjørnen, ble fulgt i henholdsvis tre og fire år av undersøkelsesperioden (**tabell 3**).

4.2.1 Flerårs- og årsarealer

Stasjonære bjørner brukte betydelige arealer på begge sider av riksgrensen, og flerårsarealene dekket store deler av intensivområdet på norsk side (**figur 4**). Alle fire ble også påvist i Värmlands län, tre av dem ble flere ganger påtruffet i deler av Kopparbergs län og to brukte dessuten arealer som omfattet deler av Jämtlands län. På norsk side ble alle fire påvist vestover mot Glomma, men aldri vest for denne elva.

Flerårsarealer varierte i størrelse fra ca. 7.700-33.000 km² (**tabell 4**). Årsarealer for de enkelte bjørnene ble ikke beregnet for hele perioden 1990-93. Et gjennomsnittlig årsareal på 7.760 km², som i vesentlig grad bygger på data for de fire bjørnene, er imidlertid beregnet for årene 1990-91 (**tabell 7**; i Wabakken et al. 1992).

4.2.2 Sesong- og månedsarealer

Sesongarealer for stasjonære hannbjørner var for perioden 1. mai-15. juli gjennomsnittlig fire ganger større enn påfølgende periode 16. juli-30. september (**tabell 5**). Hannenes arealbruk i første periode var signifikant større enn arealbruken i andre periode (U_S = 94, $n_1 = n_2$ = 10, P<0.002). Eksempler er vist for to hanner med sesongarealbruk nærmest beregnede gjennomsnittsverdier (**figur 5**).

Størrelsen på arealbruk hos bjørn i de enkelte månedene mai-september varierte signifikant (Kruskal-Wallis enveis test = 20.307, n = 44, df = 4, p < 0.001). Det syntes å være størst variasjon i bjørnenes arealbruk i perioden mai-juli (**figur 6**).

Bjørnene brukte større arealer i mai-juni enn samlet for månedene juli-september (U_S = 401.0, n_1= 27, n_2 = 17, p < 0.001, Mann-Whitney U test). Videre var det for mai og juni ingen signifikant forskjell i arealbruk (U_S = 39, n_1 = 9, n_2 = 8, P>0.2). Sammenlignet med juni, brukte hannene derimot arealer som var signifikant mindre i juli (U_S = 62, n_1= 9, n_2 = 8, P<0.02), august (U_S = 71, n_1 = 10, n_2 = 8, P<0.01) og september (U_S = 61, n_1 = 9, n_2 = 8, P<0.002). Det var ingen signifikant forskjell i arealbruk mellom juli og august (U_S = 58, n_1 = 10, n_2 = 9, P>0.2).

4.2.3 Bjørn i Norge eller Sverige

I perioden mai-september 1990-93 ble stasjonære, radiomerkede hannbjørner påvist i Norge i 79% av dagene lokalisert (N = 706). Andel dager de oppholdt seg på norsk side eller i Sverige varierte fra måned til måned (**tabell 6**), og var ikke fordelt tilfeldig (X^2 = 40.05, df. = 4, p<0.001). Bjørnene benyttet i signifikant større grad svenske arealer i mai og juni, mens de i juli og august hadde en signifikant større tendens til å oppholde seg på norsk side av riks-grensen (**figur 7**). Forskjellen i tendens til å oppholde seg på svensk eller norsk side var særlig markert for juni sammenlignet med august, 34% respektivt 8% (X^2 = 31.50, p<0.001).

4.3 Innvandrende bjørner

To treårige hannbjørner, kalt "Nuppi" og "Keski", innvandret til intensivområdet fra Sverige i 1992 (Wabakken et al. i manus). De var kullsøsken født av en radiomerket binne ved Noppikoski, Orsa-Finnmark. Nuppi ble avlivet i Hedmark utenfor intensivområdet samme år (Wabakken et al. i manus). Keski overvintret i intensivområdet, og ble siste gang påvist der 18. mai 1993. Deretter vandret den sørover gjennom Finnskogen og Värmlands län, der den sist ble lokalisert i Sverige ved Charlottenberg 17. juni. I juli og ut resten av 1993 ble Keski kun lokalisert i kommunene Eidskog, Kongsvinger og Sør-Odal på norsk side av riksgrensen (**figur 8**).

Generelt oppholdt de to innvandrende, unge hannbjørnene seg på begge sider av riksgrensen i deler

av juni (Nuppi 1992, Keski 1992 og 1993). De ble deretter kun registrert på norsk side fra og med henholdsvis 23. juni, 16. juli og 4. juli.

5 DØGNFORFLYTNING HOS BJØRN

5.1 Metode

Døgnforflytning i månedene mai-september ble beregnet for stasjonære bjørner. Bjørnene ble lokalisert fra fly med ett døgns mellomrom. I denne analysen ble ett døgn definert som 24 ± 6 timer. Beregnet avstand mellom de to punktene der en bjørn var blitt lokalisert det aktuelle døgnet ble korrigert til en strekning som tilsvarer 24 timer. Denne verdien ble definert som døgnforflytning og brukt i de videre beregninger.

Materiale der bjørn den påfølgende dagen var lokalisert fra bakken ble ikke benyttet p.g.a. faren for underestimering. Hvis en bjørn forflyttet seg langt og raskt i løpet av et døgn kunne den være vanskelig å finne igjen ved markpeiling. Ved markpeiling kunne således bjørner som hadde forflyttet seg lite bli overrepresentert i materialet. Det skal også presiseres at beregnede døgnforflytninger gjelder luftlinjeavstander og bør derfor betraktes som minimumsforflytninger.

Ved statistisk sammenligninger av døgnforflytning i de enkelte månedene ble det brukt Kruskal-Wallis enveis test, Mann-Whitney U test og Wilcoxon to-utvalg test, tohalet (Sokal & Rohlf 1969).

5.2 Døgnforflytning

Bjørnenes gjennomsnittlige døgnforflytning var 14,9 km/24t for perioden mai-september (N= 56). Forflytningene varierte fra 0-42.4 km/24t (**figur 9**). Det var en tendens til forskjeller i forflytning pr. døgn for de enkelte månedene mai-september; forskjellene var på grensen til å være signifikante (Kruskal-Wallis enveis test = 9.107, n = 56, df 0 4, p = 0.058). I perioden mai-juni var døgnforflytningene større enn i perioden juli-september, og forskjellen var signifikant (U_S = 564.0, n_1 = 31, n_2 = 25, p < 0.01, Mann-Whitney U test). Gjennomsnittlig døgnforflytning i førstnevnte periode var 19.5 km/24t (N= 25), mens i juli-september forflyttet bjørnene seg gjennomsnittlig 11.2 km pr. Døgn (N= 31), målt i luftlinje.

6 DØGNAKTIVITET HOS BJØRN

6.1 Metode

Døgnrytme hos hannbjørner ble studert med 30 minutters intervaller gjennom 24 timer kontinuerlig radiopeiling. Radiosenderne ga ulike signaler når bjørnene var aktive eller passive. Hver sender var konstruert slik at når dyret var i bevegelse gikk den med raskere takt enn når dyret var i ro (ca 25 ekstra pip pr. minutt). Signalstyrken endret seg også kontinuerlig når dyret var i bevegelse.

Raske signaler og variabel signalstyrke ble således klassifisert som aktivitet hos bjørn. Motsvarende ble færre signaler og konstant signalstyrke klassifisert som at bjørnen var passiv.

Brå bevegelse av en radiosender medførte umiddelbart aktive signaler, mens senderen først etter 2 minutter i ro ga passiv-signaler. Teoretisk kunne derfor radiosenderen til en bjørn som lå i ro, men som raskt løftet på hodet, i noen tilfeller gi signaler som tydet på aktivitet. Aktive signaler fra samme posisjon, der det en halv time både før og etter ble hørt passive signaler, ble derfor klassifisert som passivitet. De relativt få tilfellene der det var vanskelig å avgjøre passivitet eller aktivitet ble utelatt.

6.2 Døgnrytme

Fem bjørner på fire år eller eldre ble fulgt totalt 55 døgn i perioden 15. mai-26. september. Materiale ble med andre ord innsamlet fra de fire stasjonære bjørnene og Keski (**tabell 3**). I alt 2558 aktivitets- eller passivitetsbestemmelser ble innsamlet, eller gjennomsnittlig 46.5 bestemmelser pr. døgn. Totalt sett var bjørnene aktive eller passive i henholdvis 49.9 og 50.1% av døgnet. De kunne være aktive eller i ro når som helst, men syntes likevel i hovedsak å følge en bestemt døgnrytme.

For perioden mai-september sett under ett, var døgnrytmen delt i en lang passiv periode på dagtid og en lengre aktiv periode kveld og natt (**figur 10**). Kontinuerlig for hver halvtime fra kl. 08.00 til kl. 18.30 var bjørnene passive i mer enn 50% av de ca. 1200 tilfellene der det ble lyttet etter aktivitet. Tilsvarende var bjørnene primært aktive i alle halvtimes-intervaller fra kl. 19.00 til kl. 07.30.

I det sistnevnte tidsrommet var bjørnene aktive i 1022 tilfeller (74.4%) av de 1373 aktivitets- eller passivitetsbestemmelsene. I førstnevnte tidsrom var bjørnene aktive i 254 tilfeller (21,4%) av totalt 1185 bestemmelser. Forskjellen var høyst signifikant, og illustrerer bjørnenes tendens til å være i ro på dagtid og aktive kveld og natt (X^2 = 714.69, p<0.001).

Figur 10 viser også at bjørnene var spesielt aktive fra kl. 21.30-02.30 (≥ 80% aktivitet). De hadde dessuten en spesielt inaktiv periode fra kl. 09.30-16.00 (≥ 80% passivitet).

For de enkelte månedene mai-september viste bjørnene i hovedtrekk det samme aktivitetsmønsteret som for hele perioden sett under ett (**figur 11-15**). Det var kun små forskjeller i døgnrytme fra måned til måned, men i september var bjørnene ikke lenger så markert aktive om natten (**figur 15**).

Sjølibjørnen ble intensivpeilet i 19 av de totalt 55 døgnene der døgnrytme ble studert. En sammenligning mellom denne og de resterende fire bjørnene viste ingen markerte forskjeller mht. døgnrytme (**figur 16**).

7 BJØRN I SAUEBEITE-OMRÅDER

7.1 Metode

Sju av de radiomerkede hannbjørnene oppholdt seg i kortere eller lengre tid innenfor intensivområdet på norsk side i perioden mai-september 1990-93. Det ble da studert i hvilken grad disse befant seg innenfor eller utenfor kartlagte beiteområder med sau. En posisjon pr. bjørn pr. døgn ble benyttet i analysen. Bjørnenes bruk av arealer innenfor eller utenfor sauebeiteområder ble statistisk testet mot totalarealet av kartlagte beiteområder ved føyningstest (Parker 1979).

7.2 Tilhold i beiteområder

Totalt for månedene mai-september, ble bjørnene lokalisert innenfor kartlagte sauebeiteområder signifikant oftere enn det som kunne forventes hvis vandringene var tilfeldige (**tabell 7**; 37% v.s. 24.2%, N = 625, X^2 = 25.27, P<0.001).

I månedene juni-september oppholdt bjørnene seg mer enn forventet innenfor de kartlagte beiteområdene, noe som var signifikant for juli (37% v.s. 24.2%, N = 153, X^2= 5.58, p<0.05) og august (57% v.s. 24.2%, N = 174, X^2 = 38.59, p<0.001), men ikke for juni (33% v.s. 24.2%, N = 96, X^2 = 1.97, p>0.1) eller september (34% v.s. 24.2%, N = 103, X^2 = 2.40, p>0.1). I mai hadde bjørnene signifikant mindre tilhold innenfor beiteområdene enn forventet (11% v.s. 24.2%, N = 99, X^2 = 5.87, p<0.05). Det kom imidlertid fram klare forskjeller hvis september ble delt i to perioder, før og etter tillatt jakt med løshund fra 10. september (da de fleste sauene er hentet fra utmarksbeite). Bjørnene ble i signifikant større grad påtruffet innenfor sauebeiteområdene i første periode (1.-10. september) sammenlignet med siste (11.-30. september), da tilhold innenfor sauebeiteområdene ble redusert til en tredjedel; (56% v.s. 19%, N = 103, X^2 = 14.85, p<0.001).

8 HABITATBRUK HOS BJØRN

8.1 Metode

For posisjonsbestemmelser av radiomerkede bjørner i intensivområdet mai-september 1990-93, ble habitat klassifisert til skog og snaufjell, dvs. arealer under og over tregrensen. Habitattilbudet i intensivområdet ble klassifisert tilsvarende ved hjelp av et 5 km x 5 km rutenett. Kart av samme type som tidligere beskrevet ble benyttet (**kapittel 3.1**). Punkter som lå i tregrensen ble gitt en halv verdi hver av skog og snaufjell.

I alt sju radiomerkede bjørners habitatbruk i intensivområdet ble studert. En posisjon pr. bjørn pr. dag ble benyttet i habitatanalysen.

8.2 Skog og snaufjell

Bjørnene ble lokalisert til snaufjell i 14.5 (2%) av totalt 625 posisjonsbestemmelser i perioden mai-september, mens i intensivområdet ble snaufjell funnet i 63 (15%) av tilsammen 417 habitatbestemmelser, noe som indikerte preferanse hos hannbjørner for skog i forhold til snaufjell (X^2 = 59.41, p<0.001).

9 BJØRNESKADER PÅ SAU

9.1 Metode

Undersøkte døde sauer ble klassifisert som bekreftet bjørnedrept når obduksjon kunne dokumentere eller når åstedsgransking kunne sannsynliggjøre at bjørn var skadegjører. Feltundersøkelsen skulle i så fall påvise spiseatferd og karakteristiske spor og sportegn etter arten på stedet. Krav og antall sauer erstattet som bjørneskade ble innhentet fra Direktoratet for naturforvaltning og Fylkesmannen i Hedmark.

De enkelte beitearealene ble klassifisert som områder med lav, moderat eller høy sauetetthet. Dette ble gjort for å teste om det var noen sammenheng mellom sauetetthet og i hvilke beiteområder bjørneskader kunne bekreftes. Lave tettheter av sau gjaldt verdier under eller tilnærmet lik gjennomsnittet for alle beiteområdene i intensivområdet. ($\leq$ 6.9 sau/km²). Moderat og høy sauetetthet ble definert som henholdsvis 7-15 sau/km² og mer enn 15 sau/km².

Beiteområdene ble også habitatklassifisert med hensyn til skog og ulik grad av fjellbeite. Dette ble gjort for å teste om det i mindre grad ble bekreftet bjørneskade i beiteområder med en betydelig andel beiteareal på snaufjell. Beitene ble habitatklassifisert som 1) under tregrensen (skog), 2) høyereliggende skog med mindre arealer av snaufjell (<25%) og 3) høyereliggende skog og betydelige arealer av snaufjell (>25%). Snaufjell og skog ble klassifisert fra kart som tidligere beskrevet (**kapittel 3.1 og 8.1**)

I habitat- og sauetetthetsanalyser ble alle beiteområder og år først sett under ett (N= 248). Deretter ble en ny analyse gjort, begrenset til beiteområder med uforandret areal og med sau i hele fire-årsperioden 1990-93 (N = 49).

Radiomerkede bjørners forflytninger i sauebeiteområder ble rapportert til aktuelle saueeiere, og bjørnedrepte sauer kunne eventuelt påvises.

9.2 Antall drepte sauer pr. måned og år

Antall bekreftede bjørnedrepte sauer i intensivområdet økte i perioden 1990-93, mens antall sauer krevd erstattet og antall erstattede varierte mer (**figur 17**). Totalt ble 615, 1979 og 2829 søyer og lam henholdsvis bekreftet, erstattet og krevd erstattet som drept av bjørn i den aktuelle perioden (**figur 18**). Av 520 sauer der dødstidspunkt kunne bestemmes, var nær halvparten (47.1%) drept i august (**figur 18**). Også for de enkelte årene 1990-93 ble flest sauer bjørnedrept i denne måneden (**figur 18**).

9.3 Skadetidspunkt på døgnet

Sau ble ikke funnet drept mens radiopeiling pågikk, og drapstidspunkt på døgnet kunne ikke bestemmes ved noe tilfelle. Tre ganger under døgnkontinuerlig overvåking registrerte imidlertid peilepersonell skremte sauer som ble jaget eller sprang i panikk der radiomerket bjørn befant seg. Disse tre tilfellene skjedde alle seint på kvelden eller omkring midnatt, og to av gangene var det helt mørkt (tre ulike bjørner; 25. august 1990 kl. 23.30, 30. juni 1991 kl. 01.00 og 2. september 1993 kl. 22.05). Mistenkte angrep ble forsøkt avverget (se **kapittel 10.2**). Feltpersonell observerte bjørn og sau samtidig bare i ett tilfelle. Bjørnen angrep ikke til tross for kort avstand mellom dem (Wabakken et al. i manus). Det var kveld, men dagslys (en fjerde bjørn; 4. juli 1992 kl. 22.25-22.50).

9.4 Utbredelse av skader

Bjørneskader ble bekreftet i et flertall av beiteområdene, både for alle beiteområder sett under ett (**figur 19**; 60%, N=65) og for de med sau i alle fire år 1990-93 (**figur 20**; 61%, N=49). For beiteområder og år totalt sett (N=248), ble andelen sauebeiteområder med bekreftede bjørneskader fordoblet fra 1990 (27%) til 1993 (57%).

Andel beiteområder med bekreftede bjørneskader var 36% både i 1991 og 1992.

I enkelte beiteområder var det imidlertid år etter år ingen påviselige bjørneskader, selv om flere av dem befant seg få kilometer fra beiteområder med bekreftede skader hvert år (**figur 19, 20**).

9.5 Skader og bjørnebestand

To uavhengige beregninger har vist at det gjennomsnittlig var henholdsvis sju og 3-7 bjørner i Hedmark i årene 1988-93 og 1991-93 (Swenson et al. 1994a). Beregningene gjaldt vår og forsommer (mars-juni), mens resultater fra vår undersøkelse indikerte større bjørnetall på norsk side av riksgrensen etter denne perioden (se diskusjon).

Antall bjørner i intensivområdet i vår undersøkelse ble ikke beregnet spesielt. Intensivområdet dekket mindre enn halve Hedmark fylke, men arealet omfattet de mest aktuelle deler av fylket med regulær forekomst av bjørn.

Forutsatt gjennomsnittlig sju bjørner i intensivområdet i hvert av årene 1990-93, ble henholdsvis 22 (18-29) sauer bekreftet bjørnedrept, 71 (61-80) sauer erstattet som bjørnedrept og 101 (85-124) sauer krevd erstattet i gjennomsnitt pr. bjørn pr. år. Tall i parentes angir minimum-maximumsverdier for enkeltår. Flertallet av sauene som ble bekreftet bjørnedrept var bare delvis påspist av bjørn.

Antall bekreftede, antall erstattede og antall sauer krevd erstattet utgjorde gjennomsnittlig henholdsvis 0.8 (0.7-1.2)%, 2.7 (2.3-3.0)% og 3.9 (3.2-4.7)% av antall sauer på utmarksbeite i intensivområdet 1990-93. Tall i parentes angir minimum-maximumsverdier for enkeltår.

9.6 Skader og sauetetthet

For beiteområder og år sett under ett, ble det ikke funnet noen sammenheng mellom beiteområder med ulike tettheter av sau og hvilke beiteområder som hadde påviselige bjørneskader eller ikke. (**tabell 8**; $X^2 = 1.19$, df = 2, $p > 0.5$). Fordeling av samtlige beiteområder og år med ulike tettheter av sau og bekreftet bjørneskade eller ikke, er vist i **tabell 8**.

For uforandrede beitearealer i fireårsperioden var det heller ingen signifikant forskjell mellom lav og moderat-høy sauetetthet i forhold til antall år med eller uten bjørneskade (**tabell 9**; X^2 0,79, df. = 2, $p > 0.5$).

9.7 Skader og habitat

En analyse av alle beiteområder summert for enkeltår viste en signifikant forskjell mht. påvist bjørneskade og beiteområdenes grad av skogs- eller fjellbeite (**tabell 10**; $X^2 = 19.97$, df = 2, $p < 0.001$). For beiteområder med mer enn 25% fjellbeite var andelen med bjørneskader en tredjedel av andelen beiteområder med bjørneskader på reint skogsbeite eller ved liten grad av fjellbeite (**tabell 10**; 16% v.s. 45-52%).

10 FOREBYGGENDE TILTAK

10.1 Metode

Ved bekreftede bjørneskader, og med mistanke om radiomerket bjørn som skadegjører, ble den radiomerkede i enkelte tilfeller forsøkt skremt ut av det aktuelle beiteområdet. Peilepersonellet forsøkte da å skremme ved å komme nært og brått på den og deretter gi lyd. Deretter ble bjørnen radiopeilet, oftest den nærmeste timen, og deretter helst dagen etter. Flytting av bjørn ble forsøkt etter bedøvelse fra helikopter. I ett tilfelle med omfattende bjørneskader i de sauerikeste deler av fylket, fattet forvaltningen vedtak om felling av en radiomerket bjørn. Felling ble ikke utført av prosjektet, men av forvaltningens eget bjørnefellingslag.

10.2 Skremmeforsøk

Ved mistanke om skade ble i alt seks radiomerkede bjørner forsøkt skremt ut av sauebeiteområder tilsammen 16 ganger, fordelt på 11 dager. I ett og tre av disse tilfellene ble det gjennomført henholdsvis tre og to skremmeforsøk samme dag. Dagene med forsøk på skremming var fordelt på mai (1), juli (2), august (7), og september (1).

Bjørnene flyttet seg ved alle skremmeforsøk, og det ble aldri registrert irritasjon eller aggresiv atferd fra bjørn under forsøkene. Alltid når bjørn ble skremt fra et leie, satte de umiddelbart avgårde i stor fart (N=7). I 7 (64%) av 11 dager med skremmeforsøk, ble aktuell bjørn dagen etter funnet utenfor områder med sau. Ved de resterende tilfellene befant bjørnene seg utenfor beiteområdene gjennomsnittlig 4.5 (2-9) døgn seinere.

Etter 10 (91%) av de 11 dagene med skremming ble bjørnene igjen påvist i sauebeiteområder, gjennomsnittlig 5.1 (1-19) dager seinere. I det resterende tilfellet ble bjørnen ikke påvist blant sau resten av sesongen. I sju (78%) av ni tilfeller kom bjørnene også tilbake til beiteområdet der de tidligere var skremt. Returen ble registrert etter gjennomsnittlig 17 (1-40) døgn.

Det skal også nevnes at peilepersonell i alt tre ganger registrerte skremte sauer som ble jaget eller sprang i panikk da radiomerket bjørn var i nærheten (se **kapittel 9.3**). Vedkommende som radiopeilet stilte seg da i alle tre tilfeller mellom sau og bjørn i forsøk på å hindre eventuell skade. Ved to av forsøkene var det vanskelig å ha fullstendig oversikt på grunn av nattemørket, men det ble ikke funnet sauer som var drept i etterkant av disse episodene.

10.3 Flytting av bjørn

I 1992 ble en bjørn bedøvet og forsøkt flyttet østover fra Oppland fylke i forbindelse med skader på sau (Åstabjørnen). Den var opprinnelig radiomerket i Hedmark, vest for intensivområdet. Bjørnen døde imidlertid under transport (Wabakken et al. i manus).

I 1993 ble det igjen forsøkt å flytte en radiomerket bjørn østover fra Oppland (Volsjøbjørnen). Denne gangen var selve flyttingen vellykket. Bjørnedrepte sauer var da funnet der den merkede bjørnen befant seg, i Stor-Elvdal kommune vest for Glomma (først ved Mykleby deretter ved Sollia). Bjørnen ble bedøvet 24. juli øst i Ringebu kommune, og fraktet i helikopter på tvers av Hedmark og inn i Sverige. Etter avtale med svenske myndigheter ble den sluppet øst for Idre i Älvdalen kommune (**figur 21**). Målt i luftlinje ble den flyttet 124 km. Natt til 14. august krysset den igjen riksgrensen inn i Norge (21 døgn etter flytting). Og fire døgn seinere var den igjen i et beiteområde for sau, nå i Rendalen kommune (25 døgn etter flytting). Der ble fem sauer dokumentert bjørnedrept, trolig drept av Volsjøbjørnen. Deretter forflyttet den seg vestover inn i et større beiteområde,

der én eller flere umerkede bjørner drepte et betydelig antall sau. Der ble den i 10 dager, før den natt til 5. september igjen krysset Glomma vestover og forlot intensivområdet (**figur 21**). Bjørnen ble registrert tilbake ved Mykleby og Sollia etter henholdsvis 46 og 81 døgn.

10.4 Felling av bjørn

En treårig, radiomerket hannbjørn ble etter fellingstillatelse felt nordvest i Hedmark den 28. august 1992, 66 dager etter innvandring fra Sverige (Nuppi). Med stor sannsynlighet var den ansvarlig for 68 dokumentert bjørnedrepte sauer utenfor intensivområdet (Tynset, Alvdal og Folldal kommuner, Wabakken et al. i manus).

11 DISKUSJON

11.1 Vandringer og arealbruk hos bjørn

De radiomerkede hannbjørnene i prosjektet utnyttet rekordstore arealer. Dette gjaldt både stasjonære og innvandrende dyr. Ingen av dem brukte arealer begrenset til Hedmark fylke, og alle bjørner som ble fulgt i mer enn to måneder benyttet arealer på begge sider av riksgrensen.

Større vassdrag var ingen absolutt barriere for hannenes vandringer. Natt til 9. mai 1992 svømte en fireårig hannbjørn over innsjøen Mjøsa (Wabakken et al. i manus), en strekning på ca 1.6 km. En toårig og en treårig unghann krysset Glomma tilsammen fire ganger i begge retninger. Derimot ble det ikke påvist at stasjonære hanner krysset denne elven. Disse hadde hovedsakelig tilhold i intensivområdet øst for Glomma og i tilgrensende strøk av Sverige. Hanner, fire år eller eldre, vandret med andre ord ikke vest for foreslått kjerneområde i Rovviltmeldingen (Miljøverndepartementet 1992).

Flerårsarealbruk hos stasjonære hanner var 2-10 ganger større enn påviste maksimalverdier for flerårsarealer hos nord-amerikanske bjørner av samme art (Canfield & Harting 1987, Blanchard & Knight 1991) og 3-14 ganger større enn det maksimale som er beskrevet for bjørn lenger sør i Europa (Clevenger & Purroy 1991). Tilsvarende var også årsarealene til hanner i grensetraktene større enn maksimalverdiene påvist for radiomerkede bjørner andre steder i Europa og Nord-Amerika (Wabakken et al. 1992).

Stort arealbruk ble i særlig grad påvist i første halvdel av sesongen (1. mai-15. juli), dvs. månedene mai og juni. Det samme gjaldt døgnforflytning, som var spesielt markert i mai og juni. Disse to månedene omfatter den viktigste parringstiden for skandinavisk bjørn (Wabakken et al. 1992).

Stasjonære hanners vidstrakte arealbruk i grensetraktene på denne årstiden kan forklares ved søk etter fåtallige eller stedvis manglende binner i randsonen av en større reproduserende bestand som befinner seg lenger øst i Sverige (Wabakken et al. 1992). Den skandinaviske bestanden av bjørn består av fire atskilte binneområder der det meste av reproduksjonen foregår (Swenson et al. 1994 a & b). Utenfor kjerneområdene er det signifikant mindre binner enn innenfor, og andelen hannbjørner dominerer (Swenson et al. 1994a). Prosjektets intensivområde og Hedmark fylke ligger utenfor disse kjerneområdene for reproduksjon. Denne forklaring støttes også ved at stasjonære hanner i bjørnsauprosjektet i mai og juni oppholdt seg i Sverige i signifikant større grad enn hva som kunne forventes ved tilfeldige vandringer. I juli og spesielt i august, da brunsttiden var over, hadde hannbjørnene derimot signifikant større tendens til å oppholde seg på norsk side av riksgrensen.

Det var likevel ikke helt fritt for binner i intensivområdet. Sommeren 1993 hadde en radiomerket binne med unger delvis tilhold øst i Trysil (Wabakken et al. 1994). Det skal heller ikke utelukkes at enkelte umerkete binner også har hatt tilhold på norsk side i undersøkelsesperioden. I brunsttiden ble det f.eks. gjort observasjoner av radiomerket hannbjørn ifølge med umerket bjørn i Våler, Elverum, Rendalen og Trysil kommuner (**figur 22**).

11.2 Bjørneskader, sauetetthet og habitat

Antall bekreftede bjørneskader i intensivområdet økte fra 1990 til 1993, og antall sauebeiteområder med bekreftede bjørneskader ble fordoblet i denne perioden. Beredskap og rutiner for skadedokumentasjon var tilnærmet de samme disse årene.

Økningen i skadeomfang kan indikere at bjørnestammen i intensivområdet er i vekst. Utbredelsen av bjørn i Hedmark er sammenhengende med bjørnestammen på svensk side av grensen, der denne felles bestanden har sin hovedutbredelse (Wabakken et al. 1992, Swenson et al. 1994a). Bjørnebestanden i Sverige har vært i jevn, svak vekst i flere 10-år (Swenson et al. 1994b), og innvandrende hannbjørner fra Sverige har påviselig drept sau også lenger vest enn intensivområdet i Norge (Wabakken et al. i manus). En mulighet er derfor at veksten i svensk bestand har resultert i flere bjørner (vesentlig yngre hanner) og økte skader på sau på norsk side av riksgrensen. Alternative forklaringer kan være at økningen i skadeomfang skyldtes tilfeldigheter og individuelle atferdsforskjeller hos bjørn i forhold til angrep på sau.

Våre undersøkelser har i liten grad studert slike individuelle atferdsforskjeller, men enkelte iakttagelser kunne tyde på at eldre, stasjonære hanner gjorde mindre skade enn yngre innvandrere av samme kjønn. Således ble det i fireårsperioden ikke funnet beviselige skader etter Sjølibjørnen eller Fulufjellsbjørnen, de to eldste stasjonære hannene i prosjektet. Sjølibjørnen ble også observert iakta sau på få meters hold uten å vise interesse for angrep (Wabakken et al. i manus). Videre ble det i forbindelse med to av Fulufjellsbjørnens lengste opphold i sauebeiteområder ved nærmere undersøkelser ikke påvist skader på sau. Det ble derimot i begge tilfeller funnet bjørnedrept elg der fra aktuelt tidsrom.

Disse eksemplene utelukker ikke at de to bjørnene av og til kan ha drept sau. Begge brukte periodevis mye tid i sauebeiteområder. Hvis dette skyldtes at sau tidvis var en matressurs, er det grunn til å anta at skadene var begrenset til et fåtall sauer, som ble godt utnyttet og derfor var vanskelige å påvise.

De innvandrende unghannene Nuppi og Keski ble derimot gjentatte ganger påvist i beiteområder med bjørneskader av betydelig omfang. Indikasjonene var i flere tilfeller sterke, spesielt for Nuppi, men likevel var det vanskelig å fastslå med sikkerhet at disse ungbjørnene var ansvarlige for de enkelte skadene. Dette fordi flere individer, også uten radiosendere, kan ha tilhold i samme problem-område (Claar et al. 1986, Wabakken et al. i manus), men også fordi bjørner i stor grad kan være åtseletere (Haglund 1968, Myrberget 1978, Claar et al. 1986, Elgmork & Kaasa 1992).

Fra studier i andre land er det i Nord-Amerika konkludert med individuelle atferdsforskjeller hos bjørn i forhold til husdyr (Knight & Judd 1983, Claar et al. 1986). Som i vår undersøkelse, er det også i andre europeiske studier indikert at slike atferdsforskjeller finnes (Haglund 1968, Camarra 1986). Knight & Judd (1983) konkluderte med at enhver bjørn som fikk sjansen ville drepe sau, selv om det var forskjeller m.h.t. skadeomfang for ulike aldersklasser av bjørner. Yngre dyr ifølge kunne avlive 30 sauer på en natt, mens eldre bjørner var mer forsiktige. Disse begrenset seg til å ta en-to sauer om gangen fra randsonen av sauebesetningen (Knight & Judd 1983).

Utbredelsen av sau var ujevn og klumpvis fordelt på atskilte beiteområder mellom Glomma og riksgrensen. Samlet beiteareal i intensivområdet var begrenset til en fjerdedel av områdets totalareal. Radiomerkede bjørner var heller ikke tilfeldig fordelt i undersøkelsesområdet. I beitesesongen fra 1. juni-10. september oppholdt de seg i større grad enn forventet innenfor kartlagte sauebeiteområder. Sammen med registrerte skader tydet dette på at sau kunne være en næringsressurs for bjørn gjennom hele beitesesongen. Det skal imidlertid ikke utelukkes at felles arealbruk også kunne skyldes habitatkvaliteter i beiteområdene av betydning for begge arter. Selv om sau og bjørn i stor grad utnytter ulik næring, viser både europiske og nord-amerikanske studier at bjørnen primært lever av vegetabilsk føde (Elgmork & Kaasa 1992).

Radiopeiling viste at en bjørn som befant seg midt i intensivområdet hadde vandringskapasitet til å nå ethvert sauebeiteområde innen to døgn (Wabakken et al. i manus). Dessuten hadde bjørnene som nevnt en større tendens til å befinne seg innenfor enn utenfor arealer med sau på beite. Likevel var ikke alle beiteområdene like utsatt for bjørneangrep. Enkelte hadde bjørneskader hvert år, mens andre beiteområder, ofte tett ved, ikke hadde tegn til skader i fireårs-perioden. Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom sauetetthet og hvilke beiteområder som fikk eller unngikk bjørneskader. Den lokale sauetettheten så med andre ord ut til å være av underordnet betydning. Heller ikke i franske Pyreneene eller i nordvestre Spania ble frekvensen av bjørneangrep funnet større i beiteområder med høy sauetetthet (Camarra 1986). Som i Pyrenèene (Camarra 1986, Clevenger & Purroy 1991), så det derimot ut til at habitat eller høydesone kunne være en viktig faktor til å forklare lokale forskjeller i skadefrekvens.

Beiteområder i intensivområdet der mer enn 25% av beitet lå over tregrensen hadde sjeldnere bjørneskade enn beiteområder med større grad av skogsbeite. Fjellbeite var med andre ord mindre skadeutsatt, noe som var i overenstemmelse med de radiomerkede bjørnenes preferanse for å oppholde seg i skog. Også i andre skandinaviske studier av bjørn er det vist preferanse for skog, særlig høyereliggende barskog (Elgmork et al. 1978, Mysterud 1983). Tidligere studier i Vassfaret og Hedmark har også vist at sau bare i et fåtall tilfeller er drept av bjørn over tregrensen (Elgmork 1979).

11.3 Skadetidspunkt

Bjørnenes døgnaktivitet i perioden mai-september kunne grovt sett inndeles i en lang passiv periode på dagtid, avløst av en tilsvarende lang aktiv periode kveld og natt. Det var ingen markerte individuelle forskjeller mellom bjørnene med hensyn til dette hovedmønsteret i døgnaktivitet. Studerte bjørner var hanner, fire år eller eldre. Det skal ikke utelukkes at det kan finnes forskjeller i døgnaktivitet mellom kjønn og ulike aldersklasser av bjørner. Således viste en kroatisk, ett-årig binne ifølge med sin mor stor aktivitet på dagtid i perioden mai-juni (Roth & Huber 1986). Likeledes viste en to-årig svensk binne stor grad av dagaktivitet, forsommer og høst (Bjärvall & Sandegren 1987). Døgnaktivitet hos bjørn kan ellers variere med dag og årstid (Roth 1983), mellom år (Roth & Huber 1986) og med menneskelig aktivitet eller forfølgelse (Roth 1983, Bjärvall & Sandegren 1987). Til forskjell fra i vår studie er det for bjørner i Italia, Spania og delvis i Kroatia funnet to aktivitetsperioder i døgnet (Roth 1983, Roth & Huber 1986, Clevenger et al. 1990, Clevenger & Purroy 1991).

Når på døgnet sauene oftest ble angrepet eller drept av bjørn er ikke kjent. Uavhengige indikasjoner tydet imidlertid på at sau hovedsakelig ble drept seint om kvelden eller om natten. Blant husdyreiere, gjetere eller personell tilknyttet fylkesmannens rovviltarbeid var det ingen som rapporterte om iaktagelser av angrep på sau i dagslys. Dette til tross for tidvis stort intensivt tilsyn i beiteområdene og funn av mer enn 600 bjørnedrepte sauer i fireårs-perioden. Stor grad av nattaktivitet registrert hos bjørn skulle også medføre større sannsynlighet for angrep om natten. Tre ganger ble som nevnt radiomerket bjørn registrert under forhold som tydet på jag eller angrep på sau. I alle tre tilfeller skjedde dette seint på kvelden eller om natten (kl 2205-0100). Fra Nord-Amerika er det kjent at samme art drepte sau kun om natten, mens svartbjørn (*Ursus americanus*) kunne drepe sau både dag og natt (Jorgensen 1983).

Flest sauer ble drept av bjørn på ettersommeren, spesielt i august måned. Tilsvarende tidspunkt eller periode for de mest omfattende skader er tidligere beskrevet fra Sverige, Norge og Frankrike (Haglund 1968, Myrberget 1968, Mysterud 1974, Röben 1980, Camarra 1986). En forklaring kan være større menneskelig aktivitet i utmarka sist på sommeren, og dermed økte sjanser for kadaverfunn sammenlignet med tidligere i sesongen. Noe kan også forklares ved at bjørner har økt næringsopptak på ettersommeren i forbindelse med fettlagring for kommende vintersøvn (Roth 1980). Større grad av felles habitatbruk hos bjørn og sau innenfor beiteområdene på ettersommeren kan eventuelt også være av betydning. Videre påviste vår undersøkelse at stasjonære svensk-norske hannbjørner hadde en økt tendens til å oppholde seg på norsk side av riksgrensen i siste halvdel av beitesesongen, spesielt i august. Det skal ikke utelukkes at det blant stasjonære, kjønnsmodne hanner er en bevisst strategi å oppsøke den større tilgangen av svenske binner under brunsten først på sommeren, for deretter på ettersommeren å forflytte seg over på norsk side og utnytte de ekstra næringsressursene i form av sau. Sammenlignet med tidligere i beitesesongen, viste vår undersøkelse at det i august også var større sannsynlighet for tilhold av innvandrende svenske unghanner på norsk side av grensen. Størst påvist skadeomfang i denne måneden kan således ha sammenheng med en sesongmessig økning i bestanden av bjørn på norsk side av riksgrensen på denne årstiden.

11.4 Forvaltning

Det norske Storting har gjennom Rovviltmeldingen stadfestet at levedyktige bestander av bjørn skal sikres i Norge. Med tanke på det enkelte lands internasjonale forpliktelser har Nordisk Råd dessuten forkastet et forslag om å etablere Fennoskandia (Finland, Sverige og Norge) som en felles forvaltningsregion for store rovdyr, deriblant bjørn (Miljøverndepartementet 1992).

Rovviltmeldingen har lagt opp til å øke bjørnens overlevelse ved økte ressurser til skadeforebyggende

tiltak. Spesielt gjelder dette i kjerneområdene der artens reproduksjon skal sikres (Miljøverndepartementet 1992). Tiltakene kan i akutte tilfeller være av kortsiktig karakter som midler til ekstraordinært tilsyn av sau, tidlig sanking og felling av spesielle skadegjørere. Skremming og flytting av bjørn, som i vår undersøkelse, er tiltak som enten kan ha kortsiktig eller langsiktig effekt. Flytting av sau og driftsomlegging er eksempler på mer langsiktige tiltak. Flere av disse tiltakene er forsøkt i Hedmark, men foreløpig med begrensede erfaringer (Wabakken et al. 1994).

Det er uklart i hvilken grad ulike tilsynsordninger kan virke skadeforebyggende, men organiserte beitelag har hatt tro på slike tiltak (Wabakken et al. 1994). Radiomerkede bjørner i vår undersøkelse var imidlertid spesielt aktive kveld og natt, og sau ble ikke påvist drept av bjørn på dagtid. Forskjeller i døgnrytme hos bjørn og tilsynspersonell ga trolig tilsynet begrensede muligheter til å hindre første skadetilfelle. Men tilsyn kan eventuelt være et viktig bidrag i å hindre eller begrense bjørneskader sekundært, da rask påvisning av første skade kan medføre supplerende forvaltningstiltak av betydning (Wabakken et al. 1994).

Bjørner lot seg skremme ved alle skremmeforsøk på dagleie. Skremming som skadeforebyggende tiltak er trolig mest effektivt i beiteområder nær riksgrensen, fordi det der er minst sjanser for at skremt bjørn igjen skal dukke opp i nye sauebeiteområder. Sammenlignet med norske forhold er arealene på svensk side tilnærmet sauefrie. Effektiv skremming eller flytting av bjørn forutsetter oftest at bjørnen på forhånd er radiomerket. Radiomerking av bjørn kan med andre ord gi flere muligheter til skadeforebyggende tiltak.

Etter fredningen av bjørn i Norge 11. mai 1973, har fellingstillatelser vesentlig vært gitt med bakgrunn i skader på sau. Dette har i de fleste tilfeller ikke vært ment som generell jakt på bjørn, men som forsøk på selektiv felling av ett spesielt skadegjørende individ, noe som har vist seg vanskelig. Ved slike selektive fellingsforsøk er det i Hedmark ikke felt bjørn uten radiosender i femårsperioden 1989-1993, dette til tross for omfattende bjørneskader og forsøk på felling alle år.

At skadebjørnfelling kan være kostnadskrevende og vanskelig er ikke ny kunnskap. I 1976 ble det gitt 11 fellingstillatelser for å avlive tilsammen åtte bjørner i 11 kommuner og tre fylker i Norge. Samlet innsats av 15 jaktlag ga kun én felling som resultat (Mysterud 1980).

Noe av tidligere ineffektiv skadebjørnfelling kan skyldes undervurdering av hannbjørners arealbruk og deres evne til å forflytte seg raskt og langt. Vår undersøkelse påviste at hannenes vandringer og arealbruk var størst i første halvdel av sommeren, dvs. i brunsttiden for bjørn (Wabakken et al. 1992).

Der det finnes flere bjørner, kan derfor fellingsforsøk være et tvilsomt skadeforebyggende tiltak i juni. Raske og lange forflytninger vil gi reduserte muligheter i å lykkes.Ved eventuell felling kan risikoen for at feil dyr er felt også være betydelig. I siste halvdel av sauebeitesesongen var derimot bjørnene mer stasjonære, noe som i denne perioden burde øke sjansene for vellykket felling av rett individ.

Etter fredningen er det i årene 1973-1993 offisielt felt 34 bjørner i Norge, de fleste med bakgrunn i skader på sau. Av disse er 17 (50%) avlivet i to kommuner med omfattende årlige bjørneskader, dvs. Lierne og Trysil i henholdsvis Nord-Trøndelag og Hedmark fylker. Avskytningen synes ikke å ha dempet konfliktsgraden mellom bjørn og sauehold. Skadeomfanget i disse kommunene, og på landsbasis forøvrig, har dessuten økt til tross for fellingene. Så lenge bjørnebestanden i Sverige er i vekst (Swenson et al. 1994a), synes skadebjørnfelling på norsk side å ha begrenset og kun kortsiktig skadeforebyggende effekt. Hele 98% av den skandinaviske bjørnebestanden er beregnet å ha tilhold på svensk side av riksgrensen, der de viktigste reproduksjonsområdene også er lokalisert (Swenson et al. 1994a).

Gjennomsnittlig antall bjørner i Norge av den felles skandinaviske bestanden er for tiden beregnet til 10-20 dyr (Swenson et al. 1994a). Det er med andre ord skutt mer bjørn i Norge etter fredningen (1973-1993) enn nåværende norsk andel av skandinavisk bestand. Slik avskytning er ikke i tråd med Rovviltmeldingens intensjoner (Miljøverndepartementet 1992).

Politiske vedtak, Rovviltmeldingens intensjoner, de omfattende skadene på sau og den kortsiktige effekten og begrensningene ved skadebjørnfelling nødvendiggjør bruk av mer langsiktige forebyggende tiltak. Dette gjelder spesielt i de områder der det satses på å forvalte reproduserende og framtidig levedyktige bestander av bjørn i Norge. Det mest virkningsfulle tiltak vil trolig være å skille bjørn og sau arealmessig eller på annen måte søke å minske risikoen for at artene møtes i utmark. Det kan innebære å flytte sau til mindre skadeutsatte beiteområder, konsentrering av sau til felles beitearealer (organisert beite) eller eventuelt driftsomlegging. Driftsomlegging ble løsningen for å trygge bosetting og bjørn i Pasvikdalen etter flere år med store tap på 1970-tallet (Wikan 1983).

Våre undersøkelser tydet på at områder med stor konsentrasjon av sau på beite ikke nødvendigvis hadde en høyere frekvens av bjørneskader. For skadeutsatte enkeltbesetninger med atskilte beiter kunne det være en tanke å konsentrere ulike besetninger i ett felles organisert beiteområde. Det er tidligere forsøkt i Pasvik uten at skadene avtok (Wikan 1983). Dette fellesbeitet lå imidlertid vesentlig under tregrensen. Bjørnene i vår undersøkelse viste preferanse for skog, mens beiteområder med stor grad av fjellbeite (>25%) var lite skadeutsatt. Flytting av sau fra skogs- til fjellbeite kan også være et mulig tiltak for å redusere bjørneskader lokalt.

Det essensielle spørsmålet er i hvilken grad sau og levedyktige bestander av bjørn i de samme utmarksarealer lar seg kombinere på sikt. En nord-amerikansk undersøkelse har konkludert med at bjørn og sau ikke er forenelige (Knight & Judd 1983), mens en annen studie fant at kun to av 20 radiomerkede bjørner var involvert i sauedrap (Claar et al. 1986). Svaret er ikke gitt for skandinaviske forhold, og resultater fra vår undersøkelse må av flere grunner brukes med varsomhet. Våre erfaringer med bjørn er begrenset til hanndyr i områder med lav binnetetthet. Seint i beitesesongen, da skadene var størst, var dessuten det reelle antall bjørner i intensivområdet ukjent. Det reelle skadeomfanget var heller ikke kjent. Et betydelig antall bjørnedrepte sauer hvert år var likevel et faktum. Bjørneskader skyldes atferd hos bjørn, men også driftsformen i saueholdet er av avgjørende betydning. Sikring av en livskraftig bjørnebestand på norsk side i grensetraktene krever nytenkning i forvaltningen av både sau og bjørn, hvis en vesentlig økning i skadeomfanget på sau skal unngås. Skadebjørnfelling er ikke lenger et tilstrekkelig skadeforebyggende tiltak.

12 FORVALTNINGSKON-KLUSJONER

1. Bjørneskader på sau i østre Hedmark påvirkes i stor grad av dyr fra den svenske bjørnestammen. Stasjonære hannbjørner øst for Glomma brukte betydelige arealer på begge sider av riksgrensen. Undersøkelsen viste også at unge hanner, født midt i Sverige (Orsa-Finnmark), kan innvandre og gjøre betydelige skade på sau langt vest i Hedmark fylke (inntil 11 mil i luftlinje fra riksgrensen).

Bjørnestammen i Sverige er i svak vekst og langt mer individrik enn på norsk side. På svensk side langs grensen finnes nesten ikke sau, og sammenlignet med norske forhold er det få konflikter med bjørn i Sverige.

Stortinget har ved rovviltmeldingen vedtatt kun ett kjerneområde for langsiktig overlevelse av bjørn i Sør-Norge. Dette inkluderer det meste av intensivområdet i denne undersøkelsen.

Sammen med en aktiv forvaltning av bjørn, nødvendiggjør disse forhold nytenkning når det gjelder forvaltningen av sau, beiteområder for sau og saueholdet generelt langs riksgrensen. Hvis ikke, kan det forventes ytterligere økning av bjørneskader i Hedmark kommende år.

2. Beiteområder med mer enn 25% av beitearealet ovenfor tregrensa hadde i mindre grad skader enn beiteområder med mindre snaufjell eller reint skogsbeite. Bjørnene oppholdt seg nesten utelukkende i skog. Avvikling av skogsbeite til fordel for fjellbeite kan være et viktig forebyggende tiltak for å redusere sannsynligheten av bjørneangrep.

3. Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom høy, moderat eller lav tetthet av sau i beiteområdene og andel beiteområder med eller uten påviselig bjørneskade. Forutsatt at skadeomfanget ved angrep er tilsvarende uavhengig av sauetetthet, kan det være et forebyggende tiltak å konsentrere utbredelsen av sau til et mindre antall beiteområder. Dette vil i så fall gi mindre arealer med sau på beite, bedre oversikt og effektivt tilsyn i beiteområdene (med tilhørende skadeberedskap), og eventuelt kan sjansene for at bjørn påtreffer sau reduseres.

4. Gjeting for å hindre eventuell bjørneskade bør skje på kveldstid, om natten eller i de tidligste morgentimer. Bjørnene lå stort sett i ro om dagen.

5. Gjeting på dagtid gjør trolig størst nytte ved å påvise skade som allerede har skjedd. Slik påvisning kan være avgjørende for å hindre ny skade ved økte muligheter for rask effektuering av forebyggende tiltak som f.eks. ekstraordinært tilsyn, tidlig sanking av sau eller felling av skadebjørn.

6. Ekstraordinært tilsyn medfører mer folk i terrenget og saumfaring av beiteområdet. Dette kan igjen medføre at bjørnen forlater beiteområdet. Effekten er trolig størst for beiteområder nær svenskegrensen, da risikoen for at eventuell skadebjørn kommer inn i nye beiteområder der er mindre.

7. Tidligere sanking av sau på skogsbeite kan være et effektivt forebyggende tiltak, da de fleste bjørneskadene skjer mot slutten av beitesesongen (august/september).

8. Iverksettelse av fellingstillatelse på eventuell skadebjørn frarådes i juni. Hannbjørnene forflytter seg da raskt over store arealer og sjansene til å felle dyr er begrenset. Risikoen for å felle feil individ er imidlertid stor ved eventuell felling. Eventuelle fellingstillatelser bør i størst mulig grad iverksettes til perioden sist i juli - begynnelsen av august. På denne årstiden er skadene mer omfattende. Da er det større muligheter til å lykkes med å felle rett individ, bl. a. fordi bjørnene er mer stasjonære.

9. Radiomerking av bjørn kan gi økte muligheter til skadeforebyggende tiltak.

13 LITTERATUR

Bjärvall, A. & Sandegren, F. 1987. Early experiences with the first radio-marked brown bears in Sweden. - Int. Conf. Bear Res. Manage. **7:** 9-12.

Bjärvall, A., Sandegren, F. & Wabakken, P. 1990. Large home ranges and possible early sexual maturity in Scandinavian bears. - Int. Conf. Bear Res. Manage. **8:** 237-241.

Blanchard, B. M. & Knight, R. R. 1991. Movements of Yellowstone grizzly Bears. - Biol. Conserv. **58:** 41-67.

Camarra, J. J. 1986. Changes in brown bear predation on livestock in the western French Pyrenees from 1968 to 1979. - Int. Conf. Bear Res. Manage. **6:** 183-186.

Canfield, J. & Harting, A.L. 1987. Home range and movements. - I Le Franc, M.N., Moss, M.B., Patnode, K.A. & Sugg, W.C. Red. Grizzly bear compendium. U.S. Fish and Wildlife Service: 27-33.

Cicnjak, L., Huber, D., Roth, H. U., Ruff, R. L., & Vinovrski, Z. 1987. Food habits of brown bears in Plitvice Lakes National Park, Yugoslavia. - Int. Conf. Bear Res. Manage. **7:** 221-226.

Claar, J. J., Klaver, R. W. & Servheen, C. W. 1986. Grizzly bear management on the Flathead Indian Reservation, Montana. Int. Conf. Bear Res. Manage. **6:** 203-208.

Clevenger, A. P. & Purroy, F. J. 1991. Ecologia del oso en Espana. - Monografias. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. 155 s.

Clevenger, A. P., Purroy, F. J. & Pelton, M. R. 1990. Movement and activity patterns of a European brown bear in the Cantabrian Mountains, Spain. - Int. Conf. Bear Res. Manage. **8:** 205-211.

Collett, R. 1911-12. Norges hvirveldyr I. Norges pattedyr. - Aschehoug, Kristiania. 744 s.

Elgmork, K. 1979. Bjørn i naturen. - Gyldendal Norsk Forlag, Oslo. 179 s.

Elgmork, K. 1983. Hamstring og overgraving av byttedyr hos bjørn. - Fauna **36:** 41-53.

Elgmork, K. & Mysterud, I. 1977. Bjørn i Norge 1976. - Norsk Natur **13 (3):** 1-4.

Elgmork, K. & Kaasa, J. 1992. Food habits and foraging of the brown bear *Ursus arctos* in central south Norway. - Ecography **15:** 101-110.

Elgmork, K., Brekke, O., Selboe, R. & Unander, S. 1978. Post-hibernation activity and habitat selection in a small remnant brown bear population (Ursus arctos L.) in Southern Norway. - Viltrevy **10:** 113-144.

Haglund, B. 1968. De stora rovdjurens vintervanor II. - Viltrevy **5:** 213-361.

Jorgensen, C. J. 1983. Bear-sheep interactions, Targhee National Forest. - Int. Conf. Bear Res. Manage. **5:** 191-200.

Knight, R. R. & Judd, S. L. 1983. Grizzly bears that kill livestock. - Int. Conf. Bear Res. Manage. **5:** 186-190.

Kolstad, M., Kvam, T., Mysterud, I., Sørensen, O. J., & Wikan, S. 1984. Bjørnen i Norge 1978-1982. - Viltrapport **31**. 68 s.

Martinsen, E. & Elgmork, K. 1981. Drepe- og spisemønster hos norske rovpattedyr. - I: Myrberget, S. & Sørensen, O. J. (red). Spor og sportegn etter store rovdyr. - Viltrapport **15:** 5-26.

Mattson, D.J. Blanchard, B.M., & Knight, R.R. 1991. Food habits of Yellowstone grizzly bears, 1977-1987. - Can. J. Zool. **69:** 1619-1629.

Miljøverndepartementet. 1992. Om forvaltning av bjørn, jerv, ulv og gaupe (rovviltmeldingen). - St.Meld. nr. **27** (1991-92). 54 s.

Mohr, C.R. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. - Am. Midl. Nat. **37:** 223-249.

Myrberget, S. 1968. Bjørn og sau i Hedmark. - Naturen. **92:** 67-89

Myrberget, S. 1978. Momenter til en forvaltning av brunbjørn. - Naturen **102:** 226-238.

Mysterud, I. 1974. Sau drept av bjørn (*Ursus arctos*) i Engerdal, Syd-Norge, i årene 1953-1963. - Fauna **27:** 121-138.

Mysterud, I. 1975. Sheep killing and feeding behaviour of the brown bear (*Ursus arctos*) in Trysil , South Norway 1973. - Norw. J. Zool. **23:** 243-260.

Mysterud, I. 1980. Bear management and sheep husbandry in Norway, with a discussion of predatory behaviour significant for evaluation of livestock losses. - Int. Conf. Bear Res. Manage. **4:** 233-241.

Mysterud, I. 1981. Spor og sportegn etter bjørn. - I: Myrberget, S. & Sørensen, O.J. (red). Spor og sportegn etter store rovdyr. Viltrapport **15:** 42-71.

Mysterud, I. 1983. Characteristics of summer beds of European brown bears in Norway. - Int. Conf. Bear Res. Manage. **5:** 208-222.

Parker, R. E. 1979. Introductory statistics for biology. Arnold, London. 122 s.

Pearson, A. M. 1975. The northern interior grizzly bear *Ursus arctos* L. - Can. Wildl. Serv. Rep. Ser. No. **34**. 86 s.

Roth, H. U. 1980. Defecation rates of captive brown bears. - Int. Conf. Bear Res. Manage. **4:** 249-253.

Roth, H. U. 1983. Diel activity of a remnant population of European brown bears. - Int. Conf. Bear Res. Manage. **5:** 223-229.

Roth, H. U. & Huber, D. 1986. Diel activity of brown bears in Plitvice Lakes National Park, Yugoslavia. - Int. Conf. Bear Res. Manage **6:** 177-181.

Röben, P. 1980. Status of the brown bear in the Pyrenees. - Int. Conf. Bear Res Manage. **4:** 243-247.

Sokal, R. R. & Rohlf, F. J 1969. Biometry. Freeman, San Francisco. 776 s.

Swenson, J. E., Sandegren, F., Wabakken P., Bjärvall, A., Söderberg, A., & Franzén, R. 1994a. Bjørnens historiske og nåværende status og forvaltning i Skandinavia. - NINA Forskningsrapport **053**.

Swenson, J. E., Sandegren, F., Bjärvall, A., Söderberg, A., Wabakken, P. & Franzèn, R. 1994b. Size, trend, distribution and conservation of the brown bear *Ursus arctos* population in Sweden. - Biol. Conserv. **70:** 9-17.

Wabakken, P. 1991. Hedmark Sau- og Geitalslag aktivt med i bjørneforskningen. - Sau & Geit **44 (2):** 108-111.

Wabakken, P., Bjärvall, A., Franzén, R., Maartmann, E., Sandegren, F. & Söderberg, A. 1992. Det svensk-norske bjørneprosjektet 1984-1991. - NINA Oppdragsmelding **146:** 1-45.

Wabakken, P., Bjørnstad, R. & Maartmann, E. I trykk. Bjørn-sauprosjektet i Hedmark 1990-92.

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, Miljøvernavd. rapp. nr. **7/94**. 37 s.

Wikan, S. 1970. Bjørn i Sør-Varanger. - Fauna **23:** 85-101.

Wikan, S. 1981. Bjørnens behandling av byttedyr i Finnmark. - I: Myrberget, S. & Sørensen, O.J. (red.). Spor og sportegn etter store rovdyr. Viltrapport **15:** 27-41.

Wikan, S. 1983. Bjørn, ulv, jerv. - Tiden Norsk Forlag, Oslo.

Tabell 1 Antall sauer (søyer og lam) på utmarksbeite, antall saueeiere og antall årsverk totalt i intensivområdet 1990-1993. - *Number of domestic sheep grazing on unfenced open range in coniferous forest and mountainous areas, number of sheep owners, and the average fulltime employment in the sheep industry within the intensive study area, in 1990-93.*

År ***Year***	**Antall sauer** ***Number of sheep***	**Antall saueeiere** ***Number of sheep owners***	**Antall årsverk*** ***Average fulltime employment (years)***
1990	18417	182	69
1991	18335	179	69
1992	18563	172	70
1993	17731	169	67

*Ett årsverk tilsvarer ca. 265 sauer på utmarksbeite.

Tabell 2 Gjennomsnittlig antall søyer og lam på utmarksbeite og sauetetthet i intensivområdet sammenlignet med resten av fylket og Sør-Norge forøvrig 1990-92. - *Average number of domestic sheep grazing on unfenced open range, area size, and the average sheep density in the intensive study area compared to the rest of Hedmark County and the rest of southern Norway, respectively in 1990-92.*

Område ***Area***	**Antall sauer sluppet (n)** ***No. domisticsheep (n)***	**Areal (km²)** ***Area size(km²)***	**Sauetetthet (sau/km²)** ***Sheep density (sheep/km²)***
Intensivområdet*	18438	11178	1.6
Hedmark, rest*	114582	16210	7.1
Sør-Norge**	1596720	161108	9.9

*Se **figur 1.** - *See **Figure 1**.*
**Sør for Nord- Trøndelag, Hedmark ekskludert. - *South of North-Trøndelag County, Hedmark County excluded.*

Tabell 3 Nummer, navn, alder og peileperioder for stasjonære og innvandrende hannbjørner fulgt i bjørn-sauprosjektet 1990-93. - *I.D. number, bear's name, age (years) and radio - tracking period for resident and immigrating male brown bears, in 1990-93.*

Bjørn nr ***Bear no.***	**Navn** ***Name***	**Alder (år)*** ***Age (yrs)***	**Radio-peilingsperiode** ***Radio-tracking period***	**Stasjonær** ***Resident***	**Innvandrer** ***Immigrant***
8805	Fulufjell	7-8	31.03.91 - 25.11.93	X	-
9004	Nuppi	3	23.06.92 - 25.08.92	-	X
9005	Keski	3	30.05.92 - 08.11.93	-	X
9009	Härjå	4	13.04.90 - 15.04.91	X	-
9010	Storberg	5	12.04.90 - 14.09.91	X	-
9011	Sjøli	6	14.04.90 - 10.12.93	X	-
9210	Åsta	4	25.03.92 - 16.05.92	-	-
9304	Volsjø	2	04.04.93 - 02.11.93	?	?

*Alder første år studert. - *Age of the bear the first year studied.*

Tabell 4 Flerårsareal hos fire stasjonære hannbjørner. - *Cumultative annual home range sizes, year of radio-tracking, and the average number of days located per. month for individual resident male brown bears.*

Bjørn nr. ***Bear no***	**Periode (år)** ***Period (yrs)***	**Dager lokalisert/ måned*** ***Days located/ month***	**Flerårsareal (km²)** ***Cumulative home range size (km²)***
8805	1991-93	15.6	7698
9009	1990-92**	15.2	11045
9010	1990-91	11.5	33041
9011	1990-93	13.6	8859

*Gjennomsnittlig antall dager lokalisert pr. måned i perioden mai-september. - *Average number of days located per. month during May-September.*
**Perioden 13.04.90-15.04.91 og èn posisjon i 1992. - *Radio-tracking period 13. April 1990-15. April 1991, and one location in 1992.*

Tabell 5 Størrelse på sesongarealer for fire stasjonære hannbjørner i intensivområdet 1990-93. - *Seasonal area sizes used by four resident male brown bears, in 1990-93.*

Sesong ***Season***	**Sesongareal (km²)** ***Seasonal area size (km²)***			**Antall arealer** ***Number of areas***
	Gj.snitt ***(mean)***	**Sd**	**Min-max**	
01.05.-15.07.	5966	7698	1776-26974	10
16.07.-30.09.	1458	552	765-2572	10

Tabell 6 Månedsvis fordeling av andel dager for fire stasjonære hannbjørner lokalisert på svensk eller norsk side av riksgrensen i mai-september 1990-93. - *Resident, male brown bears located in Sweden or Norway respectively, presented as percent of days located per month, in May-September 1990-93.*

Måned ***Month***	**Dager lokalisert (%)** ***Days located (%)***		**Antall dager (n)** ***Days located (n)***
	Sverige ***Sweden***	**Norge** ***Norway***	
MAI	28	72	144
JUNI	34	66	134
JULI	14	86	153
AUGUST	8	92	161
SEPTEMBER	23	77	114
TOTALT	21	79	706

Tabell 7 Andel dager med tilhold av radiomerket bjørn innenfor og utenfor kartlagte områder med sau på beite 1990-93. - *Percent days radio-collared brown bears were located within or outside domestic sheep grazing areas, respectively, in May-September 1990-93.*

Måned ***Month***	**Bjørn innenfor saubeiteområde (%)** ***Bear within sheep grazing area (%)***		**Antall dager (n)** ***Days located (n)***
	Ja ***Yes***	**Nei** ***No***	
Mai	11	89	99
Juni	33	67	96
Juli	37	63	153
August	57	43	174
September	34	66	103
Totalt	37	63	625

Tabell 8 Andel beiteområder med ulike sauetettheter og bekreftet bjørneskade eller ikke for summen av beiteområder og år 1990-93 (N = 248). - *Percent domestic sheep grazing areas with low, moderate and high sheep density, respectively, separated into areas with or without brown bear predation on sheep confirmed. Data presented are cumultative for grazing areas and years 1990-93.*

Bjørneskade ***Bear predation***	**Sauetetthet (%)** ***Sheep density (%)***			**Antall beite-områder (n)** ***Sheep grazing areas (n)***
	Lav (<7 sau/km²) ***Low (<7 sheep/km²)***	**Moderat (7-15 sau/km²)** ***Moderate (7-15 sheep/km²)***	**Høy (>15 sau/km²)** ***High (>15 sheep/km²)***	
Bekreftet *Confirmed*	54	30	16	96
Ingen *None*	49	30	21	152

Tabell 9 Andel beiteområder og årsvariasjon mht. bekreftede bjørneskader for beiteområder med henholdsvis lav og moderat-høy sauetetthet for beiteområder med uendret areal 1990-93 (N = 49). - *Percent domestic sheep grazing areas, separated into low and moderate-high sheep density areas, with none, 1-2 years and 3-4 years of brown bear predation on sheep confirmed, respectively. Data presented are restricted to grazing areas unchanged during 1990-93.*

Sauetetthet ***Sheep density***	**Andel beiteområde med bjørneskade (%)** ***Sheep grazing areas with bear predation (%)***			**Antall beite-områder (n)** ***Sheep grazing areas (n)***
	0 år ***0 yrs***	**1-2 år** ***1-2 yrs***	**3-4 år** ***3-4 yrs***	
Lav (<7 sau/km²) *Low (<7 sheep/km²)*	35	39	27	26
Moderat-høy (≥ sau/km²) *Mod.-high (≥ sau/km²)*	44	39	17	23

Tabell 10 Andel beiteområder og bekreftede bjørneskader med hensyn til habitater for summen av beiteområder og år, 1990-93 (N = 248). - *Percent domestic sheep grazing areas with different habitats, separated into areas with or without brown bear predation on sheep confirmed. Data presented are cumultative for grazing areas and years during 1990-93.*

Habitat i sauebeite-område ***Habitat within sheep grazing area***	**Andel sauebeiteområder (%)** ***Propotion sheep grazing areas (%)***		**Antall beite-områder (n)**
	Bekreftet bjørne-skade ***Confirmed bear predation***	**Ingen bjørne-skade** ***No. bear predation***	***No. sheep grazing areas (n)***
Skog *Forest*	45	55	129
Skog og snaufjell (<25%) *Forest and alpine (<25%)*	52	48	52
Snaufjell (>25%) og skog *Alpine (>25%) and forest*	16	84	67

FIGURTEKST

Figur 1 Studieområde med inntegnet intensivområde for detaljstudier av radiomerkede bjørner i forhold til kartlagte beiteområder for sau øst for Glomma. Beredskapsområde for rapportering til saueeiere om passering eller tilhold av radiomerket bjørn utenfor intensivområdet er også angitt. - *Intensive (double hatched) and extensive (single hatched) study areas in Hedmark county, southeastern Norway. The river Glomma divides the county in two parts.*

Figur 2 Områder med sau på beite i ett eller flere av årene 1990-93. - *Distribution of domestic sheep grazing areas within the intensive study area during one or several of the years 1990-93.*

Figur 3 Prosentvis andel beiteområder med ulik sauetetthet i intensivområdet 1990-93. Tall over hver søyle angir antall beiteområder. - *Sheep grazing areas according to sheep density in the intensive study area 1990-93. The number of grazing areas are shown above columns.*

Figur 4 Yttergrensene for flerårsarealer hos fire stasjonære hannbjørner fulgt i intensivområdet øst for Glomma 1990-93. Bjørnenes alder var 4-10 år. - *Multi-annual home range sizes of resident male brown bears in the intensive study area 1990-93. The four males were 4-10 years old.*

Figur 5 Sesongarealer nær gjennomsnittsverdiene beregnet for stasjonære hannbjørner i intensivområdet 1990-93. Eksemplene gjelder Sjølibjørnen (A) og Fulufjellsbjørnen (B), begge i 1993. - *Seasonal home ranges of bear 9011 (A) and the bear 8805 (B), in 1993. Their home ranges in 1993 were closed to the mean seasonal home ranges for resident males during 1990-93.*

Figur 6 Arealbruk pr. måned for stasjonære hannbjørner i 1990-93. Gjennomsnitt, minimum og maksimum er angitt sammen med antall beregnede arealer pr. måned (N). - *Monthly home range sizes of four resident brown bear males during May-September 1990-93. Sample sizes, average minimum and maximum values are given.*

Figur 7 Preferanseindeks for stasjonære hannbjørner m.h.t. tilhold på norsk side av riksgrensen for månedene mai-september i 1990-93, beregnet som avvik fra gjennomsnittet for hele perioden. Negativ indeks indikerer mer tilhold i Sverige enn forventet (en stjerne; $p<0.05$, tre stjerner, $p<0.001$). - *Preference indices for resident male brown bears for the Norwegian or Swedish side of the border during the months May-September 1990-93 (One or three stars, indicate; $p<0.05$ or $p<0.001$ respectively). A negative index indicates more use of Sweden.*

Figur 8 Yttergrenser for forsommer- og ettersommerarealer til en innvandrende ung, radiomerket hannbjørn 1992-93, født i Sverige 1989 (Keski). - *Early and late summer home ranges 1992-93 of an immigrating male brown bear born in Sweden 1989 (Keski).*

Figur 9 Døgnforflytning pr. måned for fire stasjonære hannbjørner 1990-93. Antall beregnede 24-timers forflytninger (N) , minimum, maximum og gjennom-snittsverdier (x) med 95% konfidensintervall er angitt. Beregningene gjelder luftlinjeavstander. - *Daily movements by month of resident male brown bears during May-September 1990-93, estimated as the greatest straight-line distance between two locations during 24 hours. Sample sizes, averages including standard deviation (95 %), minimum and maximum values are given.*

Figur 10 Døgnrytme for fem hannbjørner angitt i prosentvise andeler aktivitet og passivitet målt med halvtimes-intervaller gjennom døgn i perioden mai-september 1990-93. Fordelingen bygger på 48-55 aktivitets- og passivitetsbestemmelser for hvert klokkeslett. Bjørnene var 4-7 år gamle. - *Daily activity pattern of five male brown bears, 4-7 years old, during May - September 1990-93. Activity (black columns) or passivity (grey columns) was determined at 1/2-hour intervals during 24 hours monitoring sessions. The activity pattern is presented as precentages of each 1/2-hour interval sample size.*

Figur 11 Døgnrytme i mai for fem hannbjørner angitt i prosentvise andeler aktivitet og passivitet med halvtimes-intervaller gjennom døgn i 1990-93. Fordelingen bygger på 5-7 aktivitets og passivitetsbestemmelser for hvert klokkeslett. Bjørnene var de samme som i **figur 10 og 16**. - *Daily activity pattern of five male brown bear during May 1990-93. The bears monitored and the methods of sampling and presentation are identical to **Figure 10**.*

Figur 12 Døgnrytme i juni for fem hannbjørner angitt i prosentvise andeler aktivitet og passivitet med halvtimes-intervaller gjennom døgn 1990-93. Fordelingen bygger på 11-14 aktivitets- og passivitetsbestemmelser for hvert klokkeslett. Bjørnene var de samme som i **figur 10 og 16**. - *Daily activity pattern of five male brown bear during June 1990-93. The bears monitored and the methods of sampling and presentation are identical to **Figure 10**.*

Figur 13 Døgnrytme i juli for fem hannbjørner angitt i prosentvise andeler aktivitet og passivitet med halvtimes-intervaller gjennom døgn i 1990-93. Fordelingen bygger på 9-11 aktivitets- og passivitetsbestemmelser for hvert klokkeslett. Bjørnene var de samme som i **figur 10 og 16**. - *Daily activity pattern of five male brown bears during July 1990-93. The bears monitored and the methods of sampling and presentation are identical to **Figure 10**.*

Figur 14 Døgnrytme i august for fem hannbjørner angitt i prosentvise andeler aktivitet og passivitet med halvtimes-intervaller gjennom døgn i 1990-93. Fordelingen bygger på 9-11 aktivitets- og passivitetsbestemmelser for hvert klokkeslett. Bjørnene var de samme som i **figur 10 og 16**. - *Daily activity pattern of five male brown bears during August 1990-93. The bears monitored and the methods of sampling and presentation are identical to **Figure 10**.*

Figur 15 Døgnrytme i september for fem hannbjørner angitt i prosentvise andeler aktivitet og passivitet med halvtimes-intervaller gjennom døgn i 1990-93. Fordelingen bygger på 11-12 aktivitets- og passivitetsbestemmelser for hvert klokkeslett. Bjørnene var de samme som i **figur 10 og 16**. - *Daily activity pattern of five male brown bears during September 1990-93. The bears monitored and the methods of sampling and presentation are identical to **Figure 10**.*

Figur 16 Døgnrytme for Sjølibjørnen (9011) sammenlignet med fire andre hannbjørner(8805, 9005, 9009, 9010) angitt i prosentvise andeler passivitet gjennom døgnet i perioden mai-september. Fordelingene bygger på henholdsvis 17-19 og 31-36 aktivitets- eller passivitets-bestemmelser for hvert klokkeslett. Bjørnene var de samme som i **figur 10**. - *Percent daily passivity pattern of bear 9011 (black columns) compared to four other males (bears 8805, 9005, 9009, 9010, grey columns) during May-September 1990-93. The results are based on the same data of passivity as presented in **Figure 10**.*

Figur 17 Antall sauer krevd erstattet som bjørneskade, antall erstattet og antall sauer bekreftet drept av bjørn i intensivområdet de enkelte år 1990-93. - *Number of domestic sheep for which sheep owners claimed compensation as killed by brown bears (upper graph), number of sheep compensated (middle graph), and the number of sheep classified as verified killed by bears (lower graph) within the intensive study area 1990-93.*

Figur 18 Tidsperioder for bekreftede sauer drept av bjørn i intensivområdet 1990-93 fordelt på måneder og år. - *Number of domestic sheep classified as verified killed by brown bears for each month, when known, within the intensive study area during the sheep grazing seasons 1990-93.*

Figur 19 Beiteområder for sau med eller uten bekreftede bjørneskader i ett eller flere av årene 1990-93. Beiteområder som har hatt sau i bare deler av perioden er inkludert. - *Domestic sheep grazing areas with sheep confirmed killed by brown bears (black dots), in the intensive study area 1990-93. All sheep grazing areas are included.*

Figur 20 Beiteområder for sau med eller uten bekreftede bjørneskader i 1990-93. Kun beiteområder som ikke ble arealmessig endret i fireårs-perioden er vist. - *Domestic sheep grazing areas without confirmed bear predation on sheep (black), grazing areas with such predation confirmed in one or two years (light hatched) and areas with sheep confirmed killed by bears, three or all years (dark), in the primary study area during 1990-93. Only unchanged sheep grazing areas, are presented.*

Figur 21 Flytting av bjørn med helikopter fra Oppland fylke til Kopparbergs län i Sverige 24. juli 1993 (Volsjøbjørnen). Sted og dato for første lokalisering hver måned er også vist. - *Relocation of immobilized bear 9304 by helicopter 24 July 1993. The first location of the bear by monitoring each month is also shown.*

Figur 22 Umerket bjørn (en binne?) sammen med radiomerket hannbjørn i intensivområdet, sør i Trysil kommune 13. mai. 1991. Sjølibjørnen bak den umerkede (foto: E.Maartmann). - *Male 9011 walking behind an unmarked bear (a female?) within the intensive study area in breeding season 13 May 1991 (photo E. Maartmann)*