



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Rovviltbestandenes betydning for landbruk og matproduksjon basert på norske ressurser

NIBIO RAPPORT | VOL. 2 | NR.63 | 2016



Geir-Harald Strand (red.)
Kart og statistikkdivisjonen

TITTEL/TITLE

Rovviltbestandenes betydning for landbruk og matproduksjon basert på norske ressurser

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Geir-Harald Strand (red.)

MED BIDRAG FRA

Yngve Rekdal (Kap 4)	Finn-Arne Haugen (Kap 10)	Ellen Svalheim (Kap 11)
Ole Kristian Stornes (Kap 6)	Knut Anders Hovstad (Kap 11)	Sølvi When (Kap 11)
Inger Hansen (Kap 9)	Line Johansen (Kap 11)	
Rolf Rødven (Kap 10)	Henrik F. Mathiesen (Annks 1)	
Tor-Arne Bjørn (Kap 10)	Lars Johan Rustad (Kap 12)	
Svein M. Eilertsen (Kap 10)	Geir-Harald Strand (diverse)	

DATO/DATE:

30.05.2016

RAPPORT NR./
REPORT NO.:

2/63/2016

TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:

Åpen

PROSJEKT NR./PROJECT
NO.:

10093

SAKSNR./ARCHIVE NO.:

2015/1595

ISBN-NR./ISBN-NO:

978-82-17-01634-2

ISSN-NR./ISSN-NO:

2464-1162

ANTALL SIDER/
NO. OF PAGES:

128

ANTALL VEDLEGG/
NO. OF APPENDICES:

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Landbruks- og matdepartementet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Per Finset

STIKKORD/KEYWORDS:

Landbruk, Beitedyr, Utmarksbeite, Rovvilt

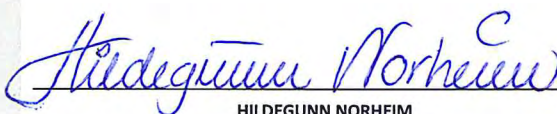
FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Landbruk, Utmark, Kart og statistikk

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Rapporten er en gjennomgang av eksisterende data og kunnskap om rovviltbestandenes betydning for landbruk og matproduksjon basert på norske ressurser. Tema som dekkes omfatter rovviltbestandenes betydning for strukturendringer i landbruket; bruk av beiteressurser i utmark; tap av beitedyr; driftsøkonomiske konsekvenser; inntekter fra elgjakt; birøkt; reindriftas arealbruk og biologisk mangfold. I tillegg inneholder rapporten en gjennomgang og vurdering av forebyggende tiltak og forslag til indikatorer på måloppnåelse for beitebruksformålet i rovdyrforliket.

GODKJENT /APPROVED


HILDEGUNN NORHEIM

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER


GEIR-HARALD STRAND

NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

FORORD

NIBIO har på oppdrag fra Landbruks- og matdepartementet gjennomført «en vitenskapelig gjennomgang av rovviltbestandenes betydning for landbruk og matproduksjon basert på norske ressurser». Formålet er «å belyse om det er ulik utvikling i områder der rovviltbestandene påvirker driften og områder som sjelden eller aldri opplever tap av beitedyr til rovvilt». Utredningen ble startet i november 2015 med sikte på intern høring fra mars 2015 og sluttrapport innen 1. juni 2016.

Rapporten inneholder tekstbidrag fra Tor-Arne Bjørn, Svein Morten Eilertsen, Inger Hansen, Finn-Arne Haugen, Knut Anders Hovstad, Line Johansen, Henrik F. Mathiesen, Yngve Rekdal, Rolf Rødven, Lars Johan Rustad, Ole Kristian Stornes, Geir-Harald Strand, Ellen Svalheim og Sølvi Wehn. Databelandlingen er i hovedsak utført av Michael Angeloff, Finn-Arne Haugen, Henrik F. Mathiesen og Geir-Harald Strand. Henrik F. Mathiesen har samlet inn og tilrettelagt data fra eksterne kilder. Paul Eric Aspholm (NIBIO), Per Finset (LMD), Susanne Kristin Hanssen (Miljødirektoratet), Karianne Aamdal Lundgaard (Lund & Co DA), John Odden (NINA) og Erlend Winje (NIBIO) har bidratt med faglige råd til arbeidet.

Det er videre innhentet informasjon fra Fylkesmannen i Hedmark, Oppland, Møre og Romsdal, Nord-Trøndelag og Troms; Norsk Sau og Geit; Norges Bondelag; Norsk Bonde- og Småbrukarlag; Norges Birøkterlag; Norskog; Norsk institutt for naturforskning; og Norges Fjellstyresamband. Arbeidsmetodikken er, etter invitasjon, presentert på rovviltseminar i regi av Norges Bonde- og Småbrukarlag; Beitekonferansen 2016 (arrangert av Norges Bondelag, Norsk Bonde- og Småbrukarlag og Norsk Sau og Geit); og på møte i Kontaktutvalget for rovviltforvaltning. Gjennom deltagelse på disse arrangementene har prosjektet også mottatt en rekke synspunkter på saksforhold som bør omfattes av utredningen. Prosjektet har i tillegg mottatt skriftlig innspill til arbeidet fra WWF Norge. Vi har, så langt det har vært mulig innenfor prosjektets budsjettamme og tidsfrist, tatt hensyn til og fulgt opp forslag som ligger innenfor utredningens mandat.

Landbruksdirektoratet, Miljødirektoratet, Naturdata as, Norges Birøkterlag, Hedmark Birøkterlag, Åmot Utmarksråd, Stor-Elvdal Grunneierforening og Norskog har bidratt med data til denne utredningen. I tillegg er det benyttet tilgjengelige data fra den nasjonale geografiske infrastrukturen Norge digitalt.

Kapitler hvor det ikke er angitt forfatter er skrevet av redaksjonen.

Ås, 30.05.16

Geir-Harald Strand (red.)

INNHOOLD

0	SAMMENDRAG	5
0.1	Situasjonsbeskrivelse	5
0.2	Vurderinger	8
0.3	Tiltak som kan vurderes	11
1	INNLEDNING	14
2	LANDBRUKET OG ROVVILTFORVALTNINGEN	17
3	STRUKTURENDRING I LANDBRUKET	22
4	UTMARKSBEITE	27
5	TAP AV BEITEDYR	32
6	DRIFTSØKONOMISKE KONSEKVENSER	45
6.1	Kostnader for saueholdet ved tap til rovvilt	45
6.2	Satser for rovdyrerstatning	46
6.3	Rovvilterstatninger	48
6.4	Økonomiske beregninger ved omstilling på grunn av rovvilt	51
7	ELGJAKT	57
8	BIRØKT	63
9	FOREBYGGENDE TILTAK OG OMSTILLING	66
9.1	Rammebetingelser	66
9.2	Tiltak mot tap av sau til fredet rovvilt	69
9.3	Omfang og betydning av omstillingstiltak	82
9.4	Kvotejakt, skadefelling og lisensfelling	83
9.5	Konfliktdempende tiltak og tiltak for å øke kunnskapsgrunnlaget	87
9.6	Rovviltets betydning for vandrebirøktet i Norge	88
10	REINDRIFTAS AREALBRUK	89
10.1	Innledning	89
10.2	Forvaltningsområder for rovvilt og reindriftas beitearealer	92
10.3	Forebyggende og avbøtende tiltak i reindrifta	98
10.4	Sammendrag	99
11	VEGETASJON OG BIOLOGISK MANGFOLD	101
12	INDIKATORER OG KUNNSKAPSBEHOV	108
12.1	Indikatorer på måloppnåelse	108
12.2	Kunnskapsbehov	111
	LITTERATURREFERANSER	114
	ANNEKS 1: DATAGRUNNLAG	122

0 SAMMENDRAG

0.1 Situasjonsbeskrivelse

Den norske rovviltpolitikken har en todelt målsetting om å sikre både levedyktige rovviltbestander og bærekraftige beitenæringer. Disse målene skal oppnås gjennom en geografisk differensiert rovdyrforvaltning. I henhold til siste tilgjengelige versjon av Miljødirektoratets digitale kart over «Forvaltningsområder for rovdyr» (datert 6.9.2012) utgjør forvaltningsområdene for gaupe, jerv, bjørn og ulv om lag 55 % av Norges landareal. Innenfor disse rovviltprioriterte områdene finner man 53 % av de som driver aktivt landbruk i Norge; 60 % av alt jordbruksareal i drift; 30 % av landets sauer og lam; og halvparten av arealet som benyttes av samisk reindrift. Med dette som kontekst skal utredningen på en objektiv måte belyse rovviltbestandenes betydning for utviklingen i landbruket. Utredningen skal også vurdere om tilpassingen av beitenæringen i prioriterte rovviltområder, og tilretteleggingen for beitebruk i prioriterte beiteområder, er gjort på en hensiktsmessig måte.

Strukturendringer

Landbruket i Norge har over mange år gjennomgått omfattende strukturendringer. Det er små forskjeller mellom områder innenfor og utenfor forvaltningsområdene for rovvilt med hensyn til reduksjon i antall aktive bønder eller jordbruksareal i drift. En forskjell er imidlertid at deler av saueholdet er lagt ned innenfor forvaltningsområdene for rovvilt. Denne nedgangen oppveies av økt sauehold utenfor forvaltningsområdene. Det skjer også en geografisk forskyving av saueholdet innenfor forvaltningsområdene for rovvilt. Produksjonen legges ned på lokaliteter som ligger innenfor forvaltningsområdene for flere og større rovdyrarter og erstattes av produksjon i områder som ligger innenfor forvaltningsområder med færre og mindre rovdyrarter. Endringene kan i begge tilfeller tolkes som et uttrykk for at saueholdet bygges ned i områder med høy rovviltbelastning, mens aktiviteten samtidig økes i områder med lavere rovdyrbelastning. Driftsenheter med sau, der driftsenheten ligger innenfor forvaltningsområdene for rovvilt, benytter seg også i økende grad av innmarksbeiter samt av utmarksbeiter som enten ligger utenfor forvaltningsområdene for rovvilt, eller i områder med lavere rovdyrbelastning.

Arealet som benyttes til produksjon av grovfôr reduseres i de beiteprioriterte områdene. Nedgangen må delvis sees i sammenheng med tilbakegangen i beitelandbruket langs kysten. I tillegg blir det generelt færre storfe på grunn av den høye melkeytelsen hos dagens kyr. Sammen med økt bruk av kraftfôr, fører dette til redusert behov for grovfôr.

Innenfor forvaltningsområdene for rovvilt øker arealet som benyttes til produksjon av grovfôr. Antallet storfe går også mindre tilbake i disse områdene. Dette kan skyldes at omstilling fra sau til storfe innenfor forvaltningsområdene bremser nedgangen i antall storfe her. Økningen i grovfôrarealet i forvaltningsområdene for rovvilt kan i tillegg være et uttrykk for at dyr i disse områdene i økende grad beiter på innmark. Dette skyldes risikoen forbundet med å slippe beitedyr i utmark. Innmarksbeiter inngår i statistikken som areal benyttet til grovfôrproduksjon.

Selv om det er små forskjeller på strukturendringer i landbruket innenfor og utenfor forvaltningsområdene for rovvilt, er det klare forskjeller mellom regioner innenfor forvaltningsområdene. På alle strukturindikatorer som er beregnet har landbruket en mer negativ utvikling i områder som ligger innenfor forvaltningsområdene for mange (3 - 4) rovviltarter, enn i områder med færre rovviltarter. Dette omfatter hele forvaltningsområdet for bjørn og deler av forvaltningsområdet for ulv. Resultatet viser at den samlede rovviltbelastningen er avgjørende for rovviltbestandens betydning for landbruket. Den samlede rovviltbelastningen er både knyttet til størrelsen på rovviltbestandene og til kombinasjo-

nen av rovviltarter som opptrer i et område. Avstanden til Sverige, med store bestander av ulv og bjørn, vil nødvendigvis også være av betydning.

Utmarksbeite

På overordnet nivå er det ingen vesentlig forskjell i andelen nyttbart utmarksbeite innenfor beiteprioriterte områder og innenfor rovviltprioriterte områder. I begge strata er drøyt halvparten av landarealet nyttbart utmarksbeite. Av utmarksarealet som er nyttbart til husdyrbeite ligger totalt 57 % innenfor forvaltningsområdene for rovvilt. Kvaliteten på utmarksbeite i forvaltningsområdene for gaupe og jerv er nokså lik kvaliteten for landet som helhet. I forvaltningsområdene for ulv og bjørn er kvaliteten på utmarksbeitet dårligere enn i landet som helhet.

Utnyttelsen av beitekapasiteten er langt lavere innenfor de rovviltprioriterte områdene (26 % utnyttelse) enn i de beiteprioriterte områdene (59 % utnyttelse). Innenfor forvaltningsområdene for bjørn og ulv er utnyttelsen av beiteressursene i utmark svært lav.

Tap av beitedyr

Statistikk fra ordningen *Organisert beitebruk* viser at tapet av beitedyr økte sterkt omkring 1990. Det kan være flere årsaker til denne økningen, inkludert sykdomssituasjonen. En sammenligning av to relativt sykdomsfrie fylker (Hedmark og Hordaland) viser imidlertid en dobbelt så høy tapsprosent i Hedmark i årene etter 1990 (gjennomsnitt for fylkene). Denne forskjellen kan vanskelig tilskrives andre årsaker enn forskjell i rovviltbelastning.

De siste årene har tapsprosenten gått ned i landet som helhet. Dette antas å være en kombinert effekt av flere faktorer: Saueholdet avvikles i de mest rovdyrbelastede områdene; Næringen har utviklet og iverksatt forebyggende tiltak mot rovvilttap (herunder tiltak som reduserer antallet beitedager i utmark); og besetninger hjemmehørende i områder med rovdyr fraktes og slippes på utmarksbeite i områder uten – eller med lav – rovviltbelastning.

En betydelig andel av tap av beitedyr grunnet rovvilt skjer i nærområdet omkring forvaltningsområdene for rovvilt. Dette gjelder både for sau og rein. Nærområdet omfatter typisk områder innenfor en avstand på 30-50 km fra forvaltningsområdene. Avstanden varierer noe avhengig av rovviltart (og antagelig også av topografi, uten at dette er undersøkt).

Med hensyn til ulv spesielt, er tapene av beitedyr i nærområdet til forvaltningssonen også knyttet til avstand til riksgrensen. Dette skyldes antagelig at ulv som vandrer vestover i Norge i hovedsak er født i svenske ulverevir eller i grenserevir. Det er få beitedyr igjen inne i forvaltningsområdene for ulv, og etablerte ulveflokker utgjør samtidig en risikofaktor for omstreifende enkeltindivider. Nærområdene langs vestsiden av forvaltningssonen vil derfor være spesielt utsatt for skadegjørende streifdyr. Det samme gjelder tilsynelatende også for bjørn, men dette må undersøkes nærmere.

Erstatning og omstilling

I perioden fra 2006 til 2015 har de samlede utbetalingene til erstatning for tap av sau og lam til rovdyr variert mellom 51 millioner kroner (i 2015) og nær 78 millioner kroner i 2007. I 2015 ble det både om søkt og utbetalt erstatning for færre rovdyrtatte sau og lam enn i årene før. Om disse utbetalingene gir et riktig bilde av hvilke kostnader rovviltet forårsaker for saueholdet er vanskelig å si, i og med at mye av erstatningene baserer seg på skjønn. Ut over tapte dyr har næringen også vesentlige ekstra omkostninger til forebyggende tiltak og tilsyn. Bare deler av dette blir dekket av tilskudd.

Praktiseringen av Naturmangfoldlovens § 19 og forskrift om erstatning når husdyr blir drept eller skadet av rovdyr oppleves i beitenæringen som uforutsigbar og i mange tilfeller også som urimelig. Dette er belyst gjennom rettsprosessen i den såkalte «Krokann-dommen» i 2013. Usystematiske og svake begrunnelser for avslag eller avkortinger i erstatningssaker gjør det vanskelig for dyreeier å forstå

hvorfor erstatning ikke er innvilget, noe som på sin side fører til at det også er vanskelig å klage på vedtaket.

Noen ganger er rovdyrtapene så store at det er aktuelt å se på alternativ bruk av beiteressursene. Overgang til melkeproduksjon krever store investeringer, og ammeku er oftest et mer realistisk alternativ. Kalkyler viser imidlertid at det økonomiske resultatet i de fleste tilfeller må forventes å bli dårligere med ammeku enn med sau.

Inntekt fra elgjakt

Noe av inntektsgrunnlaget i landbruket er knyttet til utnyttelse og salg av jaktrettigheter. Elgjakt er en viktig del av dette. Det har i perioden 2006 – 2015 med stor sannsynlighet vært en jevn og langsiktig reduksjon av elgstammen i deler av østlandsregionen. Årsaken til reduksjon i elgstammen kan være sammensatt, men denne jevne nedgangen sammenfaller geografisk med de områdene der det er etablerte ulverevir, samt med de nærområdene rundt forvaltningssonen der det er dokumentert at ulv er årsaken til høyt tap av sau. Rovdyrforskningen har slått fast at elg er en viktig del av ulvens diett. Det er derfor overveiende sannsynlig at ulvebestanden er en medvirkende og stedvis viktig årsak til reduksjonen i elgbestanden. Konsekvensen vil være reduserte jaktkvoter og dermed reduserte inntekter for grunneiere med jaktrettigheter i disse områdene.

En undersøkelse av inntekt fra elgjakt i regnskapene fra seks eiendommer i områder hvor det er vanskelig å finne andre årsaker (enn ulv) til redusert elgbestand, viser en reduksjon i inntekter fra jaktrettigheter på om lag kr. 1,20 per dekar fra 2012 til 2015. I tillegg kommer bortfall av inntekter fra andre tjenester knyttet til salg av jakt.

Birøkt

Birøktneringen er utsatt for tap til rovvilt ved bjørneangrep på bigårder. Dette gjelder i særlig grad for vandrebigrårder (bigårder plassert i utmark i deler av sommerhalvåret) i grenseområdene mot Sverige. Bigårder som ødelegges av bjørn faller utenfor erstatningsordningene og representerer et vesentlig økonomisk tap for birøktere som rammes. Birøktneringen har også hatt en sterkere tilbakegang innenfor forvaltningssonen for bjørn, enn utenfor sonen. Det foreligger imidlertid ikke materiale som gir grunnlag for å beregne totalkostnadene for skader som skyldes bjørn eller vurdere bjørnebestandens faktiske betydning for bruken av vandrebigrårder.

Forebyggende tiltak

Tilpassing av beitenæringen i forvaltningsområder for rovvilt og tilretteleggingen for beitebruk i prioriterte beiteområder skjer gjennom forebyggende og konfliktdempende tiltak (FKT). Det gis støtte til gjennomføring av disse tiltakene. Det er svært vanskelig å si noe sikkert om den tapsforebyggende effekten av hvert enkelt tiltak, fordi flere tiltak oftest settes inn samtidig. Det er også mange faktorer som påvirker tapstallene, ikke minst rovvilttettheten som kan variere fra år til år. Fra 2013 (etter at den nye FKT-forskriften trådte i kraft) er det brukt mindre midler på tilsyn og mer på tiltak som skiller rovvilt og beitedyr i tid og rom. Reduserte tapstall de siste årene tolkes som at de forebyggende tiltakene har en positiv effekt.

Reindriftas arealbruk

Tapstall for rein varierer mye mellom områder og til dels mellom år. Det synes å være en økning i tap av rein, men tallgrunnlagets grove oppløsning gjør det vanskelig å konkludere om årsakene til dette. Tapstall for kalv er i stor grad vedheftet usikkerhet knyttet til antall fødte kalver, fordi disse stort sett estimeres ut fra antakelse om tilnærmet 100 % drektighet hos simler eldre enn ett år i vårflokk.

Halvparten av området der det drives samisk reindrift ligger innenfor forvaltningsområdene for rovvilt. Det er også betydelig geografisk sammenfall mellom forvaltningsområdene for rovvilt og områder som reinen utnytter når den er på det mest sårbare. Dette gjelder vårbeitene i kalvingstiden og vinterbeitene som benyttes når fôrtilgangen er på det laveste. Per i dag vet man imidlertid for lite om hvordan utbredelsen av rovvilt påvirker arealbruk og utnyttelse av beiteressursene.

Kulturlandskap og biologisk mangfold

Når biomasse av gras og urter ikke lenger blir høstet av beitedyr, vil det føre til gjengroing med busk- og tre-sjikt. Beite- og skjøtelsavhengige naturtyper er ofte artsrike og viktige livsmiljø for et stort antall arter fra ulike organismegrupper. En regner med at minst 29 % av artene på Norsk rødliste 2015 vil være utsatt når beitedyra forsvinner. Det er ikke funnet dokumentasjon som viser hvor stor andel av disse rødlisteartene som har leveområde innenfor de ulike rovdyrsonene, og dermed er truet fordi beitebruken opphører som følge av rovdyrbestandene. Når beitebruken opphører i hele regioner må man imidlertid også regne med å miste det beiteskapte kulturlandskapet med tilhørende biologisk mangfold i disse regionene.

0.2 Vurderinger

Landbruks- og matdepartementet har bedt om en vurdering av om tilpassingen av beitenæringen i prioriterte rovviltområder, og tilretteleggingen for beitebruk i prioriterte beiteområder, er gjort på en hensiktsmessig måte. Oppdraget har ikke rammer som tillater at det gjennomføres selvstendig forskningsarbeid. Spørsmålene må derfor besvares med grunnlag i den kunnskapen som er hentet inn gjennom sammenstilling av eksisterende data. Vurderingene er derfor ikke et resultat av forskning, men uttrykk for et faglig skjønn.

Med Rovdyrforliket av 2011 og Stortingets beslutning om en todelt målsetting i rovviltpolitikken (basert på geografisk differensiering mellom rovdyr og beitedyr) som rammebetingelser fremstår løsningen med forvaltningsområder for rovdyr som et forvaltningsverktøy det er vanskelig å finne noe godt alternativ til. Det betyr imidlertid ikke at løsningen nødvendigvis er iverksatt på den mest hensiktsmessige måten.

Den geografiske differensieringen medfører at belastningen som følge av rovdyrforvaltningen blir ulikt fordelt. Beitebrukere innenfor forvaltningsområdene må gjennomføre omfattende tilpassinger. Nedgang i både dyretall og antall bønder i områder med mange - eller spesielt krevende - rovviltarter, kan leses som et uttrykk for at kompensasjon og tilskudd ikke oppveier ulemper og utgifter i disse regionene. Det søkes også om mer midler til forebyggende tiltak enn det som står til rådighet. I 2014 ble 461 av 589 søknader (78 %) innvilget, med til sammen 30,6 mNOK av 109,7 mNOK i omsøkt beløp (28 %). Nå er ikke nødvendigvis alle søknader eller omsøkte beløp like relevante (dette er ikke undersøkt), men tallene tyder på at det opplevde behovet for tiltak er større enn hva det er rom for å finansiere innenfor ordningens nåværende budsjetttramme. Samtidig ble bevilgningene redusert med 22 % fra 2008 til 2014.

Utviklingen i tapsstatistikken fra *Organisert beitebruk* er positiv. Det er en nedgang i tapsprosent, også i rovdyrbelastede områder. Dette skyldes nok delvis at antallet dyr i disse områdene er redusert, men også at forbyggende tiltak har ønsket virkning. Årsakssammenhengen er innfløkt fordi resultatet av de forbyggende tiltakene kan være at både antall sau og antall dager på fritt utmarksbeite er redusert. Det benyttes oftest kombinasjoner av ulike tiltak og det er derfor fortsatt behov for forskning for å få bedre kunnskap om virkningen av det enkelte tiltak.

Det er tilsynelatende store forskjeller i strukturutvikling i ulike regioner innenfor de rovdyrprioriterte områdene. Landbruket i regioner som ligger innenfor forvaltningsområdet for bjørn har en særskilt

negativ utvikling. Det samme gjelder deler av forvaltningsområdet for ulv. Noen av disse områdene er i tillegg forvaltningsområde for både tre og fire rovviltarter, noe som tilsier en særskilt høy rovdyrbelastning. I de mest rovdyrutsatte områdene vil utmarksbeite i praksis ikke kunne opprettholdes. Det kan vurderes om rettighetshaver da bør kompenseres for bortfall av beiteretten.

Den samlede rovviltbelastningen ser ut til å være knyttet til kombinasjonen av rovviltarter i et område. Avstand til Sverige, hvor det er store rovviltbestander, vil nødvendigvis også ha betydning. Det ser ut til at beitebasert landbruk, under høvelige forhold og med støtte i forebyggende tiltak, kan tilpasse seg forekomst av gaupe og jerv på nåværende nivå. I forvaltningsområdene for bjørn eller ulv er det ytterst krevende å drive beitebasert landbruk når rovdirene er etablert i området. Det er påvist en markert negativ utvikling i landbruket i slike områder. Unntaket er forvaltningssonen for ulv sør for Hedmark. Beitebruken i dette området er spesiell (med utstrakt bruk av innmarksbeite eller inngjerdet gårdnært utmarksbeite) og det har i mindre grad vært fast forekomst av ulv i denne regionen de siste årene.

Randsoneutfordringer

Sammenstillingen av materialet har avdekket at en betydelig andel av dokumenterte tap av beitedyr (både sau og rein) til rovvilt skjer i nærområdet (randsonen) utenfor forvaltningsområdene. Dette gjelder for alle rovviltartene det er etablert forvaltningsområder for, men med noe ulik avstandsfaktor. Etablering av forvaltningsområder med sterkt vern av rovviltet medfører derfor ikke bare utfordringer for landbruket og reindrifta *innenfor* forvaltningsområdene, men også i *nærområdene rundt* disse forvaltningsområdene. Det kan følgelig være like stort behov for forebyggende tiltak mot tap til rovvilt i nærområdet til et forvaltningsområde, som i selve forvaltningsområdet.

Basert på behovet for forebyggende tiltak i randsonen kan det vurderes om det bør gjennomføres en formell avgrensning av randsonen rundt forvaltningsområdene. Dette kan både bidra til å få bedre oversikt over behovet for tiltak, og til å kanalisere midler til forebyggende tiltak til disse områdene. Randsonene kommer i tillegg til selve forvaltningsområdet. Det vil derfor være behov for større budsjetter til forebyggende tiltak. I tillegg til forebyggende tiltak kan det vurderes å praktisere en lavere terskel for uttak av skadevoldende rovvilt og utbetaling av erstatning for usikre rovdyr tap i randsonene. Som oppfølging av lagmannsrettens kjennelse i Krokann-dommen, vil det være naturlig å ta hensyn til avstanden til forvaltningsområdene ved vurdering av sannsynligheten for at rovvilt er tapsårsak ved tap av beitedyr utenfor disse områdene.

Den høye rovdyrbelastningen i randsonene tilsier at forvaltningsområdene bør avgrenses (arronderes) på en slik måte at randsonene blir så små som mulig, og ikke omfatter større landbruksområder eller flere viktige utmarksbeiter enn strengt nødvendig. Det vurderes å være en dårlig løsning å avgrense forvaltningsområdene på en slik måte at man får isolerte, beiteprioriterte områder innenfor eller i nær tilknytning til, de rovdyrprioriterte områdene. Det er likeledes en dårlig strategi å legge ut mindre forvaltningsområder for rovvilt inne i de beiteprioriterte områdene. Ved å samle de beiteprioriterte områdene i større, sammenhengende regioner kan man også holde en større andel av de beiteprioriterte områdene utenfor randsonene rundt rovviltområdene.

Randsoneproblematikken med høy rovdyrbelastning i beiteprioriterte områder som ligger nær forvaltningsområdene for rovvilt fordrer et forvaltningsregime som praktiseres tydelig på begge sider av områdegrensene. Det innebærer et sterkt vern for rovdyr innenfor forvaltningsområdene, og et tilsvarende sterkt vern for beitedyr utenfor forvaltningsområdene.

Beiteområder i utmark

Beiteressursene i utmark er jevnt fordelt mellom de rovviltprioriterte og de beiteprioriterte områdene, men ressursene blir bedre utnyttet i de beiteprioriterte områdene. Forvaltningsområdet for gaupe omfatter flere høvfjellsområder med god beitekvalitet. I disse områdene er faren for rovdyrskader ve-

sentlig redusert fordi gaupe i mindre grad er aktiv over skoggrensa. Beitedyr fra lavereliggende områder kan i sesongen bli transportert til disse områdene. Det kan vurderes å ta slike høyfjellsområder ut av forvaltningsområdet for gaupe. Områdene har liten verdi som leveområde for gaupe, men stor verdi som beiteområder for sau. Ved å benytte disse områdene som utmarksbeite og gi tilskudd til transport av dyr, kan grunnlaget for fortsatt sauehold opprettholdes også for driftsenheter i nærliggende forvaltningsområder for gaupe.

Det er registrerte en nedgang tap av beitedyr i utmark de siste årene. Dette gjelder både i rovviltprioriterte og i beiteprioriterte områder. En årsak er at saueholdet avvikles i de mest rovviltutsatte områdene, og for rein at reintallet har gått ned i slike områder. Det er og grunn til å anta at tapsforebyggende tiltak bidrar til å redusere tapstallene i og med at også tapsprosenten går ned. Flytting av sau til fjellbeiter med mindre rovvilt kan ytterligere bidra til reduserte tap. Dette bør også vurderes i beiteprioriterte kystområder med høye sykdomstap. Innen samisk reindrift er det gjennomført tiltak rein som kan ha gitt positiv effekt, men materialet gir ikke grunnlag for å dokumentere dette.

Erstatning etter Naturmangfoldlovens § 19

Den såkalte «Krokann-dommen» fra Frostating lagmannsrett peker på en rekke svakheter i saksbehandlingen knyttet til erstatningsordningen for husdyr som blir drept eller skadet av rovvilt. En mer forutsigbar saksbehandling basert på god dokumentasjon og etterprøvbare vurderinger vil lette situasjonen for beitebrukerne, samtidig som dette antagelig både vil være konfliktdempende og øke forvaltningens legitimitet. Erstatningsforskriften er revidert etter Krokann-dommen, men følgene av dette er ikke undersøkt. Relevante tiltak kan være å forbedre datagrunnlaget og rutinene som benyttes i saksbehandlingen. Partene (både næringsdrivende og saksbehandlere) bør ha tilgang til det samme datagrunnlaget.

Forebyggende tiltak

Utvidet tilsyn alene har usikker eller liten tapsforebyggende effekt, men kan ha konfliktreduserende og skadedokumenterende effekt. Bruk av både radiobjeller og saltsteinsmerkeavlesere er konfliktdempende, men i mindre grad tapsforebyggende tiltak. Gjeting er vanskelig å praktisere i Norge med norske saueraser og norsk lønnsnivå. Tradisjonelt norsk sauehold, med frittgående dyr i utmarka, er i utgangspunktet dårlig tilpasset bruk av vokterhund i gjetersystemer slik man kjenner dette fra lenger sør i Europa. Vokterhunder brukt på inngjerda beite, og til en viss grad også systematisk patruljering med vokterhund i oversiktlig terreng, kan ha god forebyggende effekt under norske forhold. Effektene av tidlig sankning er ikke dokumentert, men tiltaket skiller husdyr og rovvilt i tid og rom ved å redusere antall beitedager i utmarka på et kritisk tidspunkt. Dette bidrar til mindre sannsynlighet for tap av beitedyr. Forsinket slipp gir økte slippvekter som kan ha betydning i besetninger med høye tapstall for lam. Bruk av beredskapsareal skiller beitedyr og rovdyr i tid og rom, og tiltaket har utvilsomt en meget god og varig effekt, selv om tilgang på egnede arealer kan være en begrensende faktor for omfanget. Rydding av gårdsnære beiter bidrar til å øke arealtilgangen. Samtidig må en være oppmerksom på at slike tiltak forkorter beitesesongen, og senker dermed ressursutnyttelsen i utmarka. «Tidsvinduet» for utnyttelse av de beste utmarksbeitene er ofte ganske kort og både forsinket slipp og tidlig sankning kan føre til at svært gode beiteressurser ikke blir utnyttet.

En konsentrasjon av sau til mer gårdsnære beiter vil utvilsomt ha en god og langsiktig tapsreduserende effekt. Man kan utnytte og skjøtte gårdsnære arealer som ellers ikke ville ha vært beitet. Slike arealer kan også nyttes som beredskapsarealer. Potensialet for ytterligere bruk av gårdsnære beiter innenfor de mest belastede av de rovviltprioriterte områdene i Norge bør utredes nærmere.

Forskriftsmessig oppført, er rovdyravvisende elektriske gjerder et meget godt forebyggende tiltak, men tiltaket er ressurskrevende, både mht. investeringer, oppføring, ettersyn og årlig vedlikehold. Tiltaket

bør derfor prioriteres for besetninger med svært høye, årlige tap til rovvilt der det finnes få alternative løsninger. Flytting av sau til mindre rovdyrbelastede områder anbefales i de mest tapsutsatte beiteområdene. Tiltaket har god og langsiktig effekt så langt det finnes andre beiter med liten rovdyrbelastning tilgjengelig. Tilgangen til egnede arealer, samt økt kostnads- og arbeidsbelastning de første årene etter flytting, vil kunne være en begrensende faktor for omfanget av slik flytting.

I områder med svært høye årlige tap til rovvilt kan eneste løsning være å legge om sauedrifta til innmarksbasert beitedrift. Forutsetningen er at man har tilstrekkelige arealer tilgjengelig. Innmarksbasert beitedrift byr imidlertid på mange utfordringer og store ekstraomkostninger.

Når det gjelder gaupe og jerv, kan uttak av spesifikke skadegjørere være forsvarlig utenfor forvaltningsområdet for den spesifikke rovdyrarten. Hiuttak av jerv og uttak av bjørn og ulv om våren er omstridte tiltak, men kan bidra til å redusere skadeomfanget. Skadeuttak utenfor forvaltningsområdene må iverksettes hurtig og effektueres raskt og profesjonelt, selv om bestandsmålene innenfor forvaltningsområdene ikke er nådd. For forutsigbarheten i beitenæringa er det viktig at områdeinndelingen forvaltes med tydelighet, og i tråd med rovviltforliket, på begge sider av områdegrensene.

Birøkt

Forvaltningsområdet for bjørn er også et viktig område for vandrebirøkt. Det er ingen erstatningsordning for bikuber tatt av bjørn, og begrensede midler til inngjerding av bigårder. Forskriftsmessig oppført, er rovdyravvisende elektriske gjerder omkring bigårdene et godt, men ressurskrevende forebyggende tiltak. Det kan vurderes å innføre erstatningsordning for tap av bikuber og/eller øke tilskuddene til forebyggende tiltak i form av inngjerding av vandrebighårder. Det er også behov for egne undersøkelser for å forbedre datagrunnlaget på dette området.

Inntekter fra elgjakt

Reetablering av ulv har med stor sannsynlighet medført en reduksjon av elgstammen som på sikt må føre til reduserte jaktkvoter. Dette vil resultere i lavere inntekter for grunneiere med jaktrettigheter. Kompensasjon for bortfall av inntekter kan være et konfliktdepende tiltak i de berørte områdene.

Standardisering og datagrunnlag

I arbeidet med denne utredningen har det vært utfordrende å skaffe et godt datagrunnlag for å beskrive den geografisk differensierte forvaltningen. Kartene over forvaltningsområdene er unøyaktige og blir heller ikke oppdatert i takt med vedtak av nye forvaltningsplaner. I tillegg er forvaltningsplanene i noen tilfeller uklare. Vi vet ikke om slike tvetydigheter er problematiske for landbruket eller for miljøforvaltningen. For undersøkelser av hvordan politikken og forvaltningsregimet fungerer vil det imidlertid være ønskelig med entydige definisjoner, klart avgrensede forvaltningsområder, og oppdatert og standardisert kartgrunnlag av god kvalitet.

0.3 Tiltak som kan vurderes

I dette underkapittelet lister vi opp tiltak som kan fremme måloppnåelse i henhold til den todelte målsettingen i rovviltpolitikken – og som i tillegg kan være konfliktdepende. Om disse tiltakene bør iverksettes eller ikke, er et politisk spørsmål som NIBIO ikke har noe synspunkt på. Vi mener likevel det er riktig å presentere forslagene slik at de kan gjøres til gjenstand for politisk vurdering. Tiltakene er basert på analyser i utredningen for øvrig. Det understrekes at rekkefølgen ikke innebærer noen prioritering fra NIBIOs side.

Informasjonssystem for erstatningssaker etter Naturmangfoldlovens § 19

Det kan etableres et felles informasjons- og beslutningsstøttesystem for erstatningssaker etter Naturmangfoldlovens § 19. Dette vil gi næring og forvaltning anledning til å enes om kriteriene for sannsynlighetsberegninger ved tap og erstatning og gi mindre rom for subjektivt skjønn. Et beslutningsstøtte-system vil gi forvaltningen grunnlag for mer objektive og etterprøvbare vurderinger, samtidig som situasjonen blir mer forutsigbar for næringen. En mer forutsigbar saksbehandling basert på god dokumentasjon og etterprøvbare vurderinger vil lette situasjonen for dyreeier. Tiltaket kan dermed virke konfliktdempende, og samtidig øke forvaltningens legitimitet. Partene (både næringsdrivende og saksbehandlere) bør ha tilgang til det samme datagrunnlaget. I et informasjonssystem kan man tilstrebe å legge inn vurderingskriterier som stimulerer til bedre dyrehelse, økt dyrevelferd, aktivt etter-syn, og intensivt kadaversøk.

Kompensasjon for bortfall av beitemulighet i utmark

Innenfor forvaltningsområdene for bjørn og ulv er det svært vanskelig å slippe beitedyr i utmark. Beiting blir i praksis begrenset til innmark eller innenfor forsvarlig inngjerdet innhegning i utmark. Det kan vurderes om det i disse tilfellene skal kompenseres for bortfallet av muligheten til å utnytte beite-rettighetene.

Kompensasjon for reduserte inntekter fra salg av jaktrettigheter

Innenfor forvaltningsområdet for ulv, og kanskje også i randsonen rundt dette området, vil ulven beskatte elgbestanden. For å sikre en bærekraftig elgforvaltning må derfor jaktkvotene senkes tilsvarende. Det betyr lavere inntekter for grunneiere i disse områdene. Det kan også være noe bortfall av inntekter fra småviltjakt fordi områdene blir mindre attraktive for jegere med hund (uten at dette er undersøkt nærmere). Det kan vurderes å kompensere grunneiere i berørte områder for bortfall av inntekter fra salg (og evt følgeinntekter) av jaktrettigheter.

Forebyggende tiltak i randsoner

Forvaltningsregimet med forvaltningsområder for rovvilt fører til store utfordringer, også for landbru-
ket i nærområdene på utsiden av forvaltningsområdene («randsonene»). Man kan vurdere å gi disse randsonene en formell avgrensning og sette av egne midler til forebyggende tiltak (FKT) her. Raskere, mer effektiv skadedyrfelling og lavere terskel for å sannsynliggjøre tapte dyr som erstatningsberettiget i randsonene er blant tiltakene som kan vurderes.

Standardisere planarbeidet og datagrunnlaget

Forvaltningsplanene for rovvilt fra de åtte rovviltnemndene er ganske ulike. For eksempel har rovvilt-nemnda i Region 7 lagt til grunn helt andre prinsipper for arrondering enn de andre nemndene. Tidvis kan plandokumentene også være vanskelige å forstå. Det kan utarbeides tydeligere retningslinjer for forvaltningsplanene. Samtidig kan det stilles større krav til standardisering og kvalitetssikring av den nasjonale dokumentasjon av forvaltningsplanene i form av samordnede digitale kart. Målet med tiltaket vil være å sikre entydige definisjoner, klart avgrensede forvaltningsområder og oppdatert og stan-
dardisert kartgrunnlag av god kvalitet.

Fjerne større høyfjellsområder fra gaupesonen

I forvaltningsområdet for gaupe inngår flere store høyfjellsområder som antagelig er lite aktuelle som leveområde for gaupe og som er, eller kan være, viktige som avlastingsområder for husdyrhold i dal- og skogbygdene innenfor det samme forvaltningsområdet. En kan vurdere å ta disse høyfjellsområde-
ne ut av forvaltningsområdet for gaupe. Det vil tydeliggjøre prioriteringen av områdene som beiteom-
råder. Det gir større sikkerhet og forutsigbarhet for dyreeiere som benytter høyfjellsområdene som

utmarksbeite. En gjennomgang av bruken av høyfjellsområder med høy beitekvalitet kan også sees i et videre perspektiv, med sikte på å sikre husdyrholdet i de mest belastede regionene tilgang til beitearealer innenfor akseptable transportavstander og smittevernbestemte grenser.

Prioritering av områder med høy beitekvalitet

Det bør undersøkes om det finnes større, sammenhengende områder med høy beitekvalitet innenfor rovviltområdene. Hvis det blir identifisert slike områder kan det vurderes om forvaltningsområdene skal endres slik at de beste beiteområdene prioriteres for husdyr og tamrein.

Overvåking av kulturlandskap og biologisk mangfold

Spørsmålet om rovviltbestandenes betydning for kulturlandskap og biologisk mangfold bringes jevnlig opp i rovviltdebatten. Kunnskapsstatus på dette området bærer preg av mangel på systematisk, areal-representativ overvåking. Omtrent 29 % av artene på Norsk rødliste 2015 vil være utsatt når beitedyra forsvinner. Om lag 24 % er knyttet til «kulturmark som er skapt av de gamle driftsformene». Gjennom et overvåkingsprogram vil man kunne skille mellom endringer i det biologiske mangfoldet som skyldes nye driftsformer uavhengig av rovviltbestandene, og endringer som spesifikt kan tilbakeføres til endret beitepraksis som følge av rovvilt.

Grunnlaget for et overvåkingsprogram kan være en gjennomgang av registreringene i Artsdatabanken for å bestemme hvilke av disse som i hovedsak befinner seg i de områdene der beitebruken opphører på grunn av rovvilt. Tilsvarende vil det være mulig å fortette overvåkingsprogrammet for jordbrukets kulturlandskap (3Q) med sikte på å gi informasjon om landskapsendringene innenfor de mest belastede rovviltområdene og sammenligne disse med landet for øvrig.

Etterprøving av måloppnåelse

Den norske rovviltpolitikken har en todelt målsetting om å ivareta beitenæringenes interesser samtidig som man skal sikre en bærekraftig forvaltning av rovviltet. Som på alle andre samfunnsområder, vil det være viktig å undersøke måloppnåelse på dette politikkområdet. Det er allerede omfattende forskning om store rovdyr. Et nasjonalt overvåkingsprogram for rovvilt ble etablert i 2000. Dette gir godt grunnlag for å vurdere måloppnåelse innenfor rovviltpolitikken målsetting om en bærekraftig forvaltning av rovvilt. Det bør vurderes om det er behov for en tilsvarende, systematisk etterprøving og rapportering av måloppnåelse innenfor rovviltpolitikken andre målsetting, om å sikre levedyktige beitenæringer. Virksomheten vil i stor grad kunne baseres på bruk av registerdata.



Næringhøa Orkelsjøen. Oppdal (Sør-Trøndelag). Foto: Yngve Rekdal/NIBIO

1 INNLEDNING

Landbruks- og matdepartementet ga i supplerende tildelingsbrev høsten 2015 NIBIO i oppdrag å gjennomføre en vitenskapelig gjennomgang av rovviltbestandenes betydning for landbruk og matproduksjon basert på norske ressurser. I det supplerende tildelingsbrevet heter det at

«For å få nærmere kunnskap om hvordan rovviltbestandene har påvirket utviklingen i landbruket, ber LMD om at NIBIO gjennomfører en vitenskapelig gjennomgang av rovviltbestandenes betydning blant annet for:

- matproduksjon basert på norske ressurser,
- utnyttelse av beiteressurser,
- vegetasjon og naturmangfold,
- alternativ næringsutvikling i landbruket/omstilling til annen drift, og
- reindriftens arealbruk

Gjennomgangen må søke å belyse om det er ulik utvikling i områder der rovviltbestandene påvirker driften og områder som sjelden eller aldri opplever tap av beitedyr til rovvilt. Det kan være nærliggende å ta utgangspunkt i områder som etter regionale forvaltningsplaner er definert som

- a) prioriterte forvaltningsområder (for en eller flere rovviltarter),
- b) prioriterte beiteområder uten mål om yngling av rovvilt, men der det likevel oppleves vedvarende eller sporadisk store tap pga rovvilt, og
- c) prioriterte beiteområder uten, eller med kun sporadisk risiko for tap av beitedyr til rovvilt.

Utredningen skal på en objektiv måte belyse betydningen av rovviltbestandene for utviklingen i landbruket. Det må derfor samtidig tas til vurdering andre sentrale påvirkningsfaktorer, slik som strukturendringer og driftsmessige forhold som kan ha betydning for utviklingen i landbruket. I tillegg skal utredningen vurdere om tilpassingen av beitenæringen i prioriterte rovviltområder og tilretteleggingen for beitebruk i prioriterte beiteområder, er gjort på en hensiktsmessig måte.

Denne gjennomgangen kommer i tillegg til den evalueringen NINA for tiden gjennomfører av regional forvaltning og regionale bestandsmål på oppdrag fra miljømyndighetene, og som er en direkte oppfølging av rovviltforliket 2011.»

NIBIO utarbeidet en foreløpig prosjektskisse som ble oversendt departementet 9.10.2015 (ref 15/993). En mer utfyllende prosjektplan ble oversendt departementet per epost 2.12.2015. Mandatet og prosjektplan er gjennomgått med departementet i møter 21.10.2015 og 09.12.2015. Departementet ga i brev datert 16.12.2015 sin tilslutning til prosjektplanen. NIBIO orienterte om fremdriften i prosjektet i møte med LMD 16.03.2016.

Forståelse av oppdraget

NIBIO har lagt til grunn følgende forståelse av oppdraget.

Prosjektet skal samle inn og sammenstille eksisterende data og kunnskap. Prosjektet har ikke rammer som tillater at det gjennomføres egen forskning eller organiserte undersøkelser som henter inn nye data. Det er også svært begrenset hva prosjektet kan gjøre med hensyn til bruk av eksisterende data som grunnet manglende struktur, dokumentasjon eller korrektur ikke foreligger i en form som er egnet for bruk i prosjektet.

At gjennomgangen skal være vitenskapelig, betyr i denne sammenheng at den skal være etterrettelig og etterprøvbar. Det må derfor legges vekt på dokumentasjon av hvilke kilder og data som brukt og hvilke metoder for databearbeiding og -analyse som er benyttet.

I den grad data om rovviltbestandene ikke foreligger på et detaljeringsnivå som lar seg kombinere med landbruksfaglige data må det benyttes relevante indikatorer. Slike indikatorer kan være kartfestede forvaltningsområder, kartfestede forvaltningssoner, kadaverfunn og tetthetskart basert på sporing og observasjoner. Likeledes må «matproduksjon» også operasjonaliseres gjennom indikatorer som dyretall og arealbruk.

NIBIO finner det nødvendig å skille mellom totale tapstall; tap som næringsutøvere mener er forårsaket av rovvilt men hvor dette ikke er stadfestet; og tap hvor det er dokumentert at dette er forårsaket av rovvilt. Alle tre kan være interessante, avhengig av kontekst, men det er viktig å være tydelig på hvilke tall som benyttes og hvorfor. NIBIO har valgt å benytte kadaverfunn som SNO har vurdert som «dokumentert eller antatt» drept av en spesifikk rovdyrart. Kadaverfunn som SNO vurderer som usikre, eller ikke kan knytte til en spesifikk rovdyrart, er ikke benyttet. I tillegg er dyreeiers antagelse om tapsårsak benyttet i enkelte analyser. Dette fremgår av beskrivelsene.

Med hensyn til situasjonen i prioriterte beiteområder uten mål om yngling av rovvilt, men der det likevel oppleves vedvarende eller sporadisk store tap pga rovvilt, er dette studert individuelt for de ulike rovviltartene.

Tilnæringsmåte

Utredningen er organisert som et prosjekt med følgende delprosjekter

- Indikatorer på rovviltbestandens betydning for landbruk og matproduksjon
- Omfang og betydning av avbøtende tiltak og alternative produksjoner
- Rovviltbestandens betydning for reindriftas arealbruk
- Effekter på vegetasjon og naturmangfold ved opphør av beite

Rapporten innledes med et kortfattet overblikk over den geografisk differensierte rovviltforvaltningen og forvaltningsområdene for rovvilt (kapittel 2). Dette omfatter beskrivende statistikk for forvaltningsområdene. Statistikken gir indikatorer på omfanget av landbruk, med vekt på sau og sauehold, innenfor forvaltningsområdene. Materialet gir en bakgrunn for rapporten for øvrig og følges i kapittel 3 av en oversikt over strukturendringer i landbruket, fordelt på beiteprioriterte områder og forvaltningsområder for rovvilt. Hensikten er å besvare spørsmålet om hvorvidt landbruket har utviklet seg forskjellig innenfor beiteprioriterte og rovdyrprioriterte områder.

Kapittel 4 inneholder en gjennomgang av beiteressursene i utmarka, fordelt på beiteprioriterte områder og forvaltningsområder for rovvilt. I dette kapitlet dokumenteres også, så langt det har vært mulig innenfor rammene av denne utredningen, forskjeller i utnyttelsen av beitekapasiteten i beiteprioriterte og rovdyrprioriterte områder.

Kapittel 5 tar for seg tap av husdyr på beite, fordelt på de ulike rovviltartene. I kapitlet skilles det mellom tap innenfor og utenfor forvaltningsområdene for de enkelte artene. Kapittel 6. inneholder en driftsøkonomisk analyse av kostnadene ved tap av husdyr til rovvilt, et sammendrag av erfaringer med erstatningsordningene (basert på «Krokann-dommen»), samt en beregning av kostnadene ved å legge om drifta fra sauehold til ammekyr.

Noe av inntektsgrunnlaget i landbruket er knyttet til utnyttelse og salg av jaktrettigheter. Dette er behandlet i kapittel 7, med vekt på elgjakt. Kapittel 8 omhandler rovviltets betydning for birøkt. Disse to kapitlene er artsspesifikke hva gjelder rovdyr. Det er primært ulv som er utfordringen med hensyn til elgjakt, og spesifikt bjørn som er utfordringen for birøkt.

En effekt av de økte rovviltbestandene er behovet for å utvikle og gjennomføre forebyggende og avbøtende tiltak i landbruket. Det gis tilskudd til dette arbeidet, men det representerer like fullt en kostnad i form av tid og investeringer. Kapittel 9 gir en bred gjennomgang og vurdering av disse tiltakene.

En sammenfatning av tilgjengelige data om rovvilt og reindriftens arealbruk er samlet i kapittel 10, mens en gjennomgang av kunnskap om beitedyras betydning for kulturlandskap og biologisk mangfold er samlet i kapittel 11. Kapittel 12 presenterer et indikatorsett for måloppnåelse for beitebruk og jordbruksdrift formulert i rovdyrforliket. I tillegg er en oversikt over fremtidig kunnskapsbehov samlet i dette kapitlet.

Begrepsbruk og usikkerhet

Denne rapporten benytter siste tilgjengelige versjon av Miljødirektoratets digitale kart «Forvaltningsområder for rovdyr» som grunnlag for å avgrense forvaltningsområdene for de fire rovviltartene gaupe, jerv, bjørn og ulv. Datasettet er tilgjengelig via portalen for offentlige kartdata i Norge (geonorge.no) og er datert 6.9.2012. Det er gjort justeringer i noen av de regionale forvaltningsplanene etter denne datoen, men uten at datasettet er ajourført. Rovviltneemndenes forvaltningsplaner; Rovviltportalens kart over «Forvaltningssoner» for de ulike rovviltartene; og Miljødirektoratets WMS-tjeneste for de samme forvaltningsområdene viser for øvrig alle noe ulik geografisk avgrensning av forvaltningsområdene.

Forskjellene mellom datasettene fører til en viss usikkerhet om hva som faktisk er forvaltningsområder for de ulike rovviltartene og følgelig også hva som er prioriterte beiteområder. I samråd med Miljødirektoratet har NIBIO valgt å benytte det digitale kartet datert 6.9.2012 i statistikkproduksjonen. Vi omtaler i denne rapporten de områdene som er avgrenset i datasettet som «forvaltningsområder» for rovvilt. Forvaltningsområdet for ulv er fastsatt av Stortinget og har en utvetydig avgrensning. Dette området omtales derfor også som «forvaltningssone». For rapportens formål ansees denne begrepsbruken og disse avgrensningene for å være tilstrekkelig presise. Sammenligning med statistikk basert på andre kilder med andre avgrensninger av forvaltningsområdene kan imidlertid gi noen mindre avvik fra de tallene som rapporteres her.

Andre utredninger

Rovdyrforliket av 2011, punkt 2.1.9, slår fast at «den regionale forvaltningen og de regionale bestandsmålene av rovvilt skal evalueres innen fem år». Norsk institutt for naturforskning (NINA) har på bakgrunn av dette fått i oppdrag å utrede regional rovviltforvaltning og de regionale bestandsmålene. Evalueringen skal «se nærmere på regionale bestandsmål, rovviltneemndenes organisatoriske struktur, sammensetning og gjennomføringskraft, regioninndeling, regionale forvaltningsplaner og tydelig soneforvaltning, myndighetsutøvelse og ansvarsområde. Videre skal evalueringen belyse samhandling mellom rovviltneemnder og sekretariat, samarbeid på tvers av fylkesgrenser og regiongrenser, samarbeid mellom rovviltneemnder, Fylkesmannen og Miljødirektoratet, samt rovviltfaglig arbeid i både sekretariater og neemnder, herunder bruk av eksisterende kunnskap fra Rovdata.» (Klima- og miljøverndepartementet 2016, s.22). Disse spørsmålene blir defor ikke berørt i NIBIOs utredning.

2 LANDBRUKET OG ROVVILTFORVALTNINGEN

Rammene for rovviltforvaltningen er fastsatt av Stortinget gjennom behandling av St.meld. nr. 15 (2003–2004) Rovvilt i norsk natur - jf. Innst. S. nr. 174 (2003– 2004) – og representantforslag 163 S (2010–2011), omtalt som rovviltforliket av 2011 (Miljøverndepartementet 2004, Stortinget 2004, 2011). Rovviltforliket viderefører en todelt målsetting om å ivareta beitenæringenes interesser samtidig som man skal sikre en bærekraftig forvaltning av rovviltet. Den offentlige debatten omkring rovviltforvaltningen er et uttrykk for at det er krevende å forene disse målene.

Det er først og fremst den delen av landbruket som høster ressurser gjennom beiting (i vid forstand) som blir berørt av rovviltforvaltningen. Virksomheten omfatter husdyr og tamrein som beiter i utmarka - i noen områder også beite på innmark - jakt og birøkt. Disse næringene representerer en naturvennlig matproduksjon. I mange tilfeller er de også utøvelse av en rettighet, ofte nært knyttet til eiendomsretten. Beitevirksomheten har betydning for biologisk mangfold og landskap og er en forutsetning for å opprettholde det kulturbetingede naturmangfoldet i kulturlandskapet.

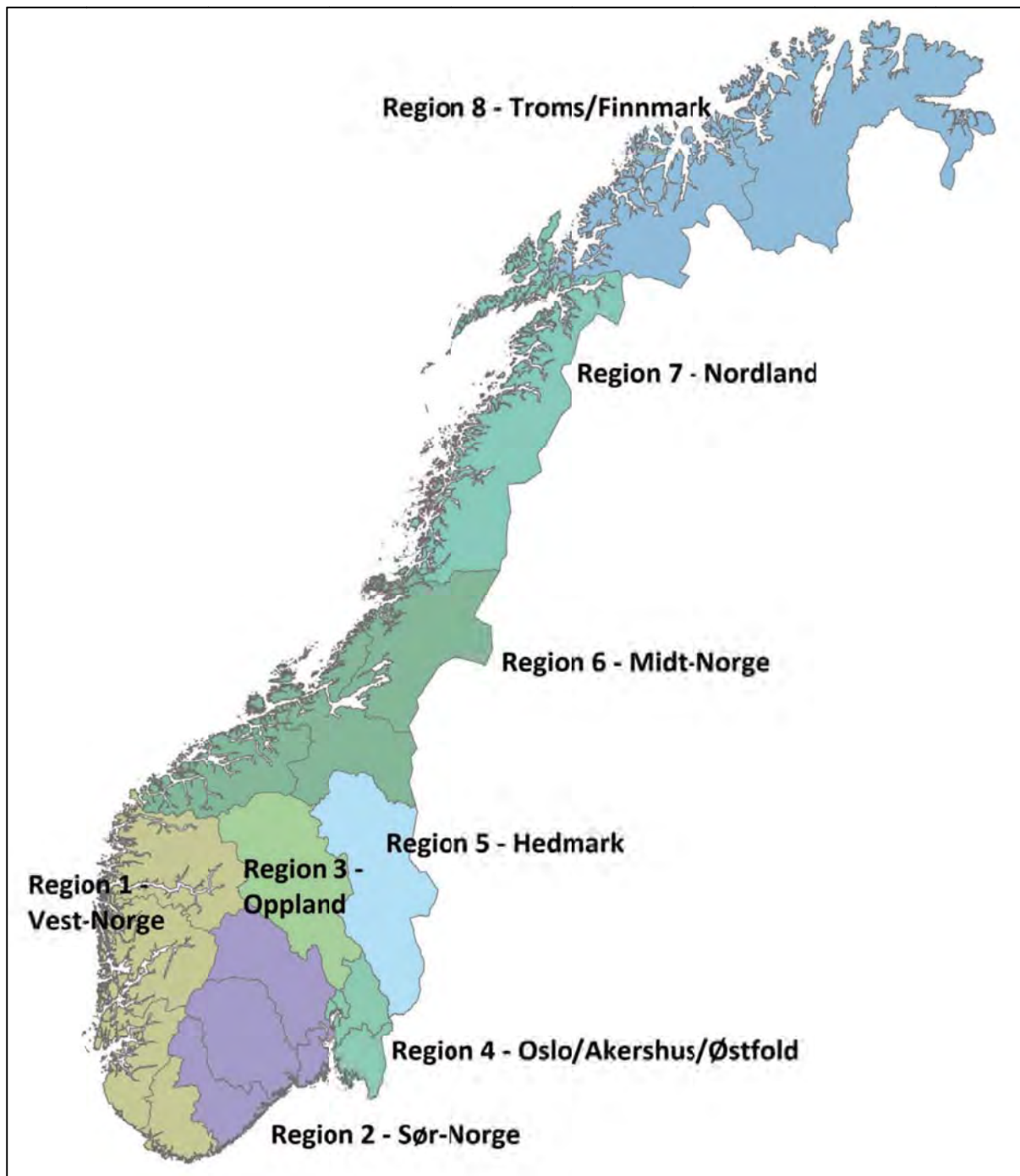
For å nå det todelte målet om å ivareta beitenæringenes interesser samtidig som man sikrer en bærekraftig forvaltning av rovviltet må beitedyr og rovvilt holdes adskilt. Verktøyet for å oppnå dette er en geografisk differensiert forvaltning som skiller rovvilt og beitedyr.

«Stortinget har bestemt at prinsippet om en tydelig soneforvaltning av rovvilt skal legges til grunn i rovviltforvaltningen. Dette innebærer at man skal forvalte rovvilt og beitedyr så adskilt som mulig. For å nå dette målet har man delt inn landet i områder prioritert for rovvilt og områder prioritert for beitedyr. I de områdene som er prioritert for beitedyr er det lav terskel for å ta ut rovvilt som kan gjøre skade. I områdene som er prioritert for rovvilt skal landbruket tilpasses rovviltens tilstedeværelse gjennom forebyggende tiltak og omstilling fra sauehold til andre typer landbruk, som for eksempel melkeproduksjon. I slike områder er terskelen for å ta ut rovvilt som gjør eller kan gjøre skade høy.» (Klima- og miljøverndepartementet, 2016, s. 6)

Ved behandling av St.meld. nr. 15 (2003–2004) vedtok Stortinget å opprette åtte regionale rovvilt-nemnder som har hovedansvaret for forvaltningen av rovvilt i sin region (Figur 2.1). Rovvilt-nemndene er statlige viltorgan underlagt Klima- og miljødepartementet. De skal utøve Stortingets og regjeringens føringer i rovviltforvaltningen. Mens rovvilt-nemndene har ansvaret for at den nasjonale politikken gjennomføres i regionene, er det Fylkesmannen som fatter vedtak om skadefelling og administrerer kvote-jakt og lisensfelling. Det er også Fylkesmannen som tildeler midler til forebyggende og konfliktdempende tiltak mot rovviltsskader.

Rovvilt-nemndenes mandat er fastsatt av Klima- og miljødepartementet gjennom Forskrift om forvaltning av rovvilt (FOR-2005-03-18-242), som igjen er utarbeidet med hjemmel i Viltloven (LOV-1981-05-29-38). I forskriften heter det at: «Rovvilt-nemnden skal utarbeide en regional forvaltningsplan for rovvilt. I forvaltningsplanen skal det etableres en geografisk differensiert forvaltning i regionen». Forskriften inneholder bestemmelser om regionale mål for antall ynglinger av de ulike rovviltartene. Dette legger føringer for hvilke arter hver nemnd må inkludere i sine planer, og hvor store forvaltningsområder det er behov for. I kommentarene til forskriften heter det videre at «Rovvilt-nemnden skal i forvaltningsplanen legge vekt på en langsiktig geografisk differensiering som innebærer et best mulig skille mellom beitedyr og faste forekomster av rovvilt basert på en avveining av de kryssende hensyn som skal ivaretas». Når rovvilt-nemndenes vedtak av forvaltningsplaner med en geografisk differensiering sammenstilles i et Norgeskart blir dette en form for nasjonale «forvaltningsområder» for bjørn, jerv og gaupe. Disse kommer i tillegg til forvaltningssonen for ulv, hvor det er Stortinget som fatter beslutning om avgrensning av sonen.

Forvaltningsplanene fra de regionale nemndene godkjennes (og kommenteres) av Miljødirektoratet, som også samler de geografiske avgrensningene i nasjonale datasett. Kvaliteten på disse datasettene varierer både geografisk, mellom arter og med hensyn til hvordan nemndenes vedtak gjenspeiles i datasettene. Datasettene er imidlertid det grunnlaget vi har for å undersøke om det er forskjeller i utviklingen i landbruket mellom områder basert på prinsippet om geografisk differensiert forvaltning.



Figur 2.1: Norges åtte forvaltningsregioner for rovvilt (Klima- og miljødepartementet 2016).

Rovviltnemndene legger ulike prinsipper til grunn for å avgrense forvaltningsområdene. Geografien er også beskrevet med varierende presisjon i nemndenes forvaltningsplaner. Disse planene er deretter kommentert av Miljødirektoratet. På Miljødirektoratets nettside «Rovviltportalen» presenteres kart

over «forvaltningssoner» for hver rovviltart. Miljødirektoratet har i tillegg publisert digitale kart og WMS-tjenester over områdene. Disse kildene stemmer ikke alltid overens (Figur A.1). Det gjelder både grensetrekking og hvilke områder som inkluderes. Iblant benyttes blandingskategorier som f.eks. «Prioritert beiteområde der det ikke skal være rovdyr som representerer et skadepotensial. Yngling av gaupe og hekking av kongeørn vil forekomme» (Rovviltnemnda Region 5, 2014). Dette fører til usikkerhet, siden de omtalte «prioriterte beiteområdene» både er fremstilt som forvaltningszone for gaupe og som beiteprioriterte områder uten rovvilt i ulike versjoner av kartgrunnlaget fra Miljødirektoratet.

Tabell 2.1: Samlet areal (landstall) for forvaltningsområdene for rovdyr. Beregnet fra kart publisert av Miljødirektoratet i 2012.

Forvaltningsområde for	Kvadratkilometer	Prosentvis andel av fastlandet
Gaupe	148 995	46,0
Jerv	78 935	24,3
Bjørn	36 439	11,2
Ulv	17 839	5,5
Norges fastland	324 195	

Forvaltningsområdene for rovvilt utgjør store arealer (Tabell 2.1). Størst utstrekning har forvaltningsområdet for gaupe, som alene utgjør 46 % av landarealet. Områdene for de ulike rovdyrartene er delvis overlappende. Det er derfor ikke meningsfylt å summere disse arealtallene. Derimot gir det mening å summere areal hvor ulike antall forvaltningsområder sammenfaller. Dette er gjort i Tabell 2.2.

Tabell 2.2 viser at totalt 180 868 km² (55,8 %) av landarealet ligger innenfor forvaltningsområdet for minst en rovdyrart (slik disse er kartfestet i det digitale kartet - datert 2012 - som benyttes i denne undersøkelsen). 110 434 km² (34,1 %) ligger innenfor forvaltningsområdet for kun ett rovdyr (uansett hvilken art), mens 9 446 km² (2,9 %) ligger innenfor forvaltningsområdene for alle fire rovdyrarter. Figur 2.2 viser den totale utstrekningen av de rovviltprioriterte områdene, med de regionene som ligger innenfor forvaltningsområdene for 3 – 4 rovviltarter uthevet. I tillegg er forvaltningsområdet for bjørn tegnet inn på kartet. Årsaken til at disse områdene er fremhevet her, er at de peker seg ut som spesielle i analysene i de etterfølgende kapitlene.

Tabell 2.2: Samlet areal (landstall) for kombinasjoner av forvaltningsområdene for rovdyr. Beregnet fra kart publisert av Miljødirektoratet i 2012.

Antall forvaltningsområder	Kvadratkilometer	Prosentvis andel av fastlandet
1	110 434	34,1
2	48 974	15,1
3	12 014	3,7
4	9 446	2,9
Totalsum	180 868	55,8

Tabell 2.3 viser fordelingen av søknader om produksjonstilskudd i landbruket (2014) innenfor og utenfor forvaltningsområdene for rovdyr. Noen av søkerne befinner seg innenfor forvaltningsområdene for flere rovdyr. Kolonnene kan derfor ikke summeres, men landstall er satt inn som referansegrunnlag i siste rad. De søkerne som befinner seg innenfor forvaltningsområdene for rovdyr kan fordeles på følgende grupper: Om lag 63 % av søkerne er kun berørt av forvaltningsområdet for gaupe. Ytterligere 17,5 % befinner seg innenfor forvaltningsområdene for både gaupe og ulv og 8 % innenfor forvaltningsområdene for både gaupe og jerv. De fleste som driver landbruk innenfor forvaltningsområder for rovdyr befinner seg med andre ord innenfor forvaltningsområdet for gaupe, og flertallet av disse befinner seg ikke innenfor forvaltningsområdet for andre arter enn gaupe. Samtidig driver 1 198

bønder landbruk på gårder som ligger innenfor forvaltningsområdene for tre eller fire rovdyrarter. Av disse har 327 (27 %) beitedyr i form av storfe eller sau. 220 av bøndene (18 %) driver med storfe, mens 142 (12 %) driver med sau. Kun 35 (3 %) driver både med storfe og sau.

Tabell 2.3: Søkere om produksjonstilskudd i landbruket (aktive bønder) 2014, fordelt på forvaltningsområder for rovvilt. Basert på grunnlagsdata fra Landbruksdirektoratet og Miljødirektoratet.

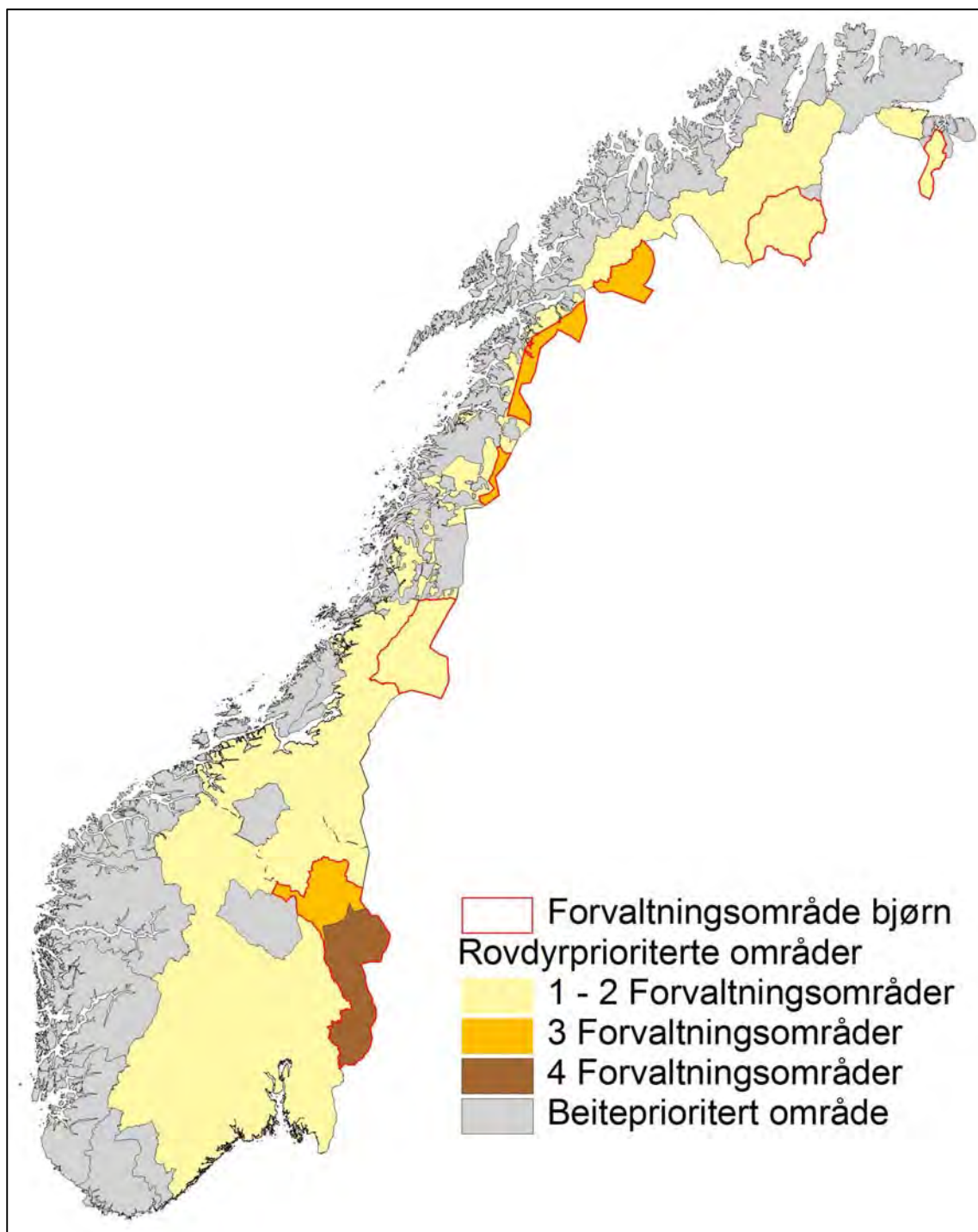
Forvaltningsområde for	Antall Søkere	Antall forvaltningsområder				
		0	1	2	3	4
Gaupe	20 604	-	13 824	5 582	161	1 037
Jerv	4 271	-	1 116	1 957	161	1 037
Bjørn	1 456	-	18	240	161	1 037
Ulv	4 903	-	1	3 865	0	1 037
Utenfor forvaltningsområdene	19 445	19 445	-	-	-	-
Totalt	41 424		14 959	5 822	161	1 037

Systemet med forvaltningsområder iverksetter bestemmelsen om en geografisk differensiert forvaltning. Rovviltnevnene legger imidlertid ulike prinsipper til grunn for arrondering av områdene. I Nordland befinner 91 % av søkere om produksjonstilskudd seg i beiteprioritert sone (mot 47 % i landet som helhet). Dette skyldes at rovviltnevnda i Region 7 har valgt å gjennomføre en småskala-arrondering istedenfor å legge ut store, sammenhengende rovviltområder. Selv om forvaltningsområdene for rovvilt på denne måten legges utenfor de fleste gårder og beiteområder fører tilnærmingen til at det store flertall (71 %) av de som driver landbruk utenfor forvaltningsområdene for rovvilt i Nordland likevel befinner seg i nærområdet til et forvaltningsområde for rovvilt (nærmere enn 30 km fra områdegrensen). For landet som helhet er tilsvarende andel 34 %. Effekten av denne spesielle arronderingen av forvaltningsområdene i Nordland vil bli nærmere omtalt i kap 5.

Prosentvis fordeling mellom beiteprioriterte områder og forvaltningsområdene for rovvilt med hensyn til nøkkeltall for landbruket er gjengitt i Tabell 2.4. De beiteprioriterte områdene omfatter kun 40 % av jordbruksarealet i drift, men nær 70 % av sau og lam og drøyt 65 % av alle beitedyr totalt er hjemme-hørende i de beiteprioriterte områdene. For (den samiske) reindriften ligger 50 % av arealet i de beite-prioriterte områdene.

Tabell 2.4: Prosentvis fordeling av landbruksvirksomhet mellom beiteprioriterte områder og forvaltningsområder for rovvilt (rovviltprioriterte områder). Basert på grunnlagsdata fra Landbruksdirektoratet (søknader om produksjonstilskudd 2014) og Miljødirektoratet.

	Prosent av landet				
	Søkere om produksjonstilskudd	Jordbruksareal i drift	Sau og lam	Beitedyr totalt	Reindrift areal
Beiteprioriterte områder	46,9	40,0	69,8	65,5	50,1
Forvaltningsområder for rovvilt	53,1	60,0	30,2	34,5	49,9



Figur 2.2: Rovdyrprioriterte og beiteprioriterte områder. Forvaltningsområdet for bjørn (avgrenset med rød kantlinje) utgjør sammen med områder som inngår i forvaltningsområdene for 3 – 4 rovdyr (markert med mørkere farge) områdene hvor strukturendringene i landbruket (se kap. 3) skiller seg ut fra landet forøvrig. (Kilde: Miljødirektoratet 2016. Grunnkart: ©Norge digitalt).

3 STRUKTURENDRING I LANDBRUKET

Landbruket har de siste tiårene gjennomgått omfattende strukturelle endringer. De aktive landbruksforetakene blir færre. Det er en nedgang i fulldyrka areal, men det totale jordbruksarealet holdes tilnærmet konstant ved at nye arealer opparbeides, først og fremst som innmarksbeite. Dette medfører en flytting av produksjonen mellom arealer – kanskje også mellom distrikter eller regioner. Det er derfor krevende å spore endringer som kan relateres direkte til rovviltbestandene.

I det følgende benyttes tall fra søknader om produksjonstilskudd i 1999, 2007 og 2014 (data fra Landbruksdirektoratet) for å beskrive noen av de endringene som har funnet sted. Tallene er både utarbeidet for hele landet og for områder eller regioner som kan relateres til rovviltbestandene. Fordi systemet for forvaltning av rovvilt er komplisert og forvaltningsområdene delvis er overlappende, har det vært nødvendig å gjøre et utvalg av tabeller. Materialet gir anledning til å studere andre regionale kombinasjoner og bryte tallene ned på fylker eller kommuner hvis dette er ønskelig.

Strukturendring knyttet til forvaltningsområder

Tabell 3.1 viser endringer i søknad om produksjonstilskudd i perioden 1999 – 2014. De tre første radene viser totaltall for landet i henholdsvis 1999, 2007 og 2014. De øvrige radene viser prosent endring: Først for landet som helhet; deretter innenfor henholdsvis beiteprioriterte og rovviltprioriterte områder; og til sist for de ulike forvaltningsområdene for rovvilt. Antall søkere om produksjonstilskudd er en indikator på antallet aktive bønder. I angjeldende periode er antallet redusert med 37.6 %. Reduksjonen var størst i første del av perioden (1999 – 2007) og har vært moderat i andre halvdel av perioden (2007 - 2014). Det er liten forskjell på beiteprioriterte og rovdyprioriterte områder. Reduksjonen i antall søkere har vært noe mindre i de rovdyprioriterte områdene enn i de beiteprioriterte områdene. Det er klar forskjell mellom de ulike forvaltningsområdene, med sterkest reduksjon i antall søkere innenfor forvaltningsområdet for bjørn.

Jordbruksareal i drift (angitt i dekar) er redusert med 4.7 % i perioden 1999 – 2014. Det meste av denne reduksjonen fant sted i siste del av perioden (2007 – 2014). Reduksjonen er ganske lik i de ulike områdene og har vært noe større i beiteprioriterte områder enn i rovviltprioriterte områder. Blant de ulike rovdyprioriterte områdene er det forvaltningsområdene for bjørn og jerv som peker seg ut med mer negativ utvikling enn de øvrige områdene.

Arealet som benyttes til produksjon av grovfôr er tilnærmet uendret i perioden 1999 – 2014. På landsbasis var det en liten økning i første del av perioden (fram til 2007) og deretter en nedgang i siste del av perioden (etter 2007). I beiteprioriterte områder og innenfor forvaltningsområdet for jerv har arealet der det produseres grovfôr gått noe tilbake, mens det har økt i de andre rovdyprioriterte områdene. Særlig stor er den relative økningen innenfor forvaltningssonen for ulv.

Nedgangen i arealet som benyttes til å produsere grovfôr i beiteprioriterte områder må delvis sees i sammenheng med tilbakegangen i beitelandbruket langs kysten. I tillegg blir det generelt færre storfe på grunn av den høye melkeytelsen hos dagens kyr. Økningen i arealet som benyttes til grovfôr i de rovdyprioriterte områdene kan ha sammenheng med at disse områdene har større andel ammeku enn melkeku, samt at en del bønder velger å legge om driften fra sau til storfe. Samtidig er det mulig at både storfe og sau innenfor forvaltningsområdene i mindre grad enn tidligere benytter utmarksbeite, men isteden beiter på innmark, uten at en slik sammenheng lar seg påvise i dette materialet. Det er også mulig at det gjødsles mindre, slik at avlingen som tas ut på hver arealenhet minker.

Antall storfe er redusert med over 18 % i perioden 1999 – 2014. Reduksjonen var størst i første halvdel av perioden, men har fortsatt i form av en svakere nedgang i siste halvdel av perioden. Reduksjonen i antall storfe er markant forskjellig i beiteprioriterte (22 %) og rovdyprioriterte (13 %) områder. Mind-

re reduksjon innenfor rovviltområdene kan være uttrykk for at en omlegging fra sau til storfe innenfor forvaltningsområdene bremser nedgangen i disse områdene. Det er spesielt i forvaltningsområdene for gaupe at reduksjonen i antall storfe er markant lavere enn ellers.

Antall sau og lam er tilnærmet uendret for landet som helhet gjennom perioden 1999 – 2014. Det var en svak nedgang i første del av perioden. Denne veies opp av en svak økning i andre del av perioden. Bak disse tallene skjuler det seg en reduksjon i antall sau på 7.6 % innenfor forvaltningsområdene for rovvilt, som oppveies av en økning utenfor forvaltningsområdene. Resultatet er at antallet sau og lam på landsbasis holder seg noenlunde konstant. Endringen viser at saueholdet avvikes i deler av forvaltningsområdene for rovdyr. Reduksjonen i antall sau og lam er særskilt sterk innenfor forvaltningsområdene for ulv og bjørn.

Tabell 3.1: Endringer i søknad om produksjonstilskudd. Kilde: Landbruksdirektoratet og Miljødirektoratet.

Antall	Søkere	Jbr.areal	Grovfôr	Storfe	SauLam	HarSau	HarStorfe
Norge 1999	66 342	10 236 646	6 611 009	1 030 059	2 294 477	22 050	46 922
Norge 2007	46 941	10 164 235	6 684 566	902 681	2 246 129	15 417	32 214
Norge 2014	41 424	9 753 369	6 573 082	840 761	2 280 878	14 312	27 495
Prosentvis endring							
Endring 99-07 Norge	-29.24	-0.71	1.11	-12.37	-2.11	-30.08	-31.35
Endring 07-14 Norge	-11.75	-4.04	-1.67	-6.86	1.55	-7.17	-14.65
Endring 99-14 Norge	-37.56	-4.72	-0.57	-18.38	-0.59	-35.09	-41.40
Endringer (%) 1999 - 2014:							
Beiteprioritert område	-38.99	-4.98	-4.07	-22.12	2.76	-34.66	-42.78
Rovdyrprioritert område	-36.24	-4.55	4.51	-13.38	-7.58	-36.08	-39.28
Endringer (%) 1999 - 2014:							
Forvaltningsområde bjørn	-46.43	-6.56	2.09	-15.38	-38.85	-48.81	-45.45
Forvaltningsområde jerv	-40.27	-5.29	-4.66	-15.55	-9.46	-38.97	-45.01
Forvaltningsområde gaupe	-36.44	-4.75	4.97	-13.67	-8.17	-36.18	-38.97
Forvaltningssone ulv	-38.14	-4.77	18.58	-22.18	-12.40	-30.09	-35.20

Antall bønder som driver med sau («HarSau») er redusert med 35 % i perioden 1999 – 2014, mens antall bønder som har storfe («HarStorfe») er redusert med over 40 % i samme periode. En stor del av reduksjonen i antallet som holder dyr skjedde i første del av perioden, fram til 2007. Blant dem som driver med sau er reduksjonen marginalt større i rovdyprioriterte områder enn i beiteprioriterte områder, og sterkest innenfor forvaltningsområdene for bjørn og jerv. Blant dem som driver med storfe er reduksjonen noe mindre i rovdyprioriterte områder enn utenfor. Dette kan være knyttet til overgang fra sau til storfe i rovviltområdene. Innenfor forvaltningsområdene for rovvilt er reduksjonen i antall bønder som driver med storfe – som for sau - størst i forvaltningsområdene for bjørn og jerv.

Ved tolkning av tabellen må man ta hensyn til at de samlede forvaltningsområdene for rovvilt omfatter store arealer, om lag 55 % av landarealet. Dette fører til at 60 % av jordbruksarealet som er i drift ligger innenfor forvaltningsområdene for rovvilt. Store, sentrale jordbruksdistrikter inngår i forvaltningsområdene – blant annet store kornområder på Østlandet og i Trøndelag. Disse har både en beliggenhet og en jordbruksproduksjon som i liten grad er sensitiv ovenfor rovviltbestandene. Størrelsen og sammensetningen av rovviltbestandene vil også variere mye innenfor forvaltningsområdene.

Utviklingen i antall som søker om produksjonstilskudd innenfor forvaltningsområdet for bjørn og jerv er mer negativ enn utviklingen i landet som helhet. Det samme gjelder utviklingen i jordbruksareal i drift. Utviklingen i antallet storfe er mindre negativ enn i landet som helhet, mens antallet sau er

sterkt redusert (nær 40 %). Det er også en langt større andel som har sluttet med sau i forvaltningsområdet for bjørn enn i landet som helhet og saueholdet er i sterk tilbakegang innenfor dette forvaltningsområdet. Her er det også en sterkere tilbakegang i jordbruksareal enn i øvrige områder. Det meste av jordbruksarealet benyttes til grovfôrproduksjon, som går noe fram selv om dyretallet reduseres. Dette kan være knyttet til salg av grasavlinger, at de gjenværende dyrene beiter mer på innmark, eller at det gjødsles mindre slik at det produseres mindre volum på tilnærmet samme areal som tidligere.

Innenfor forvaltningsområdet for jerv er det også en sterkere tilbakegang enn i landet som helhet. Dette gjelder både for antall søkere om produksjonstilskudd og for jordbruksareal i drift. Arealet som benyttes til grovfôrproduksjon går også noe ned i dette området. Nedgangen i antallet storfe er marginalt mindre enn i landet som helhet, mens antallet sau er i tilbakegang. Med hensyn til forvaltningsområdet for gaupe utgjør dette storparten av de rovdyrprioriterte områdene og har følgelig en utvikling lik disse områdene som helhet.

Utviklingen i antall søkere om produksjonstilskudd innenfor forvaltningssonen for ulv er ikke vesentlig forskjellig fra utviklingen i landet som helhet. Det samme gjelder utviklingen i jordbruksareal i drift. Forskjellen oppstår innenfor de ulike produksjonene. Arealet som benyttes til produksjon av grovfôr øker mer (18.8 %) innenfor denne forvaltningssonen enn i landet som helhet. Samtidig er antallet sau og storfe redusert mer innenfor forvaltningssonen for ulv enn i landet som helhet. Innenfor forvaltningssonen for ulv er det imidlertid store forskjeller. Grovt sett gjelder dette for fylkene Østfold, Akershus og Oslo på den ene siden og Hedmark på den andre siden. Statistikken er splittet etter denne oppdelingen i Tabell 3.2

Tabell 3.2: Endringer (%) i søknad om produksjonstilskudd (1999 – 2014) innenfor forvaltningssonen for ulv, fordelt mellom Hedmark og fylkene sør i sonen. Kilde: Landbruksdirektoratet og Miljødirektoratet.

Forvaltningssone Ulv	Søkere	Jbr.areal	Grovfôr	Storfe	SauLam	HarSau	HarStorfe
I Østfold, Akershus, Oslo	-34.42	-4.43	21.73	-24.64	21.82	-20.60	-31.65
I Hedmark	-48.70	-6.18	9.76	-12.02	-53.20	-48.21	-45.33

Antallet som søker om produksjonstilskudd innenfor forvaltningssonen for ulv i fylkene rundt Oslofjorden går mindre tilbake enn i landet som helhet. I forvaltningssonen i Hedmark er reduksjonen til sammenligning på nær 50 %. Jordbruksarealet går også mer ned i Hedmark. Arealet som benyttes til grovfôrproduksjon øker i hele forvaltningssonen for ulv, men langt mer i Oslofjordfylkene enn i Hedmark. Dette må sees i sammenheng med endingen i saueholdet. Mens antallet sau og lam er mer enn halvert innenfor forvaltningssonen for ulv i Hedmark, har antallet økt med nær 22 % innenfor forvaltningssonen i Østfold, Akershus og Oslo. Dette er en økning som i hovedsak er basert på bruk av innmark og andre gårdsnære beiter. Basert på søknader om produksjonstilskudd i 2014 hadde forvaltningssonen for ulv 142 sauebønder i Hedmark med en gjennomsnittsbetsetning (sau og lam) på 129 dyr. I Østfold, Akershus og Oslo var det 407 sauebønder med en gjennomsnittsbetsetning på 90 dyr.

Antall forvaltningssoner

Forvaltningsområdene for rovvilt er delvis overlappende. Tabell 3.3 knytter strukturendringer uttrykt gjennom søknader om produksjonstilskudd i perioden 1999 – 2014 til antallet forvaltningsområder for rovvilt. Øverste rad viser endringer (i %) i beiteprioriterte områder. Dette er identisk med tilsvarende rad i Tabell 3.1 ovenfor. De neste radene viser endringene innenfor de rovviltprioriterte områdene fordelt på områder som ligger innenfor henholdsvis 1, 2, og 3-4 forvaltningsområder for rovvilt. Med hensyn til antall søkere og jordbruksareal i drift har områdene som ligger innenfor en eller to forvaltningsområder en noe mindre negativ utvikling enn de beiteprioriterte områdene. Regionene som ligger innenfor forvaltningsområder for 3 – 4 rovviltarter skiller seg ut, med en større nedgang både i

antall søkere om produksjonstilskudd og i jordbruksareal i drift, enn andre regioner. Dette omfatter store deler av Hedmark og indre deler av Nordland og Troms.

Tabell 3.3: Endringer (%) i søknad om produksjonstilskudd (1999 – 2014) fordelt med hensyn til antall forvaltningssoner for rovvilt søkerne befinner seg innenfor. Kilde: Landbruksdirektoratet og Miljødirektoratet.

Ant. forvaltningsområder	Søkere	Jbr.areal	Grovfôr	Storfe	SauLam	HarSau	HarStorfe
0 (Beiteprioritert)	-38.99	-4.98	-4.07	-22.12	2.76	-34.66	-42.78
1	-35.23	-4.14	5.79	-10.50	-6.42	-36.02	-38.60
2	-35.65	-4.78	0.06	-21.40	-6.32	-32.99	-40.37
3 - 4	-48.52	-7.03	5.54	-14.52	-36.53	-49.10	-45.72

I regioner som ligger innenfor ett enkelt forvaltningsområde, eller innenfor 3 - 4 forvaltningsområder, øker grovfôrproduksjonen og reduksjonen i antall storfe er mer moderat enn i andre områder. Antall sau og lam går tilbake innenfor hele det rovviltprioriterte området, men mer der hvor man driver innenfor forvaltningsområdet for tre eller fire rovviltarter. Antallet bønder som driver med sau reduseres også langt mer i disse områdene. Antallet bønder som driver med storfe går mindre tilbake i rovviltprioriterte områder som ligger innenfor en eller to forvaltningssoner, enn i de beiteprioriterte områdene. I regioner som ligger innenfor 3 – 4 forvaltningsområder for rovvilt går antallet mer tilbake enn i andre områder. Det samme gjelder innenfor forvaltningsområdet for bjørn, uansett kombinasjon med andre arter.

Dette tyder på at den samlede rovviltbelastningen er avgjørende for rovviltbestandens betydning for landbruket. Den samlede rovviltbelastningen er tilsynelatende en funksjon sammensatt av antallet rovdyr og hvilke kombinasjoner av rovviltarter som forekommer i et område. Avstand til Sverige, med store bestander av ulv og bjørn, vil nødvendigvis også ha betydning.

Lokalt eksempel: Sør-Østerdal og Solør

Tabell 3.4 viser utviklingen i landbruket i fire kommuner i Hedmark: Åsnes, Våler, Elverum og Åmot i perioden 1999 - 2014. Deler av disse fire kommunene (øst for Glomma) ligger innenfor forvaltningsområdene for fire rovviltarter. Vest for Glomma ligger disse kommunene innenfor et beiteprioritert område der yngling av gaupe kan forekomme. Det er klare forskjeller mellom disse områdene. Vest for Glomma er nedgangen i antall søkere om produksjonstilskudd (36.2 %) svært lik nedgangen i landet som helhet (36.6 %). I de mer rovdyrutsatte områdene øst for Glomma er nedgangen vesentlig høyere (44.8 %). Jordbruksarealet i drift har imidlertid ikke gått ned. Vest for Glomma er det en økning på 5.0 % og øst for Glomma en tilnærmet stabilitet. I begge tilfeller er dette bedre enn i landet som helhet, der det er en nedgang på 4.7 % for jordbruksareal i drift.

Tabell 3.4: Endringer i søknad om produksjonstilskudd 1999 – 2014 i fire kommuner (Åsnes, Våler, Elverum og Åmot) som delvis ligger innenfor forvaltningssonen for ulv. Kilde: Landbruksdirektoratet og Miljødirektoratet.

	Samlet for kommunene Åsnes, Våler, Elverum og Åmot							
	Vest for Glomma				Øst for Glomma			
	Søkere	Areal i drift	Sau	Storfe	Søkere	Areal i drift	Sau	Storfe
1999	262	52 316	2 957	797	752	148 032	5 052	4 720
2014	167	54 942	4 648	1 177	415	148 426	2 796	4 851
Endring	-95	2 626	1 691	380	-337	394	-2 256	131
%	-36,2	5,0	57,2	47,7	-44,8	0,3	-44,6	2,8

Med hensyn til dyretall er dette området svært forskjellig fra landet som helhet. Mens antall sau på landsbasis er tilnærmet uendret, har antallet sau i denne regionen økt med 57.2 % vest for Glomma, mens antallet har gått tilbake med 44.6 % øst for Glomma. Dette viser at saueholdet er under avvikling

i det østlige området, som inngår i forvaltningsområdene for alle fire store rovviltartene, men at nedgangen motvirkes av økt satsing på sau vest for Glomma der rovvilttrykket må antas å være vesentlig lavere. I motsetning til trenden i landet som helhet, der antallet storfe er redusert med 18.4 %, øker antallet storfe i denne regionen. Økningen er liten (kun 2.8 %) øst for Glomma, men markant (47.7 %) vest for Glomma.

Konklusjon

Rovviltprioriterte områder utgjør 55 % av landarealt og omfatter 60 % av jordbruksarealet. Det er derfor liten forskjell på strukturendringene innenfor rovviltprioriterte og beiteprioriterte områder. Områder med antatt høy rovdyrbelastning skiller seg imidlertid ut med en mer negativ utvikling enn landet for øvrig. Denne samlede rovviltbelastningen ser ut til å være knyttet til kombinasjonen av rovviltarter i et område. Avstand til Sverige, hvor det er store rovviltbestander, vil nødvendigvis også ha betydning. Det ser ut til at beitebasert landbruk, under høvelige forhold og med støtte i forebyggende tiltak, kan tilpasse seg forekomst av gaupe og jerv på nåværende nivå. I forvaltningsområdene for bjørn eller ulv er det ytterst krevende å drive beitebasert landbruk når rovdyprene er etablert i området. Det er påvist en markert negativ utvikling i landbruket i slike områder. Unntaket er forvaltningssonen for ulv sør for Hedmark. Beitebruken i dette området er spesiell (med bruk av innmarksbeite eller inngjerdet gårdnært utmarksbeite) og det har i mindre grad vært fast forekomst av ulv i denne regionen de siste årene.



Bretningsdalen. Ringebu (Oppland). Foto: Geir-H Strand/NIBIO

4 UTMARKSBEITE

Av Yngve Rekdal

Dette kapitlet gjev oversikt for beiteressursar i utmark i forvaltningsområde for rovdyr og samla for heile landet. Tala er henta frå prosjektet "Arealrekneskap for utmark" (AR18x18) som no er under bearbeiding etter ein 10-årig prosjektperiode (Strand 2013; Strand og Rekdal 2006). Alle tal er kome fram ved å køyre ein eins modell for beitekvalitet av vegetasjonstypar for heile landet. Desse tala vil bli noko justert etter kvart som ein får oversyn over heilskapen og det blir teke omsyn til lokal variasjon i beitekvalitet for ulike typar.

Bruk av vegetasjonstypar ved beitekartlegging har lange tradisjonar her til lands, og det er det einaste systematiske redskapet vi har for å beskrive beitekvalitet (Rekdal 2001). I tabellane i neste avsnitt er dei registrerte vegetasjonstypane delt inn i tre beiteklasser etter beiteverdi for sau og storfe. Da beiteverdien for nokre av typane vil vera ulik for dyreslaga, er det teke utgangspunkt i den høgaste verdien typen har for eitt av dyreslaga.

Følgande arealklasser er nytta vidare i kapitlet:

- Ikkje beite: Største delen av klassen er vegetasjonslause areal som bart fjell, ur og blokkmark . Her inngår òg areal som ikkje er tilgjengelege for beiting, som jordbruksareal og bebygde areal.
- Mindre godt beite: Klassen består av vegetasjonstypar der beiteplanter forekjem så spreidd at dyr i liten grad vil oppsøkje slike stader dersom alternativ finst. Typiske vegetasjonstypar er lav- og lyngrike skogtypar, lavhei, rismyrer, mosesnøleie m.fl.
- Godt beite: Dette er middels gode beite der såkalla blåbærmark i skog og snaufjell har størst areal. Grasmyrer og fuktheier går også inn her.
- Svært godt beite: Dette er gras- og urterik mark som engskogar, høgstaudeenger, lågurtenger og strandenger. Det er den potensielle beiteverdien det er teke utgangspunkt i. Det vil seie den verdien desse areala kan få ved ei viss kultivering.
- Nyttbart beite: Klassene godt beite og svært godt beite utgjer til saman nyttbart beite. Det vil seie det arealet beitedyr vil ta plantemasse av betydning for tilvekst frå.
- Tilgjengeleg utmarksbeite: Vegetasjonsdekt areal tilgjengeleg for beiting. Det vil seie det totale landarealet fråtrekt klassen ikkje beite.

Landareal er i denne samanheng totalt områdeareal fråtrekt ferskvatn.

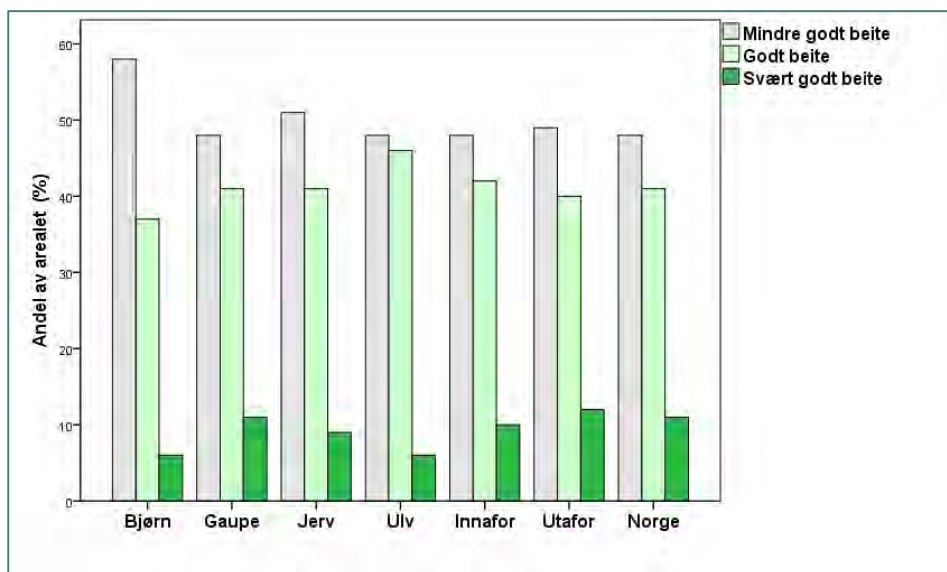


Orvsetra. Tolga (Hedmark). Foto: Geir-Harald. Strand/NIBIO

Fordeling av beitekvalitetar

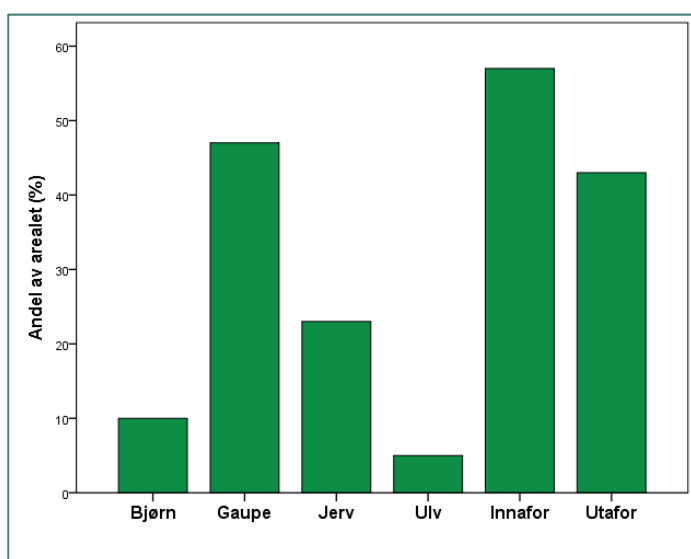
Figur 4.1 viser beitekvalitetar for kvart av forvaltningsområda for rovdyr. Figuren viser òg kvalitetar for alt areal som er omfatta av områda, samt arealet utafor og samla for heile landet.

Beitekvaliteten innafor og utafor områda er som venta veldig lik landstala. Gaupeområdet og jervområdet har også tal om lag som landsnittet da desse omfattar store areal. Gaupeområdet inkluderer store snaufjellsareal og er ikkje eit godt uttrykk for beitekvalitet i leveområdet til denne arten. Områda for bjørn og ulv kjem lågare ut i kvalitet da det her er med mykje av fattige areal i Hedmark, samt i Finnmark for bjørn. Alle områda vil ha stor både lokal og regional variasjon.



Figur 4.1. Areal av ulik beitekvalitet for husdyr vist som prosent av tilgjengeleg utmarksbeiteareal i forvaltningsområda for kvart rovdyr, samt for samla areal innafor og utafor rovviltområda og for heile landet.

Figur 4.2 viser kor stor del av den nasjonale beiteressursen som ligg i kvart forvaltningsområde målt i kor stor del av *nyttbart* beiteareal (*godt beite* + *svært godt beite*) som ligg i kvart område. I alt 57 % av nyttbart beiteareal i utmark ligg innafor samla forvaltningsområde for rovdyr.



Figur 4.2. Nyttbart beiteareal i forvaltningsområda i prosent av samla nyttbart areal for heile landet.

Frå beitekvalitet til beitekapasitet

Ut frå fordelinga av beitekvalitetar kan det gjerast overslag over beitekapasitet. Her er det nyttbart beiteareal ein må ta utgangspunkt i. Om lag 65 saueeiningar (1 storfe = 5 saueeiningar (s.e.), 1 geit = 1,5 sau, 1 hest = 6 sau) per km² nyttbart beite kan sleppast på beite av den kvalitet som finst i gjennomsnitt for landet (Rekdal 2001). Samla beitekapasitet for landet, vurdert ut frå plantedekket, vil da bli 135 609 km² x 65 saueeiningar /km² ≈ 8 800 000 saueeiningar.

Dette dyretallet forutset at både storfe og sau er til stades da fleire vegetasjonstypar har ulik verdi for dyreslaga. Storfe vil ha størst nyttbart areal i låglandet da meir av myr- og sumpareal kan reknast som nyttbart beite for storfe enn for sau. I fjellet vil mindre areal være eigna for storfe på grunn av låg planteproduksjon og vanskelegare tilgjenge. Best arealutnytting får ein uansett med fleire dyreslag i utmarka.

Tabell 4.1. Beitekapasitet for husdyr i utmark i forvaltningsområda for kvart rovdyr, samt for samla areal i områda, utafor områda og for heile landet. (s.e. = saueeiningar). Vær merksam på at radene for dei fire rovdyrartane ikkje kan summerast, fordi områda delvis er overlappende. Dette gjeld og Tabell 4.2 og 4.3.

Forvaltnings- område	Beitekapasitet per km ² nytt- bart beite (s.e./km ²)	Nyttbart beite Km ²	Beitekapasitet ut frå plante- dekket (s.e.)	Beitekapasitet tilgjengeleg for husdyr (s.e.)
Bjørn	60	13 201	858 048	729 341
Gaupe	65	63 616	4 135 041	3 514 785
Jerv	65	31 589	2 053 273	1 745 282
Ulv	60	7 432	483 096	410 631
Rovviltprioritert	65	77 155	5 015 065	4 262 806
Beiteprioritert	65	58 454	3 799 510	3 229 583
Norge	65	135 609	8 814 575	7 492 389

Ein del areal vil ha vanskeleg tilgjenge eller kan på andre måtar vera praktisk vanskeleg å utnytte som beite. Dette har vi ikkje tal for, og det vil heilt sikkert variere mykje regionalt. Utmarksbeitet er òg eit samla matfat som husdyra må dele med andre utmarksbeitande dyr, først og fremst elg, hjort og rein. Da blir dette reknestykket straks meir komplisert for desse dyreslaga har berre delvis overlapp i val av areal og planter med husdyra, og beitemåten er ulik. Hjortedyra brukar utmarka heile året. I kva grad dei tek av matfatet til husdyra vil vera ei vurdering som berre gjeld beitesesongen for husdyr, men fôruttak elles i sesongen kan påverke det som blir tilgjengeleg når husdyra slepp ut.

Dersom vi skjønsmessig set det praktisk nyttbare beitearealet til 95 % av det som er nyttbart ut frå plantedekket, og set av 10 % av ressursen til hjortedyr, skulle norsk utmark ha plass til omlag 7 500 000 saueeiningar. Beitekapasitet her er sett med målsetting om optimal tilvekst. Fleire beitedyr vil føre til at dyra må eta meir av vekstar med lågare fôrverdi, til dømes lyngartar. Tilveksten vil da gå ned.

Beitetrykk

Eit uttrykk for beitetrykket frå husdyr i norsk utmark kan ein få ved å bruke Landbruksdirektoratet sine tal for søknadar om produksjonstilskot for dyr med meir enn 5 veker i utmark. Gjer ein desse dyretala om til saueeiningar vil samla beitetrykk frå husdyr bli ≈ 3 000 000 saueeiningar i 2015.

Tabell 4.2. Beitedyr med meir enn 5 veker i utmark i forvaltningsområda for kvart rovdyr, samt for samla areal i områda, utafor områda og for heile landet i 2014. Kolonne 6 viser tala gjort om til saueeiningar. I siste kolonne er storfetalet redusert med 25 %.

Forvaltningsområde	Storfe	Sau	Geit	Hest	Saue- einingar	Saueeiningar ÷ 25% storfe
Bjørn	5 279	19 622	702	281	48 756	42 157
Gaupe	99 279	530 450	13 074	4 255	1 071 986	947 887
Jerv	30 134	153 169	5 589	978	318 091	280 423
Ulv	6 727	14 398	536	931	54 423	46 014
Rovviltprioritert	112 257	613 918	16 314	4 616	1 227 370	1 087 049
Beiteprioritert	134 010	1 332 548	37 508	4 870	2 088 080	1 920 568
Norge	246 267	1 946 466	53 822	9 486	3 315 450	3 007 616

Beitetrykket frå storfe er usikkert av di storfe har kortare beitesesong og mykje storfe tek fôr frå seter-vollar og innmarksareal i tillegg til utmark. Derfor er det valt å redusere storfetalet med 25 %. Litt ulik forvaltningspraksis er også med og gjer storfetala usikre. Produksjonstilskotet er knytt til heimkom-munen til buskapen og fordelinga i forvaltningsområde er funne ved oppsummering av dyretal på alle gardsbruk med senterkoordinat i kvart område. Her kan det oppstå mange feil da beiting kan foregå i andre område enn der garden ligg.

Tabell 4.3. Beitekapasitet i utmark og utnyttingsprosent av husdyr i forvaltningsområda for kvart rovdyr, samt for samla areal i områda, utafor områda og for heile landet i 2015.

Forvaltnings- område	Beitekapasitet til- gjengeleg for husdyr (s.e.)	Utnytta 2015 (s.e.)	Utnytting %
Bjørn	673 237	42 157	6
Gaupe	3 514 785	947 887	27
Jerv	1 745 282	280 423	16
Ulv	379 044	46 014	12
Innafor sone	4 262 806	1 087 049	26
Utafor sone	3 229 583	1 920 568	59
Norge	7 492 389	3 007 616	40

Nokre stader foregår det flytting av dyr over lange avstandar, særleg frå ulveområdet i Hedmark. Dyre-talet gjev og eit dårleg uttrykk for husdyrbeiting i leveområdet til gaupa. Dette av di store snaufjells-areal er med her til dømes på Hardangervidda. Særleg i Buskerud blir no mykje sau flytta dit som tiltak for å redusere tap. I reindriftsområde kan beitetrykket vera høgt sjølv om husdyrtallet er lågt. Tala som er gjeve her kan derfor ha mange feilkjelder, men viser truleg dei grove linene i beiteutnyttinga av hus-dyr i dei ulike områda.

Tabell 4.3 viser beitekapasitet tilgjengeleg for husdyr, samt kor mykje som vart nytta i 2015. Kolonne 4 viser kor stor del av beiteressursen som vart nytta i prosent av kapasitet. Tala viser at utnyttinga av

utmarksbeitet innafor forvaltningsområda samla er langt lågare enn utafor områda. I bjørneområdet er utnyttinga lågast, men her kjem mykje reindriftsareal inn som gjer at samla utnytting truleg er høgare. Ulveområdet har for høge tal da det foregår flytting av dyr og det blir gjeve produksjonstilskot for utmarksbeite til mykje dyr som går på inngjerda areal i grensesona mellom innmark og utmark. Sauebeiting i utmark foregår i svært liten grad i dette området.

Oppsummering

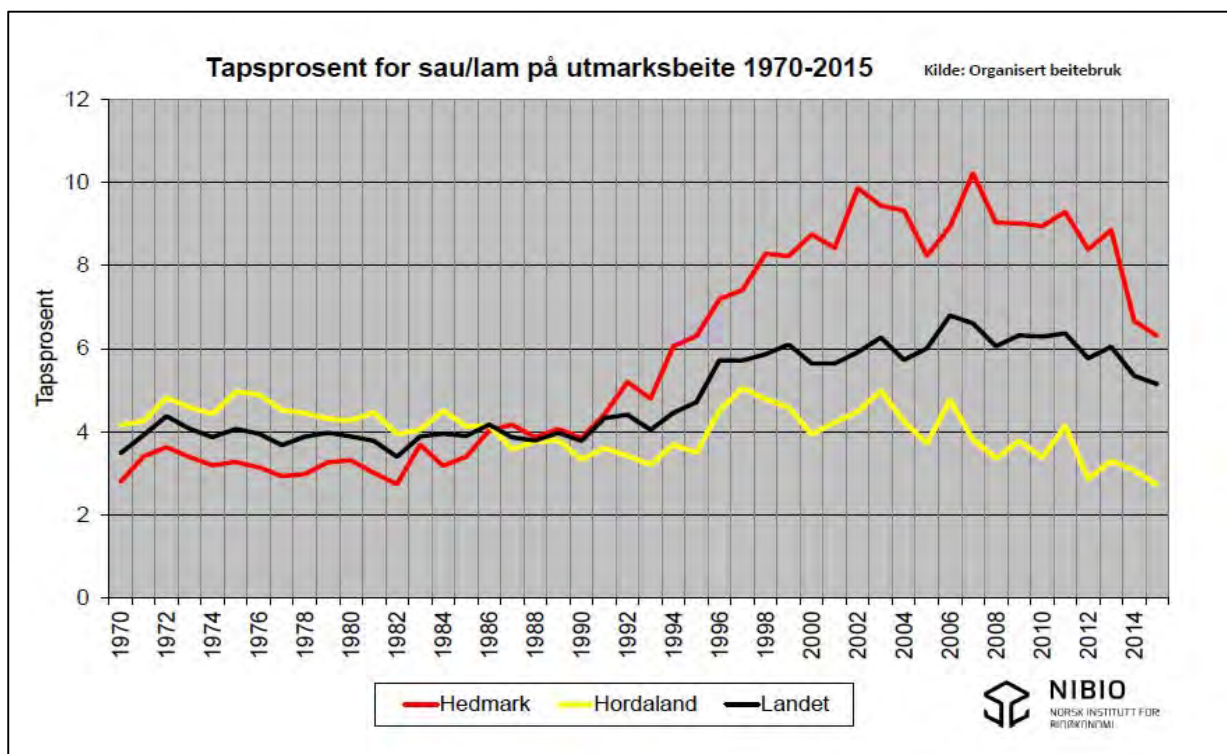
57 % av arealet som er nyttbart for husdyrbeite i Norge ligg innafor samla forvaltningsområde for rovdyr. Kvaliteten på beitet i forvaltningsområda for gaupe og jerv, samt for samla areal i områda, utafor områda og samla heile landet, er nokså lik. I områda for bjørn og ulv er kvaliteten lågare. Utnyttinga av beitekapasiteten er langt lågare innafor det samla forvaltningsområdet for rovdyr (26 %) enn utafor (59 %). Utnyttinga av beitet i områda for bjørn og ulv er svært låg. For gaupe gjev desse utrekningane eit dårleg uttrykk for tilstanden i leveområdet til denne arten da store snaufjellsareal er med i forvaltningsområdet.



På utmarksbeite i Sæteråsen. Tolga (Hedmark). Foto: Geir-H Strand/NIBIO

5 TAP AV BEITEDYR

Det er flere kilder til kunnskap om tap av dyr på beite. Disse omfatter Søknader om erstatning for tap og følgekostnader når husdyr og tamrein blir tatt av rovvilt; Rovbase (Miljødirektoratet); og Informasjonssystem for beitebruk i utmark (IBU). IBU er basert på materiale fra ordningen Organisert Beitebruk. Organisert Beitebruk ble etablert i 1970 gjennom et samarbeid mellom Landbruksdepartementet og Norsk Sau og Geit. Målsettingen var delvis å legge til rette for en mer rasjonell utnytting av utmarksbeitene, og delvis å redusere tapet av dyr på beite til et minimum. Virkemiddelet er organisering av beitebrukerne i lag, med samarbeid om tilsyn, sanking, investeringer som samle- og skillekvever, sankefeller, sperregjerder, bruer, gjeterhytter og andre målrettede tiltak. Om lag 80 % av all sau og lam på utmarksbeite er i dag organisert i denne ordningen.



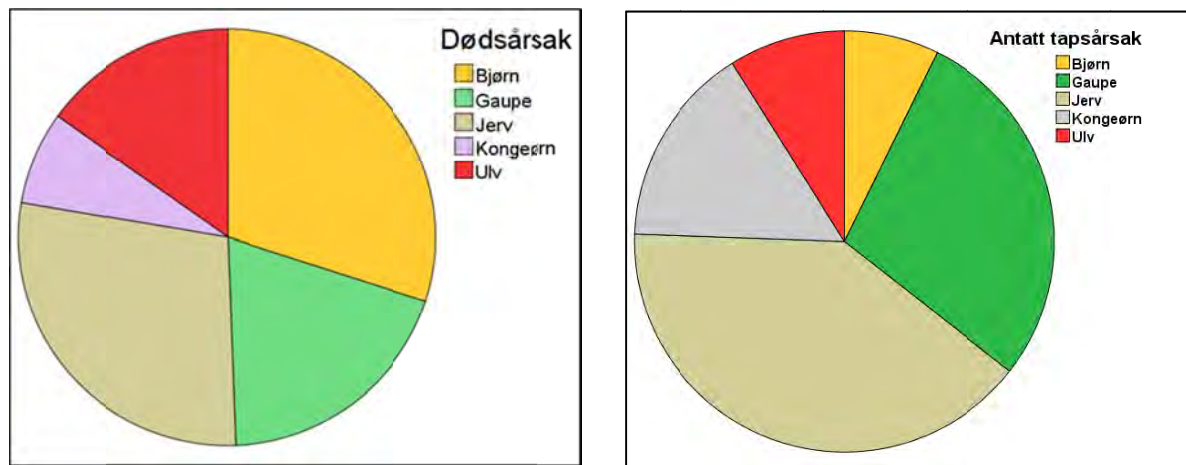
Figur 5.1: Tap av sau/lam på utmarksbeite 1970 – 2015. Kilde IBU.

Utviklingen med hensyn til tap av sau og lam på utmarksbeite i perioden 1970 til 2015, slik dette fremgår av IBU, er vist i Figur 5.1. Den sorte linja representerer samlet tap (i prosent av dyr sluppet) for landet. Denne viser en stabil tapsprosent på om lag 4 % fram til 1993 og deretter en økning opp til om lag 6 %. Fra 2010 har tapsprosenten sunket tilbake mot 5 %.

I tillegg til landstall inneholder figuren informasjon fra to utvalgte fylker: Hordaland og Hedmark. Disse fylkene er valgt ut fordi de er typiske for to ulike utviklingsløp, samtidig som begge fylkene i stor grad er fri for sykdommer som påvirker tapsprosenten. Figuren gir grunnlag for en rekke refleksjoner. For det første lå tapsprosenten i Hordaland de første 15 årene (1970 – 1985) høyere enn i Hedmark. Fram til 1982 er det også en positiv utvikling med synkende tapsprosent i begge fylker. I 1983 skjer det en endring i Hedmark. Tapsprosenten stiger fra om lag 3 % til om lag 4 %, hvor den stabiliserer seg fram mot 1990. I denne perioden fortsetter tapsprosenten i Hordaland å synke.

Fra 1990 viser figuren en ny endring. Tapsprosenten i Hordaland holder seg omkring 4 % mens tapsprosenten i Hedmark vokser opp mot 10 %. Det er nærliggende å peke på veksten i rovdyrbestanden både i Sverige og Norge i årene etter 1990, inkludert etableringen av en egen bestand av ulv i Norge, som forklaring på forskjellene mellom Hordaland og Hedmark.

Figuren viser til sist at tapsprosentene både i Hordaland og Hedmark har gått ned etter 2011. Nedgangen i tapsprosent er sterkere i Hedmark enn i Hordaland, men markert i begge fylker. Dette er også en utvikling som ber om en forklaring.



Figur 5.2: a) Dødsårsak for 36 322 kadaver av sau og lam i perioden 2000 – 2015 dokumentert eller antatt drept av rovvilt (inkludert kongeørn). Kilde Rovbase (Venstre); b) Antatt tapsårsak for 38 484 sau og lam i beitesesongen 2015. Kilde: Søknader om erstatning 2014.

Figur 5.2a (venstre) viser fordeling av dødsårsak for 36 322 kadaver av sau og lam funnet i perioden 2000 – 2015. Disse er dokumentert eller antatt drept av rovvilt. Kongeørn er tatt med i denne fremstillingen. Bjørn og jerv er de største skadegjørerne som det foreligger dokumentasjon for, men alle rovviltartene er av betydning. Figur 5.2b (høyre) viser tilsvarende fordeling av antatt tapsårsak (dyreeiers antagelse) for de 38 484 sau og lam det ble søkt om rovviltskadeerstatning for etter beitesesongen 2014, og hvor en av de fem rovviltartene er angitt som antatt tapsårsak. Forskjellen skyldes delvis ulike tidsperioder, men belyser også at tap til noen av rovviltartene kan være mer utfordrende å dokumentere ved hjelp av kadaverfunn. Dette gjelder kongeørn, jerv og gaupe.

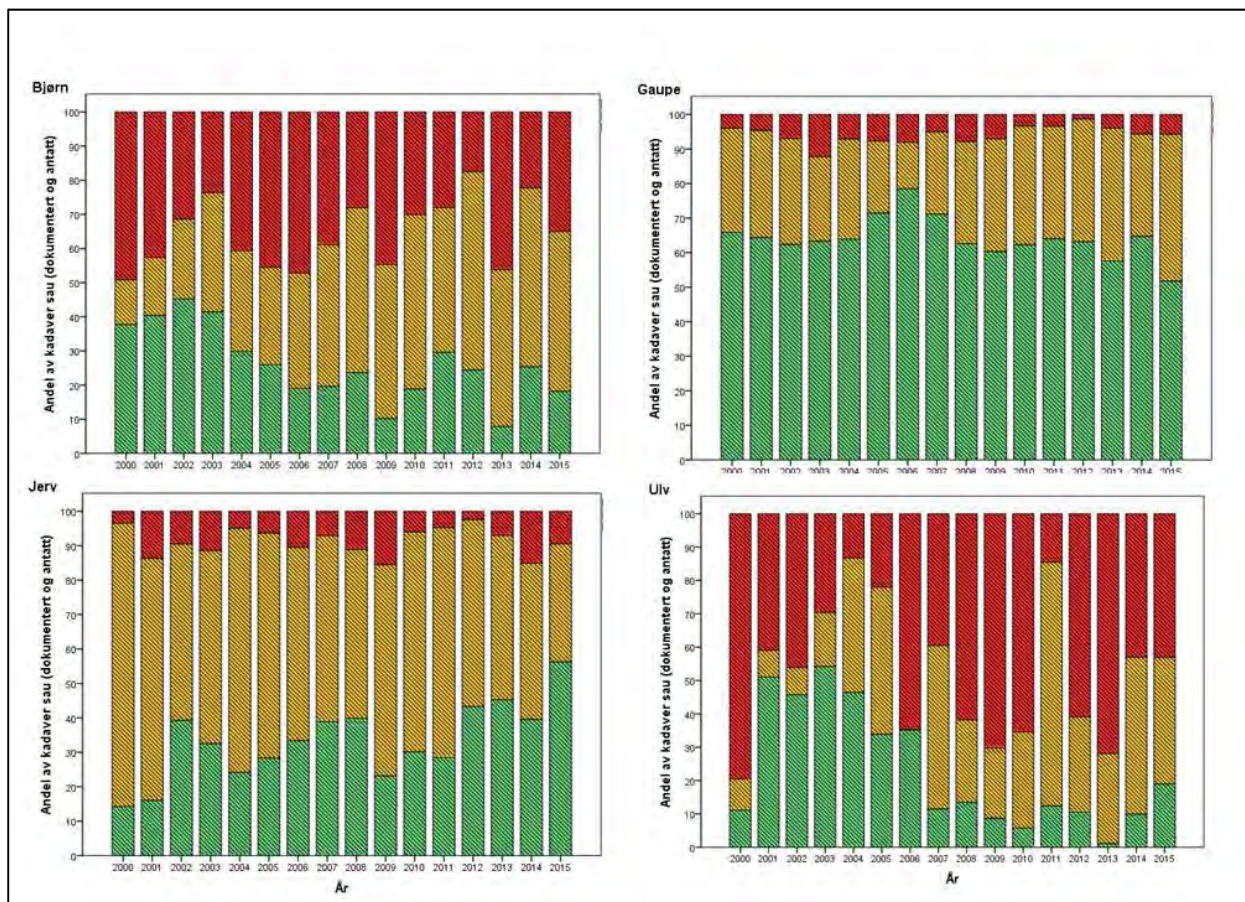
Tabell 5.1: Antall kadaver av sau og lam drept av rovvilt i perioden 2000 – 2015 fordelt i forhold til om funnet er gjort innenfor eller utenfor forvaltningsområdet for rovviltarten som SNO oppgir som dokumentert eller antatt tapsårsak. Kilde Rovbase bearbeidet av NIBIO.

	Innenfor		Utenfor		Totalt Antall
	Antall	%	Antall	%	
Bjørn	2730	25.1	8162	74.9	10892
Gaupe	4584	65.0	2472	35.0	7056
Jerv	3262	31.7	7013	68.3	10275
Ulv	1192	21.7	4291	78.3	5483

I Tabell 5.1 er kadaverfunnene i Figur 5.2a fordelt i forhold til om funnet er gjort innenfor eller utenfor forvaltningsområdet for den rovviltarten som er dokumentert eller antatt som tapsårsak. Kongeørn er utelatt fordi det ikke er definert forvaltningsområde for denne arten. Kadaverfunn hvor gaupe er dødsårsak er i hovedsak (65 %) gjort innenfor forvaltningsområdet for gaupe. For både bjørn, jerv og ulv er mer enn to tredjedeler av kadaverfunnene gjort utenfor de respektive forvaltningsområdene. For bjørn

og ulv er om lag tre fjerdedeler av kadavrene de har forårsaket, funnet utenfor forvaltningsområdene for disse artene.

Figur 5.3 bygger på samme materiale som Tabell 5.1, men kadaverfunn utenfor forvaltningsområdene er delt i to grupper. Den ene gruppen omfatter kadaverfunn i en randsone på 30 km rundt forvaltningsområdet. Den andre gruppen er kadaverfunn utenfor denne randsonen. En relativt liten, og fallende, andel av tap til både bjørn (øverst til venstre) og ulv (nederst til høyre) skjer innenfor forvaltningsområdene for disse artene. Det kan både skyldes at saueholdet er gått tilbake innenfor forvaltningsområdene, og at forebyggende og skadedempende tiltak mot bjørn og ulv har tapsreducerende virkning. Trolig er forklaringen en kombinasjon av disse faktorene.

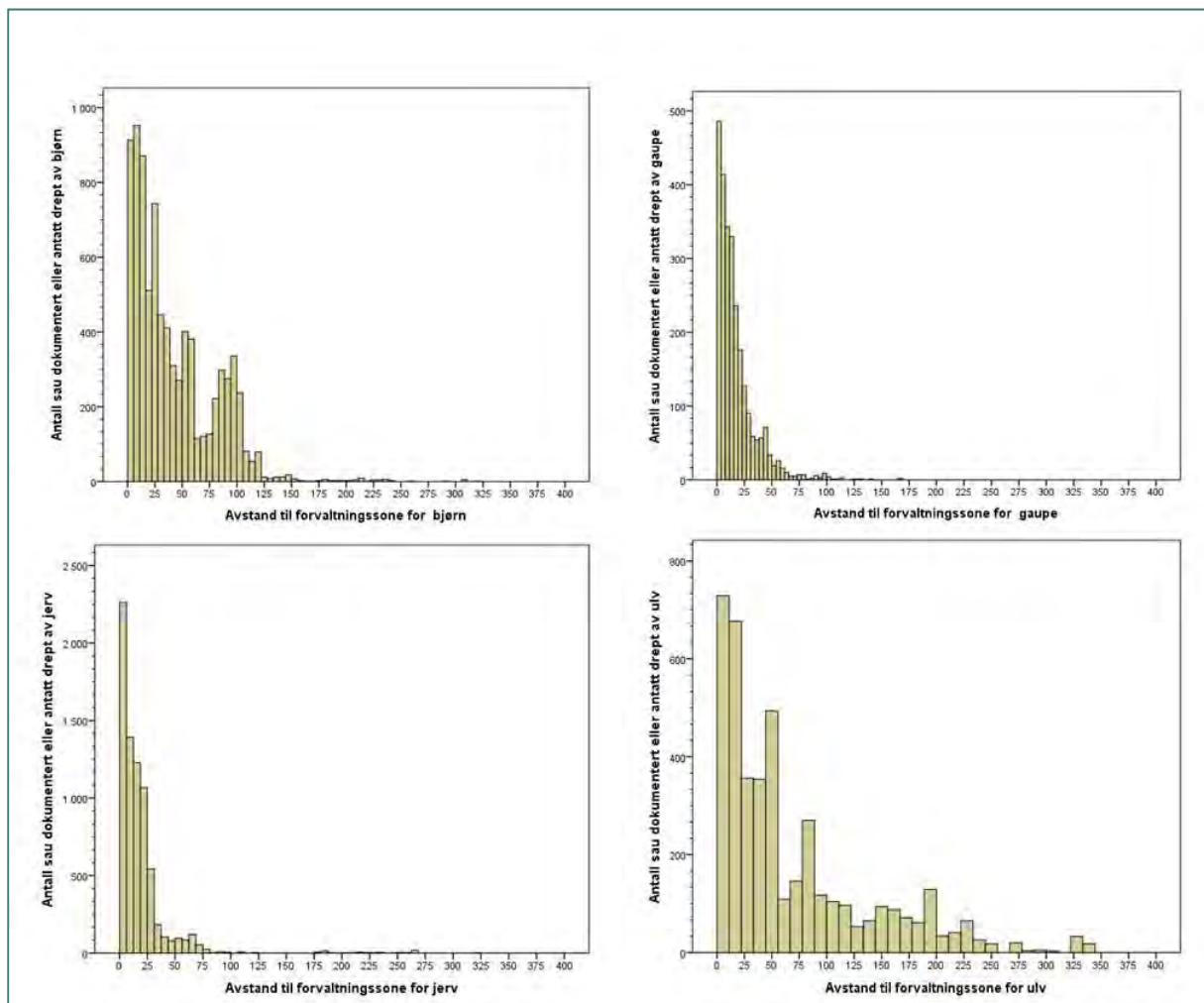


Figur 5.3: Tap av sau/lam drept av rovvilt i perioden 2000 – 2015 fordelt geografisk i forhold til forvaltningsområdet for rovviltarten som SNO har dokumentert eller antatt som tapsårsak. Grønt: Innenfor forvaltningsområdet; Gult: I nærområdet (< 30 km) utenfor forvaltningsområdet; Rødt: Mer enn 30 km utenfor forvaltningsområdet. Kilde Rovbase bearbeidet av NIBIO.

Med hensyn til bjørn er det en svakt økende andel kadaverfunn i nærområdene (< 30 km) omkring forvaltningsområdet. Et lignende, om enn mer variabelt, bilde ser man for ulv. Tap til ulv, dokumentert av SNO, skjer i hovedsak utenfor forvaltningssonen. Dette gjelder i svakt økende grad i nærområdet (< 30 km), men med stor variasjon.

For de fire rovdyrartene det er opprettet forvaltningsområder for, er det beregnet avstand til områdegrense for alle kadaverfunn av sau som er registrert i Rovbase. Avstanden er beregnet til forvaltningsområdet for rovdyrarten som er angitt som tapsårsak. Dette er grunnlaget for Figur 5.4, hvor avstandsaksen er holdt konstant for å understøtte sammenligning av mønster for de fire rovviltartene.

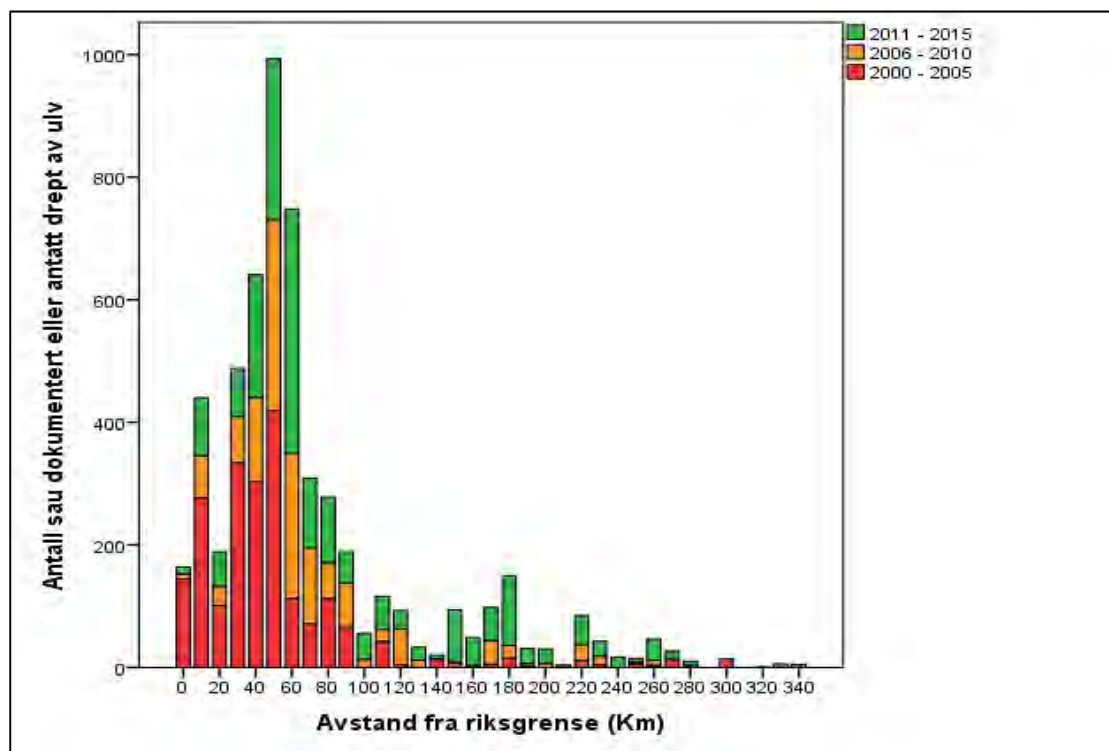
Randsoneproblematikken gjelder i ulik grad for alle rovdyrartene. Om lag to tredjedeler av sau dokumentert eller antatt drept av jerv er funnet utenfor dagens forvaltningsområde for jerv. Det aller meste av dette er funnet innenfor en avstand av 30 km fra forvaltningsområdet. Om lag en tredjedel av kadaverfunn av sau drept av gaupe er funnet utenfor forvaltningsområdet for gaupe. Også for denne arten skjer de fleste slike funn innenfor en avstand av 30 kilometer fra forvaltningsområdet. Disse resultatene viser at rovdysituasjonen for beitenæringen også er krevende i randsonen omkring forvaltningsområdene.



Figur 5.4: Antall sau og lam dokumentert eller antatt drept av rovdyr utenfor dagens forvaltningsområder i perioden 2000 – 2015, fordelt etter avstand fra forvaltningsområdet for rovdypret som er angitt som tapsårsak.

Randsoneproblematikken gjelder for alle rovviltartene, men får en særskilt utforming for ulv. Av 5 483 kadaverfunn av sau og lam som SNO har dokumentert eller antatt er drept av ulv i perioden 2000 til 2015 er 21,7 % funnet innenfor dagens forvaltningssone for ulv, mens 78,3 % er funnet utenfor sonen. For ulv er frekvensen av kadaverfunn forårsaket av denne arten særskilt høy innenfor en sone som strekker seg opp mot 100 km ut fra forvaltningssonen (Figur 5.4). Det er imidlertid usikkert om dette skyldes ulv som trekker ut av forvaltningsområdet, eller ulv fra Sverige som trekker gjennom forvaltningsområdet. I følge Klima- og miljøverndepartementet (2016, s. 26) er ulver som vandrer vestover i Norge i hovedsak født i svenske ulverevir eller i grenserevir, mens ulvene som er født i norske revir vandrer østover og inn i Sverige. Det tilsier at områdene vest for ulvesonen, uansett hvordan den avgrenses, alltid vil være spesielt utsatt for streifende ulv og at det er et stort behov for forebyggende tiltak og tilretteleggingen for beitebrukere i disse områdene.

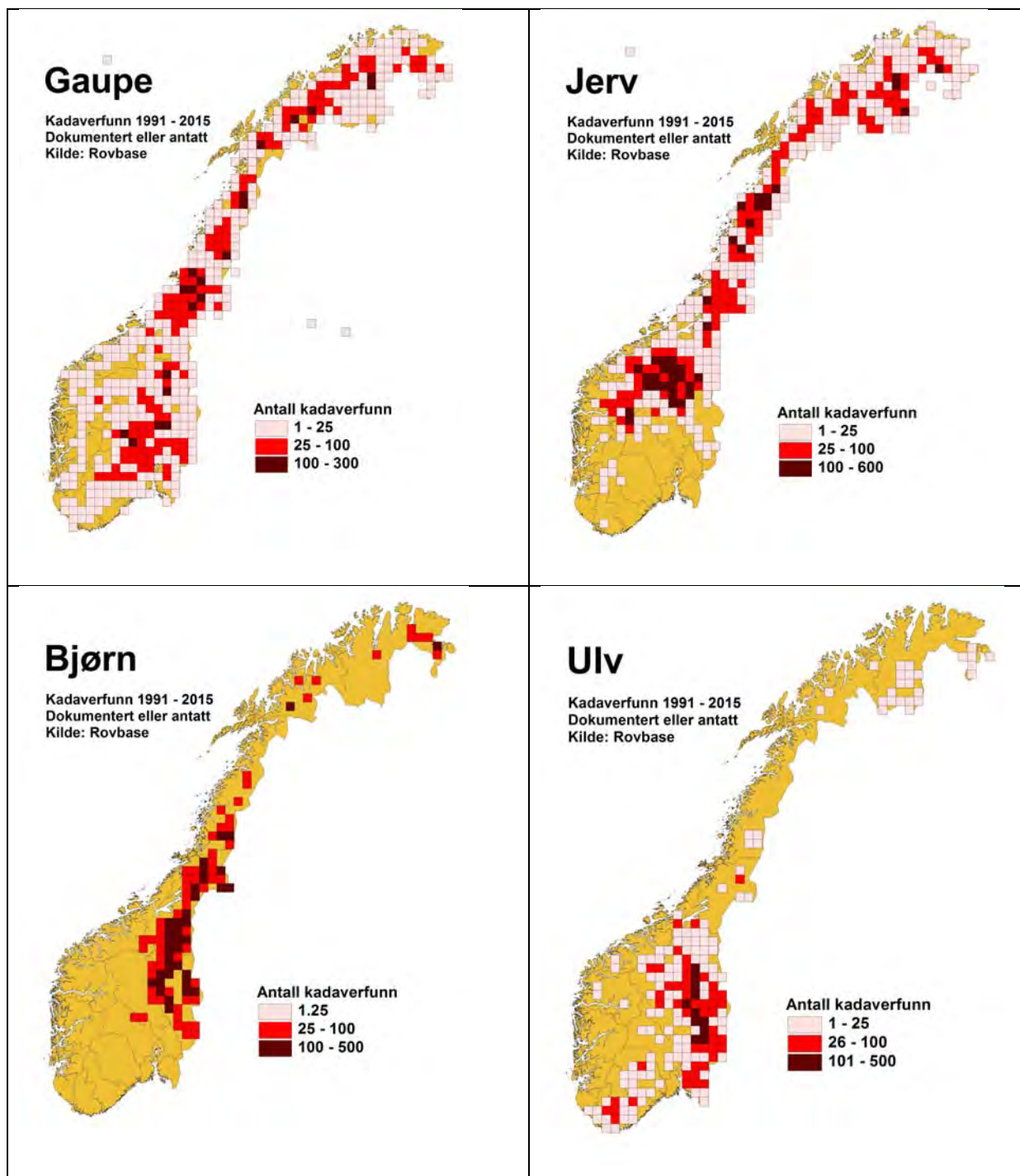
Figur 5.5 belyser denne problemstillingen ytterligere. Her er antall sau dokumentert eller antatt drept av ulv fordelt etter avstand til riksgrensen. Materialet er også periodisert (2000 – 2005; 2006 – 2010; og 2011 – 2015). I de første årene av denne perioden ble de fleste kadaver registrert av SNO funnet i en avstand opp til 50 km fra riksgrensen. Etter 2005 er det i liten grad funnet kadaver nærmere riksgrensen enn 30 km, mens antallet har holdt seg stabilt eller økt opp mot en avstand på 50 – 60 km fra riksgrensen. Samtidig er det i siste del av perioden – etter 2010 – et økende antall tilfeller av sau drept av ulv i større avstand fra riksgrensen.



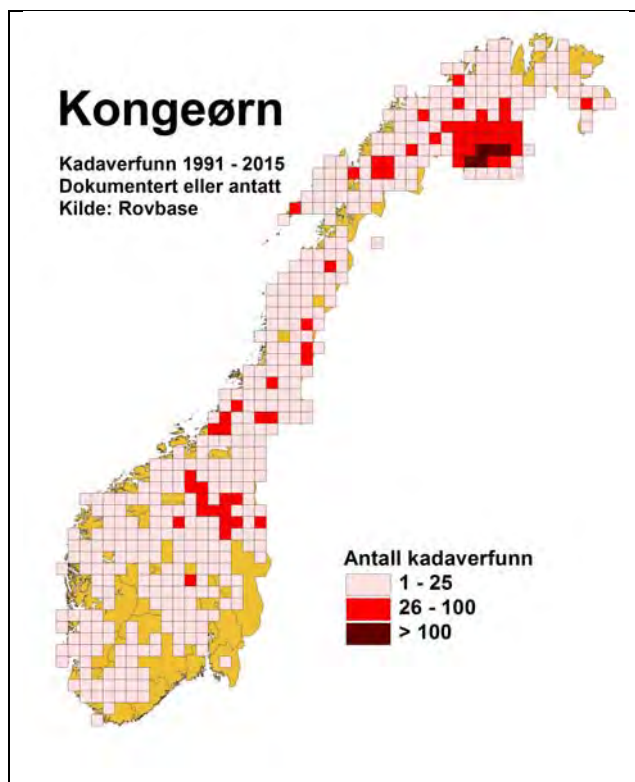
Figur 5.5: Antall sau og lam dokumentert eller antatt drept av ulv i perioden 2000 – 2015 fordelt etter avstand fra riksgrensen. Rød farge er kadaver funnet i årene 2000 – 2005, gul farge i årene 2006 – 2010 og grønn farge er kadaver funnet i årene 2011 – 2015.

For å gi ytterligere informasjon om hvilke områder som er mest utsatt for tap til rovdyr er data fra Rovbase satt inn kart basert på SSBs rutenett for statistikk (Strand og Bloch 2009). I disse kartene er alle kadaverfunn av beitedyr (inkludert tamrein) med status «Dokumentert» eller «Antatt» fra hele perioden 1991 – 2015 tatt med, fordelt på rovdyrarten som er angitt som dødsårsak. Antall kadaverfunn er talt opp for 25 x 25 kilometers ruter og tegnet med tre klasser (1-25 kadaverfunn; 26-100 kadaverfunn; og over 100 kadaverfunn). Kongeørn er tatt med i denne fremstillingen.

Kartene i Figur 5.6 (gaupe, jerv, bjørn og ulv) og 5.7 (kongeørn) gir informasjon om utbredelsen og omfanget av rovdyrskader, selv om kun kadaverfunn med den beste dokumentasjonen er tatt med. For alle rovviltartene viser fargene områder med særlig høy rovdyrbelastning. Man kunne vente at disse lå innenfor de respektive forvaltningsområdene, men i overensstemmelse med Figur 5.3 går det frem at en ikke ubetydelig andel av tapene skjer utenfor – gjerne i nærområdet til – forvaltningsområdene. Eksempler på dette sees også i Figurene 5.8 – 5.10 som viser kadaverfunn forårsaket av bjørn, jerv og ulv i tre utvalgte regioner.

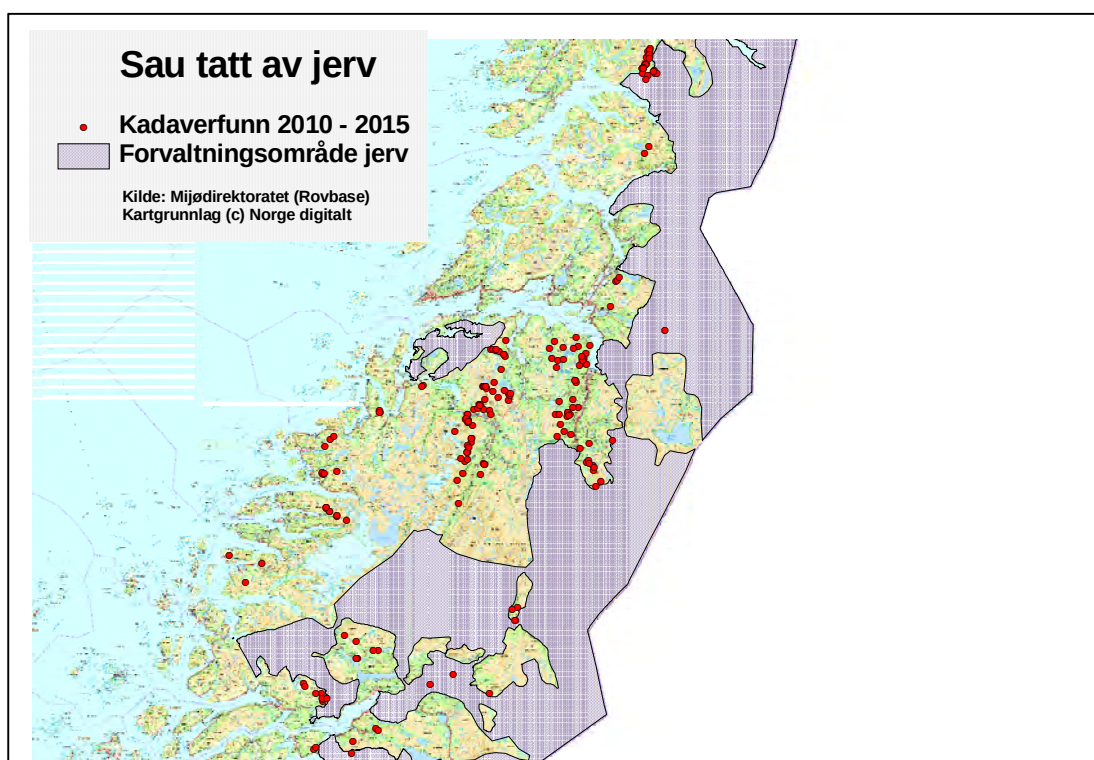


Figur 5.6: Antall kadaverfunn (alle arter) registrert i Rovbase i perioden 1991 – 2015 med vurdering «Dokumentert» eller «Antatt» drept av gaupe, jerv, bjørn og ulv. Kilde: Miljødirektoratet (Rovbase). Kartgrunnlag: ©Norge digitalt. Rutenett: SSB-grid 25 kilometer.

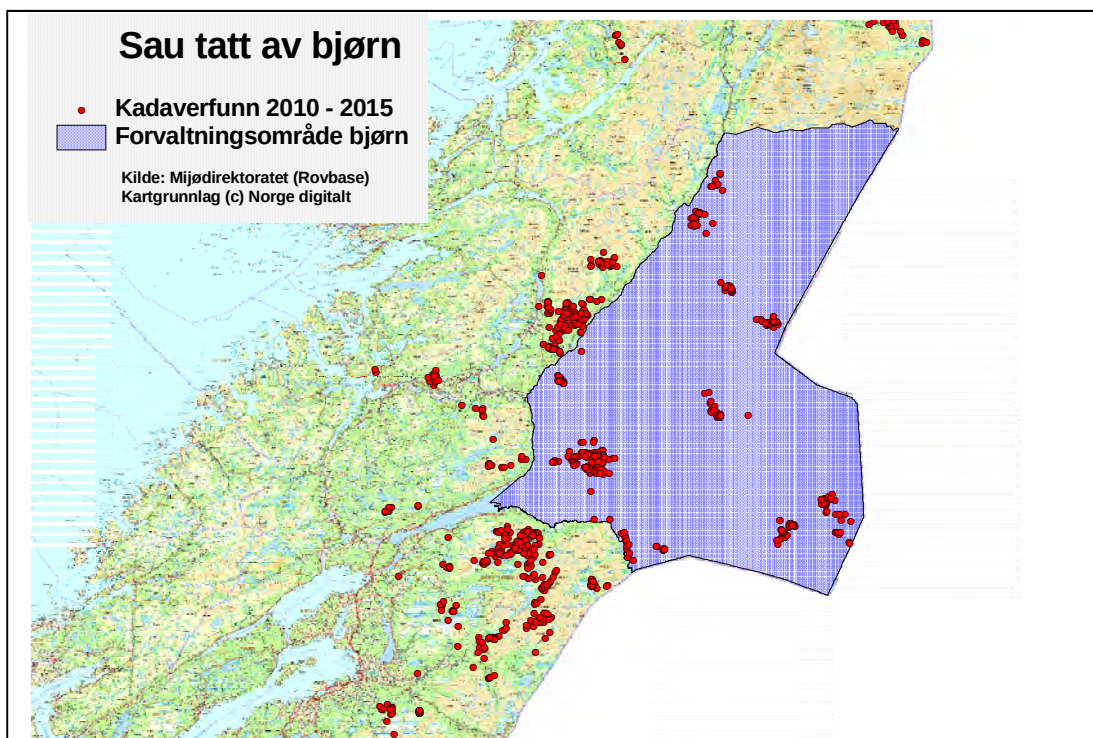


Figur 5.7: (Denne og forrige side). Antall kadaverfunn (alle arter) registrert i Rovbase i perioden 1991 – 2015 med vurdering «Dokumentert» eller «Antatt» drept av gaupe, jerv, bjørn, ulv og kongeørn.

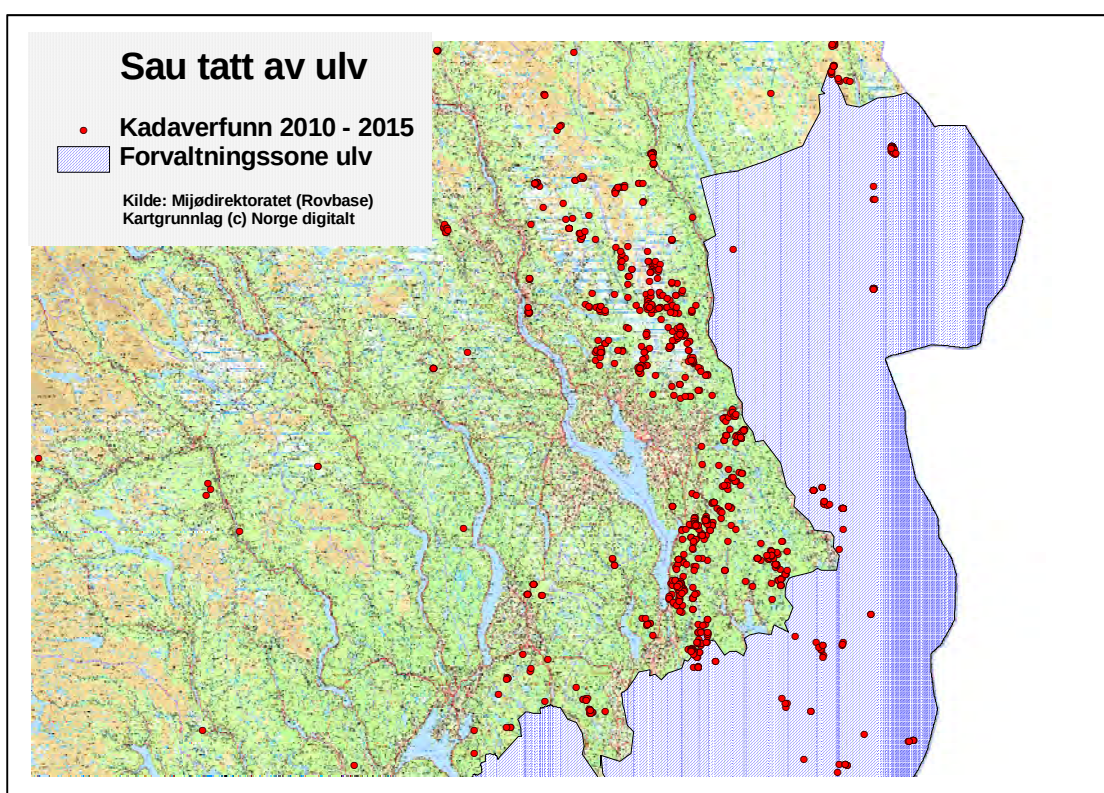
Kilde: Miljødirektoratet (Rovbase).
Kartgrunnlag ©Norge digitalt.
Rutenett: SSB-grid 25 kilometer.



Figur 5.8: Kadaverfunn av sau i perioden 2010 – 2015, hvor jerv er dokumentert eller antatt som dødsårsak. Utsnitt deler av Nordland. Forvaltningssonen for jerv er tegnet inn. Kilde: Miljødirektoratet (Rovbase). Kartgrunnlag © Norge digitalt.



Figur 5.9: Kadaverfunn av sau i perioden 2010 – 2015, hvor bjørn er dokumentert eller antatt som dødsårsak. Utsnitt deler av Nord-Trøndelag. Forvaltningsområde for bjørn er tegnet inn. Kilde: Miljødirektoratet (Rovbase). Kartgrunnlag © Norge digitalt.



Figur 5.10: Kadaverfunn av sau i perioden 2010 – 2015, hvor ulv er dokumentert eller antatt som dødsårsak. Utsnitt deler av Østlandet. Forvaltningssonen for ulv er tegnet inn. Kilde: Miljødirektoratet (Rovbase). Kartgrunnlag © Norge digitalt.

I Figurene 5.8 – 5.10 er utvalget fra Rovbase begrenset til kadaverfunn av sau i perioden 2010 – 2015. Hensikten med disse figurene er å gi et mer konsistent bilde av nåsituasjonen og utelate eldre kadaverfunn i områder hvor tapene er redusert de siste årene. Disse kartene viser også – riktignok som eksempler – belastningen i nærområdet rundt forvaltningssonene for rovdyr.

Alle tre figurer viser et mønster hvor en betydelig del av kadaverfunnene gjøres i nærområdet utenfor forvaltningsområdet for den rovdyrarten som volder skade. Særlig tydelig er mønsteret for ulv (Figur 5.10), der tyngden av kadaverfunn ligger langs vestsiden av forvaltningssonen. Kartet er i overensstemmelse med informasjonen i Figurene 5.3, 5.4 og 5.5. Ett av resultatene av den geografiske differensieringen med egne rovdyrprioriterte områder ser dermed ut til å være en økt belastning i nærområdene (randsonen) utenfor forvaltningsområdene. Dette gjelder for alle de fire rovdyrartene som inngår i områdeforvaltningen.

Registeret over søknader om erstatning for tap og følgekostnader når husdyr og tamrein blir tatt av rovvilt gir ytterligere informasjon om tap av dyr på beite. Data fra dette registeret er koblet sammen med søknader om produksjonstilskudd.

Ved siden av tapstall og tapsprosjenter er det interessant å undersøke hvor stor andel av de som driver med beitedyr som opplever tap. En indikator på dette er satt opp i Tabell 5.2. Tabellen fordeler søkerne på beiteprioriterte og rovdyrprioriterte områder. I tillegg er søkerne talt opp for hvert forvaltningsområde. Forvaltningsområdene er delvis overlappende, slik at denne siste delen av tabellen ikke kan summeres. Antall søkere om produksjonstilskudd, som oppgir å drive med sau (uavhengig av om dyra slippes i utmark eller ikke) er kombinert med antall søkere som søker om erstatning for tap av sau til rovvilt. For landet som helhet søker om lag 11,3 % av dem som driver med sau om erstatning for tap til rovvilt. I beiteprioriterte områder er andelen lavere (7,1 %), mens andelen i de rovviltprioriterte områdene er 21.3 %. Innenfor forvaltningsområdene er andelen som søker erstatning for tap høyest i forvaltningsområdet for jerv. Her søker en tredjedel av bøndene som driver med sau om erstatning for tap til rovdyr.

Tabell 5.2: Antall søkere om produksjonstilskudd (2014) som har sau og lam. Antall og andel som søker erstatning for rovvilttap (2014). Vær oppmerksom på at forvaltningsområdene er delvis overlappende. Kilde: Miljødirektoratet (Rovbase).

Forvaltningssoner	Søkere (PT) med sau	Søkere: Erstatning for tap av sau	
		Antall	(%)
Prioriterte beiteområder	10 045	712	7.09
Prioriterte rovdyrrområder	4 267	908	21.28
Totalt for landet	14 312	1 620	11.32
Forvaltningsområde gaupe	3 836	750	19.55
Forvaltningsområde jerv	938	312	33.26
Forvaltningsområde bjørn	193	55	28.50
Forvaltningssone ulv	395	23	5.82

Bak andelen på 5,8 % av dyreeiere med sau innenfor forvaltningssonen for ulv, som søker erstatning for tap, skjuler det seg en markert forskjell mellom Hedmark (12,9 %) og de sørlige fylkene (3,4 %).

Ytterligere informasjon om besetninger som søker om erstatning for tap av sau til rovvilt foreligger i Tabell 5.3. I snitt oppgir de som søker om erstatning for tap av sau til rovdyr at de bruker 51 dager til tilsyn og sanking. Det brukes mer tid til tilsyn i rovdyrrområdene og mest innenfor forvaltningsområdene for jerv og bjørn. For landet som helhet er tapsprosent i de besetningene som søker om erstat-

ning for tap på 9,5 % av sau sluppet på utmarksbeite. Tapsprosenten (i besetninger som søker om erstatning for tap) er høyere i besetninger som er hjemmehørende i rovviltområder enn for besetninger som er hjemmehørende i beiteprioriterte områder. Tapsprosenten for disse besetningene er lavest hos de som er hjemmehørende i forvaltningsområdet for gaupe og øker progressivt i forvaltningsområdene for jerv, bjørn og ulv. Det må påpekes at denne statistikken tar utgangspunkt i hvor besetningen er hjemmehørende (dvs gårdens beliggenhet). Det er ikke uvanlig at besetninger fraktes over lengre avstander for å slippes på utmarksbeite.

Tabell 5.3: Tapsprosent og dager til tilsyn og sanking i besetninger som søker om erstatning for rovdyrapt sau (2014). Vær oppmerksom på at forvaltningsområdene er delvis overlappende. Kilde: Miljødirektoratet (Rovbase).

Forvaltningssoner	Søkere	Dager	Sau på utmarksbeite		
			Sluppet	Tapt	%
Prioriterte beiteområder	712	51	219 411	20 114	9,2
Prioriterte rovdyrrområder	908	52	237 347	23 391	9,8
Totalt for landet	1 620	51	456 758	43 505	9,5
Forvaltningsområde gaupe	750	53	197 535	19 561	9,9
Forvaltningsområde jerv	312	65	78 527	8 171	10,4
Forvaltningsområde bjørn	55	66	12 895	1 657	12,8
Forvaltningsområde ulv	23	57	3 155	432	13,7

De to neste tabellene er basert på tapstall gitt av dyreeiere som søker erstatning for tap som skyldes fredet rovvilt. Disse tapstallene er ikke verifisert. Tapsårsakene omfatter gaupe, jerv, bjørn, ulv og kongeørn. Materialet er fordelt på beiteprioriterte og rovviltprioriterte områder. Innenfor rovviltprioriterte områder er materialet videre inndelt etterforvaltningsområder for de fire rovviltartene. Til sist er forvaltningsområdet for ulv delt i to. Den ene delen utgjøres av den delen av forvaltningsområdet som ligger i Hedmark, den andre delen av forvaltningsområdet innenfor fylkene Østfold, Akershus og Oslo.

I 2007 mangler dataregisteret hovednummer for 2 747 dyr omsøkt som tapt. Disse inngår i totaltallet for landet, men ikke i noen av områdetallene. Søkerne dette gjelder er tilsynelatende godt spredt over hele landet, slik at feilen er noenlunde jevnt fordelt. Tapsprosentene blir av denne grunn marginalt lavere enn de ville vært om datamaterialet hadde vært komplett.

Tapene, slik de er omsøkt av dyreeierne, var for alle inndelingene større i 2007 enn i 2014 (Tabell 5.4). Det gjelder både regnet i antall dyr tapt og i tapsprosent. Reduksjonen i disse tapene er størst i de rovdyrprioriterte områdene. Andelsmessig var tapene i 2007 størst i ulvesonen i Hedmark og i forvaltningsområdet for bjørn. Man skal imidlertid være oppmerksom på at ulvesonen i Hedmark i sin helhet ligger innenfor forvaltningsområdet for bjørn. I disse områdene var den omsøkte tapsprosenten i størrelsesorden 13 - 15 % i 2007. I 2014 hadde dette falt til omkring 6,5 % i ulvesonen i Hedmark og 8 % i forvaltningssonen for bjørn totalt. Tapene grunnet rovvilt (slik dette er innrapportert av dyreeierne) er uansett høye i disse områdene.

Også i forvaltningsområdet for jerv ble det i 2014 søkt om erstatning for om lag 5 % av de dyrene som slippes på utmarksbeite. Dette er en nedgang fra 8 % i 2007. I forvaltningssonen for ulv som helhet ligger den omsøkte tapsprosenten på 2,5 %, men det er store forskjeller innenfor sonen - mellom Hedmark og fylkene lenger syd i sonen.

Tabell 5.4: Sau og lam sluppet på beite i utmark 2007 og 2014 (Kilde: Landbruksdirektoratet, Søknader om produksjonstilskudd) og samlet tap til fredet rovvilt (inkludert kongeørn og uspesifisert fredet rovvilt) angitt i søknader om erstatning (Kilde: Miljødirektoratet, Rovbase). Prosentsatser er andel av antall dyr sluppet. Tap av dyr av antatt andre årsaker enn fredet rovvilt inngår ikke i tabellen. Tapstall er tall gitt av dyreeier. 2 742 dyr tapt i 2007 mangler hovednummer og kan ikke fordeles geografisk.

	Sau og lam sluppet i utmark			
	Antall		%	
	2007	2014	2007	2014
Totalt (hele landet)	1 913 941	1 946 466		
Beiteprioritert område	1 295 991	1 332 548		
Rovdyrprioritert område	617 950	613 918		
Forvaltningspmråde Gaupe	540 206	530 450		
Forvaltningsområde Jerv	151 262	153 169		
Forvaltningsområde Bjørn	27 651	19 622		
Forvaltningsområde Ulv	13 734	14 398		
F.omr. Ulv – Hedmark	5 897	3 056		
F.omr. Ulv - Østfold, Akershus, Oslo	7 837	11 342		
Samlet tap av sau og lam omsøkt erstattet				
Totalt (hele landet)	60 264	38 973	3.15	2.00
Beiteprioritert område	22 515	17 776	1.74	1.33
Rovdyrprioritert område	35 007	21 197	5.67	3.45
Forvaltningsområde Gaupe	27 139	17 681	5.02	3.33
Forvaltningsområde Jerv	12 173	7 564	8.05	4.94
Forvaltningsområde Bjørn	3 766	1 558	13.62	7.94
Forvaltningsområde Ulv	1 030	365	7.50	2.54
F.omr. Ulv – Hedmark	902	202	15.30	6.61
F.omr. Ulv - Østfold, Akershus, Oslo	128	163	1.63	1.44

I Tabell 5.5 er både antall sau og lam som er sluppet på utmarksbeite, og antall dyr eier oppgir at er tatt av fredet rovvilt, fordelt etter antatt dødsårsak og lokalitet. Det gir anledning til å studere sammenhengen mellom de enkelte rovviltartene og forvaltningsområdene. I denne tabellen er det også tatt hensyn til randsoner. Randsoner er i denne sammenheng nærområdet opp til 30 kilometer utenfor forvaltningsområdene.

Tapsprosentene for sau og lam tatt av gaupe, jerv og bjørn går ned både innenfor og utenfor forvaltningsområdene for disse artene. Særlig er tapsprosentene for sau og lam tatt av bjørn redusert vesentlig både innenfor – men ikke minst utenfor forvaltningsområdet for arten. Samtidig er det i henhold til funn i kapittel 3 i forvaltningsområdet for bjørn at landbruket er i størst tilbakegang. Tap som antas å være forvoldt av bjørn er for øvrig mest redusert utenfor forvaltningsområdet for arten. Det gjelder både i randsonen og videre utenfor denne.

Ulv og kongeørn er rovviltartene som antas å forårsake mer skade i 2014 enn i 2007. Det er færre sau og lam som meldes tatt av ulv inne i forvaltningssonen, men de utgjør en større andel av den reduserte besetningen i området. Utenfor forvaltningsområdet øker antall (og andel) sau og lam som er meldt drept av ulv.

Det er ikke egne forvaltningsområder for kongeørn, men antall sau og lam meldt drept av arten øker i hele landet. Når dette fordeles mellom beiteprioriterte og rovviltprioriterte områder anføres kongeørn

noe oftere som tapsårsak i de beiteprioriterte områdene. Økningen i tap som antas å være forårsaket av kongeørn er imidlertid ganske lik i beiteprioriterte og i rovdyrprioriterte områder.

For statistikken som er basert på henholdsvis søknader om produksjonstilskudd og søknader om erstatning etter rovdyrtaap, gjelder det at både husdyr og tap er registrert på gårdens hovednummer og derfor stedfestet til gårdens beliggenhet. En del dyr – spesielt i de mest rovdyrutsatte områdene, men også i sykdomsutsatte områder langs kysten – transporteres og slippes på beite andre steder. Avstandene kan være lange. Blant annet blir en del av dyrene som tilsynelatende slippes på beite i forvaltningsområdene for ulv og bjørn i realiteten fraktet ut av disse områdene og slippes på beite i mindre rovdyrutsatte områder lenger nord og vest. Tabellene overdriver derfor trolig antall dyr på utmarksbeite i de mest utsatte områdene (og underestimerer kanskje samtidig tapsprosentene i disse områdene). Det har ikke vært mulig å konstruere bedre statistikk på basis av det datamaterialet som foreligger, men er ønskelig å følge opp arbeidet med tapsstatistikk basert på mer presis lokalisering av hvor dyra faktisk beiter.

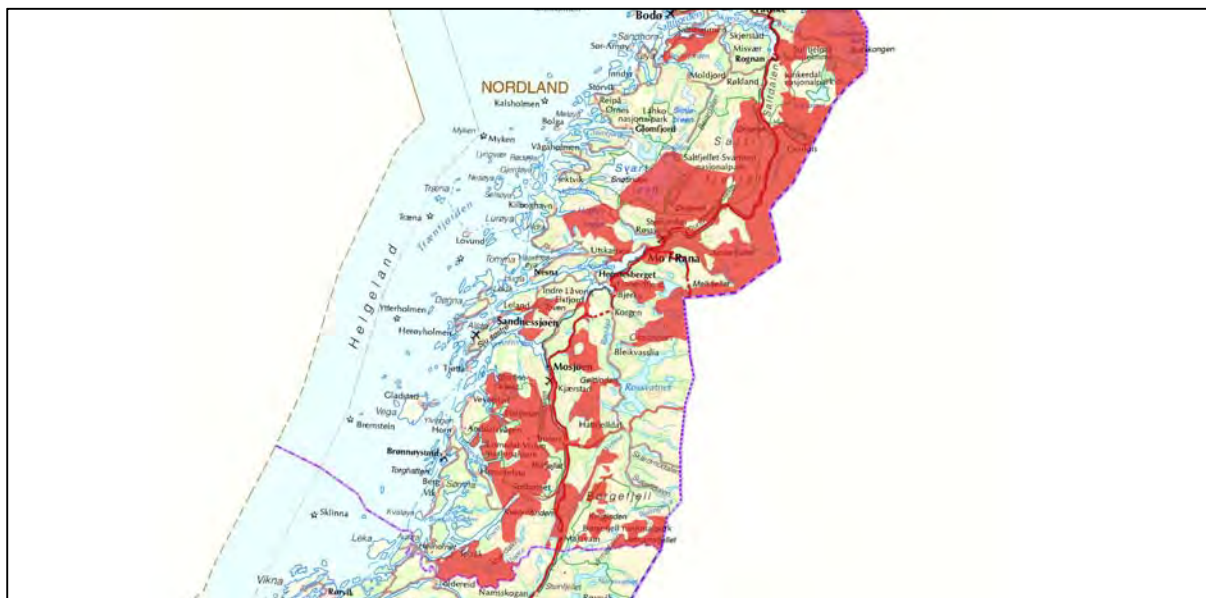
Tabell 5.5: Sau og lam sluppet på beite i utmark 2007 og 2014 (Kilde: Landbruksdirektoratet, Søknader om produksjonstilskudd) og samlet tap til fredet rovvilt angitt i søknader om erstatning (Kilde: Miljødirektoratet, Rovbase). Prosentsetter er andel av antall dyr sluppet. Tap av dyr av antatt andre årsaker enn fredet rovvilt inngår ikke i tabellen. Tapstall er tall gitt av dyreeier.

Antatt tapsårsak og lokalitet	2007			2014		
	Sluppet	Tatt	%	Sluppet	Tatt	%
Gaupe i forvaltningsområde for gaupe	540 206	10 077	1.87	530 450	5 809	1.10
Gaupe i randsone	481 127	4 643	0.97	501 622	4 472	0.89
Gaupe utenfor randsone	892 608	1 337	0.15	914 394	607	0.07
Jerv i forvaltningsområde for jerv	151 262	6 016	3.98	153 169	4 833	3.16
Jerv i randsone	525 698	13 890	2.64	522 067	8 952	1.71
Jerv utenfor randsone	1 236 981	2 195	0.18	1 271 230	1 610	0.13
Bjørn i forvaltningsområde for bjørn	27 651	1 240	4.48	19 622	645	3.29
Bjørn i randsone	168 589	2 955	1.75	158 427	1 126	0.71
Bjørn utenfor randsone	1 717 701	4 726	0.28	1 768 417	1 028	0.06
Ulv i forvaltningsområde for ulv	13 734	137	1.00	14 398	127	0.88
Ulv i forv.område for ulv i Hedmark	5 897	137	2.32	3 056	108	3.53
Ulv i forv.område for ulv i Ø/A/O	7 837	0	0.00	11 342	19	0.17
Ulv i randsone	68 998	1 196	1.73	71 722	1 510	2.11
Ulv utenfor randsone	1 831 209	1 326	0.07	1 860 346	1 802	0.10
Kongeørn i beiteprioritert område	1 295 991	3591	0.28	1 332 548	4281	0.32
Kongeørn rovdyrprioritert område	617 950	1560	0.25	613 918	1682	0.27
Kongeørn landet totalt	1 913 941	5 151	0.27	1 946 466	5 963	0.31



Lam fra Sel (Oppland). Foto: Geir-Harald Strand/NIBIO

Utfordringene knyttet til landbruk i randsonene får et særskilt uttrykk i Nordland. I dette fylket har rovviltneimnda (Region 7) tilsynelatende valgt en strategi der utgangspunktet er kartfestede landbruks- og beiteområder. Disse er satt til side som beiteprioriterte områder, mens de mellom- og omkringliggende områdene er valgt som rovviltprioriterte områder. Resultatet er en mosaikk av relativt små beite- og rovviltområder (Figur 5.11).



Figur 5.11: Rovviltprioriterte områder i deler av Nordland. Kilde: Miljødirektoratet.

Som følge av tilnærmingemetoden som er valgt i Nordland ligger de aller fleste landbruks- og beiteområder i fylket i randsonen til ett eller flere forvaltningsområder for rovvilt. Randsoneproblematikken blir derfor ekstra stor i Nordland. Dette går blant annet frem av Tabell 5.6 som viser at bare 11 % av kadaverfunnene i Nordland ble gjort inne i forvaltningsområdene for de skadevoldende rovviltartene, mens 74 % av kadavrene i fylket ble funnet i randsonene. I landet for øvrig var de korresponderende tallene 41 % og 36 %. Dette omfatter bare en liten del av tapene, men mønsteret går igjen.

Tabell 5.6: Kadaverfunn (sau og rein) tatt av gaupe, jerv, bjørn eller ulv i perioden 1991 – 2015 hvor tapsårsak er klassifisert som «Dokumentert» eller «Antatt» av SNO. Kilde: Rovbase.

Område	Nordland		Landet forøvrig	
	Antall	%	Antall	%
Av rovvilt i eget forvaltningsområde	605	10,9	15 690	41,2
Av rovvilt i randsoner	4 076	73,6	13 805	36,2
Av rovvilt utenfor randsoner	858	15,5	8 597	22,6
Sum	5 539	100,0	38 092	100,0

Utgangspunktet for områdeinndelingen i Nordland ser ut til å være et ønske om å beskytte beiteområdene ved å legge de rovviltprioriterte områdene utenfor disse. Tanken er god, men på grunn av randsoneneffekten blir resultatet et annet enn forventet. Beiteområder som skal beskyttes mot rovdyr må enten være så små at de kan gjerdes inn, eller være så store at randsonen mot rovviltområdene blir av mindre betydning. Det vil også være viktig å forsøke å holde randsonene fri for rovdyr, slik at disse ikke utvikler seg til en slags utvidede rovviltområder.

6 DRIFTSØKONOMISKE KONSEKVENSER

Av Ole Kristian Stornes og red.

6.1 Kostnader for saueholdet ved tap til rovvilt

I 2015 var det om lag 2,3 millioner sauer i Norge. I underkant av 2 millioner sau slippes på utmarksbeite hver sommer. Av disse går om lag 125 000 tapt i løpet av beitesesongen. Gårdbrukerne mener at 30 - 40 prosent av disse tapene skyldes rovvilt. I ulike år har de søkt om rovdyrerstatning for 35 000 til 50 000 dyr. Av dette blir det utbetalt rovdyrerstatning for vel 50 prosent.

Det knytter seg betydelig usikkerhet til hvor mange sau og lam som blir tatt av rovdyr. Bare 10 prosent av de dyr som blir erstattet, er konstatert drept av rovdyr. Resten av erstatningene blir utbetalt basert på en skjønnsmessig vurdering. Dette går på kjennskap til beiteområde, forekomsten av rovdyr; om det har vært rovdyrskader tidligere år; om den enkelte dyreeier har hatt dokumenterte rovdyrskader gjeldende sesong eller tidligere år; eller om det har vært dokumentert rovdyrskade i samme beiteområde.

Kostnadene ved rovdyratap knytter seg i første omgang til slakteverdi/livdyrverdi av det drepte dyret. Når morsauen blir tatt av rovdyr, vil en også få en redusert vekt og kvalitetstap for gjenlevende lam. Dessuten vil rovdyratap få konsekvenser for avlsarbeidet, gi økt arbeidsforbruk i beitetida og ha andre følgekostnader.

Grunnverdien for sau og lam

Når en gårdbruker leverer en sau eller et lam til slakteriet, får han utbetalt et beløp basert på vekt og pris på kjøtt og ull. Prisen som produsentene oppnår for sauekjøtt er lik netto avregningspris inkludert grunntilskudd og eventuelt distriktstilskudd. Avregningsprisen er et resultat av oppnådd klassifisering på grunnlag av kvalitet, fettmengde og vektgruppe.

Tap på grunn av rovdyr fører også til redusert produksjonstilskudd, avløsertilskudd og tilskudd til lammeslakt. Når sauer over 1 år blir tatt av rovdyr, må de erstattes av ungdyr som ikke er berettiget til produksjonstilskudd. Sauebrukeren får ikke tilskudd for lammeslakt for de ekstra lammene som må settes inn i avlen. En oppnår også mindre avløsertilskudd fordi grunnlaget her er voksne sauer over 1 år ved årsskiftet.

Livdyrverdi

Ved tap av lam som er påtenkt som livdyr, vil kostnadene være lik forskjellen i avlsverdi mellom det drepte dyret og det dyret som settes på i stedet. For lam som drepes av rovdyr og som ikke var tenkt påsatt eller solgt som livdyr, har vi ikke noe tap av livdyrverdi. Når voksne søyer drepes av rovvilt, beløper tapet seg til differansen i avlsverdi mellom søya og det lammet som blir påsatt i stedet.

Vekt- og kvalitetstap på gjenlevende lam

Redusert vekt på morløse lam vil være avhengig av tidspunktet i beitesesongen for når søya gikk tapt. Tidligere tap vil gi større vektreduksjoner enn sene tap. Dessuten kan buskaper som er utsatte for rovdyratap også ha dårligere beiteforhold enn buskaper uten slike tap.

Virkningen av rovdyratap for avlsarbeidet

Ved rovdyratap vil avlsarbeidet bli forstyrret. Rovdyrtap vil føre til et mindre selektivt utvalg av avlsdyr ved at flere lam må settes på, at utvalgspopulasjonen blir redusert eller en kombinasjon av disse. I tillegg vil avdråttene ved rovdyratap bli redusert som følge av endret alderssammensetning i buskapene.

Ved tap av voksne søyer må disse erstattes av flere påsatte livlam dersom størrelsen på buskapen skal opprettholdes. Normalt vil avdrått til en søye variere med alderen. En ekstraordinær utskiftning på grunn av rovdyr tap vil derfor påvirke den samlede avdrått i en buskap. I tillegg vil det bli ekstra kostnader knyttet til oppal av unge dyr. En må også regne med at åringer vil kreve mer stell og ettersyn i og omkring lamming.

Dersom en buskap blir utsatt for ekstraordinære tap et enkelt år, vil en få en endret alderssammensetning i flere år framover i tid. Skal en få et fullstendig bilde av hvordan dette tapet påvirker det økonomiske resultatet, må en derfor studere effekten for flere år. Både inntektene og de variable kostnadene vil endres sammenlignet med om vi hadde hatt en alderssammensetning uten ekstraordinære tap.

På grunnlag av data fra Sauekontrollen viser det seg at slaktevekta for lam korrigert til 154 dagers alder har økt med 1,1 kg fra pr 2000 til 2012. Hovedårsaken til denne framgangen er avl. Det er ønskelig at avlsframgangen målt i økt slaktevekt for lammene skal fortsette, og at man kan ha flest mulig slakteklare lam rett fra utmarksbeite. Kullstørrelsen i Sauekontrollen har økt med 0,2 – 0,3 fødte lam per lamming fra år 2000 til 2013. Nå vil en ikke ha flere lam per søye, og dette er derfor ikke lenger noe avlsmål. I Sauekontrollen har gjennomsnittlig slakteklasse økt med 3 klasser fra O+ i år 2000 til R+ i 2012. Mesteparten av dette skyldes ifølge fagpersoner ikke avl, men derimot bedre utplukking av lam for slakting om høsten og bedre føring av lammene før slakting.

Ved rovdyr tap vil avdrått til det enkelte dyr direkte bli påvirket av aktiviteten til rovdyprene. Avlsindeksene i buskapen blir mer usikre fordi lammene får færre halvøsken. Avlsindeksene bygger på informasjon fra mor, far, dyret selv og et antall halvøsken.

Andre kostnader

Ved rovdyrangrep oppstår det merarbeid gjennom utvidet tilsyn, leting etter savnede dyr, tapsdokumentasjon, sanking og flytting av sau, m.v. Arbeidsforbruket blir også større med økende tap. I tillegg vil det også være en del andre elementer knyttet til de samlede kostnadene i forbindelse med rovvilt tap. Dette kan være tap relatert til endret og mer uforutsigbar arbeidssituasjon, høyere veterinærkostnader på heimkomne skadde dyr og mer kostnader til kjøring. Dessuten kan problemer med rovdyr føre til økte administrative kostnader, tap av bjøller og klaver, økt batteribruk ved samband og psykisk belastning.

6.2 Satser for rovdyrerstatning

Hvert år utarbeider NIBIO et forslag til satser for rovdyrerstatninger for Miljødirektoratet. Forslagene til grunnverdier for sau og lam for 2015 er gjengitt i Tabell 6.1. Satsene dekker (både for sau og lam) slakteverdien m/distriktstilskudd og ullverdi.

Tabell 6.1: Grunnverdier sau og lam, kr per dyr

Sone for distriktstilskudd	1	2	3	4	5
Sats distriktstilskudd	0	4,55	7,35	13,30	13,80
Voksen sau og gimmer m/ull	870	1 000	1 090	1 270	1 280
Lam m. ull	1 170	1 260	1 310	1 420	1 430

Slakte- og ullvekter: For lam er det brukt slaktevekter tilsvarende Animalias gjennomsnittstall for slaktesesongene 2012, 2013 og 2014. For Sau er det beregnet et vektet gjennomsnitt for sau og ung sau slaktet i hele 2012, 2013 og 2014. Ullvektene tilsvarer dem som er fastsatt i retningslinjene til forskrift om erstatning for tap og følgekostnader når husdyr blir drept eller skadet av rovvilt.

Priser på ull og kjøtt: Ved fastsettelsen av pris pr kg kjøtt har en nyttet Norturas priser og prognose for ukene 36-43 i 2015. Prisen på sauekjøtt er en vektet gjennomsnittsberegning av prisen på "sau" og "Ung sau". Vekting av prisen er gjort ut fra antall kg slakta av henholdsvis «sau» og «ung sau». I følge opplysninger fra Animalia blir ca 23,8 % av dyr som er 1 år og eldre klassifisert som "Ung sau". For lam er det brukt slakteklasse R som grunnlag, mens for "Sau" og "Ung sau" har en lagt klasse R- til grunn. Dette er de gjennomsnittlige klassene for 2014, og vi finner det derfor mest korrekt å bruke disse. Spesielt klassifiseringen av lam har blitt bedre de siste årene. Grunntilskudd for sau og lam er så lagt til avregningsprisen. For ull har en nyttet anbefalt notering fra Nortura høsten 2015, høstull av cross-bredtype, kl c1.

Med hensyn til produksjonstilskudd sau, avløsertilskudd sau og tilskudd til lammeslakt viderefører Jordbruksavtalen 2015-2016 prinsippene fra de siste års avtaler. Det gjør at tapt produksjonstilskudd for sau over 1 år og tapt tilskudd for lammeslakt må inngå i erstatningssatsene. Det samme gjelder også for tapt avløsertilskudd der grunnlaget er voksne sauer over 1 år. Det utbetales nå produksjonstilskudd og avløsertilskudd med grunnlag i antall sauer over 1 år pr. 1. januar. Satsene for produksjonstilskuddet er: 1 – 100 sau: kr 1030 pr. dyr, over 100 sau: kr 250 pr. dyr.

Sauer over 1 år som blir tatt av rovdyr må erstattes av ungdyr som ikke er berettiget til produksjonstilskudd. Ut fra strukturen i besetningene i landet, kan det beregnes en gjennomsnittssats. 90 % av saue-ene er i gruppen 1 –100 sauer over 1 år mens 10 % er i gruppen over 100 sauer over 1 år. De elementer som inngår i erstatningssatsen er basert på gjennomsnittsberegninger, og det er mest praktisk at det også blir gjort for produksjonstilskuddet, avløsertilskuddet og tilskudd til lammeslakt. Vi vil da foreslå følgende beregningsmåte for sau når det gjelder produksjonstilskuddet:

1 – 100 sau over 1 år:	Kr. 1030 x 90%	=	Kr. 927,-
Over 100 sau over 1 år:	Kr. 250 x 10%	=	Kr. 25,-
Til sammen, avrundet:			Kr. 952,-

I følge sauekontrollen ligger gjennomsnittlig påsett på ca 25 %, det vil da si at det er 25 % sjanse for at den sauen som erstattes ville blitt utrangert og 75 % sjanse for at den ikke ville blitt utrangert. Dette vil føre til at produksjonstilskuddet pr. sau som må erstattes blir 75 % av kr 952,- dvs. kr 714,- pr. sau.

Avløsertilskuddet utgjør kr. 514 pr. voksen sau over 1 år. Maksimalt tilskudd er kr. 74 200,- og til det må en ha 144 sauer over 1 år. Med bakgrunn i de som søkte om produksjonstilskudd, kan vi anslå at ca. 96 % av buskapene i landet er mindre enn dette. Med samme gjennomsnittsberegning som for produksjonstilskuddet får vi følgende sats for tapt avløsertilskudd:

Under 144 sau over 1 år	Kr. 514 x 96 %	=	Kr. 493,-
Over 144 sau over 1 år	Kr. 0 x 4 %	=	Kr. 0,-
Til sammen			Kr. 493,-

Med 25 % påsett er det avløsertilskudd som må erstattes 75 % av kr 493,- dvs. kr 370,- pr. sau.

Tilskuddsatsene for lam som blir levert til slakt er nå kr 500,- pr. lam i klasse O eller bedre og ingen-ting for lam i klasse O-, P+, P og P-. 95,6 % av lammene er klassifisert i klasse O eller bedre, 4,4 % er i klassene O-, P+, P og P-. Dette må bli en del av grunnlaget for erstatningsberegningene og vi vil foreslå følgende beregningsmåte for lam:

Lammetillegg klasse O og bedre	Kr. 500 x 95,6 %	=	Kr. 478,-
Lammetillegg klasse O-, P+, P og P-	Kr. 0 x 4,4 %	=	Kr. 0,-
Til sammen, avrundet			Kr. 478,-

I jordbruksavtalen for 2015/16 ble det vedtatt en omlegging av utbetaling av lammetilskuddet. Det skal nå utbetales som en del av slakteoppgjøret. Tidligere har det blitt utbetalt i juni året etter leveransen

om høsten, men 2016 blir et overgangsår. Produsenten får i 2016 utbetalt halv sats for lammetilskudd for leveranse høsten 2015, med utbetaling i juni 2016. For leveranse gjennom 2016 blir det utbetalt halv sats sammen med slakteoppgjøret. For 2017 blir det utbetalt full sats pr slakt igjen sammen med slakteoppgjøret. For brukere som opplever rovdyr tap i 2015 blir da tapt utbetalt lammetilskudd halvparten av kr 478,- dvs. kr 239,- pr lam.

Tapte søyer må erstattes med lam, dette fører igjen til mindre lammetall for neste år. Sauekontrollen for 2014 viser at sauer som føder for første gang får 0,59 stk mindre lam om høsten enn eldre sauer, tapt lammetillegg blir da $\text{kr } 239,- \times 0,59 \text{ stk.} = \text{kr } 141,-$.

Pr. søye som blir erstatta blir samla tap av produksjonstilskudd sau, avløsertilskudd sau og lammetilskudd for mindre lammetall $\text{kr } 714,- + \text{kr } 370,- + \text{kr } 141,- = \text{kr } 1\,225,-$.

I tillegg til de satsene som er nevnt ovenfor, skal sauebrukerne ved rovvilt skader også ha kompensert for økt arbeidsforbruk og andre følgekostnader.

Tabell 6.2 viser hva en sauebruker får utbetalt for en sau og et lam som leveres til slakteriet. Prisen som produsentene oppnår for sauekjøtt, er lik netto avregningspris inkludert grunntilskudd. Distrikts-tilskudd for kjøtt kommer i tillegg i de områdene av landet hvor dette utbetales.

Tabell 6.2: Satser og typiske beløp en sauebruker får utbetalt for en sau og et lam levert til slakteri.

Produkt	Vekt (Kg)	Pris (Kr/kg)	Sum (Kr)
Voksen sau og gimrer			
Slakt	30,0	25,10	753,-
Ull	2,2	52,30	115,-
Sats uten distriktstilskudd avrundet			868,-
Lam			
Slakt	18,5	59,70	1104,-
Ull	1,3	52,30	68,-
Sats uten distriktstilskudd avrundet			1172,-

6.3 Rovvilterstatninger

De samla rovvilterstatningene til saueholdet varierer fra år til år (Tabell 6.3). I perioden fra 2006 til 2015 har de samla utbetalingene variert mellom 51 millioner kroner (i 2015) og nær 78 millioner kroner i 2007. I 2015 ble det søkt om erstatning for færre rovdyr tatte sau og lam enn i årene før. Dessuten ble en lavere prosentandel av de tapte dyrene erstattet i 2015 enn i årene før.

Tabell 6.3: Samlet utbetaling til erstatning for sau og lam tatt av rovdyr 2006 – 2015. Kilde: Rovbase

År	Beløp (Kr)	Andel per rovviltart (%)					
		Gaupe	Jerv	Bjørn	Ulv	Kongeørn	Uspesifisert
2006	66 979 056,-	24.0	43.2	15.9	0.5	2.9	13.6
2007	77 719 076,-	24.4	37.4	16.5	6.0	3.4	12.3
2008	68 018 138,-	31.3	32.7	16.6	1.3	3.0	15.2
2009	75 308 304,-	29.3	28.4	20.4	5.0	4.0	13.0
2010	72 924 723,-	26.5	28.5	14.4	4.6	4.6	21.5
2011	68 055 970,-	24.9	34.8	12.7	4.8	6.1	16.6
2012	61 020 072,-	23.2	28.0	11.5	8.5	8.0	20.9
2013	74 131 441,-	23.0	27.7	13.2	11.1	7.7	17.4
2014	64 432 977,-	20.7	36.8	7.2	8.7	7.1	19.5
2015	50 982 720,-	22.7	32.1	9.7	8.4	8.2	19.0

Om disse utbetalingene gir det riktige bildet av hvilke kostnader rovviltet forårsaker for saueholdet er vanskelig å si i og med at mye av erstatningene baserer seg på skjønn. I tillegg til kostnader for selve saueføringen er det også betydelige kostnader knyttet til selve rovdyrforvaltningen og det offentlige byråkratiet.

Erstatning etter Naturmangfoldlovens § 19

Naturmangfoldloven (LOV-2009-06-19-100) slår fast at staten har erstatningsansvaret når husdyr og tamrein blir drept av fredet rovvilt. Lovens § 19 er kortfattet og konkret: «Når husdyr og tamrein blir drept eller skadet av rovvilt, yter staten full erstatning for tapet og følgekostnadene i samsvar med forskrift gitt av Kongen». I praksis kompliseres dette enkle prinsippet av at det kan være vanskelig å dokumentere tapsårsak når husdyr og tamrein tas av rovvilt. Mange dyr blir ikke gjenfunnet. Andre blir funnet, men etter så lang tid at tapsårsaken ikke lar seg fastslå. I praksis må kadaver gjenfinnes raskt om dødsårsaken skal bestemmes med sikkerhet.

Problemstillingene knyttet til dokumentasjon av tapsårsak ved erstatning skal håndteres på grunnlag av a) Forskrift om erstatning for tap og følgekostnader når tamrein blir drept eller skadet av rovvilt (FOR-2001-05-04-468); og b) Forskrift om erstatning når husdyr blir drept eller skadet av rovvilt (FOR-2014-05-30-677). I begge forskrifter gis det anledning til å yte erstatning selv om tapsårsaken ikke er dokumentert dersom omstendighetene tilsier at tapet skyldes fredet rovvilt. Det skal i så fall gjøres fradrag for påregnelige tap av andre årsaker.

I forskrift for erstatning for husdyr er påregnelige tap definert i § 2 pkt d) som «normaltap: tapet av husdyr som erfaringsmessig inntreffer i besetningen på utmarksbeite uten forekomst av rovvilt» (hvor rovvilt på sin side er definert i § 2 pkt b) som «gaupe, jerv, bjørn, ulv og kongeørn»). Forskriften slår i § 6 fast at husdyr alltid er å anse som drept av rovvilt når dette er fastslått av SNO. I tillegg slår forskriften i § 7 fast at alle tap ut over normaltapet er å anse som tap til rovvilt når følgende kriterier er oppfylt:

- a) beiteområdet har fast bestand av rovvilt,
- b) det er påvist regelmessig rovviltsskade på husdyr i beiteområdet i beitesesongen,
- c) tapsbildet er sammenfallende med kunnskap og erfaring om skademønster voldt av tilstedeværende rovviltart og
- d) tapsbildet er sammenfallende med sammenlignbare besetninger i beiteområdet eller nærliggende beiteområder.

Dersom ett eller flere av kriteriene ikke er oppfylt, anses rovvilt i henhold til § 8 å være årsaken til tapet når øvrige omstendigheter viser en sannsynlighetsovervekt for at det enkelte dyr er drept eller skadet av rovvilt. Ved lesning fremstår forskriften med tilhørende retningslinjer som streng. Funn av skadde eller drepte dyr innenfor beiteområdet, der SNO har påvist at fredet rovvilt er dødsårsak (i henhold til § 6) er en forutsetning for erstatning etter § 7. Benyttes § 7 må alle kriterier under dene paragrafen være oppfylt. I motsatt fall benyttes § 8 om sannsynlighetsovervekt.

Praktiseringen av forskriften oppleves i beitenæringen som uforutsigbar og i mange tilfeller også som urimelig. Dette er belyst gjennom rettsprosessen i den såkalte «Krokann-dommen» i 2013. Sauebonde Ola Krokann fikk etter tap i beitesesongen 2008 avslag fra Fylkesmannen på søknad om erstatning fratrukket normaltap. Etter at vedtaket ble påklaget ble det omgjort av Direktoratet for naturforvaltning, som innvilget delvis erstatning. Krokann reiste så, sammen med ni andre husdyreiere, gruppesøksmål mot staten i 2011. Dette gruppesøksmålet ble avvist av Sør-Trøndelag tingrett. Partene ble deretter enige om å reise Krokanns sak som pilotsak i 2012. Stevning ble tatt ut i april 2012, med Norsk Sau og Geit som partshjelper. Senere gikk også Norsk Bonde- og Småbrukarlag og Norges Bondelag inn som partshjelpere i saken. Sør-Trøndelag tingrett avsa 2. januar 2013 dom hvor vedtaket fra Direktoratet for naturforvaltning om delvis innvilget erstatning ble kjent ugyldig.

Staten ved Miljøverndepartementet anket dommen til lagmannsretten. Frostating lagmannsrett forkastet i sin domsbeslutning statens anke (LF-2013-41160). I sine bemerkninger anfører lagmannsretten blant annet at skjønnsutøvelsen i Direktoratet for naturforvaltning ikke var i tråd med gjeldende erstatningsforskrift. (Denne forskriften FOR-1999-07-02-720 er senere endret og erstattet av FOR-2014-05-30-677). Lagmannsretten skriver videre at størrelsen på den delvise innvilgelsen av erstatningssaken etter klage fremstår nærmest vilkårlig satt. Lagmannsretten stiller også spørsmål ved om det er riktig å begrense vurderingen av situasjonen i et område til det aktuelle beitelaget. Alternativet er å ta hensyn til situasjonen innenfor et større område. Lagmannsretten skriver at «det kan være relevant å se hen til dokumenterte rovvilttap i tilgrensende beiteområder» fordi avgrensningen ellers vil «være noe tilfeldig i forhold til rekkevidden av jervens bevegelser. Det må legges til grunn at hele det aktuelle fjellområdet har fast tilhold av jerv» (LF-2013-41160, s. 11).

Lagmannsrettens konklusjon var at Direktoratet for naturforvaltning ved behandling av Krokanns søknad om erstatning ikke hadde foretatt en skjønnsutøvelse i samsvar med forutsetningene. Lagmannsretten påpekte også saksbehandlingsfeil i form av mangelfull utredning av det faktiske grunnlaget for skjønnnet. Randsoneproblematikken som er påvist i kapittel 5 understøtter for øvrig lagmannsrettens poeng om at det i erstatningssaker kan være relevant å ta hensyn til rovvilttapet i tilstøtende områder.

I ettertid har advokatfirmaet Lund & Co DA gjennomgått om lag femten erstatningssaker hvor vedtak er fattet etter Krokann-dommen. I gjennomgangen vurderer firmaet Miljødirektoratets vedtak som generelt bedre begrunnet enn vedtak fattet av Fylkesmannen. Det pekes imidlertid på manglende sammenheng mellom situasjonsbeskrivelse og konklusjon i vedtakene fra Miljødirektoratets side. Hos Fylkesmannen fant firmaet at begrunnelsene for avslag bar preg av å være kortfattede, tilsynelatende standardiserte tekster. Slike begrunnelser gjør det vanskelig å forstå hvorfor erstatning ikke er innvilget, noe som på sin side fører til at det også er vanskelig å klage på vedtaket (Lundgaard 2016).



Kadaver av sau. Åstadalen. Løten (Hedmark). Dødsårsak ukjent. Foto: Michael Angeloff/NIBIO

I de femten sakene som ble gjennomgått av Lund & Co DA ser det ut til at forvaltningen i sine vedtak i økende grad viser til hvilke saksforhold som er av betydning ved vurdering av erstatningskrav. Firmaet stiller imidlertid spørsmål ved omfanget av den faktiske dokumentasjonen av disse forholdene i den enkelte sak. Gjennomgående rapporteres det at deler av tap erstattes men at erstatningene avkortes på tilsynelatende vilkårlig vis, en praksis som innebærer at normaltapet økes uten at grunnlaget for dette er dokumentert. Lund & Co DA mener dette ikke er i overensstemmelse med Krokann-dommen.

Vurdering av erstatningskrav etter forskriftene om erstatning er utfordrende. Det stilles store krav til systematisk dokumentasjon både hos den som søker om erstatning (om å sannsynliggjøre at rovvilt er årsak til tapet) og hos saksbehandlere (om skjønnsutøvelse og om å dokumentere grunnlaget for denne skjønnsutøvelsen). Det kan derfor vurderes om det kan utarbeides bedre systemer for å innhente og tilrettelegge grunnlagsdata til bruk både i søknadsarbeid og i saksbehandling. Videre synes det som om det er behov for bedre, mer objektive og etterprøvbare kriterier for å dokumentere grunnlaget for å heve normaltapet og avkorte erstatningsutbetalingene. Samtidig er det viktig at eventuelle forenklete systemer ikke senker kravet til ettersyn eller undergraver arbeidet med å få best mulig dokumentasjon av rovdyrtapene i beitenæringene.

En løsning kan være å etablere et beslutningsstøttesystem for rovvilterstatning. Et slikt system gir anledning til å detaljere normaltapsanslaget ved å skille mellom «kroniske» og «episodiske» tap. Kroniske tap forventes å være stabile over flere år, mens episodiske tap vil være knyttet til spesifikke, identifiserbare hendelser (knyttet til dyrehelse, værepisoder og rovdyr som ikke omfattes av erstatningsordningen). I tillegg kan data fra rovbase og andre kilder legges til rette på en måte som gir en standardisert vurdering av sannsynligheten for at rovdyr er tapsårsak i et område, blant annet ved å ta hensyn til avstander til kjente rovdyrforekomster, enkeltobservasjoner, forvaltningsområder og riksgrensen. Et slikt beslutningsstøttesystem for rovvilterstatning vil kunne være tilgjengelig både for dyreeiere og forvaltningen. Systemets beregninger vil ikke være endelige, men gir et godt dokumentert utgangspunkt hvor det både søker og saksbehandler kan konsentrere seg om å dokumentere og begrunne eventuelle avvik fra systemets anslag. Et slikt beslutningsstøtteystem antas å ville gi større forutsigbarhet for beitebrukere, forenkle saksbehandlingen i forvaltningen og bidra til å gi erstatningssystemet større legitimitet.

6.4 Økonomiske beregninger ved omstilling på grunn av rovvilt

Noen ganger er rovdyrtapene så store at det kan være aktuelt å se på alternativer til dagens bruk av beiteressursene. I de nordligste fylkene i landet har reindrifta betydelige problemer knyttet til rovdyr, men her er det ikke mulig å legge om til en annen produksjon som kan utnytte utmarksbeitene. Vi skal ikke se på reindrifta i denne omgang.

I tillegg til reindrift er det sauehold som har de største rovdyrtapene. Økonomien i saueholdet har blitt en god del bedre i løpet av de siste 10-15 årene. Dessuten er det en produksjon som mange gårdbrukere har god kunnskap om, og som ofte er en viktig del av brukerfamilienes livsstil. Når rovdyrproblemer blir store, kan det likevel være aktuelt å legge ned saueholdet.

Spørsmålet er hva en da skal bruke gårdens driftsapparat og grovfôrressurser til. Hvis en sauebruker får tilbud om omstilling, vil han kunne få kjøpe statlig melkevote. Teoretisk sett kan en sauebruker legge om til kumelkproduksjon. Men grovfôravlingene på et sauebruk med 200 vinterfôra sauer vil bare gi fôr til knapt 15 melkekyr. Og det er få eller ingen som bygger ny driftsbygning i dag for en så liten produksjon. Derfor har vi ikke gjort noen beregninger for en overgang til melkeproduksjon. Derimot har vi regnet på hvordan det vil gå hvis en sauebruker legger om til ammekuproduksjon.

Overgang fra sauehold til ammekuproduksjon

En måte å utnytte grovfôrressursene, er å gå over til ammekuproduksjon. Vi har gjort beregninger for hvordan det vil slå ut økonomisk hvis en gårdbruker slutter med sau og går over til storfékjøttproduksjon. Beregningene er gjort med planleggingsprogrammet NORKAP. Programmet er egnet for å beregne økonomien etter en driftsomlegging og/eller investeringer på et enkelt gårdsbruk. Vi har brukt standard dekningsbidragskalkyler for sauehold og for ammekuproduksjon for ulike geografiske områder. Disse kalkylene er tilpasset data fra driftsgranskingene i jordbruket.

En sauebruker i Nord-Norge som driver godt, vil ha mange lam som er slaktemodne når de kommer heim fra utmarksbeite om høsten. For ammekuproduksjonen i Nord-Norge, er beitesesongen kort i forhold til det som er ønskelig og kortere enn det som er tilfelle på Østlandet. Derfor skulle en kanskje tro at det er mer lønnsomt å begynne med ammeku-produksjon på Østlandet enn i Nord-Norge. Spørsmålet er om dette faktisk stemmer. I Nord-Norge får en mer i produksjonstilskudd per dekar innmarksareal og mer i distriktstilskudd til kjøtt og dette vil påvirke resultatet.

Tabell 6.4 viser at driftsoverskuddet blir betydelig lavere hvis en erstatter 50 vinterfôra sau med ammekyr. Dette gjelder både for Nord-Norge og for Østlandet. Vi har forutsatt at driftsbygningen må opprustes for 100 000 kroner. Bortsett fra leid arbeid har vi lagt inn de samme faste kostnadene for sauene som for ammekyrne. Kostnadene i grovfôrproduksjonen vil være like stor som før. Arbeidsforbruket for ammekyrproduksjonen vil være betydelig lavere enn for saueholdet. Derfor har vi lagt inn lavere kostnader til leid hjelp for ammekyr.

De som driver med ammekyr, får et driftstilskudd. Men dette gjelder bare hvis de har mer enn fem ammekyr. I vårt tilfelle vist i Tabell 6.4, har en fått noe driftstilskudd for ammekuproduksjon. I tabell 6.5 har vi forsøkt å beregne hvordan det vil gå hvis vi erstatter 100 vinterfôra sauer med ammekyr. Her har vi forutsatt at driftsbygningen må opprustes for 200 000 kroner. Også i dette tilfellet vil driftsoverskuddet gå betydelig ned hvis en går over til ammeku-produksjon. I vårt tilfelle vil en få utbetalt et driftstilskudd til ammekuproduksjonen på vel 24 000 kroner.

Også når vi regner på eksemplet med driftsomlegging av et sauebruk på 200 vinterfôra sauer, får vi lavere driftsoverskudd for ammekuproduksjonen. Her har vi bygd om driftsbygningen for kr 400 000. Tabell 6.6 viser at vi må opp i en såpass buskapsstørrelse for at en kan oppnå et visst driftsoverskudd i denne storfékjøttproduksjonen. Men økonomien er fremdeles dårligere enn det som var tilfelle i saueholdet.

Også storfe kan være utsatt for rovdyr. De kan bli skadet og i ytterste fall også drept av bjørn og ulv. Men totalt sett er tapene for storfe på utmarksbeite langt lavere enn for sau. For en sauebruker som er svært plaget med rovdyrtap, er situasjonen ofte vanskelig. Ikke minst er det en psykisk belastning å oppleve at mange av dyrene en har stelt med, blir rovdyrmat. Da kan det være aktuelt å gå over til f.eks. ammekuproduksjon. For mange kan det være svært viktig at innmarksarealene blir slått og ikke gror til. Men økonomien vil bli dårligere med ammekyr enn med sauehold.

Arbeidsforbruket i ammekuproduksjonen er lavere enn i saueholdet. Et bruk på 200 vinterfôra sau har i følge driftsgranskingene i jordbruket et gjennomsnittlig arbeidsforbruk på vel 2 500 timer. Av dette står brukerfamilien for vel 1 900 timer. Et bruk med 17-18 ammekyr har et arbeidsforbruk på vel 1 800 timer hvorav brukerfamilien står for 1 400 timer. En overgang fra sauehold til ammekuproduksjon, vil frigi en del arbeidskraft. Denne ledige arbeidstiden kan brukerfamilien bruke til mer lønnsarbeid eller annen næringsvirksomhet.

Tabell 6.4: Økonomisk resultat ved overgang fra 50 vinterfôra sauer til ammekuproduksjon

	Østlandet		Nord-Norge	
	Sauehold	Ammekyr	Sauehold	Ammekyr
Antall vinterfôra sauer	50		50	
Antall ammekyr		4,65		4,17
Totalt antall dekar	83	83	82	82
Inntekter fra produksjonene	83 100	64 979	84 090	56 159
Produksjonstilskudd	156 661	85 015	171 277	111 249
Andre inntekter	10 000	10 000	5 000	5 000
Sum jordbruksinntekter	249 761	159 994	260 367	172 409
Leid arbeid	24 000	10 000	30 000	10 000
Drivstoff og olje	10 000	10 000	8 000	8 000
Maskinleie	11 000	11 000	15 000	15 000
Leie av jord	4 000	4 000		
Vedl.hold mask./ redskap	16 000	16 000	16 000	16 000
Vedl.hold av driftsbygning	10 000	10 000	8 000	8 000
Vedl.hold av jord og grøfter	4 000	4 000	1 000	1 000
Avskrivn. mask./ redskaper	19 000	19 000	20 000	20 000
Avskrivning driftsbygninger	16 000	19 333	7 000	10 333
Andre faste kostnader	40 000	40 000	30 000	30 000
Sum faste kostnader	154 000	143 333	135 000	118 333
Sum variable kostnader	45 422	35 537	42 335	33 610
Sum kostnader	199 422	178 871	177 335	151 944
Driftsoverskudd	50 340	-18 877	83 032	20 465

I kalkylene vi har brukt, er det lagt inn tall for gjennomsnittsbbruk. For dem som er dyktige nok, er det mulig å oppnå betydelig bedre økonomisk resultat. Grovfôravlningene per dekar i saueholdet er forholdsvis lave, men tilsvarende avlinger for ammekuproduksjonen på Østlandet, er bare litt høyere. Derfor har vi brukt samme avlingsnivå både for saueholdet og for ammekuproduksjonen.

Hvis flere sauebruk i samme bygd legger ned, vil det være arealer nok for at ett bruk kan satse stort og bygge ut for melkeproduksjon eller ammekuproduksjon. Da må det bygges en helt ny driftsbygning og det må investeres i maskiner. Bare en driftsplan si om en slik utbygging vil være lønnsom. En strukturendring av jordbruket gir færre arbeidsplasser i næringen og vanligvis også for bygda totalt sett.



Storfe på beite i Sør-Fron (Oppland). Foto: YngveRekdal/NIBIO

Tabell 6.5: Økonomisk resultat ved overgang fra 100 vinterfôra sauer til ammekuproduksjon

	Østlandet		Nord-Norge	
	Sauehold	Ammekyr	Sauehold	Ammekyr
Antall vinterfôra sauer	100		100	
Antall ammekyr		9,35		8,34
Totalt antall dekar	165	165	167	167
Inntekter fra produksjonene	166 200	130 657	168 180	112 319
Produksjonstilskudd	319 223	202 774	347 954	237 444
Andre inntekter	16 000	20 000	10 000	10 000
Sum jordbruksinntekter	501 423	353 431	526 134	359 762
Leid arbeid	48 000	20 000	60 000	20 000
Drivstoff og olje	20 000	20 000	16 000	16 000
Maskinleie	30 000	30 000	30 000	30 000
Leie av jord	8 000	8 000		
Vedl.hold mask./ redskap	30 000	30 000	35 000	35 000
Vedl.hold av driftsbygning	17 000	17 000	14 000	14 000
Vedl.hold av jord og grøfter	6 000	6 000	2 000	2 000
Avskrivn. mask./ redskaper	33 000	33 000	30 000	30 000
Avskrivning driftsbygninger	33 000	39 667	24 000	30 667
Andre faste kostnader	70 000	70 000	56 000	56 000
Sum faste kostnader	295 000	273 667	267 000	233 667
Sum variable kostnader	90 844	71 457	84 670	67 220
Sum kostnader	385 844	345 124	351 670	300 887
Driftsoverskudd	115 579	8 307	174 464	58 875



Storfe. Voss (Hordaland). Foto: Michael Angeloff/NIBIO

Tabell 6.6: Økonomisk resultat ved overgang fra 200 vinterfôra sauer til ammekuproduksjon

	Østlandet		Nord-Norge	
	Sauehold	Ammekyr	Sauehold	Ammekyr
Antall vinterfôra sauer	200		200	
Antall ammekyr		18,65		16,66
Totalt antall dekar	329	329	333	333
Inntekter fra produksjonene	332 400	260 615	336 360	224 369
Produksjonstilskudd	594 806	411 328	634 068	454 912
Andre inntekter	27 000	40 000	20 000	20 000
Sum jordbruksinntekter	954 206	711 942	990 428	699 280
Leid arbeid	92 000	40 000	90 000	40 000
Drivstoff og olje	40 000	40 000	32 000	32 000
Maskinleie	42 000	42 000	42 000	42 000
Leie av jord	16 000	16 000		
Vedl.hold mask./ redskap	56 000	56 000	65 000	65 000
Vedl.hold av driftsbygning	24 000	24 000	25 000	25 000
Vedl.hold av jord og grøfter	7 000	7 000	4 000	4 000
Avskrivn. mask./ redskaper	65 000	65 000	70 000	70 000
Avskrivning driftsbygninger	62 000	75 333	37 000	50 333
Andre faste kostnader	110 000	110 000	105 000	105 000
Sum faste kostnader	514 000	475 333	470 000	433 333
Sum variable kostnader	181 687	142 532	169 340	134 280
Sum kostnader	695 687	617 865	639 340	567 613
Driftsoverskudd	258 519	94 077	351 088	131 667



Ammende ku. Vindafjord (Rogaland). Foto: Oskar Puschmann/NIBIO

Konklusjon økonomiske konsekvenser av rovdyrproblemet

NIBIO lager hvert år forslag til satser for rovdyrerstatningen for ulike husdyr som går på beite. Erstatningen skal dekke de tap som en gårdbruker lider når en sau eller et lam blir drept av rovdyr. Et sentralt spørsmål er om det er det riktige antall dyr som blir erstattet. Bare en del av de dyr det søkes erstatning for, blir erstattet. Hvor mange dyr som blir erstattet av Miljødirektoratet, baserer seg delvis på skjønn. Dette skyldes at bare en liten prosent av de dyrene som forsvinner på beite, finner en kadaver av.

Hvis rovdyr tapene blir for store, kan det være aktuelt å legge om driften til andre husdyrslag eller f.eks. bare grasproduksjon. For sauebrukerne er det mest aktuelt å gå over fra til ammekuproduksjon, men våre beregninger viser at dette ikke er lønnsomt. Da har vi ikke tatt hensyn til at enkelte sauebrukere kan få et omstillingstilskudd. Sauebrukere som vil omstille seg til annen produksjon i rovdyrrområder kan søke om et omstillingstilskudd. Dette er på kr 12 750,- per sau. Da forplikter en seg til å ikke drive med sau i de første 20 år. I 2015 ble det bevilget 7 mill. kr til dette formålet. Dette gir omstilling for 549 sau. Med andre ord er det foreløpig få gårdbrukere som kan få et slikt omstillingstilskudd. Derfor har vi ikke tatt hensyn til dette i våre beregninger i dette kapittelet.

Nåverdi er innenfor økonomien definert som dagens verdi av fremtidige kontantstrømmer. En kontantbeholdning vil normalt være mer verdt i dag enn i framtiden fordi man taper rente. Ved å bruke nåverdiberegninger, vil en nåverdi på 12 750,- kroner forutsette inntekter på kr 780,- i 20 år framover. En omstilling av saueholdet til annen produksjon, vil i de fleste tilfeller være for alltid. En nåverdi på kr 12 750,- forutsetter inntekter per år på kr 255,- i alle år framover hvis rentefoten er 2 %. Det er kanskje dette beløpet det er mest aktuelt å justere for, hvis en skal sammenligne dagens driftsoverskudd i saueholdet med det en kan oppnå med en alternativ driftsform på gården.



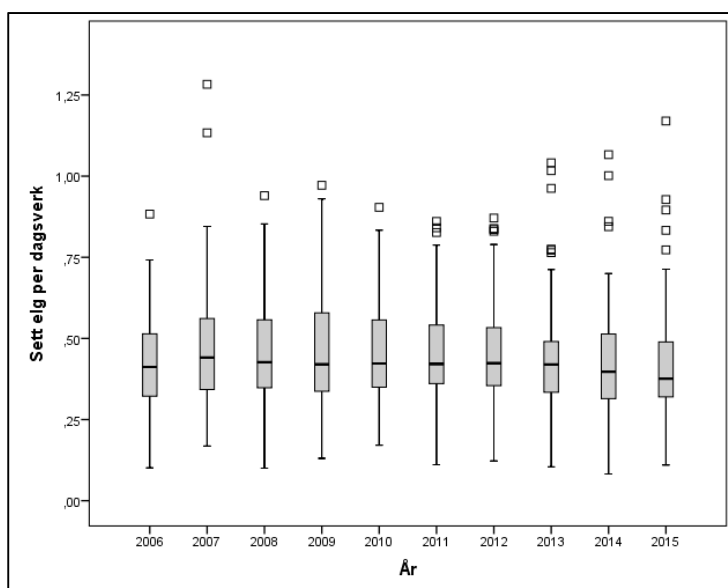
Storgrytdalen. Stor-Elvdal (Hedmark). Foto: Lars Østbye Hemsing/NIBIO

7 ELGJAKT

For eiere av skog og annen utmarkseiendom utgjør jakt en del av inntektsgrunnlaget. Jaktinntektene kan grovt sett deles i to kategorier. Den ene kategorien er rettighetsbaserte inntekter som består av jaktutbytte eller inntekt fra utleie av jaktrettighet og salg av jaktutbytte – primært kjøtt. Rettighetsbaserte inntekter tilfaller alle grunneiere med jaktrettigheter. Rettighetsbaserte inntekter er nært knyttet til jaktutbyttet, om enn med en viss fleksibilitet. Dette er tydeligst for elgjakt, der prisen kan være direkte knyttet til utbytte i form av slaktevekter. Den andre kategorien består av inntekter fra tjenester knyttet til jaktutleie. Dette spenner fra utleie av enkle skogshusvær til salg av jaktopplevelser. Kategorien er svært variabel, men krever en større grad av innsats enn rettighetsbaserte inntekter.

Rovviltbestandene kan påvirke inntektene knyttet til jaktrettigheter på flere måter. Når viltbestanden reduseres blir det mindre vilt å ta ut for grunneier selv. Arealet blir også mindre attraktivt og vanskeligere å leie ut. Markedsverdien på jaktretten, og dermed leieprisen, blir redusert. At det er ulv i et område vil også føre til redusert markedsverdi fordi jakt med hund blir mindre aktuelt. Tjenestebaserte inntekter vil også bli redusert og kan falle bort helt når det ikke er grunnlag for salg av tjenestene.

I følge Zimmermann et al. (2015) - gjengitt hos forskning.no i en artikkel datert 30.04.2015 - utgjør elgkjøtt «95 prosent av ulvens matfat. En ulvflokk dreper gjennomsnittlig mellom 100 og 144 elger i løpet av året [...] et ulvepar uten valper dreper omtrent like mange elg som en stor ulvflokk». På denne bakgrunnen kan det forventes at bestanden av ulv vil belaste elgbestanden. Dermed må jaktuttaget reduseres. Det vil føre til en reduksjon både i grunneiernes rettighetsbaserte inntekter og i tjenestebaserte inntekter fra jaktrettighetene.

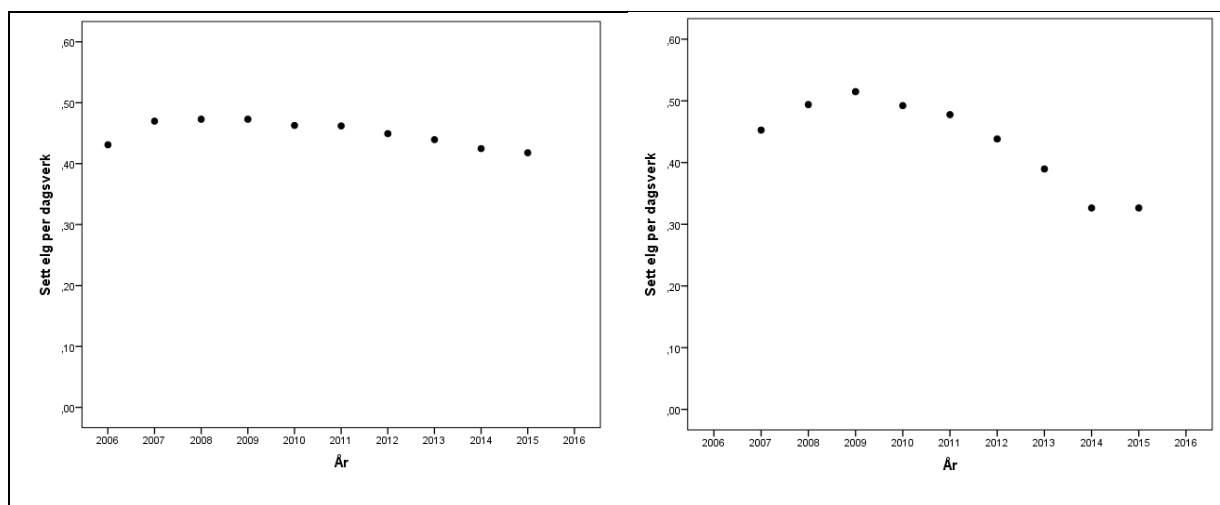


Figur 7.1. Sett elg per jegerdagsverk under elgjakt i perioden 2006 – 2015. Enhet: Kommunene i fylkene Østfold, Akershus, Hedmark og Oppland

Sammenhengen mellom rovviltbestand og inntektsgrunnlaget knyttet til jaktrettigheter er undersøkt ved hjelp av registerdata fra elgjakta i fylkene Østfold, Akershus, Oslo, Hedmark og Oppland i perioden 2006 til 2015. Studieområdet som helhet har noenlunde likeartede forutsetninger med hensyn til utvikling av elgstammen. Forvaltningsområdet for ulv ligger innenfor, og utgjør en del av regionen. Undersøkelsen benytter data fra Sett Elg rapporteringene i Hjorteviltregisteret som prosjektet har fått tilgang til hos Naturdata as etter avtale med Miljødirektoratet. Åmot Utmarksråd har supplert med data for kommunene Hamar, Løten og Åmot. Stor-Elvdal Grunneierforening har bidratt med data for

delar av sin kommune. Oppgård kommune er utelatt, idet data for denne kommunen ikke er egnet for analyse. Opplysningene som er benyttet er antall jegerdager og totalt antall sett elg per elgvald innenfor studieområdet. Disse er summert per år per kommune, som grunnlag for å beregne indikatoren «sett elg per jegerdagsverk». Endringer i «sett elg per jegerdagsverk» antas å være et akseptabelt mål på endringer i elgbestanden

Figur 7.1 viser fordelingen av «sett elg per jegerdagsverk» på kommunenivå under elgjakt i perioden 2006 – 2015. Antall kommuner i varierer noe fra år til år på grunn av mangler i registeret, men ligger mellom 80 og 85 kommuner per år. Sentraltendensen (målt som medianverdi og markert med horisontal strek i midten av hver boks) varierer noe, men ligger omkring 0.45 sett elg per jegerdagsverk. Det er en svakt fallende tendens mot slutten av perioden, men stor spredning og høy usikkerhet omkring en slik tendens for regionen som helhet.

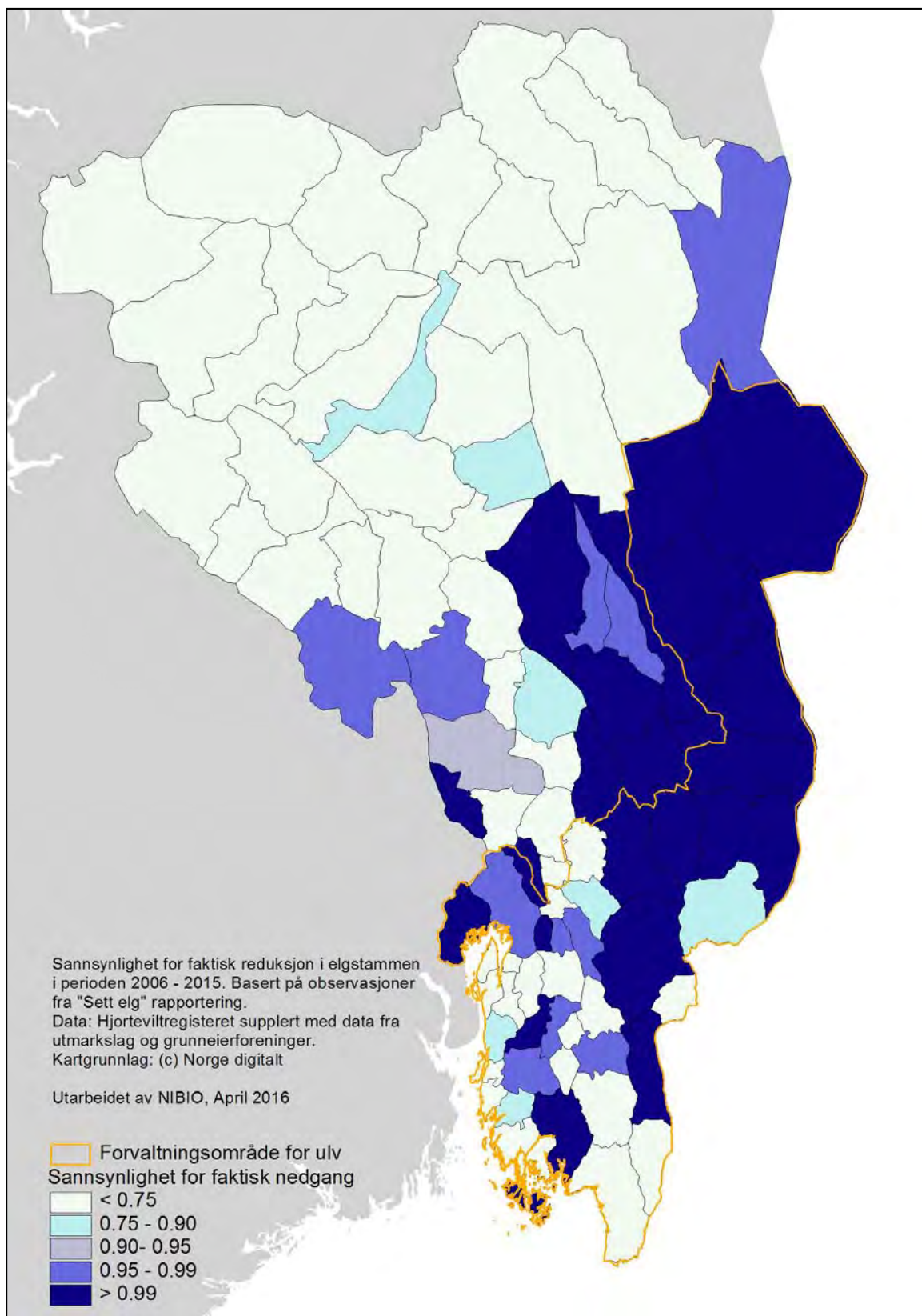


Figur 7.2. Sett elg per jegerdagsverk under elgjakt i fylkene Østfold, Akershus, Oslo, Hedmark og Oppland perioden 2006 – 2015 (til venstre) og i Kongsvinger (til høyre). Kilde: Hjorteviltregisteret.

Figur 7.2 viser også utviklingen av «sett elg per jegerdagsverk» under elgjakt i regionen i perioden 2006 – 2015. Grunnlaget for denne figuren er samme materiale som i Figur 7.1, men her er det beregnet et gjennomsnitt per år. For å undersøke om det er en påviselig utviklingstrend i materialet er det beregnet ei regresjonslinje for observasjonene. Stigningskoeffisienten til denne linja er et uttrykk for utviklingstendensen, og er tilsynelatende svakt fallende.

Til stigningskoeffisienten er det knyttet usikkerhet om hvorvidt det faktisk er en trend i materialet, eller om en tilsynelatende trend skyldes tilfeldig variasjon. Usikkerheten øker når observasjonene ikke ligger langs en rett linje. Det kan skyldes at det er stor spredning mellom observasjonene eller fordi de danner en ikke-lineær form. Denne usikkerheten kan beregnes.

Regresjonslinja i venstre del av Figur 7.2 har en stigningskoeffisient på -0.0037 og viser en fallende tendens. Spørsmålet er om denne koeffisienten ligger innenfor den naturlige variasjonen man må forvente selv om den virkelige koeffisienten knyttet til elgstammen er positiv. Dette ble testet med et konfidensintervall på 99 % ($p \leq 0.01$). Signifikansnivået er satt konservativt, slik at bare de klareste tilfellene aksepteres som uttrykk for en faktisk fallende tendens. I venstre graf i Figur 7.2 er 99 % konfidensintervallet $-\infty < x < 0.0019$. Det kan derfor ikke utelukkes at stigningskoeffisienten i dette tilfellet (dvs for regionen som helhet) i virkeligheten er positiv. Materialet gir ikke grunnlag for å hevde at elgbestanden i regionen som helhet (fylkene Østfold, Akershus, Oslo, Hedmark og Oppland) har hatt en fallende tendens gjennom perioden 2006 til 2015



Figur 7.4. Sannsynlighet for faktisk nedadgående trend i elgstammen, målt som sett elg per jegerdagsverk under elgjakt i perioden 2006 – 2015. Figuren gir ingen informasjon om størrelsen på nedgangen.

Den samme øvelsen ble deretter gjentatt for de enkelte kommunene i de fire fylkene. Kongsvinger er vist som et eksempel i høyre del av Figur 7.2. I denne kommunen økte «sett elg per jegerdagsverk» fram til 2009, men har deretter falt jevnt. Regresjonslinja viser en fallende tendens. I dette tilfellet er stigningskoeffisienten -0.0219 og 99 % konfidensintervallet $-\infty < x < -0.0057$. Det er med andre ord mindre enn 1 % sannsynlighet for at stigningskoeffisienten i virkeligheten er positiv. I dette tilfellet er det påvist en sannsynlighet for at det har vært en nedadgående trend i elgstammen i Kongsvinger i angjeldende periode. Kartet i Figur 7.4 viser resultatet av den kommunevise analysen, representert ved sannsynlighet for at det faktisk er en negativ trend i antall sett elg per jegerdagsverk i kommunen i perioden 2006 - 2015.

Man skal være oppmerksom på at denne figuren ikke gir noen informasjon om størrelsen på nedgangen – kun om regulariteten i endringen. De kommunene som er fargesatt i figuren peker ut de kommunene der det er en negativ trend i form av en jevn nedgang i elgbestanden over flere år. Hensikten er å identifisere de kommunene der det skjer en langsiktig reduksjon i elgbestanden.

Det er en opphopning av kommuner hvor sannsynligheten for at *Sett elg* rapportene faktisk viser en negativ trend innenfor forvaltningssonen for ulv fra Trysil i nord til Kongsvinger i sør og videre langs riksgrensen sørover i Akershus og Østfold, samt i kommunene på vestsiden av forvaltningssonen (Eidsvoll, Nord-Odal, Stange og Ringsaker).

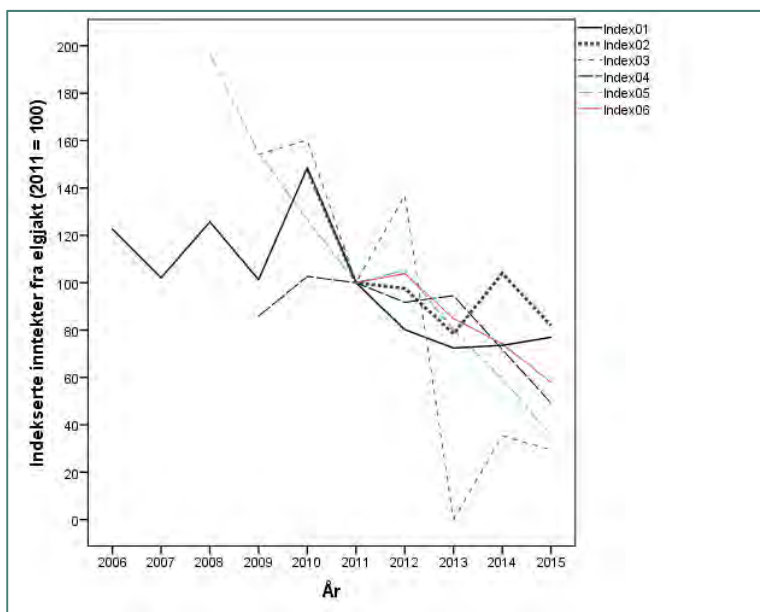
Det vil være flere årsaker til at elgbestanden reduseres. Både elgpåkjørsler, systematisk bestandsreduksjon for å unngå skogskader og andre faktorer bidrar til dette. Kunnskapen om at elg er en viktig del av matfatet til ulven, sammen med det faktum at den påviselige tilbakegangen skjer i områdene med mest ulv, sannsynliggjør imidlertid at rovdyrbestanden bidrar til reduksjonen i elgstammen. I tilknytning til rovviltbestandenes betydning for landbruket innebærer dette at jaktkvotene må reduseres. Dermed faller noe av inntektsgrunnlaget for landbruket i denne regionen bort.

Analysen gir indikasjon på en systematisk tilbakegang i elgstammen både innenfor store deler av forvaltningssonen for ulv og i nærområdene på vestsiden av forvaltningssonen. Grunneiere med inntekter fra jaktrettigheter vil også i disse kommunene kunne miste deler av inntektsgrunnlaget fra jaktrettigheter, på samme måte som grunneiere innenfor forvaltningssonen.

Inntekter fra elgjakt

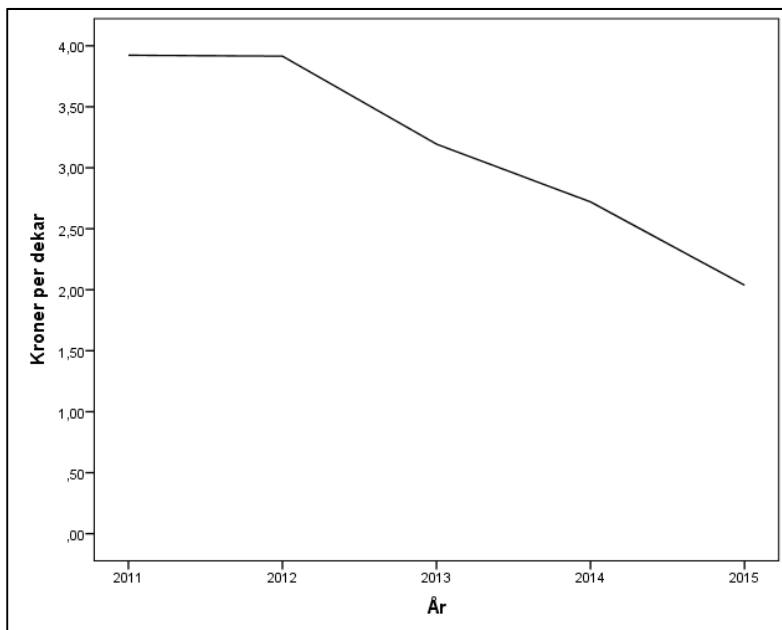
For å undersøke utviklingen i jaktbaserte inntekter nærmere har NIBIO fått tilgang til regnskapstall fra seks større grunneiere innenfor forvaltningssonen for ulv. Disse seks grunneierne utgjør ikke noe representativt, statistisk utvalg, men bidrar likevel til å belyse utviklingen i inntekt fra elgjakt. Eiendommene ligger spredt innenfor forvaltningssonen for ulv, fra Solør til Østfold. De nordligste delene av forvaltningssonen er således ikke representert. Størrelsen på eiendommene varierer fra om lag 10 000 dekar til snaut 100 000 dekar, med et snitt på om lag 45 000 dekar. Det er med andre ord snakk om store grunneiere. Dette er antagelig også den typen eiendommer hvor jaktinntekter vil ha størst betydning.

Figur 7.5 viser inntekt fra elgjakt for de seks eiendommene. For å kunne sammenligne eiendommene er inntektene indeksert til 2011-nivå (= 100). Valget av 2011 som basisår begrunnes i at dette er første året hvor det foreligger data for alle de seks eiendommene. Som inntekt regnes her utleie av jakt, salg av kjøtt, utleie av hytter, inntekter fra gjestejegere og skattemessig verdi av egen elgjakt. Det har vært en reduksjon i inntektene fra elgjakt på alle eiendommene etter 2011. Totalinntektene fra elgjakt for disse seks eiendommene var kr. 1 038 000,- i 2011. I 2015 var dette redusert til kr. 539 000,-, som er 52 % av nivået fra 2011. Inntekt per dekar fra elgjakt er beregnet fra og med 2011, det første året hvor det foreligger data fra alle seks grunneiere. Utviklingen er vist i Figur 7.6, som viser hvordan inntektene har falt fra kr. 3,92 per dekar i 2011 til kr. 2,04 per dekar i 2015.

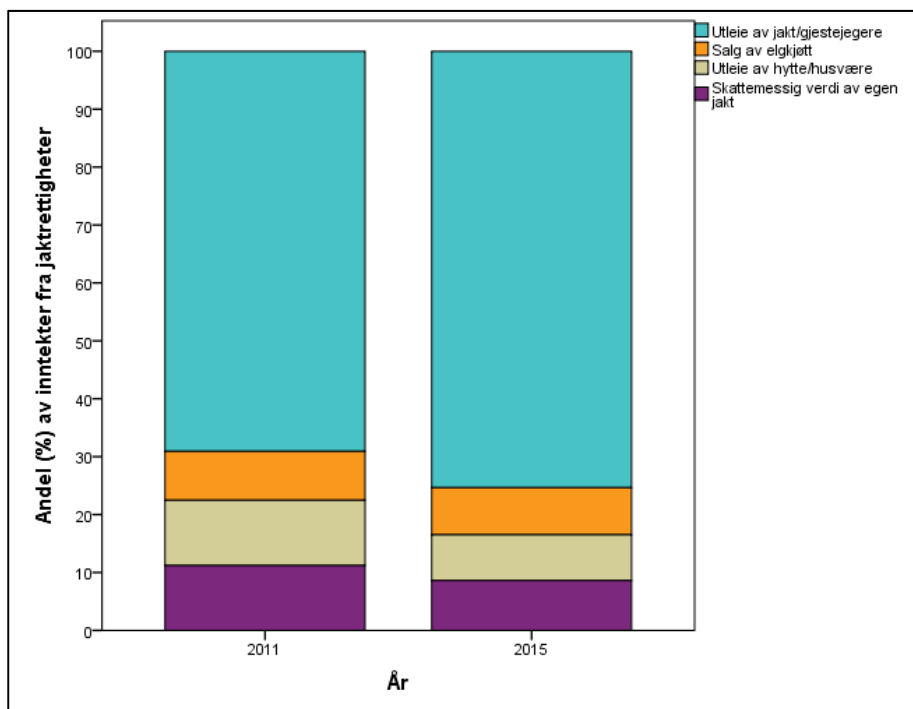


Figur 7.5. Utvikling av inntekt fra elgjakt for seks eiendommer innenfor forvaltningssonen for ulv, indeksert til 2011 nivå (100).

Ved tolkning av disse tallene må man ta hensyn til at dette er basert på regnskap fra store grunneiere. For mindre grunneiere vil inntekt per dekar være noe lavere fordi disse i mindre grad har tjenestebaserte følgeinntekter. For å kaste lys over dette er inntektene delt inn i kategorier i Figur 7.7. Her sammenlignes den relative betydningen av de ulike kategoriene i henholdsvis 2011 og 2015. I denne perioden er totale inntektene tilnærmet halvert (Figur 7.6). Utleie av jaktrettighet er i begge årene den viktigste inntektskilden, og utgjør 70 – 75 % av inntektene. Andelen har økt noe, idet betydningen av utleie av hytter og andre husvære, samt den skattemessige fordelingen ved egen jakt, er redusert.



Figur 7.6. Utvikling av inntekt fra elgjakt for seks eiendommer innenfor forvaltningssonen for ulv, indeksert til 2011 nivå (100).



Figur 7.7. Relativ betydning av ulike kilder til inntekt fra jaktrettighet (elgjakt) i 2011 og 2015 for seks undersøkte eiendommer innenfor forvaltningssonen for ulv.

For det store flertallet av grunneiere med jaktrett, vil inntektene være knyttet til utleie av selve jaktretten. Dette utgjorde om lag 70 % av inntektene i 2011, og om lag 75 % i 2015. Det innebærer en reduksjon fra kr. 2,75 per dekar i 2011 til 1,55 per dekar i 2015, et tap på kr. 1,20 per dekar.

I deler av østlandsregionen har det vært en villet reduksjon av elgstammen for å redusere beiteskader på skog. Dette er ikke tilfellet i områdene der de seks undersøkte eiendommene har sine jaktrettigheter. Samtidig ligger alle de seks eiendommene i områder der ulv er aktiv. Det er derfor grunn til å anta at det reduserte jaktutbyttet, og dermed også de reduserte inntektene fra elgjakt som er påvist her, skyldes rovvilt.

Konklusjon

Det har i perioden 2006 – 2015 vært en reduksjon i elgstammen i deler av østlandsregionen. Årsaken til nedgangen i elgstammen er antagelig sammensatt. Det er så vidt vi er kjent med ikke påvist alvorlig sykdom i elgstammen i regionen. Det kan være en økning i trafikkdrept elg eller krypskyting, uten at dette er undersøkt nærmere her. Det er kjent at det har vært en villet reduksjon av elgstammen i noen områder der det har vært alvorlige beiteskader på ungskog i vinterhalvåret.

Det er påfallende at områdene med jevn nedgangen i elgbestanden sammenfaller geografisk med de områdene der det er etablert ynglende ulveflokker, samt i de nærområdene rundt forvaltningssonen der det er dokumentert at ulv er årsaken til høyt tap av sau. Når rovdyrforskningen samtidig har slått fast at elg er en viktig del av ulvens diett, og at både flokker og streifende par kan ta opp mot 140 elg per år, er det overveiende sannsynlig at reetablering av ulv er en medvirkende og antagelig viktig årsak til reduksjonen i elgbestanden og dermed til reduserte inntekter for grunneiere med jaktrettigheter i disse områdene. Ved å undersøke regnskapene fra seks eiendommer i områder hvor det er vanskelig å finne andre årsaker (enn ulv) til redusert elgbestand er det funnet en reduksjon i inntekter fra jaktrettigheter på om lag kr. 1,20 per dekar. I tillegg kommer bortfall av inntekter fra tjenester knyttet til jakt.

8 BIRØKT

Om lag halvparten av den honningen som omsettes i Norge er produsert her i landet. Verdien av den årlige norske honningproduksjonen er i følge Norges Birøkterlag på om lag 120 millioner kroner. I tillegg bidrar birøkternæringen med pollinerings tjenester til frukt-, grønnsaks- og oljevekstproduksjonen.

Med hensyn til rovvilt er birøkternæringen utsatt for bjørnebesøk i bigården. Dette gjelder i særlig grad for vandrebigrårder (bigårder plassert i utmark i deler av sommerhalvåret) i grenseområdene mot Sverige. Bigårder som ødelegges av bjørn representerer både et vesentlig økonomisk tap og en psykisk belastning for birøktere som rammes.

For å undersøke hvordan rovviltbestandene har påvirket utviklingen i birøkternæringa vil det være naturlig å benytte to innfallsvinkler. For det første bør det undersøkes om noe av utviklingen i birøkternæringa kan forklares ut ifra nærhet til bestanden av bjørn. For det andre bør en undersøke utviklingen i bjørneskader på bigårder.

Antall birøktere

Det foreligger ingen fullstendig oversikt over birøkt i Norge. Bigårdsplasser skal i henhold til §4 i Forskrift om birøkt (FOR-2009-04-06-416) registreres i sentralt register opprettet av Mattilsynet. Ved nedleggelse skal dette innen 30 dager rapporteres til Mattilsynet. Dette gjelder også vandrebigrårder. Det er uvisst hvor godt denne forskriften er fulgt opp. Spesielt er det usikkert om nedlagte bigårder er registrert. Det sentrale registeret er derfor ikke egnet til å undersøke endring i antall og lokalisering av bigårder.

En alternativ indikator på omfanget av aktiv birøkt er statistikk fra refusjonsordningen for sukkeravgift. Ordningen omfatter alle birøktere med seks eller flere bikuber. Birøktere med færre enn seks kuber inngår ikke i statistikken. Videre er refusjonsordningen frivillig, og det vil være birøktere som er kvalifisert, men som likevel ikke søker om refusjon. Ordningen administreres av Norges Birøkterlag, som har stilt detaljerte data for perioden 2009 – 2015 til disposisjon. Disse danner grunnlaget for Tabell 8.1 som viser endring i antall birøktere og bikuber fra refusjonsordningen for sukkeravgift, henholdsvis innenfor og utenfor forvaltningsområdet for bjørn. Fordelingen er basert på birøkterenes postnummer.

Tabell 8.1: Endring i antall birøktere og bikuber innenfor refusjonsordningen for sukkeravgift. Aust-Agder er ikke med i grunnlaget. Materialet er inndelt i henhold til om søkers poststed faller innenfor eller utenfor forvaltningssonen for bjørn. Kilde: Norges Birøkterlag.

	Forvaltningssone for bjørn	2009	2015	Endring	(%)
Birøktere	Innenfor	44	31	-13	-29,5
	Utenfor	1254	1078	-176	-14,0
Bikuber	Innenfor	1577	1013	-564	-35,8
	Utenfor	41925	33945	-7980	-19,0

Data fra Aust-Agder er utelatt fra Tabell 8.1. Dette skyldes utbrudd av alvorlig sykdom på bier i Aust-Agder i 2010, som førte til at Mattilsynet vedtok avlaving av totalt ca 4 000 kuber i årene etter 2010. Det var også noen birøktere i Hedmark og Vest-Agder som ble rammet av dette.

Av totalt 1 109 søknader om refusjon av sukkeravgift fra andre fylker enn Aust-Agder i 2015, kom 31 (2,8 %) fra birøktere med postnummer innenfor forvaltningssonen for bjørn. I 2009 var tilsvarende tall 44 (3,4 %) av 1 298 søkere. Det betyr at antallet birøktere som søker om refusjon av sukkeravgift

og er bosatt innenfor forvaltningssonen for bjørn, er synkende og synker mer enn i landet for øvrig (når en ser bort fra Aust-Agder). Tilbakegangen innenfor forvaltningssonen for bjørn er på 29,5 %, mens den er på 14,0 % for landet som helhet med unntak av Aust-Agder.

Tilsvarende tall for antall bikuber viser at antallet sank med 35,8 % innenfor forvaltningssonen for bjørn. Utenfor forvaltningssonen (med unntak av Aust-Agder) sank antallet kuber med 19,0 %.

Birøktere bosatt innenfor forvaltningssonen for bjørn utgjør en liten andel av birøkterne i Norge. Forvaltningssonen er antagelig viktigere som vandringsområde for birøkt, i og med at den omfatter relativt store områder med alpin røsslynghei samt lav og lyngrike bjørke- og furuskoger med et betydelig innslag av røsslyng. Røsslyngen har lang blomstringstid som gir biene god tid til innhøstning. Vandrebigrårdene innenfor forvaltningssonen for bjørn benyttes også av birøktere med base utenfor sonen. Hvordan rovdyrproblematikken innvirker på disse lar seg vanskelig undersøke med tilgjengelige data.

Bjørneangrep på bigårder

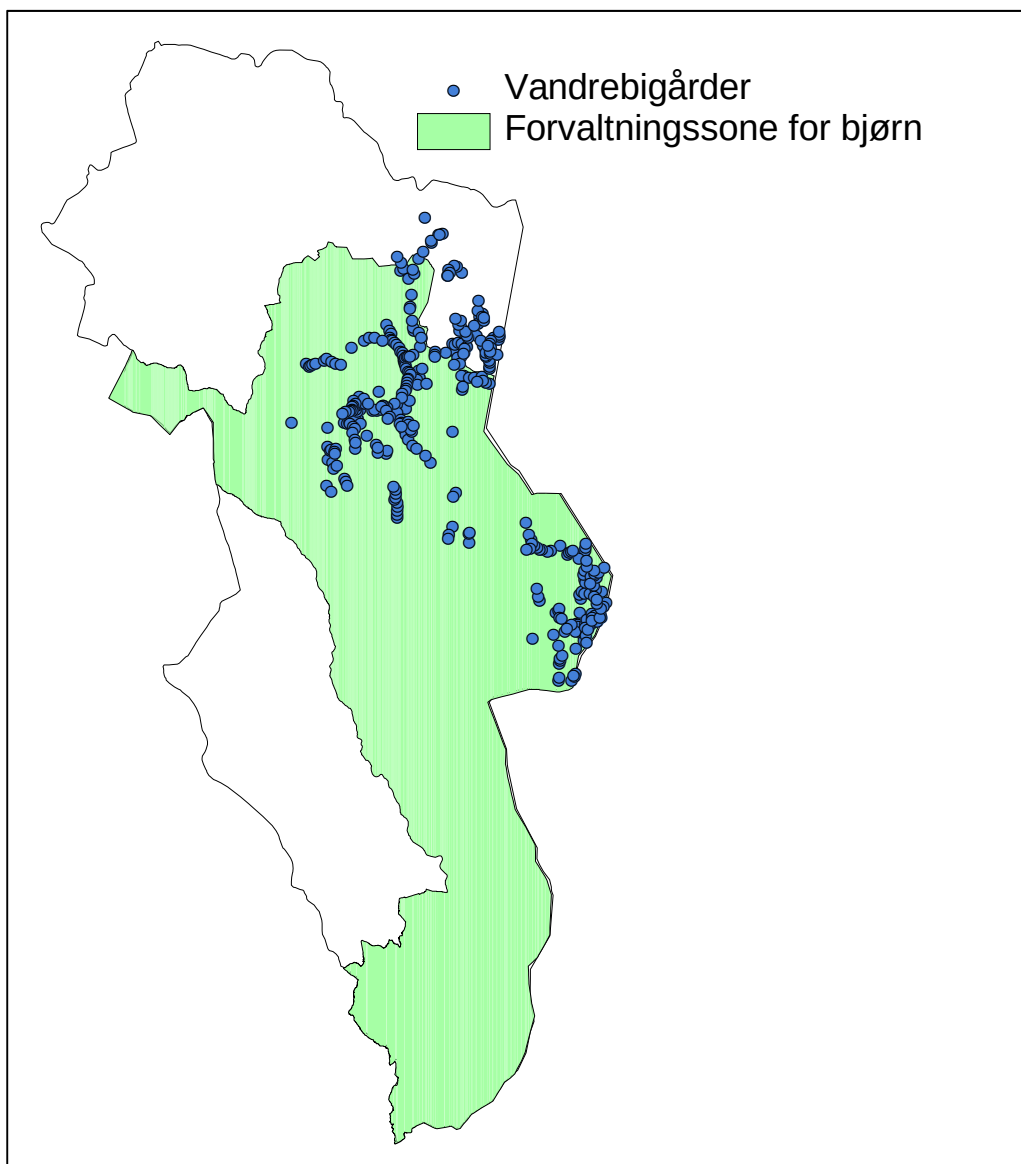
I Hedmark disponerer Hedmark Birøkterlag et antall lokaliteter for vandrebigrårder som leies ut til birøktere, også utenfor fylket. Antallet lokaliteter varierer noe fra år til år. Alle lokalitetene som var tilgjengelige for utleie i 2015 lå i områder med hyppig forekomst av bjørn. 306 (81,1 %) av 377 lokaliteter lå innenfor forvaltningssonen for bjørn, og de resterende 71 lokalitetene lå nær riksgrensen i nordlig del av fylket (Figur 8.1). Fylkeslaget samler inn noe statistikk om vandrebigrårdene, som publiseres på lagets hjemmeside www.hedbi.no. Her framgår det at 358 av totalt 365 tilgjengelige plasser ble utleid i 2014. Fylkeslaget understreker imidlertid at de ikke vet om disse plassene faktisk ble brukt. Plassene ble utleid til 114 ulike birøktere, hvorav 52 var bosatt i Hedmark. De øvrige var bosatt over hele Østlandsområdet, noe som viser vanskelighetene med å knytte rovdyrproblematikken til bosted.

Tabell 8.2: Antall rapporterte hendelser hvor vandrebigrårder er ødelagt i Hedmark. Kilde: www.hedbi.no

År	2010	2011	2012	2015
Antall	17	22	15	4

Fylkeslaget rapporterer om bjørneangrep (Tabell 8.2) gjennom en egen kartløsning. Det foreligger imidlertid ingen rapportplikt og det er uvisst hvor fullstendig dette materialet er. Hvis totalt antall vandrebigrårder disse årene var som i 2014 og 2015 (om lag 370) ligger andelen som utsettes for bjørneangrep mellom 1 og 5 %. Det er mulig at nedgangen i rapporterte bjørneangrep siste år skyldes innsatsen med forebyggende tiltak i form av inngjerding. Materialet er imidlertid ikke av en slik kvalitet at dette lar seg undersøke nærmere.

Om det er ønskelig med en bedre dokumentasjon av hvordan bjørnebestanden påvirker birøkternæringen, krever det et bedre datamateriale. Dette kan oppnås gjennom oppfølging av registreringskravet i §4 i Forskrift om birøkt ved at bigårdene i registeret stedsfestes og at en er nøye med å registrere nedleggelse av plasser, slik forskriften krever og registreringsskjemaet legger opp til. I tillegg er det ønskelig å registrere om plassen er utstyrt med gjerde som oppfyller kravene for tilskudd, og en må innføre en registrering av bjørneangrep. Dette krever også at selve begrepet «bjørneangrep» operasjonaliseres.



Figur 8.2: Vandrebigrårder i Hedmark som ble administrert av Hedmark Birøkerlag i 2015 sammenstilt med forvaltningsområdet for bjørn. Kilde: Hedmark Birøkerlag (www.hedbi.no) og Miljødirektoratet.

Konklusjon

Ikke alle bjørner angriper bikuber, men har de begynt er de vanskelig å stoppe. Dette er et problem og en økonomisk belastning for de som rammes. Omfanget er imidlertid ukjent. Søknadene om refusjon av sukkeravgift viser at birøkternæringen har hatt en sterkere tilbakegang innenfor forvaltningssonen for bjørn, enn utenfor sonen. Det foreligger ikke materiale som gir grunnlag for å kvantifisere kostnadene som skyldes bjørn eller vurdere bjørnebestandens innvirkning på bruken av vandrebigrårder.

9 FOREBYGGENDE TILTAK OG OMSTILLING

Av Inger Hansen

9.1 Rammebetingelser

Forskrift om tilskudd til forebyggende tiltak

Stortingsforliket om rovviltpolitikken fra 2004 (Stortinget 2004) har en todelt målsetting om å sikre rovviltbestandenes overlevelse, samtidig som det skal kunne utøves beitebasert næringsdrift i utmark. Dette har vist seg å være krevende. I rovviltforliket av 2011 (Stortinget 2011) er det et felles politisk mål om at tapstallene for beitenæringen må ned. I prioriterte beiteområder skal uttak av dyr som skader beitedyr gjøres raskt, og i slike områder skal miljøforvaltningen i større grad enn tidligere bidra til å effektivisere slike uttak, uavhengig av om bestandsmålet er nådd. I prioriterte rovviltområder skal saueproduksjon og andre beitebaserte produksjoner tilpasses gjennom forebyggende tiltak og omstilling, med utgangspunkt i forekomsten av rovvilt i beiteområdet. Det skal ikke være rovdyr som representerer et skadepotensial i prioriterte beiteområder for husdyr og i kalvingsområder for tamrein.

Forskrift om tilskudd til forebyggende tiltak mot rovviltskader og konfliktdempende tiltak (FKT-midler) ble fastsatt av Direktoratet for naturforvaltning 1. januar 2013n (FOR 2013-01-01) . Den nye forskriften skal være hovedgrunnlaget for rovviltneemndenes prioritering av forebyggende tiltak og stadfester at:

«Foretak med produksjonsdyr i landbruket kan søke om midler til tiltak som har en direkte tapsreducerende effekt, eller der slik effekt kan oppnås ved kombinasjon av tiltak. For tiltak hvor nasjonale standarder er utarbeidet, skal standarden følges om ikke annet er bestemt i vedtak om tilskudd. Som direkte tapsreducerende tiltak regnes:

- a) tiltak som fysisk skiller rovdyr og beitedyr:
 - tidlig nedsanking av sau
 - forsinket slipp på utmarksbeite
 - flytting av sau eller tamrein til mindre rovviltutsatte beiteområder
 - hjemmebeite
 - beredskapsareal
 - rovdyravvisende gjerder
 - kalving i gjerde
- b) utvidet tilsynsaktivitet i kombinasjon med andre tiltak:

Utvidet tilsynsaktivitet alene skal ikke støttes økonomisk, men kan støttes ved

 - bruk av vokterhund
 - planlagt utvidet tilsyn som en nødvendig del av tiltak nevnt i § 5 a)
 - kortvarig intensivt tilsyn som utføres kveld, natt og morgen når det er oppdaget akutte rovdyrskader og i kombinasjon med bruk av f.eks. kadaverhund eller nattkve
 - fôring av tamrein i korte perioder av året for å samle flokken med formål å unngå rovvilttap
- c) andre tiltak som kan være direkte tapsreducerende
- d) driftsomstilling grunnet rovvilt.»

Referanse- og datagrunnlag

Det er svært vanskelig å si noe sikkert om den tapsforebyggende effekten av hvert enkelt tiltak som er iverksatt i sauenevinga de senere år. Dette fordi brukerne oftest setter inn mange tiltak samtidig; det er mange faktorer som påvirker tapstallene, ikke minst rovvilttettheten som kan variere fra år til år på besetningsnivå, beitelagsnivå og i større regional og nasjonal skala; samt driftsrelaterte faktorer. Det er dessuten meget utfordrende forsøksmetodisk å legge opp studier som skal håndtere dette på en god måte, bl.a. med hensyn til relevante kontrollområder (rovviltet beveger seg over større arealer enn sauene og det oppstår en statistisk avhengighet i materialet, et såkalt «skaleringproblem» som ble belyst av Gautestad et al. allerede i 1996 og tilstrekkelig datamateriale og/eller gjentak. Tapsutviklingen (Figur 9.1 – se også Figur 5.1) indikerer at antall sau drept av fredet rovvilt i Norge har gått ned de senere år, men det er lite grunnlag for å si noe om hvor stor effekten av det enkelte forebyggende tiltaket alene har vært.

Jens Frank ved Viltskadecenter gjorde i 2015 en evaluering av forebyggende tiltak på oppdrag av den svenske regjeringen og fant at det de siste 50 årene var publisert et stort antall rapporter og vitenskapelige artikler på dette emneområdet, men ytterst sjelden var den forebyggende effekten av tiltaket kvantifisert eller testet statistisk (Jordbruksverket 2015). Hans utgangspunkt for evalueringen var imidlertid vitenskapelig publiserte artikler. Av 60 000 vitenskapelige artikler i Zoological records, var det kun 2 000 artikler som oppfylte nøkkelord-kriteriene. Etter sortering på forebyggende effekt og rovdyrstørrelse (over 15 kg), stod de igjen med under 500 artikler. Av disse ble kun referanser som hadde et opplegg med relevant kontroll som kunne tallfeste den forebyggende effekten på hudsyndyr eller som var utført på rovdyr i vill tilstand benyttet. Dette underbygger vår argumentasjon over.

Vi har i denne evalueringen likevel valgt å benytte oss av en rekke rapporter og vitenskapelige artikler, spesielt norskspråkelige, som ikke oppfyller disse strenge kravene. Dette er gjort ut ifra en vurdering av at det er viktig å referere til resultater fra enkeltstudier/utprøvinger som kan belyse utfordringene vi står overfor under de spesielle beitedriftsforholdene i norsk saueneving.

Vår evaluering baserer seg på resultater/konklusjoner fra tidligere publiserte studier og litteratursammenstillinger om forebyggende tiltak i Norge (Direktoratet for naturforvaltning 1996, Linnell et al. 1997, 1999, 2012, Myrseth et al. 1996a, Smith et al. 2000 a, b, Bjørn et al. 2002, Hind et al. 2010, Hansen et al. 2012a, 2013 a, b, Jordbruksverket 2015, Løken 2015). Videre har vi inkludert et kapittel om forebyggende tiltak mot bjørn i vandrebirøktet i Norge. Det er i dette kapittelet også gjort en gjennomgang av de årlige rapportene fra Fylkesmennene til Miljødirektoratet over fordelingen av FKT-midler i de utvalgte årene 2008 og 2014 for å kunne si noe om utviklingen over tid. Disse dokumentene avdekker langt på vei hva slags tiltak næringa ønsker å iverksette og hva som har blitt prioritert av Rovviltneimndene.

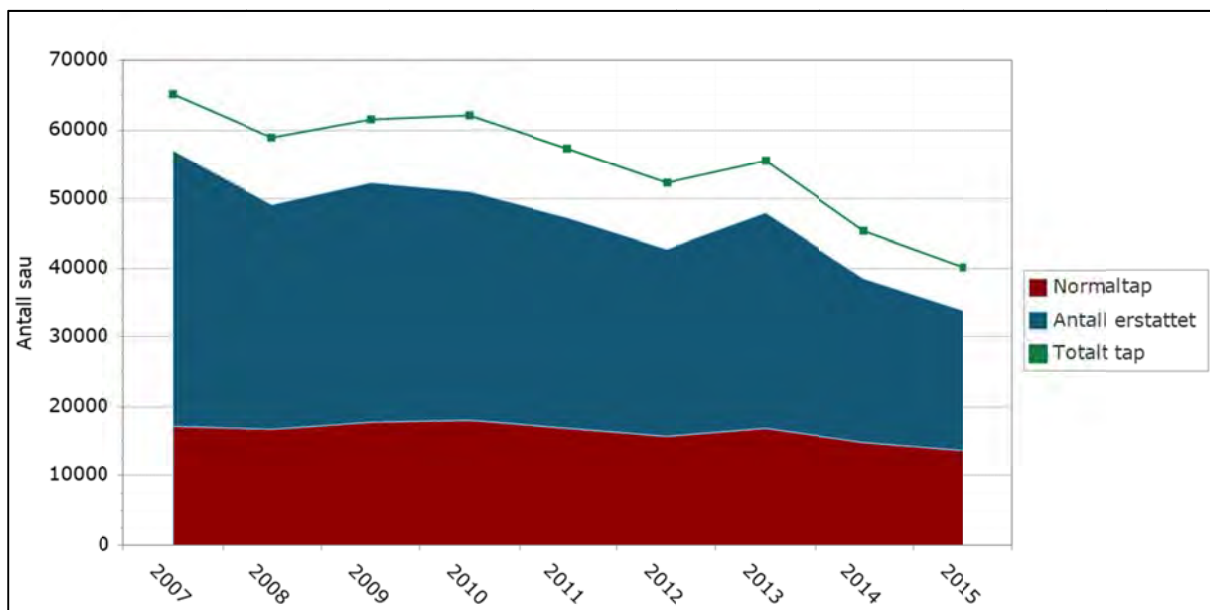
Omfang av ulike forebyggende og konfliktdempende tiltak

Dette kapittelet gir en oversikt over innvilgede FKT-søknader i 2008 og 2014 (Tabell 9.1). Tallene er hentet fra de fylkesvise rapportene sendt fra de enkelte fylkesmenn til Direktoratet for naturforvaltning i 2008, mens de er hentet fra det elektroniske søknadssenteret hos Miljødirektoratet i 2014. Før 2014 var det ikke elektronisk innrapportering på standardisert skjema over bruken av FKT-midler og det var stor variasjon i måten Fylkesmannen rapportert på. I vår evaluering er det innvilget søknadsbeløp som kanskje er det mest sentrale. Her er det et relativt godt sammenlikningsgrunnlag mellom 2008 og 2014, selv om enkelte tiltak kan være klassifisert til ulike hovedkategorier av tiltak de to årene. Tabellen gir godt innblikk i hvilke tiltak som har blitt prioritert de senere år.

Tabell 9.1. Omfang av FKT-søknader og innvilgede søknadsbeløp 2008 og 2014.

Formål	Søknader			Innvilget beløp (kr)		Endring fra 2008 til 2014	
	Antall	Beløp	Innvilget				
	2014	2014	2014	2008	2014	Kr.	%
Annet	68	14 352 114	43	3 397 696	3 110 591	-287 105	-8.0
Beredskapsareal	17	2 125 560	10	4 018 512	329 500	-3 689 012	-92.0
Bruk av vokterhund	10	3 390 564	10	1 075 154	1 085 000	9 846	1.0
Driftsomstilling	5	343 000	3	4 000 000	2 282 500	-1 717 500	-43.0
Flytting av sau	32	7 987 249	29	3 120 224	2 026 417	-1 093 807	-35.0
Forsinket slipp	20	2 378 795	8	176 220	299 770	123 550	70.0
Hjemmebeite	67	7 416 692	59	3 104 340	5 014 075	1 909 735	62.0
Uklassifiserte søknader	13	7 667 369	0	0	0	0	
Planlagt utvidet tilsyn	91	16 678 714	79	4 633 999	2 830 000	-1 803 999	-39.0
Rovdyravvisende gjerde	44	7 603 915	40	8 090 626	3 376 192	-4 714 434	-58.0
Tidlig nedsanking	118	19 588 720	100	5 953 242	7 265 302	1 312 060	22.0
Elektronisk overvåking, tapsundersøkelser mm	87	17 642 707	62	1 634 437	2 771 454	1 137 017	70.0
Utprøving nye forebyggende tiltak	17	2 535 755	5	0	235 000	235 000	-
SUM	589	109 711 754	461	39 204 450	30 625 801	-8 578 649	-22.0

Som vi ser av Tabell 9.1, har det totale beløpet FKT-midler blitt redusert med 22 prosent i perioden 2008 til 2014. Samtidig er tapene som skyldes fredet rovvilt redusert noe i denne perioden (jf. Figur 9.1) og det går færre sau på beite i rovdyprioriterte områder. I 2008 ble det benyttet mest midler til rovdyprioriterte gjerder, tidlig nedsanking og utvidet tilsyn, mens det i 2014 ble brukt mest på tidlig nedsanking og hjemmebeite. Fra 2013 (etter at den nye FKT-forskriften tredde i kraft) har det vært en ønsket utvikling å bruke mindre midler på tilsyn og mer på tiltak som skiller rovvilt i tid og rom. Prosentvis (siste kolonne), ser vi at satsingen på beredskapsarealer har gått svært mye tilbake, mens forsinket slipp og bruk av elektronisk overvåking av beitedyrene er styrket. Fordelingen av midler på ulike forebyggende tiltak kan variere en del fra år til år og for å beskrive trender bør man se utviklingen over flere år. Først fra 2014, etter at tildelingen av FKT-midler rapporteres elektronisk, er det er mulig å sammenlikne tallene mellom fylker og år på en god måte.



Figur 9.1. Antall sau erstattet, totalt tap og beregnet normaltap i perioden 2007-2015 (etter Rovbase).

9.2 Tiltak mot tap av sau til fredet rovvilt

I dette kapittelet er beskrevet hovedkategorier av forebyggende tiltak som Fylkesmannen har bevilget midler til de senere år, jf. Tabell 9.1 over. Enkelte, spesielle tiltak som er gitt midler kan falle utenfor hovedinndelingen, og er dermed ikke tatt med. Vi har også valgt å ta med skadefelling av rovvilt. Det er fra 2010 er gitt betydelige midler til godtgjøring av skadefellingslag i Norge (jf. endring i Forskrift om forvaltning av rovvilt mht. godtgjøring ved forsøk på skadefelling (FOR 2005-03-18-242).

Tidlig nedsanking

Tidlig sanking kan enten være akutt eller planlagt. Akutt tidlig nedsanking er særlig benyttet som tiltak dersom en betydelig skadesituasjon forvoldt av bjørn og ulv oppstår. Planlagt tidlig nedsanking om høsten er et aktuelt tiltak særlig i områder med årlige, store tap til jerv på seinsommer og høst. Både akutt nedsanking og planlagt tidlig sanking er mindre aktuelt overfor gaupe enn for de andre store rovdyra fordi gaupe predaterer lam gjennom hele beitesesongen (Hansen 2007).

Tidlig nedsanking innebærer at søyer og lam sankes fra utmarksbeite før beitesesongen er over på grunn av store tap forårsaket av rovvilt. Sauene går på inngjerdet beredskapsareal eller annet inngjerdet beite resten av beitesesongen. Tiltaket reduserer antall beitedager i utmarka på et kritisk tidspunkt og bidrar dermed til mindre sannsynlighet for tap av beitedyr i utmarka. Det er avgjørende for resultatet at alle besetninger innen samme beiteområde gjennomfører tiltaket og sanker samtidig og det kan være behov for koordinering på tvers av beitelags-, kommune- og fylkesgrenser. Det er imidlertid stor forskjell på å planlegge tidlig sanking i et område for 200 kontra et med 2000 sau (Løken 2015). Mangel på tilgjengelig beiteareal kan være en begrensende faktor.

Tidlig sanking stiller høye krav til heimebeitene, både når det gjelder kvalitet og kvantitet, for å sikre tilstrekkelig kjøttfylde og slaktemodenhet om høsten (Eilertsen 2006). Høstbeiting på slåttemark reduserer den høstbare avlingen og reduserer vinteroverlevelsen for enkelte sådde arter slik at enga må fornyes oftere enn ubeita arealer (Løken 2015). Det gis kompensasjon for fôrutgifter, leie av jord eller beite i forbindelse med tidlig sanking. Tilskuddet gis fram til normal sankedato og etter nasjonale satser fastsatt av Miljødirektoratet (§ 10 i Forskrift om tilskudd til forebyggende tiltak mot rovviltsskader

og konfliktdempende tiltak). Denne paragrafen har imidlertid ikke trådt i kraft enda, så for sesongen 2015 var det rovviltneemdene som fastsatte regionale satser for tidlig sanking. Vanlig pris har vært kr 6 per dyr per dag. Mattilsynet kan fatte vedtak om tvungen nedsanking, som også gir rett på økonomisk støtte.

Selv om tidlig sanking har mange direkte og indirekte kostnader, gir tiltaket større mulighet for plukk-slakting. Innmarks/kultarbeiter kan ha bedre beitekvalitet og dermed gi bedre tilvekst enn enkelte skogsbeiter utover høsten (Løken 2015). Tidlig sanking bør koordineres med midler bevilget til opparbeiding av beredskapsarealer. Tidlig sanking er imidlertid et omstridt tiltak i sauenevinga, spesielt i fylker som er avhengig av å utnytte utmarksbeitene maksimalt. Etter manges mening er sommerseongen allerede kort og bør i utgangspunktet ikke reduseres ytterligere.

Tiltakets effekt

Det er ingen internasjonale publikasjoner som dokumenterer effektene av tidlig sanking, men tiltaket er blant de få som skiller husdyr og rovvilt i tid og rom. Tiltaket reduserer antall beitedager i utmarka på et kritisk tidspunkt og bidrar dermed til mindre sannsynlighet for tap av beitedyr i utmarka. Eksempelvis har tidlig nedsanking (ved behov) av besetninger i fjellbeiter med ynglende bestander av jerv i Møre og Romsdal ført til betydelig reduksjon i tapene. Akutt sanking kan være eneste mulighet av hensyn til å sikre dyrevelferden for sauene dersom en større skadesituasjon utvikler seg tidligere i beitesesongen.

Forsinket slipp

Ved forsinket slipp holdes saueflokkene igjen lengre enn vanlig på inngjerdet innmarksbeite. Tiltaket er aktuelt i områder med store tap på forsommeren. Det kan settes individuelle kriterier for tiltaket i de ulike rovviltregionene, bl.a. slippdato. Hensikten med forsinket slipp er, i likhet med tidlig nedsanking, å redusere antall beitedager i utmarka på et kritisk tidspunkt og dermed bidra redusert tap av beitedyr. I Forskrift om rovvilterstatning for husdyr (FOR-2014-05-30-677) står det at «lam bør være minst 14 dager gamle ved beiteslipp». Dette bør være en regel i alle sauebesetninger. Tilstrekkelig vårbeiteareal til å holde igjen dyra kan være en utfordring.

En viktig effekt av utsatt slippdato er at lammene blir større før de slippes i utmarka, noe som hindrer at små lam blir lette byttedyr for rovvilt, spesielt til de mindre rovviltartene. Resultater fra tapsundersøkelser viser at i gaupeutsatte, og særlig i rødrevutsatte områder øker sannsynligheten for overlevelse hos lam på beite signifikant med økende slippvekt. Dette gjelder imidlertid ikke i jervebelastede områder (Hansen og Rødven 2015, Figur 9.2). Disse resultatene indikerer at jo «svakere» den dominerende rovdyrart i beiteområdet er, jo viktigere er slippvekta på lammene. Spesielt i rødrevutsatte beiteområder kan det å slippe lam over en viss minimumsvekt være et godt forebyggende tiltak.

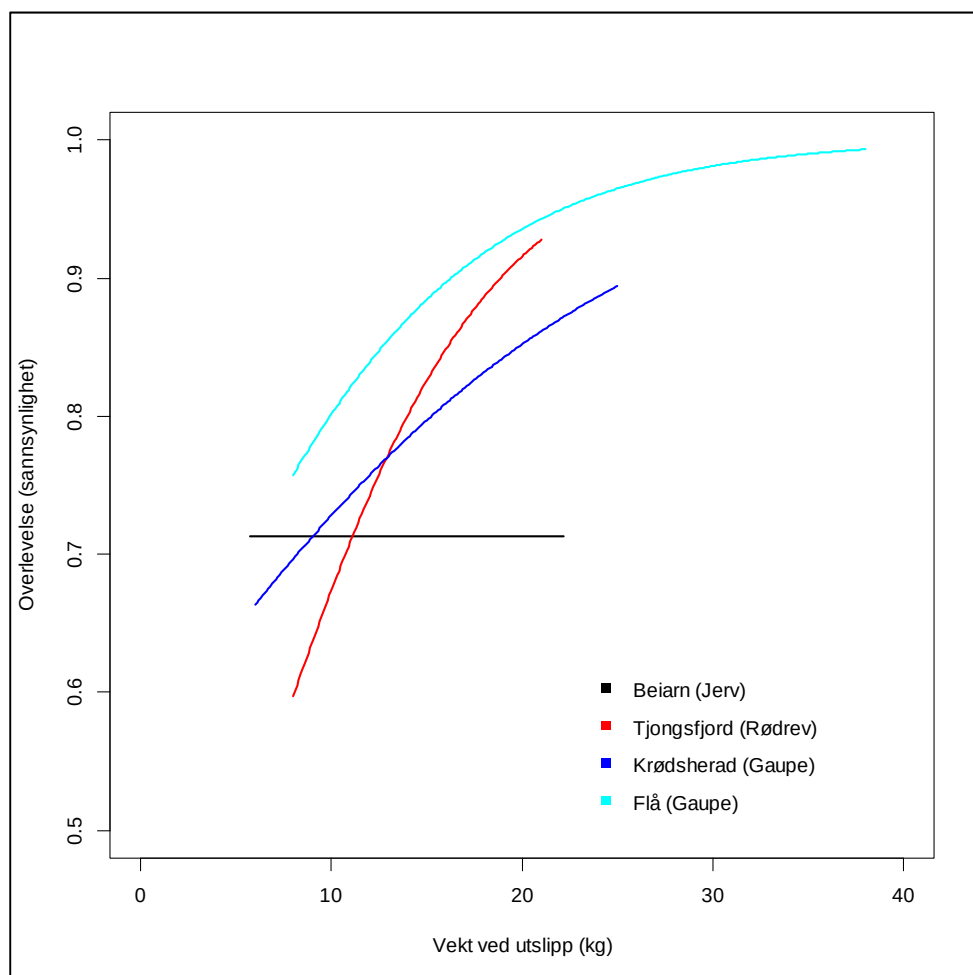
Å holde igjen lam lengre på innmarka vil medføre at man kan sikre seg at alle følger mora godt, samtidig som man har mulighet til å behandle svake lam og søyer før de slippes i utmarka eller holde de hjemme gjennom beitesesongen. På denne måten vil tiltaket også kunne redusere totaltapet.

Beitenæringa er klar over at kondisjon og størrelse på lamma er av stor betydning, men samtidig kan man innvende at både gaupe og kongeørn tar sau gjennom hele sommeren. Det er ikke dokumentert hvorvidt det vil predateres færre lam totalt sett dersom snittstørrelsen øker. Eksempelvis slapp to sauebrukere i en tapsundersøkelse i Flå i 2011 meget store lam (snittvekt: 20 kg). Likevel ble 87 % av lammene som omkom på beite tatt av gaupe (Hansen et al. 2012). Effekten av økt slippvekt på tap til gaupe og muligens kongeørn kan derfor være marginal. Den tapsforebyggende effekten av forsinket slipp overfor kongeørn, gaupe og også rødrev bør undersøkes nærmere.

Ulempene ved tiltaket er i hovedsak de samme som ved tidlig sanking. Forlenget beiteperiode på avgrensa arealer medfører økt smittepress av mage/tarm-parasitter, hvilket kan gjøre det nødvendig å behandle lammene ut over normalt snylterbehandlingsregime.

Tiltakets effekt

Selv om effekten av økte slippvekter på tap til rovvilt kan være marginal, mener vi tiltaket er aktuelt i besetninger med lave slippvekter og samtidig høye totale tapstall for lam. Det trengs imidlertid mer kunnskap om sammenhengene mellom slippvekt/svekkede lam og tap til de mindre rovviltartene.



Figur 9.2 Sannsynligheten for overlevelse på utmarksbeite sett i forhold til lammevekt ved slipp i fire studieområder. Hovedpredatoren i hvert av områdene er indikert i parentes.

Beredskapsareal

Beredskapsareal er opparbeidet beite som husdyra kan flyttes til dersom det oppstår større tap av husdyr til rovvilt i utmarka. Bruk av beredskapsareal er et tiltak som skiller beitedyr og rovdyr i tid og rom, og tiltaket har utvilsomt en meget god og varig effekt. Opparbeiding av beredskapsareal er en forutsetning for muligheten til akutt tidlig nedsanking og vil i mange tilfeller også være en forutsetning for ytterligere bruk av tiltakene forsinket slipp og tidlig nedsanking.

Beredskapsarealet skal være inngjerdet med sauegjerde eller, ved stor fare for rovdyrangrep, med elektrisk rovdyravvisende gjerde eller vokterhund. Arealet skal ha tilstrekkelig fôrtilgang for beitedyrene. Ved dårlig fôrtilgang, flere dyr enn planlagt eller bruk av arealet i lengre tid enn planlagt, skal det foreligge plan for tilleggsfôring eller flytting av dyr. Det må være friskt drikkevann tilgjengelig gjennom

hele beitesesongen og dyrene må ha tilgang til lé. Det skal være opplegg for parasittbehandling og dyrene skal ha jevnlig tilsyn, minimum én gang pr. uke. Mulighetene for beiteskjøtsel ved bruk av traktordrevet beitepusser, beiting av storfe eller gjødsling av arealet bør vurderes. Dette for å sikre god dyrevelferd og tilstrekkelig førtilgang/beitekvalitet.

Beredskapsarealer er også forholdsvis mye brukt i rovviltutsatte beiteområder ved såkalt «totrinns-slipping- og sanking» (Løken 2015). Dette betyr at man slipper og/eller sanker i ulike puljer på forskjellige tidspunkt, slik at man kan avverge rovdysituasjonen før man eventuelt slipper/sanker alle. Ulempene knyttet til beitegrunnlaget er de samme som nevnt under tidlig sanking og seint slipp.

Tiltakets effekt:

Bruk av beredskapsareal er et tiltak som skiller beitedyr og rovdyr i tid og rom, og tiltaket har utvilsomt en meget god og varig effekt selv om det ikke foreligger internasjonale publikasjoner som dokumenterer dette. På generelt grunnlag anbefaler vi en sterkere satsing på beredskapsarealer i Norge. Tilgang på egnede arealer kan være en begrensende faktor for omfanget av tiltaket. Rydding av gårdsnære beiter (se under) kan bidra til å øke arealtilgangen.

Utvidet tilsyn

Ordinært tilsyn (minimum tilsyn én gang per uke) gis ikke FKT-midler, da det forutsettes at dyreeier selv organiserer dette tilsynet. Utvidet tilsynsaktivitet skal etter § 5b i Forskrift om tilskudd til forebyggende og konfliktdempende tiltak heller ikke alene støttes økonomisk, men kan støttes i kombinasjon med andre tiltak som bruk av vokterhund, ved flytting/sanking/inngjerding av dyr og som kortvarig, intensivt tilsyn i en akutt skadesituasjon og i kombinasjon med f.eks. kadaverhund (tidligere kalt ekstraordinært tilsyn).

Tilsyn alene har liten dokumentert forebyggende effekt (Direktoratet for naturforvaltning 1996, Myrterud et al. 1996). Men utvidet tilsyn har vist seg å ha god skadedokumenterende effekt, da dette øker sannsynligheten for å finne kadaver og skadde dyr. Indirekte kan slikt tilsyn også bidra til reduserte tap dersom dokumentasjonen av kadaver fører til effektivering av f.eks. tidlig sanking eller effektivering av skadeuttak. Ekstra tilsyn kan dermed øke erstatningsutmålingen gjennom økt skadedokumentasjon og økte erstatninger. Planlagt utvidet tilsyn gjør også gjennomføringen av forebyggende tiltak som fysisk skiller rovvilt og bufe sikrere/bedre, eks. flytting av sau og tidlig sanking (Løken 2015).

Mange mener at utvidet tilsyn til en viss grad kan bidra til å forstyrre/jage/presse rovvilt ut av beiteområdet, i alle fall for kortere tid. Denne effekten er imidlertid ikke dokumentert. Kunnskap om rovviltets atferd tilsier heller ikke at kortvarige forstyrrelser skal ha vedvarende effekt på arealbruk hos rovvilt i områder hvor de er etablerte (Sunde et al. 1998). Tilsyn alene har derfor mer konfliktdempende effekt enn skadeforebyggende effekt.

Intensivt tilsyn med kadaverhund i akutt skadesituasjon

Det er viktig å finne kadaver i relativt fersk tilstand for å kunne dokumentere dødsårsak. Dette kan ha stor betydning for erstatningsoppgjøret for rovvilt drepte dyr. Antall dokumenterte sau og lam drept av rovvilt utgjorde i 2012 ca. 7 % av de erstattede tapene

Erfaringer fra hundeførere og tidligere pilotstudier (Hansen og Hind 2009, Smestad 2009, Winje 2010 ab, Nerhoel og Smestad 2013) er at kadaversøkende hunder finner de fleste kadaver i området de søker gjennom. De store utmarksarealene gjør det imidlertid vanskelig å dekke beiteområdene godt nok. Dermed klarer man på langt nær å finne alle kadavrene. Det er også en utfordring å finne kadavrene tidsnok til at dødsårsak kan dokumenteres. Eksempelvis gikk ekvipasjene i Skaret beitelagsområde (52,5 km² søkbart areal) til sammen 422 kilometer systematisk kadaversøk på 188 timer i løpet av en

18 dager lang feltperiode (Nerhoel og Smestad 2013). I denne avgrensede tidsperioden fant kadaverhundekvipasjene 5,6 % av sauene som ble borte gjennom beitesesongen.

Kompetansen hos ulike kadaverhundekvipasjer har vært varierende, slik at det i framtida bør settes krav til godkjenningsprøve. Godkjent kadaversøkshund vil kunne være til god nytte både i ordinært og utvida tilsyn (Smestad 2009, Winje 2010 b, Hansen 2011). Det finnes også flere eksempler på at funn av ferske kadaver ved bruk av kadaversøkende hunder har bidratt til å utløse skadefellingstillatelser, og kadaversøk med hund kan på denne måten ha en indirekte, skadeforebyggende effekt. NIBIO skal beitesesongen 2016 utføre et større feltforsøk for å kartlegge effektiviteten i kadaversøk med hund i samarbeid med fylkesmenn og Norske kadaverhunder.

Tilbakemeldinger fra brukerne er at utvida tilsyn øker dyrevelferden, da syke og skadde dyr, samt uro i flokken og en eventuell akutt skadesituasjon kan oppdages raskt (Hansen et al. 2013a). I Oppland har Fylkesmannen og kommunene har hatt en langsiktig satsing for å styrke organiseringen av beitetilsynet. Tanken er at tilsyn er viktig både med hensyn til dyrevelferd og tapsforebygging, og selv små endringer i prosentvis tapstall utgjør i dette store beitefylket mange dyr totalt (Hansen et al. 2013a). I 2011 ble det gitt midler til utvida tilsyn til 23 av 26 kommuner i fylket fordelt på 70 av 110 beitelag, noe som omfattet 77 % av alle søyer og lam i fylket. Totalt ble det brukt kr 1 642 664 av FKT-midler til tilsyn med og uten bruk av kadaversøkende hunder dette året. For å sette denne prioriteringen av FKT-midler litt i perspektiv, har Fylkesmannen i Oppland regnet ut at dette tilsvarer kr. 24 467,- per beitelag, eller kr 9,13 per sau. Reint praktisk utgjør dette 16 ekstra tilsynsdager per beitelag eller 1-2 ganger ekstra tilsyn per uke per beitelag gjennom beiteperioden. Brukerne må føre tilsynslogg og har krav om rapportering i etterkant av beitesesongen. I 2012 gikk ca. 30 % av FKT-midlene på totalt 5,5 millioner kroner i Oppland til ulike former for tilsyn/overvåking/beredskap i beitelag organisert med vaktlister, varslingsystemer, bruk av kadaverhundekvipasjer, radiobjeller og GPS.

Tiltakets effekt:

Utvidet tilsyn alene har usikker/liten tapsforebyggende effekt, men betydningen av tiltakets konflikt-reducerende og skadedokumenterende effekt må ikke undervurderes. Det bør kreves bruk av godkjent kadaversøkshund ved bevilgning av midler til utvidet tilsynsaktivitet. Dessuten må fargekoding av alle søyer (identisk merking for alle beitelag), vaktlister samt dokumentasjon over tilsynsruter og timelister kreves ved tilskudd til alle former for utvidet tilsyn.

Elektronisk overvåking av beitedyr

Den såkalte «Radiobjella», produsert av Telespor, mottar GPS-posisjon fra satellitter og videresender disse via mobilnettet (GSM/GPRS) til Telespor sin server et visst antall ganger i døgnet. Serveren sender informasjonen videre til kundens brukerportal. Om det oppstår en unormal situasjon sendes en alarm-melding til serveren. Senderen har bl.a. en «mortalitetsalarm» som trer i kraft dersom senderen har ligget stille de siste tre timene (les mer på <http://telespor.no>).

Parallellen til Telesporbjella er Findmysheep sin løsning med satellitt-sporing av husdyr på utmarks-beite. Denne type elektroniske bjelle krever ikke mobildekning for å kunne sende sin posisjon (les mer på www.findmysheep.com).

«Saltsteinsavleseren» er en enklere type overvåkingssystem. Dette er en RFID-avleser som registrerer det elektroniske øremerket til søyer og lam som passerer avleseren montert på saltsteinsplassen. ID-nummeret oversendes en sentral database hos produsenten BioControl (les mer på www.biocontrol.no).

Oppland har vært et foregangsfylke i utprøving av radiobjeller og merkeavlesere, både gjennom det nasjonale beiteprosjektet i regi av Landbruksdirektoratet og gjennom Beitebruksprosjektet i Oppland. Trøndelag Forskning og Utvikling rapporterer på grunnlag av data fra Nasjonalt beiteprosjekt at den

forebyggende effekten av radiobjellene er usikker, men brukerne er likevel svært fornøyde med teknologien som redskap for å effektivisere beitedrifta (Haugset et al. 2012). Radiobjeller ser ut til å ha dyrevelferdsfremmende effekt, hovedsakelig gjennom muligheten denne teknologien gir for mer treffsikkert og effektivt tilsyn og sanking. Radiobjeller øker også gjenfinningsgraden av kadaver. Dekningen på mobiltelefonnettet er en begrensende faktor for bruken i mange områder. Også merkeavleserne effektiviserer tida brukt til sanking betraktelig, selv om det har vært en del tekniske utfordringer med disse.

Tiltakets effekt:

Bruk av elektronisk utstyr til overvåking av beitedyr er uten tvil konfliktdempende, men i mindre grad tapsforebyggende tiltak. Elektronisk overvåking er først og fremst et driftsverktøy som effektiviserer tilsynet og sankinga. I gaupe, jerv- og kongeørnutsatte områder er det hovedsakelig lam som går tapt og en bør derfor i framtida satse på overvåkingsutstyr som også kan gi informasjon om lammene, ikke bare søyene. Flere firmaer jobber nå med utvikling av elektroniske løsninger for lam, og vi har forventninger til at det innen få år skal finnes sendere med mortalitetsfunksjon for lam til en overkommelig pris på markedet. Dette vil være til stor hjelp for å øke graden av kadaverdokumentasjon i gaupe, jerv- og kongeørnbelastede beiteområder.



Sauer med radiobjelle. Rendalen (Hedmark). Foto: Yngve Rekdal/NIBIO

Vokterhund

Bruk av vokterhund som forebyggende tiltak mot rovviltskader har århundre lange tradisjoner i Sør- og Øst-Europa, Midt-Østen og i Asia. I USA ble vokterhund introdusert på 1970-tallet, og har vist seg å være et svært effektivt tiltak. Vokterhunder på sitt beste kan eliminere predasjonstapene (Andelt 1992, Green og Woodruff 1990). Andelt (1992) fant i en spørreundersøkelse til sauefarmerne i USA at 20 av 22 (91 %) bedømte effekten av vokterhund mot prærieulv som bra eller meget bra og at 82 % av hundene utgjorde en økonomisk gevinst for bøndene. Det er også i to andre studier i USA funnet at predasjon av ulv og prærieulv er redusert ved bruk av vokterhund (Gehring (2010) og Palmer (2010)). Det finnes ingen internasjonale studier som viser effekten av andre arter av bufevoktere som f.eks. lama og esel.

En vanlig bruksmåte i utlandet er at hundene følger sauene på beite i lag med en gjeter, men hundene kan også jobbe alene med sau i utmarka eller på inngjerdet område. Vokterhundprinsippet bygger på en sterk sosial binding mellom hund og sau. Ved å vokse opp i lag med sau fra seks ukers alder, vil hunden oppfatte sauene som sine flokkmedlemmer som den forsvarer om nødvendig. Et effektivt predatorvern forutsetter imidlertid at sauene går i flokk. Fordi de fleste sauene i Norge beiter spredt i utmarka, er de tradisjonelle vokterhundmetoder vanskelig å benytte under norske forhold. Dersom vokterhund skal brukes i Norge, må sauene gjetes eller holdes innenfor avgrenset område. Alternativt må nye bruksmåter tilpasset utmarksbasert beitedrift utvikles.

Andre vokterdyr som lama og esel er også prøvd, men det finnes ingen internasjonale studier som gjør det mulig å dra konklusjoner om deres forebyggende effekt (Jordbruksverket 2015).

Utprøvinger med vokterhunder som forebyggende tiltak i Norge startet midt på 1990-tallet. Fire ulike bruksmåter er evaluert:

1. Vokterhund på inngjerdet beite
2. Vokterhund på patrulje sammen med tilsynsperson
3. Vokterhund i kombinasjon med gjeting
4. Vokterhund alene med sau i utmarka

Vokterhunder på inngjerda beite

Vokterhunder på inngjerda beite har god tapsforebyggende effekt med reduksjon av tap til rovvilt opp mot 100 %. Bruksmåten er relativt lite arbeidskrevende fordi hundene vokter sauene alene innenfor gjerdet døgnet rundt. Vokterhunden vil her fungere som en forsterkning av gjerdet og vil kunne være et mer fleksibelt og rimeligere alternativ til rovviltavvisende gjerde. I ulve- og bjørneområder anbefales det at flere voksne hunder jobber i lag. Bruksmåten krever sterk sosialisering på sau hvis ikke beitet ligger inntil gården. Dersom beiten er store, skal de deles inn med lettgjerdet. Gode resultater er oppnådd med vokterhund på inngjerda beite overfor gaupe, bl.a. i Buskerud (Hansen 2009).

Vokterhunder på patrulje

Et forsøk med vokterhunder på patrulje to år på rad i et gaupeutsatt beite i Hattfjelldal gav oppløftende resultater (Hansen et al. 2002). Fra et gjennomsnittlig tap på 15 % de tre forutgående år før utprøvingen, ble tapene redusert til gjennomsnittlig 3 % i forsøksårene. Tapet økte til 14 % når vokterhunden ble tatt ut av området igjen. Det er også gode erfaringer med systematisk bruk av vokterhund på patrulje på åpent og oversiktlig fjellbeite i forvaltningsområde for jerv i Rauma kommune (Ulvådalen og Vermedalen, to fellesbeiter med til sammen 3000 sauer). Tiltaket er benyttet siden slutten av 1990-tallet og har redusert totaltapene med ca. 50 %, fra 12-13 % ned til 6-7 % (Rauma kommune 2001). Dette kan bøndene i dette området leve med, og tiltaket bidrar til at de fortsatt kan benytte det gode

fjellbeitet. Hundene er også godkjente som kadaversøkshunder. Erfaringene tilsier imidlertid at vokterhunder på patrulje i tett skogsterreng har liten tapsforebyggende effekt, sannsynligvis fordi områdene er lite oversiktlige (Hansen 2009).

Vokterhunder i kombinasjon med gjeting

Gjeting i kombinasjon med bruk av vokterhunder og nattkve ble prøvd ut i Lierne på slutten av 1990-tallet (Krogstad et al. 2000). Konklusjonen var at tapene til bjørn var minimale (0,4 %) i løpet av de tre forsøksårene. Til sammenlikning var tapene i kontrollgruppa (frittgående sau) til rovvilt i området 18 %. Tilveksten til dalalam som ble gjetet var imidlertid 23 % lavere en frittgående lam i snitt over de tre forsøkssesongene, mens spællammene klarte seg noe bedre. Det ble konkludert med at kostnadene ved gjeting var så store at det ville være uaktuelt for den enkelte bonde å sette i verk slike tiltak. Regnestykket kan imidlertid være interessant i et større samfunnsøkonomisk perspektiv.

Vokterhunder alene med sau i utmarka

Denne bruksmåten vil aldri være aktuell under norske forhold, der vi har hundeloven (LOV 2003-07-04-74) og frilufsloven (LOV 1957-06-28-16) å forholde oss til.

Resultatene tilsier at kun metode 1: Vokterhunder på inngjerda beite og metode 2: Vokterhunder på patrulje, kan anbefales under norske forhold. Vokterhunder på inngjerdet beite anbefales i områder med svært høge rovdyr tap – der alternativene er enten å legge om driftsmåten eller å legge ned. Hundene vil her fungere som en «forsterkning» av innhegningen og kan på mindre arealer være et alternativ til rovviltavvisende gjerde. Vokterhunder på patrulje kan aldri eliminere rovvilttapene (hunden kan ikke være over alt samtidig) og metoden har sin begrensning ved at en person med hund ikke når over større beiteområder enn ca 10 km², forutsatt 15 timers arbeid pr uke. Dersom ytterligere hunder og bemanning ikke settes inn, er metoden ikke «sterk» nok til å takle totaltap særlig høyere enn 15 %.

Tiltakets effekt:

Spesielt vokterhunder brukt på inngjerda beite, men også på systematisk patruljering i et beiteområde, er tiltak som har vist å kunne ha god forebyggende effekt under norske forhold. Det er imidlertid et stort ansvar å ha slike store hunder. Tradisjonelt norsk sauehold med frittgående dyr i utmarka er i utgangspunktet dårlig tilpasset bruk av vokterhund i gjetersystemer slik man kjenner dette fra lenger sør i Europa.

Rovviltavvisende elektriske gjerder

Elektriske strekkjerder med liten avstand mellom trådene eller sauegjerder supplert med elektriske tråder har vist seg å være et meget effektivt tiltak mot predasjon av bufe forårsaket av rovvilt, selv om man ikke kan garantere at gjerdet er 100 % rovdysikkert (DeCalesta og Cropsey 1978, Gates et al. 1978, Dorrance og Bourne 1980, Linhart et al. 1982, Nass og Theade 1988, Acorn og Dorrance 1994, Bourne 2002, Levin 2002, Mertens et al. 2002, Hansen et al. 2004, Viltskadecenter 2012).

I en studie av rovviltavvisende gjerder i Østfold (Wam et al. 2003) ble det funnet at inngjerda beiter uten ulveskader hadde signifikant høyere gjerder, flere strømførende tråder, mindre avstand mellom gjerdetrådene og færre svake punkter (overhøyder, åpne løsninger mot vann, glipper i underkant av gjerdet) enn inngjerdinger der det hadde oppstått ulveskader på bufe.

Det er to hovedtyper av elektriske gjerder som er godkjent for å bidra til å sikre husdyr og tamrein mot rovdyrangrep i Norge:

- 6-tråds elektrisk strekkjerde
- Utbedret (oppgradert) nettingjerde

Gjerdetyperne har mål som skal være dimensjonert for å holde de fleste individer innen de angitte rovdyrarter ute (Tabell 9.2). Det er ikke høyden i seg selv som er avgjørende, men erfaringen dyret får med gjerdet før det har tenkt å hoppe over. Slik sett er riktig plassering av snutetråd på utbedret nettinggjerde eller de nederste trådene på et 6-tråds strekkgjerd viktigere enn topphøyden. Gjerdene må tilpasses den enkelte rovdyrart. Er det flere arter av rovdyr i området, må gjerdet dimensjoneres etter den art som er vanskeligst å gjerde ute.

Forsøk ved Svensk Viltskadecenter (Svensson et al. 2002) viser at et utbedret nettinggjerde med elektrisk topptråd og snutetråd kan være en god løsning overfor gaupe, såfremt gjerdemaskene er små og ikke kan utvides lett. Gaupe er god til å klatre, og man må derfor unngå å legge gjerdetraseen tett inntil trær. Overfor ulv skal gjerdet være minimum 120 cm høyt, selv om høyden i få tilfeller vil være avgjørende for om rovdyr hopper over eller ikke. Benyttes 6-tråds strekkgjerd, må avstanden mellom de fire nederste trådene ikke overstige 20 cm, ellers kan ulven krype/hoppe mellom. Et gjerde med forholdsvis tette tråder nederst vil i tillegg holde løshunder og rev på avstand. I bjørneutsatte områder anbefales 6-tråds strekkgjerd. Elektriske gjerd er i liten grad prøvd ut spesifikt overfor jerv fordi det er mindre aktuelt å sette opp slike gjerdanlegg i høyfjellet, men høyst sannsynlig vil slike gjerd i seg selv også fungere godt mot jerv.

Tabell 9.2: Godkjente avstands- og høydemål på elektriske gjerd tilpasset den enkelte rovdyrart.

Rovdyrart	Gjerdetype	Trådavstand fra bakken (cm)
Bjørn, ulv (gaupe, jerv)	6-tråds strekkgjerd	20, 40, 60, 80, 100-105, 125-130
Gaupe, ulv (bjørn, jerv)	Utbedret nettinggjerd	20 (snutetråd), 120-125 (topptråd)

Erfaringer med de største, utmarksbaserte gjerdanleggene i Norge er varierende. Dette skyldes dels at slike anlegg er mer utsatt for feil og at anleggene er for store og uoversiktlige dersom skadesituasjoner oppstår innenfor gjerdet. Mindre anlegg vil også være en mindre barriere slik at rovdyr lettere kan velge å gå rundt. Det anbefales derfor at maksimum areal innenfor rovdyravvisende elektriske gjerd ikke bør overstige 10 km². Tilskudd til elektriske rovviltavvisende gjerd ligger i dag på ca kr 50,- per meter, men taksten er ikke harmonisert mellom fylkesmenn. Erfaringene er imidlertid at dette beløpet i dag ligger for lavt for gjerdanlegg satt opp i kupert terreng og det bør derfor vurderes om tilskuddet skal differensieres mellom gjerd oppsatt på f.eks. innmark og utmark.

En forutsetning for at elektriske gjerd skal fungere optimalt, er at det benyttes materialer av høy kvalitet og at de settes opp forskriftsmessig. Tråder, isolatorer, stolper, gjerdeapparat, tilførselskabler og jordingssystem må være tilstrekkelig dimensjonert for anlegget.

Standarden for rovdyravvisende gjerd ble forskriftsfestet i 2012 (FOR-2012-06-22-652). Dette innebærer bl.a. at det nå er lettere å ta ut rovvilt som har kommet seg innenfor gjerdanlegget, så sant gjerdet er i forskriftsmessig stand. Det forutsettes også at tilsyn og godkjenning fra myndighetenes side utføres i hht. denne forskriften. Gjerd som ikke er satt opp forskriftsmessig er ikke berettiget FKT-midler.

Fordelene med rovviltavvisende gjerd som forebyggende tiltak er større trygghet/mindre psykisk belastning for brukeren, mulighet for plukkslakting, bedre kontroll med dyrene og det elektriske gjerdet virker forebyggende også mot rødrev og hund (Løken 2015). Ulempene er bl.a. at man må tilpasse dyretallet til beitekapasiteten og ha et velfungerende snylterbehandlingsregime for å sikre tilfredsstillende tilvekst på et begrenset beiteareal. Dersom rovvilt kommer inn, kan det bli store tap på kort tid. Elektriske gjerdanlegg satt opp i utmarka kan hindre allmenn ferdsel og naturlige trekkruer for hjortevilt, vilt kan skade seg på og/eller rive ned gjerdet og anlegget kan være til hinder for reindriftsnæringa (Løken 2015).

Tiltakets effekt:

Forskriftsmessig oppført, er rovdyravvisende elektriske gjerder et meget godt forebyggende tiltak. Men tiltaket er ressurskrevende, både mht. investeringer, oppføring, ettersyn og årlig vedlikehold. Tiltaket bør derfor prioriteres til besetninger med svært høye, årlige tap til rovvilt der det finnes få alternative løsninger.

Innmarksbasert beitedrift

Jo lengre del av beitesesongen dyra beiter på innmark og jo større dyretettheten er, desto større krav stilles til driftsopplegget og planleggingen for å få gode resultater. En hovedutfordring er å finne optimal balanse mellom beitearealet en har til rådighet og dyretallet (Løken 2015).

Når en ser bort fra vår- og høstbeiting på innmarka, har sau på permanent innmarksbeite ca. 100 dagers lenger beiteperiode på innmark enn de som slippes i utmarka. Lengden av beiteperioden og dyretettheten vil ha stor betydning for slitasjen på innmarksbeitet, som igjen vil kunne påvirke belastningen av mage-/tarmparasitter, samt tilvekst og trivsel hos beitedyra (Nedkvitne et al. 1995).

Beiting og slått påvirker konkurranseforholdene mellom planter. Planter med lavt vekstpunkt, som i liten grad blir skadet ved beiting eller slått, tåler å bli kuttet flere ganger og kommer dermed best ut. Lite smakelige planter som dyra vraker blir også favorisert (Rekdal 2001). En bør i størst mulig grad la dyrene beite på eldre, godt etablert eng (Todnem og Kveberg 2002).

Planlagt skiftebeiting bedrer beitekvaliteten sammenliknet med at dyrene går på hele arealet. Det er viktig å bruke fleksible gjerde- og gjødselløsninger, slik at ikke alt graset "modnes" samtidig. Grashøyden er et greit mål for når sauene bør slippes på skiftet og når de bør tas av. En grashøyde på ca. ti cm er optimalt ved slipp (Todnem og Kveberg 2002). Tidlig i beitesesongen flyttes sauene når neste skift har fått optimal høyde på grasveksten. Videre utover i sesongen flytter man sauene når skiftet er beitet godt ned.



Sau på beite nær setervoll. Ringebu (Oppland). Foto: Geir-Harald Strand/NIBIO

Alle skiftene bør gjødsles minimum én gang i løpet av beitesesongen. Det anbefales å pusse beiten med beitepusser en til to ganger i løpet av beitesesongen. Slitasje på beiten grunnet tråkkaskader, samt nedtråkking og vraking av fôr, vil gjøre det påkrevd å fornye/omlegge anslagsvis 20-25 % av enga hvert år (Todnem og Kveberg 2002). Ved kontinuerlig innmarksbeiting kan det være nødvendig å gi mine-raltilskudd. Det vil dessuten være nødvendig å sette inn drikkekar dersom ikke beitet har en naturlig, tørkesikker vannkilde. I svært tørkeutsatte strøk bør det vurderes å investere i vanningsanlegg (Kjuus et al. 2003). Hvis beitet ligger helt åpent og ikke har naturlige ly, er léskur påkrevd. Ved langvarig og årlig beiting på et avgrenset område er det også helt avgjørende at man har et godt snylterbehandlings-regime. Ulempene med beiteing på innmarksareal er de samme som nevnt under avsnittene 9.4.1.

Kjuus et al. (2003) har regnet ut at arealkravet dersom sauene skal gå 100 dager på innmark i stedet for i utmarka, blir ca. én daa pr. beitedyr (beregnet på grunnlag av 100 vinterfôra sau (v.f.s.) med 1,6 lam i gjennomsnitt. Merarbeidet ved å holde en besetning på 100 v.f.s. på leid innmarksareal gjennom sommersesongen er beregnet til å være ca. 4 timer pr. v.f.s. (Kjuus et al. 2003). I den samme studien ble merkostnadene beregnet til kr 2 005,- pr. v.f.s. eller kr 771,- pr. beitedyr (2003-priser). Hvis man benytter eget slåtteareal til innmarksbeite, må innkjøp av vinterfôr tas med i regnestykket. Beitet må gjerdes inn (med rovviltavvisende gjerde om nødvendig).

De økonomiske konsekvensene ved omlegging til innmarksbasert beiting er betydelige, men det er viktig også å se på inntektssiden. Ved innmarksbeiting har man større mulighet for plukkslakting, hvilket kan gi en merpris utenom den ordinære slaktesesongen. Man kan benytte seg av et målrettet bruk av ulike skifter til lam i ulike vektklasser, noe som vil redusere behovet for oppfôring av tynne lam («blålam») (Todnem og Kveberg 2002). Dessuten er det alltid knyttet en del arbeid og kostnader ved å ha dyrene på utmarksbeite, bl.a. tilsyn, føring og sanking. Det er derfor ikke alle kostnadene ved omlegging til innmarksbasert beiting som kan regnes som merkostnader.

Tiltakets effekt:

I områder med årlige svært høye tap til rovvilt kan eneste løsning være å legge om sauedrifta til innmarksbasert beitedrift. Forutsetningen er at man har tilstrekkelige arealer tilgjengelig for dette formålet. Innmarksbasert beitedrift byr imidlertid på mange utfordringer og store ekstraomkostninger.

Gårdsnære beiter

Med gårdsnære beiter menes beiter i bygdenære områder som i utgangspunktet er lette å holde tilsyn med, og som er lite rovdrytsatte. Dette kan være ulike beitetyper som fulldyrka jord, overflatedyrka kulturbeite og/eller innmarksbeite. Den dyrka jorda er ofte arealer som ellers ikke ville ha vært beitet.

Etter klassifikasjonssystemet AR5 er «innmarksbeite» definert som «jordbruksareal som kan benyttes som beite, men som ikke høstes maskinelt. Minst 50 % av arealet skal være dekt av grasarter eller beitetålende urter. Videre skal arealet ha tydelig kulturpreg og være inngjerdet» (Bjørndal og Bjørkelo 2006). Dette kan være arealer med god tilgang på vann og næring der busk- og tresjiktet tynnes og ryddes, og grasveksten fremmes ved tilstrekkelig beitetrykk. Egnede arealer for denne typen beite er nedlagte/brakklagte bruk, eldre slåtteeng/kulturbeite som er i ferd med å gro igjen, engskog (lågurt og høgstaude) og frisk blåbærskog med småbregner. Som for alle beitetyper vil kvaliteten av dette beitet være sterkt påvirket av arter og mengde av gras og urter. Generelt vil beitekvaliteten være god om våren og forsommeren dersom dyrene slippes ut tidlig og beitetrykket er tilstrekkelig. God nedbeiting om våren og forsommeren gir bedre beitekvalitet på ettersommeren og høsten. Vanligvis vil derfor ikke denne beitetypen være egnet for dyr med et stort fôrbehov om høsten, men den kan inngå som en ekstra ressurs i form av vårbeite, og gir dermed muligheter for høyere produksjon av vinterfôr. Småflekker på noen få dekar, eksempelvis mellom hus eller veier, er imidlertid urasjonelle å drifte og i praksis lite aktuelle. Beitepotensialet, dvs. hvor store arealer som finnes tilgjengelig, beitekvalitet og beregning

av beitekapasitet (antall sau per arealenhet multiplisert med antall dager), bør kartlegges nærmere av fagfolk.

Tiltakets effekt:

En konsentrasjon av sau til mer gårdsnære beiter vil utvilsomt ha en god og langsiktig tapsreducerende effekt. Man kan utnytte og skjøtte gårdsnære arealer som ellers ikke ville ha vært beitet. Slike arealer kan også nyttes som beredskapsarealer (se over). Potensialet for bruk av gårdsnære beiter innenfor de rovviltprioriterte områdene i Norge bør utredes nærmere.

Flytting av sau

Det finnes ingen internasjonale publikasjoner som viser effekten av å flytte sau til nye beiteområder sett i forhold til kostnadene ved tiltaket, men det er likevel innlysende at tap til rovvilt vil gå ned dersom det nye beiteområdet har lavere rovvilttetthet.

Flytting av sau til nye beiteområder er praktisert bl.a. i Hedmark, Akershus, Buskerud, Telemark og Troms. Tiltaket forutsetter imidlertid langsiktighet mht. leieavtaler og tilvenning av sauene til nytt beiteområde. Tiltaket må heller ikke medføre hardere beitetrykk i det nye området enn det som er faglig forsvarlig, og man må ta hensyn til forbudet mot flytting av dyr mellom smittevernsoner. Det er relativt store kostnader og merarbeid knyttet til transport av dyrene og intensivt tilsyn de første årene etter flytting. Løken (2015) nevner også usikkerhet rundt at de politiske rammevilkårene for rovviltforvaltningen skal endre seg som ulempe ved tiltaket. Ideelt sett bør alle sauene i et beitelaget flyttes samtidig, ikke bare enkeltbesetninger.

Den største fordelen er at man skiller rovvilt og bufe. Andre fordeler er at en kan styre flyttingen til viktige kulturlandskap for derigjennom å sikre bl.a. biologisk mangfold, flytting til et eksisterende beitelag gir flere hender å fordele beitebruksarbeidet på og beitelag som tar imot flyttebesetninger får tilført ekstra tilsynsressurser i en innkjøringsperiode (Løken 2015). Flytting til et område med bedre beitekvalitet kan også gi høyere lammevekter.

Det er gode erfaringer fra Buskerud og Telemark med flytting av sau fra gaupeutsatt skogsbeite til fjellbeite (Hansen et al. 2012 a). Gaupa i Sør-Norge beveger seg sjeldent over skoggrensa, og flytting av sau bort fra skogsbeite vil ha en god og langsiktig tapsreducerende effekt, forutsatt at det ikke er jerv i området. Vi mener derfor at dette tiltaket bør ha høy prioritet i områder med målsetning om reproduserende gaupe, slik det allerede er praktisert f.eks. i rovviltregion 2. Dette kan også ha en tapsforebyggende effekt overfor bjørn, som primært også er et skogsdyr. Tilgang på beiteareal i fjellet (som i tillegg ikke har nevneverdige jerveproblemer) kan imidlertid være en begrensende faktor for i hvilket omfang dette tiltaket kan benyttes.

Tiltakets effekt:

Flytting av sau til mindre rovdyrbelastede beiteområder anbefales i de aller mest tapsutsatte beiteområder. Tiltaket har god og langsiktig effekt, så langt det finnes andre beiter med liten rovdyrbelastning tilgjengelig. Dette, samt økt kostnads- og arbeidsbelastning de første årene etter flytting, vil kunne være en begrensende faktor for omfanget av tiltaket.

Gaupeklaver

Av tiltak som faller innunder kategorien «andre tiltak» er det gitt forebyggende midler til bl.a. gaupeklaver. Gaupeklaver har vært benyttet på lam som forebyggende tiltak siden starten på 1990-tallet. Mange fylker har vært involvert i slike prosjekt, men det er kun i Buskerud, Sør-Trøndelag og i Nord-Trøndelag bruken av gaupeklaver har blitt fulgt opp i mer enn to år. Carlsen et al. (2006) viste i en evaluering basert på data fra ti fylker som til sammen har hatt over 29 000 lam med påmontert klave fordelt på seks ulike klavetyper (1992-2006), at de aller fleste forsøkene har ført til at lam med klaver

har hatt lavere dødelighet sammenlignet med lam uten klaver. Gaupeklavene hadde imidlertid signifikant forebyggende effekt kun i beiteområder hvor gaupe var hovedutfordringen. Klaven hindrer gaupa reint fysisk i å utføre sitt dødelige strupebitt.

Tiltakets effekt:

Gaupeklaver har signifikant forebyggende effekt i beiteområder hvor gaupe er hovedutfordringen, og det kan derfor forsvares fortsatt å bevilge FKT-midler til dette tiltaket i slike områder.

Gjeting og omlegging til annen rase

Av andre tiltak NIBIO er bedt om å utrede er gjeting og omlegging til annen rase. Dette er ikke vanlige tiltak i sauenæringa i Norge i dag, men tiltakene er løftet fram som en løsning, spesielt fra naturvern-organisasjonene.

Gjeting i Norge har gamle tradisjoner og bygger på verdier som er dypt forankret i norsk kultur (Mysterud et al. 1996b). Gjeterkompetansen ble videreført mellom generasjoner og på 1940-tallet var det egne lærlingeordninger for gjeterne. Gjeting innebar i utgangspunktet å følge dyrene og ha dem under kontroll døgnet rundt. Denne form for gjeting har nesten ikke blitt praktisert i Norge etter siste verdenskrig, og man har nå mistet mye av gjeterkompetansen. Hovedårsaken var den generelle utviklingen i samfunnet med endrede krav til effektivitet i landbruket, strengere krav til arbeidsmiljø og økte arbeidskostnader, samtidig som rovviltbestandene i Norge lå på et lavmål. I stedet er det utviklet ulike former for tilsyn som kan likne mye på enkelte typer gjeting, f.eks. driftegjeting i heiene på sørvestlandet. Gjeting kan også ses på som et vitaliserende element i moderne seter- og stølskultur og for skjøtsel av kulturlandskapet.

Gjeting, ofte i kombinasjon med bruk av både gjeterhund, vokterhund og nattkve, er fortsatt vanlig i mange land i og utenfor Europa der sauehold og store rovvdyrbestander sameksisterer (Kaczensky 1996). Nærheten mellom gjeter og bufe avverger omfanget av rovvdyrskadene og gjeteren kan holde flokken bort fra spesielt utsatte områder. I en gresk studie ble det vist at gjeting reduserte antall husdyr som ble tatt per angrep, selv om ikke totalt antall rovvdyrangrep ble redusert (Iliopoulos et al. 2009). I Norge er de største ulempene med gjeting i dag knyttet til økonomien og tilgang på kompetente gjeterne (Linnell et al. 1997).

Til forskjell fra i Norge, baserer gjetersystemer i utlandet seg på saueraser med et meget sterkt flokkinstinkt. Dette ville forenklet gjetingen veldig, og også andre forebyggende tiltak som utvidet tilsyn, bruk av nattkv, bruk av vokterhund, eller kombinasjonen av disse. I Norge har gammelnorsk sau (gns) signifikant bedre antipredatoratferd og flokkinstinkt enn de tyngre rasene som spælsau og norsk kvit sau (Hansen et al. 2001). Den gammelnorske sauen er imidlertid liten av vekst og har sin største berettigelse på kysten der den kan driftes i utegang året rundt og kjøttet kan selges som et nisjeprodukt under villsau som merkevarenavn.

Forskjellene i antipredatoratferd mellom raser som ble påvist i studiet til Hansen et al. (2001) samsvarer for øvrig godt med erfaringer og tall når det gjelder tap på beite grunnet rovvilt. Det er imidlertid uvisst om omlegging til en rase som viser utpreget antipredatoratferd kan bidra til å redusere rovvdyrtapene generelt, og det gjenstår å teste hvorvidt tapet blir like stort dersom predator ikke lenger har valget mellom "lett" og "mindre lett" bytte.

Mulighetene for nye gjetersystemer tilpasset norske forhold og nye brukskrysninger av sau med styrket flokkinstinkt bør tas opp til diskusjon. Kunnskapsgrunnlaget om sammenhengene mellom flokkeskaper, tilvekst på beite og tap til rovvilt er mangelfullt.

Tiltakets effekt:

Gjeting i seg selv har god tapsforebyggende effekt, men er vanskelig å praktisere i Norge med norske saueraser. Det bør imidlertid være «takhøyde» i næringa for å diskutere nye gjetersystemer tilpasset norske forhold, med utgangspunkt i bl.a. praksis fra heiedriftene, saueraser med sterkt flokkinstinkt og kombinasjonsløsninger brukt ellers i Europa. Alle former for mer styrt beitedrift vil kunne bidra til å redusere tapene grunnet fredet rovvilt.

9.3 Omfang og betydning av omstillingstiltak

Omstilling er i hovedsak gjennomført med støtte fra FKT- midler via Miljødirektoratet og rovvilt-nemndene (over Klima- og miljøverndepartementets budsjett). I mange omstillingssaker har det også blitt gitt støtte til oppbygging av ny næringsvirksomhet på bruket gjennom tilskudd fra fylkesvise BU-midler via Innovasjon Norge (over Landbruks- og matdepartementets budsjett). En oversikt over antallet omstillingssaker, hvordan omstilling er finansiert og antall v.f.s. som er tatt ut av produksjon i perioden 1990-2013 er vist i Tabell 9.3.

Tabell 9.3 Omstillingssaker, finansiering og antall v.f.s. tatt ut av drift i perioden 1990-2013 (etter LMD/KLD 2011, med oppjustert tall per 2013 etter Per Finset (pers. medd., 2016).

Fylke	Antall saker	Sum FKT-midler	Sum BU-midler	Sum andre midler	SUM tilskudds-midler til omstilling	Antall omstilte vinterfôra sau
Hedmark	22	6 891 000	8 050 000	639 000	15 580 000	1 300
N-Trøndelag	37	34 567 000	4 530 000		39 097 000	3 670
Nordland	1	550 000			550 000	110
Troms	3	1 887 500	467 300		2 354 800	292
Sum	63	43 895 500	13 047 300	639 000	57 581 800	5 372

I 2014 var det én omstillingssak i Hedmark og to i Nord-Trøndelag. Fra 2015 tok Miljødirektoratet over behandlingen av omstillingssakene fra fylkesmennene. Det ble i 2015 utbetalt omstillingsmidler til ett sauebruk i Hedmark og ett i Nord-Trøndelag.

I St.meld. nr.15 om Rovvilt i norsk natur er Klima- og miljøverndepartementets egen vurdering av driftsomstillinger at dette er varige, kostnadskrevenende og langsiktige tiltak som kan medføre en skade-forskyvende effekt. Tiltak av denne typen bør gjennomføres bare i helt spesielle tilfeller. Miljødirektoratet har primært prioritert de østlige grenseområdene i fylkene Hedmark og Nord-Trøndelag for omstillingsmidler

Tilskudd til driftsomstilling grunnet rovvilt ble forskriftsfestet i februar 2015 (FOR-2015-02-12-158). Formålet med tilskuddsordningen er å redusere tap av sau og risiko for dyrelidelser i særlig utsatte rovviltområder ved å gi mulighet for omstilling til annen landbruksrelatert næringsvirksomhet med tilknytning til landbrukseiendommen. Omstillingstilskudd gis som et fast beløp per avlssøye som tas ut av beiteområdet og ligger i dag på kr 12 750,-. Det kan gis tilskudd til dyreeiere med utmarksbasert sauehold som over flere år har hatt omfattende tap av sau til rovvilt, både i antall og andel av besetningen, og som har forsøkt forebyggende tiltak eller andre løsninger for å redusere omfanget av tap til rovvilt. Før tilskudd utbetales skal sauedriften på eiendommen være avsluttet og dyrene levert til slakt, såfremt ikke annet fremgår av tilsagnet fra Miljødirektoratet. Den berørte eiendommen kan ikke benyttes til sauehold eller sauebeite de kommende 20 år. En rapport fra arbeidsgruppe oppnevnt av LMD og KLD i 2011 la mye av grunnlaget for denne forskriften om tilskudd til driftsomstilling grunnet rovvilt.

NIBIO utførte i 2010 en vurdering av erfaringer og holdninger til driftsomstilling i Lierne (Hind 2010). Av 23 informanter, alle sauebrukere, hadde ti mottatt omstillingsmidler. Majoriteten av de som mottok omstillingsmidler hadde lagt om til enten mjølke- eller storfekjøttproduksjon. Av de 13 som ikke søkte eller mottatt omstillingsmidler drev fremdeles fem med aktivt sauehold i 2010, mens bare én av de resterende driftet jordarealene på gården selv (høsting av grovfôr). Resten leide bort, hadde solgt jorda og fjøset eller har avviklet all drift på gården. Til tross for store endringer i drifts- og leveforhold for mange, var det ingen av informantene som oppgav at de hadde vært nødt til å flytte fra gården.

Tidligere holdningsundersøkelser (Knutsen et al. 1998) viser at bønder ofte er relativt optimistiske til de ulike tiltaksordninger forvaltningen tilbyr. Dette er trekk vi fant igjen i Lierne, hvor 13 av de 23 informantene er helt eller delvis enig i at driftsomstilling er et godt alternativ i spesielt utsatte rovvilt-områder, mot seks som mener det ikke er det.

I følge Brandt og Haugen (2008) foreligger det svært begrenset forskning på hvilke konsekvenser næringsendring har for den enkelte gårdbrukers hverdagsliv og selvforståelse, men det er gjort flere studier i England (Burton 2004) som viser at bønder ofte motsetter seg endringer som krever at de må gi opp yrke og livsstil. Det at enkelte sauebønder ikke ønsker å gjennomføre en statlig finansiert driftsomstilling kan derfor være et uttrykk for den enkeltes usikkerhet ved det å gå over i et nytt yrke/driftsform som de ikke identifiserer seg med eller mener de har fagkompetanse til.

Tiltakets effekt:

Driftsomstilling til annen landbruksnæring kan være medvirkende til å holde landbruket i hevd, selv om driftsformen endres. Et levende landbruk vil videre kunne bidra til å begrense fraflytting og pendling. Omstilling til melke- eller kjøttproduksjon syntes å være mest aktuelt. Økonomien i slik omstilling er diskutert i kapittel 6 ovenfor.

9.4 Kvotejakt, skadefelling og lisensfelling

De mest benyttede tapsreduserende virkemidlene mot rovviltskader på sau i Norge i dag er tiltak rettet mot rovviltet. I Norge er det to prinsipielle regimer for uttak av rovdyr: skadefelling eller kvote- og lisensfelling (jf. FOR-2005-03-18-242 Forskrift om forvaltning av rovvilt). Denne forskriften har som formål å sikre en bærekraftig forvaltning av gaupe, jerv, bjørn, ulv og kongeørn. Innenfor en slik ramme skal forvaltningen også ivareta hensyn til næringsutøvelse og andre samfunnsinteresser. Forvaltningen skal være differensiert slik at hensynet til ulike interesser vektlegges forskjellig i ulike områder og for de ulike rovviltarter. Forskriften setter også føringer for hvilken myndighet som i ulike situasjoner kan fastsette kvoter og gi fellingstillatelser samt hvilke vurderinger som skal vektlegges før en eventuell skadefellingstillatelse kan gis.

De ulike fellingsregimene er definert i Rovviltforskriften:

Betinget skadefelling: Vedtak med hjemmel i viltloven § 12 om felling av enkeltindivider av rovvilt for å stanse eller forhindre skader på bufe eller tamrein, der det på forhånd er fastsatt en skadefellingskvote og vilkår av overordnet myndighet.

Kvotejakt: Ordinær jakt på et bestemt antall individer av en viltart med hjemmel i viltloven § 9, der kvoten er fastsatt av offentlig myndighet.

Lisensfelling: Skademotivert felling av et bestemt antall individer av en viltart med hjemmel i viltloven § 12, der kvoten er fastsatt av offentlig myndighet og det kreves at jegeren er registrert som lisensjeger i Jegerregisteret for å kunne delta.

Kvotejakt, kvotefri jakt og lisensfelling virker skadereduserende på stor skala ettersom størrelsen på rovviltbestandene reguleres (Brainerd 2003). Skadefelling skal rettes mot bestemte individer og gjen-

nomføres bare dersom det ikke finnes annen tilfredsstillende løsning ut fra prinsippet om geografisk differensiert forvaltning. Jf. endring i Rovviltforskriften om godtgjøring ved forsøk på skadefelling, er det fra 2010 gitt betydelige midler til godtgjøring av skadefellingslag i Norge.

Felling kan i visse situasjoner være forbundet med så strenge krav til kompetanse at myndigheten er lagt til Miljødirektoratet, jf. Viltloven § 12 (LOV-1981-05-29-38). Eksempler på slike situasjoner er felling av spesifikke dyr i familiegrupper av ulv som bidrar til å oppfylle bestandsmålet, felling som berører familiegrupper av ulv med deler av reviret i Sverige eller hiuttak av jerv. Gjennomføringen av slik felling legges til særskilt kompetent personell i regi av offentlig forvaltningsmyndighet. Normalt vil det være det særskilte statlige fellingslaget i Statens naturoppsyn (SNO) som benyttes i slike tilfeller (Figur 9.3). Klima- og miljødepartementet har fastsatt egen instruks for fellingslagets virksomhet, herunder bruk av fellingsmetoder mv. Tiltak direkte rettet mot bestemte enkeltindivider av rovvilt som utvikler problematisk eller uønsket adferd vil normalt bli utført av SNO, ofte i samarbeid med politiet. Tiltakene kan eksempelvis være forsøk på skremming/avskrekking eller felling etter Viltloven § 14a.

Kunnskapen om økologien bak rovdirenes predasjon på sau har økt sterkt de siste tiårene. Et unntak er jerven, der det fortsatt mangler kunnskap om atferd og drapstakt (Odden, pers. medd. 2016). Et gjennomgående resultat fra studiene er at under norske forhold vil alle rovdyrindivider kunne drepe sau som går fritt og ubeskyttet på utmarksbeite. Det ser ikke ut til å eksistere spesielle ”problemindivider” med dagens beitesystem med frittgående sau i utmarka, og i mange områder er sau ett av de viktigste byttedyrene til rovdirene (Dahle et al. 1998, Odden et al. 2002, 2006, 2008, 2013, Odden 2011).



Figur 9.3 Jerv i Luster (Sogn og Fjordane). Den røde bedøvelsespilen sees bak på ryggen.

Foto: ©Lars Gangås/SNO

Kvotejakt på gaupe og lisensfelling av jerv

Den årlige kvotejakta på gaupe har i mange miljøer blitt svært populær og regulerer bestanden av gaupe effektivt. I følge rovviltforliket er det fortsatt en målsetting om at lisensfelling skal være hovedvirkemiddelet også i bestandsreguleringen av jerv, slik at ekstraordinære uttak av ynglelokaliteter eller felling fra helikopter over tid kan reduseres til et minimum. Jervejakta vil først og fremst være et virkemiddel for å regulere bestanden til bestandsmålet, og for å effektivere rovviltsonene. Det er et faktum at dette tiltaket ikke fungerer tilfredsstillende i mange områder, fordi man ikke klarer å ta ut jervekvoten. En rekke tilpasninger til regelverket er foreslått for å bedre effektiviteten i lisensjakta, bl.a. muligheter for utvidelse av jakttida, bruk av løs på drevet halsende hund, bruk av kunstig lys på jerve-

åter, elektronisk tilsyn med jervebåser og tillatelse til bruk av snøskuter både i tilsynet av båser og drifting av jerveåter.. Noen av disse tiltakene prøves nå ut i spesifikke prosjektområder.

Skadefelling av gaupe og jerv

Effekten av skadefelling vil i stor grad avhenge av hvor uttaket skjer i forhold til hovedutbredelsen av rovviltbestanden. I områder med en sammenhengende bestand av jerv eller gaupe er den lokale effekten av å skyte individer av disse to artene på tap av sau (og rein) kortvarig, da ledige revir svært raskt blir fylt opp av nye individer som også tar slike beitedyr (Herfindal et al. 2005, Landa et al. 2002, van Dijk 2008, Aronsson 2009). Det samme er vist for bjørn (Sagør et al. 1997, Nerheim 2004). I utkanten av, eller utenfor områder med sammenhengende bestander av rovdyr, vil den tapsreduserende effekten av et uttak være betydelig større. Uttaket av jerv eller gaupe vil dermed redusere tapet av sau (og rein) på regional skala, kun hvis den totale bestanden av rovdirene i regionen går ned. Det er med andre ord størrelsen på de vedtatte regionale bestandsmålene som vil være bestemmende for nivået på tapene gitt dagens system med frittgående sau på utmarksbeite.

En effektiv og selektiv skadefelling vil først og fremst være avhengig av hvor lenge rovdirene oppholder seg i nærheten av drepte sauer (eller tamrein). Odden et al. (2010) analyserte alle tilgjengelige data på håndteringstid og forflytninger til radio- eller GPS-merkede gauper og jerv i tilknytning til predasjon på sau og tamrein i fem ulike studieområder i Skandinavia. Analysene viste at gauper i snitt benyttet rundt to døgn fra de drepte en rein eller sau til de forlot byttet for siste gang. Etter tre døgn var to av tre gauper ferdig med kadaveret. Jerven, derimot, deler ofte opp og hamstrer store byttedyr som rein (eller sau). Det kan derfor ta mange dager eller uker mellom hver gang jerven besøker et kadaver. Kun i halvparten av tilfellene kom de merkede jervene tilbake til en slått rein dagen etter, og de returnerte til kadaveret i fra 1 til 26 døgn i løpet av den påfølgende måneden. I mer enn en tredjedel av tilfellene ble jervedrepte rein besøkt av flere jerver, og allerede første dagen ble 17 % av alle kadavrene besøkt av mer enn én jerv.

Uttak av spesifikke skadegjørere på eller i nærheten av drepte sauer eller rein kan være effektivt, selektivt og etisk forsvarlig utenfor områder med reproduserende bestander av rovdyr, så sant fellingsforsøket skjer raskt (innen 48 timer) etter sauen (eller reinen) er drept. I disse områdene er sjansen for å skyte hunngauper med avkom, eller en annen jerv enn den som faktisk har gjort skade, minimal. Sjansen for at uttaket har lokal effekt på tapene vil også være relativt stor. Innenfor områder (forvaltningssoner) med reproduserende bestander av gaupe vil risikoen for å felle hunngauper med avhengige unger være høy. I tilsvarende områder for jerv vil uttaket kunne være lite selektiv. For begge arter vil effekten av uttak være kortvarig i slike områder.

Lisensfelling av bjørn

Kjønnsfordelingen av bjørn i Norge er ennå svært skjev. I Nord-Trøndelag lå forholdet i 2012 og 2013 på 1 (binner): 1,7 (hanner) (Aarnes et al. 2014). I følge rovviltforliket skal ikke antallet hannbjørner overstige 1,5 ganger antallet binner. De unge hannene påvirker ikke reproduksjonen, men det er disse som tar hoveddelen av sauene. Eksempelvis gjorde Miljødirektoratet i 2013 vedtak om lisensfelling av fire bjørner i region 6 etter anbefaling fra Rovviltneimnda i regionen. Selv om bestandsmålet ikke er oppnådd verken nasjonalt eller innen regionene, var denne kvoten vurdert ikke å være til skade for bestandens overlevelse, ettersom kvoten var innrettet slik at felling i hovedsak omfattet hanner utenfor reproduksjonsområdene (Hind og Hansen 2014). For å øke forutsigbarheten i beitenæringa skal det, utenfor prioriterte forvaltningsområder for bjørn, gis økt adgang til lisensfelling av hannbjørner slik at forekomsten av hannbjørner i prioriterte beiteområder reduseres. Dette er i tråd med rovviltforliket, som understreker at soneinndelingen må forvaltes tydelig.

Felling av bjørn på vårsnø

Når det gjelder uttak av bjørn i Norge tas de fleste som følge av skadefelling, mens lisensfelling bare utgjør ca. 20 % av uttakene. Sporsnø gjør jakta langt mer effektiv enn senere på sommeren. Uttak av potensielt skadegjørende bjørn på vårsnø er, som hiuttak på jerv, omstridt. Fordi det hittil er gitt få tillatelser til felling av bjørn om våren, er det også liten erfaring med tiltaket. Effekten av uttaket vil avhenge av hvor uttaket skjer i forhold til hovedutbredelsen.

Eksempelvis ble det i Nordland felt én bjørn på vårsnø i Hattfjelldal i 2012. Tapstallene gikk likevel ikke nevneverdig ned. Denne bjørnen var en eldre «gjenganger» som hadde vært i området flere år på rad. Men det var også andre bjørner i samme område, og særlig unge hannbjørner beveger seg langt over kort tid på denne tiden av året. I Nordland er det ikke ennå noen stabil populasjon av brunbjørn. Dette medfører stor uforutsigbarhet (Skogstad, FMMA Nordland, pers. medd., 2014). I en stabil bjørnebestand vil nye individer fort komme inn å fylle opp det ledige reviret (Sagør et al. 1997). Dette gjør skadebildet komplisert, da nye individer kan vise seg å være enda større skadegjørere. Det er ikke gjort analyser på effekten av tiltaket, men det foreligger en del data som kan utnyttes til dette formålet (Wabakken, pers. medd., 2014).

Prosjektet «Effektivisering av skadefelling på freda rovvilt i Oppland» har utviklet gode sporingsekvipasjer under kyndig veiledning og oppfølging av Scandinavian Working Dog Institute (SWDI). Prosjektet har fått testet mange hunder, og de fleste skadefellingslag i Oppland har nå tilgang på hunder som fungerer i los på bjørn (Jørstad 2012).

Skadefelling av ulv

Terskelen for å få tillatelse til skadefelling av ulv innenfor ulvesonen er høy. Et eksempel på dette kan hentes fra situasjonen med ulv som gjorde skade på sau i rovviltavvisende gjerde innenfor ulvesonen i Enebakk sommeren 2015. DNA-prøver knyttet lederhannen i Østmarka til minst to av skadetilfellene. Søndre Akershus Sau og Geit søkte om skadefellingstillatelse men fikk avslag både av FM i Oslo og Akershus og av Miljødirektoratet (etter klage) med begrunnelse i en samlet vurdering av skadesituasjonen, potensialet for fremtidig skade, muligheter for å forebygge ytterligere skader, føringer for forvaltningen av ulv i det aktuelle området, nåværende bestandsstatus og kunnskap om yngling i Østmarka.

Lisensfelling av ulv

Det ble åpnet for lisensfelling av 17 ulver til sammen i rovviltregionene 1, 2, 3, 4/5 (utenfor ulvesonen), og 6 vinteren 2015-2016. I løpet av lisensfellingsperioden ble det felt seks ulver, mens ytterligere seks, som også belastes lisensfellingsskvoten, avgikk på andre måter (påkjørslar, skadeuttak mm).

Felling av ulv på vårsnø

Det er utfordrende å ta ut ulv om sommeren, og de aller færreste skadefellingsforsøk resulterer i uttak av dyr. Felling av potensielle skadegjørere på sporsnø om våren har lenge vært et krav fra Fylkesmannen i ulveutsatte fylker. Erfaringene er at når det observeres rovvilt i beiteområdene i mai, blir situasjonen svært vanskelig seinere i beitesesongen (Nationen 09.05.14). Eksempelvis tillot Miljødirektoratet en landsdekkende betinget felling av fem ulver i mai 2014, med unntak av ulvesonen på Østlandet og deler av Stor-Elvdal, Rendalen og Engerdal. Vedtaket fra Miljødirektoratet var en erkjennelse av at rovvilt i beiteområder er potensielle skadegjørere som, ifølge Rovviltforliket fra 2011, skal kunne felles. Vedtaket ble begrunnet med at utvandrende ulver i prioriterte beiteområder kan forårsake store skader, som i Oppland (2012 og 2013) og i Sør-Trøndelag (2013). Det ble også henvist til at KLD vil ha en sterkere praktisering av soneringsprinsippet med lav terskel for uttak av rovvilt i prioriterte beiteområder. Bestandsmålet på tre ynglinger innenfor ulvesonen ble nådd for fjerde år på rad i 2013 i tillegg

til at det ble påvist 5-8 ulver utenfor forvaltningsområdet. Miljødirektoratet fant derfor at dette at tiltaket ikke truet ulvebestandens overlevelse i Norge.

Likeledes som for hiuttak av jerv og uttak av bjørn på vårsnø, er uttak av potensielt skadegjørere om våren etisk omstridt. En stor overvekt av Norges befolkning (70-80 %) er skeptiske til slike tiltak (Tangeland et al, 2010).

Tiltakets effekt:

Uttak av spesifikke skadegjørere av jerv og gaupe på eller i nærheten av drepte sau, kan være effektivt, selektivt og etisk forsvarlig utenfor områder med reproduserende bestander av rovdyrarten, så framtidig fellingsforsøket skjer raskt (fortrinnsvis innen to døgn) etter at sauen er drept. I disse områdene vil uttaket kunne ha en lokal, positiv effekt på tapene. Innenfor forvaltningssoner med reproduserende bestander av gaupe og jerv, og sannsynligvis også bjørn, vil effekten av uttak være kortvarig, og det er størrelsen på de vedtatte regionale bestandsmålene som vil være bestemmende for nivået på tapene.

Uttak av bjørn og ulv på vårsnø kan bidra til å redusere skadeomfanget på sau. Men tiltaket er etisk kontroversielt, siden man retter uttaket mot «potensielle» skadegjørere og ikke mot spesifikke skadegjørere. Uttak av bjørn på vårsnø kan forsvares dersom fellingskvoten i hovedsak omfatter hanner utenfor reproduksjonsområdene. Uttak av ulv om våren i prioriterte beiteområder kan forsvares dersom uttaket ikke truer ulvebestandens overlevelse i Norge. Effekten ved felling av bjørn og ulv om våren bør utredes nærmere.

Innenfor forvaltningsområdene for rovvilt der bestandsmålene ikke er nådd, vil skadefelling av fredet rovvilt bli praktisert svært restriktivt. I beiteprioritert område må det imidlertid gis økt adgang til lisensfelling (gjelder spesielt bjørn og ulv) og eventuelle skadeuttak må iverksettes hurtig og effektivt, selv om ikke bestandsmålene er nådd. For å øke forutsigbarheten i beitenæringa må soneinndelingen forvaltes enda tydeligere enn i dag, slik at forvaltningspraksisen blir i tråd med rovviltforliket.

9.5 Konfliktdependende tiltak og tiltak for å øke kunnskapsgrunnlaget

Etter Forskrift om tilskudd til forebyggende tiltak mot rovviltskader og konfliktdependende tiltak (§ 7) kan det gis tilskudd til personer, kommuner og organisasjoner for tiltak som har til hensikt å dempe konflikter forårsaket av rovvilt. Tiltaket skal bidra til økt kunnskap om og forståelse for rovvilt og/eller rovviltforvaltning. Tiltak rettet mot barn og unge skal prioriteres. Eksempler på slike tiltak kan være «rovdyrskoler» som f.eks. de nasjonale rovdyrsentrene arrangerer eller aktiviteter for barn og unge med tema om fredet rovvilt i regi av nasjonalparksentrene. Det kan også være utarbeiding av kunnskapsbaserte temabrosjyrer beregnet på allmennheten med konfliktdeping som hensikt, f.eks. «Å leve med bjørn – for innbyggere i bjørneområder» (NINA, Bioforsk, Viltskadecenter 2006). Prosjektet «Dyr i drift» i Troms og Finnmark (med fokus på beitedyr, rovvilt og samfunn) får støtte til drift gjennom konfliktdependende tiltaksmidler. Kurs i felling av fredet rovvilt arrangert av NJFF eller kursing av ettersøksekvipasjer kan også falle innunder denne ordningen.

Konfliktdependende tiltak er en samlebetegnelse for tiltak som ikke nødvendigvis er beskrevet i forskriften, og det vil være et for omfattende arbeid å gå inn på hvert enkelt konfliktdependende tiltak i denne rapporten. Tildeling av midler til konfliktdependende tiltak varierer en del mellom år og det er fylkesmennene som innehar detaljert oversikt over virkemiddelbruken på de ulike tiltakstypene hvert enkelt år. Det ble bevilget drøye 2,8 millioner kronet i konfliktdependende tiltak til sau og rein i Norge i 2012.

Uder samme forskrift (§ 6) gis det også tilskudd til tiltak for å øke kunnskapsgrunnlaget. Utvikling av praksis og erfaring som senere kan danne grunnlag for iverksettelse av nye tiltak kan prioriteres innenfor ordningen. Som slike tiltak regnes:

- utprøving av nye forebyggende tiltak mot rovviltskader, samt evaluering av effekter av igangsatte tiltak
- tiltak som avklarer tapsforhold, herunder elektronisk overvåking
- forsknings- og utredningsoppgaver som bidrar til utvikling og iverksettelse av effektive forebyggende tiltak

Verken konfliktdempende tiltak eller tiltak for å øke kunnskapsgrunnlaget er tapsforebyggende i seg selv, men indirekte kan slike tiltak bidra til høyere aksept for å leve med rovdyr og til at mer målrettede og effektive forebyggende tiltak settes inn.

9.6 Rovviltets betydning for vandrebirøktet i Norge

Norske birøktere har, til forskjell fra beitenæringa, ikke et forskriftsfestet krav på erstatning ved tap av bifolk grunnet fredet rovvilt. Bjørneskader utgjør foreløpig ikke noen stor risiko for birøktere, men omfanget på bjørneskadene har økt (Linnell et al. 2003).

Forebyggende og konfliktdempende tiltak mellom bjørn og mennesker har vært rettet hovedsakelig mot husdyrnæringen (Linnell et al. 1997, Smith et al. 2000a, 2000b, Bjørn og Mogstad 2003). Det har vært lite fokus på konflikter mellom birøktere og bjørn i Norge. El-sikring av bigårder mot bjørnangrep er testet i bl.a. USA, Canada og Sverige med godt resultat. Permanent gjerde er det beste, langvarige tiltaket mot bjørn (Viltskadecenter 2009). I Sverige går det ganske fort å montere kraftige gjerder rundt bikubene fordi bigårdene er små og står på samme plass hele sommeren. Det er imidlertid vesentlige forskjeller mellom vandrebirøktet i Norge og det mer stasjonære birøktet i Sverige (Brainerd et al. 2006, Levin et al. 2006). Permanente gjerdeløsninger som benyttes i Sverige hevdes av næringa i Norge å være mindre anvendbare for bigårder som flyttes gjennom sesongen.

Mobile gjerdetyper har vært etterspurt av birøkterne i Norge. Hedmark Birøkterlag kunne tidligere, via midler fra Fylkesmannen i Hedmark, investere i gjerdemateriell til mobile strømgjerder som var av en langt lettere type enn anleggene som kreves ifølge standard og forskrift for rovdyravvisende gjerder i saueholdet (se kap. 9.4.7). Disse elektriske lettgjerdene ble lånt ut til medlemmer i Birøkterlaget som søkte om dette.

Bioforsk (nå NIBIO) utførte i samarbeid med NINA i 2007 en spørreundersøkelse blant birøktere på Østlandet (N=23) for å kartlegge hvorvidt det var et behov for å utvikle en egen strømgjerdestandard for vandrebirøktere (Hind et al. 2007). 74 % av informantene hadde opplevd bjørneangrep på egen bigård. Fjorten brukere hadde elektriske gjerder rundt bikubene, men fem av dem hadde likevel vært utsatt for bjørneangrep. Fire av disse hadde benyttet seg av de mobile strømgjerdene utlånt av Hedmark Birøkterlag. Et stort flertall av birøkterne mente det var behov for å utvikle en egen strømgjerdestandard for næringa, med en gjerdetype som er kraftig, men likevel enkel å montere og demontere. Siden 2006 har ikke Fylkesmannen i Hedmark gitt tilskudd til slike mobile gjerdeanlegg, ut fra erfaring med at disse fungerte dårlig. Hedmark birøkterlag har imidlertid fått tilskudd til elektriske gjerder som tilfredsstiller standarden i 2006 (150 000 kr), 2008 (250 000 kr), 2012 (400 000 kr) og 2015 (200 000 kr).

Tiltakets effekt:

El-sikring av bigårder mot bjørneangrep har tapsreducerende effekt, forutsatt at gjerdene blir satt opp etter standard for rovviltavvisende gjerder. Så lenge det ikke er utviklet kraftige nok gjerdetyper som er tilpasset vandrebirøktet i Norge, må birøkterne forholde seg til gjeldende gjerdstandard for å få tilskudd til forebyggende tiltak. Det bør vurderes om erstatningsforskriften kan revideres, slik at den også tar høyde for at honningprodusenter kan få utbetalt erstatning for bjørneskader på bigårder.

10 REINDRIFTAS AREALBRUK

Av Rolf Rødven, Finn-Arne Haugen, Svein Morten Eilertsen, Tor-Arne Bjørn

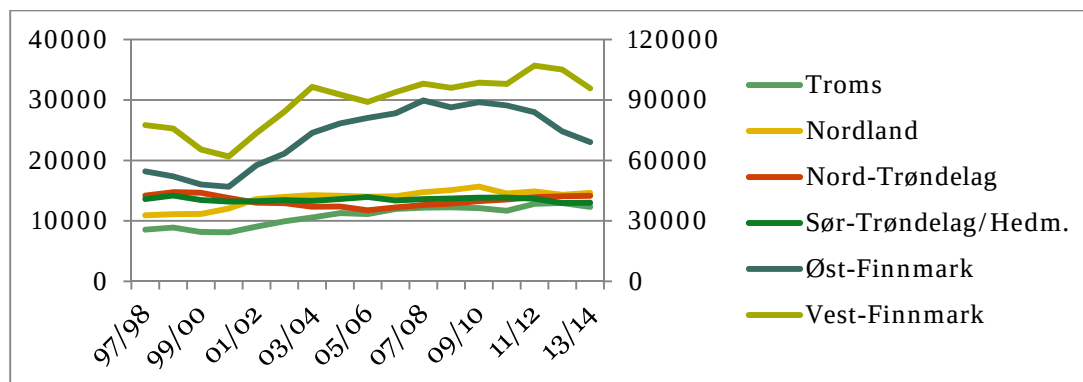
10.1 Innledning

Reindrift utøves på omtrent 40 % av landarealet i Norge. Dette utgjør ca 140 000 km² fordelt over 140 av landets kommuner (Pentha et al. 2014). Hoveddelen av reindriften foregår i Finnmark, hvor bestanden utgjør ca. 246 000 dyr eller 70 % av det totale antallet tamrein (av dyr i vårflokk). Beiteområdene for reindrift strekker seg ned til Sør-Trøndelag, Møre og Romsdal (Trollheimen) og Hedmark, i tillegg til at det er konsesjonsdrift gjennom tamreinlag i Gudbrandsdalen, Østerdalen og Valdres (Pentha et al. 2014). Reintallet i Finnmark hevdes å ha økt betraktelig fra 1850 til i dag, selv om presisjonen i tallene har vært diskutert (Holand 2003; Ims og Kosmo 2001). Spesielt i 1980-årene var økningen stor. Denne økningen sammenfalt i tid med omorganisering fra siidabeiter til felles vinterbeiter i sentrale deler av Finnmark (Holand 2003). Reintallet og kalveproduksjon varierer mye i ulike deler av landet. Vinterklima synes, sammen med antall dyr på beite, å være en viktig faktor for ulik bestandsdynamikk i ulike deler av landet (Tveraa et al. 2007).

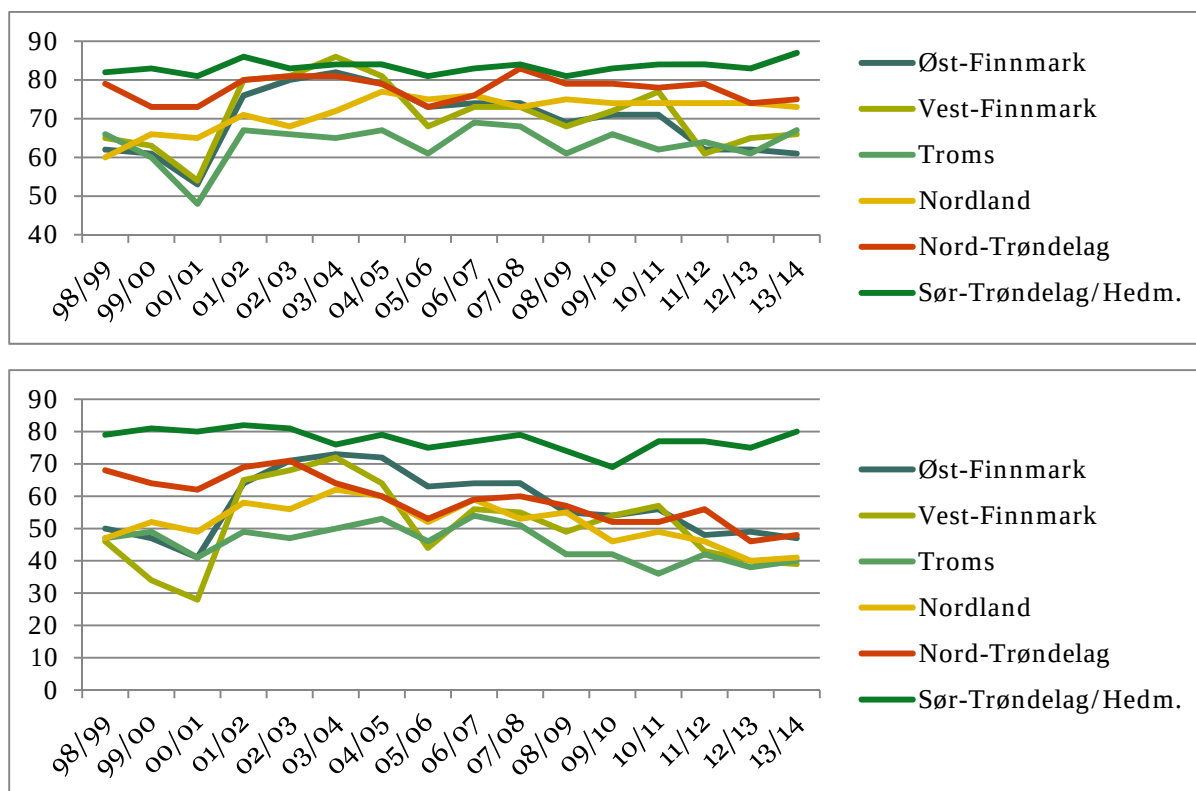
Formålet med kapitlet om rovviltets betydning for reindriften er å utarbeide indikatorer på rovviltbestandens betydning for samisk reindrift, med særlig vekt på reindriften arealbruk, herunder også avbøtende tiltak. Videre er det et mål å sammenfatte resultater innenfor dette saksfeltet som er dokumentert i rapporter og vitenskapelige arbeider.

Reindrift er en ekstensiv driftsform basert på utmarksressurser. Derfor er datagrunnlaget for både arealbruk og tap av dyr i sin natur av grov oppløsning. Beiteområdene er for store til at tap til rovvilt effektivt kan overvåkes eller kobles mot kjent rovviltbestand. Likeledes er drektigheten ikke kjent, noe som gjør tall for tidlig kalvetap usikre. Samlet fører dette til at vi i denne rapporten i stor grad forholder oss til offentlige tall for tap generelt uten å kunne spesifisere årsak til tallene. Vi har valgt å bruke tall i hovedsak fra 1997 og fram til i dag, da disse synes å være mer presise.

Figur 10.1 gir en oversikt over utvikling av reintallet i vårflokk i reindriften i Norge. Figuren viser en markant økning i reintall i Finnmark fram til 2012, med påfølgende nedgang i årene etter. For de øvrige regionene er reintallet i svak økning. Kalvetilgang måles som andel (%) kalv i forhold til antallet simler ved driftsårets start. Kalvetilgangen kan måles på ulike tidspunkt, og endring i kalvetilgang er dermed et uttrykk for tap av kalv. Fordi antall fødte kalv i de aller fleste tilfellene ikke er direkte observasjoner, men et estimat basert på antall voksne simler i vårflokk, vil dette nødvendigvis være et usikkert tall.



Figur 10.1: Utvikling i reintallet (per 31. mars) i Norge (Øst- og Vest-Finnmark på sekundæraksen). Kilde Ressursregnskapet, Landbruksdirektoratet



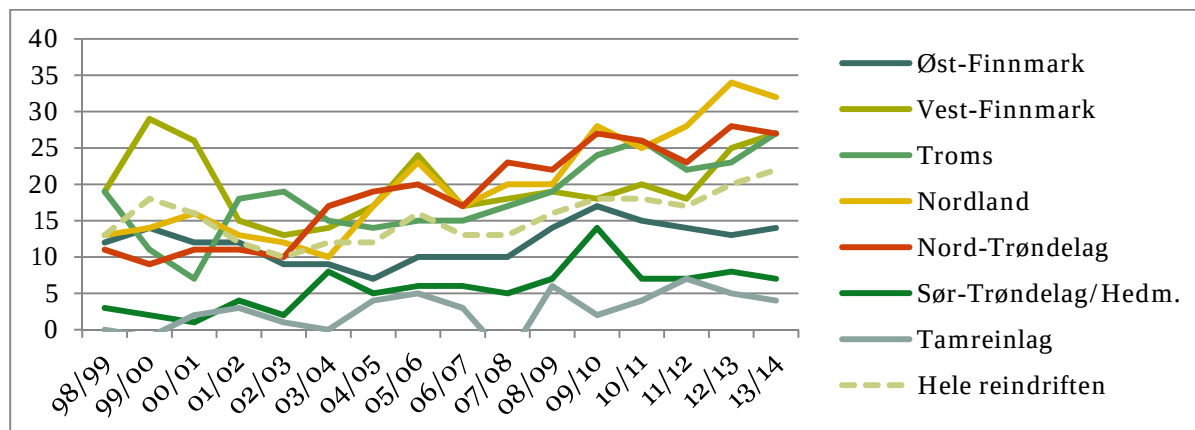
Figur 10.2: Kalvetilgang (% kalv i forhold til antallet simler ved driftsårets start) a) ved kalvemerking (øverst) og b) ved slakt og påsett (nederst). Kilde Ressursregnskapet, Landbruksdirektoratet.

Kalvetilgang er vist i Figur 10.2. Denne figuren er todelt. Figur 10.2a (øverst) viser kalvetilgang målt ved kalvemerking, mens Figur 10.2b (nederst) viser kalvetilgang målt etter tap (ved slakt og påsett). Figur 10.2a viser et fall i kalvetilgang ved kalvemerking i årene 1999/2000 og 2000/2001, men ellers har kalvetilgangen ved merking kun hatt mindre variasjoner, og variasjon mellom regionene er større en variasjon mellom år. Gjennom hele perioden (1998-2014) har Sør-Trøndelag/Hedmark hatt stor kalvetilgang ved kalvemerking, mens tilgangen i Troms har vært lavest. For noen av reinbeiteområdene er det en tendens til fallende kalvetilgang ved merking de siste årene (fra om lag 2002). Figur 10.2b viser kalvetilgang målt ved slakt og påsett, dvs. senere i sesongen. For næringa er dette den viktigste faktoren for økonomien i næringa. Andelen kalver etter tap skal erstatte tapte voksne dyr gjennom siste driftsår og erstatte voksne dyr som blir slaktet pga høy alder og/eller sviktende helse. Resterende kalv går til slakt og det er disse i tillegg til slaktede voksne dyr som gir økonomien i næringa. Det er en klar tendens til at i alle områder unntatt Sør-Trøndelag/Hedmark har kalvetilgangen slik den er målt i Figur 10.2b gått systematisk tilbake de siste ti årene. For samtlige reinbeiteområder unntatt Sør-Trøndelag/Hedmark har kalvetilgangen ved slakt og påsett vært under 60 % siden 2007/08 og under 50 % de to siste driftsårene (2012/13 og 2013/14).

Differansen mellom kalvetilgang målt på ulike tidspunkt påvirkes ikke av ulike vurderinger av drektighet og kan benyttes som et uttrykk for tap av kalv. Denne differansen (sentapet), uttrykt som differansen mellom tallene i Figur 10.2a og Figur 10.2b, er vist i Figur 10.3. For de aller fleste reinbeiteområdene viser Figur 10.3 økende sentap gjennom hele perioden fra rundt 2003 og fram til 2014. Omfanget er lavest i Sør-Trøndelag/Hedmark og i tamreinlagene, men trenden er også synlig i disse områdene.

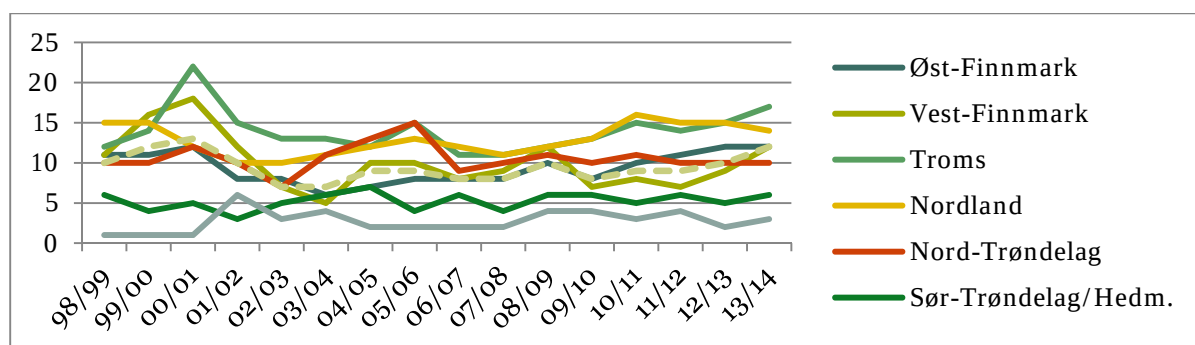
En andel av sentapet av kalv (i perioden fra merking til slakteuttak) skyldes rovvilt. Det er ikke mulig, basert på dette materialet, å fastslå hvor stor andel tapet til rovdyr utgjør. Økningen i sentap må imid-

lertid forklares med en økning i faktorer som forårsaker sentap. Rovdyrbestanden er en viktig faktor som påvirker sentap og det er derfor sannsynlig at rovdyr har bidratt til økningen i sentap.

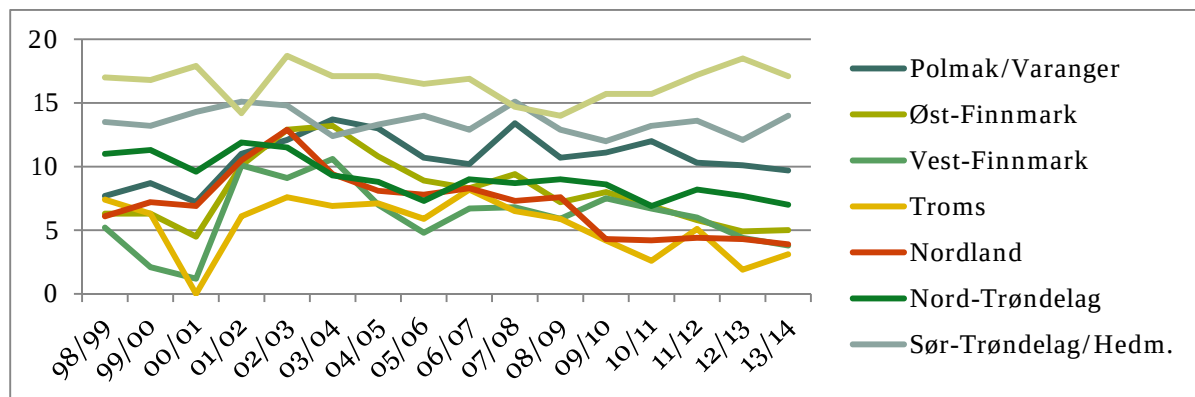


Figur 10.3: Reduksjon i kalvetilgang (%) fra merking og fram til slakt og påsett. Kilde Ressursregnskapet, Landbruksdirektoratet.

Generelt har alle reinbeiteområdene (foruten Sør-Trøndelag/Hedmark og tamreinlagene) hatt høye tap av voksne dyr de siste driftsårene. Tap av voksen rein er høyest i Troms og Nordland, som sammen med Øst-Finnmark også har hatt økende tap av voksen rein de tre siste driftsårene (Figur 10.4). Konsekvensen er at flere reinbeiteområder må redusere slakteuttaket av kalv for å erstatte de tapte produksjonsdyrene (rekruttering). Med en stor andel kalv og årskalver vil produksjonen i reinflokken gå ned da andelen produktive simler av hele reinflokken blir redusert.



Figur 10.4: Tap av voksne rein (%) gjennom driftsåret. Kilde Ressursregnskapet, Landbruksdirektoratet.



Figur 10.5: Produktiviteten per livrein er beregnet som slakteuttak og reintallsendring (begge i kg) per rein i vårflokk. Kilde Ressursregnskapet, SLF.

Produktiviteten (slakteuttak per livrein) varierer stort mellom de ulike reinbeiteområdene (Figur 10.5). På grunn av lav kalvetilgang de siste årene har produktiviteten i de fleste områdene vært fallende, spesielt i Nordland og Troms. Til tross for at Nordland og Troms generelt har svært gode sommerbeiter og dermed høye slaktevekter på kalv er produktiviteten per rein i vårflokk svært lav (under 5 kg/livrein de siste par årene).

10.2 Forvaltningsområder for rovvilt og reindriftas beitearealer

Tabellverket i dette kapittelet viser reindriftas arealbruk i form av arealtall for de ulike beiteområdene. Disse er fordelt på de fem ulike årstidsbeitene og på forvaltningssonene for de ulike rovdynere. Videre viser tabellene tap av rein til jerv, gaupe, bjørn og ulv fordelt mellom forvaltningsområder for rovdynere og reinbeiteområder, samt tap til kongeørn.

Tabell 10.1: Totalareal for hvert beiteområde (forvaltningsenhet), samt areal og andel av beiteområdene som sammenfaller med forvaltningsområde for rovdynere. Kilde Kart fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, bearbeidet av NIBIO.

Beiteområde (Forvaltningsenheter)	Totalt areal (km ²)	Derav forvaltningsområde for rovdynere (km ²)	Derav forvaltningsområde for rovdynere (%)
Sør-Trøndelag/Hedmark	6 175	6 167	100
Nord-Trøndelag	22 319	17 198	77
Nordland	32 843	13 316	41
Troms	20 651	7 333	36
Vest-Finnmark	24 363	14 306	59
Øst-Finnmark	30 960	13 250	43
Totalt	131 136	65 403	50

Tabell 10.1 viser totalarealet for hvert reinbeiteområde, totalarealet av forvaltningsområdene for rovdynere som ligger innenfor beiteområdene, og hvor stor andel dette utgjør i prosent av beiteområdet. Tallene viser at hele Sør-Trøndelag/Hedmark reinbeiteområde ligger innenfor forvaltningsområdene for rovdynere. Minst berørt er reinbeiteområdene i Troms hvor 36 % av arealet ligger innenfor forvaltningsområde for ett eller flere rovdynere.

Tabell 10.2 viser sammenfall mellom beiteområdene i Sør-Trøndelag/Hedmark og forvaltningsområdene for rovvilt. Hele reinbeiteområde Sør-Trøndelag/Hedmark ligger innenfor forvaltningsområder for ett eller flere rovdynere. Jerv har størst sammenfall med 71 % av sommerbeiteområdene og 84 % til vårbeitene. Gaupe har noe mindre sammenfall. Det er ikke sammenfall mellom reinbeite og bjørneområder i Sør-Trøndelag/Hedmark. Konfliktpotensialet i arealbruk for reinbeiteområdet vurderes som høyt både for jerv og gaupe innen alle årstidsbeitene.

Tabell 10.2: Areal tall beiteområde Sør-Trøndelag og Hedmark. Kilde Kart fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, bearbeidet av NIBIO.

Sesong	Totalt daa	Jerv %	Gaupe %	Bjørn %	Rovdyrsoner samlet	
					Dekar	%
Vinter	4 839 200	83	59	0	4 833 609	100
Vår	3 733 474	84	77	0	3 729 616	100
Sommer	2 827 029	74	71	0	2 823 740	100
Høst	4 409 296	81	69	0	4 405 407	100
Høst / vinter	4 729 923	81	69	0	4 724 704	100
Totalt beite	6 175 169				6 166 796	100

Tabell 10.3 viser at 77 % av beiteområde Nord-Trøndelag er berørt av forvaltningsområder for rovdyr. For alle rovdypene samlet er det vårbeitene som er mest berørt med totalt 93 %. Høst/vinterbeitene har 90 % sammenfall med forvaltningsområder for rovvilt, mens sommerbeitene og høstbeitene ligger på hhv 85 % og 86 %. For alle årstidsbeitene er det forvaltningsområdet for jerv som har størst sammenfall med beiteområdene for rein. Konfliktpotensialet vurderer som høyt for alle årstidsbeitene, med jerv som den av forvaltningsområdene som har størst betydning.

Tabell 10.3: Areal tall beiteområde Nord-Trøndelag. Kilde Kart fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet bearbeidet av NIBIO.

Sesong	Totalt daa	Jerv %	Gaupe %	Bjørn %	Rovdyrsoner samlet	
					Dekar	%
Vinter	12 197 440	55	45	28	9 298 820	76
Vår	7 382 998	75	34	50	6 874 548	93
Sommer	5 959 619	76	28	48	5 052 296	85
Høst	7 294 868	74	33	46	6 275 127	86
Høst / vinter	7 997 940	71	40	43	7 196 015	90
Tot beite	22 319 108				17 198 314	77

Tabell 10.4: Areal tall beiteområde Nordland. Kilde Kart fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet bearbeidet av NIBIO.

Sesong	Totalt daa	Jerv %	Gaupe %	Bjørn %	Rovdyrsoner samlet	
					Dekar	%
Vinter	14 329 626	33	34	12	4 872 061	34
Vår	10 910 836	28	30	2	3 231 201	30
Sommer	14 426 751	45	43	11	6 643 988	46
Høst	13 339 259	42	40	9	5 621 001	42
Høst / vinter	12 364 911	39	37	12	5 050 991	41
Tot beite	32 843 412				13 315 891	41

Tabell 10.4 viser at 41 % av reinbeiteområdene i Nordland ligger innenfor forvaltnings-områdene for rovvilt. Sommerbeitene har størst sammenfall med 46 %, mens vårbeitene har minst med 30 %. Når det gjelder de ulike rovdypene så er andelen temmelig lik for jerv og gaupe for alle årstidsbeitene. Konfliktpotensialet for reinbeite-område Nordland ligger noe lavere enn både Sør-Trøndelag/ Hedmark og Nord-Trøndelag, men vurderes likevel som betydelig.

Tabell 10.5: Areal tall beiteområde Troms. Kilde Kart fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet bearbeidet av NIBIO.

Sesong	Totalt daa	Jerv %	Gaupe %	Bjørn %	Rovdyrsoner samlet	
					Dekar	%
Vinter	7 713 364	32	32	14	2 467 211	32
Vår	6 604 048	2	6	0	428 285	6
Sommer	6 675 308	3	8	0	504 496	8
Høst	7 118 710	11	15	0	1 081 323	15
Høst / vinter	6 600 513	33	35	9	2 311 703	35
Tot beite	20 650 714				7 332 613	36

For beiteområdet Troms er det, slik det fremgår av Tabell 10.5, større variasjon i sammenfall mellom forvaltningssonene for rovdyr og beiteområde for rein, enn for de forannevnte regionene. For alle rovdirene samlet er sammenfallet 36 %. Høst/vinterbeitene er mest berørt med 35 % innenfor forvaltningssone for rovvilt, mens vinterbeitene ligger på 32 %. Konfliktpotensialet er lågere for beiteområde Troms enn for de øvrige beiteområdene, men må likevel regnes som betydelige. Det totale sammenfallet er nesten like høyt som for Nordland, men i Troms er dette mer konsentrert om høst/vinter- og vinterbeitene.

Tabell 10.6: Areal tall beiteområde Vest-Finnmark. Kilde Kart fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, bearbeidet av NIBIO.

Sesong	Totalt daa	Jerv %	Gaupe %	Bjørn %	Rovdyrsoner samlet	
					Dekar	%
Vinter	6 132 706	31	31	64	5 829 223	95
Vår	9 882 992	22	43	0	4 254 100	43
Sommer	11 027 416	8	19	0	2 051 734	19
Høst	9 869 996	46	71	0	7 010 293	71
Høst / vinter	7 202 372	41	41	54	6 909 205	96
Tot beite	24 363 327				14 305 708	59

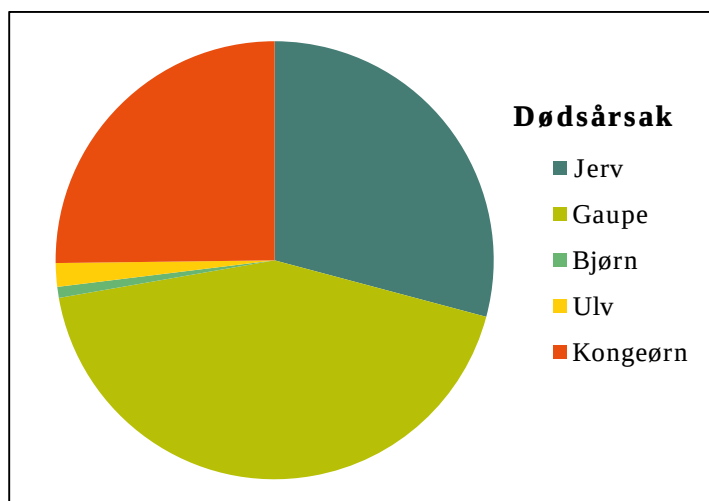
Tabell 10.6 viser at 59 % av beiteområdet i Vest-Finnmark er berørt av rovdyrsoner. Størst sammenfall er det for høst/vinterbeitene og vinterbeitene i indre deler av fylket som ligger på 96 og 95 %. Forvaltningsområdet for bjørn omfatter 64 % av vinterbeiteområdene og 54 % av høst/vinterbeitene. Bjørneområdet er ikke i berøring med vår- og sommerbeitene, og viser ubetydelig sammenfall med høstbeitene. Konfliktpotensialet i arealbruk for Vest-Finnmark er betydelig, spesielt i de indre delene av beiteområdet.

Tabell 10.7: Areal tall beiteområde Øst-Finnmark. Kilde Kart fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet bearbeidet av NIBIO.

Sesong	Totalt daa	Jerv %	Gaupe %	Bjørn %	Rovdyrsoner samlet	
					Dekar	%
Vinter	10 691 585	41	42	29	7 723 624	72
Vår	13 058 621	9	27	2	3 864 203	30
Sommer	15 637 661	3	24	4	4 367 981	28
Høst	13 991 123	19	42	4	6 458 614	46
Høst / vinter	8 251 594	33	37	7	3 598 272	44
Tot beite	30 959 607				13 250 353	43

Tabell 10.7 viser at i Øst-Finnmark beiteområde sammenfaller 43 % av arealet med forvaltningsområder for rovdyr. Vinterbeitene er mest berørt med 72 %, mens sommerbeitene er minst berørt med 28 %. I Øst-Finnmark er det forvaltningssonen for jerv som har størst arealmessig sammenfall med reinbeiteområdene, dernest gaupe. Konfliktpotensialet i Øst-Finnmark er betydelig. Som for Vest-Finnmark er det de indre områdene med vinter- og høst/vinterbeiter som viser høyest sammenfall.

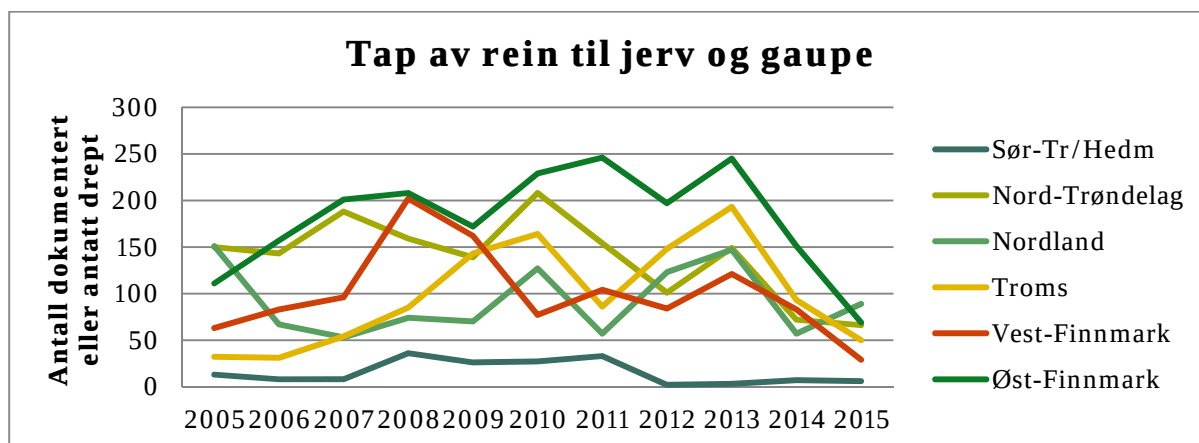
I Rovbasen er det registrert 9 414 rein dokumentert eller antatt drept av en av de fire store rovviltartene og kongeørn i perioden 2005 – 2015. Fordelingen er vist i Figur 10.6. Det meste av dette tapet skyldes jerv, gaupe og kongeørn. Tapsutviklingen med hensyn på disse tre artene gjennom perioden i hvert reinbeiteområde er vist i Figurene 10.7 og 10.8.



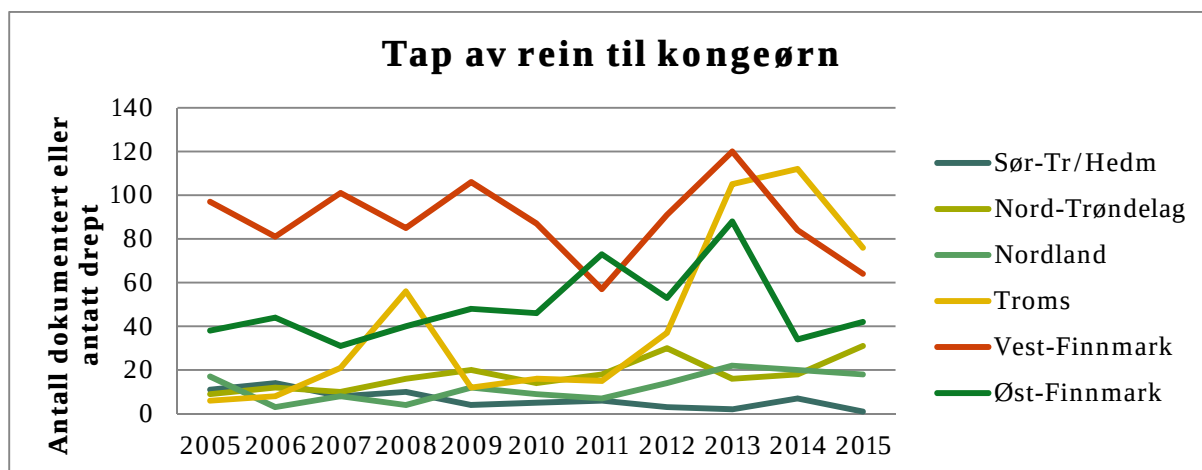
Figur 10.6: Dødsårsak for rein dokumentert eller antatt drept av en av de fire store rovviltartene og kongeørn i perioden 2005 – 2015. Kilde: Rovbase

Figurene 10.7 og 10.8 viser en nedadgående tendens i tap av rein til de største skadegjørerne, jerv, gaupe og kongeørn etter 2013. Samtidig viser både tall for tapt kalvetilgang gjennom sesongen, og tapstall for voksen rein, en økning i den samme perioden. Mulige forklaringer på nedgangen i tap til rovdyr kan være nedgang i reinflokkstørrelse, at det har vært nedgang i gaupebestanden og reduksjon i antall ynglinger av jerv i perioden (kilde: Rovbase.no), eller at forvaltninga har lyktes bedre med å ta ut skadegjørere i perioden. I tillegg er det svært vanskelig å finne rovdrydrept rein raskt nok til at skadegjørere kan dokumenteres, og dette påvirkes av årlige variasjoner i bl.a. snøforhold. Sannsynligvis spiller alle disse faktorene en rolle, og dette viser kompleksiteten i årsakssammenhengene for tap av rein. Om nedgang i tapstall vil gi seg utslag i økt kalvetilgang og redusert tap av voksenrein på sikt vil vise seg.

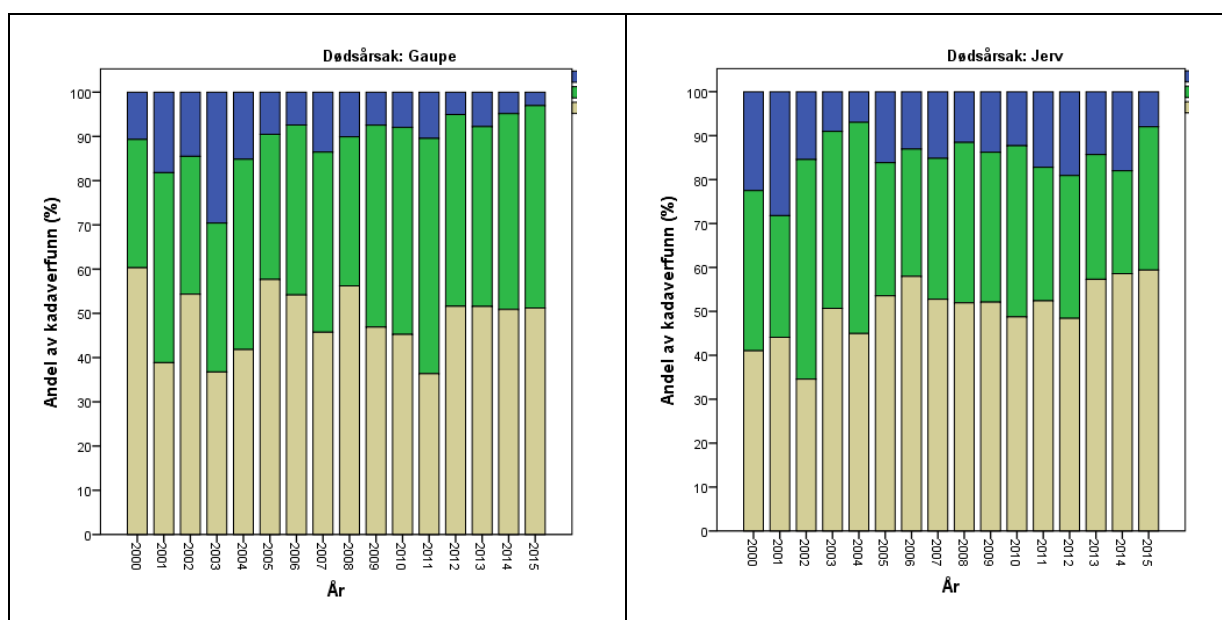
Av kadaverfunn av rein drept av gaupe, som er dokumentert i Rovbasen, er om lag halvparten av funnene innenfor forvaltningssonen for gaupe (Figur 10.9a, venstre). Dette har holdt seg ganske stabilt gjennom perioden det foreligger data for (2000 – 2015). De første årene i perioden ble om lag 40 % funnet i nærområdet på 30 km omkring forvaltningsområdet for gaupe, mens 10% ble funnet lengre vekk fra forvaltningsområdet. Trenden er imidlertid at en synkende andel blir funnet utenfor nærområdet på 30 km rundt forvaltningssonen. Det går med andre ord i retning av en situasjon der halvparten av funnene gjøres inne i forvaltningssonen og halvparten i nærområdene inntil 30 km fra forvaltningssonen.



Figur 10.7: Rein dokumentert eller antatt drept av gaupe og jerv i perioden 2005 – 2015. Kilde: Rovbase.



Figur 10.8: Rein dokumentert eller antatt drept av kongeørn i perioden 2005 – 2015. Kilde: Rovbase.



Figur 10.9: Rein dokumentert eller antatt drept av gaupe (a: venstre) og jerv (b: høyre). Andel av de årlige tapene som skjer i forvaltningsområdet (grå/nederst), innenfor 30 km fra forvaltningsområdet (grønn/midten), eller i større avstand fra forvaltningsområdet (blå/øverst). Kilde: Rovbase bearbeidet av NIBIO.

Tilsvarende analyse av kadaverfunn av rein drept av jerv er gjengitt i Figur 10.9b (høyre). For jerv er det en tendens til at en økende andel av kadaverfunnene gjøres innenfor forvaltningsområdet for denne rovviltarten. Det er særlig andelen kadaverfunn i nærområdet (også her definert som en 30 km bred sone rundt forvaltningsområdet) som minker. Med hensyn på andelen kadaverfunn gjort lenger vekk fra forvaltningsområdet har denne jevnt over ligget på 15 – 20% (men var lavere i 2015).

Tabell 10.8 viser tap av rein fordelt på områder med sammenfall reinbeite og forvaltningsområde rovvilt i forhold til områder som bare er reinbeite i de ulike reinbeiteområdene, fordelt på de ulike rovviltartene. For ulv er det ikke sammenfall mellom forvaltningsområdet og reinbeite, men tapstallet innenfor reinbeiteområdene er tatt med. Det samme gjelder for kongeørn hvor det ikke er definert forvaltningsområder. Celler uten data betyr at koblingen ikke er gyldig (områder med overlapp finnes ikke eller forvaltningsområde ikke definert), mens celler med verdien 0 betyr at koblingen er gyldig men antall funn er null.

Tabell 10.8. Dokumentert eller antatt tap av rein innefor og utenfor områder med sammenfall forvaltningsområde for rovvilt og reinbeite i perioden 2005-2015, fordelt på ulike rovdyr. Kilde: Rovebase bearbeidet av NIBIO.

	Jerv		Gaupe		Bjørn		Ulv		Kongeørn
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall
Sør-Trøndelag / Hedmark									
Både rovdysrone og reinbeite	32	74	69	86					
Kun reinbeite	11	26	11	14	13	100	38	100	71
SUM	43	100	80	100	13	100	38	100	71
Nord-Trøndelag									
Både rovdysrone og reinbeite	495	78	291	32	24	73			
Kun reinbeite	138	22	605	68	9	27	4	100	194
SUM	633	100	896	100	33	100	4	100	194
Nordland									
Både rovdysrone og reinbeite	128	33	156	27	0	0			
Kun reinbeite	265	67	430	73	7	100	0	0	134
SUM	393	100	586	100	7	100	0	0	134
Troms									
Både rovdysrone og reinbeite	138	49	518	65	0	0			
Kun reinbeite	144	51	280	35	0	0	3	100	464
SUM	282	100	798	100	0	0	3	100	464
Vest-Finnmark									
Både rovdysrone og reinbeite	283	56	269	45	1	8			
Kun reinbeite	223	44	329	55	12	92	39	100	973
SUM	506	100	598	100	13	100	39	100	973
Øst-Finnmark									
Både rovdysrone og reinbeite	409	46	690	63	3	27			
Kun reinbeite	479	54	408	37	8	73	79	100	537
SUM	888	100	1098	100	11	100	79	100	537

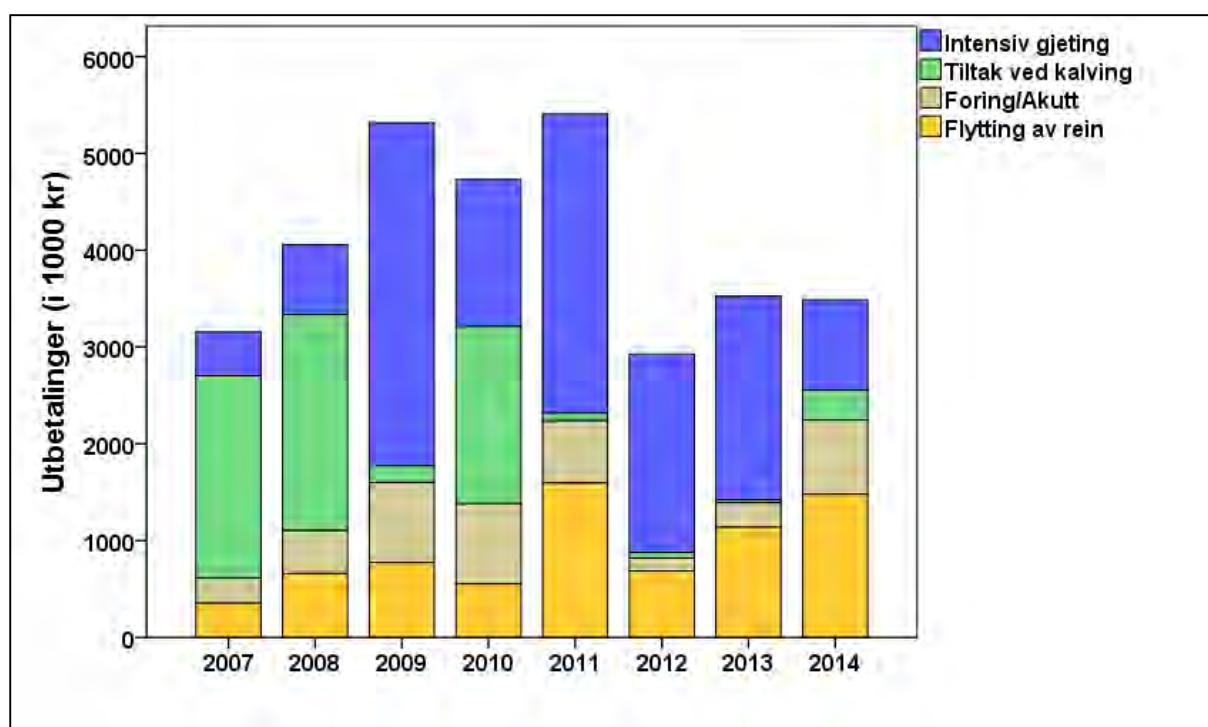
Disse tallene viser at det er at det er til dels store forskjeller i hvor tapene kommer, både for de ulike rovdyrartene og de ulike beiteområdene. Tap til jerv er størst innenfor områder med sammenfall rovviltzone og reinbeite i de to sørligste områdene, mens det spesielt i Nordland er betydelig større tap utenfor. For Troms og de to områdene i Finnmark er det ikke store forskjeller i tap til jerv innen sammenfall-områdene ift. utenfor. Når det gjelder gaupe skiller Nord-Trøndelag og Nordland seg ut med klart størst tap utenfor områder med sammenfall. Sør-Trøndelag/ Hedmark, Troms og Øst-Finnmark har størst tap innenfor sammenfall-områdene, mens det i Vest-Finnmark er liten forskjell. Antall rein tapt til bjørn ligger betydelig under jerv og gaupe, men både i Nordland, Vest- og Øst-Finnmark er det størst tap utenfor områder med sammenfall, mens det i Nord-Trøndelag er omvendt. For ulv er det ikke sammenfall i forvaltningsområdet og samisk tamreindrift, men tallene viser at tapene naturlig

nok kommer i områder med nærhet enten til det norske forvaltningsområdet eller til ulvestammer i naboland.

Kongeørn utgjør 25 % av reindrifas samla tap til freda rovvilt i perioden 2005-2015. I Vest-Finnmark er den største skadegjører. Kongeørn har dermed stor innvirkning på konfliktpotensialet mellom rovvilt og reindrift.

10.3 Forebyggende og avbøtende tiltak i reindriften

Det kan utbetales tilskudd til mer intensiv gjeting i perioder med store rovvilttap. Utbetalingene (Figur 10.10) hadde en topp i 2009 med kr. 3 544 000,- til dette formålet alene, og har deretter vist en fallende tendens. For perioden 2007-2014 er det totalt utbetalt kr. 14 405 000 til gjeting. Nordland skiller seg ut med de største utbetalingene.



Figur 10.10: Utbetaling (i 1000 kr) til forebyggende tiltak i perioden 2007 - 2014. Kilde Totalregnskapet, Landbruksdirektoratet.

Eksempler på forebyggende tiltak ved kalving kan være å flytte dyrene til inngjerdet område eller til mindre rovdyrutsatte områder. Foring og akutte tiltak brukes til ekstra foring av rein i områder med store tap til rovvilt på våren og vinteren. Det er et skifte i rubriseringen i 2011 ved at tall fra 2007 til og med 2010 angir foring, og tall fra 2011 til og med 2014 angir akutt. På grunn av stor utbetaling til Nordland i 2010 er det en topp i total utbetaling på kr. 828 000,- dette året. Tilskudd til flytting av rein brukes ved midlertidig flytting av reinflokken til mindre rovviltutsatte beiteområder. Midlene er i hovedsak benyttet i Nordland og Nord-Trøndelag.

10.4 Sammendrag

Tapstall og usikkerhet

Tapstall for rein varierer mye mellom områder og til dels mellom år. Det synes å være en økning i tap av rein, men tallgrunnlagets grove oppløsning gjør det vanskelig å konkludere omkring årsakene til dette. Tapstall for kalv er i stor grad vedheftet usikkerhet knyttet til antall fødte kalver, fordi disse stort sett estimeres ut fra antakelse om tilnærmet 100 % drektighet hos simler eldre enn ett år i vårflokk. Det er få undersøkelser av drektighet hos rein, men for atten reinbeitedistrikt i Finnmark har det vært vist stor variasjon, der drektigheten varierte fra 55 til 95 % innen samme år. Områder med høy tetthet av dyr på beite hadde signifikant lavere drektighetsprosent enn andre områder (Rødven 2010).

Det har vært en tiltagende reduksjon i kalvetilgangen i perioden fra merking til slakteuttak og påsett av livdyr (sentap). Basert på det materialet som foreligger kan vi ikke fastslå hvor stor andel av dette tap til rovdyr utgjør. Økningen i sentap må imidlertid forklares med en økning i faktorer som forårsaker sentap, og der utgjør rovdyrbestanden en viktig faktor.

Potensielle konflikter

Dataene viser stor grad av sammenfall mellom områder der det drives samisk reindrift og forvaltningssonene for rovdyr. I hvor stor grad de ulike rovdyrsonene sammenfaller med de ulike årstidsbeitene varierer. Forvaltningsområdene for jerv og gaupe har størst sammenfall med reinbeiteområdene, bortsett fra i Nord-Trøndelag og i høst/vinter- og vinterområdene i Vest-Finnmark, hvor bjørn betyr omtrent like mye. Tallene viser også at områder som reinen utnytter når den er på det mest sårbare, som vårbeitene i kalvingstiden og vinterbeitene når fôrtilgangen er på det laveste, har betydelig sammenfall med forvaltningsområdene for rovvilt. Både i forvaltning av rovdyr og i reindriftnæringa er man avhengig av store sammenhengende arealer og fjellområdene er viktig for begge interessene. Sammenfall av områdebruk er dermed både forventet og vanskelig å unngå. Det betyr samtidig at man må forvente et høyt konfliktpotensial knyttet til arealbruk.

Tallene viser at det omtrent like store tap av rein til rovdyr utenfor forvaltningsområdene som innenfor, men at det også er en del variasjon. I Nord-Trøndelag, Vest-Finnmark og i Øst-Finnmark er det omtrent like store tap utenfor som innenfor. I Sør-Trøndelag/Hedmark og Troms er det litt større tap innenfor forvaltningsområdene, mens det i Nordland er betydelig større tap utenfor. Ser vi på tapet utenfor forvaltningsområdene for rovdyr finner vi det samme forholdet som for saueholdet, nemlig at tapene gjerne kommer i en randsoner på 30 km rundt forvaltningsområdene. I flere reinbeiteområder vil en 30 km randsoner bety at det aller meste av beitearealet berøres. Dette indikerer at for reindriften vil utfordringene som følger av rovdyr tap gjelde en betydelig større del av beiteområdene enn hva sammenfallsanalysene viser.

Når det gjelder de ulike beiteområdene viser dataene at Nordland kommer dårlig ut på flest indikatorer. Det gjelder tap utenfor rovdyrsonene, sentap kalv, tap av voksen rein, produktivitet, og bruk av midler til forebyggende tiltak. Det som ellers skiller Nordland fra de andre beiteområdene er at forvaltningsområdene for rovdyr er relativt små, fragmentert og spredt over store deler av fylket. Når man i tillegg ser betydningen av tap i randsonene til forvaltningsområdene kan det tyde på at forvaltningsområdenes struktur har en betydning for hvordan rovdyr påvirker reindriften.

Tapsforebyggende tiltak

Som beskrevet over har en rekke tapsforebyggende tiltak vært utprøvd. Disse er finansiert over rein-driftsavtalen. Fordi det hverken har vært tilgjengelige tall for tapsutvikling eller for bruken av midler til tapsforebyggende tiltak på siidanivå er det vanskelig å analysere sammenheng mellom tiltak og virkning. I og med at det prioriteres midler fra det offentlige til bruk på tapsforebyggende tiltak, vil omfang av disse tiltakene være en indikator på rovviltbestandens betydning for reindriftsnæringen.

Flere av de tapsforebyggende tiltakene har direkte innvirkning på reindriftas bruk av utmarksressursene. Flytting av rein fra tradisjonelt gode beiteområder til mindre gode beiteområder, men også med mindre rovviltbelastning, er ett av eksemplene. Fôring av rein innenfor gjerder i vinterperioden, som tiltak mot store tap av rein til rovvilt i de beste vinterbeiteområdene, er et annet tiltak som kan nevnes.

Konklusjon

Reindrifta er ei arealkrevende næring. Det betyr at næringa stadig opplever påtrykk fra andre interesser, også fra rovdyrforvaltningen. Bruk av store areal gir også fleksibilitet og mulighet for å tilpasse seg nye situasjoner med økt «konkurranse» om arealene. Mye tyder på at reindrifta gjennom økt arbeidsmengde og forebyggende og avbøtende tiltak til en viss grad har klart å tilpasse seg økte rovdyrbestander. Hvor tålegrensa går ift. det samlede trykket fra rovdyr og andre konkurrerende interesser, er det ikke grunnlag for å besvare basert på tilgjengelig materiale. Den økonomiske betydningen av økt arbeidsmengde, investeringer og tiltak for å redusere tap til rovvilt kan heller ikke måles. Det synes imidlertid klart, som eksemplet Nordland viser, at en kalvetilgang til påsett og slakt på knappe 40 %, samtidig som tapene av voksne dyr er på over 15 %, har direkte virkning på driftsresultatet i næringen. Det er derfor sannsynlig at økt kalvetilgang vil være avgjørende for næringas langsiktige økonomiske utvikling. Her utgjør rovdyrbestandene en av flere avgjørende faktorer.

Undersøkelsen viser at rovdyrtrap henger sammen med avstanden til rovdyrrområdene (med unntak av kongeørn hvor det ikke er definert forvaltningsområde). Jo større avstand desto mindre tap. Dette tyder på at en fragmentert struktur på rovdyrsonrådene, slik det er gjort i Nordland, som fører til at store deler av fylket blir berørt når en tar med en randsone rundt rovdyrsonene, ikke er gunstig med tanke på å redusere tap av rein til rovdyr.

11 VEGETASJON OG BIOLOGISK MANGFOLD

Av Knut Anders Hovstad, Sølvi Wehn, Line Johansen og Ellen Svalheim

Kapittelet gir ein oversikt over effekten som opphør av beite, men òg reduksjon i beitetrykket, har på landskap og naturmangfald. Innanfor rammene av prosjektet, er det ikkje mulig å estimere eller beskrive inngåande dei effektane som rovvilt har på landskap og vegetasjon. Vi har derfor valt å fokusere på sannsynlege konsekvensar av redusert beiting på landskap, vegetasjon og naturmangfald. I kva grad problemstillingar knytt til rovvilt og forvaltning av rovvilt faktisk reduserer omfanget av husdyrbeiting, er behandla i andre kapittel.

I gjennomgangen startar vi på stor skala, med effektane på landskap, og så flyttar vi oss nedover i skala til endringar i vegetasjonsstruktur før vi tar for oss konsekvensar av lågt beitetrykk og opphør av beiting på liten skala og effektane dette kan ha på populasjonar av ulike organismar. Fleire viktige prosessar på liten skala er nemleg viktige for å forstå effektane som beiting har på vegetasjon og artsmangfald. Til sist vil vi sjå på samanhengen mellom det som skjer på på fjell- og utmarksbeite og på innmark, og vi kjem inn på samspelet mellom endringar i klima og beiting.

Husdyrbeite i eit historisk perspektiv

Samspel mellom klima, geologi, topografi og jordsmonn har gitt Norge ein svært variert natur med sjeldan stor variasjon over korte avstandar (Moen 1998a; Bakkestuen et al. 2008). Lokale tilpassingar i jordbruket har gitt ei rekkje ulike kulturmarkstypar og landskap, noko som har bidrege til å auke det biologiske mangfaldet. Historia med husdyrbeiting og hausting av vinterfôr er derfor viktig for å forstå landskap, vegetasjon og artsmangfold i Norge i dag (Vandvik og Birks 2002, 2004, Potthoff 2009, Wehn et al. 2011).

Frå tidlege jordbrukskulturar og til etter at kraftfôr og kunstgjødsel vart vanleg eit stykke ut på 1900-talet, var gardsbruket som produksjonssystem basert på ein kombinasjon av ressursar frå innmark og utmark. Bonden var avhengig av utmarka for å ha nok beite og vinterfôr til husdyra (Reinton 1963, Moen 1998b, Dodgshon og Olsson 2007). Skogsbeite med husdyr har sannsynligvis vore vanleg heilt sidan jordbruket vart innført (Emanuelsson og Johansson 1987). Tidligare vart også utmarka utnytta til utmarkslått og lauving (Moen 1998b). I sin omtale av jordbruket i Seljord i Telemark på siste del av 1700-talet, fortel Hans Jacob Wille at areala som vart brukt til beite og fôrsanking i utmarka, var overslagsvis hundre gongar større enn innmarka (Wille 1786).

Beiting i utmark i Norge var, over ein lang historisk periode, knytt til støls- eller seterdrift (Moen 1998b, Dodgshon og Olsson 2007). Gjennom somrane beita husdyr i området rundt og på stølane, og vinterfôr vart hausta. I tillegg var det ofte eit stort behov for brensel på stølane og ved vart henta ved å hogge tre rundt stølen. Ein del område i fjellet hadde intensivt beitebruk så langt tilbake som bronsealderen (Indrelid 1990, Kvamme 1988, Sandnes 1989). Det er likevel litt usikkert kor lang historia er for stølsdrift lik den ein hadde på 1800-talet og starten av 1900-talet, og sannsynligvis er det her regionale forskjellar (Kvamme og Norderhaug 1999). Tal stølar i Norge var truleg på det største rundt midten av 1800-talet (70- 100 000 stølar, Reinton 1963). Dei fleste stølar ligg i overgangssonen mellom fjell og boreal sone, men også fjellet har vore i bruk til beite i fleire århundre (Tømmervik et al 2010; Dodgshon og Olsson 2007).

I Norge er i dag kun 3 % av landarealet dyrka (SSB 2015) og vi er fremdeles avhengig av utmarka som fôrressurs, men bruken har endra seg. I dag brukar vi framleis utmarka og fjellet som beiteressurs og dyr blir sendt til seters om sommaren, men hausting av fôrressusar gjennom lauving og utmarkslått er

meir eller mindre forsvunne som bruksform. I dei siste 50 åra har kulturlandskapet i Norge vore i endring pga. overgangar frå tradisjonelle ekstensive driftsmåtar til meir moderne og intensive måtar. Et eksempel er antall støler som er redusert frå 30 000 i 1939 til 1400 i 2012 (Reinton 1963, Bye et al. 2014). Dette har bidrege både til mindre utnytting av utmarka og mindre beite i ekstensivt drevne naturbeite rundt garden. Dette har igjen resultert i gjengroing. Uttak av trevirke er også redusert i og rundt beiteområda, særlig for seterområda. Noko som også har ført til gjengroing. Mange av innmarksbeita har blitt gjødsla opp. Resultatet blir færre artsrike enger. Fleire av naturtypene i kulturlandskapet er pga. dette trua (Norderhaug og Johansen 2011) og i Naturindeks for Norge 2015 er status for biologisk mangfald i opne økosystem i låglandet vurdert som relativt svak samanlikna med andre økosystem og med negativ trend (Johansen et al. 2015).

I dag blir store deler av norske fjell beita av sau og eller rein. I ein studie der ein samanlikna truslar og vern av biologisk mangfald i fjell og i overgangssona mellom boreal og alpint (seterområde) fann ein likevel at truslane mot biologisk mangfald er større i sub-alpine område i seterregionen enn i fjellet på grunn av endringar i seterdrifta (Olsson et al. 2004).

Beiting som påverkningsfaktor

Beiting påverkar vegetasjonane ved at biomasse blir fjerna og meir lys kjem til i feltsjiktet. Beiting gir ofte vegetasjon med lite utvikla busk- og tresjikt og dermed eit ope landskap. Trakk frå beitedyra vil komprimere jorda, men òg gi opningar i vegetasjonen med bar jord som lettar spiring og etablering frå frø (Johansen et al. 2016). I tillegg har ekskrement ein gjødslingseffekt. Andre viktige faktorar som påverkar vegetasjonen, spesielt på innmarksbeite, er beitepussing og rydding av busker og kratt for å ivareta og auke kvaliteten på beite (Sæter et al. 1996, upubliserte resultat frå prosjekta "Sau i drift" og «Engkall»). Alle desse faktorane bidrar til ei endring i konkurranseforholda mellom artene i økosystemet som vert beita. Beiting over lang tid har derfor bidratt til utvikling av semi-naturlige naturtyper der beiting eller anna gjevnleg forstyrring er nødvendig for å oppretthalde artsmangfaldet.

Artssamansetjinga i semi-naturlige naturtypar er typisk dominert av lyskrevjande artar som tolererer beite (Potthoff 2009). Når biomasse vert fjerna gjennom beiting og trakk gir det små opningar i vegetasjonen, meir lys slepp ned til bakken og det blir ein større miljøvariasjon på svært liten skala ("mikroskala"), som i sin tur gir fleire ulike artar mulighet til å etablere seg og overleve (Crawley 1997). Beiting kan slik bidra til større artsmangfald både lokalt (Wehn et al. 2016a, Wehn et al. manuskript) og på landskapsnivå (Potthoff og Stroth 2011). Beitetrykket har likevel mykje å bety for artssamansetjinga. Eit moderat beitetrykk gir ofte størst artsmangfald, mens eit sterkt beitetrykk fører til at eit mindre utval av artar overlever over tid. Sterkt beitetrykk kan derfor vere negativt for artsmangfaldet. Eit sterkt beitetrykk kan òg gi trakkskadar og erosjonsproblem, men under norske forhold er slike problem ofte avgrensa. På den andre side vil eit svakt beitetrykk føre til gjengroing.

Dei ulike husdyrslaga brukar landskapet på ulike måte og har preferansar for ulike vegetasjonstypar og planter (Bjør og Graffner 1963, Staaland et al. 1995). Sau og geit er for eksempel meir selektive i beitepreferansar enn storfe, og geit skil seg frå dei andre husdyra ved å beite meir på busker og trær (Staaland et al. 1998). Det er òg vist at ulike husdyrrasar har ulike arealbruk og ulike beitepreferansar (Steinheim et al. 2005, Sæter et al. 2006, Dumont et al. 2007, Hesse et al. 2008, Bele et al. 2015). Husdyrslag og rase kan derfor påverke utbreiinga av forskjellige vegetasjonstypar og dermed òg det biologiske mangfaldet på landskapskala (Scimone et al. 2007, Wehn et al. 2011).

Opphør av beite

Dersom biomasse av gras og urter ikkje lenger vert hausta av beitedyr, vil det føre til gjengroing med busk- og tresjikt. I ein tidlig fase av eit gjengroingsforløp vil ofte feltsjiktet bli tettare og konkurranse om lys større (Loreau 2000, Hautier et al. 2009, Douma et al. 2012). Denne endringa fører til at mindre konkurransesterke artar går ut til fordel for artar som enten har større evne til å konkurrere om lys eller større toleranse for lite lys (Mariotte et al. 2013, Wehn et al. manuskript). Dette fører til at mange planteartar som er typiske for semi-naturlig eng og beitemark forsvinn i løpet av ein gjengroingssuksesjon (Ekstam og Forshed 1992). Planteartar som i liten grad tåler beiting vil ofte auke i mengde (Speed et al. 2013, Wehn et al. manuskript). Eit anna resultat av redusert beitetrykk er ofte ein auke i tilgangen på næring (Olff og Ritchie 1998). Nokre artar vil i større grad enn andre klare å utnytte auken i næringstilgang. Slike artar vil då ofte få ei meir dominant rolle i vegetasjonen (Grime 2001). Eit eksempel er etablering av bringebær og brennesle i brakklagte semi-naturlige enger.



Figur 11.1: Gjengroing med bjørk i områder som ikke beites (venstre); og (høyre) Artrike enger som beites med sau (Oppdal). Begge foto: Line Johansen/NIBIO.

Landskap

Ved opphør av beite vil semo-naturlig vegetasjon endre seg gjennom suksesjon (Olsson et al. 2004, Bryn et al. 2013, Speed et al. 2010, Wehn 2009, Wehn et al. 2011, Penniston og Lundberg 2014). Endringane er komplekse, varierer med miljøforhold og det kan vere vanskeleg å vite korleis suksesjonen vil gå (Gibson 2009, Svenning og Sandel 2013). Tydelegast er endringane der opne areal etter kvart utviklar seg til skog. For skjøtselsavhengige naturtypar i fjellet vil endringane gå over lang tid og vere mindre synlege, mens under den klimatiske tregrensa og spesielt i låglandet vil suksesjonen være raskare og meir synleg. For eksempel observerte Potthoff (2007) lita endring i løpet av 60 år på areal som før vart brukt til beitemark ved alpine stolar (700-1000 moh) mens vi har observert at skog er etablert på tidlegare opne beiteareal i låglandet i løpet av 20-30 år (50-100 moh) (resultat frå prosjektet "Sau i drift"). Så rask suksesjon frå ope areal til skog er i dei fleste tilfelle avhengig av god tilgang til frøkjelder like ved arealet som gror igjen. I store, opne beitemarker vil etablering av tresjikt ta lenger tid (Penniston og Lundberg 2014). Eit modelleringsstudium viser at 48 800 km² eller over 15% av dei opne areala i Norge, ut frå klima og jordsmonn har potensiale for å etablering av skog i løpet av nokre tiår. Om all beitedrift vert avslutta, vil ein stor del av areala som i dag er opne semi-naturlige naturtyper allereie etter 20 år vere skog (Bryn et al. 2013). Klimaendringar kan bety at endå større areal har potensiale for etablering av skog og at prosessen vil gå raskare. Denne modellen tar ikkje omsyn til skogplanting som jo òg kan bidra til å auke skogarealet.

Ein konsekvens av gjengroing er at skoggrensa flyttar seg oppover i fjellet (Bryn 2008, Dalen og Hofgaard 2005, Rössler et al. 2008, Wehn et al. 2012). Endring i beiting og beitetrykk er den viktigaste årsaka til endring av tre- og skoggrense i dei fleste område (Löffler et al. 2004, Bryn 2008, Speed et al. 2010, Rössler et al. 2008, Wehn et al. 2012). I tillegg har det historiske uttaket av ved i områda rundt stølane hatt stor betydning for skoggrensa (Bruteig et al. 2003). Endringar i klima har òg påverking på skoggrensa, men endringar i klima har generelt mindre å bety her enn endringar i husdyrbeiting (Dalen og Hofgaard 2005, Hofgaard et al. 2009, 2010, Aune et al. 2011).

Fordi bruken av fjell- og stølsområde som husdyrbeite har endra seg, kan ein forvente relativt store landskapsendringar i område like ved og like ovanfor dagens skoggrense (Bele 1993, Hofgaard 1997, Bryn 2000, Liavik 1993, Olsson et al. 2000, Wehn 2009, Wehn et al. 2011 og 2012, Olsson et al. 2011). Stølslandskapet er mange stadar eit landskap i gjengroing der arealet av skjøtselsavhengige naturtypar som slåtte- og beiteeng, og boreal hei er i tilbakegang (Olsson et al. 2000, Olsson et al. 2004, Wehn 2009). Det er likevel viktig å vere klar over at gjengroingsprosessane har ført til mange endringar i vegetasjonen før det er etablert skog på arealet, dette er noko vi kjem tilbake til. Endringar i beitetrykk vil òg ha konsekvensar for areal som allereie har skog.

Artsrikdom og artssamansetning

Skjøtselsavhengige naturtypar er ofte artsrike, og slike naturtypar er viktige livsmiljø for eit stort tal artar frå ulike organismegrupper (Ødegaard et al. 2009, Bratli et al. 2011, Norderhaug og Johansen 2011). Ein reknar med at omtrent 24 % av artene på Norsk rødliste 2015 har tilknytning til «kulturmark som er skapt av de gamle driftsformene» (Henriksen og Hilmo 2015). Områda i sub-alpin og nær tregrensa i låg-alpin sone, tradisjonelt viktige beiteområde i fjellet, er truleg naturleg artsrike fordi artar frå ulike vegetasjonstypar møtest her (Hofgaard 1997, Batllori et al. 2009, Grytnes et al. 2006). Beiting med husdyr og anna menneskeleg aktivitet i fjellet har sannsynligvis verka i retning av å gi fjellplantar ei større utbreiing ned mot lågare område og transportert frø av låglandsplantar opp i fjell- og stølsregionen (Speed et al. 2013). Stølsbruk og utmarksbeiting har slik stimulert til eit auka plante- mangfald i den sub-alpine sona og det er sannsynlig at dette også har ført til auka mangfald for andre organismegrupper. Saman med planteartar frå låglandet og fjellet, følgde også insekt, lavartar, mosar og sopp. Spesielt bør beitemarksoppene nemnast, der vi finn fleire gode indikatorarter på lang hevd og kontinuitet i naturbeiter, både i innmarka og utmarka (Jordal og Gaarder 1997).

Òg i skogsområda i låglandet kan husdyrbeite vere ein viktig faktor for det biologiske mangfaldet. I grensetraktene mot Sverige i fylka Akershus, Østfold og Hedemark er det gjennomførte inventeringar av botanisk artsmangfald i områder som i hovudsak var skog med innslag av jordbruksareal (Stabbetorp og Often 2003). Deler av områda som vart undersøkt, ligg innanfor forvaltningssonen for ulv. Om lag ein tredjedel av i alt 835 artar av karplantar som vart registrert, vart vurdert som kulturbetinga. Med kulturbetinga artar meiner Stabbetorp og Often (2003) artar som er avhengige av menneskelig aktivitet for at arten skal forekomme i det aktuelle området. Det er lite tilgjengelig informasjon om beiting i desse skogane, men det høge talet på kulturbetinga artar tyder på at beiting og andre former for skjøtsel har hatt betydning for samansetninga av den vegetasjonen og det artsmangfaldet ein kan observere i området i dag. I studiane av skogsbeite av Bjør og Graffer (1963) var eit av resultata at tal planteartar i skog var størst i skog med moderat beitetrykk av sau.

I første fasen av gjengroing er det ikkje nødvendigvis slik at tal artar går tilbake. I eit doktorgradsprosjekt der gjengroing i semi-naturlig eng i Trøndelag blir studert, viser tal artar seg å vere nokså stabilt i den første fasen av gjengroing (Sigrun Aune, upubliserte data). Det er fleire forklaringar på dette. For det første er veldig mange av artane i semi-naturlig eng i Norge fleirårige og ein del av artane er sannsynligvis også nokså langleva. I mange tilfelle vil det derfor ta lang tid før ein planteart går tilbake og

går ut lokalt som følgje av endring i beiting eller anna skjøtsel (Wehn og Olsson 2015, Wehn og Johansen 2016, Johansen et al. 2016). Ein annan grunn til at tal artar endrar seg lite, eller faktisk aukar, i den første fasen av gjengroing, er at vegetasjonen no inneheld både artar frå engsamfunnet, gjengroingsartar og artar frå skog (Ekstam og Forshed 1992, Wehn et al. 2016b). Etter første fasen av gjengroing vil likevel tal planteartar ofte gå ned (Wehn et al. 2016a,b). Samansetninga av plantesamfunnet som var typisk for den beitepåverka og kulturbetinga vegetasjonen, vil bli borte (Norderhaug 1988, Norderhaug og Johansen 2011), men effekten av bortfall av beiting eller redusert beitetrykk vil variere langs miljøgradientar som høgde over havet (Speed et al. 2013), kalk, klima og fuktighetsforhold (Wehn et al. manuskript). I areal under skoggrensa fant Speed med fleire (2013) at eit redusert beitetrykk med sau resulterte i eitt lågare tal artar etter ti år. I areal over skoggrensa derimot resulterte det same låge beitetrykket i eitt høgare tal artar.

Populasjonseffekter

Opphør av beiting eller kraftig redusert beitetrykk fører ofte til at nokre av planteartane i vegetasjonen aukar i mengde. Ei slik endring fører i sin tur til at artar som er mindre konkurransesterke som følgje av redusert beitetrykk går tilbake i mengde eller forsvinn frå det lokale plantesamfunnet (Grime 1973). Stress-tolerante artar går ofte tilbake (Weiss og Jeltsch 2015, Wehn et al. manuskript) og mange av planteartane som er karakteristiske for beitepåverka og kulturbetinga naturtypar høyrer nettopp til i denne gruppa (Norderhaug 1988). Eksempel på artar som raskt går tilbake ved gjengroing er svartkurle (Moen og Øien 2002, Vold 2013) og fjellfiol (Evju et al. 2010). For fleirårige artar vil ofte responsen på endring i beitetrykk og skjøtsel vere nokså treg og det kan gå fleire tiår før det er mulig å observere endringar i populasjonsstørrelse lokalt (Lindborg og Eriksson 2004, Wehn og Olsson 2015, Wehn og Johansen 2015, Johansen et al. 2016, Svalheim og Bratli 2016). Beitemarkssopp er ei anna organismegruppe der fleire artar viser tydlige responsar på endringar i beiting og derfor er gode indikatorar på lang hevd og kontinuitet i naturbeiter, både i innmarka og utmarka (Jordal og Gaarder 1997).

Beiting med husdyr og den lange historiske bruken av stølsområda har påverka og utvida økologisk amplitude for fjellplanter ned mot bygda, og tilsvarande for engplanter i låglandet opp mot fjellet (Svalheim og Jansen 2002, Speed et al. 2013, Jordal og Gaarder 1995, 1997). For eksempel har studiar vist at fleire typiske fjellplantar har store populasjonar også i stølslandskapet (Jordal og Gaarder 1995 og 1997, Bryn 2000, Olsson et al. 2000, Wehn og Olsson 2015, Wehn og Johansen 2015). Dette er gjerne artar som har sitt naturlige tyngdepunkt i engsnøleiene, men som vert favorisert av beiting og slått, samtidig som dei er følsomme for gjødsling og gjengroing (Wehn og Olsson 2015). Eksempel på slike artar er snøsøte, fjelltimotei, stivstarr, fjellveronika og fjellnøkleblom.

Fjellnøkleblom er ein art som er endemisk for i Norge og Sverige og vurdert som trua i Sverige (Gärdenfors 2005). I seterområder er hovudutbreiing av denne arten i grasmarker forma og opprett-heldt av beite men også i rasmak, snøleier og langs små bekker (Wehn og Olsson 2015, Wehn og Johansen 2015). Eit studie frå Jotunheimen viser at denne fleirårige urten har høg levedyktighet i semi-naturlige areal, men er vanskelig å finne i areal med veldig høgt beitetrykk (Wehn og Olsson 2015, Wehn og Johansen 2015).

Redusert beiting kan også for kulturmarksarter gi auka overleving hos etablerte planter, men ha negative effektar på etablering av frøplanter eller andre deler av livssyklusen (Johansen et al. 2016). Redusert beiting kan slik føre til ei "forgubbing" av populasjonen som kan ha negative konsekvensar for den genetiske variasjonen og den langsiktige overlevinga.

Beiting kan òg ha betydning for artar som ikkje strengt tatt har kulturbetinga naturtypar som sitt primære habitat. Eit eksempel på dette kan vere mnemosynesommerfugl som i Norge først og fremst finst

på nokre lokalitetar med sørvendte rasmarker på Vestlandet (Ødegaard et al. 2011, Aagaard et al. 2011). Mnemosynesommerfugl er vurdert som trua både i Norge (Henriksen og Hilmo 2015) og Sverige (Gärdenfors 2005), og har status som sårbar i Finland (Rassi 2010) (og sannsynligvis utdødd i Danmark). I Sverige og Finland er forekomsten av mnemosynesommerfugl i stor grad knytt til semi-naturlig eng og beitemark (Välimäki og Itämies 2003, Heikkinen et al. 2005) og sannsynligvis er dette viktig for arten også i Norge trass i at det altså ikkje er arten sitt primære habitat her (Aagaard et al. 2011).

Klima og framtidens landskap

I fjellet ser det ut til at endringane i beitebruk så langt har hatt mindre konsekvensar på landskap og vegetasjon over tregrensa samanlikna med område under tregrensa (Olsson et al. 2004, Potthoff 2007). I framtida forventar ein at klimaendringar vil påverke fjell-landskapet ved at planteartar vil migrere oppover langs høgdegradienten. Ein har allereie fleire studiar som viser slike endringar både i Skandinavia og elles i Europa (Grytnes et al. 2014, Klanderud og Birks 2003, Pauli et al. 2012), men ikkje like mye i Norge som i fjellområda lenger sør i Europa (Pauli et al. 2012). Sjølv om skoggrensa i dag i hovudsak er bestemt av det historiske beitetrykket, vil klimaendringar i framtida føre til endringar i vegetasjonen. Beiting med husdyr vil til ein viss grad kunne moderere effekten av klimaendringar i den lågalpine sona (Speed et al. 2012, 2013, Wehn et al. 2014).

Auka konkurranse er ein del av forklaringa på at fjellplantar får problem i eit varmare klima (Berge 2010, Michalet et al. 2014). I arktiske økosystem, er det vist at endringar i klima fører til auka dekning av vintergrøn lyng og dvergbusker, auka strølag og reduksjon i arealet opa jord (Elmendorf et al. 2012). Ein kan forvente at ein vil sjå same utviklinga i mange alpine områder (Wehn et al. 2014). Lågvokste fjellplanter kan i eit varmare klima møte auka konkurranse frå større planteartar som får auka forekomst oppover i fjellet (Kaarlejärvi og Olofsson 2014 Oikos). Beitedyr i fjellet kan bidra til å motverke denne effekten både ved å redusere biomasse over bakken og ved å lage små opningar i vegetasjonen der frø lettare kan spire og små frøplanter etablere seg (Olsen et al. 2016).

Etablering av skog på areal som i dag er opne eller delvis opne, vil sannsynligvis også ha effektar på klima, både i fjellet og i låglandet. Effekten av gjengroing og endra skoggrense på klima er kompleks. Etablering av skog vil binde karbon i biomassen, men etablering av skog vil òg ha negative effektar på klimarekneskapen fordi refleksjonen av innstråling frå atmosfæren går ned når skog blir etablert (de Wit et al. 2014).

Utmarks- og fjellbeite som faktor i driftssystemet

Rovvilt kan påverke korleis bonden brukar ulike areal for beitedyra og det vil ofte vere ein nær samanheng mellom bruken av fjellbeite og bruk av beitemark i låglandet (Bruteig et al. 2003). I låglandet, vil beiting i semi-naturlige eng og naturbeitemark eller areal som i dag ikkje lenger er i aktiv drift, svært ofte ha positive effektar på biologiske mangfald (Wehn et al. manuskript). Beiting på produktiv innmark vil isolert sett ha liten effekt på artsmangfaldet fordi ein relativt liten del av artsmangfaldet er å finne på slike areal. Her er det likevel viktig å forstå at beitebasert driftssystem i jordbruket ofte er avhengige av areal med ulike eigenskapar, og ofte vil semi-naturlige og artsrike beiter i låglandet vere ein liten del av det totale driftssystemet. Bortfall av fjell- og utmarksbeiting på grunn av problem knytt til rovvilt vil i mange tilfeller endre arealbruken også på innmark. Konsekvensane for landskap og biologisk mangfald i låglandet er avhengig av korleis bøndene i det aktuelle området tilpassar driftssystem og beitebruk. Dersom beitedyra blir borte vil konsekvensen vere gjengroing med dei endringar i landskapet det medfører.

Konklusjon

Beitande husdyr har i løpet av ei lang historie påverka og forma kulturlandskapet i Norge både i utmark, på innmark og andre areal som ligg i tilknytning til gardsbruka og ofte er i grenseland mellom innmark og utmark. Beitedyrene er viktige for å opprettholde det biologiske mangfoldet og påvirkar diversiteten på fleire nivå frå landskap til artar og populasjonar. Opphøyr av beite fører til gjengroing som har negative effektar på det biologiske mangfaldet som vi finn i semi-naturlige naturtypar.



Høljebakken. Elverum (Hedmark). Kulturlandskap på Finnskogen (nord) - innenfor forvaltningsområde for fire rovviltarter. Foto: Geir-Harald Strand/NIBIO

12 INDIKATORER OG KUNNSKAPSBEHOV

Av Lars Johan Rustad og red.

12.1 Indikatorer på måloppnåelse

NIBIO har fått i oppgave av Landbruks- og matdepartementet å utarbeide «indikatorer på måloppnåelse for beitebruk/jordbruksdrift formulert i rovviltforliket» i form av «forslag til metode/parametere for å vurdere måloppnåelse med hensyn til levedyktig næringsdrift/beitebruk i områder med rovvilt». Oppdraget er besvart innenfor rammene av denne rapporten der utviklingen i antall bønder, antall beitedyr og arealbruk er omtalt.

Statistikk over utvikling i antall bønder som søker produksjonstilskudd og utviklingen i areal og dyretall (særlig sau/lam) det er søkt tilskudd for, avhengig av antall rovdyrsoner eiendommene ligger innenfor, er vist i Tabell 3.1.

Rovdyrtrykket varierer mellom ulike deler av rovdyrsonene. Forskjellen mellom utviklingen innenfor forvaltningssonen for ulv i henholdsvis Hedmark og fylkene syd for Hedmark (Østfold, Akershus og Oslo) er mer spesifikt vist i Tabell 3.2.

Statistikk for andel jordbruksbedrifter med sau som søker erstatning for tap i ulike områder fordelt innenfor og utenfor forvaltningssonene for rovvilt, er vist i Tabell 5.2. Tapsprosentutvikling i Hedmark og Hordaland er sammenlignet i Figur 5.1.

Tabell 3.4 viser hvordan omfanget av sauehold er økt utenfor forvaltningssonen for ulv og er redusert innenfor samme forvaltningssone i fire kommuner i Hedmark der Glomma utgjør delet (forvaltningssonen for ulv ligger øst for Glomma).

Utnyttelse av beitekapasiteten er vist i Tabell 4.3 og viser en klart lavere utnyttelse innenfor forvaltningsområdene for rovvilt, enn utenfor disse forvaltningsområdene. Dette anser vi som en god indikator på status for beitebruken for ulike områder.

Endring i antall beitedyr (Tabell 3.1) viser større reduksjon for sau i rovdyrprioriterte områder enn i prioriterte beiteområder for perioden 1999 – 2014. Hadde tall for en 10-årsperiode tidligere vært tilgjengelig, ville utslaget trolig vært enda tydeligere. Endringstall er ikke egnet som indikator over tid, fordi en vil få en ny balanse der endringene vil bli mindre tydelig, men en må da se på nivåforskjeller i antall småfe og andelen bønder med småfe.

Det er ikke gjort sammenlignende analyser av økonomien for bønder innenfor og utenfor forvaltningsområder for rovvilt. Dette skyldes at driftsgranskingsmaterialet, som kunne brukes til en slik analyse, foreløpig ikke er koordinatfestet på samme måte som tilfellet er for tilskuddsstatistikken. Forventningen er likevel at en slik analyse for de fleste økonomiske resultatmål neppe ville gitt signifikante forskjeller mellom enheter innenfor og utenfor forvaltningsområdene. Dette skyldes at variasjonen i økonomisk resultater mellom bruk typisk er meget stor avhengig av egenskaper ved brukeren. Variasjonen en finner mellom bruk innen et forvaltningsområde vil typisk være større enn variasjonen som er mellom forvaltningsområdene. Om en studerer forvaltningsområdet for en rovviltart vil undersøkelsen også forstyrres av geografiske forskjeller (som avlingsnivåer) innenfor forvaltningsområdet.

Det er vist en nedgang i antall bruk med småfe i forvaltningsområdene for rovvilt. I den grad disse brukene har gått over til ren planteproduksjon vil det typisk medføre lavere omsetning (lavere både inntekter og kostnader) og lavere driftsoverskudd, men også lavere arbeidsforbruk. Lønnsomhetsmålet vederlag til arbeid og egenkapital per årsverk kan altså likevel forbli omtrent uendret selv om verdiskapningen blir redusert.

De to eksemplene fra driftsgranskingsstatistikken, gjengitt i Tabell 12.1, illustrer hvordan økonomien innen sauehold og innen kornproduksjon varierer i dette tilfellet ut fra geografisk plassering på Østlandet, men også mange andre forhold har betydning for en slik variasjon. Målt ut fra resultatmålet vederlag til arbeid og egenkapital per årsverk kan én tolkning være at en bør velge kornproduksjon på flatbygdene og sau i andre bygder på Østlandet, men tallene vil kunne skjule mange andre forklaringer til et økonomisk resultat enn betydningen av geografi.

For gjenværende bruk med sau beliggende innenfor ei rovdyrson vil en kunne forvente økte inntekter i form av tilskudd til forebyggende tiltak og økt arbeidsforbruk og økte andre kostnader til å gjennomføre slike tiltak. Graden av erstatning for rovdyrtaap vil variere, og mange vil ha tapte produksjonsinntekter. Beiteområdene som brukes kan ligge i prioriterte beiteområder (utenfor rovdyrsonen), selv om driftssentrum ligger innenfor ei rovdyrson.

Tabell 12.1 Sammenligning av økonomi for et bruk med sau og et bruk med kornproduksjon, Østlandet andre bygder (f.eks. Solør).

Driftsresultat	Sau	Korn
Jordbruksareal, dekar	238	291
Vinterfôra sauer	129	0
Sum produksjonsinntekter	715 000	411 000
Registrerte kostnader i alt	416 000	300 000
Avskrivning	86 000	66 000
Driftsoverskudd jordbruk	213 000	45 000
Arbeidsinnsats jordbruk, timer	2 009	655
Dekningsbidrag per dekar	2 354	1 004
Vederlag til arbeid og egenkapital per årsverk	230 000	73 000
Skattejustert vederlag til arbeid og egenkapital per årsverk	273 000	151 000

Et tilsvarende eksempel for flatbygder (f.eks. Ringsaker) ser slik ut:

Driftsresultat	Sau	Korn
Jordbruksareal, dekar	339	247
Vinterfôra sauer	160	0
Sum produksjonsinntekter	887 000	425 000
Registrerte kostnader i alt	625 000	258 000
Avskrivning	122 000	77 000
Driftsoverskudd jordbruk	140 000	90 000
Arbeidsinnsats jordbruk, timer	2 528	574
Dekningsbidrag per dekar	1 916	1 301
Vederlag til arbeid og egenkapital per årsverk	112 000	225 000
Skattejustert vederlag til arbeid og egenkapital per årsverk	139 000	331 000

Indikatorer

Indikatorer på måloppnåelse for beitebruk og jordbruksdrift med hensyn til levedyktig næringsdrift og beitebruk i områder med rovvilt må utarbeides separat for forvaltningsområdene for de ulike rovviltartene. Det bør utarbeides egen statistikk for randsonene (30 km) rundt forvaltningsområdene. Referansegrunnlaget for statistikken vil være beiteprioriterte områder uten rovvilt og utenfor randsonene. Med tanke på at strukturendringer i store trekk viser seg å være like innenfor og utenfor forvaltningsområdene sett under ett, kan man også benytte landstall som referansegrunnlag. Måloppnåelse vil da forstås slik at indikatorene ikke skal vise noen vesensforskjell når de ulike forvaltningsområdene og randsonene sammenlignes med landstall.

Datagrunnlaget for indikatorene vil være søknader om produksjonstilskudd, kart over forvaltningsområdene og data fra Informasjonssystem for beitebruk i utmark (IBU). Dette krever at det er god kvalitet på kartene over forvaltningsområdene, og at IBU sikres og vedlikeholdes som datagrunnlag for aktuell beitebruk i utmark.

Liste over aktuelle indikatorer

Landbruk

- Antall og endring (%) i antall som søker produksjonstilskudd
- Areal og endring (%) i totalt jordbruksareal i drift
- Andel (%) av tilgjengelig jordbruksareal som er drift

Husdyrdrift

- Antall og endring (%) i antall beitedyr
- Antall og endring (%) i antall bønder som driver med beitedyr
- Andel (%) av tilgjengelig innmarksbeite i fastsatt basisår som fortsatt er i drift
- Areal opparbeidet innmarksbeite etter fastsatt basisår

Utmarksbeite

- Antall og endring (%) i antall beitedyr sluppet på utmarksbeite
- Tapsprosent for dyr på utmarksbeite
- Andel (%) foretak med husdyr på beite som søker erstatning for tap grunnet rovvilt
- Antall tapte husdyr som erstattes grunnet rovvilt

Indikatorarbeidet må skille mellom beitedyras hjemsted (gården) og stedet der dyra slippes på beite. Dette krever at det samles inn mer detaljert informasjon i databasene.



Lam på beite. Tynset (Hedmark). Foto: Yngve Rekdal/NIBIO

12.2 Kunnskapsbehov

Strukturendringer i landbruket

Det er påvist særskilte strukturendringer i landbruket i forvaltningsområdene for bjørn og ulv. Dette ledet opp til en hypotese om at det samlede «rovdyrtrykket» er av betydning for hva som skjer med landbruket i de rovviltprioriterte områdene. Dette «rovdyrtrykket» er både en funksjon av antallet rovdyr, og hvilke rovdyrarter som er til stede i et område. Avstand til Sverige (med store bestander av bjørn og ulv) vil nødvendigvis også ha betydning. Etablering av bjørn og ulv kan se ut til å være spesielt utfordrende. Det bør gjennomføres ytterligere studier for å undersøke denne hypotesen og i så fall også kvantifisere begrepet «rovdyrtrykk». Videre vil det være av interesse å undersøke forholdet mellom «rovdyrtrykk» og de aktuelle strukturparametrene på en mer systematisk måte.

Et naturlig oppfølgingsspørsmål til studiet av strukturendringene i de mest rovdyrutsatte områdene er om landbruksnæringas evne til å tilpasse seg et lokalt «rovdyrtrykk» er avhengig av andre forhold i lokalmiljøet. Man kan tenke seg at bygder eller distrikter med mange bønder og sterke faglige nettverk innenfor landbruket er bedre rustet til å håndtere den nødvendige omstillingen enn bygder og distrikter med få aktive bønder eller svakere faglige nettverk. Dette er en sosiologisk problemstilling vi ikke har forutsetninger til å besvare i denne utredningen, men som bør gjøres til gjenstand for nærmere studier.

Beitekapasitet

Beregningene av beitekapasitet er basert på den nasjonale undersøkelsen «Arealregnskap for utmark». Undersøkelsen er egnet til å gi beitestatistikk på nasjonalt og regionalt nivå, slik den er benyttet her. Den todelte målsettingen i rovviltpolitikken vil føre til at det blir behov for å identifisere alternative beiteområder i mange deler av landet, og for å beregne beitekapasitet for disse områdene. Detaljerte beregninger krever at det gjennomføres beitegransking basert på vegetasjonskartlegging, og det vil bli økt behov for slike undersøkelser. I tillegg kan det gjennomføres kostnadseffektiviserende forstudier («screening») av større områder ved å fortette Arealregnskapet. Slike fortetningsstudier er allerede gjennomført på Hardangervidda, i Gausdal Vestfjell og for fylkene rundt Oslofjorden.

Erstatning for tap av beitedyr

Studier av tapsmønstre og tapsårsaker bør knyttes nært opp til utvikling av forebyggende tiltak. Kunnskapsbehov på dette området er beskrevet nedenfor. Det er imidlertid også behov for bedre systemer for dokumentasjon og beregning av erstatningsgrunnlaget. Et aktuelt tiltak er å utvikle objektive og etterprøvbare kriterier for å bestemme normaltaket og derved dokumentere grunnlaget for eventuell avkorting av erstatningsutbetalingene.

Det bør også gjennomføres en omfattende undersøkelse av skjønnsutøvelsen i erstatningssaker. Målet vil være å undersøke om skjønnsutøvelsen er konsistent ned henblikk på både erstatningsforskriften, retningslinjene til forskriften og det underliggende datagrunnlaget. Det bør også undersøkes om det er systematiske forskjeller i skjønnsutøvelse og utmåling av erstatning mellom regionene.

Elgjakt

Det foreligger omfattende studier av ulvens predasjon på elg. Dette bør gi godt grunnlag for å kvantifisere ulvens innvirkning på elgjakta og utvikle bedre modeller for ulvebestandens betydning for grunn-eierenes jaktinntekter.

Birøkt

Det bør samles inn data om bruk av, og predasjon på, vandrebigårder som grunnlag for studier av effekten av forebyggende tiltak i form av inngjerding.

Forebyggende tiltak

Framtidige studier på effekten av forebyggende tiltak bør strebe etter å redusere «skaleringsproblemet» og antall tilfeldige variable til et minimum, slik at datamaterialet kan testes statistisk og resultatene holder de mål som internasjonale, vitenskapelige publikasjoner krever.

Den tapsforebyggende effekten av forsinket slipp overfor kongeørn, gaupe og også rødrev bør undersøkes nærmere.

Potensialet for bruk av gårdsnære beiter innenfor de rovviltprioriterte områdene i Norge bør utredes.

Kunnskapsgrunnlaget om sammenhengene mellom flokkegenskaper, tilvekst på beite og tap til rovvilt er mangelfullt.



Magnilldalen. Tynset (Hedmark). Foto: Yngve Rekdal/NIBIO

Kongeørn som fredet rovviltart er nå kommet inn i det nasjonale overvåkingsprogrammet (www.rovdata.no). På nasjonalt nivå har det vært en økning i erstatningsutbetalingene knyttet til kongeørn de siste årene (fra 2 % til 8 %). Enkelte beiteområder kan være svært tapsutsatt. Den siste bestandsestimeringen for kongeørn tilsier at bestanden av hekkende par er på omtrent samme nivå nå som den var for 15 år siden (Dahl et al. 2015). Det er imidlertid benyttet forskjellige estimeringsmetoder, slik at bestandsutviklingen er noe usikker. Miljødirektoratet har nylig evaluert forvaltningsregimet for kongeørn i Norge og anser det ikke for forsvarlig eller riktig å gjøre vesentlige endringer i dagens forvaltningspraksis ut fra den kunnskap som foreligger per i dag (Miljødirektoratet 2015). Med utviklingen i skadeomfang knyttet til kongeørn de senere årene, vil det være riktig å styrke kunnskapsgrunnlaget rundt kongeørn ytterligere, spesielt mht. bestandsovervåking (spesielt ikke-hekkende individer), kongeørnas betydning som skadevolder på sau og utprøving av forebyggende tiltak.

Tapsårsaker for sau på beite kan være svært sammensatt (Warren og Myrnes 1995, Warren et al. 2001, Hansen 2006, Hansen 2007) og bakenforliggende forhold som driftsrelaterte faktorer, andre demografiske prosesser og klimatiske forhold kan være viktig for å forstå det totale tapsomfanget (Mabille et al. 2015 a, b). Ved å sikre god drift (avl, føring, forebyggende helsearbeid, råmjølkstilleling, vårbeite mm), kan man få normaltapet ned til et minimum, (forutsatt at ikke beitet er spesielt ulykkesutsatt eller det ligger i et flått- eller alveldutsatt område). Framtidige studier bør avklare sammenhengen mellom slippvekt, vekt på sanketidspunkt og slaktevekter, og prøve å dokumentere både normaltap og hvorvidt tapene som skyldes rovvilt er kompensatorisk eller additivt (Linnell og Tveraa 2015). Store geografiske forskjeller gjør at det er et behov for studier som løpende belyser koblingen mellom mattilgang, demografiske faktorer, produksjon og tap i både tid og rom.

Reindrift

Reindrifta mangler individbaserte tapstall. Dette vanskeliggjør gode analyser av tap da man ikke kan koble data fra ulike individer, f.eks. mordyr og kalv. Det utvikles i dag enkel og anvendbar teknologi for å registrere enkeltindivider under skilling og slakteuttak. Dette vil ventelig kunne forbedre dokumentasjon av tap og øke muligheten for gode undersøkelser.

Det er et generelt behov for mer kunnskap om rovviltets betydning for reindrifta. En bedre forståelse av dynamikken rundt rovvilttap og andre faktorer som påvirker tap og reduksjon i produktivitet, er sentralt. Per i dag vet man også for lite om hvordan utbredelsen av rovvilt påvirker beitebruk og utnyttelsen av beiteressursene. Et bedre grunnlag for å vurdere beiteressursene og bedre kunnskap om rovvilts områdebruk, vil muliggjøre nye typer analyser som kan forbedre kunnskapen om bruk av beitearealer og tap av dyr både til rovvilt og andre årsaker som f.eks. beiteknapphet.

Landskap og biologisk mangfold

Artsobservasjonene i Artsdatabanken bør sorteres og filtreres slik at det kan utarbeides statistikk for kvalitetssikrede observasjoner av rødlistearter knyttet til beitelandskapet. Statistikken knyttes opp mot de områdene innenfor forvaltningsområdene for rovvilt der husdyrbeite er i tilbakegang. Det kan også vurderes å gjennomføre en form for overvåking for å kvantifisere eventuell tilbakegang i forekomsten av disse rødlisteartene.

Endringslogger fra ajourføringen av arealressurskartet AR5 og data fra landskapsovervåkingen 3Q kan sammen med registeret over søknader om produksjonstilskudd benyttes for å kvantifisere arealbruksendringer i de mest rovviltutsatte områdene.

LITTERATURREFERANSER

- Aagaard, S.M.D, Ødegaard, F., Hanssen, O., Aagaard, K. 2011. Faglig grunnlag for handlingsplan for mnemosynesommerfugl *Parnassius mnemosyne*. NINA Rapport 678. 44s.
- Aarnes, S.G., Tobiassen, C., Brøseth, H., Bakke, B.B., Hansen, B.K., Spachmo, B., Hagen, S.B., Eiken, H.G. 2014. Populasjonsovervåking av brunbjørn. DNA-analyser av prøver innsamlet i Norge i 2013. Bioforsk Rapport 9(48), 1-50.
- Acorn, R.C. og Dorrance, M.J. 1994. An evaluation of anti-coyote electric fences. In: Halverson, W.S. og Crabb, A.C. (eds). Proc. 16th Vertebr. Pest Conf., Univ. of Calif., Davis, 1994, pp. 45-50.
- Andelt, W.F. 2002. Effectiveness of livestock guarding dogs for reducing predation on domestic sheep. Wildlife Society Bulletin, vol 20, 55-62.
- Aronsson, M. 2009. Territorial dynamics of female wolverines. Examensarbete 2009:18, Institutionen för ekologi, Grimsö, SLU.
- Aune, S., Hofgaard, A., Söderström, L. 2011. Contrasting climate-and land-use-driven tree encroachment patterns of subarctic tundra in northern Norway og the Kola Peninsula. Canadian Journal of Forest Research, 41(3), 437-449.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L., Halvorsen, R. 2008. Stepless models for regional environmental variation in Norway. Journal of biogeography, 35(10), 1906-1922.
- Batllo, E., Blanco-Moreno, J.M., Ninot, J.M., Gutiérrez, E., Carrillo, E. 2009. Vegetation patterns at the alpine treeline ecotone: the influence of tree cover on abrupt change in species composition of alpine communities. Journal of Vegetation Science 20: 814-825
- Bele, B. 1993. Skogkolonisering i seterlandskapet i Surnadal, Møre og Romsdal, over ein 20-årsperiode. Hovedfagsoppgåve. Botanisk institutt, NTNU, Trondheim. 86 s.
- Bele, B., Johansen, L., Norderhaug, A. 2015. Resource use by old og modern dairy cattle breeds on semi-natural mountain pastures, Central Norway. Acta Agriculturae Scandinavica, Section A — Animal Science 65: 73-84
- Berge, A. 2010. Seedbank, seedrain og seedling recruitment along climate gradients in Southern Norway. Master thesis, Institutt for Biologi, Universitetet I Bergen.
- Bjør, K., Graffer, H. 1963. Beiteundersøkelser på skogsmark. Forsk. Fors. Landbr.14.
- Björda, I., Björkelo, K. 2006. AR5 Klassifikasjonssystem. Klassifikasjon av arealressurser. Håndbok fra Skog og landskap 01/2006, 1-24.
- Bjør, R., Mogstad, D. K. 2003. Forebyggende tiltak mot rovviltskader på sau. S. 65-70. I:
- Bjør, R., Mogstad, D.K., Jetne, E. 2002. Forebyggende tiltak mot rovviltskade på sau og rein. Evaluering av tiltak og verkemiddelbruk i fylka (1998-2001). Planteforsk Grønn forskning 40/2002, 1-179.
- Bourne, J. 2002. Electric fencing for predator protection in Alberta. Carnivore Damage Prevention News, (5), pp. 9-10.
- Brainerd, S. M. (Ed.). 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Konfliktdempende tiltak i rovviltforvaltningen NINA Fagrapport nr. 66.
- Brainerd, S.M. (red). 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Konfliktdempende tiltak i rovviltforvaltningen. NINA Fagrapport 66: 1-103.
- Brainerd, S.M., Levin, M., Smith, M., Karlsson, J., Linnell, J. 2006. Å leve med bjørn: bjørner og birøkt I Norge. Informasjonsbrosjyre. NINA, Bioforsk, Viltskadecenter. 4 s.
- Brandt, B., Haugen, M.S. 2008. Frå melkefjøs til gårdsturisme. Fleksible bønder på en ny arena. I Almås, R., Haugen, M.S., Ryke, J.F., Villa, M. (red.) Den nye bygda. Tapir Akademisk Forlag, Trondheim.
- Bratli, H., Jordal, J.B., Stabbetorp, O.E., Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Naturbeitemark – et hotspothabitat. Slutt-rapport under ARKO-prosjektets periode II. – NINA Rapport 714. 85 s.
- Bruteig, I.E., Austrheim, G., Norderhaug, A. 2003. Utgreiingar i samband med ny rovviltmelding. Beiting, biologisk mangfald og rovviltmelding. – NINA Fagrapport 071. 65 s.
- Bryn, A. 2000. The effect of landscape changes on vascular plant species richness in Grimsdalen, a summer farm valley in Oppland, south central Norway. Cand scient thesis, University of Oslo. 147 p.
- Bryn, A. 2008. Recent forest limit changes in south-east Norway: Effects of climate change or regrowth after abandoned utilisation? Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography, 62(4), 251-270.
- Bryn, A., Dourojeanni, P., Hemsing, L. Ø., O'Donnell, S. 2013. A high-resolution GIS null model of potential forest expansion following land use changes in Norway. Scandinavian Journal of Forest Research, 28(1), 81-98.
- Burton, R.J.F. 2004. Seeing through the 'good farmer's' eyes: Towards developing an understanding of the social symbolic value of 'productivist' behavior. I: Sociologia Ruralis, 44 (2), 195-215.
- Bratli, H., Jordal, J., Norderhaug, A., Svalheim, E. 2012. Naturfaglig grunnlag for handlingsplan naturbeitemark og hagemark. Bioforsk RAPPORT 7(193). 90 sider.

- Bye, A.S., Aarstad, P.A., Løvberget, A.A., Høie, H. 2014. Jordbruk og miljø. Tilstand og utvikling 2013. Rapportar 2014/10 Statistisk sentralbyrå, Oslo-Kongsvinger. Carlsen, T.H., Hansen, I. og Bjøru, R. 2006. Evaluering av gaupeklaver på lam som forebyggende tiltak. Bioforsk Rapport Vol. 1 Nr. 158, 1-28.
- Crawley, M., 1997. Plant Ecology. Blackwell Publishing, Oxford.
- Dahl, E.L., Nilsen, E.B., Brøseth, H., Tovmo, M. 2015. Estimering av antall hekkende par kongeørn basert på kjent forekomst i Norge for perioden 2010-2014. – NINA Rapport 1158. 23 s.
- Dahle, B., Sørensen, O. J. , Wedul, E. H. , Swenson, J. E., Sandegren, F. 1998. The diet of brown bears *Ursus arctos* in central Scandinavia: effect of access to free ranging domestic sheep *Ovis aries*. *Wildlife Biology* 4:147-158.
- Dalen, L., Hofgaard, A. 2005. Differential regional treeline dynamics in the Scandes Mountains. *Arctic, Antarctic, og Alpine Research*, 37(3), 284-296.
- DeCalesta, D.S., Cropsey, M.G. 1978. Field test of a coyote-proof fence. *Wildl. Soc. Bull.*, 6: 256-259.
- De Wit H.A., Bryn A., Hofgaard, A., Karstensen, J., Kvalevåg, M.M., Peters, G.P. 2014. Climate warming feedback from mountain birch forest expansion: reduced albedo dominates carbon uptake. *Global Change Biology*, 20, 2344–2355.
- Dijk, J.V. 2008. Wolverine foraging strategies in a multiple-use landscape. Thesis for the degree of philosophiae doctor. Doctoral theses at NTNU 2008:3. 37 pp. Norwegian University of Science og Technology, Faculty of Natural Sciences og Technology, Department of Biology, Trondheim.
- Direktoratet for naturforvaltning 1996. Forebyggende tiltak mot rovviltskader i landbruket, 1-60.
- Dodgshon R.A., Olsson E.G.A. 2007. Seasonality in European mountain areas: a study in human ecology. — In: Palang H., Sooväli H., Printsmann A. (eds.), *Seasonal landscapes*. Springer, Dordrecht, pp. 85-102.
- Douma, J. C., de Haan, M. W. A., Aerts, R., Witte, J. P. M., van Bodegom, P. M. 2012. Succession-induced trait shifts across a wide range of NW European ecosystems are driven by light og modulated by initial abiotic conditions, *J. Ecol.*, 100, 366–380,
- Dorrance, M.J., Bourne, J. 1980. An evaluation of anti-coyote electric fencing. *J. Range Manage.*, 33: 385-387.
- Dumont B., Rook A.J., Coran C., Röver K-U. 2007. Effects of livestock breed og grazing intensity on biodiversity og production in grazing systems. 2. Diet selection. *Grass og Forage Science*, 62, 159-171.
- Eilertsen, S.M. 2006. Forebyggende tiltak mot rovviltskade: Utsatt slipp og tidlig sanking. *Bioforsk Tema Vol. 1*, Nr. 10. 3 s.
- Ekstam, U., Forshed, N. 1992: Om hävden upphör; kärlväxter som indikatorarter i ängs- och hagmarker. *Naturvårdsverket*, Solna.
- Elmendorf, S. C., Henry, G. H., Hollister, R. D., Björk, R. G., Boulanger-Lapointe, N., Cooper, E. J., [...] Gill, M. 2012. Plot-scale evidence of tundra vegetation change og links to recent summer warming. *Nature Climate Change* 2: 453–457
- Evju, M., Halvorsen, R., Rydgren, K., Austrheim, G., Mysterud, A. 2010. Interactions between local climate og grazing determine the population dynamics of the small herb *Viola biflora*. *Oecologia*, 163, 921–933.
- Evju, M., Halvorsen, R., Rydgren, K., Austrheim, G., Mysterud, A. (in press) Effects of sheep grazing og temporal variability on population dynamics of the clonal herb *Geranium sylvaticum* in an alpine habitat. *Plant Ecology*, DOI: 10.1007/s11258-011-9906-2.
- FOR-1999-07-02-720 Forskrift om erstatning når husdyr blir drept eller skadet av rovvilt
- FOR-2001-05-04-468 Forskrift om erstatning for tap og følgekostnader når tamrein blir drept eller skadet av rovvilt. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2001-05-04-468>
- FOR-2005-03-18-242. Forskrift om forvaltning av rovvilt. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2005-03-18-242>
- FOR-2012-06-22-652. Forskrift om rovdyravvisende gjerde. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2012-06-22-652>
- FOR-2013-01-01. Forskrift om tilskudd til forebyggende tiltak mot rovviltskader og konfliktdempende tiltak. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2013-01-01-3>
- FOR-2014-05-30-677. Forskrift om erstatning når husdyr blir drept eller skadet av rovvilt. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2014-05-30-677>
- FOR-2015-02-12-158. Forskrift om tilskudd til driftsomstilling grunnet rovvilt. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2015-02-12-158>
- Gärdenfors U. (ed.) 2005: Rödlistade arter i Sverige 2005. The 2005 Redlist of Swedish species. Artdatabanken, Uppsala.
- Gates, N.L., Rich, J.E., Godtel, D.D., Hulet, C.V. 1978. Development og evaluation of anti-coyote electric fencing. *J. Range Manage.*, 31: 151-153.
- Gautestad, A.O., Mysterud, I., Mysterud, I. 1996. Rovvilt og saueneiering i Norge. 2. Evaluering av kunnskapsgrunnlaget om forebyggende tiltak mot rovviltskader. *Biologisk institutt, Universitetet i Oslo*, 1-40.

- Gehring T.M., VerCauteren K.C., Provost M.L., Cellar A.C. 2010. Utility of livestock-protection dogs for deterring wildlife from cattle farms. *Wildlife Research*, vol. 37, pp. 715-721.
- Gibson, D.J. 2009. *Grasses og Grassland Ecology*. Oxford University Press, New York, USA.
- Green, J.S., Woodruff, R.A., 1990: Livestock guarding dogs: protecting sheep from predators. *Agriculture Information Bulletin No 588*. U.S Department of Agriculture.
- Grime, J. P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242, 344–347.
- Grime, J.P. 2001. *Plant Strategies, Vegetation Processes og Ecosystem Properties*, 2nd ed. John Wiley og Sons
- Grytnes J.A., Heegaard E., Ihlen P.G. 2006. Species richness of vascular plants, bryophytes, og lichens along an altitudinal gradient in western Norway. *Acta Oecol* 29:241–246
- Grytnes, J.-A., Kapfer, J., Jurasinski, G., Birks, H.H., Henriksen, H., Klanderud, K., Odland, A., Ohlson, M., Wipf, S., Birks, H.J.B. 2014. Identifying the driving factors behind observed elevational range shifts on European mountains. *Global Ecology og Biogeography* 23: 876–884
- Hansen, I. 2006. Tapsårsaker hos lam på Tjongsfjordhalvøya 2006. *Bioforsk Rapport* 1(162), 27 ss.
- Hansen, I. 2007. Tapsårsaker hos lam i Ørpen-Redalen beiteområde, Krødsherad 2007. *Bioforsk Rapport* Vol. 2 Nr. 165, 28 s.
- Hansen, I. 2009. Tapsårsaker hos lam på beite i Ørpen-Redalen, 2007 og 2008. *Bioforsk Rapport* 4 (19), 21 s.
- Hansen, I. 2011. Kadaversøkende hunder. *Bioforsk Tema* 6 (7), 1-6.
- Hansen, I., Hind, L.J. 2009. Erfaringer med bruk av kadaversøkende hunder i Norge. *Bioforsk Rapport* 4(130), 1-16.
- Hansen, I., Rødven, R. 2015. Tap av lam på beite – sammenheng mellom slippvekt og predasjon av jerv, gaupe og rødv. *NIBIO POP* Vol 1, Nr. 4, 1-4.
- Hansen, I., F. Christiansen, H.S. Hansen, B.O. Braastad, M.Bakken. 2001. Variation in behavioural responses of ewes towards predator-related stimuli. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, 70: 227-237.
- Hansen, I., Odden, J., Linnell, J., 2012 a. Evaluering og prioritering av forebyggende tiltak i rovviltregion 2. Notat til FM Buskerud, 16 s.
- Hansen, I., Bråten, S.E., Sjulstad, K., Odden, J., Linnell, J. 2012 b. Arealbruk og tapsårsaker hos lam i Flå kommune 2011. *Sau og Geit* nr. 4/2012, 28-30.
- Hansen, I., Odden, J., Linnell, J.D.C., Todnem, J., Løken, Ø. 2013 a. Evaluering og prioritering av forebyggende tiltak i rovviltregion 3. *Bioforsk Rapport* Vol. 8 Nr. 45 2013, 1-28.
- Hansen, I., Odden, J., Linnell, J.D.C., Løken, Ø., Todnem, J. 2013 b. Evaluering og prioritering av forebyggende tiltak mot gaupe i rovviltregion 3. *Bioforsk Rapport* Vol. 8 Nr. 142 2013, 1-26.
- Hansen, I., Bjørn, R.A., Mogstad, D.K. 2004. Erfaringer med rovdysikre gjerder i Norge. *Planteforsk Grønn kunnskap* e, 8(105), 30 pp.
- Hansen, I., Staaland, T., Ringsø, A. 2002. Patrolling with livestock guard dogs – A potential method to reduce predation on sheep. *Acta Agric. Scand. Sect. A – Animal Science*, 52 (1), 43-48.
- Haugset, A.S., Nossun, G., Kvam, T. 2011. Erfaringer med bruk av elektronisk overvåkingsutstyr på beitedyr – 2011. *Trøndelag Forskning og Utvikling, Rapport* 2012:2, 1- 83.
- Hautier, Y., Niklaus, P.A., Hector, A. 2009. Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science*, 324, 636–638
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Kuussaari, M., Pöyry, J. 2005. New insights into butterfly–environment relationships using partitioning methods. *Proc. R. Soc. B* 272: 2203–2210.
- Henriksen S., Hilmo O. 2015. Hvor finnes de truede artene? Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/HvorFinnesDeTruedeArtene>
- Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Moa, P F., Odden, J., Austmo, L. B., Andersen, R. 2005. Does recreational hunting of lynx reduce depredation losses of domestic sheep. *Journal of Wildlife Management* 69:1034-1042 *Journal of Wildlife Management* 69:1034-1042.
- Hessle, A., Wissman, J., Bertilsson, J., Burstedt, E. 2008. Effect of breed of cattle og season on diet selection og defoliation of competitive plant species in semi-natural grasslands. *Grass og Forage Science*, 63, 86–93.
- Hind, L.J. 2010. Driftsomstilling i rovviltområder. *Bioforsk Rapport* Vol.5 Nr.51, 20 ss.
- Hind, L.J., Hansen, I. 2014. Evaluering av tapsforebyggende og konfliktdempende tiltak i rovviltregion 6. *Bioforsk Rapport* 9 (76), 1-41.
- Hind, L.J., Hansen, I., Brainerd, S., Smith, M. 2007. El-sikring av bigårder mot bjørneangrep. *Bioforsk Rapport* 2(152), 1-8.
- Hind, L.J., Hansen, I., Sund, H. 2010. Evaluering av forebyggende og konfliktdempende tiltak i sauenæringa i Nordland. *Bioforsk Rapport* 5 (176), 1-28.
- Hofgaard, A. 1997. Inter-relationships between treeline position, species diversity, land use og climate change in the central Scandes Mountains of Norway. *Global Ecology og Biogeography Letters*, 419-429.

- Hofgaard, A., Dalen, L., Hytteborn, H. 2009. Tree recruitment above the treeline og potential for climate driven treeline change. *Journal of Vegetation Science*, 20(6), 1133-1144.
- Hofgaard, A., Løkken, J. O., Dalen, L., Hytteborn, H. 2010. Comparing warming og grazing effects on birch growth in an alpine environment—a 10-year experiment. *Plant Ecology og Diversity*, 3(1), 19-27.
- Holand, Ø. 2003. Reindriften - samisk næring i brytning mellom tradisjon og produksjon. (J. A. Moe og T. W. Kristensen, Eds.) (1st ed.). Oslo: Gan Forlag AS
- Iliopoulos Y., Sgardelis S., Koutis V., Savaris D. 2009. Wolf depredation on livestock in central Greece. *Acta Theriologica*, vol. 54, pp. 11-22.
- Indrelid S., Moe, D. 1990. Neolithic man og domestic animals at high altitudes in South Norway. -In: Moe D., Hicks, S. (eds) Impact of prehistoric og medieval man on the vegetation: man at the forest limit. *PACT* 31: 47–52
- Johansen, L., Hovstad, K.A., Åström, J. 2015. Åpent lavland. -I: Framstad, E. (red.). *Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold*. Miljødirektoratet Rapport M-441 2015, s. 92-102. <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M441/M441.pdf>
- Johansen, L., Wehn, S., Hovstad, K.A. 2016. Clonal growth buffers the effect of grazing management on the population growth rate of a perennial grassland herb. *Flora*, 223, 11-18.
- Johnson S.J., Griffel D.E. 1982. Sheep losses on grizzly bear range. *J. Wildl. Manage.* (46)3.
- Jordal, J.B., Gaarder, G., 1995. Biologiske undersøkelser i kulturlandskapet i Møre og Romsdal i 1994. Beitemarkssopp og planter i naturenger og naturbeitemarker. Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Landbruksavdelinga. Rapport 2-1995. 95 s.
- Jordal, J.B., Gaarder, G., 1997. Biologiske undersøkelser i kulturlandskapet i Møre og Romsdal i 1995-1996. Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Landbruksavdelinga. Rapport 1-1997. 178 s.
- Jordbruksverket 2015. Åtgärder för att förebygga angrepp på ta Miljødirektoratetjur av stora rovdjur. Redovisning av regeringsoppdrag (N2015/3037/FJR), 90 ss.
- Jørstad, A. 2012. Effektivisering av skadefelling på freda rovvilt i Oppland. Rapport 2012, 1-6.
- Kaarlejärvi, E., Olofsson, J. 2014. Concurrent biotic interactions influence plant performance at their altitudinal distribution margins. *Oikos*, 123, 943–952.
- Kaczensky, P. 1996. Rovvilt og sauenæring i Norge. 3. Large Carnivore – Livestock Conflicts in Europe. *Wildbiologische Gesellschaft München*, 1-106.
- Kielland-Lund, Losvik, M.H., Norderhaug, A. 1999. Åpen slåtteområde. I: Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L., Kvamme, M. (red.). *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. Landbruksforlaget.
- Kjuus, J., Hegrenes, A., Holien, S.O. 2003. Kostnader ved å ha sau på innmarksbeite. NILF-rapport 2003-3, 52 s
- Klanderud, K., Birks, H. J. B. 2003. Recent increases in species richness og shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. *The Holocene*, 13(1): 1-6
- Klima- og miljøverndepartementet 2016. Ulv i norsk natur. Bestandsmål for ulv og ulvesone. Meld. St. nr. 21 (2015–2016).
- Knutsen, T., Aasetre, J., Sagør, J.T. 1998. Holdninger til rovvilt i Norge, Senter for Miljø og Utvikling (SMU), Rapport nr 4/98. Trondheim: NTNU.
- Krogstad, S., Christiansen, F., Smith, M.E., Røste, O.C., Aanesland, N., Tillung, R.H., Thorud, L., 2000: Forebyggende tiltak mot rovviltskader på sau. Gjeting og bruk av vokterhund i Lierne. Sluttrapport 2000. NINA fagrapport 041, Trondheim.
- Kvamme, M. 1988. Pollen analytical studies of mountain summer-farming in Western Norway. –In: Birks, H.H., Birks, H.J.B., Kaland, P.E., Moe, D. (eds) *The cultural landscape: Past, present og future*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kvamme M., Norderhaug, A. 1999. Stølslandskapet. I: Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L., Kvamme, M. (red.). *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. Landbruksforlaget.
- Landa, A., Tufto, J., Andersen, R. 2002. Effekter av uttak av jerv og gaupe i reduserte tap av sau og tamrein i Troms. Konfliktdependende tiltak i rovviltforvaltningen (ed. S. Brainerd), pp. 18-23. NINA Fagrapport 66.
- Landbruks- og matdepartementet 2011. Landbruks- og matpolitikken. Velkommen til bords. Meld. St. nr. 9 (2011–2012).
- Levin, M. 2002. How to prevent damage from large predators with electric fences. *Carnivore Damage Prevention News* (5), pp. 5-8.
- Levin, M., Karlsson, J., Brainerd, S., Smith, M., Linnell, J. 2006. Leva med björn: Biodling och Björnar. Faktablad. Viltskadecenter, NINA, Bioforsk. 4 ss. ISBN 13: 978-91-975002-8-9 ISBN 10: 91-975002-8-3 ISBN 13: 978-91-975002-8-9
- LF-2013-41160 Sak 13-041160ASD-FROS («Krokann-dommen»). Frostating lagmannsrett 2013
- Liavik, K. 1993. Suksjonstrender på sætervoller i mellomboreal vegetasjonsregion i Surnadal, Møre og Romsdal – Floristisk artssammensetning og artsdiversitet. Hovedfagsoppgave. Botanisk institutt, Universitetet i Trondheim.

- Lindborg, R., Eriksson, O. 2004. Effects of restoration on plant species richness og composition in Scandinavian semi-natural grasslands. *Restoration Ecology* 12:318-326
- Linhart, S.B., Roberts, J.D., Dasch, G.J. 1982. Electric fencing reduces coyote predation on pastured sheep. *J. Range Manage.*, 35: 276-281.
- Linnell, J.D.C., Odden, J., Mertens, A. 2012. Mitigation methods for conflicts associated with carnivore depredation on livestock. *Carnivore ecology og conservation: a handbook of techniques* (eds L. Boitani og R.A. Powell), pp. 314-332. Oxford University Press, Oxford.
- Linnell, J.D.C., Odden, J., Smith, M.E., Aanes, R., Swenson, J.E. 1999. Large carnivores that kill livestock: do "problem individuals" really exist? *Wildlife Society Bulletin* 27:698-705.
- Linnell, J.D.C., Smith, M.E., Odden, J., Kaczensky, P., Swenson, J.E. 1997. Rovvilt og sauenæring i Norge. 5 Strategier for å redusere rovdyr - husdyr konflikter: en litteraturoversikt. Norsk institutt for naturforskning oppdragsmelding 444, 1-24.
- Linnell, J. D. C., Lande, U. S., Skogen, K., Hustad, H., Andersen, R. 2003. "Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Scenarier for en geografisk differensiert forvaltning av store rovdyr i Norge." - NINA Fagrapport 065: 43pp.
- Linnell, J. D. C., Tveraa, T. (red.) 2015. Kunnskapsstatus og kunnskapsbehov for forvaltning av rovvilt i Norge. 2NINA Rapport 1195. 80 s.
- Loreau, M. 2000. Biodiversity og ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos*, 91, 3–17
- Løken, Ø. 2015. Tiltak for å forebygge rovviltskader på sau i Norge. FKT-Prosjektet, NSG, NB og NBS, 1-74
- Löffler, J., Lundberg, A., Rössler, O., Bräuning, A., Jung, G., Pape, R., Wundram, D. 2004. The alpine treeline under changing land use og changing climate: Approach og preliminary results from continental Norway. *Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography*, 58(4), 183-193.
- LOV-1957-06-28-16 Lov om friluftslivet (friluftsløven). <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1957-06-28-16>
- LOV-1981-05-29-38. Lov om jakt og fangst av vilt (viltloven). <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-05-29-38>
- LOV-2003-07-04-74. Lov om hundehold (hundeløven). <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2003-07-04-74>
- LOV-2009-06-19-100 Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven). <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100>
- Lundgaard, K.Aa. 2016. Miljømyndighetenes praksis post Krokann, Foredrag på Beiteseminar med rovviltfokus, Hotel Opera, Oslo, 23-24. februar 2016
- Mabille, G., Stien, A., Tveraa, T., Mysterud, A., Brøseth, H., Linnell, J. D. C. 2015a. Mortality og lamb body mass growth in free-ranging domestic sheep - environmental impacts including lethal og non-lethal impacts of predators. - *Ecography* 38: (online doi:10.1111/ecog.01379)
- Mabille, G., Stien, A., Tveraa, T., Mysterud, A., Mysterud, A., Brøseth, H., Linnell, J. D. C. 2015b. Sheep farming og large carnivores: What are the factors influencing claimed losses? *Ecosphere*, 6 (5): 1-17.
- Mariotte, P., Buttler, A., Kohler, F., Gilgen, A.K., Spiegelberger, T. 2013. How do subordinate og dominant species in semi-natural grasslands relate to productivity og land-use change? *Basic og Applied Ecology*, 14, 217–224
- Mertens, A., Promberger, C., Gheorge, P. 2002. Testing og implementing the use of electric fences for night corals in Romania. *Carnivore Damage Prevention News* (5), pp. 2-5.
- Michalet, R., Schöb, C., Lortie, C.J., Brooker, R.W., Callaway, R.M. 2014. Partitioning net interactions among plants along altitudinal gradients to study community responses to climate change. *Functional Ecology*, 28, 75-86.
- Miljøverndepartementet 2004. Rovvilt i norsk natur. St. meld. nr. 15 (2003–2004).
- Miljødirektoratet 2015. Forvaltning av kongeørn i Norge. Kunnskap, bestand og framtidig forvaltning. Miljødirektoratet Rapport M-470, 1-34.
- Moen, A. 1998a. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon.
- Moen, A., Øien, D.I. 2002. Ecology og survival of *Nigritella nigra*, a threatened orchid species in Scandinavia. *Nordic Journal of Botany* 22: 435-461
- Mysterud, I., Swenson, J.E., Linnell, J.D.C., Gautestad, A.O., Mysterud, I., Odden, J., Smith, M.E., Aanes, A., Kaczensky, P. 1996a. Rovvilt og sauenæring in Norge 1. Kunnskapsoversikt og evaluering av forbyggende tiltak. Report, University of Oslo, 1-18.
- Mysterud I., Gautestad, A.O., Mysterud, I. 1996b. Rovvilt og sauenæring in Norge 6. Kommentarer til gjeting som forebyggende tiltak. Oppdragsrapport, Biologisk institutt, Universitetet i Oslo, 1-18.
- Nass, R.D., Theade, J. 1988. Electric fences for reducing sheep losses to predators. *J. Range Manage.*, 41: 251-252.
- Nedkvitne, J.J., Garmo, T.H., Staaland, H. 1995. Beitedyr i kulturlandskap. Landbruksforlaget, Oslo, 183 s.
- Nerhoel, I., Smestad K. 2013. Kadaversøk i Skaret beitelagsområde – et pilotprosjekt. Sluttrapport, 17 s.

- Nerheim, E. 2004. Futility of shooting brown bears *Ursus arctos* to stop sheep loss in Norway is confirmed. MSc Thesis, Agricultural University of Norway, Ås.
- NINA, Bioforsk Viltskadecenter 2006. Å leve med bjørn – for innbyggere i bjørneområder. ISBN 13: 978-91-975002-5-8, ISBN 10: 91-975002-5-9. 4 pp.
- Norderhaug, A. 1988. Urterike slåttenger i Norge, rapport frå forprosjektet. Økoforsk Utredning 1988-3. Økoforsk, Ås.
- Norderhaug, A., Johansen, L. 2011. Kulturmark og boreal hei - I: Lindgaard, A. og Henriksen, S. 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabaken, Trondheim, side 81-86.
- Odden, J. 2011. The ecology of a conflict: Eurasian lynx depredation on domestic sheep. Thesis for the degree of Philosophiae Doctor. Norwegian University of Science og Technology, Trondheim, October 2011.
- Odden, J., Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Andersen, R. 2008. Vulnerability of domestic sheep to lynx depredation in relation to roe deer density. *Journal of Wildlife Management* 72: 276-282.
- Odden, J., Linnell, J.D.C., Andersen, R. 2006. Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of south-eastern Norway: the relative importance of livestock og hares at low roe deer density. *European Journal of Wildlife Research* 52:237-244.
- Odden, J., Linnell, J.D.C., Andersen, R., Moa, P.F., Herfindal, I., Kvam, T. 2002. Lynx depredation on domestic sheep in Norway. *Journal of Wildlife Management* 66:98-105.
- Odden, J., Mattisson, J., Rauset, G.R., Linnell, J.D.C.P., J., Segerström, P., Andrén, H. 2010. Er skadefelling av gaupe og jerv selektiv? NINA Rapport, 601, 1-20.
- Odden, J., Nilsen, E.B., Linnell, J.D.C. 2013. Density of wild prey modulates lynx kill rates on free-ranging domestic sheep. *PloS one*, 8(11), e79261. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0079261>
- Oksanen, L., Moen, J., Hjelle, T. 1995. Timberline patterns in northernmost Fennoscandia. Relative importance of climate og grazing. *Acta Botanica Fennica* 153: 93-106
- Oloff, H., Ritchie, M.E. 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology og Evolution*, 13, 261-265.
- Olsen, S.L., Töpper, J.P., Skarpaas, O., Vandvik, V., Klanderud, K. 2016. From facilitation to competition: temperature-driven shift in dominant plant interactions affects population dynamics in seminatural grasslands. *Global Change Biology*, 22, 1915–1926.
- Olsson, E. G. A., Austrheim, G., Grenne, S. N. 2000. Landscape change patterns in mountains, land use og environmental diversity, Mid-Norway 1960–1993. *Landscape ecology*, 15(2), 155-170.
- Olsson, E. G. A., Hanssen, S., Rønningen, K. 2004. Different conservation values of biological diversity? A case study from the Jotunheimen mountain range, Norway. *Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography*, 58, 204-212.
- Olsson, E. G. A., Rønningen, K., Hanssen, S. K., Wehn, S. 2011. The interrelationship of biodiversity og rural viability: sustainability assessment, land use scenarios og Norwegian mountains in a European context. *Journal of Environmental Assessment Policy og Management*, 13, 251-284.
- Palmer B.C., Conover M.R., Frey S.N. 2010. Replication of a 1970s Study on Domestic Sheep Losses to Predators on Utah's Summer Rangelands. *Rangeland Ecology og Management*, vol. 63, pp. 689-695.
- Pauli, H., Gottfried, M., Dullinger, S., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M., Alonso, J. L. B., [...], Ghosn, D. 2012. Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. *Science* 336(6079): 353-355
- Penniston, R., Lundberg, A. 2014. Forest expansion as explained by climate change og changes in land use: a study from Bergen, Western Norway. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 96(4), 579-589.
- Pentha, S. M., Myklevold, M., Voje Skorge, L.-T., Solberg, A. 2014. Rendriftsnæringen i Norge. - *Norsk Veterinærtidsskrift* 126 (3) : 89–93
- Potthoff, K. 2007. Persistence of alpine grass-dominated vegetation on abandoned mountain summer farms in Western Norway. *Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography*, 61, 192-206.
- Potthoff, K. 2009. Grazing history affects the tree-line ecotone: a case study from Hardanger, Western Norway. *Fennia-International Journal of Geography*, 187(2), 81-98.
- Potthoff, K., Stroth, V. 2011. Patterns of vegetation change on alpine mountain summer farms in Norway. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 93(3), 163-174.
- Rassi P, Hyvärinen E, Juslén A, Mannerkoski I (eds.) 2010. The 2010 red list of Finnish species. Finnish Ministry of the Environment, Helsinki, Finland.
- Rauma kommune. 2001. Forebyggende tiltak rovvilt i Rauma 2001. Tidlig sanking, vokterhund Ulvådalen, vokterhund Vermedalen, ekstra tilsyn Isfjorden.
- Reinton, L. 1963. Utmarksbruket, grunnlaget for norsk jordbruk. *Heimen* 7, 433-456.
- Rekdal, Y. 2001: Husdyrbeite i fjellet. Vegetasjonstypar og beiteverdi. NIJOS rapport 07/01. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås.
- Rovviltneemnda Region 5. 2014. Forvaltningsplan for rovvilt i Hedmark. Behandlet i rovviltneemnda 13. desember, endelig vedtatt 10. januar 2014

- Rødven, R. 2010. Causes og consequences of variation in life history of semi-domesticated reindeer. - Department of Arctic and Marine Biology PhD (March) : 123
- Rössler, O., Bräuning, A., Löffler, J. 2008. Dynamics og driving forces of treeline fluctuation og regeneration in central Norway during the past decades. *Erdkunde*, 117-128.
- Sagør, J.T., Swenson, J.E., Røskaft, E. 1997. Compatibility of brown bear *Ursus arctos* og free-ranging sheep in Norway. *Biological Conservation*: 81:91-95.
- Sandnes, J. 1989. Ljåen og krøttermule. Om opphav og alder til det norske seterbruket. *Norsk Historisk Tidsskrift* 1989(3), 351-358.
- Scimone, M., A. J. Rook, J. P. Garel, N. Sahin. 2007. Effects of livestock breed og grazing intensity on biodiversity og production in sustainable grazing systems. 3. Effects on vegetation diversity. *Grass og Forage Science*, 62, 172–184.
- Smestad, K. 2009. Rapport til Oppland Sau og Geit. Kurs i opplæring av hund og fører i søk etter kadaver av sau og lam, 1-7.
- Smith, M.E., Linnell, J.D.C., Odden, J., Swenson, J.E. 2000 a. Methods for reducing livestock losses to predators. A: Livestock guardian animals. *Acta Agriculturae Scandinavica*, 50, 279-290.
- Smith, M.E., Linnell, J.D.C., Odden, J., Swenson, J.E. 2000 b. Methods for reducing livestock losses to predators: B. Aversive conditioning, deterrents og repellents. *Acta Agriculturae Scandinavica*, 50, 304-315.
- Speed, J.D.M., Austrheim, G., Hester, A.J., Mysterud, A. 2010. Experimental evidence for herbivore limitation of the treeline. *Ecology*, 91, 3414–3420.
- Speed, J. D., Austrheim, G., Hester, A. J., Mysterud, A. 2012. Elevational advance of alpine plant communities is buffered by herbivory. *Journal of Vegetation Science*, 23(4), 617-625.
- Speed, J.D.M., G. Austrheim, Mysterud, A. 2013. The response of plant diversity to grazing varies along an elevational gradient. *Journal of Ecology*, 101, 1225–1236.
- SSB (Statistisk Sentralbyrå) 2015. Arealbruk og arealressurser, 1. januar 2015. <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/arealstat>
- Staaland, H., Garmo, T. H., Hove, K., Pedersen, Ø. 1995. Feed selection og radiocaesium intake by reindeer, sheep og goats grazing alpine summer habitats in southern Norway. *Journal of environmental radioactivity*, 29(1), 39-56.
- Staaland, H., Holand, Ø., Kielland-Lund, J. 1998. Beitedyr og deres effect på vegetasjonen. –I: Framstad, E. og Lid, I.B. (red.) *Jordbrukets kulturlandskap: Forvaltning av miljøverdier*. Universitetsforlaget, Oslo, s. 34-40.
- Stabbetorp, O. E., Often, A. 2003. Kulturbetinget botanisk mangfold i grensetraktene i Sørøst-Norge. *NINA Oppdragsmelding*, 808, 1-148.
- Steinheim, G., Nordheim, L.A., Weladij, R.B., Gordon, I.L., Ådnøy, T., Holland, Ø. 2005. Differences in choice of diet between sheep breeds grazing mountain pastures in Norway. *Acta Agric Scand Sect A Anim Sci*. 55:16–20.
- Stortinget 2004. Innstilling nr. 174 (2003–2004) fra energi- og miljøkomiteen om rovvilt i norsk natur.
- Stortinget 2011. Representantforslag 163 S (2010–2011).
- Strand, G.-H. 2013. The Norwegian area frame survey of land cover og outfield land resources. *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography* 67, 24-35
- Strand, G.H., Bloch, V.V.H. 2009. Statistical grids for Norway. Documentation of national grids for analysis og visualisation of spatial data in Norway. Document 2009/9. Statistics Norway, Oslo
- Strand, G.-H., Rekdal Y. 2006. Area frame survey of land resources. AR18×18 system description. *NIJOS rapport* 03/06, Ås.
- Sunde, P., Stener, S., Kvam, T. 1998. Tolerance to humans of resting lynxes *Lynx lynx* in a hunted population. *Wildlife Biology*, 4, 177-183.
- Svalheim, E.J., Jansen, L.B. 2002. Stølslandskapet på indre Agder. Prosjektrapport Fylkesmannen i Aust-Agder. ISBN 82-92026-01-0
- Svenning, J.-C., Sandel, B. 2013. Disequilibrium vegetation dynamics under future climate change. *Am. J. Bot.* 100: 1266 – 1286
- Svalheim, E., Bratli, H. 2016. Solblom *Arnica montana* i åtte lokaliteter i Aust- og Vest Agder. *NI-BIO-rapport* nr 54, Vol 2.
- Svensson, L., Karlsson, J., Ahlqvist, I., Levin, M. 2002. Stängselförsök med lodjur. Viltskadecenter, Sveriges lantbruksuniversitet, 4 s.
- Sæter et al. 1996. Beiteboka – ei handbok om mjølkeproduksjon på beite. Forsøksringane på Vestlandet i samarbeid med Forskningsparken på Ås, Ås.
- Sæther NH, Bøe K, Vangen O. 2006. Differences in grazing behaviour between a high og a moderate yielding Norwegian dairy cattle breed grazing semi-natural mountain grasslands. *Acta Scand Sect A - Anim Sci.*, 56, 91–98.

- Tangeland, T., Skogen, K., Krange, O. 2010. Om rovdyr på landet og i byen. Den urban-rurale dimensjonen i de norske rovviltkonfliktene. - NINA Rapport 650, 84 s.
- Taugourdeau, S., Wehn, S., Johansen, L., Hovstad, K.A. (manuscript) Climate, soil og biotic interactions effects on biodiversity differ between managed og abandoned semi natural grasslands. Manuscript in prep.
- Todnem, J., Kveberg, L. 2002. Innmarksbeite til sau ved ulike driftsopplegg. Innlegg på Norsk Kjøtt sin fagkonferanse "Lam 2002", Trondheim 09-10.02 2002, 7 s.
- Tømmervik, H., Dunfeld, S., Olsson, G. A., Nilsen, M. Ø. 2010. Detection of ancient reindeer pens, cultural remains og anthropogenic influenced vegetation in Byrkjje (Børgefjell) mountains, Fennoscandia. *Landscape og Urban Planning*, 98(1), 56-71.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Yoccoz, N. G., Ims, R. A., Aanes, R., Høgda, K. A. 2007. What regulate og limit reindeer populations in Norway? - *Oikos* 116 (4) : 706–715
- Vandvik, V., Birks, H. J. B. 2002. Partitioning floristic variance in Norwegian upland grasslands into within-site og between-site components: are the patterns determined by environment or by land-use? *Plant Ecology*, 162(2), 233-245.
- Vandvik, V., Birks, H. J. B. 2004. Mountain summer farms in Røldal, western Norway—; vegetation classification og patterns in species turnover og richness. *Plant Ecology*, 170(2), 203-222.
- Välimäki, P., Itämies, J. 2003 Migration of the clouded Apollo butterfly *Parnassius mnemosyne* in a network of suitable habitats—effects of patch characteristics. *Ecography* 26: 679–691.
- Viltskadecenter 2009. Bjørnskador i bigårdat. Rekommandationer fraån Viltskadecenter 2009:1. 16 ss. ISBN 978-91-977318-4-3
- Viltskadecenter 2012. Stängsel för att förebygga skador från rovdjur. Faktablad från Viltskadecenter 2012-2, ISBN 13: 978-91-977318-7-4, 4 ss.
- Vold, E.M. 2013. Management effects on low-herb diversity in outlying grasslands. Master thesis, Department of Biology, NTNU, Trondheim.
- Warren, J. T., Myrsetrud, I. 1995. Mortality of domestic sheep in free-ranging flocks in southeastern Norway. - *Journal of Animal Science* 73 (4): 1012-1018.
- Warren, J. T., Myrsetrud, I. og Lynnebakken, T. 2001. Mortality of lambs in free-ranging domestic sheep (*Ovis aries*) in northern Norway. - *Journal of Zoology* 254: 195-202.
- Wam, H.K., Dokk, J.G., Hjeljord, O. 2003. Tilskuddsgjerder og rovdyrskader på bufe i Østfold. NLH, IBN Viltrapport nr 4, 8 s.
- Wehn, S. 2009. A map-based method for exploring responses to different levels of grazing pressure at the landscape scale. *Agriculture, Ecosystems og Environment*, 129(1), 177-181.
- Wehn, S., Pedersen, B., Hanssen, S. K. 2011. A comparison of influences of cattle, goat, sheep og reindeer on vegetation changes in mountain cultural landscapes in Norway. *Landscape og Urban Planning*, 102(3), 177-187.
- Wehn, S., Olsson, G., Hanssen, S. 2012. Forest line changes after 1960 in a Norwegian mountain region—implications for the future. *Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography*, 66(1), 2-10.
- Wehn, S., Lundemo, S., Holten, J. I. 2014. Alpine vegetation along multiple environmental gradients og possible consequences of climate change. *Alpine Botany*, 124(2), 155-164.
- Wehn, S., Johansen, L. 2015. The distribution of the endemic plant *Primula scandinavica*, at local og national scales, in changing mountainous environments. *Biodiversity*, 16(4), 278-288.
- Wehn, S., Taugourdeau, S., Johansen, L., Hovstad, K.A. (manuscript). Effects of abandonment on plant diversity along environmental gradients. Manuscript in prep.
- Wehn S., Johansen L., Hovstad K.A. 2016a. What are the linkages between biodiversity og ecosystem services in semi-natural grasslands –In: *Grassland Science in Europe*, vol 21. Manuscript in pres.
- Wehn S., Johansen L., Hovstad K.A. 2016b. Sauebeite bidrar til biologisk mangfold. *Sau og Geit* nr. 2., i trykk.
- Weiss, L., Jeltsch, F. 2015. The response of simulated grassland communities to the cessation of grazing. *Ecological Modelling* 303: 1–11
- Winje, E. 2010 a. Rapport. Kurs i kadaversøk med hund. Rapport til Fylkesmannen i Troms på vegne av Troms Sau og Geit og prosjektet "Leve i naturen", 1-6.
- Winje, E. 2010 b. Rapport fra akutt kadaversøk i Gratangen/Skånland 27. august 2010. Rapport til Fylkesmannen i Troms på vegne av prosjektet "Leve i naturen", 1-6.
- Zimmermann, B., Sand, H., Wabakken, P., Liberg, O., Andreassen, H. P. 2015. Predator-dependent functional response in wolves: from food limitation to surplus killing. *J Anim Ecol*, 84: 102–112. doi:10.1111/1365-2656.12280Xx
- Ødegaard, F., Sverdrup-Thygeson, A., Hansen, L.O., Hanssen, O., Öberg, S. 2009. Kartlegging av invertebrater i fem hotspot-habitattyper. Nye norske arter og rødlistearter 2004–2008. NINA Rapport 500. 102 s.
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Aagaard, K. 2011. Bestandsovervåking og skjøtelsesplan for *mnemosynesommerfugl Parnassius mnemosyne*. NINA Rapport 676. 52 s.

ANNEKS 1: DATAGRUNNLAG

Av Henrik F. Mathiesen og red.

Det er i denne studien gjort en sammenstilling av kart- og registerdata fra en rekke kilder.

Registeret for Produksjons- og avløsertilskudd til jordbruksforetak (Produksjonstilskuddsregisteret)

Produksjonstilskudd er en fellesbetegnelse for en rekke tilskuddsordninger som foretak som driver vanlig jordbruksproduksjon kan søke på. Søknader og utbetalinger i henhold til de ulike tilskuddsordningene er samlet i registeret for Produksjons- og avløsertilskudd til jordbruksforetak. Registeret inneholder informasjon om de arealer, husdyr og de forskjellige typene av korn, gras, poteter og grønnsaker som de ulike foretakene søker om tilskudd til å drive. Registeret gir således god oversikt over hvor mye areal som er i drift, hva arealene brukes til, hvor mange husdyr av ulike arter som finnes i hvert foretak, og hvor mange dyr som slippes i utmark. Alle foretakene som søker om støtte er kartfestet med representasjonspunktet i Landbruksregisteret. NIBIO har tilgang til Registeret for Produksjons- og avløsertilskudd til jordbruksforetak med endelige tall for søknadsomgangen om sommeren hvert år fra 1999 til 2015. Data for 1999, 2007 og 2014 er benyttet i arbeidet med denne rapporten.

Landbruksregisteret

Landbruksregisteret er Landbruksdirektoratets sitt kunderegister. Landbruksregisteret inneholder arealtall om landbrukseiendommer, personer og foretak på landbrukseiendommen og sikrer entydig og felles identifikasjon av disse enhetene. Registeret omfatter i all hovedsak alle landbrukseiendommer som driver aktivt landbruk, med tilhørende matrikkelenheter. Alle eiendommer med foretak som mottar arealtilskudd må være registrert, uavhengig av arealstørrelse. Tilsvarende er alle eiendommer som har en skogfondkonto og som leverer produkter hos omsetningsleddene (som leverer slakt, korn og egg) registrert. I tillegg har det vært et mål at alle landbrukseiendommer med minst 5 dekar jordbruksareal og/eller minst 25 dekar produktiv skog skal være registrert, uavhengig av landbruksaktivitet. Dette medfører at en rekke landbrukseiendommer som ikke lengre driver aktivt jord- eller skogbruk finnes i registeret. Registeret er således godt egnet for å vise utviklingen av landbrukseiendommenes størrelse, arealfordeling og rolle i landbruket over tid.

Opplysninger fra registeret benyttes i forbindelse med oppfølging av lover og reguleringer, forvaltning av tilskudd, erstatninger og avgifter, samt resultatkontroll, rapportering, statistikkproduksjon, utredninger og forskning. Offentlig forvaltning og organisasjoner som bistår ved forvaltningsoppdrag kan få tilgang til registeret.

Alle driftsenheter er kartfestet med et representasjonspunkt som skal ligge på den største driftsbygningen på grunneiendommen som angir landbrukseiendommens hovednummer. I mange tilfeller er dette plassert på den største låven på et gårdstun.

Organisert beitebruk

Organisert beitebruk er en tilskuddsordning opprettet i 1970. Ordningen bygger på en avtale mellom Landbruksdepartementet og Norsk sau- og geitavlslag. Fra 2005 er dette en del av Regionale miljøprogram (RMP). Ordningen skal legge til rette for en mer rasjonell utnytting av utmarksbeiter og redusere tap av dyr på beite til et minimum. Beitelag samarbeider om tilsyn, sanking og investeringer. Nye beitelag godkjennes av fylkesmannen.

Organiserte beitelag omfatter sau, storfe og geit på utmarksbeite. I 2010 var det registrert 896 beitelag med til sammen 1,52 mil. sau, 65 000 storfe og 16 600 geit. Dette utgjør om lag 80 % av sauene, 30 % av storfeet og 30 % av geitene som beiter i utmark.

Fylkesmennenes landbruksavdelinger (FMLA) er ansvarlig for utarbeiding av kartmanus over beitelag og ajourhold av dette. Data fra Organisert beitebruk blir også samlet inn av FMLA under koordinering fra Landbruksdirektoratet. Ved kartfesting av beitelag er det valgt å kartlegge husdyrs faktiske arealbruk fordi det mange steder vil være uklare forhold knyttet til beiterett.

Data fra Organisert beitebruk samles i en nasjonal database, Informasjonssystem for beitebruk i utmark (IBU), som forvaltes av NIBIO. Datasettet gir en oversikt over faktisk beitebruk og hvor mange husdyr som er sluppet og tapt etter husdyrart.

Søknader om erstatning for tap og følgekostnader når husdyr og tamrein blir tatt av rovvilt

Etter lov kan dyreeiere søke erstatning for tap og følgekostnader når husdyr og tamrein blir drept eller skadet av rovvilt. For de vanlige skadetyper er hovedregelen at tap fører til følgekostnader.

Dyreeier må normalt ha et produksjonsomfang som er høyere enn det som gir rett til produksjonstilskudd etter jordbruksavtalen. Erstatning tilstås videre under forutsetning om at dyreeier har:

- prøvd å avverge eller redusere tap, vurdert i lys av forhold til risiko og verdier på spill
- besetningen er i samsvar med lov om dyrevelferd
- bidratt til at tap oppdages så tidlig som mulig
- besetningsdata på individnivå, herunder data over tapte og skadde dyr.
- meldt fra om dyr blir gjenfunnet i live

Et sentralt register med alle søknader om erstatning for tap og følgekostnader når husdyr og tamrein blir tatt av rovvilt ble etablert i 2007. NIBIO har tilgang til opplysninger fra alle foretak som har levert søknad i årene 2007 og 2014. Disse er koblet til foretak som har søkt om Produksjons- og avløsertilskudd jordbruksforetak i disse årene for å kunne stedfeste foretaket.

Forvaltningsområder for rovvilt

Ved Stortingets behandling av St.meld. nr. 15 (2003–2004) *Rovvilt i norsk natur*, ble det også fastsatt grenser for åtte forvaltningsregioner for rovvilt. Grensene for forvaltningsregionene følger fylkesgrenser og hver forvaltningsregion styres av en politisk valgt rovviltneemnd. Rovviltneemndene består av 5–6 medlemmer, som oppnevnes av Miljøverndepartementet etter forslag fra de berørte fylkeskommunene. For region 5, 6, 7 og 8 oppnevnes det i tillegg representanter fra Sametinget. Sekretariatet for rovviltneemnda er lagt til et fylkesmannsembete innenfor hver region. Fylkesmannen har en rådgivningsfunksjon overfor nemnda, i tillegg til at Fylkesmannen utøver eget forvaltningsansvar innen rovviltforvaltningen.

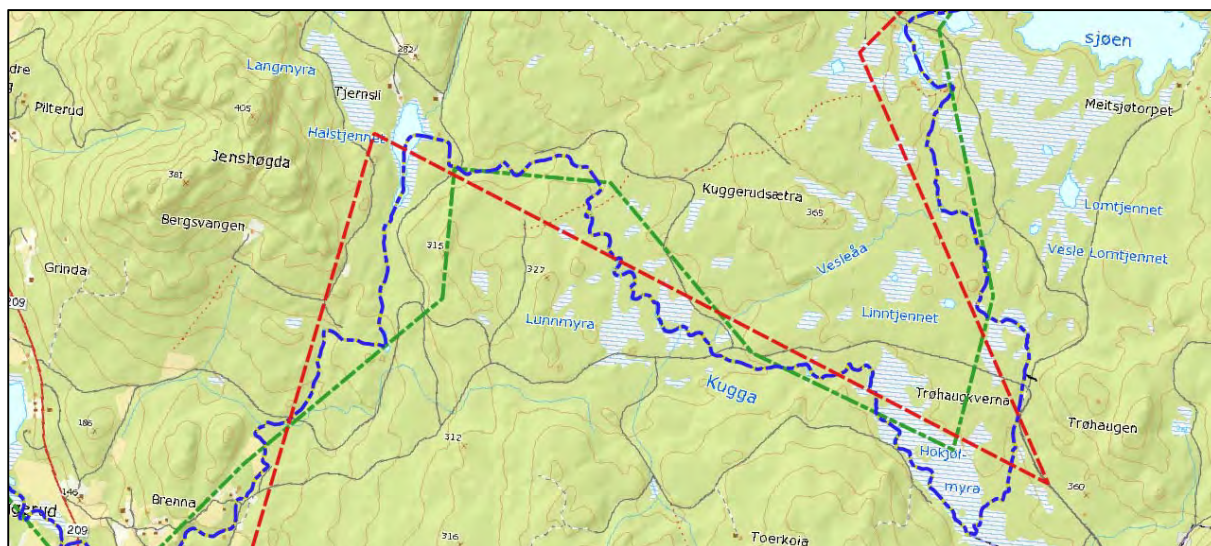
Rovviltneemndene har fastsatt forvaltningsområder for rovdirene gaupe, jerv og bjørn. Forvaltningsområdet for ulv er fastsatt av Stortinget. Forvaltningsområdene kan overlappe slik at en lokalitet som er forvaltningsområde for gaupe også kan være forvaltningsområde jerv, ulv eller bjørn. Innenfor forvaltningsområdene skal rovdyr ha prioritet, utenfor disse områder har beitedyr prioritet. Dette innebærer blant annet at rovdyrområdene er prioriterte forvaltningsområder for rovvilt, og innenfor forvaltningsområdene vil dermed virkemidler være rettet mot beitedyr, for eksempel i form av støtte til inngjerding, tidlig nedsanking av beitedyr og så videre.

Datasettet "Forvaltningsområder for rovvilt" inneholder digitale grenser for forvaltningsområdene. Datasettet kan lastes ned direkte fra Miljødirektoratets nettsider eller via den nasjonale portalen for

kartdata (geonorge.no). Det foreligger ikke metadata for dette datasettet. Flere av kartene er mest sannsynlig digitalisert på skjerm hos Fylkesmannenes miljøvernavdeling, basert på tekst i forvaltningsplanene for rovvilt og med støtte i topografiske kart i målestokk 1:50 000 eller 1:250 000. Det er en rekke karttekniske utfordringer knyttet til bruk av kartgrunnlaget.

Forvaltningsområder som følger samme administrative grense (kommunegrense, fylkesgrense eller riksgrense) samsvarer ikke. Forvaltningsområdene følger heller ikke kystlinje i topografiske kart i målestokk 1:5000, 1:50 000 eller 1: 250 000. Forvaltningsområdene tenderer til å ha mindre samsvar med kystlinjen i bebygde områder enn ubebygde områder. Nøyaktigheten varierer fra fylke til fylke. Enkelte steder inngår fjordarmer i forvaltningsområdene. Det foreligger imidlertid ingen instruks for, eller dokumentasjon av, hvordan digitaliseringen er gjennomført.

Vi har valgt å redigere vekk åpenbare feil ved å redigere vekk mindre fjordarmer, samt å tette mindre hull og skjæringer i overganger mellom administrative områder. Vi har valgt ikke å utvide forvaltningsområdene til kystlinjen og riksgrensen ettersom det kan være nemndenes beslutning å ekskludere disse områdene.



Figur A.1: Nøyaktighet i grenser for forvaltningsområder. Yttergrense for jerv (blå linje) følger kommunegrense, gaupe (grønn linje) er en generalisert kommunegrense, mens ulv (rød linje) er en svært generalisert kommunegrense. Forskjellene (evt. unøyaktighetene) kompliserer data tilrettelegging, analyser og statistiske resultater.

Kadaverfunn i rovbaser som indikator på rovviltets leve- og forvaltningsområder

Rovbase er et forvaltningsverktøy som tar vare på informasjon som er viktig for forvaltningen av bjørn, jerv, ulv, gaupe og kongeørn. Rovbase blir oppdatert av Fylkesmannen i det respektive fylket, Statens naturoppsyn og Norsk institutt for naturforskning (NINA) i samsvar med Norges nasjonale overvåkingsprogram for rovvilt. Rovbase omfatter undersøkelser av husdyr og tamrein som er drept av rovvilt (kadaverfunn), spor - eller tegn på spor - fra rovvilt som er undersøkt og godkjent av Statens naturoppsyn (observasjoner), og ekskrement og hårprøver fra rovvilt som er samlet inn av organisert feltpersonell og elgjegere og via forskningsprosjekt (DNA-funn). I tillegg kommer funn av døde rovvilt.

I samråd med Miljødirektoratet benyttes datasettet kadaverfunn som en indikator på forekomst av rovvilt i områder med beitedyr. Siden 1980-tallet er det i Norge gjennomført systematiske undersøkelser av døde og skadde husdyr og tamrein når det har vært mistanke om at skaden har vært voldt av

store rovdyr eller kongeørn. De tilfeller der arten av rovvilt er kjent og dokumentert, danner grunnlag for sammenstillingen av kunnskapen om hvordan de ulike rovviltartene angriper, avliver og håndterer et byttedyr. Resultatene av skadedokumentasjonsarbeidet rapporteres videre til forvaltningen gjennom en nasjonal database (Rovbase). Dette er et viktig grunnlag når forvaltningen skal vurdere blant annet erstatningskrav for rovdyrskader, forebyggende tiltak eller felling for å redusere skadeomfang på husdyr eller tamrein.

Fra 2001 har Statens naturoppsyn (SNO) hatt ansvar for dette arbeidet. Fastsettelse av dødsårsak og vurdering, utføres etter fastsatte retningslinjer. Arbeidet er organisert ved at lokale rovviltkontakter foretar en feltundersøkelse når det meldes fra om funn av husdyr eller tamrein som kan være drept eller skadet av rovvilt. Rovviltkontaktene er SNO-personell med kompetanse bl.a. på undersøkelse av rovviltskader. Rovviltkontaktene har lokal forankring og arbeider som regel i det distriktet de bor. Rovviltkontaktene rapporterer til regionalt ansvarlig i SNO. Resultatene av undersøkelsene gjøres tilgjengelig for forvaltningen i den nasjonale databasen Rovbase. Informasjon om alle registrerte kadavre av sau og rein som er drept av rovvilt, er også tilgjengelig for allmennheten gjennom *Rovbase på nett*.

I samråd med Miljødirektoratet benyttes ikke datasettene rovviltobservasjoner, DNA-funn og funn av døde rovdyr som indikatorer på rovdyrenes leveområder. Dette skyldes denne typer observasjoner i større grad fanger opp rovvilt som er observert på uventede steder eller fordi de spores intensivt i forbindelse med forskning og forvaltning. Eksempelvis inneholder Rovbase store mengder spordata og DNA-prøver for rovvilt i områder der de sjelden forekommer og sjelden forvolder skade på husdyr. På samme tid inneholder Rovbase få spordata og DNA-prøver der rovviltet forekommer ofte og forvolder stor skade på tamrein og husdyr.

Registrering av kadavre av sau og rein som er drept av rovvilt skjer i forbindelse med forvaltningsoppdrag, vitneobservasjoner fra turgåere og yrkesaktive, samt ved tilsyn og sanking. Det ligger betydelig motivasjon for å få kadavre registrert av SNO, både av næringsdrivende, forvaltningen og forskere. En rekke kadaver blir allikevel ikke funnet fordi rovviltet gjemmer byttet eller fordi kadaver ligger i utilgjengelig terreng og vegetasjon. Mange kadaver blir også funnet for sent til at det er mulig å fastslå dødsårsak.

SNO har utviklet håndbøker i registrering av kadaverfunn. Hovedhensikten med undersøkelsene av en mulig rovviltskade er å bekrefte eller avkrefte om skaden skyldes fredet rovvilt. Når det er mulig, blir det angitt hvilken rovviltart som har forårsaket skaden. Registrerte tegn (indikasjoner) på og ved kadaveret skal tillegges vekt i den totale vurdering av dødsårsak. Dødsårsak kan angis dersom det finnes indikasjoner på en årsak (herunder samlekategoriene Fredet rovvilt og Ikke rovvilt) som i sannsynlighetsgrad overstiger andre mulige indikasjoner på dødsårsaker.

- Vurderingskategorien Usikker benyttes når indikasjonene på en dødsårsak har en viss sannsynlighetsovervekt, men at indikasjonene er svake og kan forveksles med andre indikasjoner.
- Antatt benyttes når indikasjonene på en dødsårsak har en klar sannsynlighetsovervekt men andre årsaker ikke kan utelukkes.
- Dokumentert benyttes når indikasjonene på en dødsårsak er entydige og ikke kan forveksles med andre dødsårsaker.

Kun kadavre som er nærmere undersøkt av kvalifisert rovviltpersonell, eller der det er fremlagt foto/filmmateriale som er vurdert av kvalifisert rovviltpersonell, kan gis vurderingskategori Dokumentert. Registreringene av kadavre av sau og rein som er drept av rovvilt er stedfestet med kartkoordinater. Eldre registreringer ble gjennomført ved hjelp av topografiske kart i målestokk 1:50,000. Fra midten av 1990-tallet er de fleste registreringer gjennomført med GPS-mottakere. Stedfestingsnøyaktigheten antas å ligge innenfor en radius på 2 til 50 meter.

I denne undersøkelsen er det kun benyttet kadaverfunn vurdert som «antatt» eller «dokumentert» drept av en identifiserbar rovdyrart.

Hjorteviltregisteret

Hjorteviltregisteret drives av Naturdata as på oppdrag fra Miljødirektoratet. Registeret inneholder blant annet observasjonsdata samlet inn under jaktutøvelse («Sett elg» skjema). Ansvar for god kvalitetssikring ligger hos kommunene med bistand fra Fylkesmannen. Kvaliteten på data er noe varierende og er i arbeidet med denne rapporten supplert med data fra grunneierforeninger.



Hautdalen. Alvdal (Hedmark). Foto: Geir-Harald Strand/NIBIO

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.



Baksidefoto: Knutshø, Oppdal (Sør-Trøndelag). Foto: Yngve Rekdal/NIBIO

Forsidefoto: Hangsete, Leikanger (Sogn og Fjordane). Foto: Geir-Harald Strand/NIBIO