

# 885 Hjortevilt 1991-2011

NINA Rapport

Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt

Erling J. Solberg  
Olav Strand  
Vebjørn Veiberg  
Roy Andersen  
Morten Heim  
Christer M. Rolandsen  
Rolf Langvatn  
Frode Holmstrøm  
Mai I. Solem  
Rune Eriksen  
Rasmus Astrup  
Mayumi Ueno



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Hjortevilt 1991-2011

Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for  
hjortevilt

Erling J. Solberg  
Olav Strand  
Vebjørn Veiberg  
Roy Andersen  
Morten Heim  
Christer M. Rolandsen  
Rolf Langvatn  
Frode Holmstrøm  
Mai I. Solem  
Rune Eriksen  
Rasmus Astrup  
Mayumi Ueno

Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Langvatn, R., Holmstrøm, F., Solem, M. I., Eriksen, R., Astrup, R. & Ueno, M. 2012. Hjortevilt 1991-2011 – Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. – NINA Rapport 885. 156 s.

Trondheim, september 2012

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2483-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Inga E. Bruteig

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Erik Lund

FORSIDEBILDE

Foto: Olav Strand

NØKKELORD

Bestandsovervåking, elg, hjort, hjortevilt, hjorteviltforvaltning, Norge, rådyr, villrein

KEY WORDS

Moose, Norway, Population monitoring, Red deer, Reindeer, Roe deer, Ungulate management

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Sluppen

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

**NINA Tromsø**

Framsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

**NINA Lillehammer**

Fakkeltgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

[www.nina.no](http://www.nina.no)



## Sammendrag

*Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Langvatn, R., Holmstrøm, F., Solem, M. I., Eriksen, R., Astrup, R. & Ueno M. 2012. Hjortevilt 1991-2011 – Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. – NINA Rapport 885. 156 s.*

Overvåkingsprogrammet for hjortevilt blir gjennomført på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), og NINA har hatt ansvaret for gjennomføringen av programmet siden oppstarten i 1991 og fram til i dag. Datamaterialet som er samlet inn i løpet av disse 21 åra representerer en unik mulighet til å følge sentrale utviklingstrender i bestandsstørrelse, kondisjons- og reproduksjonsmål hos elg, hjort og villrein innen utvalgte overvåkingsregioner. Overvåkingen gjennomføres i detalj innenfor 17 forskjellige overvåkingsområder (7 for elg, 3 for hjort, 7 for villrein) fra Svalbard i nord til Vest-Agder i sør, der kjever, slaktevekter og andre data samles fra skutte individer, og kalveproduksjon og bestandsstruktur estimeres i villreinbestandene. I tillegg gjennomføres det en mer ekstensiv overvåking av bestandstetthet, avskytning og kalverekruttering basert på jegerrapporter. Denne rapporten er en oppsummering av utviklingstrendene i overvåkingsperioden 1991-2011, med spesiell fokus på utviklingen i den siste kontraktperioden, 2007-2011.

I løpet av perioden 1991-2011 har det i Norge vært en generell økning i avskytningen av hjort og nedgang i avskytningen av villrein, mens avskytning av elg har holdt seg relativt stabil (varierte rundt gjennomsnittet). Den samme utvikling kan spores i antallet individer drept i trafikken for elg og hjort.

På regionalt nivå har tettheten og avskytningen av elg stort sett økt i bestandene fra Sør-Trøndelag til Finnmark, mens den har sunket fra Buskerud til Vest-Agder. I Oppland og i fylkene lenger øst, har trenden vært mer stabil. I samme periode har det vært en generell nedgang i kalverekrutteringsratene estimert fra sett elg i de fleste fylkene. Nedgangen har vært spesielt tydelig fra Buskerud til Vest-Agder. Til tross for vesentlig nedgang i bestandstetthet, er rekrutteringsratene fortsatt lave i disse fylkene. Motsatt finner vi fortsatt høye rater i Østfold og i fylkene fra Sør-Trøndelag til Finnmark.

Den samlede bestandsstørrelsen og avskytningen av villrein er dominert av bestanden på Hardangervidda. I innværende overvåkingsperiode har bestandsstørrelsen på Hardangervidda vært lav men i vekst. Tilsvarende utviklingstrender finner vi i Setesdal Ryfylke og i Forolhogna og jaktuttaket fra overvåkingsområdene er følgelig økende ved utgangen av siste overvåkingsperiode. I de 17 villreinområdene på fastlandet som ikke inngår i overvåkingsprogrammet for villrein, har det vært en nedgang i jaktuttaket på omkring 25 % i perioden 1991-2011.

Avskytningen av hjort har økt systematisk i alle fylker med hjortejakt i perioden 1991-2011 og har i hele perioden vært dominert av fylkene fra Rogaland til Sør-Trøndelag. De siste åra har imidlertid veksten vært størst i de nye hjorteområdene på Sørlandet og Østlandet. I 2011 var det for første gang på lenge en nedgang i avskytningen i alle de dominerende hjortefylkene, utenom i Hordaland. Den samme utviklingen finner vi i antallet hjort påkjørt og drept i trafikken siden 2008, noe som antyder at den samlede bestanden av hjort nå er på vei ned.

Innenfor overvåkingsområdene har bestandsutviklingen for de aktuelle hjorteviltartene vært i samsvar med den mer generelle utviklingen på regionalt nivå. Overvåkingsbestandene for elg i Troms, Nordland, Nord-Trøndelag og Hedmark har vært økende eller relativt stabile i perioden 1991-2011, mens bestandene i Oppland, Vestfold/Telemark og Vest-Agder har vært synkende. I den samme perioden har det vært en generell nedgang i slaktevekter og/eller rekrutteringsrater i alle områdene, utenom i Oppland og delvis i Troms. Frukthetsratene fra eggstokkanalysene viser til dels det samme mønsteret, men i tillegg finner vi en positiv utvikling i flere områder. Det sprikende resultatet tilskrives i en viss grad jaktseleksjon og analysetekniske problemer.

Nedgangen i slaktevekter og rekrutteringsrater for elg har vært størst i områdene som hadde de høyeste bestandstetthetene på begynnelsen av 1990-tallet og kan forklares som et resultat av matbegrensning. Likevel finner vi ikke at nedgangen i bestandstetthet i de samme områdene har ført til en økning i slaktevekter og rekrutteringsrater. Dette kan være fordi individer som ble født i perioden med næringsbegrensning fortsatt dominerer i bestanden og fordi mengden mat pr. individ fortsatt er relativt lavt til tross for bestandsnedgangen. Redusert beitekvalitet som følge av økt sommertemperaturen i Midt- og Sør-Norge i perioden kan også ha påvirket nedgangen i slaktevekt og rekrutteringsrater.

I rapporten viser vi også utviklingen i bestandsstørrelse og elgkyrnes aldersstruktur basert på en årsklasseanalyse av det aldersspesifikke antallet skutte elg i perioden. Utviklingen i den rekonstruerte bestanden samsvarer godt med utviklingen i antallet elg sett pr. jegerdagsverk og jaktuttaket. I tillegg fant vi at kyrnes alder øker eller er stabil i nesten alle områdene, og derfor kan forklare den synkende trenden i slaktevekter og rekrutteringsrater. I alle områdene er det også økning i gjennomsnittsalder for skutte eldre okser, noe som stemmer godt overens med en generell økning i andelen okser observert i norske bestander de siste 15 åra.

For hjorten har bestandsutviklingen innen alle de tre overvåkingsregionene vært preget av tre forhold: i) Bestandsvekst, ii) Vektreduksjon og iii) Redusert produktivitet hos 2-åringene. Den reduserte andelen kalvende 2-åringene skyldes i hovedsak reduserte høstvekter, som i all hovedsak er en effekt av økte bestandstettheter. De fleste kjønns- og alderskategoriene viser en nedgang i slaktevektene på 10-15 % i løpet av perioden 1991-2011. Pr. i dag er det ingenting som indikerer at den nedadgående trenden er brutt. Den største reduksjonen i produktiviteten hos 2-åringene finner vi i Hordaland (Kvinnherad) hvor andelen kalvende toårskoller er redusert med hele 80 % i løpet av overvåkingsperioden. Denne nedgangen representerer en vesentlig reduksjon av bestandens produktivitet. Den negative utviklingen i de to andre regionene har ikke kommet like langt, men er på samme spor. Det er derfor viktig med en bevisstgjøring om den forestående forventede utviklingen dersom bestandsveksten ikke stoppes. Sammenstilling av sett hjort-data tyder på at hjortebestanden i Kvinnherad nå er på retur. Forhåpentligvis vil dette resultere i en positiv respons både for kroppsvektene og for produktiviteten i bestanden. Bestandsnivået i de to andre overvåkingsregionene virker å være stabilt.

En positiv utvikling gjennom den siste femårsperioden er at den skjeve kjønnsbalansen i alle overvåkingsområdene for hjort er i ferd med å bedres. Dette gjenspeiles både gjennom økt gjennomsnittsalder blant bukker to år og eldre, og gjennom en utjevning av kolle:bukk-forholdet i sett hjort. Endringen i kjønnsbalansen skjer som resultatet av en målrettet omlegging av sammensettingen av kjønns- og alderssammensetningen i jaktuttaket.

Forvaltningsmålet i de fleste villreinområdene har vært å stabilisere tettheten på moderate nivå. Data fra overvåkingsprogrammet viser at dette er gjennomført i Snøhetta, Knutshø, Rondane og Forolhogna der bestandene for det meste har fluktuert rundt gjennomsnittet de siste 20 åra. I Setesdal Ryfylke og på Hardangervidda var målet på 1980- og 1990-tallet å redusere bestandene i et forsøk på å øke slaktevektene, kalveproduksjonen og kvaliteten på vinterbeite. Overvåkingsdataene antyder at disse bestandene har respondert på nedgangen med en økning i slaktevekter og antall kalv per 100 simler og ungdyr. Motsatt finner vi en til dels markant nedgang i slaktevekter og kjevelengder i Forolhogna og Knutshø til tross for at bestandsantallet har vært relativt stabilt. I Knutshø har det også vært en markant nedgang i antall kalver / 100 simler og ungdyr. I rapporten diskuterer vi muligheten for at dette kan skyldes en økt skyhet og energiforbruk og/eller at arealet som faktisk benyttes av villreinen har endret seg.

På Svalbard observerer vi store årlige fluktuasjoner i antallet rein som følge av stor variasjon i rekruttering- og overlevelsesrater. I 20 år (1970-1980) fluktuerte bestanden rundt et gjennomsnitt på 450 dyr, men økte deretter i antall som følge flere år med høye rekrutteringsrater. Siden 2000 har bestanden variert rundt et gjennomsnitt på omkring 800 dyr.

I siste kontraksperioden gjennomførte vi et prøveprosjekt der data fra Landsskogtakseringen blir benyttet til overvåking av beitetrykket fra og beitetilbudet for skoglevende hjortevilt. Resultatene viser at beitetrykk og beitetilbud varierer mye mellom områder, og at elgens slaktevekter og rekrutteringsrater stort sett er høyere i områder med lavt beitetrykk og høyere antall tilgjengelig beitebare trær.

Oppslutningen om overvåkningsprogrammet er stort sett bra og datainnsamlingen gjennomføres stort sett som planlagt. En viss nedgang i andelen skutte dyr med innleverte prøver registreres likevel i overvåkingsområdene for elg, og i villreinområdene bør en større del av materialet innleveres med presise vektdata. Dette gjelder særlig på Hardangervidda hvor oppslutningen om kjeveinnsamlingene er svak.

En ny kontrakt er nylig inngått mellom DN og NINA for videreføring av Overvåkningsprogrammet for hjortevilt i fem nye år (2012-2017). De geografiske fokusområdene er i stor grad videreført for alle artene, men bestandsovervåkingen for hjort har etablert en ny region i Oppland og en i Vestfold/Telemark. Den nye kontraksperioden vil også inkludere konkrete undersøkelser relatert til beitegrunnlag, beitetilvekst og beitetrykk. For elg og hjort vil dette bli gjennomført på en landsdekkende og overordnet skala i samarbeid med Landsskogtakseringen, mens vi for villrein i første omgang vil gjennomføre beiterregistreringer på Hardangervidda.

Erling J. Solberg, Olav Strand, Vebjørn Veiberg, Roy Andersen, Morten Heim, Rolf Langvatn, Frode Holmstrøm & May I. Solem, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim. erling.solberg@nina.no

Christer Moe Rolandsen, NINA naturdata, c/o Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

Rune Eriksen & Rasmus Astrup, Norsk institutt for skog og landskap, Postboks 115, 1431 Ås.

Mayumi Ueno, Eastern field station, Institute of Environmental Sciences, Hokkaido Research Organization, 085-8588 Hokkaido, Japan



Foto: Erling J. Solberg

## Abstract

Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Langvatn, R., Holmstrøm, F., Solem, M. I., Eriksen, R., Astrup, R. & Ueno M. 2012. Moose, red deer and reindeer – Results from the monitoring program for wild cervids, 1991-2011. – NINA Report 885. 156 pp.

The National monitoring program for wild cervids (moose, *Alces alces*, red deer, *Cervus elaphus*, wild reindeer, *Rangifer tarandus*) in Norway was established in 1991. The program is funded by the Directorate for nature management (DN), and operated by the Norwegian institute for nature research (NINA). The data collected during the 21 years of monitoring represent a unique opportunity to follow the development in population condition (carcass mass, fecundity and recruitment rates), population density and population structure of representative populations of moose, red deer and wild reindeer. The monitoring is carried out in 17 monitoring areas distributed all over Norway (moose: 7, red deer: 3, reindeer: 7). In this report we show the trends of development during the 21 year period, with main focus on the results from the last contract period, 2007-2011.

During the period 1991-2011, there was a steady increase in the number of harvested red deer and a reduction in the number of harvested wild reindeer at a national level, whereas the number of harvested moose was relatively stable. For moose and red deer, a similar development is reflected in the number of traffic kills.

On a regional level the population density and harvest of moose increased from Sør-Trøndelag to Finnmark, while the harvest decreased from Buskerud to Vest-Agder. Further east, as well as in Oppland, the harvest numbers show less of a linear trend. In the same period there was a general decrease in calf recruitment rates based on hunter observations (seen moose) in most counties. This was particularly evident in the counties from Buskerud to Vest-Agder. Despite a significant reduction in population density in these counties, recruitment rates are still low. Higher recruitment rates are still found in Østfold and in the counties from Sør-Trøndelag to Finnmark.

Within monitoring areas, moose densities increased or were relatively stable in Troms, Nordland, Nord-Trøndelag and Hedmark during the period 1991-2011, and decreased in Oppland, Vestfold/Telemark and Vest-Agder. In the same period carcass weights and/or recruitment rates decreased in all areas, apart from Oppland and Troms. The recruitment rates from hunter observations did not always co-vary with the fertility rates based on ovary analyses, possibly because of hunting selection and methodological problems.

The decrease in moose carcass weights and recruitment rates was most evident in areas with the highest moose densities in the early 1990's, and is likely to be a consequence of density dependent food limitations. However, a subsequent decrease in moose density in these areas has not led to an increase in carcass weights or recruitment rates. The lack of response may be due to the fact that a major part of the reproductive females are individuals born during the high density years, and/or because the per capita available food is still limited despite a significant population reduction. A general reduction in food quality following increased summer temperatures in central and southern Norway may also have had a negative impact on body weights and recruitment rates.

By the use of cohort analysis and age-at-death data we reconstructed the moose population development during the period 1991-2011 and show that the reconstructed population closely correlate with the number of moose seen per hunter day, as well as with the annual moose harvest. In addition, we found that the reconstructed female age structure was increasing or relatively stable in most areas. In all areas there was also an increase in the average age of harvested adult males. This is in accordance with an increasing proportion of males observed in Norwegian moose populations during the last 15 years.

In the three monitoring areas for red deer, the population during 1991-2011 was characterized by i) increasing densities, ii) decreasing body weights and iii) reduced fertility among two year old females. The reduced fertility rates are linked to the reduction in body weights, which in turn is likely to be a consequence of density-dependent food limitation. During the period 1991-2011 most sex and age categories showed a 10-15 % reduction in body weights. The strongest reduction in productivity among two year olds was found in Hordaland (Kvinnherad), a decrease by 80 %. This represents a significant reduction of the overall population productivity. The decrease was lower in Sogn og Fjordane and Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag, but was following the same trend. The negative trend is likely to continue unless the population growth is stopped. The red deer observations from hunters in Kvinnherad indicate that deer density is currently decreasing, while it seems to be rather stable in the two other monitoring areas.

Following a reduction in the harvest pressure of males, the female-male ratio has become less female-biased in all monitoring areas during the last 8-9 years. This is probably also the reason why the mean age of harvested adult stags (> 1 years old) has increased. The change in sex ratio and male age structure is the result of a systematic shift in harvest pattern following local management decisions.

The management goal for the wild reindeer herds has been to stabilise population densities at relatively moderate levels. Monitoring data shows that this is achieved in Snøhetta, Knutshø, Rondane and Forolhogna, where populations have mostly been fluctuating around the mean density during the last two decades. In contrast, managers in Setesdal Ryfylke and Hardangervidda attempted to increase body mass, reproductive performance and quality of winter rangers by reducing reindeer densities during the 1980's and 1990's. Monitoring data suggest that these populations have responded to reduced densities by an increase in body mass and calf recruitment. Despite the relatively stable reindeer densities, there has recently been a marked reduction in body weights and jaw lengths in Forolhogna and Knutshø, and in Knutshø we also see a pronounced decrease in number of calves per 100 females and yearlings. In the report we discuss several factors that can explain these rather surprising results.

In the monitoring area on Svalbard, the reindeer population shows erratic fluctuations in density following large annual variations in recruitment and natural mortality rates. For two decades (1979-1999) the population fluctuated around a mean of about 450 animals, but then increased in density after several years with higher than average recruitment. Since year 2000 the population has been fluctuating around an average of 800 animals.

During the last contract period, 2007-2011, we also examined in a pilot study to what extent data provided by the national forest inventory can be used for monitoring the variation in food availability and browsing pressure in forest habitats. The results presented show that browsing pressure and food availability varies extensively among areas, and that moose carcass weights and recruitment rates are generally higher in areas with low browsing pressure and a higher number of available foraging trees. We concluded that the data are able to provide a good reflection of the moose forage conditions at a regional scale and that they also might be used to monitor the forage conditions for red deer.

In the next 5-year period NINA will continue the National monitoring program for wild cervids much as before in all monitoring areas. However, following the increasing distribution of red deer in eastern Norway, we will establish two new monitoring areas for red deer in this part. In addition, we will continue the close collaboration with the national forest inventory and integrate the monitoring of forest food availability and browsing pressure as a part of the monitoring program. For reindeer, we will start a similar monitoring of the winter grazing conditions at Hardangervidda.

Erling J. Solberg, Olav Strand, Vebjørn Veiberg, Roy Andersen, Morten Heim, Rolf Langvatn, Frode Holmstrøm & May I. Solem, Norwegian Institute for Nature Research, NO-7485 Trondheim. erling.solberg@nina.no

Christer Moe Rolandsen, NINA naturdata, c/o Norwegian Institute for Nature Research, NO-7485 Trondheim.

Rune Eriksen & Rasmus Astrup, National forest inventory, The Norwegian Forest and Landscape Institute, P.O.Box 115, NO-1431 Ås, Norway.

Mayumi Ueno, Eastern field station, Institute of Environmental Sciences, Hokkaido Research Organization, 085-8588 Hokkaido, Japan

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>6</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>9</b>
<b>Forord</b> .....	<b>12</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>13</b>
<b>2 Studieområder, materiale og metode</b> .....	<b>15</b>
2.1 Overvåkingsområder i perioden 1991-2011 .....	15
2.1.1 Elg .....	15
2.1.2 Hjort.....	15
2.1.3 Villrein.....	16
2.2 Hvilke data har vi samlet inn? .....	16
2.2.1 Elg .....	16
2.2.2 Hjort.....	16
2.2.3 Villrein.....	17
2.2.4 Fellingsdata, påkjørselsdata, observasjonsdata og klimadata.....	17
<b>3 Resultater</b> .....	<b>18</b>
3.1 Nasjonal fellingsstatistikk og påkjørselsstatistikk for elg, hjort, villrein og rådyr .....	18
3.2 Regional variasjon i fellingsstatistikk og bestandsutvikling.....	19
3.2.1 Elg .....	19
3.2.2 Hjort.....	21
3.2.3 Villrein.....	23
3.2.3.1 Regionale utviklingstrekk villrein .....	23
3.3 Utviklingen i sommer- og vinterklima i perioden 1991-2011 .....	24
3.4 Utviklingstrekk i overvåkingsområdene 1991-2011 – elg .....	25
3.4.1 Troms .....	27
3.4.1.1 Bestandsutvikling og kalveproduksjon .....	27
3.4.1.2 Dataomfang .....	28
3.4.1.3 Aldersstruktur hos eldre dyr .....	28
3.4.1.4 Variasjon i slaktevekt .....	29
3.4.1.5 Utvikling i reproduksjonsrater.....	31
3.4.2 Nordland.....	33
3.4.2.1 Bestandsutvikling og kalverekruttering.....	33
3.4.2.2 Dataomfang .....	34
3.4.2.3 Aldersstruktur hos eldre dyr .....	34
3.4.2.4 Variasjon i slaktevekt .....	35
3.4.2.5 Utvikling i reproduksjonsrater.....	37
3.4.3 Nord-Trøndelag .....	39
3.4.3.1 Bestandsutvikling og kalveproduksjon .....	39
3.4.3.2 Dataomfang .....	40
3.4.3.3 Aldersstruktur hos eldre dyr .....	40
3.4.3.4 Variasjon i slaktevekt .....	41
3.4.3.5 Utvikling i reproduksjonsrater.....	43
3.4.4 Oppland.....	45
3.4.4.1 Bestandsutvikling og kalveproduksjon .....	45
3.4.4.2 Dataomfang .....	46
3.4.4.3 Aldersstruktur hos eldre dyr .....	46
3.4.4.4 Variasjon i slaktevekt .....	47

3.4.4.5	Utvikling i reproduksjonsrater.....	49
3.4.5	Hedmark.....	51
3.4.5.1	Bestandsutvikling og kalveproduksjon.....	51
3.4.5.2	Dataomfang.....	52
3.4.5.3	Aldersstruktur hos eldre dyr.....	52
3.4.5.4	Variasjon i slaktevekt.....	53
3.4.5.5	Utvikling i reproduksjonsrater.....	55
3.4.6	Vestfold-Telemark.....	57
3.4.6.1	Bestandsutvikling og kalveproduksjon.....	57
3.4.6.2	Dataomfang.....	58
3.4.6.3	Aldersstruktur hos eldre dyr.....	58
3.4.6.4	Variasjon i slaktevekt.....	59
3.4.6.5	Utvikling i reproduksjonsrater.....	61
3.4.7	Vest-Agder.....	63
3.4.7.1	Bestandsutvikling og kalveproduksjon.....	63
3.4.7.2	Dataomfang.....	64
3.4.7.3	Aldersstruktur hos eldre dyr.....	64
3.4.7.4	Variasjon i slaktevekt.....	65
3.4.7.5	Utvikling i reproduksjonsrater.....	67
3.4.8	Samlet vurdering av tilstand og utvikling i overvåkingsområdene for elg.....	69
3.4.9	Overvåkingsmaterialet og videre overvåking.....	72
3.5	Utviklingstrekk i overvåkingsområdene 1991-2011 – hjort.....	73
3.5.1	Dataomfang.....	73
3.5.2	Utviklingen i sett hjort.....	74
3.5.3	Gjennomsnittsalder hos eldre dyr.....	76
3.5.4	Utvikling i slaktevekter.....	78
3.5.5	Utvikling i reproduksjon.....	82
3.5.5.1	Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag.....	83
3.5.5.2	Sogn og Fjordane.....	84
3.5.5.3	Hordaland.....	84
3.5.6	Samlet vurdering av tilstand og utvikling i overvåkingsområdene for hjort.....	85
3.5.7	Utfordringer for den framtidige hjorteviltforvaltningen og bestands- -overvåkings rolle.....	86
3.5.7.1	Gjennomgående redusert produktivitet.....	86
3.5.7.2	Endringer i overvåkingsprogrammet sin hjortedel.....	87
3.6	Utviklingstrekk i overvåkingsområdene 1991-2011 – villrein.....	88
3.6.1	Forolhogna.....	88
3.6.1.1	Bestandsutvikling i Forolhogna.....	88
3.6.1.2	Kalvetellinger i Forolhogna.....	88
3.6.1.3	Kjønns- og alderssammensetning i Forolhogna.....	89
3.6.1.4	Kjeve- og vektinnsamling i Forolhogna.....	89
3.6.2	Knutshø.....	92
3.6.2.1	Bestandsutvikling i Knutshø.....	92
3.6.2.2	Kalvetellinger i Knutshø.....	92
3.6.2.3	Kjønns- og aldersstruktur i Knutshø.....	93
3.6.2.4	Kjeve- og vektinnsamling i Knutshø.....	93
3.6.3	Rondane.....	96
3.6.3.1	Bestandsutvikling i Rondane.....	96
3.6.3.2	Kalvetellinger i Rondane.....	97
3.6.3.3	Kjønns- og aldersstruktur i Rondane.....	98
3.6.3.4	Kjeve- og vektinnsamling i Rondane.....	99
3.6.4	Hardangervidda.....	104
3.6.4.1	Kalvetellinger på Hardangervidda.....	104
3.6.4.2	Kjønns- og alderssammensetning på Hardangervidda.....	105
3.6.4.3	Kjeve- og vektinnsamling på Hardangervidda.....	105
3.6.5	Setesdal-Ryfylkeheiene.....	108



3.6.5.1	Bestandsutvikling i Setesdal Ryfylke.....	108
3.6.5.2	Kalvetellinger i Setesdal Ryfylke .....	109
3.6.5.3	Kjønns- og alderssammensetning i Setesdal Ryfylke .....	109
3.6.5.4	Kjeve- og vektinnsamling i Setesdal Ryfylke.....	110
3.6.6	Snøhetta.....	112
3.6.6.1	Bestandsutvikling i Snøhetta.....	112
3.6.6.2	Kalvetellinger i Snøhetta.....	112
3.6.6.3	Kjønns- og alderssammensetning i Snøhetta .....	113
3.6.6.4	Kjeve- og vektinnsamling i Snøhetta.....	113
3.6.7	Svalbard .....	116
3.6.8	Samlet vurdering av tilstand og utvikling i overvåkingsområdene for villrein ..	118
3.6.8.1	Datakvalitet og datatilgang.....	119
3.6.8.2	Generelle utviklingstrender, stabilitet og jaktuttaket fra villreinbestandene.....	119
<b>4</b>	<b>Utvalgte resultater fra overvåkingen.....</b>	<b>122</b>
4.1	Beitetilbud, beitetrykk og rekruttering av viktige beitearter i skogen.....	122
4.1.1	Overvåkingsdesign .....	122
4.1.1.1	Beitetilbud og beitetrykk 2005-2009.....	123
4.1.1.2	Beitetilbud og beitetrykk 2010-2011 .....	124
4.1.1.3	Beitetilbudet i feltsjiktet .....	124
4.1.1.4	Rekruttering av viktige beitearter .....	125
4.1.2	Resultater fra perioden 2005-2011 .....	125
4.1.2.1	Geografisk variasjon i beitetilbudet av trær og planter i feltsjiktet ....	125
4.1.2.2	Variasjon i beitetilbud over tid, 2005-2009 .....	128
4.1.2.3	Variasjon i beitetrykk.....	129
4.1.2.4	Variasjon i rekrutteringen av viktige beitearter.....	132
4.1.2.5	Er endringene i trerekruttering et resultat av hjorteviltbeiting? .....	134
4.1.3	Erfaringer etter 7 år med beiteressursovervåking.....	136
<b>5</b>	<b>Referanser.....</b>	<b>137</b>
<b>6</b>	<b>Vedlegg.....</b>	<b>140</b>

## Forord

Overvåkingsprogrammet for hjortevilt gjennomføres av NINA på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) basert på 5-årige kontrakter. Etter hvert 5. år skal det avleveres en oppsummeringsrapport. I denne rapporten har vi oppsummert utviklingstrendene i hele overvåkingsperioden, 1991-2011, med spesiell fokus på utviklingen i den siste kontraktperioden, 2007-2011.

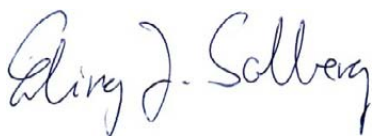
I rapporten viser vi utviklingen i bestandskondisjon og delvis bestandsstruktur og bestandstethet for elg, hjort og villrein i en rekke utvalgte overvåkingsbestander siden oppstarten av programmet i 1991, men med hovedfokus på utviklingen de siste 5 åra. I tillegg har vi inkludert informasjon om utviklingen i antall hjortevilt skutt på nasjonalt- og fylkesnivå, samt informasjon om bestandsutviklingen basert på antall, kjønn og alder av hjortevilt observert av elg- og hjortejegere under jakta.

Vi takker DN for muligheten til å gjennomføre oppdraget, samt velviljen utvist med hensyn til praktiske endringer i utførelsen. I tillegg takker vi alle jegerne som hvert år samvittighetsfullt bidrar med data til programmet. Vi har også hatt stor nytte av å samarbeide med en rekke personer involvert i den praktiske innsamlingen og tilretteleggingen av data. Dette gjelder spesielt Martin Håker (Nordland), Erling Ness (Hedmark), Einar Solberg (Vestfold) og Faun naturforvaltning, ved Lars Erik Gangsei, Magnus Stenbrenden og Lars Erik Libjå (Vest-Agder), som har bidratt til å tilrettelegge elgmaterialet lokalt. Faun naturforvaltning har også forestått tannsnitting og aldersanalyser av elg fra Vest-Agder, mens resten av tannsnitting og analyser er foretatt ved NINA.

Fra hjorteovervåkingen rettes det en generell takk til alle jegere og kontaktpersoner i kommuner og fylker som har medvirket til at materialet blir bra og at innsamlingen fungerer godt. Tilsvarende har mange enkeltpersoner, rettighetshavere og medlemmer i villreinutvalg og villreinemnder nedlagt en betydelig arbeidsinnsats i overvåkingsarbeidet på villrein. Vi vil med dette takke dere alle for innsatsen som har vært helt nødvendig for gjennomføringen av programmet.

Utover disse har en rekke lokale og regionale viltforvaltere og byråkrater vært behjelpelige med å samle inn og videresende fellingsdata og jegerobservasjoner. Alle disse takkes for hjelpen.

Trondheim, september 2012.



Erling J. Solberg

# 1 Innledning

Elg, hjort og villrein er blant de viktigste viltressursene i Norge og er gjenstand for stor interesse blant rettighetshavere, jegere, viltforvaltere og forskere. For å betjene denne interessen har det i lang tid vært gjennomført overvåking av hjorteviltbestandenes tilstand og utvikling i Norge. Systematisk innsamling av jaktstatistikk fra hjortevilt (og andre arter) har vært gjennomført siden 1889, mens det siden 1950-tallet er utført mer eller mindre systematisk overvåking av tetthet, struktur og kondisjon i en rekke hjorteviltbestander. Denne type overvåking ble mer vanlig på 1970- og 1980-tallet og kulminerte med etableringen av det nasjonale overvåkingsprogrammet for hjortevilt i 1991. Programmet ble etablert av Direktoratet for naturforvaltning (DN), mens NINA fikk i oppdrag å utføre den praktiske driften. I perioden 1991-2006 ble overvåkingen i sin helhet gjennomført av NINA basert på årlige kontrakter. Deretter ble det innført 5-årige kontraktperioder og NINA ble igjen tildelt driftsansvaret for perioden 2007-2011 etter anbuds-konkurranse. Inneværende kontraktperiode avsluttes per 31. mai 2012. I herværende rapport oppsummerer vi resultatene fra hele overvåkingsperioden 1991-2011 med hovedfokus på utviklingen i den siste 5-årsperioden.

Ved opprettelsen av programmet var hensikten at det skulle fungere som et økologisk varslings-system som kunne gi grunnlag for å vurdere utviklingen i ville hjorteviltbestander og deres naturmiljø ved hjelp av enkle data innsamlet fra en rekke representative overvåkingsområder (Solberg mfl. 2006a). Det ble spesielt påpekt behovet for å kunne varsle om endringer i kondisjon (vekt) og reproduksjon som følge av varierende tetthet og klima (Jaren 1992). Tilsvarende var det ønskelig å benytte overvåkingsmaterialet som inngangsdata i bestandsmodeller, som basisdata for forvaltningsplaner (Jaren 1992), samt som en basis for å evaluere forvaltningstiltak og avdekke forskningsbehov (Jaren 1992, Solberg mfl. 2006a).

For å dekke disse behovene ble det opprettet til sammen 17 overvåkingsområder for elg, hjort og villrein. I disse områdene følges den løpende utviklingen i bestandskondisjon og delvis i bestandstetthet og bestandsstruktur. Med bestandskondisjon mener vi her bestandens tilstand eller livskraft slik den framstår ved å vurdere kjønns- og aldersspesifikke kroppsvekter, reproduksjonsrater og rekrutteringsrater i bestandene samlet. Bestandsstrukturen er sammensetningen av bestanden med hensyn til andelen individer innen kjønns- og aldersgrupper.

I overvåkingsprogrammet får vi informasjon om utviklingen i bestandskondisjon ved å samle inn data på kjønn, alder, slaktevekt og eggstokker (ovarier) fra dyr som felles i overvåkingsområdene. I tillegg vil kalvetellinger (eks. kalv pr. simle og ungdyr) og sett elg/hjort-data rapportert av jegerne under jakta kunne si noe om andelen kalv som rekrutteres til bestandene. Informasjon om bestandsstrukturen får vi fra direkte tellinger i felt (eks. strukturtellinger av villrein) eller fra sammensetningen av dyr observert av jegerne (sett elg- og sett hjort-data).

Det gjennomføres ingen direkte tellinger som kan benyttes til å estimere den absolutte bestandstettheten av dyr. På basis av kalv- og strukturtellinger (villrein) og rapporterte jegerobservasjoner (sett elg, sett hjort), kan vi likevel utlede indekser som reflekterer den relative utviklingen i bestandstetthet innenfor overvåkingsområder. I tillegg benytter vi antallet dyr felt som et grovt anslag på utviklingen i bestandstetthet over tid.

I rapporten viser vi utviklingen til de tre fokusartene på ulike geografiske nivå. Vi gir først en generell oversikt over utviklingen i antallet skutt og døde i trafikken på nasjonalt nivå, samt en regional oversikt over utviklingen i avskytning, bestandstetthet og bestandsstruktur. Deretter gir vi en omfattende oversikt over utviklingen i bestandsparameterne innen de ulike overvåkingsområdene. Fordi de ulike artene overvåkes med delvis forskjellig metodikk, er disse resultatene vist i artsspesifikke kapitler.

Resultatene er presenter grafisk i form av linje- og søylediagram, eller som utviklingen i gjennomsnittsverdier over tid. I tillegg presenterer vi resultatet fra noen enkle statistiske modeller. I

disse modellene tester vi hovedsakelig hvorvidt det har vært statistisk sikre (signifikante) lineære trender i enkeltparametere i overvåkingsperioden.

I rapporten oppsummerer vi også erfaringene så langt med hensyn til overvåking av beiteressursene til hjorteviltet i skogen. I starten av siste kontraktsperiode startet vi et samarbeid med Landsskogtakseringen ved Skog og landskap ([www.skogoglandskap.no](http://www.skogoglandskap.no)) for å undersøke hvorvidt det var mulig å utvikle et landsdekkende overvåkingsystem for elgens beiteressurser. Erfaringene fra dette pilotprosjektet er positive og resultatene er oppsummert i kap. 4.

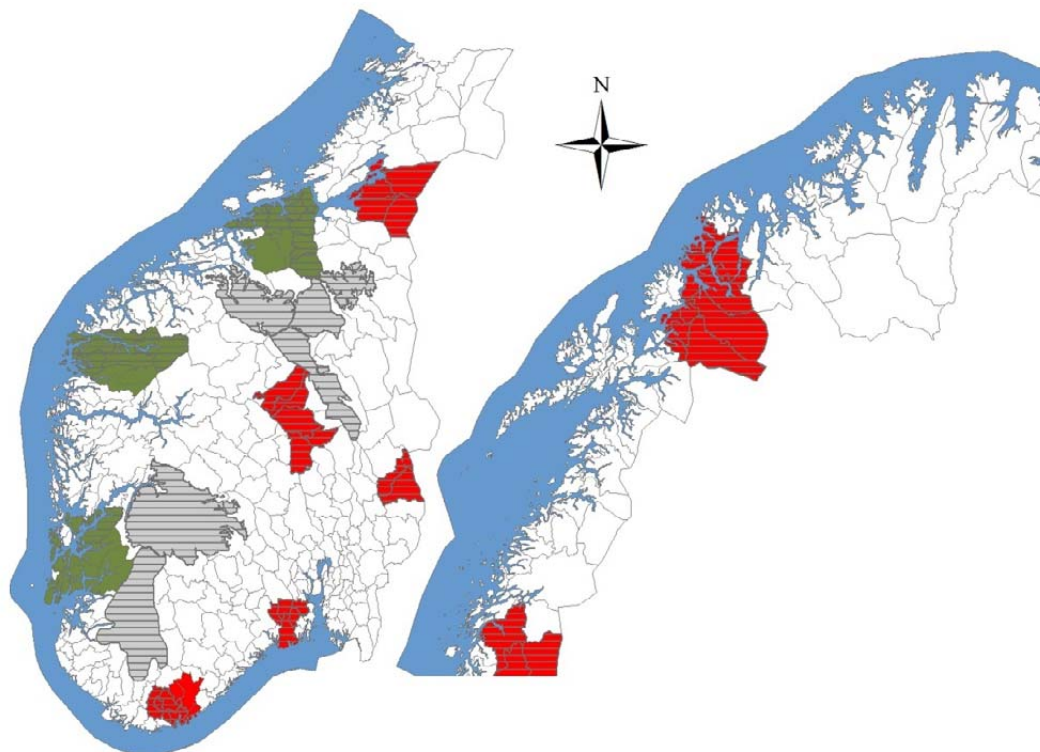


*Foto: Erling J. Solberg*

## 2 Studieområder, materiale og metode

### 2.1 Overvåkingsområder i perioden 1991-2011

Siden starten av programmet har overvåkingen foregått i 7 regioner for elg, 3 regioner for hjort og i 7 regioner for villrein (Fig. 2.1.1), men med en viss utskifting av kommunene som inngår i de forskjellige elg- og hjorteregionene.



Figur 2.1.1. Oversikt over overvåkingskommuner som inngår i overvåkingen av elg (rød), hjort (grønn) og overvåkingsområdene for villrein (grå). I tillegg overvåkes villreinstammen i Reindalen og Colesdalen på Svalbard. For hjort og elg vises alle kommuner hvor det har vært overvåkingsaktivitet i perioden 1991-2011. I skraverte kommuner er det innsamlet data i siste kontraktperioden, 2007-2011.

#### 2.1.1 Elg

I siste kontraktperioden (2007-2011) omfattet elgovervåkingen følgende kommuner: Troms (Bardu, Målselv, Balsfjord, Lavangen, Salangen, Dyrøy, Sørreisa, Lenvik (fastlandsdelen) og Tromsø), Nordland (Vefsn, Grane og Hattfjelldal), Nord-Trøndelag (Meråker, Stjørdal, Levanger, Frosta, Verdal og Inderøy), Oppland (Nordre Land, Lillehammer, Gausdal, Sør-Fron og Nord-Fron), Hedmark (Åsnes, Våler), Vestfold/Telemark (Larvik, Andebu, Re [kun delen som tilhører gamle Ramnes kommune], Lardal, Siljan), Vest-Agder (Kristiansand, Vennesla, Songdalen, Marnardal). I løpet av de siste åra har vi imidlertid ikke mottatt jaktmateriale fra Balsfjord i Troms og Verdal i Nord-Trøndelag. I perioden 1991-1996 hadde vi også en overvåkingsregion i Aust-Agder som innbefattet kommunene Lillesand, Birkenes og Iveland. Denne regionen ble etter eget ønske avvirket i 1996 og en ny overvåkingsregion etablert i tilgrensende områder i Vest-Agder i 1997.

#### 2.1.2 Hjort

Hjorteovervåkingen har i siste kontraktperioden innbefattet tre regioner: Hordaland (Kvinnherad), Sogn og Fjordane (Flora, Bremanger, Eid, Hornindal, Gloppen og Stryn) og i Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag (Aure, Hemne, Snillfjord, Agdenes, Rennebu, Meldal og Orkdal) (Fig. 2.1.1). I tidligere deler av overvåkingsprogrammet har også andre kommuner fra både Rogaland (Suldal, Sauda, Bokn, Tysvær, Karmøy og Vindafjord), Hordaland (Etne, Ølen, Sveio,



Bømlo og Tysnes), Sogn og Fjordane (Jølster, Førde og Naustdal) og Møre og Romsdal (Surnadal og Rindal) vært involvert i innsamlingsarbeidet (Fig. 2.1).

### 2.1.3 Villrein

For villrein inngår områdene Forollhogna, Knutshø, Snøhetta, Rondane, Hardangervidda og Setesdal Ryfylkeheiene (Fig. 2.1.1). I tillegg overvåkes villreinstammen i Reindalen, Semmeldalen og Colesdalen på Svalbard. Det har ikke vært endringer i utformingen av overvåkingsregionene for villrein i perioden.

## 2.2 Hvilke data har vi samlet inn?

### 2.2.1 Elg

I overvåkingsområdene for elg samles det inn underkjever fra skutte dyr og eggstokker (ovarier) fra elgkyr ett år og eldre. I tillegg registreres det data på kjønn, alder (kalv, åring, voksen), gevirtakker, laktasjon, lokalitet (vald, kommune) og dato skutt, samt at slaktet veies lokalt som standard slaktevekt (Langvatn 1992). Fra kjeven trekkes det tenner som siden blir snittet og avlest for alder, mens eggstokkene prepareres, snittes og avleses for ovulasjon (eggløsning) og antall kalver produsert. Alle prøver analyseres på laboratoriet ved NINA i Trondheim. Et unntak er tenner fra Vest-Agder som har vært snittet og avlest av Faun naturforvaltning i perioden 2007-2011. I overvåkingsperioden har det vært varierende innsamling av eggstokker og oksekjever mellom år og områder (se kap. 3.4).

### 2.2.2 Hjort

Fra de fleste innsamlingskommunene for hjort samles det inn underkjever fra skutte individer av begge kjønn og alle aldersklasser. På grunn av den omfattende bestandsveksten og økningen i materialtilfang for denne arten, så overvåkingsprogrammet seg nødt til å redusere innsamlingen av hjortemateriale fra enkelte kommuner i løpet av siste kontraktsperioden. Fra og med 2008 ble det derfor bare samlet inn kjevemateriale fra kalver og ettåringer i seks av de 14 overvåkingskommunene, noe som resulterte i en betydelig reduksjon i antall eldre individer i det innsamlede materialet.

Tabell. 2.4.1. En oversikt over hvilke overvåkingskommuner som har sett hjort-materiale tilgjengelig på dagnivå for perioden 2003-2011.

Region	Kommune	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Hordaland	Kvinnherad	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Flora	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Sogn og Fjordane	Bremanger	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Gloppen	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Eid			x	x	x	x	x	x	x
	Hornindal			x	x	x	x	x	x	x
	Stryn			x	x	x	x	x	x	x
	Agdenes		x	x	x	x	x	x	x	x
Møre og Romsdal/ Sør-Trøndelag	Meldal		x	x	x	x	x	x	x	x
	Orkdal		x	x	x	x	x	x	x	x
	Rennebu		x	x					x	x
	Snillfjord				x	x	x	x	x	x
	Hemne			x	x	x	x	x	x	x

Fra de resterende kommunene fortsatte innsamlingen som før med innlevering av underkjever fra alle felte dyr i tillegg til livmor med eggstokker fra koller ett år og eldre. I tillegg registreres data om kjønn, jегernes alderskategorisering av dyrene (kalv, ettårning, eldre), fellingslokalitet (vald, jaktfelt), fellingsdato, antall gevirtakker, laktasjonsstatus og kalver i følge med mordyr,

samt standard slaktevekt. Kalver, ettåringer og 95 % av toåringene aldersbestemmes ut fra tannskiftemønster. Fra de resterende toåringene og alle eldre individer trekkes det framtenner fra kjeven. Fra disse tennene blir det produsert avmineraliserte og fargede tannsnitt som deretter brukes til aldersbestemmelse (Reimers & Nordby 1968; Hamlin et al. 2000). Alt overvåkingsmaterialet blir gjennomgått og bearbeidet på laboratoriet ved NINA. Oppslutningen om innsamlingsarbeidet er relativt stabil mellom år, men varierer noe mellom kommuner. For de tre regionene samlet ble det i løpet av kontraktperioden 2007-2011 samlet inn kjever og individdata fra 88 % av alle individer felt innen aktuelle aldersklasser. Oppslutningen om innsamling av livmor- og eggstokker har vært varierende.

### 2.2.3 Villrein

Innenfor overvåkingsområdene gjennomføres det kalvetellinger (antall kalv pr. 100 simler) og strukturtellinger (kjønns- og aldersstruktur i stammen). Kalv- og strukturtellinger gjennomføres i samtlige overvåkingsområder med unntak av Reindalen og Colesdalen på Svalbard der det kun gjøres strukturtellinger. Kalvetellinger gjennomføres i perioden juni-juli, mens strukturtellinger i hovedsak gjennomføres under brunsten i oktober. På Svalbard gjennomføres strukturtellingene i juli/august.

I tillegg til strukturtellingen registrerer vi på Svalbard også antallet døde dyr. Underkjevne fra disse samles inn for aldersbestemmelse. Med unntak for Svalbard, samles det inn slaktevekter og underkjeve fra skutte dyr i flere av overvåkingsområdene. Aldersbestemmelsen gjøres ved laboratoriet ved NINA i Trondheim.

### 2.2.4 Fellingsdata, påkjørselsdata, observasjonsdata og klimadata

I tillegg til data på kondisjon og demografi fra overvåkingsområdene, rapporterer vi utviklingen i antall hjortevilt sett og felt under jakta, og drept av bil og tog i overvåkingsperioden. Data på antallet dyr felt og trafikkdrept er innhentet fra Statistisk sentralbyrå ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)), mens sett dyr-data er innhentet fra Hjorteviltregisteret ([www.hjortevilt.no](http://www.hjortevilt.no)).

Fra sett elg-materialet har vi beregnet tre indekser: Antall elg sett pr. jegerdagsverk (en indeks på bestandstetthet), andel kalvkyr av alle vokse kyr (andel kalvkyr) og andel kalvkyr med tvillingkalv (tvillingraten). Fra sett hjort er følgende indekser beregnet: Antall dyr sett pr. jegerdagsverk, kolle pr. bukk, kalv pr. kolle (ett år og eldre) og prosent felte av observerte dyr. For hjort er alle indeksene differensiert for inn- og utmarksjakt.

Klimatiske forhold kan påvirke kroppsvekt og reproduksjonsforhold via effekten været har på planteproduksjonen, tilgjengeligheten av mat, og mengden energi dyra forbraker i sin daglige aktivitet. For eksempel kan dyp snø redusere mengden mat som er tilgjengelig og mengden energi som forbrukes til bevegelse. Tilsvarende vil varierende sommertemperatur påvirke næringsplantenes kvalitet og fordøyelighet, samt mengden energi som forbrukes for å regulere kroppstemperaturen (varmestress) eller redusere graden av insektplage (eks. villrein).

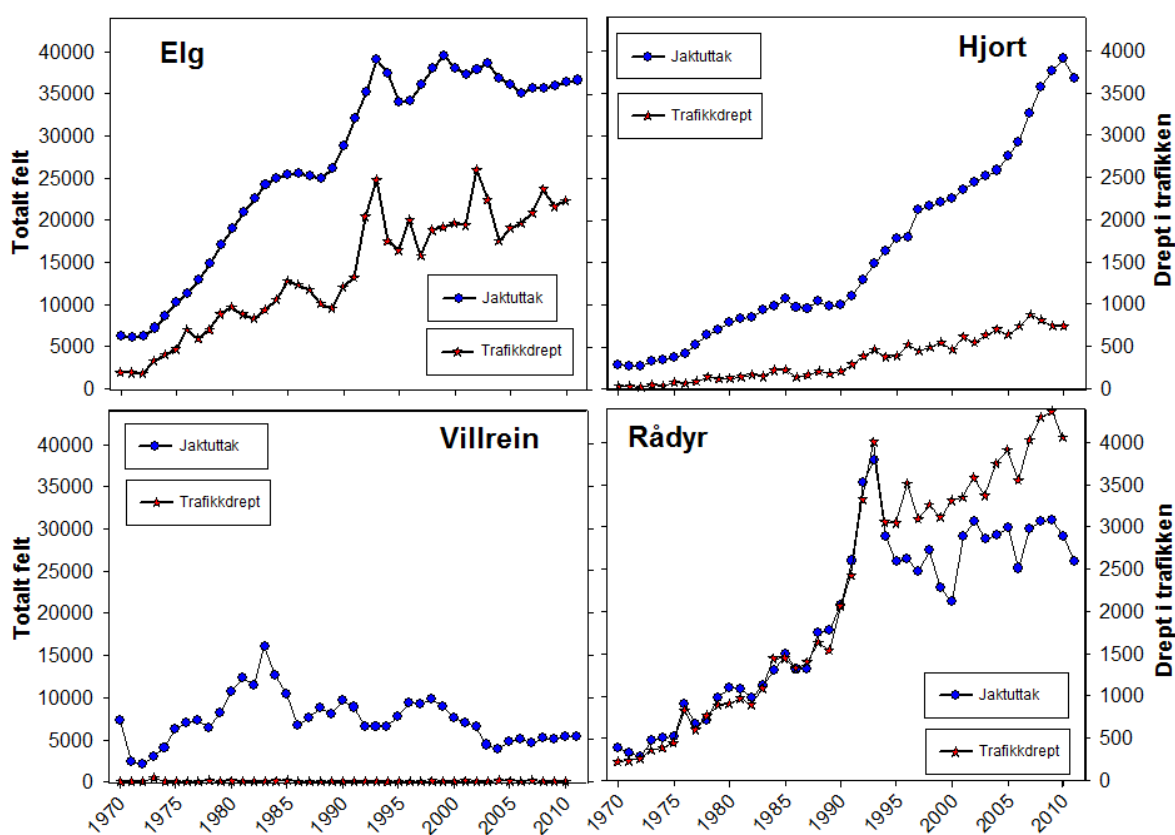
For å få et visst inntrykk av variasjonen i de klimatiske betingelser, har vi inkludert data på gjennomsnittlig snødybde (januar-april) og sommertemperatur (juni-juli) fordelt på landsdel. Dette er en relativt grov inndeling, men fordi klima ofte samvarierer over store områder, anser vi dette tilstrekkelig til å vise den generelle utviklingen i klima over tid. Klimadata er fra alle meteorologiske stasjoner innen hver landsdel der variabelen har vært målt i hele perioden 1990-2011 (fra 5 til 72 stasjoner avhengig av parameter og landsdel).

Vi viser også utviklingen i NAO-indeksen (North Atlantic Oscillation) for vinteren i samme perioden (<http://www.cgd.ucar.edu/cas/jhurrell/indices.html>). NAO er et klimafenomen i det nordlige Atlanterhavet som reflekterer hovedværtypen i løpet av valgte perioder. I år med lave verdier for NAO-indeksen gjennom vinteren er været relativt kaldt og tørt, mens høye verdier er assosiert med en fuktig og mild vinter. Variasjonen i snødybde, sommerklima og NAO har vist seg å være nært korrelert med utviklingen i bestandskondisjon for en rekke hjorteviltarter.

### 3 Resultater

#### 3.1 Nasjonal fellingsstatistikk og påkjørselsstatistikk for elg, hjort, villrein og rådyr

Antallet hjortevilt skutt i Norge har økt nesten hvert år siden 1970 (Fig. 3.1.1). Det laveste antallet skutt var i 1972 med 13 826 dyr, mens nesten 10 ganger flere hjortevilt var felt i 2010 (109 850). Mest framtrepende er veksten i avskytingen av hjort som økte kontinuerlig fra 1989 til 2010. Denne trenden ble brutt i 2011, til tross for rekordhøye fellingskvoter. Siden 2007 har det også vært en nedadgående tendens i antall hjort påkjørt i trafikken. Dette kan skyldes at den samlede avskytingen av hjort nå er høyere enn brutto tilvekst i bestanden med den følge at bestanden er i nedgang. Hovedinntrykket fra jaktstatistikken er at den norske elgbestanden er stabilt høy, mens den samlede bestanden av villrein har holdt seg stabil ved moderate tettheter de siste åra (Fig. 3.1.1).



Figur 3.1.1. Antall hjortevilt felt (venstre y-akse for alle figurene) og drept av bil og tog (høyre y-akse) i Norge i perioden 1970-2011 fordelt på art. Antallet trafikkdrepte og antall rådyr skutt i jaktåret 2011-12 var ennå ikke tilgjengelig da rapporten gikk i trykken. Data fra SSB ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)) og kommunale viltnevnder (antall rådyr felt i perioden 1984-2000). Årstallet antyder første året i jaktåret (eks. 2005 er for jaktåret 2005-06).

I 2011 ble det skutt 25880 rådyr, noe som var en nedgang fra de to foregående åra. Den samme nedgangen var å spore i antallet rådyr drept i trafikken. Vinteren 2009-2010 var lang, kald og snørik i store deler av landet (Fig. 3.3.1), og kan ha medført en større enn normal naturlig dødelighet. Det samme synkrone forholdet mellom antallet skutt og antallet påkjørt er synlig i 2006 etter snøvinteren 2005-2006.



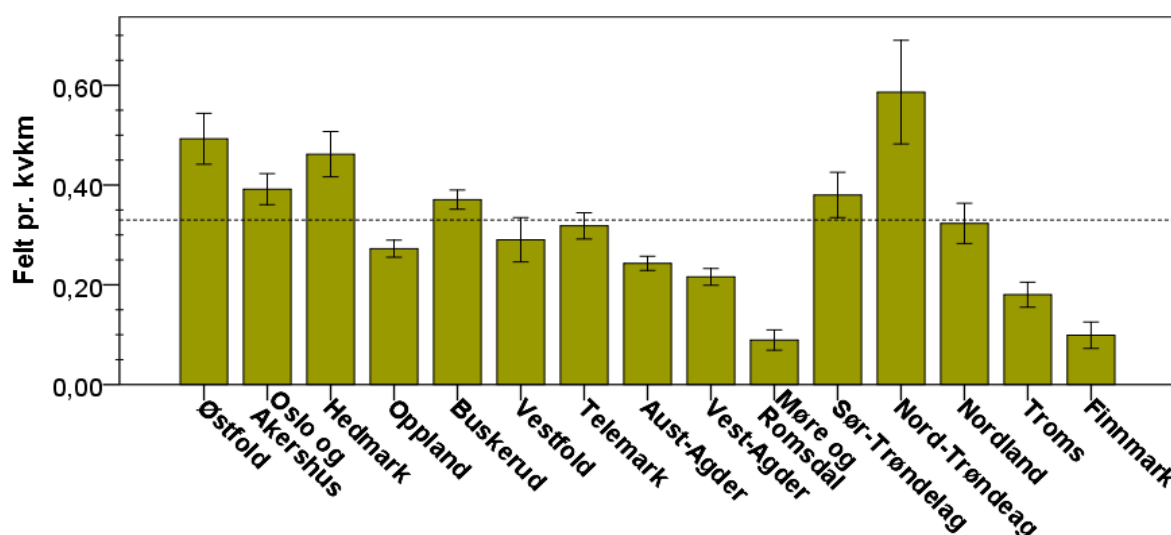
I siste overvåkingsperioden (2007-2011) er det registrert større avgang av hjortevilt i trafikken enn noen gang tidligere. Størst var avgangen i 2008 med 7487 dyr. Majoriteten av dyr drept i trafikken er elg og rådyr (Fig. 3.1.1).

## 3.2 Regional variasjon i fellingsstatistikk og bestandsutvikling

### 3.2.1 Elg

Den relativt stabile utviklingen i fellingsstatistikken for elg på nasjonalt nivå i overvåkingsperioden 2007-2011 er ikke representativ for utviklingen på fylkesnivå. Ytterpunktene utgjøres av fylkene i Nord-Norge, der jaktuttaket stort sett har økt, og fylkene helt i sør (Vestfold, Telemark, Aust- og Vest-Agder) der jaktuttaket fortsatte å synke i perioden (Vedlegg 7.1). I de mellomliggende områdene har jaktuttaket vært mer stabilt eller svakt økende (Vedlegg 7.1).

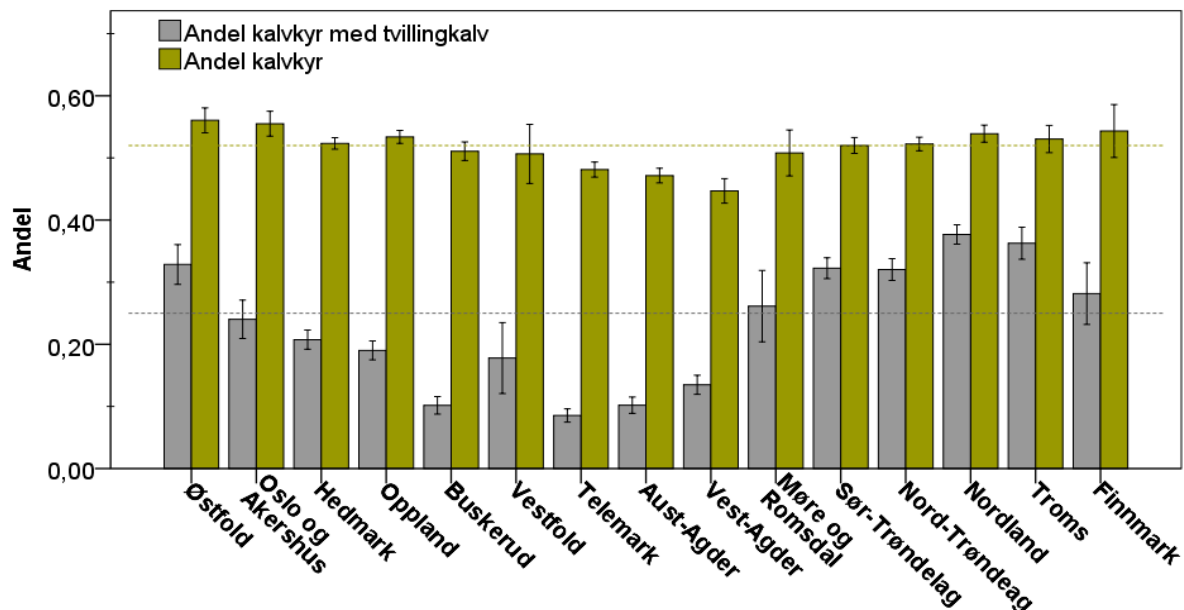
Trendene avspeilet i jaktuttaket bekreftes for en stor del av utviklingen i antall elg sett pr. jegerdagsverk (Vedlegg 7.1). Den svake økningen i jaktuttaket i Hedmark og Buskerud er imidlertid ikke til stede i antallet elg sett pr. jegerdagsverk, og antyder at bestandene i disse fylkene ikke øker. Basert på jaktstatistikken var den gjennomsnittlige tettheten av elg på kommunenivå høyest i Østfold, Hedmark og Nord-Trøndelag i siste overvåkingsperioden, og lavest i Møre og Romsdal og Finnmark (Fig. 3.2.1.1). I de to sistnevnte fylkene er elgen fortsatt relativt fåtallig og ujevnt fordelt. Det samme gjelder i enda sterkere grad på Vestlandet, fra Rogaland til Sogn og Fjordane, der lite sett elg-data er tilgjengelig.



Figur 3.2.1.1. Gjennomsnittlig antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommuner med elgjakt i perioden 2007-2011, fordelt på fylke. Stiplet linje viser gjennomsnittsverdien for alle elgjaktkommuner samlet.

Fra sett elg-materialet har vi også beregnet indekser på rekrutteringen av kalv (sett andel kalvkyr og sett andel kalvkyr med tvillingkalv) og kjønnsstruktur (sett antall kyr pr. okse) på kommune og fylkesnivå. I siste 5-årsperioden har antallet kalv pr. kalvku og andelen kyr med kalv stort sett befunnet seg under det langsiktige gjennomsnittet for perioden 1991-2011 i fylkene fra Buskerud til Vest-Agder (Vedlegg 7.2). I Oppland og fylkene lenger øst og nord har utviklingen vært mindre negativ.

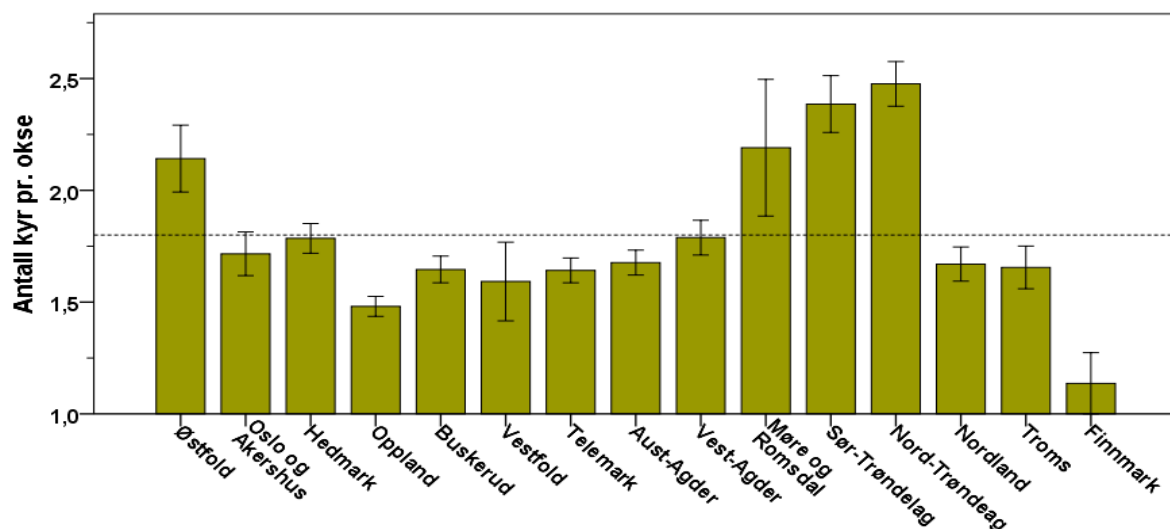
I perioden 2007-2011 fant vi de høyeste observerte rekrutteringsratene i kommuner fra Sør-Trøndelag til Troms, samt i Østfold (Fig. 3.2.1.2). De laveste verdiene fant vi i kommuner fra Buskerud til Vest-Agder. Sett andel kalvkyr med tvillingkalv (tvillingraten) viste størst geografisk variasjon og er å betrakte som det mest presise målet på kalveproduksjonen. Sett andel kalvkyr varierer mindre og avspeiler i større grad forskjeller i avskytingen av kalv og kyr enn reelle forskjeller i kalveproduksjonen mellom områder.



Figur 3.2.1.2. Gjennomsnittlig andel observerte kalvkyr av alle kyr (95 % CI) og andel observerte kalvkyr med tvillingkalv (95 % CI) i kommuner med elgjakt i perioden 2007-2011, fordelt på fylke. Stiplede linjer viser gjennomsnittsverdiene for alle elgjaktkommunene samlet.

Felles for de aller fleste av fylkene er at utviklingen i rekrutteringsrater har vært signifikant negativ i perioden 1991-2011 ( $p > 0,05$ ). Et unntak er i Oppland, der vi ikke finner noen statistisk sikker trend ( $p > 0,10$ ).

Den negative trenden i kalvrekuttering har ikke vært større i kommuner med gjennomgående økende bestander i perioden – snarere tvert imot. Med andre ord har vi ingen grunn til å tro at utviklingen i kalvrekuttering er direkte tetthetsavhengig. På den annen side finner vi at nedgangen i kalvrekuttering har vært størst i kommuner som på 1990-tallet hadde spesielt høye bestandstettheter av elg (Vedlegg 7.1). Dette antyder at matbegrensning relatert til høye tettheter av elg kan være årsaken til nedgangen, men at effektene vedvarer også etter at bestandstettheten er redusert.



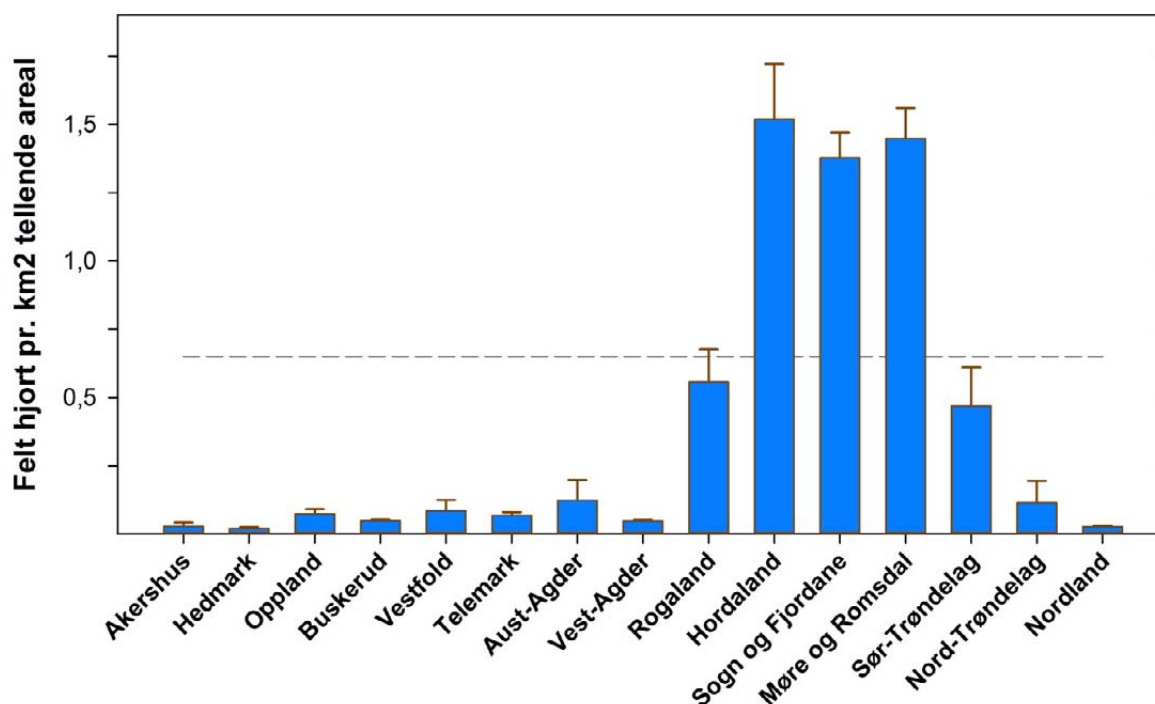
Figur 3.2.1.3. Gjennomsnittlig antall observerte kyr pr. okse (95 % CI) i kommuner med elgjakt i perioden 2007-2011, fordelt på fylke. Stiplet linje viser gjennomsnittsverdien for alle elgjaktkommunene samlet.

I de fleste elgfylkene har utviklingen i den observerte kjønnsraten – målt som antall kyr sett pr. okse – vært nedadgående i den siste 5-årsperioden (Vedlegg 7.3). Dette er fortsettelsen av en trend som har pågått siden kjønnsraten kulminerte med høye verdier på 1990-tallet. Særlig stor har nedgangen vært i Trøndelag, hvor kjønnsratene var spesielt høye på 1990-tallet (Vedlegg 7.3).

Kjønnsratene i Trøndelag er fortsatt høye i forhold til i andre fylker, og stort sett over et anbefalt nivå på maks 2 kyr pr. okse (Fig. 3.2.1.3). Det samme er tilfelle i Østfold. I de andre fylkene er okseandelen vesentlig høyere og godt under 2 kyr pr. okse i gjennomsnitt. Det eneste fylket med en tilnærmet lik fordeling mellom okser og kyr er Finnmark.

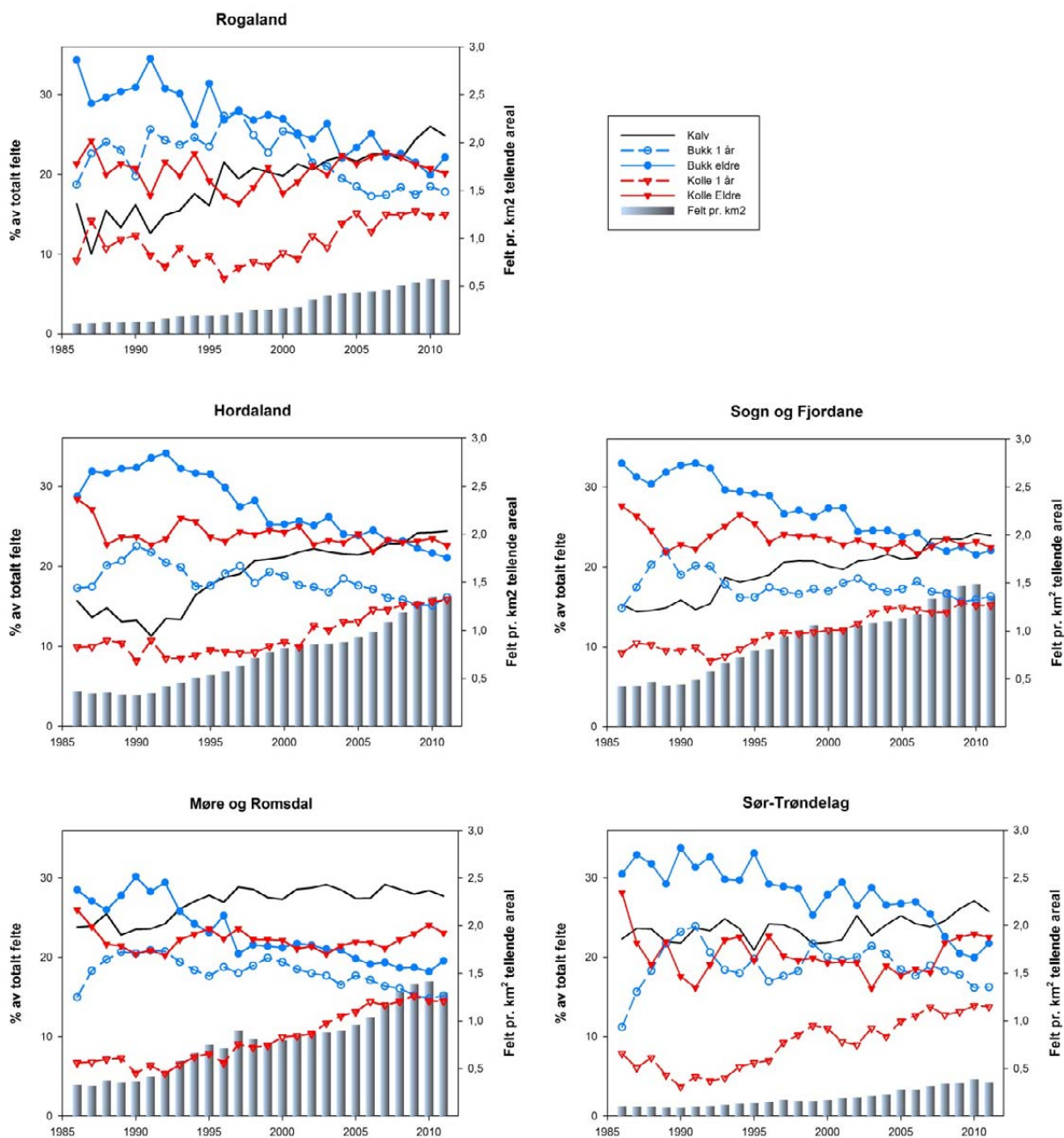
### 3.2.2 Hjort

I løpet av det siste tiåret er lite forandret med hensyn til hovedfordelingen av hjort i Norge. Fremdeles er det de fire Vestlandsfylkene og Sør-Trøndelag som på fylkesnivå kan skilte med mest hjort (Fig. 3.2.2.1). Tar vi for oss de 50 mest hjorterike kommunene (felte hjort pr. km<sup>2</sup> tellende areal i 2011), ligger alle i ett av de fem nevnte fylkene. Tre av kommunene ligger i Rogaland, 14 i Hordaland, 13 i Sogn og Fjordane, 18 i Møre og Romsdal og 2 i Sør-Trøndelag. Namsos kommune i Nord-Trøndelag ligger på 68. plass, og er den første kommunen i rangeringen utenom dette området.



Figur 3.2.2.1. Fylkesvise gjennomsnittstall (+1SE) for antall felte hjort pr. km<sup>2</sup> tellende areal. Alle kommuner som har felt mer enn 0,01 hjort pr. km<sup>2</sup> er inkludert. Stiplet linje viser den samlede gjennomsnittsverdien for alle de inkluderte hjortjaktkommunene (Kilde: SSB).

Veksten i de kommunevise avskytingstallene har likevel vært størst i de «nyere» hjorteområdene på Sørlandet og i sentrale deler av Østlandet de siste åra, og det ventes en fortsatt rask vekst i disse områdene. Samtidig har mange områder på Vestlandet økt avskytingen med mål om å redusere bestandene. Siste års nedgang i avskyting (Fig. 3.2.2.2) antyder at målet er i ferd med å nås, i alle fall innen enkelte kommuner. Om denne trenden vil vedvare gjenstår å se.



Figur 3.2.2.2. Fordelingen av felt hjort i kjønns- og aldersgrupper i de fem viktigste hjortejaktfylkene i perioden 1986-2011. Kurvene viser enkeltgruppens prosentandel av det totale jaktuttaket. Det er ikke skilt på kjønn hos kalvene. Søylene viser antall felte dyr pr. km<sup>2</sup> tellende areal (høyre akse) på fylkesnivå (Kilde SSB).

En nærmere kikk på fordelingen av ulike kjønns- og alderskategorier i avskytingen viser tydelige endringer i perioden 1986-2011:

- Andelen eldre bukk er redusert
- Andelen kalv har økt
- Andelen hodyr 1,5 år har økt

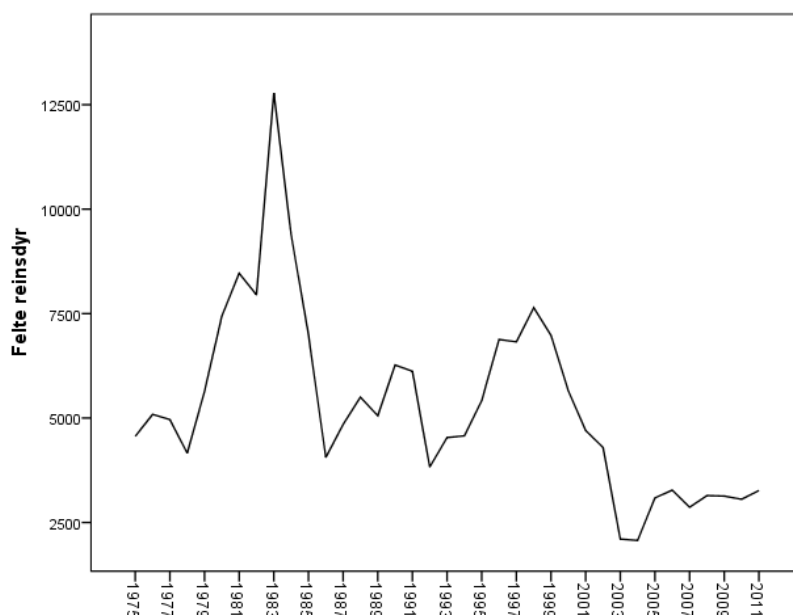
Likevel er det tilnærmet ingen forskjell i sammensetningen av uttaket mellom fylker. Dette synliggjør en overordnet samstemthet med hensyn til de historiske endringene og dagens rådende avskytingsmønster.

Reduksjonen av eldre hanndyr i avskytingen sammenfaller med et ønske om å bedre kjønnsbalansen i den levende bestanden etter lang tid med overhøsting av bukk. En jevnere kjønnsbalanse vil føre til økt gjennomsnittsalder blant bukkene og redusert vekstpotensial i bestandene.

### 3.2.3 Villrein

#### 3.2.3.1 Regionale utviklingstrekk villrein

Antallet villrein felt har vært lavt og variert lite i siste overvåkingsperioden, men betydelig mer i de foregående 30 åra. Dette skyldes i hovedsak variasjonen i bestandsstørrelsen og jaktuttaket på Hardangervidda (Fig. 3.6.4.1). Bestanden på Hardangervidda ble kraftig redusert rundt år 2000 og jaktkvotene her har siden vært lave. Tilsvarende utviklingstrender finner vi i Setesdal Ryfylke og i Forolhogna (Se kapittel 3.6). Samtlige av disse bestandene har imidlertid vært i vekst de seinere åra, og jaktuttaket fra overvåkingsområdene er følgelig økende ved utgangen siste overvåkingsperioden (Figur 3.2.3.1).



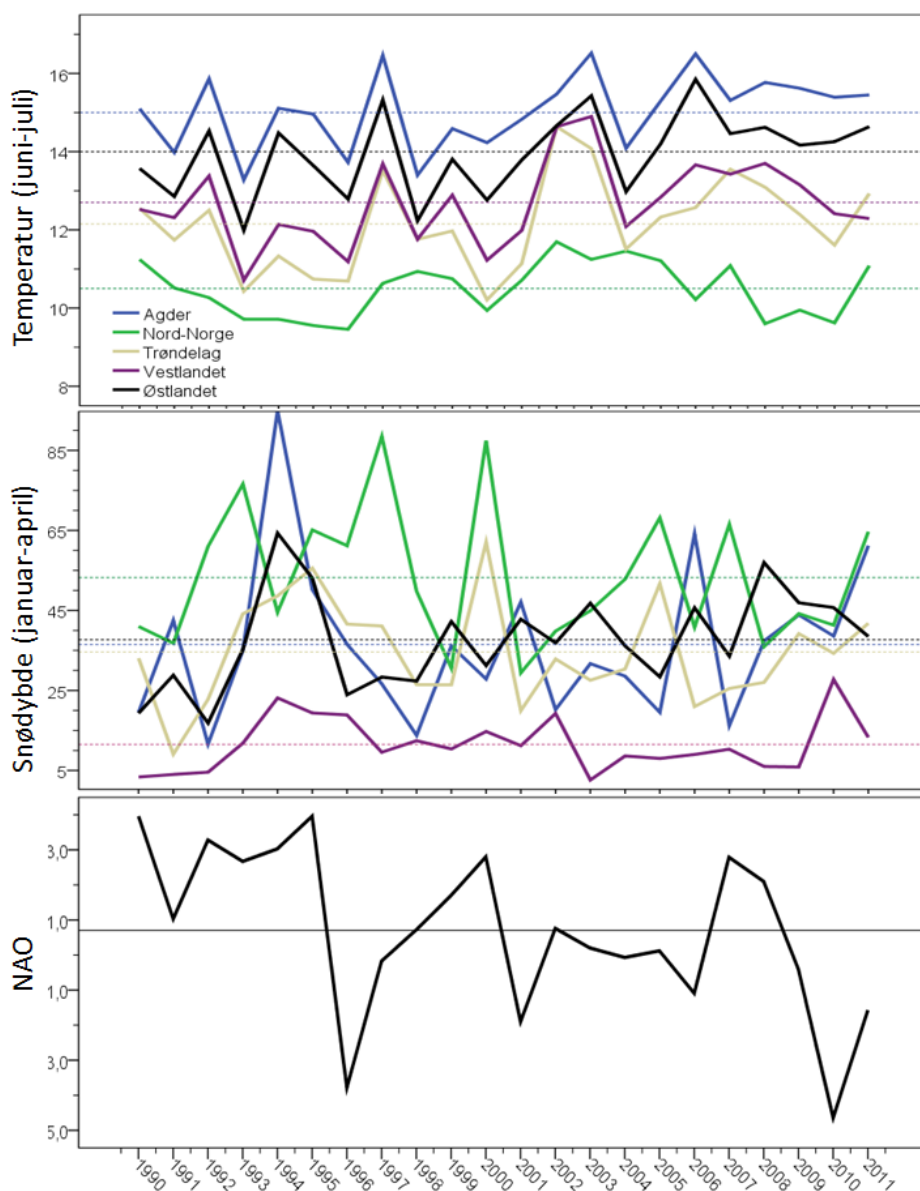
Figur 3.2.3.1. Samlet antall felte reinsdyr i overvåkingsområdene, utenom Svalbard, i perioden 1975-2011.

I villreinområdene på fastlandet som ikke inngår i overvåkingen har det også vært stor variasjon i jaktuttaket i perioden 1991-2011 (Vedlegg 7.4). I gjennomsnitt var det et fall i jaktuttaket på omkring 25 % i løpet av perioden.

### 3.3 Utviklingen i sommer- og vinterklima i perioden 1991-2011

I overvåkingsperioden 1991-2011 har værforholdene variert mye mellom år og landsdeler (Fig. 3.3.1). Generelt har det vært en økende trend i sommertemperatur i alle landsdeler utenom i Nord-Norge, mens hovedværtypen vinterstid, målt som NAO, har hatt en negativ trend. Sistnevnte betyr at vintrene generelt har blitt tørrere og kjøligere i løpet av perioden. Vi finner ingen tilsvarende sterke trender i snødybde, men store forskjeller mellom år.

I siste 5-årsperioden har sommertemperaturene vært noe over gjennomsnittet utenom i Nord-Norge, mens vintrene i gjennomsnitt har vært kjøligere og tørrere enn normalt. Særlig vinteren 2009-2010 var kald i store deler av landet. I samme perioden har Østlandet og Agder hatt mer enn normalt med snø, mens de andre landsdelene har hatt snø omkring gjennomsnittet.



Figur 3.3.1. Årsvariasjon i gjennomsnittlig temperatur i juni-juli, gjennomsnittlig månedlig snødybde i januar-april, og vinter-NAO i perioden 1990-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsverdier innen landsdel (temperatur, snødybde) eller samlet (NAO) for hele perioden.

### 3.4 Utviklingstrekk i overvåkingsområdene 1991-2011 – elg

I det følgende kapittelet viser vi utviklingen i avskytning (skutt pr. km<sup>2</sup>), bestandstetthet (sett elg pr. jegerdagsverk) og kalverekruttering (andel kalvkyr, tvillingrate) i de 7 overvåkingsregionene for elg i perioden 1991-2011, samt variasjonen i alder, slaktevekt og reproduksjonsrater fra skutte elg i samme perioden. Variasjonen i alder er vist som gjennomsnittsalder pr. år for 2 år og eldre dyr, der alder er angitt i hele år. Fordi elgkyr i den første fasen av livet (1-4 år) gjerne øker i produktivitet med økende alder, kan variasjon i aldersstruktur påvirke den samlede kalveproduksjonen i bestanden. Det imidlertid viktig å merke seg at gjennomsnittsalderen blant skutte elger er et uttrykk for både aldersstrukturen i bestanden og jakttrykket som jegerne velger å legge på de enkelte aldersgruppene (dvs. graden av jaktseleksjon). Særlig elgkyr er gjenstand for betydelig jaktseleksjon fordi eldre kyr, som ofte kommer i følge med 1-2 kalver, felles med mindre sannsynlighet enn yngre uproduktive kyr (Nilsen & Solberg 2006). Varierende kalveproduksjon mellom år kan likeledes påvirke andelen av de eldre kyrne som inngår i utvalget. Aldersdata fra skutte elger bør derfor tolkes med forsiktighet.

Utviklingen i slaktevekt er vist som årlige gjennomsnitt for kalv og åring og periodevis for eldre dyr. Det siste skyldes at relativt få dyr er tilgjengelig pr. år og aldersgruppe for de eldre elgene. Vi har dessuten justert vektene til forventet vekt 5. oktober i alle områdene ettersom elgen delvis øker (kalv, og åring i enkelte områder) eller synker (eldre dyr) i vekt i løpet av jaktperioden. Slike justeringer har begrenset effekt på variasjonen i gjennomsnittsverdi innen område, fordi elgen stort sett felles ved samme tidspunkt hvert år, men kan ha betydning dersom en ønsker å sammenligne vekter mellom områder.

Variasjonen i fruktbarhetsrater er vist som andelen kyr som har produsert kalv inneværende år (andel kyr med brune legeme i eggstokkene), fordelt på aldersgruppene 2 år og 4-12 år, samt andelen kyr som har hatt egglosning (andel kyr med gule legeme i eggstokkene) høsten de ble skutt, fordelt på aldersgruppene 1 år og 4-12 år. For estimering av egglosningsraten har vi kun inkludert kyr som er skutt etter brunsten. Brunstslutt er satt til 10. oktober i Oppland, Hedmark, Vestfold/Telemark og Vest-Agder, og 15. oktober i regionene lenger nord (Solberg mfl. 2006b). Fordi relativt få dyr skytes så sent i jakta, er de estimerte egglosningsratene beheftet med stor usikkerhet. Vi viser også utviklingen i andelen 5-12 år gamle reproduserende kyr som har produsert tvillingkalv, og andelen 5-12 år gamle kyr som har produsert to egg (dvs. de kunne ha produsert tvillingkalv året etter). I sistnevnte gruppe inngår alle kyr med egglosning, uavhengig av tidspunktet de ble skutt.

Som påpekt over så er elgkyrne gjenstand for jaktseleksjon og dette kan påvirke de estimerte fruktbarhetsratene. Dette gjelder spesielt for eldre produktive kyr som er i følge med 1-2 kalver i starten av jakta. Fordi høyproduktive kyr felles med lavere sannsynlighet enn lavproduktive kyr, er det sannsynlig at vi underestimerer fruktbarhetsratene basert på eggstokkanalysene. Særlig vil det være tilfelle i områder og år med lav kalveavskytning fordi få kyr får fraskutt kalven eller kalvene og således utsetter seg selv for å bli skutt. Det siste gjelder ikke for åringkyr – som ikke tidligere har produsert kalv – og følgelig bør egglosningsratene for åringkyr være upåvirket av jaktseleksjon. Tilsvarende vil den estimerte kalvingsraten for 2 år gamle kyr være mindre påvirket av jaktseleksjon ettersom førstegangs fødende sjelden produserer tvillingkalv. For eldre kyr er det sannsynlig at jaktseleksjon kan ha stor påvirkning på de estimerte verdiene og følgelig bør disse resultatene tolkes med forsiktighet.

Utviklingen i de ulike parameterne i de ulike overvåkingsområdene er hovedsakelig vist i figurform. I tillegg er det gjort enkle statistiske analyser av den lineære trenden over tid. Eksempelvis tester vi hvorvidt det er endringer aldersspesifikke slaktevekter eller fruktbarhetsrater i løpet av overvåkingsperioden. I flere av disse analysene kontrollerer vi for alder og kommune. Dette er fordi både slaktevekt og fruktbarhetsrater varierer med alder og fordi antallet individer i hver aldersklasse variere mellom år. Tilsvarende er det små variasjoner i gjennomsnittsverdier mellom kommuner, og variasjon i antall data fra de ulike kommunene mellom år.



I rapporten har vi også rekonstruert bestandsutviklingen til elgen i alle overvåkingsområdene ved bruk av en såkalt årsklasseanalyse (kohortanalyse, Tabell. 3.4.1). Basert på kunnskapen om når de enkelte elgene er skutt og hvor gamle de var da de døde, kan vi med denne metoden beregne hvor mange elg som må ha vært til stede i bestanden i de foregående åra. Metoden krever presise data på alder og kjønn fra de fleste av de skutte dyrene, og i tillegg er det ønskelig med aldersdata fra hele livslengden til minst en årsklasse. Fordi elgen potensielt kan leve i svært mange år (> 20 år), vil det nødvendigvis kreve svært mange år med aldersdata. Her har vi imidlertid benyttet en nyutviklet metode som er mindre streng med hensyn til dette kravet. Denne metoden, som kalles 'Kohortanalyse med plussgruppe' (eks. Ueno 2009), krever kun at de aller fleste dyrene i en eller flere aldersklasse (kohorter) er skutt for å kunne estimere bestandsutviklingen.

Her har vi benyttet denne metoden til å rekonstruere bestandsutviklingen i alle overvåkingsområdene for elg. Til dette benyttet vi alle år med tilgjengelige aldersdata fram til 2011. Fordi vi i enkelte områder og år kun har bestemt alderen til de skutte kyrne, har vi kun rekonstruert den hunnlige delen av bestanden. Dette gjelder for bestanden i Troms, Nord-Trøndelag, Vestfold/Telemark og i Vest-Agder. I disse områdene har vi så beregnet den fulle bestandsstørrelsen ved å dele på andelen kyr registrert i sett elg-overvåkingen. I Oppland er oksesegmentet kun aldersbestemt i Gausdal. I denne overvåkingsregionen er derfor bestandstettheten rekonstruert kun basert på data fra denne kommunen. I modellberegningene har vi også antatt en naturlig dødelighetsrate på 5 %, noe som er omkring gjennomsnittet for norske bestander (Solberg mfl. 2005). På grunn av små forskjeller i naturlig dødelighet mellom områder og år, vil de rekonstruerte tettheten kunne avvike noe fra den faktiske tettheten. Metoden er derfor bedre egnet til å avdekke den relative variasjonen i antall eller tetthet over tid enn det faktiske antallet eller tetthet et gitt år.

*Tabell 3.4.1. Eksempel på rekonstruksjon av aldersklasser og bestandsstørrelse ved bruk av årsklasseanalyse. Tabellen viser antall dyr skutt hvert år i perioden 1970-1983 fordelt på aldersklasser (K0 = kalv, K8 = 8-åringer). Alle dyrene uthevet i rødt var i live rett før jakta i 1974 (340 individer, til høyre for siste kolonne), mens individene i diagonalen (skravert, 130 individer) tilhører årsklassen født i 1974. I analysene kontrolleres det for en viss naturlig dødelighet hvert år og det faktum at noen individer kan leve lenger enn 8 år. I tillegg finnes det metoder for å estimere antallet gjenlevende individer i årsklasser som er født i slutten av perioden. Tabellen viser antallet okser skutt i overvåkingsområdet i Nordland.*

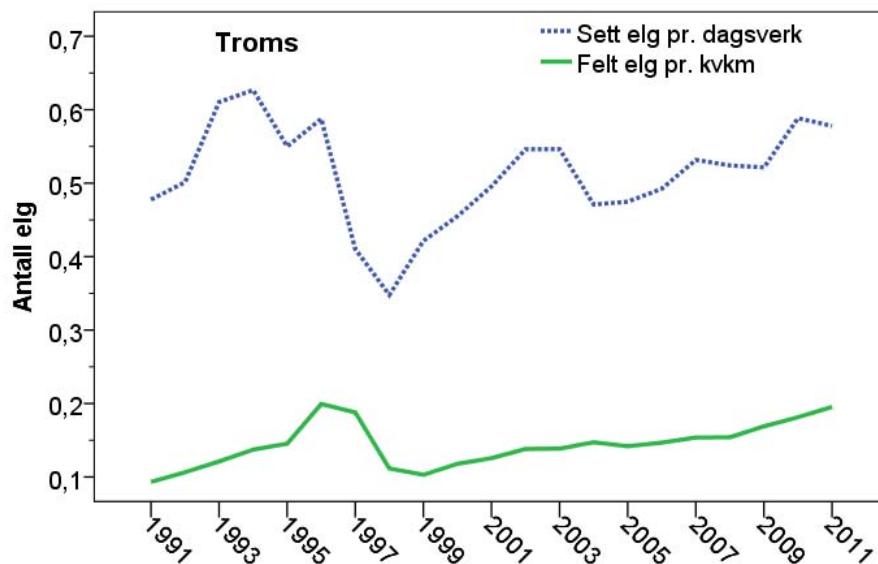
År	K0	K1	K2	K3	K4	K5	K6	K7	K8	
1970	5	14	16	12	7	6	0	0	1	
1971	2	18	17	12	4	4	1	3	2	
1972	3	12	13	13	5	6	1	0	0	
1973	0	19	19	10	6	4	1	3	1	
1974	<b>2</b>	<b>28</b>	<b>17</b>	<b>6</b>	<b>12</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	
1975	2	<b>37</b>	<b>22</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	
1976	4	34	<b>34</b>	<b>20</b>	<b>11</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	
1977	7	56	37	<b>26</b>	<b>15</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	
1978	6	52	33	17	<b>18</b>	<b>14</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>340</b>
1979	12	46	39	25	15	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	
1980	15	41	33	39	12	9	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	
1981	17	51	28	25	13	6	2	<b>3</b>	<b>0</b>	
1982	16	49	31	18	17	3	1	3	<b>1</b>	<b>130</b>
1983	10	43	43	28	5	4	7	2	0	



### 3.4.1 Troms

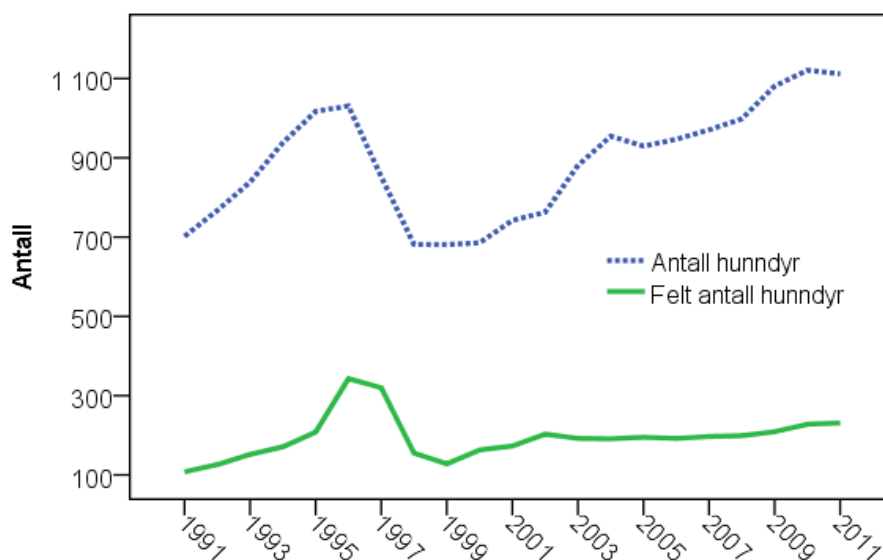
#### 3.4.1.1 Bestandsutvikling og kalveproduksjon

Elgbestanden i overvåkingsområdet i Troms har variert relativt mye i tetthet i overvåkingsperioden (1991-2011). Lavest var tettheten på slutten av 1990-tallet etter flere år med høye kvoter og en avskyting vesentlig over tilveksten (Fig. 3.4.1.1).



Figur 3.4.1.1 Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdagsverk i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1991-2011. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.

Det samme mønsteret er også synlig i den rekonstruerte hunnlige delen av bestanden (Fig. 3.4.1.2). Dessverre er ikke den hannlige delen av bestanden mulig å rekonstruere ved bruk av årsklasseanalyse (se kap. 2.3) da aldersdata fra eldre okser ikke er tilgjengelig fra hele perioden.

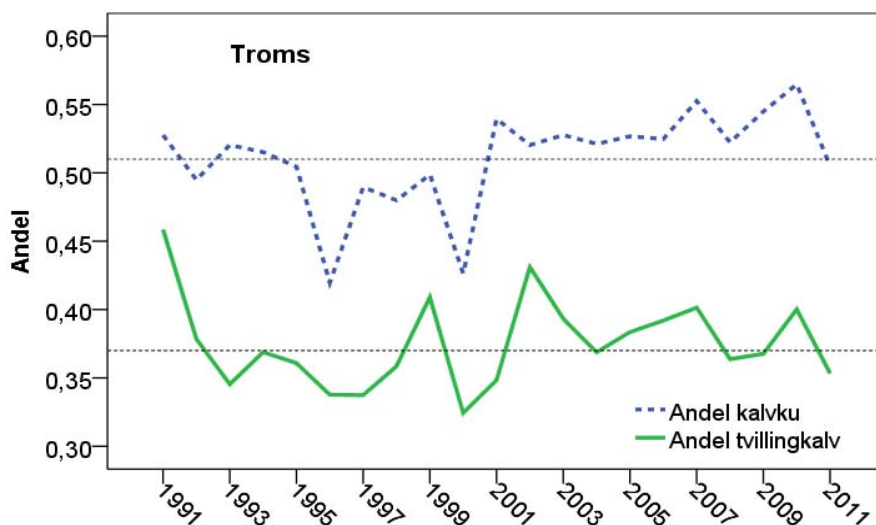


Figur 3.4.1.2. Rekonstruert antall hunndyr og antall hunndyr felt i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1991-2011.

I perioden med bestandsnedgang på 1990-tallet var det også en nedgang i kalverekruttingen (Fig. 3.4.1.3). Dette skyldes sannsynligvis den foregående høye bestandstettheten, og følgelig stor konkurranse om maten. Dette var også en periode med en rekke snørike og lange vintre (1996, 1997, 2000, Fig. 3.3.1).

Siden tusenårsskiftet har bestanden stort sett økt og mye tyder på at bestandstettheten nå er tilbake til nivået ved begynnelsen av 1990-tallet. Så langt er det ikke observert vesentlig ned-

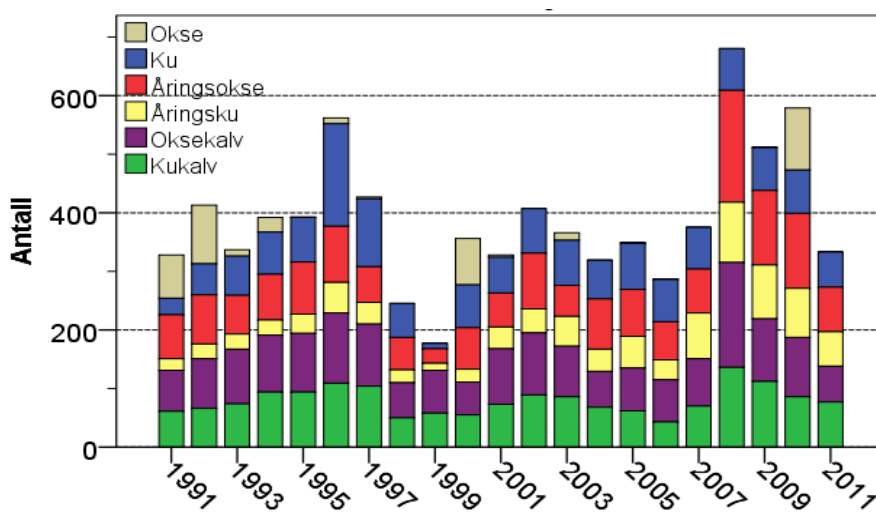
gang i kalveproduksjonen – kanskje fordi vintrene har vært relativt moderate de siste 5 åra (Fig. 3.3.1.1). Bestandstettheten er fortsatt lav i Troms sammenlignet med overvåkingsområdene i Trøndelag og Sør-Norge, og rekrutteringsratene er relativt sett høye.



Figur 3.4.1.3. Variasjon i andel kalvkyr sett av alle kyr (andel kalvkyr) og andel kalvkyr med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1991-2011.

### 3.4.1.2 Dataomfang

I løpet av overvåkingsperioden 1991-2011 har det vært samlet inn og analysert data fra 8165 skutte individer i Troms, hvorav 76 % er data fra kalv og årsdyr (Fig. 3.4.1.4). I siste overvåkingsperioden (2007-2011) mottok vi mer materiale enn normalt, i samsvar med de høyere fellingstallene. Nedgangen i antall prøver i 2011 samsvarer imidlertid dårlig med den rekordhøye fellingen og er forhåpentligvis kun et midlertidig fenomen.

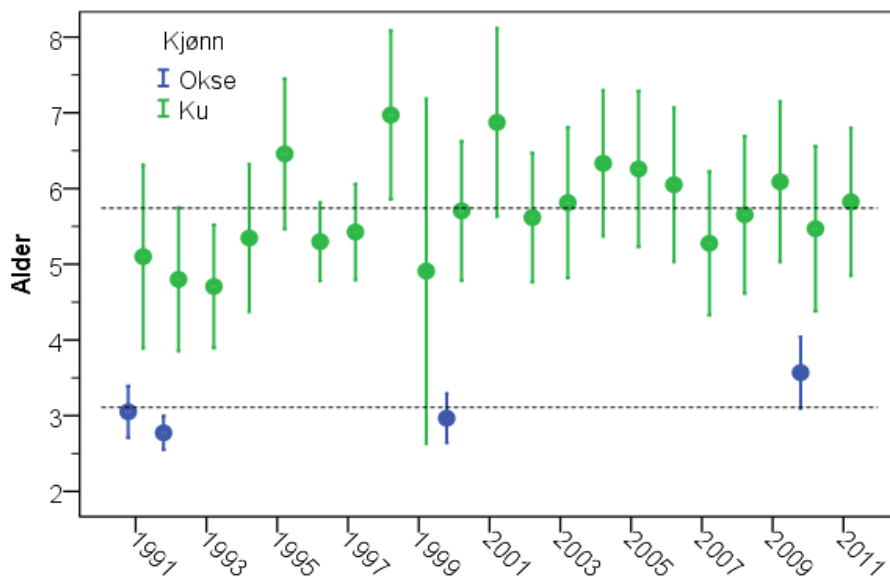


Figur 3.4.1.4. Antall individer med innsamlende data i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1991-2011, fordelt på kjønn og alderskategori.

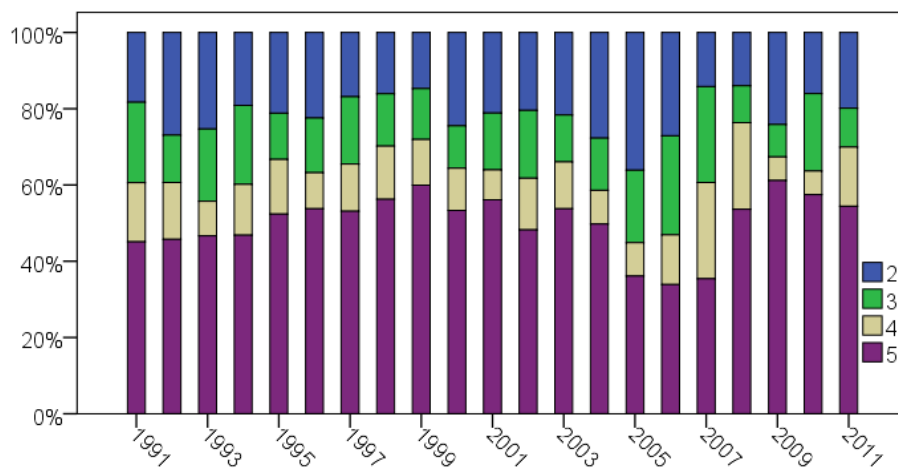
Data fra eldre kyr er samlet inn i alle år i perioden, mens ordinær innsamling av data fra eldre okser kun ble gjennomført i 1991, 1992, 2000 og 2010.

### 3.4.1.3 Aldersstruktur hos eldre dyr

I Troms har det vært en økning i gjennomsnittsalder blant skutte eldre okser og eldre kyr siden 1991 (Fig. 3.4.1.5). Noe av det samme mønsteret ser vi igjen i aldersstrukturen for kyr i den rekonstruerte bestanden (Fig. 3.4.1.6), der andelen av de eldste kyrne (5+) øker i den første fasen av perioden. Økningen i gjennomsnittsalder i jaktuttaket synes derfor å være en konsekvens av en generell økning i gjennomsnittsalder i bestanden og i mindre grad at jegerne bevisst eller ubevisst velger å felle eldre kyr. Den generelt høyere alderen på kyr i forhold til okser skyldes at oksene opplever et langt høyere jakttrykk enn kyrne (dvs. en større andel av oksene enn kyrne felles hvert år).



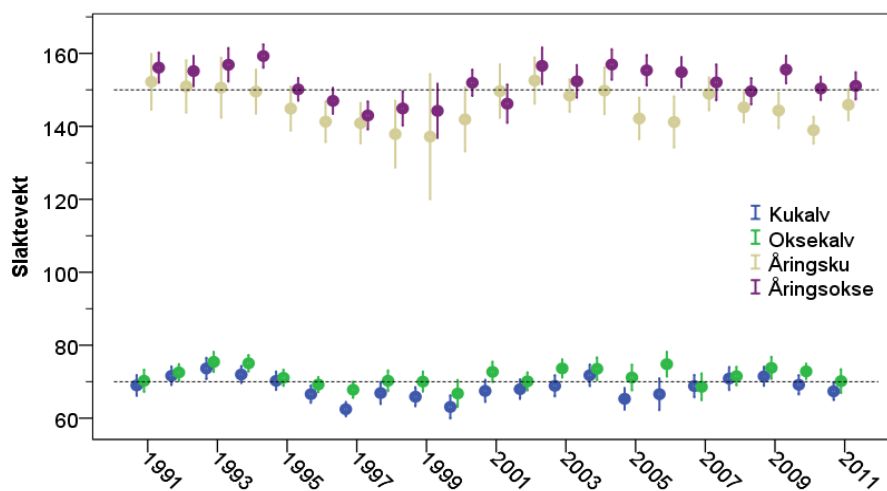
Figur 3.4.1.5. Gjennomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1991-2011. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser (3,11) og kyr (5,74) i hele perioden.



Figur 3.4.1.6. Estimert andel elgkyr 2 år og eldre i ulike aldersgrupper i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1991-2011. Aldersgruppen 5+ (nederst) antyder kyr som er 5 år eller eldre.

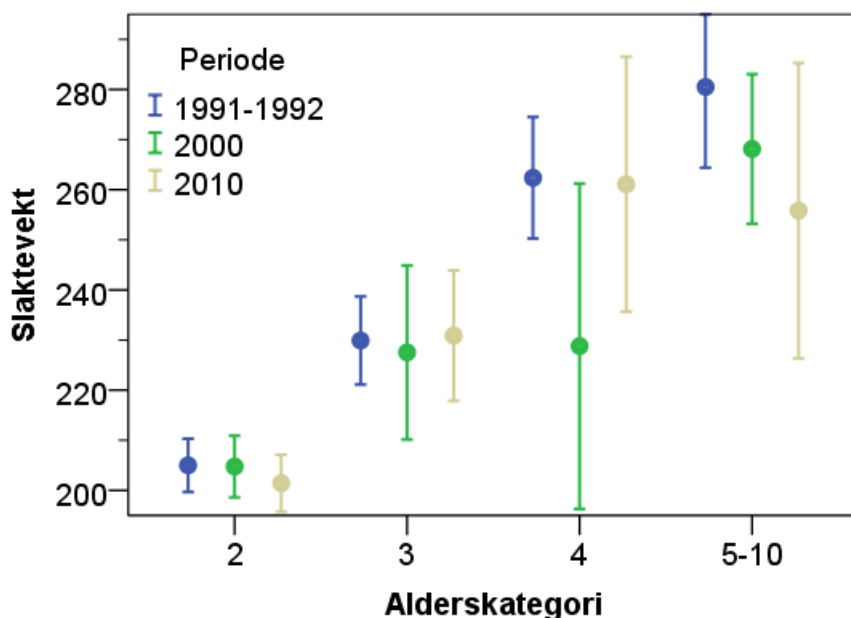
#### 3.4.1.4 Variasjon i slaktevekt

Slaktevektene i Troms er høye sammenlignet med i andre overvåkingsområder og har holdt seg relativt stabile over tid. Det siste gjelder først og fremst kalv og åring, der vi ikke ser noen statistisk sikker trend ( $P = 0,11$ ). Vi ser likevel en del år til år variasjon i slaktevekt, noe som sannsynligvis skyldes at varierende sommerklima påvirker veksten.



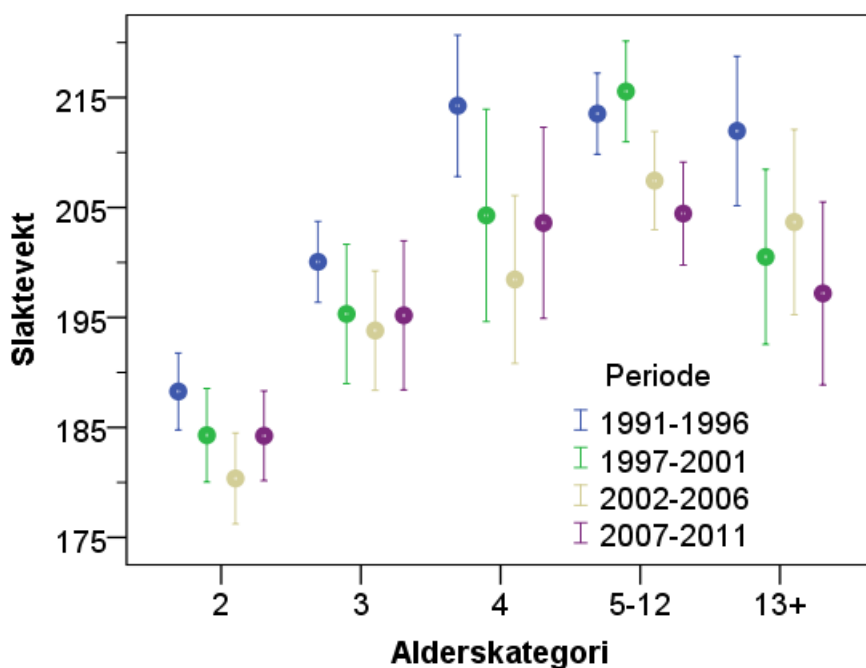
Figur 3.4.1.7. Gjennomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åring fordelt på kjønn, i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig slaktevekt for henholdsvis kalv (70 kg) og åring (150 kg) for hele perioden.

I siste halvdel av 1990-tallet var kalv- og åringvektene spesielt lave, sannsynligvis som følge av de relativt høye bestandstetthetene i de foregående åra i kombinasjon med spesielt strenge vintre i perioden 1995-1997. Slike forhold medfører økt konkurranse om maten og kan også medføre økt energiforbruk som følge av at elgen må bevege seg i dyp snø. I den samme perioden ser vi en negativ trend i rekrutteringen av kalv (Fig. 3.4.1.3) og andelen 2 års gamle kyr som har produsert kalv (Fig. 3.4.1.3).



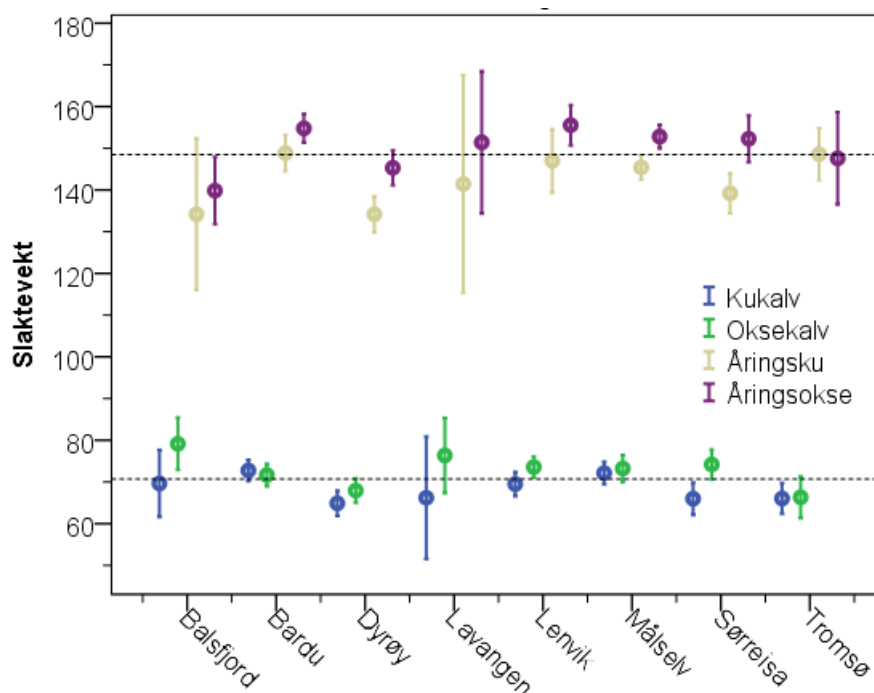
Figur 3.4.1.8. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre okser i overvåkingsområdet i Troms, fordelt på 3 perioder.

I likhet med kalv og åring fant vi ingen negativ trend over tid i slaktevektene for eldre okser ( $P = 0,25$ ) når vi kontrollerte for alder. Vi fant imidlertid en nedgang i kyrnes slaktevekter. Vektene sank mest markant fram til 2005, men har siden økt noe. I gjennomsnitt sank kuvektene med ca. 0,46 kg pr. år, eller om lag 5 % i hele perioden.



Figur 3.4.1.9. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre kyr i overvåkingsområdet i Troms, fordelt på 4 perioder.

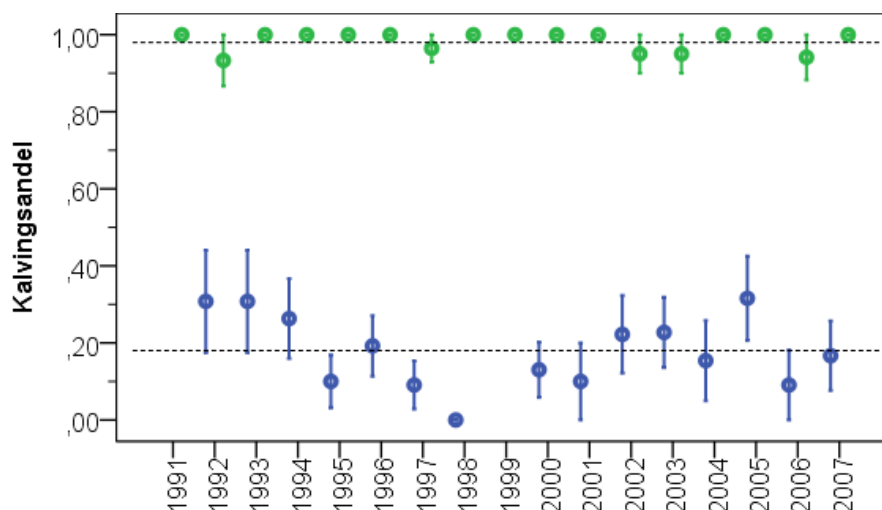
De aldersspesifikke slaktevektene varierer relativt lite innenfor overvåkingsregionen (Fig. 3.4.1.10). Det er likevel en svak tendens til at de ytre kommunene har noe lavere slaktevekter enn kommunene i indre deler av Troms.



Figur 3.4.1.10. Gjennomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åringsdyr i perioden 2007-2011, fordelt på kjønn og overvåkingskommune. Dyr fra Salangen inngår i Lavangen. Stiplede linjer antyder gjennomsnittsvekt for kalv og åringsdyr i hele regionen.

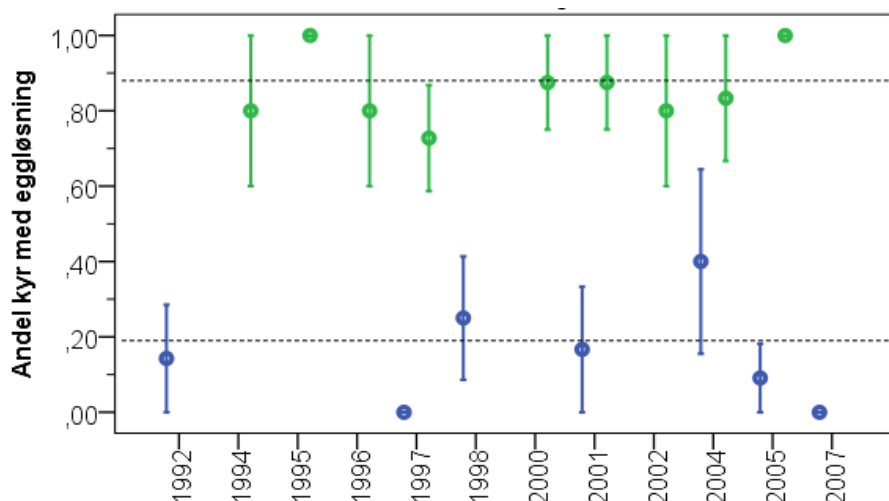
### 3.4.1.5 Utvikling i reproduksjonsrater

I overvåkingsområdet i Troms har det vært samlet inn eggstokker fra skutte elgkyr i perioden 1991-2007 (samt noen få i 2008). Totalt ble det samlet inn intakte eggstokker fra 1310 dyr, noe som utgjør omkring 60 % av alle eldre kyr med data i perioden.



Figur 3.4.1.11. Andel skutte kyr som har produsert kalv (1 SE) i overvåkingsområdet i Troms, fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 2 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

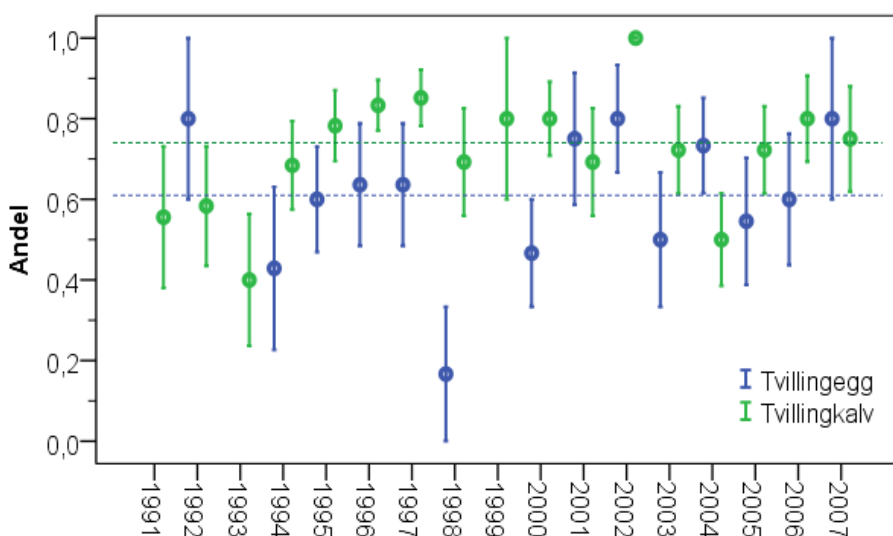
Eggstokkanalysene antyder at elgen i Troms er svært fruktbar. Nesten alle kyr i de eldste aldersgruppene (5-12 år) produserer kalv og i tillegg finner vi at omkring 20 % av 2 år gamle kyr har produsert kalv det året de ble skutt (Fig. 3.4.1.11). Mye av det samme mønsteret vises for andelen kyr med eggsløsning, men med noe lavere rater for de eldste kyrne (Fig. 3.4.1.12). Det siste tror vi mest skyldes at enkelte kyr har eggsløsning etter antatt brunstslutt 15. oktober.



Figur 3.4.1.12. Andel kyr skutt etter brunsten i Troms som har hatt egg-løsning (1 SE), fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 1 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

I løpet av overvåkingsperioden har det vært relativt liten variasjon i andelen kalveproduserende kyr med unntak for siste halvdel av 1990-tallet da andelen yngre kyr som produserte kalv var lav (Fig. 3.4.1.11). Dette samsvarer med en reduksjon i slaktevekter for åringsskyr i samme perioden og skyldes sannsynligvis at en lavere andel åringsskyr fikk egg-løsning. Ingen tilsvarende nedgang er å spore i andelen åringsskyr med egg-løsning, men dette kan skyldes det lave antallet åringsskyr med data (kun åringsskyr skutt etter 15. oktober inngår).

I tillegg til høy andel kalveproduserende kyr, produserer en stor andel av kyrne i Troms tvillingkalv. I figur 3.4.1.13 viser vi andelen tvillingkalvproduserende og tvillingeggproduserende elg-kyr i den mest produktive aldersklassen (5-12 år). I gjennomsnitt produserer 60 % av kyrne tvillingegg under brunsten, mens hele 75 % av de skutte kyrne er registrert som tvillingkalvproduserende. Teoretisk sett er det å forvente at disse ratene skal være like, og det relativt stor misforholdet antyder at en eller begge ratene er feilestimert. Vi tror det er mest sannsynlig at vi overestimerer antallet tvillingkalv ettersom brune legeme (*Corpora rubra*) i eggstokkene (som antyder antall kalv produsert siste år) i enkelte tilfeller er vanskelig å skille fra pigmenterte arr som skyldes tidligere års kalveproduksjon (*Corpora albicans*).



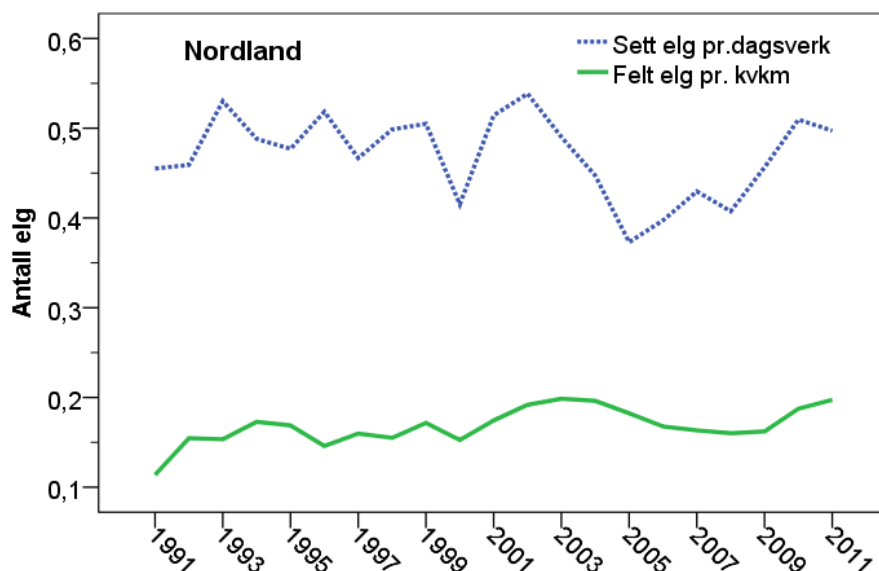
Figur 3.4.1.13. Andel 5-12 år gamle kyr skutt i overvåkingsområdet i Troms som har produsert tvillingegg eller tvillingkalv (1 SE) i inneværende år. Data kun fra ovulerende eller kalveproduserende kyr og fra år med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

Sammenlignet med de andre overvåkingsområdene antyder eggstokkanalysene at bestanden i Troms er blant de mest produktive. Dette samstemmer også med de høye tvillingratene observert under jakta. Eggstokkanalysene antyder ingen statistisk signifikant negativ eller positiv trend ( $P > 0,10$ ) i fruktbarhetsratene vist i figur 3.4.1.11 – figur 3.4.1.13.

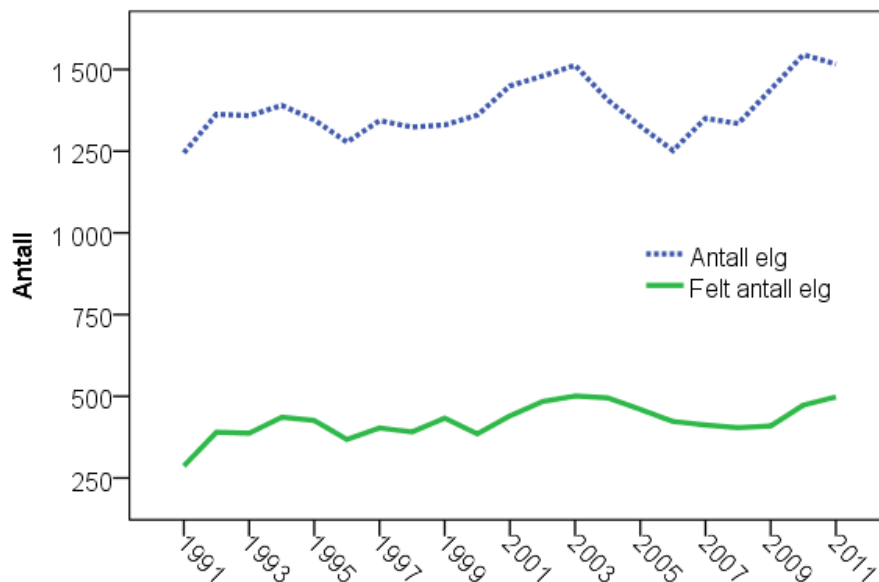
## 3.4.2 Nordland

### 3.4.2.1 Bestandsutvikling og kalvrekuttering

I overvåkingsområdet i Nordland har bestandstettheten variert relativt lite i overvåkingsperioden (1991-2011). Fra antallet elg observert og skutt er det grunn til å tro at tettheten var lavest på begynnelsen av 1990-tallet og i perioden 2005-2008 (Fig. 3.4.2.1). Det samme antydes når bestanden rekonstrueres ved bruk av årsklasseanalyse (Fig. 3.4.2.2). Siden 2005 har bestandsstørrelsen økt og mye tyder på at dagens bestandstetthet er nært sitt historiske maksimum (Solberg mfl. 2006b).



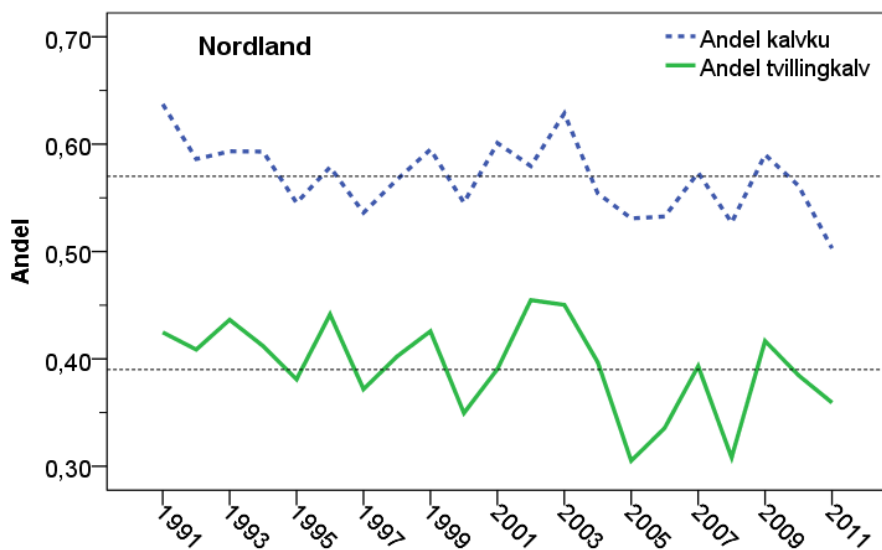
Figur 3.4.2.1. Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdagsverk i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1991-2011. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.



Figur 3.4.2.2. Rekonstruert antall elg og antall elg felt i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1991-2011.

I takt med denne utviklingen har det vært en nedgang i andelen kyr observert med kalv/kalver og andelen kalvførende kyr med tvillingkalv (Fig. 3.4.2.3). Spesielt markant er nedgangen etter 2004. En tilsvarende utvikling kan spores i slaktevektene og kan skyldes at elgen i området nå opplever økende grad av matbegrensning. Tettheten av elg i overvåkingsområdet i Nordland er likevel fortsatt lav sammenlignet med de fleste bestandene lenger sør.

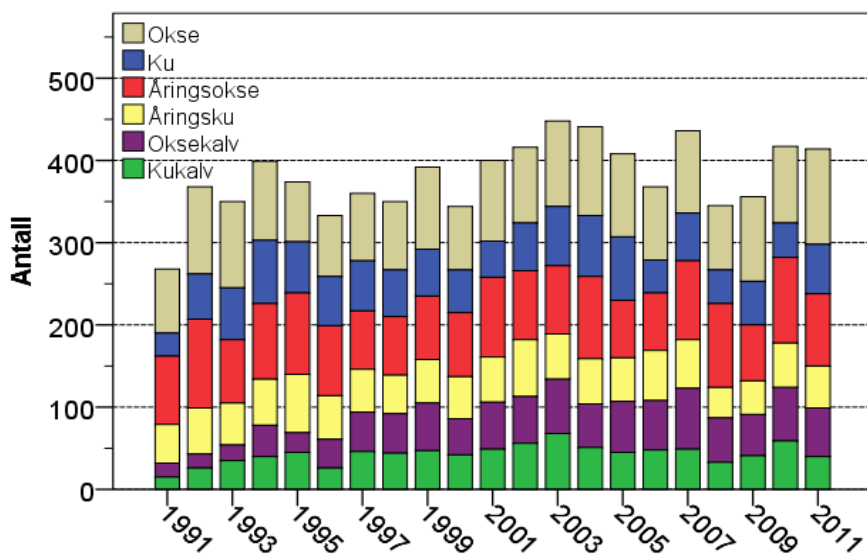




Figur 3.4.2.3. Variasjon i andel kalvku sett av alle kyr (andel kalvku) og andel kalvku med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1991-2011.

### 3.4.2.2 Dataomfang

I overvåkingsperioden 1991-2011 har det vært samlet inn og analysert data fra 7987 skutte individer i Nordland, hvorav 61 % er data fra kalv og åringsdyr. I overvåkingsperioden har vi fått inn prøver fra et relativt stabilt antall dyr hvert år (Fig. 3.4.2.4), i samsvar med utviklingen i antallet dyr felt. I Nordland ble det samlet inn prøver fra eldre dyr av begge kjønn alle år i perioden.

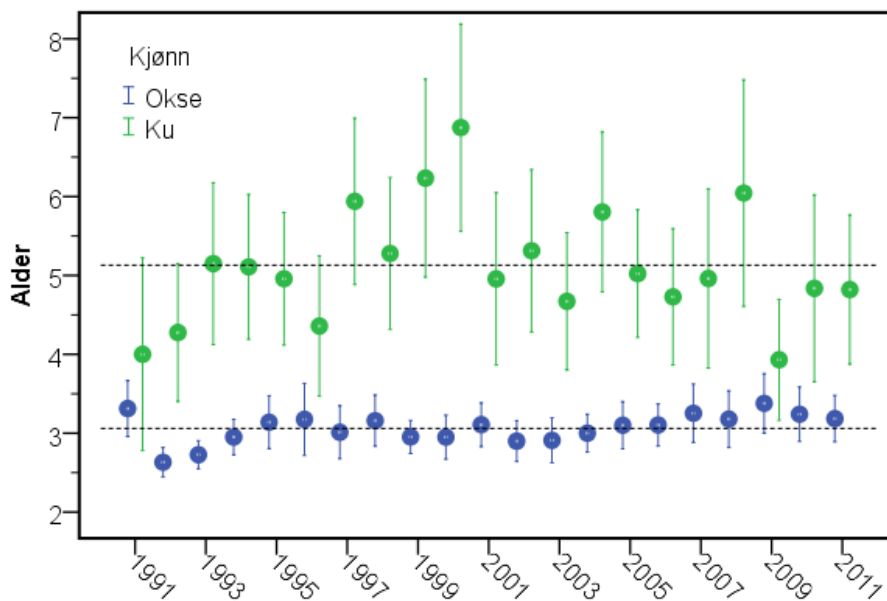


Figur 3.4.2.4. Antall individer med innsamlende data i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1991-2011, fordelt på kjønn og alderskategori.

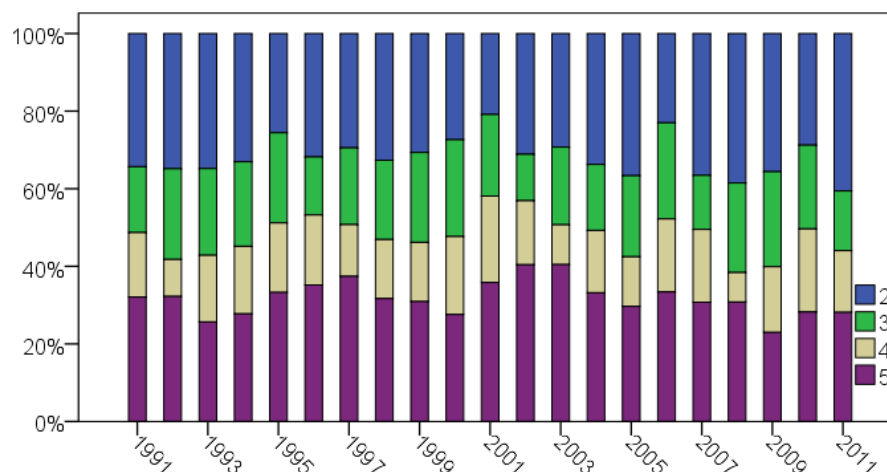
### 3.4.2.3 Aldersstruktur hos eldre dyr

Gjennomsnittsalderen blant de skutte individene har økt svakt for både okser og kyr i studieperioden, hovedsakelig i de første åra (Fig. 3.4.2.5). For kyrne er det også antydning til en nedgang i gjennomsnittsalder etter at bestandstoppen ble nådd ved tusenårsskiftet. Den samme utviklingen kan spores i den rekonstruerte bestanden (Fig. 3.4.2.6). Den økende gjennomsnittsalderen for skutte okser er et generelt fenomen i alle overvåkingsområdene og skyldes sannsynligvis redusert jakttrykk på okser i forhold til kyr. Av samme grunn har vi siden midten av 1990-tallet observert en økende andel okser i de fleste norske elgbestander (Vedlegg 7.3).





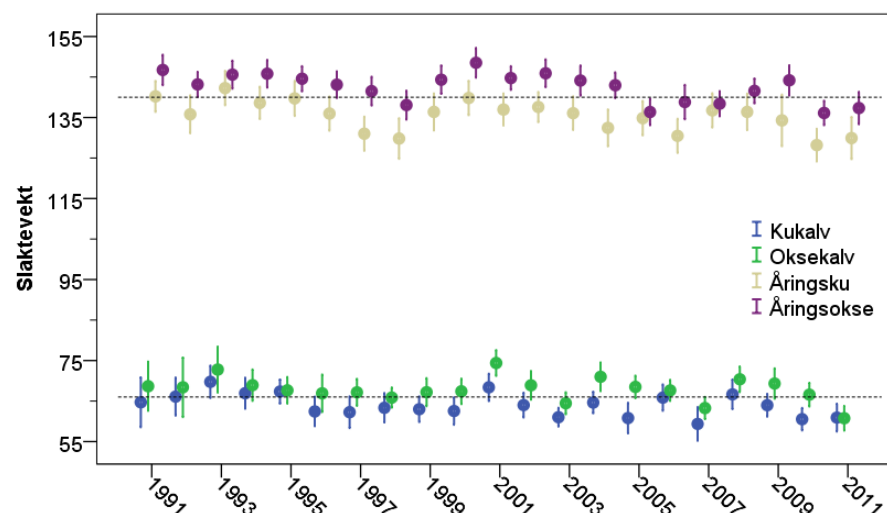
Figur 3.4.2.5. Gjenomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1991-2011. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser (3,06) og kyr (5,13) i hele perioden.



Figur 3.4.2.6. Estimert andel elgkyr 2 år og eldre i ulike aldersgrupper i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1991-2011. Aldersgruppen 5+ (nederst) antyder kyr som er 5 år eller eldre.

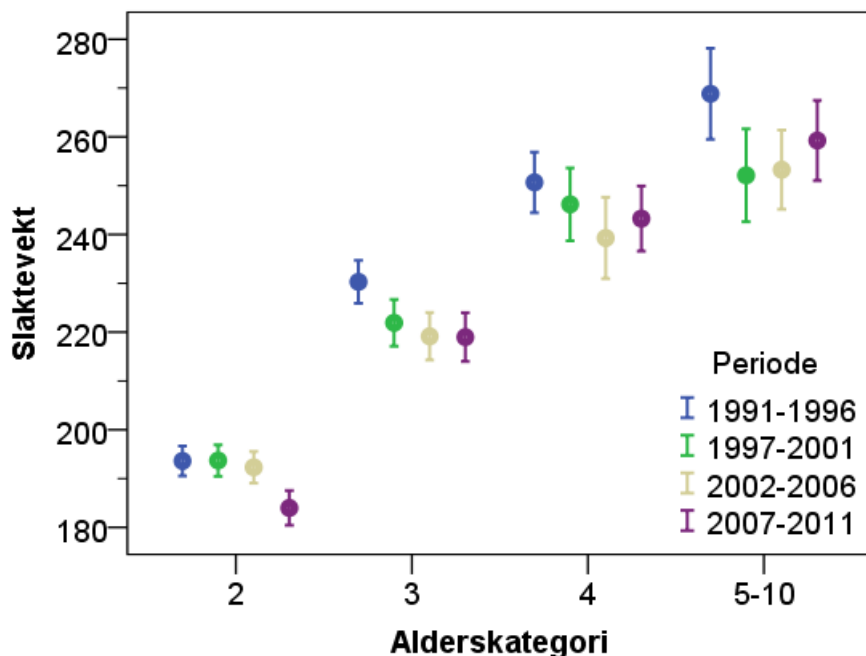
### 3.4.2.4 Variasjon i slaktevekt

Slaktevektene i Nordland er relativt høye (Fig. 3.4.2.7). I gjennomsnitt veier en kalv 66 kg og en åring 140 kg, noe som er lavere enn i Troms og Hedmark, men høyere enn i de andre overvåkingsområdene.



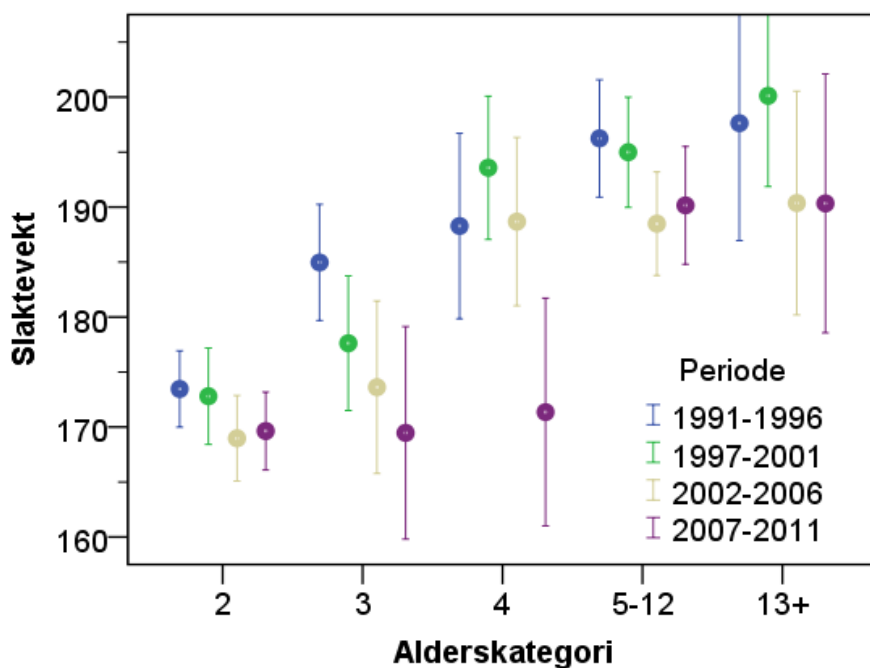
Figur 3.4.2.7. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åring fordelt på kjønn, i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig slaktevekt for henholdsvis kalv (66 kg) og åring (140 kg) for hele perioden.

I løpet av perioden var det en nedgang i slaktevektene i begge aldersklasser (Fig. 3.4.2.7). Slaktevektene for kalv sank med i gjennomsnitt 0,21 kg pr. år, mens åringsvektene sank med 0,36 kg pr år. Samlet sett betyr dette at kalv og åringsdyr er henholdsvis 7 % og 5 % lettere i slutten enn i starten av overvåkingsperioden 1991-2011.



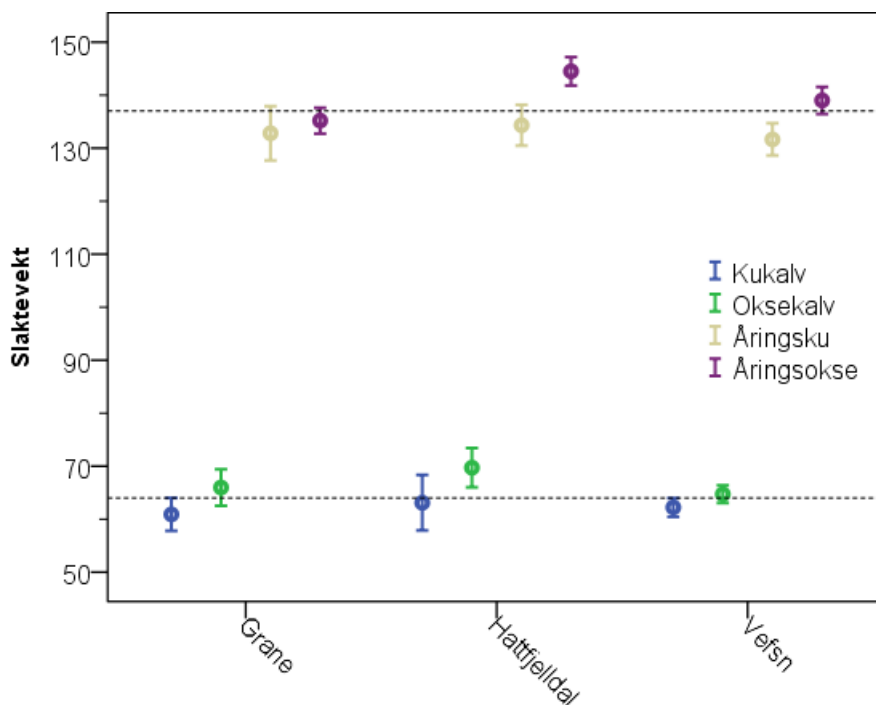
Figur 3.4.2.8. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre okser i overvåkingsområdet i Nordland, fordelt på 4 perioder.

I likhet med kalv og åring har det vært en nedgang i slaktevektene for eldre okser (Fig. 3.4.2.8) og kyr (Fig. 3.4.2.9) i overvåkingsperioden, når vi samtidig kontrollerte for alder. I gjennomsnitt sank både oksevektene og kuvektene med 0,55 kg pr år, hvilket utgjør en nedgang på henholdsvis 5 % og 6 % i perioden 1991-2011. Nedgangen var noe større i starten av perioden enn i slutten av perioden.



Figur 3.4.2.9. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre kyr i overvåkingsområdet i Nordland, fordelt på 4 perioder.

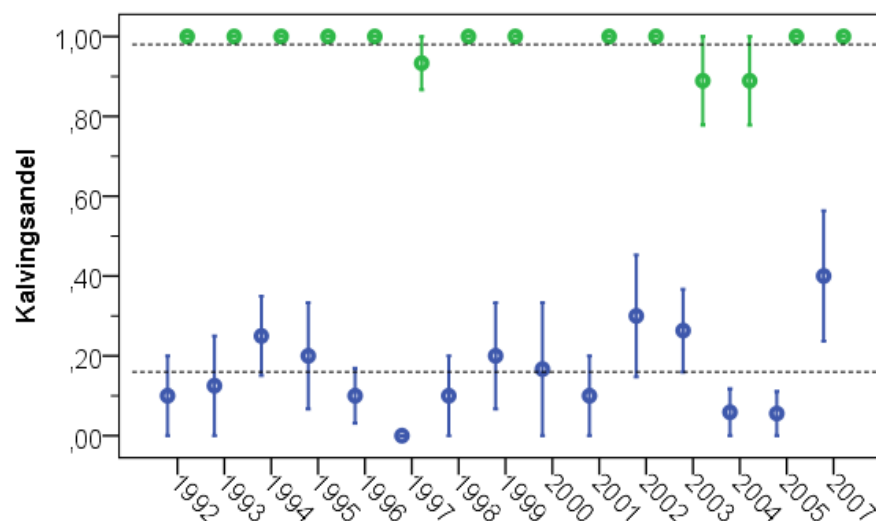
Slaktevektene varierer lite mellom de enkelte kommunene i overvåkingsområdet i Nordland (Fig. 3.4.2.10). Det er likevel en tendens til at vektene er høyere i Hattfjelldal enn i Grane og Vefsn.



Figur 3.4.2.10. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åringsdyr i perioden 2007-2011, fordelt på kjønn og overvåkingskommune. Stiplede linjer antyder gjenomsnittsvekt for kalv og åringsdyr i hele regionen.

### 3.4.2.5 Utvikling i reproduksjonsrater

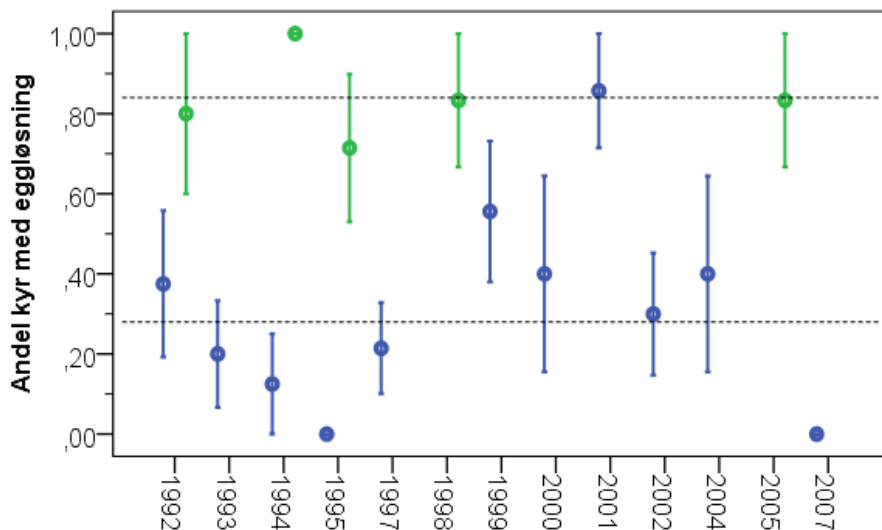
I overvåkingsområdet i Nordland har det vært samlet inn eggstokker fra skutte elgkyr i perioden 1991-2007, med unntak for 2006. Totalt mottok vi intakte eggstokker fra 869 kyr, noe som utgjør omkring 50 % av alle eldre kyr med data i perioden.



Figur 3.4.2.11. Andel skutte kyr som har produsert kalv (1 SE) i overvåkingsområdet i Nordland fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 2 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjenomsnittet for hele perioden

Eggstokkanalysene antyder at elgen i Nordland er svært fruktbar. Tilnærmet alle eldre elgkyr viser spor av kalveproduksjon og nesten 20 % av de yngste kyrne (2 åringer) viser det samme (Fig. 3.4.2.11). I tillegg finner vi at over 60 % av de eldste dyrene produserer tvillingegg (Fig. 3.4.2.13). Enda høyere rater er antydnet for andelen kyr som har produsert tvillingkalv, men dette er sannsynligvis et overestimert (se kap. 3.4.1.5). Av overvåkingsregionene finner vi tilsvarende høye fruktbarhetsrater kun i Troms og Nord-Trøndelag. De høye tvillingratene samsvarer

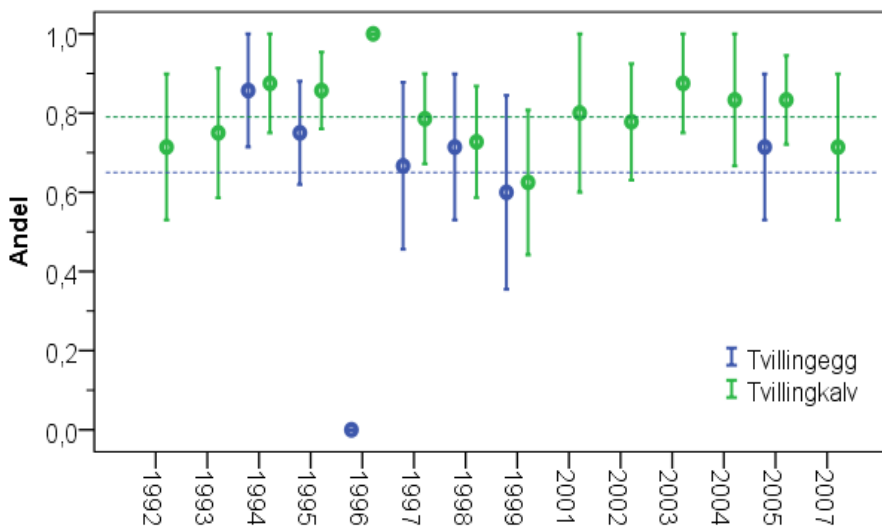
også med de høye tvillingratene registrert av jegerne i sett elg-materialet i overvåkingsområdet i Nordland (Fig. 3.4.2.3).



Figur 3.4.2.12. Andel kyr skutt etter brunsten i Nordland som har hatt egg-løsning (1 SE), fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 1 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

Hos elgen er alder for kjønnsmodning avhengig av kroppsveksten tidlig i livet og tilsvarende er det et positivt forhold mellom kroppsvekt og sannsynligheten for å ovulere tvillingegg (Sand 1996). Vi kan derfor forvente at en vektnedgang vil medføre at færre kyr produserer kalv og at færre kalveproduserende kyr produserer tvillingkalv over tid.

Til tross for nedgangen i slaktevekter for eldre kyr finner vi så langt ingen tilsvarende nedgang i andelen kyr med egg-løsning (Fig. 3.4.2.12,  $P > 0,10$ ) eller spor av kalveproduksjon (Fig. 3.4.2.11,  $P > 0,10$ ), eller i andelen tvillingproduserende kyr (Fig. 3.4.2.13,  $P > 0,05$ ). Dette kan skyldes at vektnedgangen er for lav til å avstedkomme en registrerbar nedgang. Fordi det felles relativt få kviger og eldre kyr i Nordland er datautvalget også lavt og estimatene usikre. I tillegg er slutten av brunsten relativt sen i Nordland med den følge at få kyr skutt etter brunsten inngår i materialet.

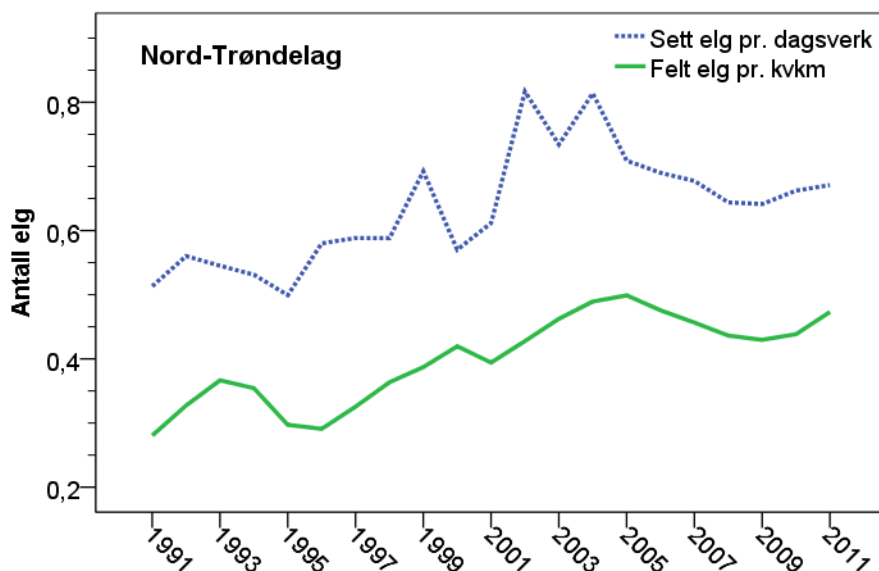


Figur 3.4.2.13. Andel 5-12 år gamle kyr skutt i overvåkingsområdet i Nordland som har produsert tvillingegg eller tvillingkalv (1 SE) i inneværende år. Data kun fra ovulerende eller kalveproduserende kyr og fra år med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

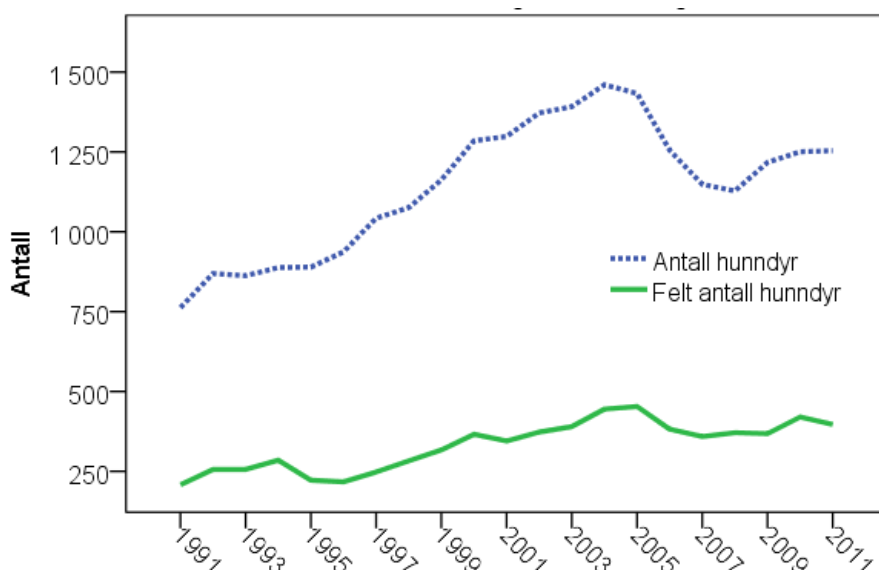
### 3.4.3 Nord-Trøndelag

#### 3.4.3.1 Bestandsutvikling og kalveproduksjon

Bestandstettheten i overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag har variert mye i overvåkingsperioden, 1991-2011 (Fig. 3.4.3.1). I følge jegerobservasjonene økte bestanden gjennom store deler av 1990-tallet, før den kulminerte i 2004. Det samme mønsteret avspeiles i det rekonstruerte hunnsegmentet i bestanden (Fig. 3.4.3.2). Siden er bestanden noe redusert. I siste overvåkingsperioden har avskytingen vært omkring 0,45 elg pr. km<sup>2</sup>, noe som er høyt for dagens norske bestander (Vedlegg 7.1).

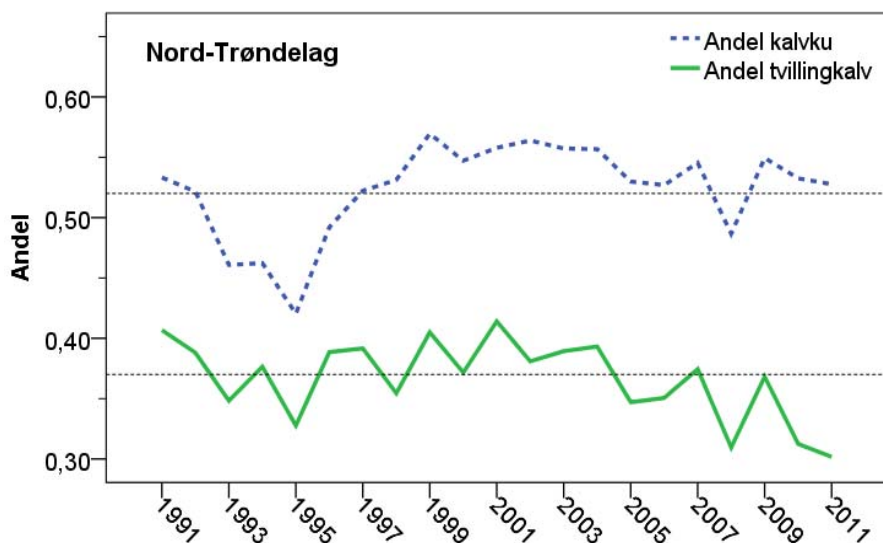


Figur 3.4.3.1. Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdagsverk i overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag i perioden 1991-2011. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.



Figur 3.4.3.2. Rekonstruert antall hunndyr og antall hunndyr felt i overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag i perioden 1991-2011.

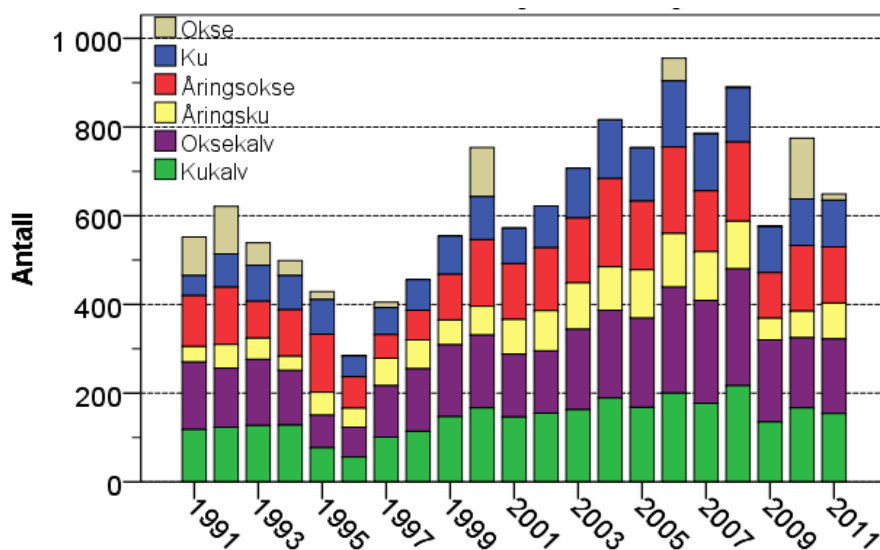
I etterkant av bestandsøkningen har det vært en nedgang i den observerte tvillingraten. En tilsvarende nedgang kan spores i slaktevektene og kan skyldes økende grad av matbegrensning (se under). Også i først halvdel av 1990-tallet var det lave rekrutteringsindekser, og særlig lav var andelen kyr med kalv. I samme perioden var det svært skjeve kjønnsrater i begge Trøndelagstykene (Vedlegg 7.3), og svikten i kalverekruttering kan følgelig ha vært et resultat av manglende bedekningskapasitet (Solberg mfl. 2006b).



Figur 3.4.3.3. Variasjon i andel kalvkyr sett av alle kyr (andel kalvkyr) og andel kalvkyr med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag i perioden 1991-2011.

### 3.4.3.2 Dataomfang

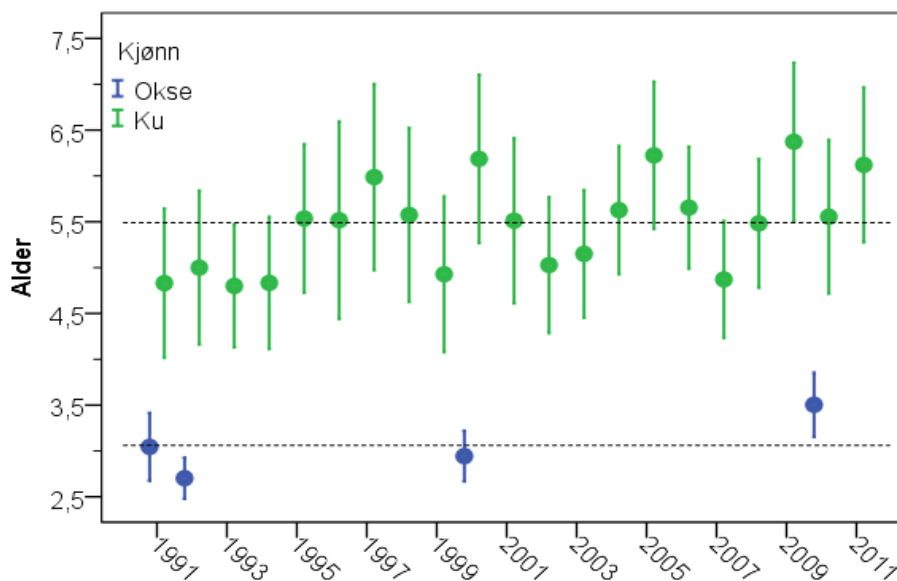
I Nord-Trøndelag har det vært samlet inn og analysert data fra 13197 skutte individer i overvåkingsperioden 1991-2011, hvorav 80 % er data fra kalv og åringsdyr. Antallet prøver har stort sett fulgt utviklingen i bestandsstørrelsen, men med noe lavere innleveringsfrekvens de siste åra. Det har vært samlet inn data fra eldre kyr i hele perioden, mens ordinær innsamling av prøver fra eldre okser kun ble gjennomført i 1991, 1992, 2000 og 2010.



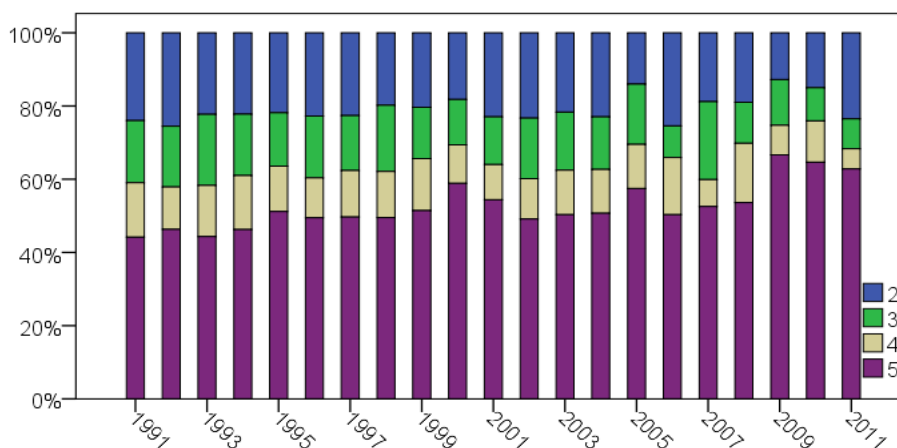
Figur 3.4.3.4. Antall individer med innsamlede data i overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag i perioden 1991-2011, fordelt på kjønn og alderskategori.

### 3.4.3.3 Aldersstruktur hos eldre dyr

I Nord-Trøndelag har det vært en økning i gjennomsnittsalderen blant skutte okser og kyr i overvåkingsperioden (Fig. 3.4.3.5). For kyrne var det størst økning i første delen av perioden. Det samme mønsteret kan også spores i det rekonstruerte hunnsegmentet i bestanden (Fig. 3.4.3.6), noe som vitner om at aldersøkningen i jaktuttaket ikke kun skyldes jaktseleksjon. Økningen i gjennomsnittsalder kan skyldes lavere jakttrykk generelt, noe som også ligger til grunn for bestandsøkningen i første delen av perioden.



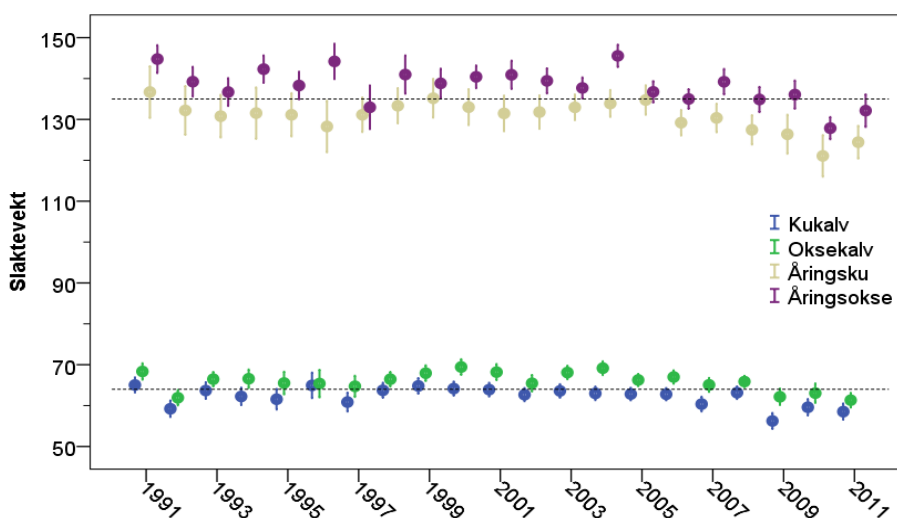
Figur 3.4.3.5. Gjenomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr i overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag i perioden 1991-2011. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser (3,06) og kyr (5,49) i hele perioden.



Figur 3.4.3.6. Estimert andel elgkyr 2 år og eldre i ulike aldersgrupper i overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag i perioden 1991-2011. Aldersgruppen 5+ (nederst) antyder kyr som er 5 år eller eldre.

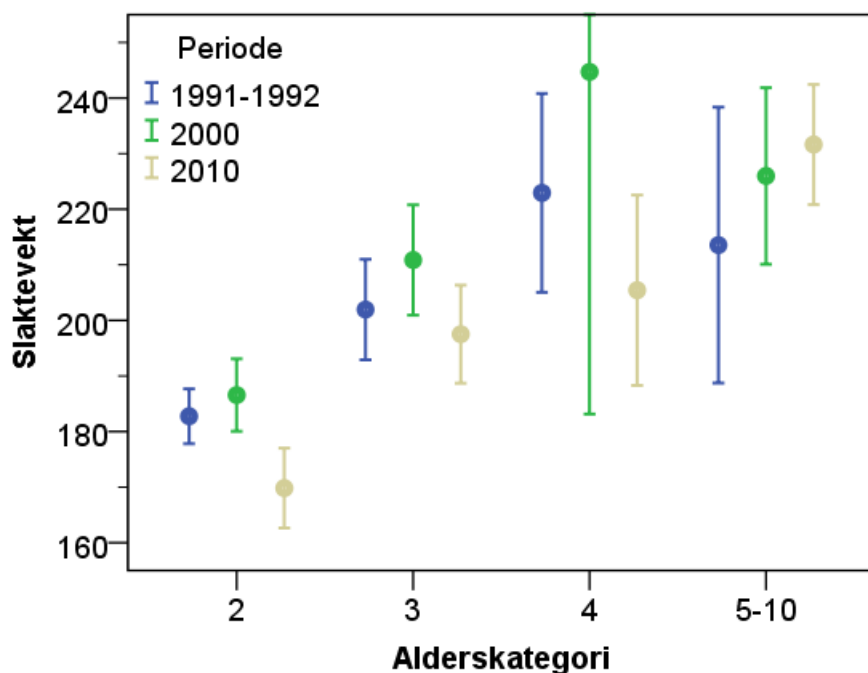
### 3.4.3.4 Variasjon i slaktevekt

Elgen i Nord-Trøndelag har relativt høye slaktevekt, men som i de fleste andre områdene viser vektene en synkende trend i overvåkingsperioden (Fig. 3.4.3.7). Særlig markant har nedgangen vært på 2000-tallet. Fordelt pr. år var nedgangen 0,13 kg og 0,48 kg for henholdsvis kalv og åring, hvilket tilsier en samlet nedgang på henholdsvis 4 % og 7 % i hele perioden.



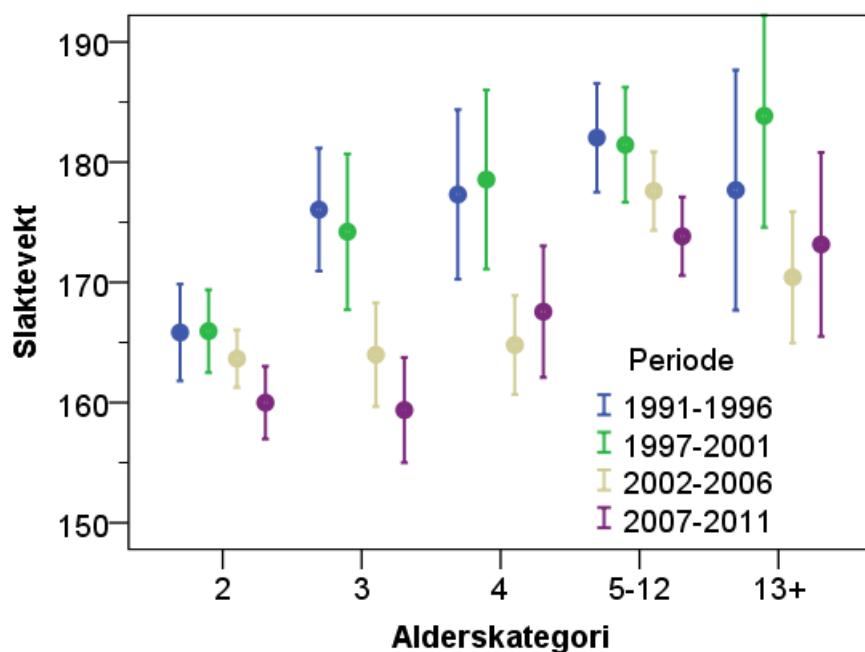
Figur 3.4.3.7. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åring fordelt på kjønn, i overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig slaktevekt for henholdsvis kalv (64 kg) og åring (136 kg) for hele perioden.





Figur 3.4.3.8. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre okser i overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag, fordelt på 3 perioder.

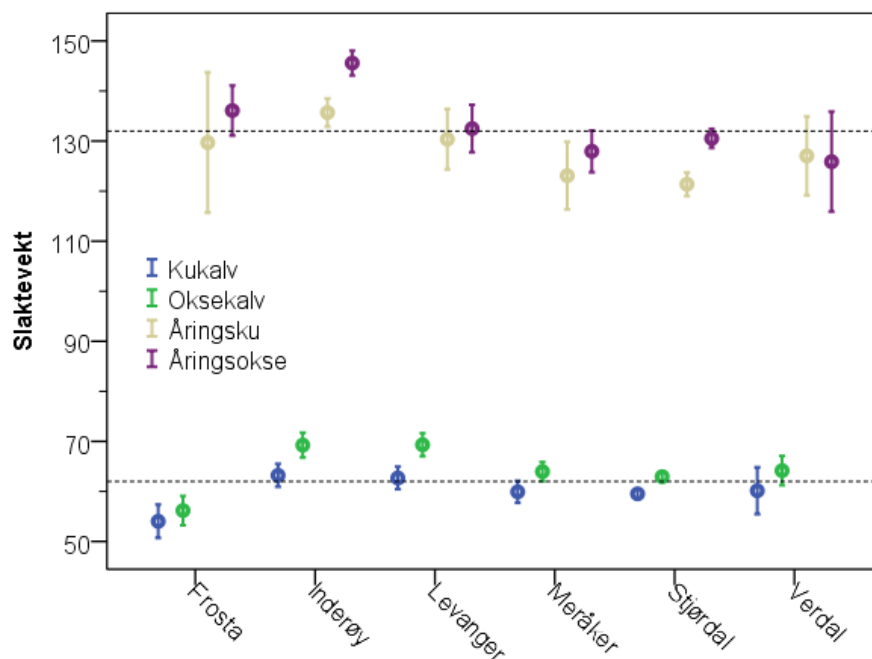
For eldre okser sank slaktevektene med i gjennomsnitt 0,33 kg i året eller 4 % i perioden 1991-2010. Tilsvarende fant vi at kuvektene sank med 0,66 kg pr. år, eller 7 % i perioden 1991-2011. For begge kjønn var nedgangen spesielt stor etter tusenårsskiftet (Fig. 3.4.3.8, Fig. 3.4.3.9).



Figur 3.4.3.9. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre kyr i overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag, fordelt på 4 perioder.

I overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag er det relativt stor variasjon i slaktevekter mellom delområder (Fig. 3.4.3.10). Spesielt tung er elgen i Inderøy, mens elgen i Meråker, Stjørdal og Verdal er lettere enn gjennomsnittet.

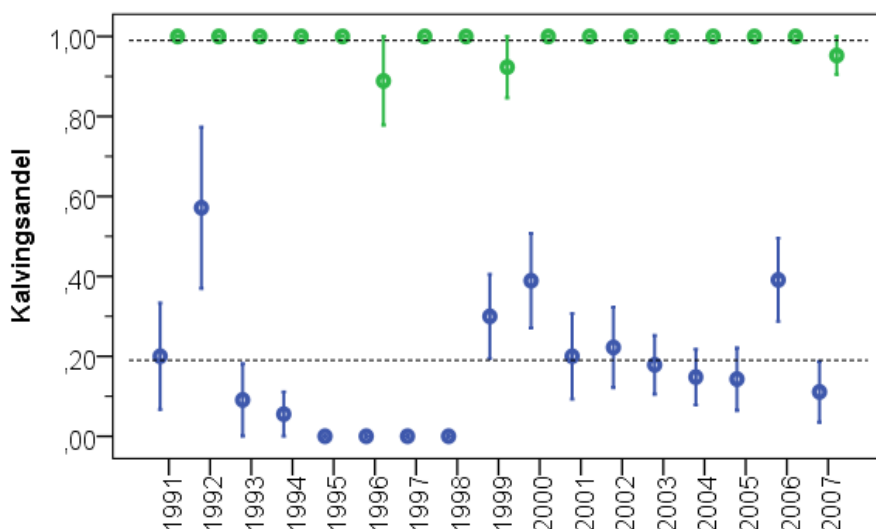




Figur 3.4.3.10. Gjennomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åringsdyr i perioden 2007-2011, fordelt på kjønn og overvåkingskommune. Stiplede linjer antyder gjennomsnittsvekt for kalv og åringsdyr i hele regionen.

### 3.4.3.5 Utvikling i reproduksjonsrater

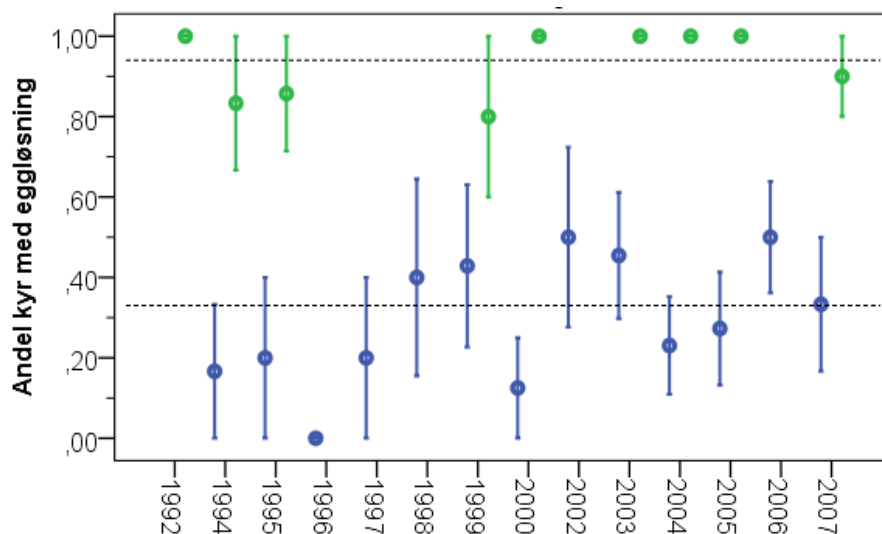
I overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag har det vært samlet inn eggstokker fra skutte elgkyr i perioden 1991-2007. Totalt mottok vi intakte eggstokker fra 1467 kyr, eller fra snau 50 % av alle eldre kyr med data i perioden.



Figur 3.4.3.11. Andel skutte kyr som har produsert kalv (1 SE) i overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 2 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

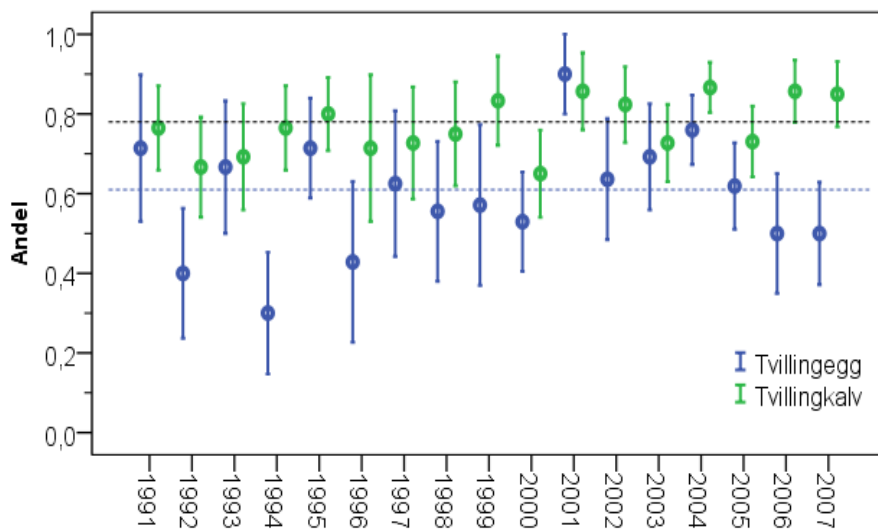
I likhet med områdene lenger nord så er reproduksjonsratene høye i Nord-Trøndelag. Nesten alle skutte eldre elgkyr har spor av kalveproduksjon fra inneværende år, mens omkring 20 % av 2-års gamle kyr har det samme (Fig. 3.4.3.11). Det siste kan muligens være et underestimert ettersom mer enn 30 % av åringskyrne faktisk har eggsløsning (Fig. 3.4.3.12) og således kunne ha produsert kalv året etter. Dette avviket mellom andelen toåring med kalv og andelen åring med eggsløsning kan skyldes at jegerne hovedsakelig feller kyr uten kalv med den følge at reproduserende 2 år gamle kyr har lavere sannsynlighet for å inngå i datautvalget.

Også tvillingratene i Nord-Trøndelag er høye (Fig. 3.4.3.13), på samme nivå som i regionene lenger nord.



Figur 3.4.3.12. Andel kyr skutt etter brunsten i Nord-Trøndelag som har hatt eggløsning (1 SE), fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 1 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

I løpet av perioden finner vi ingen signifikant trend i andelen kyr med spor av kalveproduksjon eller eggløsning ( $P > 0,10$ ) når vi samtidig kontrollerer for alder. Vi finner imidlertid en påfallende lav andel 2 år gamle kyr som produserer kalv på 1990-tallet (Fig. 3.4.3.11). Dette stemmer overens med de lave rekrutteringsratene observert (Fig. 3.4.3.3) og er sannsynligvis et produkt av lav okseandel (Vedlegg 7.3), og begrenset bedekningskapasitet, i samme perioden.



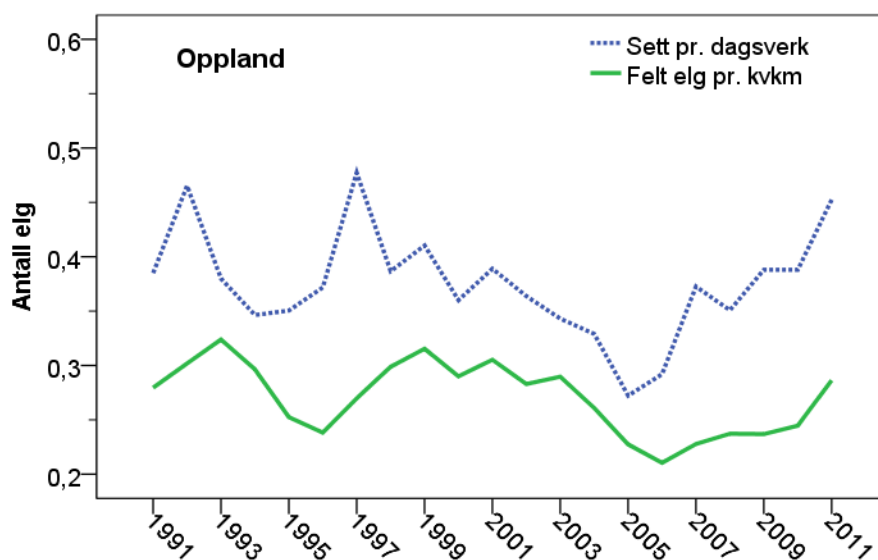
Figur 3.4.3.13. Andel 5-12 år gamle kyr skutt i overvåkningsområdet i Nord-Trøndelag som har produsert tvillingegg eller tvillingkalv (1 SE) i innværende år. Data kun fra ovulerende eller kalveproduserende kyr og fra år med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

Når det gjelder produksjonen av tvillingkalv fant vi en viss støtte for at denne har økt i perioden (Fig. 3.4.3.13,  $P < 0,05$ ), mens ingen tilsvarende trend ble funnet for andelen kyr som produserer tvillingegg.

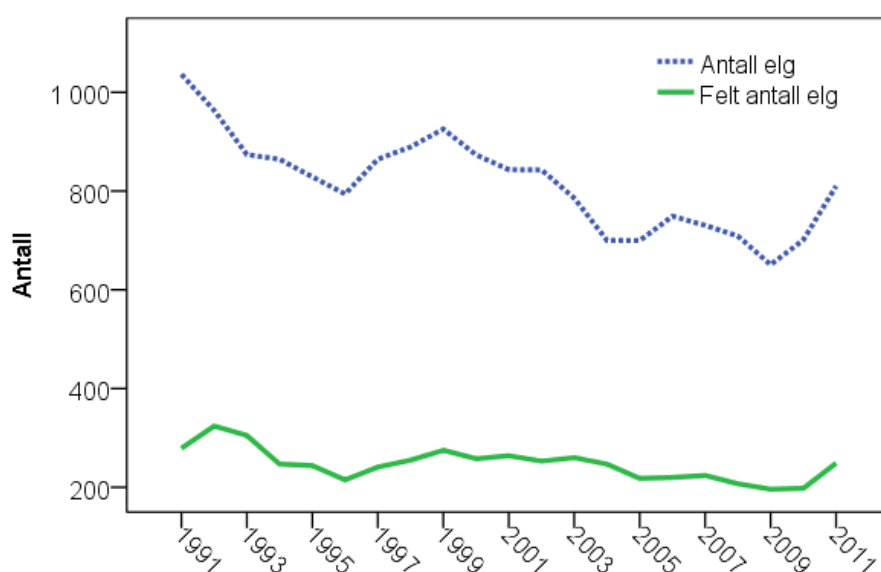
### 3.4.4 Oppland

#### 3.4.4.1 Bestandsutvikling og kalveproduksjon

I overvåkingsområdet i Oppland har bestandstettheten variert relativt moderat i perioden 1991-2011. Tettheten var høyest på starten av 1990-tallet, men har siden falt noe. I siste overvåkingsperioden (2007-2011) var jaktuttaket omkring 15 % lavere enn i første halvdel av 1990-tallet. Hovedmønsteret fra sett elg kan også spores i den rekonstruerte bestanden i Gausdal kommune, den største elgjakkkommunen i overvåkingsregionen (Fig. 3.4.4.2).



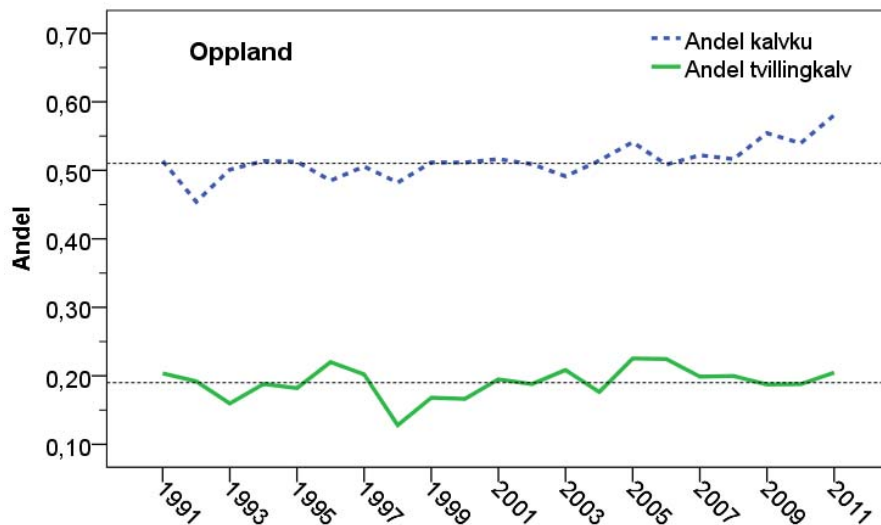
Figur 3.4.4.1. Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdagsverk i overvåkingsområdet i Oppland i perioden 1991-2011. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.



Figur 3.4.4.2. Rekonstruert antall elg og antall elg felt i Gausdal kommune i Oppland i perioden 1991-2011.

Til forskjell fra de andre områdene har det ikke vært noen nedgang i rekrutteringsindeksene i overvåkingsområdet i Oppland. Faktisk har det heller en svak økning i andelen kyr observert med kalv/kalver, særlig i den siste delen av perioden (Fig. 3.4.4.3). Hvorvidt dette skyldes en underliggende økning i kalveproduksjonen i bestanden er mer usikkert ettersom denne indeksen også er sårbar for endringer i kalveavskytingen.

De observerte tvillingratene er relativt lave og viser ingen trend over tid. De lave tvillingratene er i samsvar med at de mest produktive aldersklassene av kyr i Oppland har lave vekter og ovulerer få tvillingegg (se under).

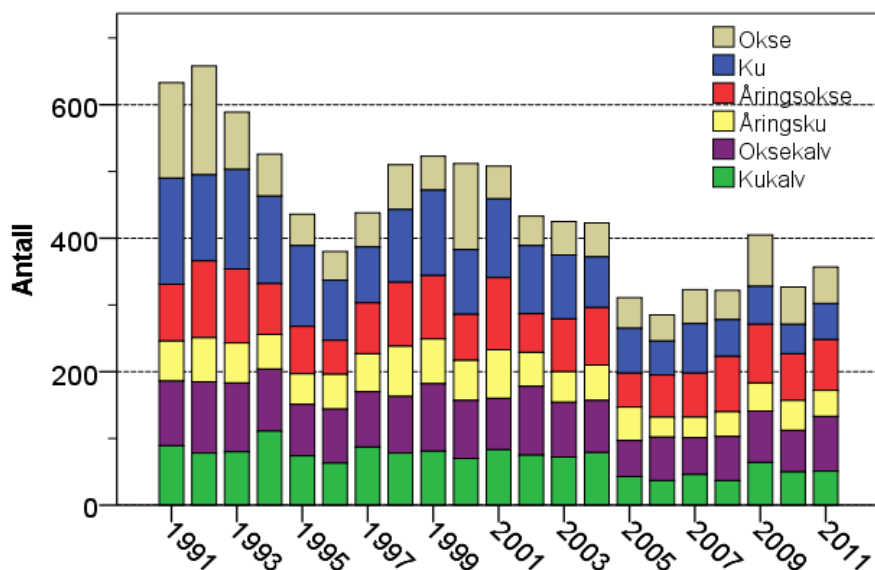


Figur 3.4.4.3. Variasjon i andel kalvkyr sett av alle kyr (andel kalvkyr) og andel kalvkyr med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i overvåkingsområdet i Oppland i perioden 1991-2011.

### 3.4.4.2 Dataomfang

I overvåkingsområdet i Oppland har det vært samlet inn og analysert data fra 9324 skutte individer i perioden 1991-2011, hvorav 63 % er data fra kalv og åringsdyr. I regionen har det vært nesten en halvering i antallet prøver innsendt i løpet av overvåkingsperioden. Nedgangen er kraftigere enn nedgangen i antallet elg felt, hvilket tilsier at vi får inn prøver fra en lavere andel elg nå enn tidligere.

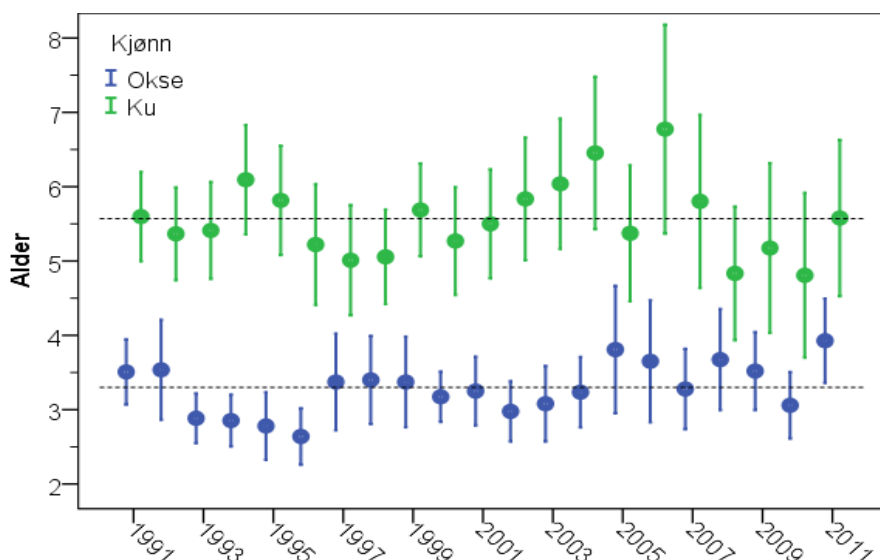
I Oppland ble det samlet inn prøver fra eldre kyr i alle år i perioden, mens ordinær innsamling av data fra eldre okser kun ble gjennomført i 1991, 1992, 2000 og 2009. Et unntak er Gausdal kommune som for egen regning har samlet inn og fått analysert data fra eldre okser hvert år i perioden.



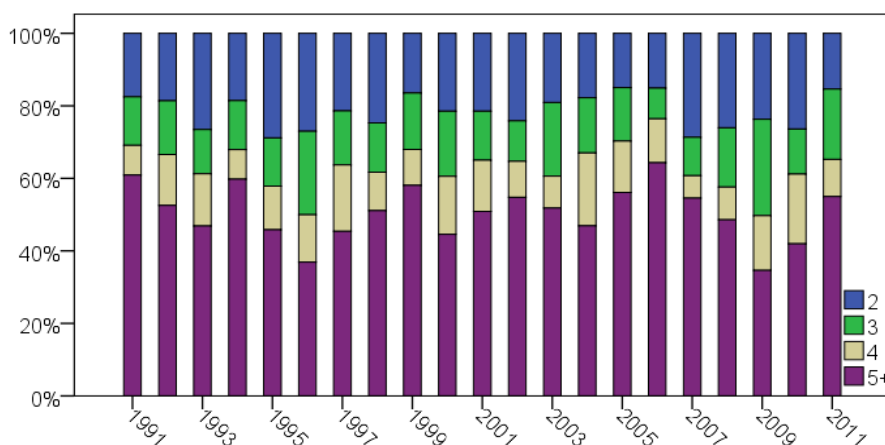
Figur 3.4.4.4. Antall individer med innsamlede data i overvåkingsområdet i Oppland i perioden 1991-2011, fordelt på kjønn og alderskategori.

### 3.4.4.3 Aldersstruktur hos eldre dyr

Gjennomsnittsalderen for skutte eldre dyr har variert relativt lite i Oppland og viser ingen sterke trender over tid. Det er imidlertid en svak tendens til at oksevektene har økt noe, i samsvar med at okseandelen i bestandene i Oppland har økt i perioden 1991-2011. Det samme mønstret som i avskytingen er også gjenspeilet i aldersstrukturen til kyrne i den rekonstruerte bestanden i Gausdal.



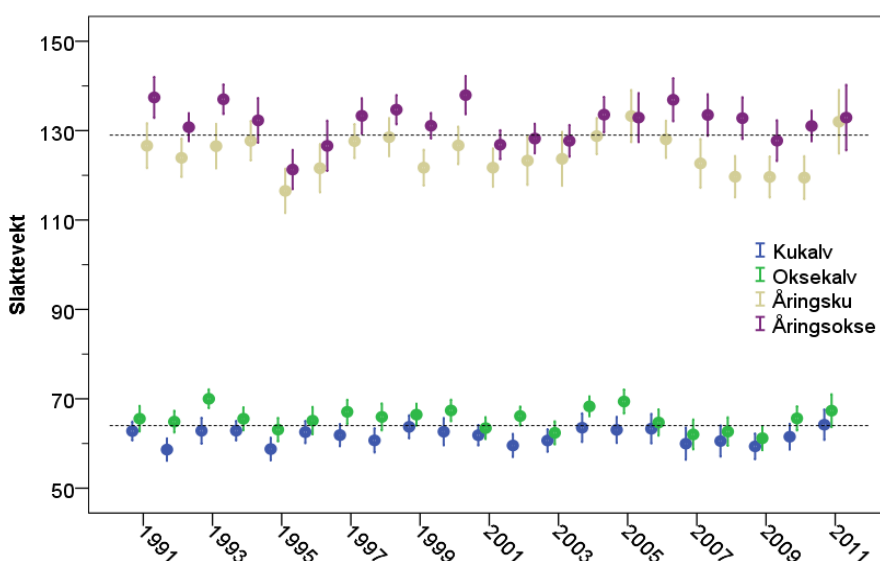
Figur 3.4.4.5. Gjenomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr i overvåkingsområdet i Oppland i perioden 1991-2011. Oksealder er kun fra Gausdal kommune. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser (3,30) og kyr (5,57) i hele perioden.



Figur 3.4.4.6. Estimert andel elgkyr 2 år og eldre i ulike aldersgrupper i Gausdal kommune i Oppland i perioden 1991-2011. Aldersgruppen 5+ (nederst) er kyr som er 5 år eller eldre.

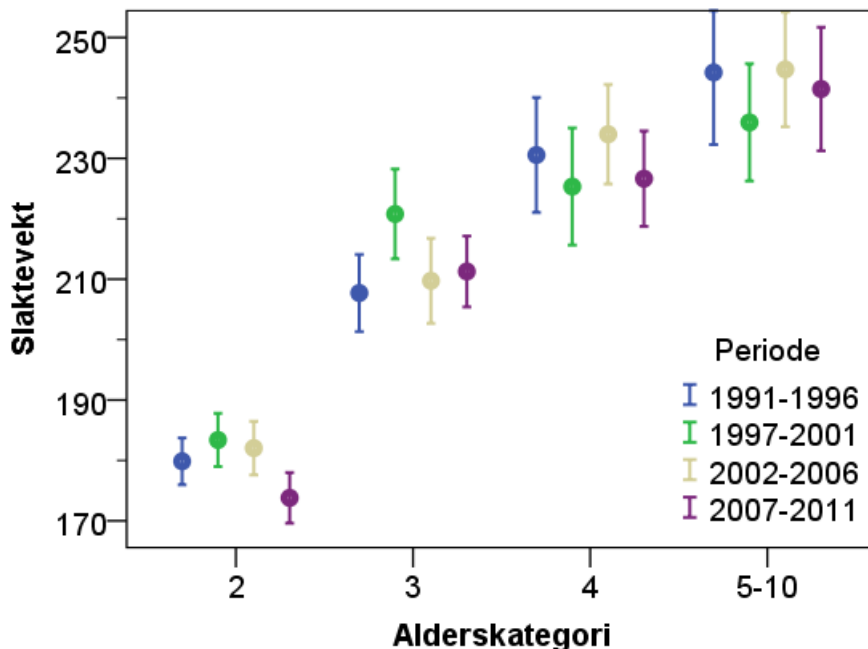
#### 3.4.4.4 Variasjon i slaktevekt

Slaktevektene i Oppland er relativt moderate sammenlignet med andre områder. Kalver og åringer veier henholdsvis 64 og 129 kg i gjennomsnitt, noe som er lavere enn i Hedmark og i områdene lenger nord, men høyere i Vestfold/Telemark og i Vest-Agder. Til forskjell fra disse områdene finner vi heller ingen negativ trend i perioden 1991-2011 ( $P > 0,10$ ).

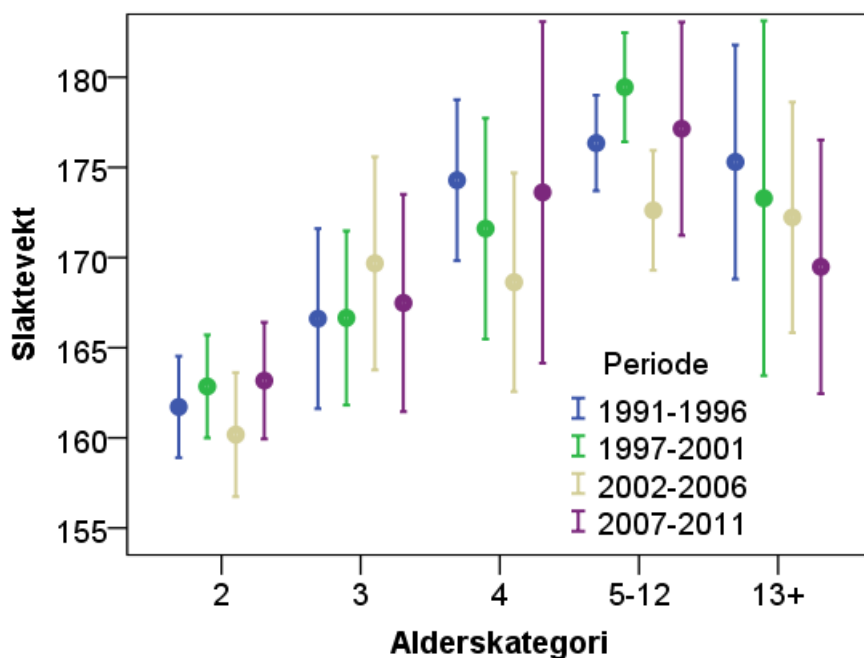


Figur 3.4.4.7. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åring fordelt på kjønn, i overvåkingsområdet i Oppland i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig slaktevekt for henholdsvis kalv (64 kg) og åring (129 kg) for hele perioden.

I likhet med yngre dyr er det ingen statistisk sikker nedgang i slaktevektene for eldre okser ( $P = 0,18$ , Fig. 3.4.4.8) eller eldre kyr ( $P = 0,58$ , Fig. 3.4.4.9). For oksene er denne analysen gjennomført kun i Gausdal kommune, hvor data har vært samlet inn i hele perioden. Det er likevel en tendens til at yngre okser har falt noe i vekt i perioden (Fig. 3.4.4.8).

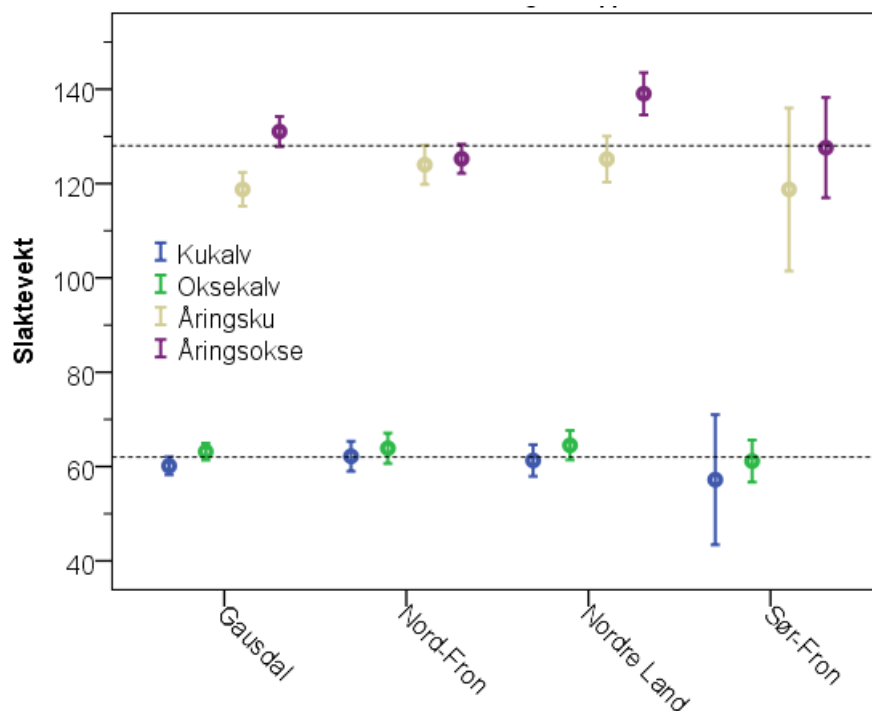


Figur 3.4.4.8. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre okser i Gausdal kommune i overvåkingsområdet i Oppland, fordelt på 4 perioder.



Figur 3.4.4.9. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre kyr i overvåkingsområdet i Oppland, fordelt på 4 perioder.

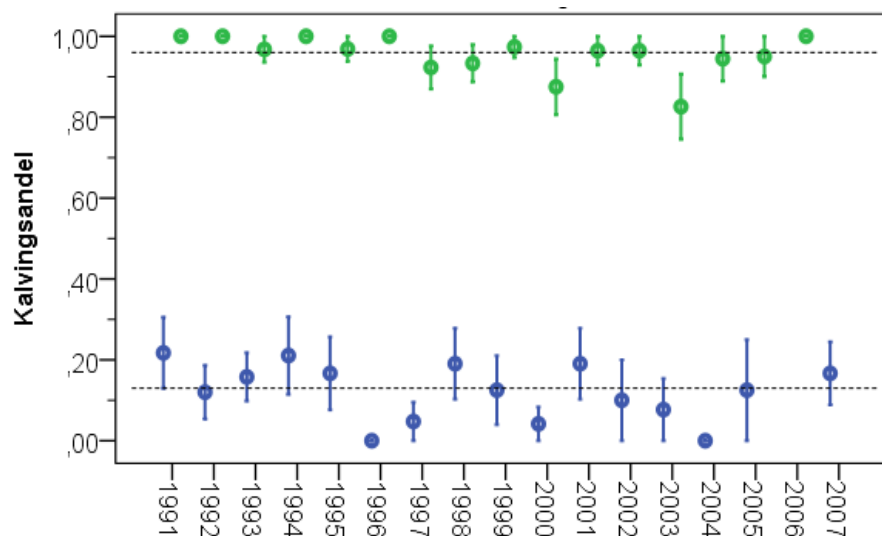
I overvåkingsområdet i Oppland er det relativt små forskjeller i kalvevekt mellom kommuner, men noe større variasjon i vektene for åringdyr. Det er også en tendens til at åringsoxer og åringstyr vokser noe forskjellig i de ulike kommunene. De største åringdyrene finner vi i Nordre Land kommune.



Figur 3.4.4.10. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åringsdyr i perioden 2007-2011, fordelt på kjønn og overvåkingskommune. Data fra Lillehammer inngår i Nordre Land. Stiplede linjer antyder gjennomsnittsvekt for kalv og åringsdyr i hele regionen.

#### 3.4.4.5 Utvikling i reproduksjonsrater

I overvåkingsområdet i Oppland har det vært samlet inn eggstokker fra skutte elgkyr i perioden 1991-2007. Totalt mottok vi intakte eggstokker fra 1591 kyr, noe som utgjør drøye 50 % av alle kyr med data i perioden. Det relativt høye antallet kyr med innleverte eggstokker gjør at vi har relativt gode estimat på den aldersspesifikke fruktbarheten i Oppland.



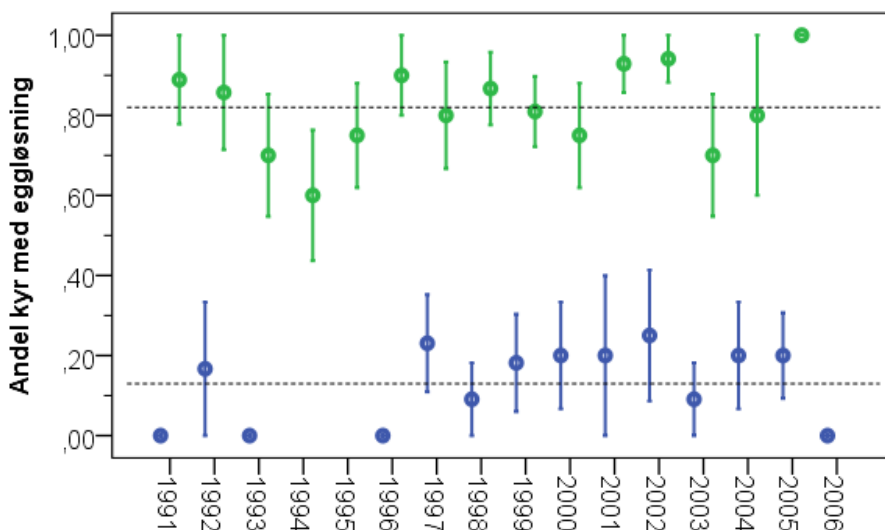
Figur 3.4.4.11. Andel skutte kyr som har produsert kalv (1 SE) i overvåkingsområdet i Oppland fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 2 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

Produktiviteten i overvåkingsområdet i Oppland er lavere enn i de fleste overvåkingsbestandene, og kun sammenlignbar med tilstanden i Vestfold/Telemark og i Vest-Agder. Nesten alle kyr i den eldste aldersgruppen (96 %) kommer med kalv hvert år, mens kun drøye 10 % av 2-år gamle kyr gjør det samme. Tvillingratene er også lave ettersom kun 34 % av de eldste kyrene har ovulerte tvillingegg i det året de ble skutt. Den lave tvillingproduksjonen avspeiles også i de lave tvillingratene observert under jakta (Fig. 3.4.6.3).

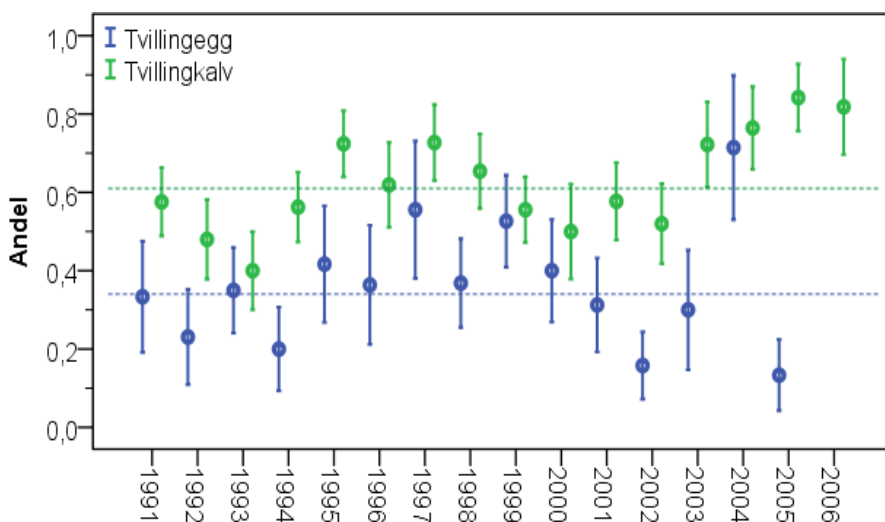
Vi fant ingen sterke trender i fruktbarhetsindeksene fra eggstokkanalysene. Andelen kyr som har produsert kalv viste en svak negativ trend, men denne var ikke statistisk signifikant ( $P > 0,10$ ). En manglende trend over tid var også tilfelle for andelen kyr med eggøsning ( $P > 0,10$ ).



og andelen kyr som produserte tvillingegg ( $P > 0,10$ ). Vi fant imidlertid en signifikant positiv trend i andelen kyr som produserte tvillingkalv i perioden ( $P < 0,001$ ). Denne trenden kan avspeile en underliggende økende fruktbarhet i bestanden eller en økende tendens til at jegerne feller mer fruktbare kyr. Som antydnet i figur 3.4.4.13 så er det også mye år til år variasjon i andelen skutte kyr som viser spor av tvillingkalvproduksjon.



Figur 3.4.4.12. Andel kyr skutt etter brunsten i Oppland som har hatt egg-løsning (1 SE), fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 1 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

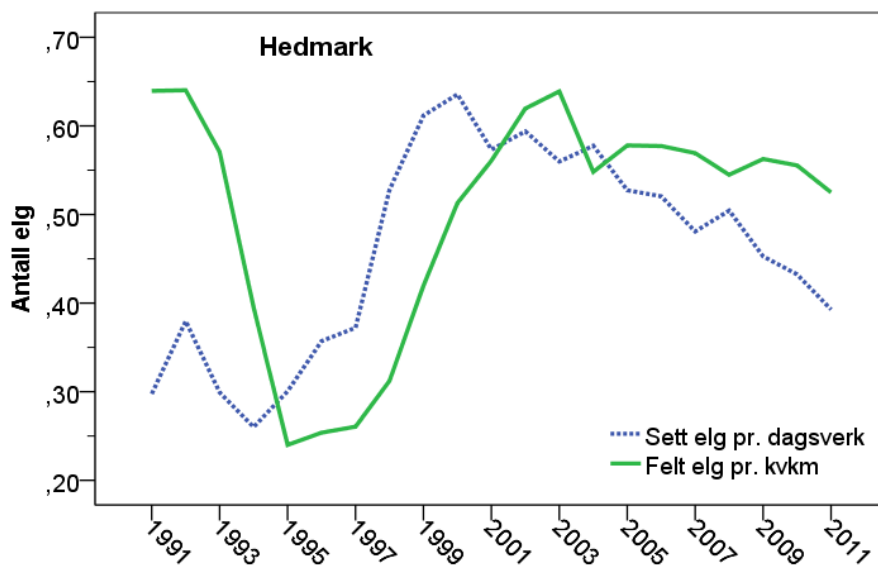


Figur 3.4.4.13. Andel 5-12 år gamle kyr skutt i overvåkningsområdet i Oppland som har produsert tvillingegg eller tvillingkalv (1 SE) i inneværende år. Data kun fra ovulerende eller kalveproduserende kyr og fra år med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

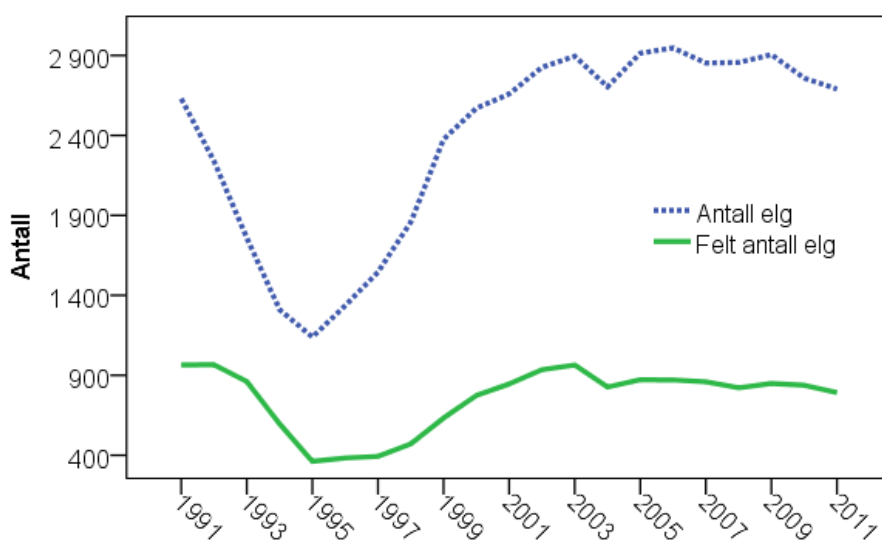
### 3.4.5 Hedmark

#### 3.4.5.1 Bestandsutvikling og kalveproduksjon

I overvåkingsområdet i Hedmark har det vært stor variasjon i bestandstetthet i perioden 1991-2011 (Fig. 3.4.5.1 og Fig. 3.4.5.2). Særlig på 1990-tallet var det store endringer, med en tilnærmet halvering og påfølgende dobling av tettheten i løpet av en 10-årsperiode. Sett elg pr. jegerdagsverk antyder en mindre dramatisk nedgang i bestandstetthet på starten av 1990-tallet, men dette forløpet er usannsynlig gitt det generelt høye fellingsuttaket i området på 1980-tallet (Solberg mfl. 2006b). I løpet av de siste åra antyder jegerobservasjonene en nedgang i bestandstetthet, men ingen tilsvarende nedgang er å spore i den rekonstruerte bestanden (Fig. 3.4.5.2). Dagens bestandsutvikling er derfor noe usikker.

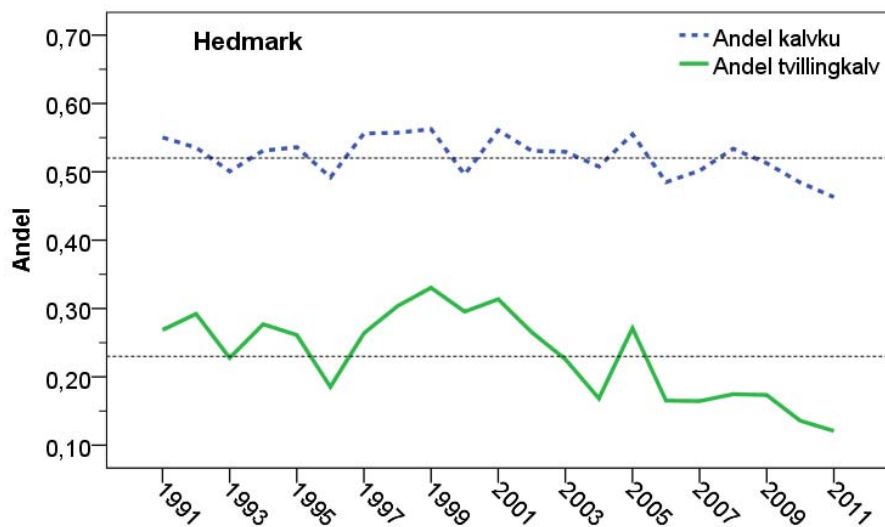


Figur 3.4.5.1. Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdagsverk i overvåkingsområdet i Hedmark i perioden 1991-2011. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.



Figur 3.4.5.2. Rekonstruert antall elg og antall elg felt i overvåkingsområdet i Hedmark i perioden 1991-2011.

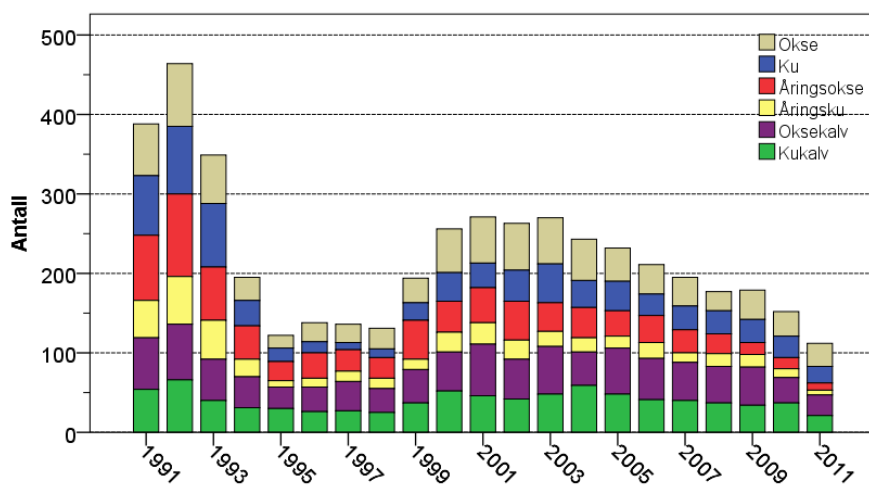
Andelen kyr observert med kalv/kalver er relativt høy i Hedmark og har variert lite i overvåkingsperioden (Fig. 3.4.5.3). Motsatt ser vi at den observerte tvillingraten har variert relativt mye, med en tydelig negativ trend siden tusenårsskiftet. Den samme negative trenden er til stede i slaktevektene, noe som antyder at de generelle forholdene for vekst og reproduksjon i Hedmark er redusert. Interessant nok var det også en topp i tvillingraten i etterkant bestandsnedgangen på 1990-tallet, i samsvar med at mattilbudet pr. individ blir bedre når bestandstettheten synker.



Figur 3.4.5.3. Variasjon i andel kalvkyr sett av alle kyr (andel kalvkyr) og andel kalvkyr med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i overvåkingsområdet i Hedmark i perioden 1991-2011.

### 3.4.5.2 Dataomfang

I overvåkingsperioden 1991-2011 har det vært samlet inn og analysert data fra 4680 skutte individer i Hedmark, hvorav 66 % er data fra kalv og åringsdyr (Fig. 3.4.5.4). Innsamlingsfrekvensen var spesielt høy på begynnelsen av 1990-tallet, men har siden falt dramatisk. Dette kan delvis forklares av det kraftige fallet i bestandstetthet og jaktuttak på midten av 1990-tallet, men siden har jaktuttaket økt. Særlig er nedgangen de siste åra bekymringsfull. Få individer med data medfører høy usikkerhet i estimatene og følgelig blir det vanskelig å spore endringer over tid, selv i tilfeller der endringene er ganske store.

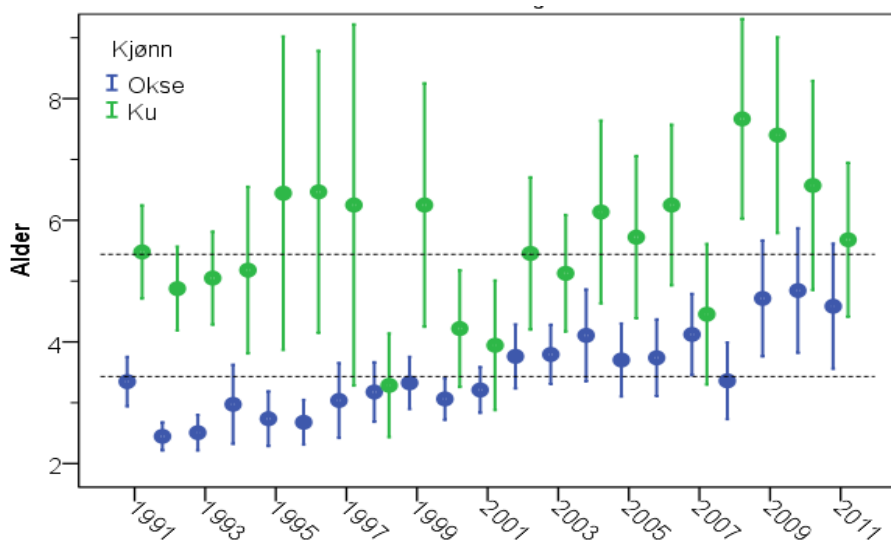


Figur 3.4.5.4. Antall individer med innsamlende data i overvåkingsområdet i Hedmark i perioden 1991-2011, fordelt på kjønn og alderskategori.

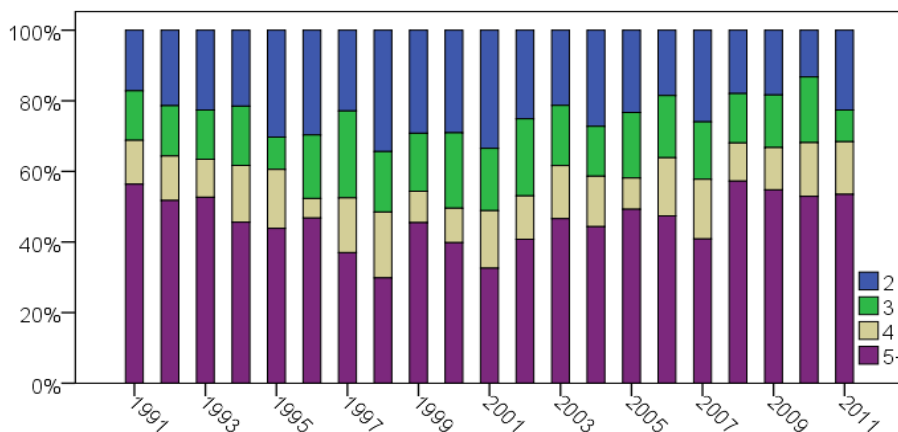
I Hedmark er det samlet inn data fra eldre dyr av begge kjønn i alle år i perioden.

### 3.4.5.3 Aldersstruktur hos eldre dyr

Gjennomsnittsalderen blant skutte eldre okser og kyr har økt i perioden 1991-2011. Særlig tydelig er dette blant okser som på begynnelsen av 1990-tallet var svært unge. Hos eldre kyr er utviklingen mindre tydelig, delvis som følge av periodevis lite data og følgelig stor grad av usikkerhet. I den rekonstruerte bestanden finner vi også en svak økning i andelen kyr i de eldste aldersklassene, etter en midlertidig nedgang på 1990-tallet. I samme perioden var det kraftig bestandsvekst og høy rekruttering av kalv, noe som styrker de yngste aldersklassene i bestanden.



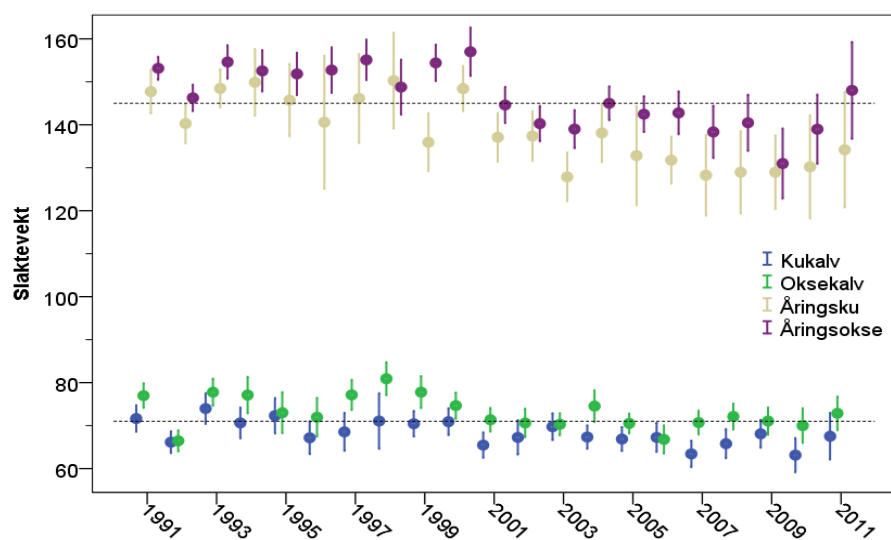
Figur 3.4.5.5. Gjenomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr i overvåkingsområdet i Hedmark i perioden 1991-2011. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser (3,43) og kyr (5,44) i hele perioden.



Figur 3.4.5.6. Estimert andel elgkyr 2 år og eldre i ulike aldersgrupper i overvåkingsområdet i Hedmark i perioden 1991-2011. Aldersgruppen 5+ (nederst) antyder kyr som er 5 år eller eldre.

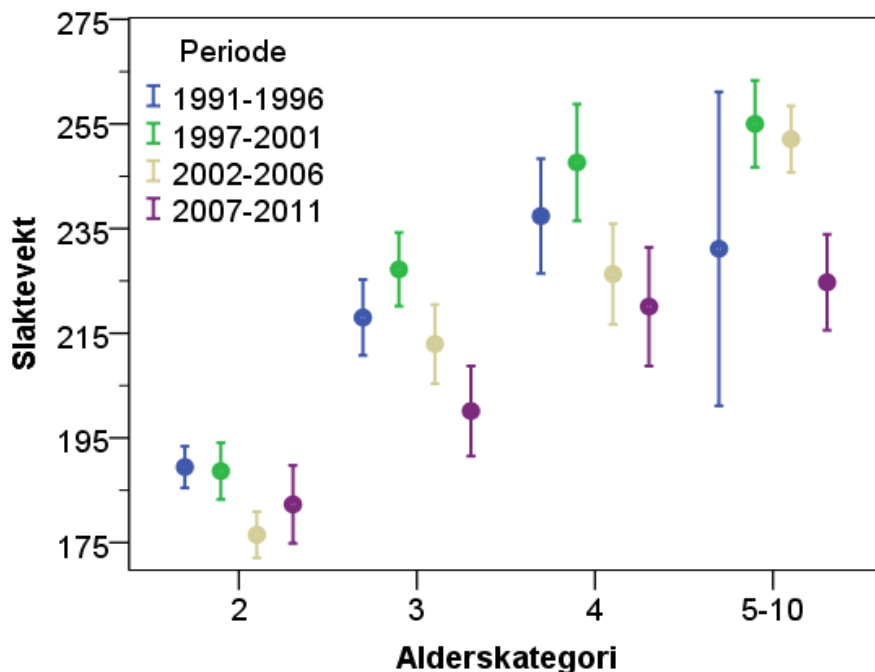
#### 3.4.5.4 Variasjon i slaktevekt

Elgen i Hedmark har historisk sett hatt høye slaktevekter, men utviklingen er nå negativ i alle kjønns- og aldersgrupper. I gjennomsnitt er den årlige nedgangen på 0,26 kg for kalv og 0,80 kg for åringdyr, hvilket medfører en samlet nedgang på henholdsvis 7 % og 12 % i hele overvåkingsperioden 1991-2011. Brorparten av denne nedgangen har kommet siden tusenårsskiftet (Fig. 3.4.5.7).

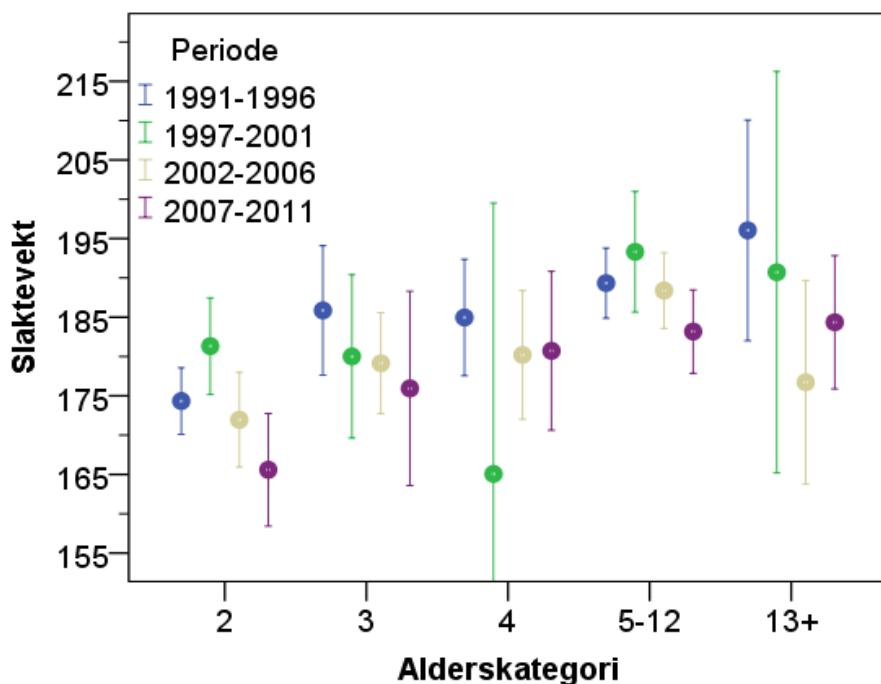


Figur 3.4.5.7. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åring fordelt på kjønn, i overvåkingsområdet i Hedmark i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig slaktevekt for henholdsvis kalv (71 kg) og åring (145 kg) for hele perioden.

For eldre okser har det vært en tilsvarende nedgang på 0,90 kg pr. år eller om lag 8 % i perioden 1991-2011 (Fig. 3.4.5.8). For kyr var nedgangen på 0,47 kg pr. år og 4 % i samme perioden (Fig. 3.4.5.9). I likhet med kalv og åring er det meste av denne vektnevdgangen registrert siden 2000.

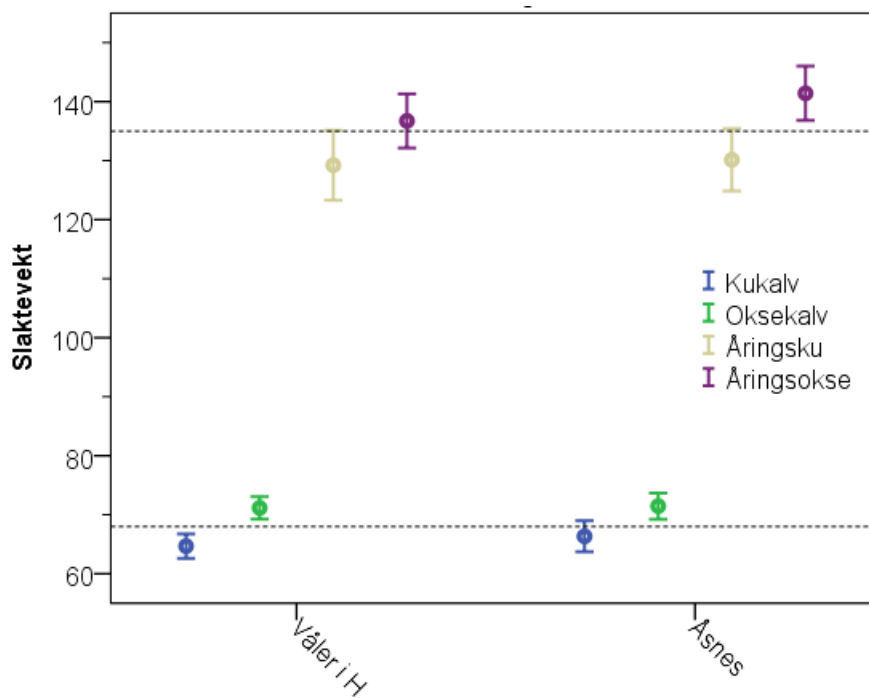


Figur 3.4.5.8. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre okser i overvåkingsområdet i Hedmark, fordelt på 4 perioder.



Figur 3.4.5.9. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre kyr i overvåkingsområdet i Hedmark, fordelt på 4 perioder.

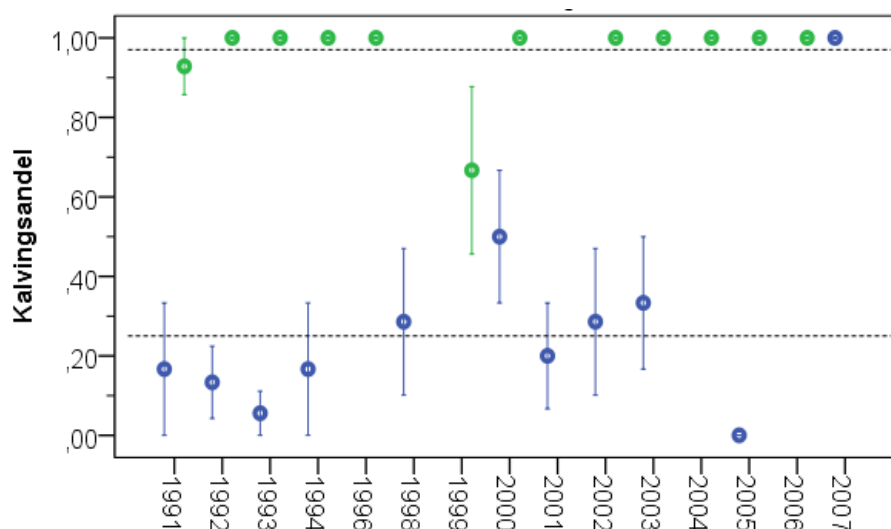
Slaktevektene fra overvåkingsområdet i Hedmark synes å variere lite mellom kommuner. Det er likevel en svak tendens til at vektene i Åsnes er noe høyere enn i Våler. Det er også sannsynlig at det eksisterer vektvariasjon mellom delområder innen kommuner.



Figur 3.4.5.10. Gjennomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åningsdyr i perioden 2007-2011, fordelt på kjønn og overvåkingskommune. Stiplede linjer antyder gjennomsnittsvekt for kalv og åningsdyr i hele regionen.

### 3.4.5.5 Utvikling i reproduksjonsrater

I overvåkingsområdet i Hedmark har det vært samlet inn eggstokker fra skutte elgkyr i perioden 1991-2007. Totalt mottok vi intakte eggstokker fra 586 kyr, noe som utgjør omkring 50 % av alle eldre kyr med data i perioden.

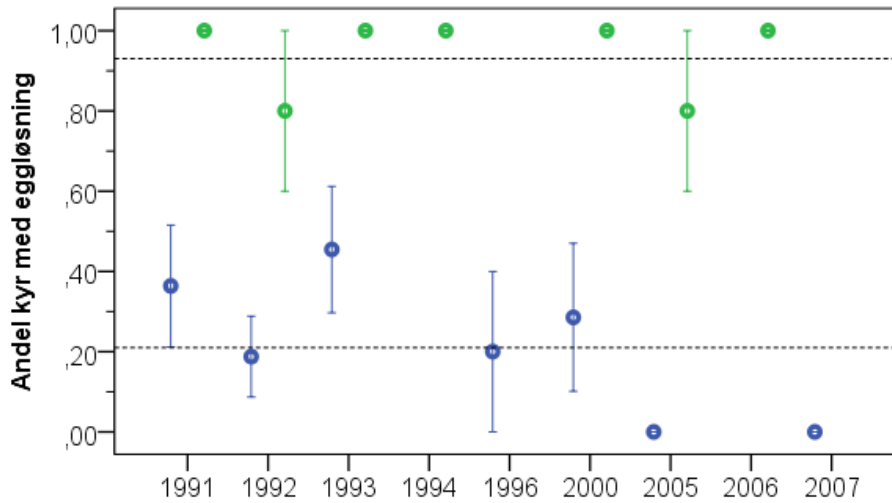


Figur 3.4.5.11. Andel skutte kyr som har produsert kalv (1 SE) i overvåkingsområdet i Hedmark fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 2 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

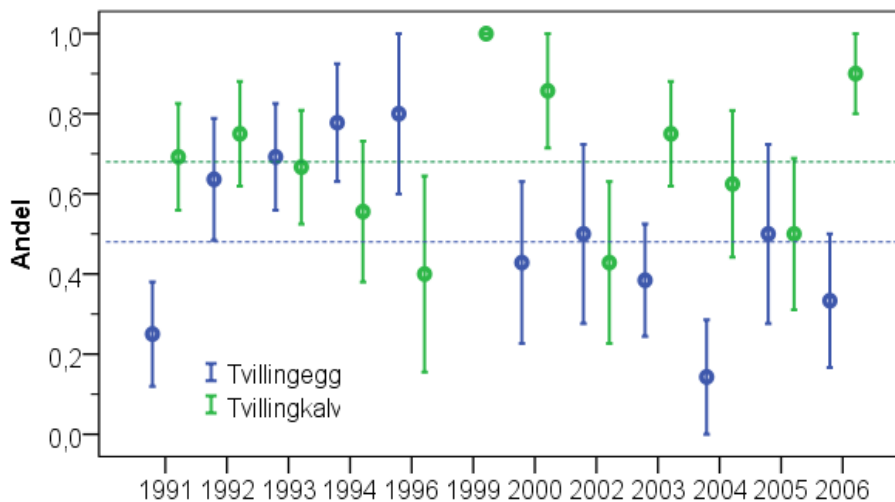
Eggstokkanalysene viser at elgen i overvåkingsområdet i Hedmark er produktiv. Nesten alle eldre kyr (5-12 år) produserer kalv hvert år og drøye 20 % av 2-åringene gjør det samme (Fig. 3.4.5.11). Det samme mønsteret avspeiles i andelen kyr som har eggøsning hvert år (Fig. 3.4.5.12). Dette er tilsvarende som ratene vi finner i overvåkingsområdene fra Trøndelag og nordover. Tvillingratene er imidlertid lavere i Hedmark enn i de nordlige bestandene (Fig. 3.4.5.12) ettersom kun snau 50 % av de eldste elgkyrne produserer tvillingkalv i Hedmark.

Utviklingen over tid var negativ med hensyn til andelen kyr som ovulerte tvillingegg ( $P < 0,05$ ), mens den var svakt positiv for andelen kyr som produserte kalv/kalver ( $P < 0,05$ ). For de andre ratene fant vi ingen signifikant trend for alle dyr samlet, men andelen åningsdyr med eggøsning viste en negativ trend over tid ( $P < 0,05$ , Fig. 3.4.5.12). Hvorvidt dette avspeiler reelle endringer

i fruktbarheten er eller kun varierende jaktseleksjon er vanskelig å si. Bestanden i Hedmark har gjennomgått stor variasjoner i jakttrykk, noe som også kan ha påvirket utvalget av kyr som har blitt skutt fra de ulike aldersgruppene.



Figur 3.4.5.12. Andel kyr skutt etter brunsten i Hedmark som har hatt eggløsning (1 SE), fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 1 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.



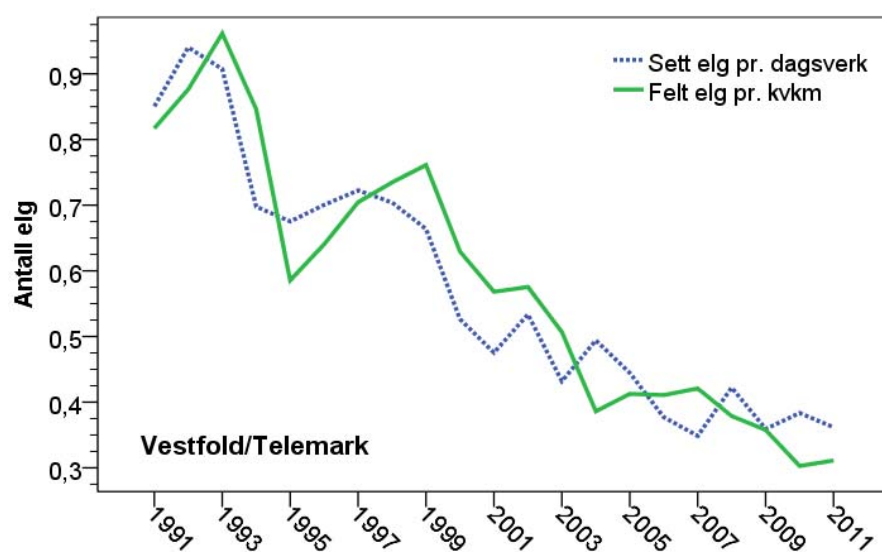
Figur 3.4.5.13. Andel 5-12 år gamle kyr skutt i overvåkingsområdet i Hedmark som har produsert tvillingegg (1 SE) eller tvillingkalv i inneværende år. Data kun fra ovulerende eller kalveproduserende kyr og fra år med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.



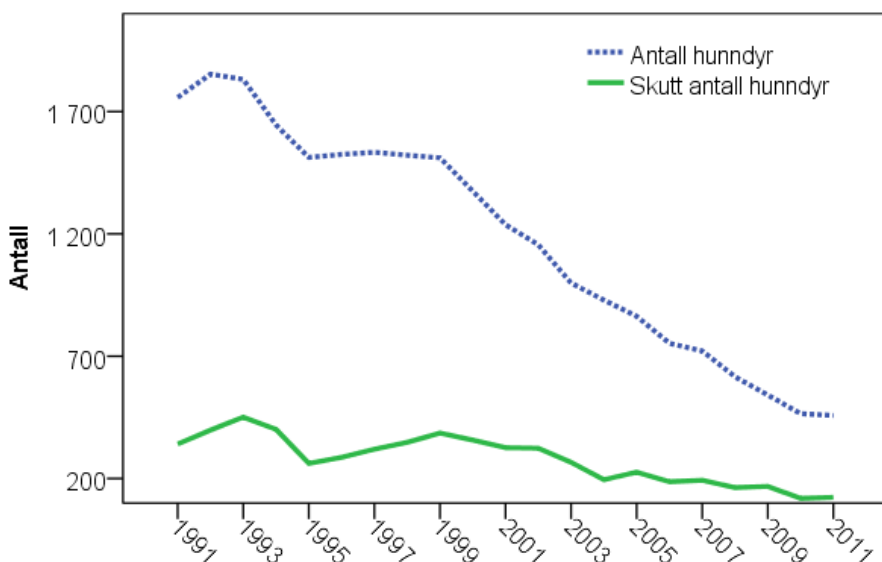
### 3.4.6 Vestfold-Telemark

#### 3.4.6.1 Bestandsutvikling og kalveproduksjon

Bestandsutviklingen i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark har vært negativ i overvåkingsperioden 1991-2011 (Fig. 3.4.6.1). Basert på antallet elg felt er det grunn til å tro at bestanden er mer enn halvert siden begynnelsen av 1990-tallet. Den samme trenden er synlig når hunnsegmentet i bestanden rekonstrueres ved bruk av årsklasseanalyse (Fig. 3.4.6.2). Faktisk er den observerte nedgangen hunnsegmentet større enn i det samlede jaktuttaket, noe som er i samsvar med at andelen kyr har sunket i de fleste bestandene i Vestfold og Telemark de siste 10 åra (Vedlegg 7.3). Bestandsnedgangen i Vestfold/Telemark er en ønsket utvikling og skyldes i all hovedsak at forvaltningen har tildelt kvoter som er høyere enn tilveksten i de fleste åra i perioden.



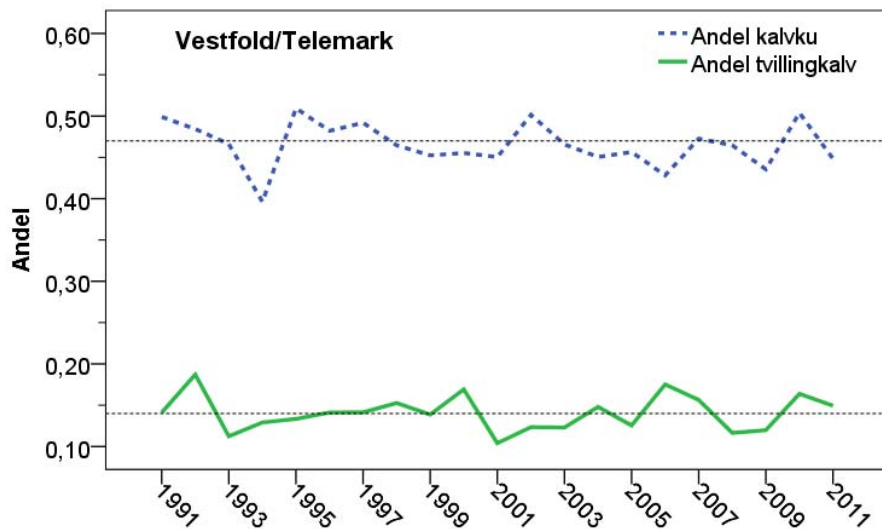
Figur 3.4.6.1. Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdagsverk i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark i perioden 1991-2011. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.



Figur 3.4.6.2. Rekonstruert antall hunndyr og antall hunndyr felt i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark i perioden 1991-2011.

Til tross for den store bestandsnedgangen ser vi ingen positiv endring i andelen kyr med kalv eller andelen kyr med tvillingkalv i løpet av perioden (Fig. 3.4.6.3). Tvert imot er tvillingratene i regionen lave sammenlignet med andre bestander i Norge (Vedlegg 7.1). Det er også grunn til å tro at tvillingraten og andelen kalvkyr var høyere i overvåkingsområdene på 1980-tallet, i

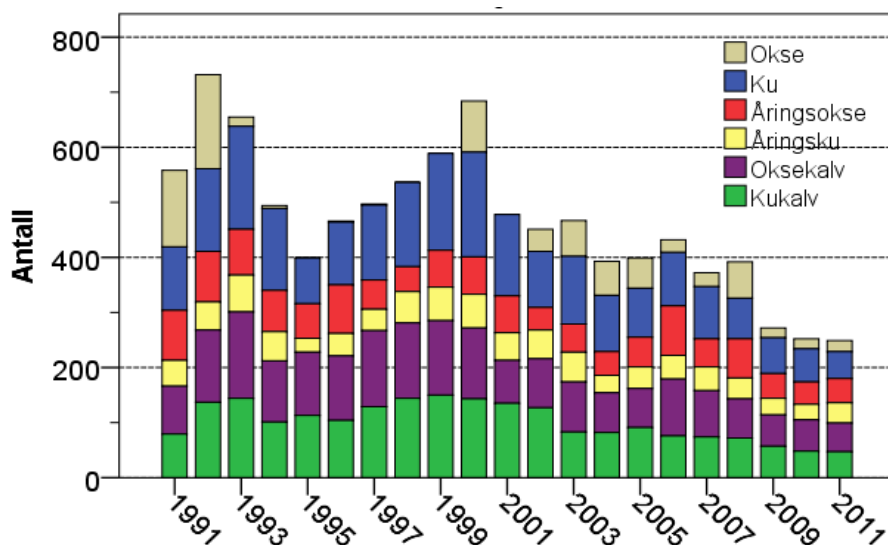
samsvar med de høyere rekrutteringsindeksene som ble observert i andre deler av Vestfold og Telemark på det tidspunktet (Solberg mfl. 2006b).



Figur 3.4.6.3. Variasjon i andel kalvku sett av alle kyr (andel kalvku) og andel kalvku med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark i perioden 1991-2011.

### 3.4.6.2 Dataomfang

I Vestfold/Telemark har det vært samlet inn og analysert data fra 9767 skutte individer i overvåkingsperioden 1991-2011, hvorav 66 % er data fra kalv og åringsdyr. Særlig mye data ble samlet inn i starten av perioden, når bestandstettheten var høy. Data fra eldre elgkyr har vært samlet inn i alle år i perioden, mens ordinær innsamling av data fra eldre okser kun ble gjennomført i 1991, 1992, 2000 og 2008.



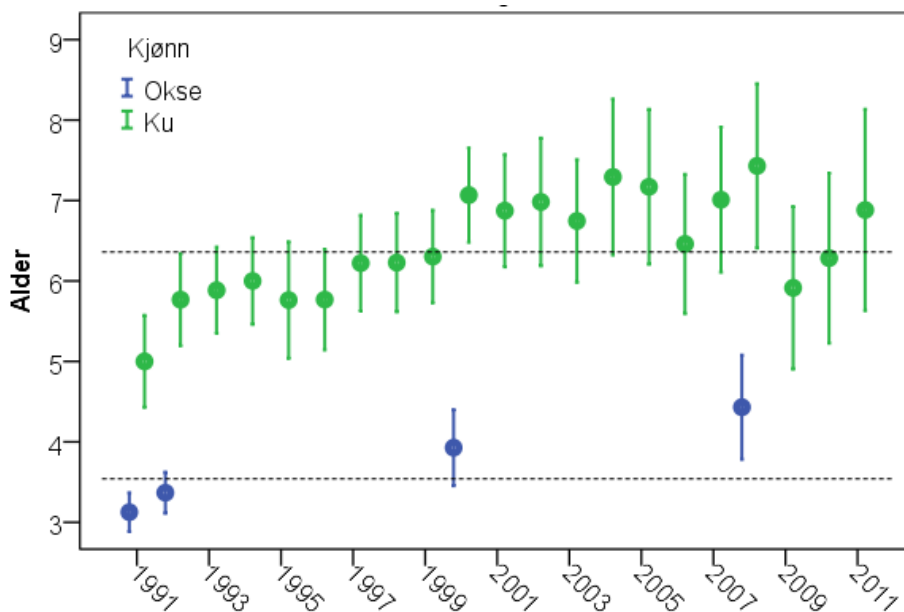
Figur 3.4.6.4. Antall individer med innsamlede data i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark i perioden 1991-2011, fordelt på kjønn og alderskategori.

### 3.4.6.3 Aldersstruktur hos eldre dyr

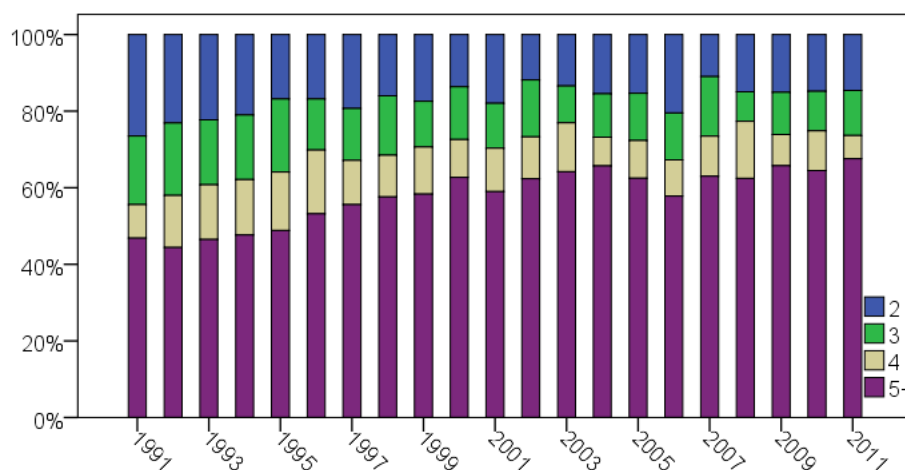
I overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark har det vært en stor økning i gjennomsnittsalder for skutte okser og kyr i perioden 1991-2011 (Fig. 3.4.6.4). Blant oksene har gjennomsnittsalderen økt med omkring ett år, mens skutte kyr i gjennomsnitt var 1,5 år eldre i slutten enn i starten av perioden. Det samme mønsteret ser vi igjen i den rekonstruerte hunnlige delen av bestanden (Fig. 3.4.6.5). Særlig stor var økning i alder i første delen av overvåkingsperioden.

Årsaken til økningen i kyrnes alder er uklar, men kan skyldes lavere dødelighetsrater for eldre enn yngre hunndyr. Fordi eldre kyr er mer produktive er det å forvente at en økning i gjennomsnittsalder fører til økende kalveproduksjon i bestanden. Vi ser ingen slik økning i kalverekrut-

tering i Vestfold/Telemark (Fig. 3.4.6.3). Muligens er dette fordi kyrnes kroppskondisjon er redusert i samme perioden med den følge at fruktbarheten innen aldersgrupper har sunket (se under).



Figur 3.4.6.5. Gjenomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark i perioden 1991-2011. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser (3,54) og kyr (6,36) i hele perioden.

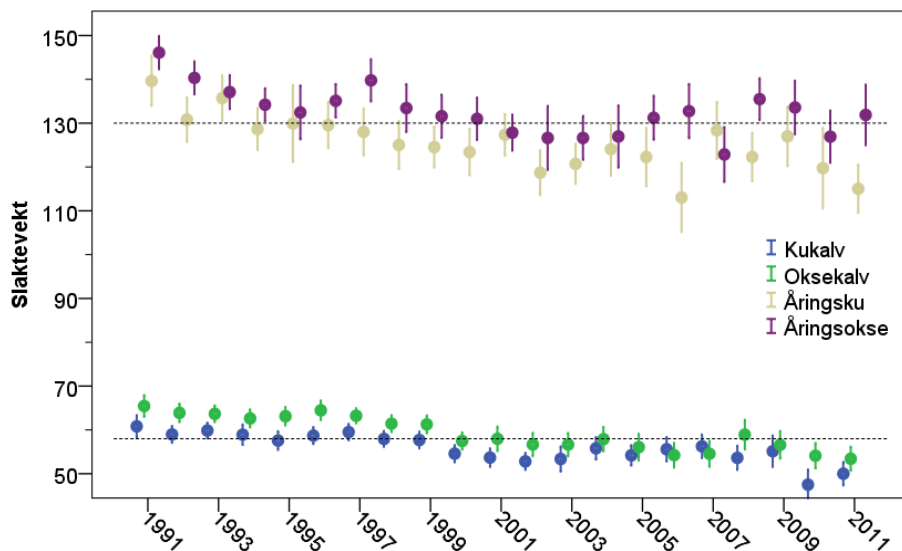


Figur 3.4.6.6. Estimert andel elgkyr 2 år og eldre i ulike aldersgrupper i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark i perioden 1991-2011. Aldersgruppen 5+ (nederst) antyder kyr som er 5 år eller eldre.

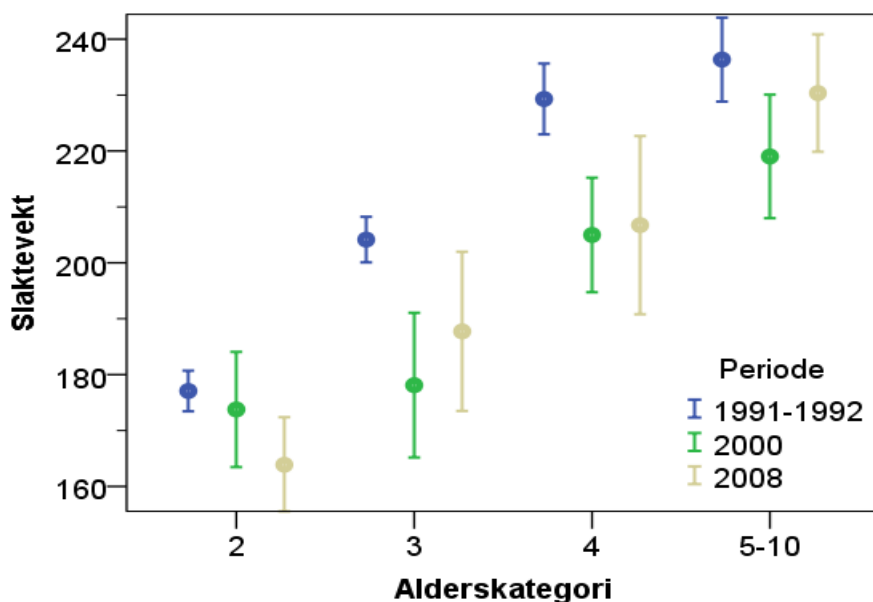
#### 3.4.6.4 Variasjon i slaktevekt

Slaktevektene i Vestfold/Telemark er lave sammenlignet med i andre overvåkingsregioner (Fig. 3.4.6.7). Dette gjelder spesielt for kalv og åringsdyr som i gjennomsnitt veide henholdsvis 58 og 130 kg i overvåkingsperioden. I Troms var kalv og åringsvektene 70 og 150 kg i samme perioden. I tillegg har det vært en negativ trend Vestfold/Telemark for begge aldersgrupper. I gjennomsnitt falt kalvevektene med 0,53 kg pr. år i perioden (totalt 18 % i perioden 1991-2011), mens nedgangen i åringsvekt var 0,74 kg pr. år (totalt 12 % i perioden 1991-2011).

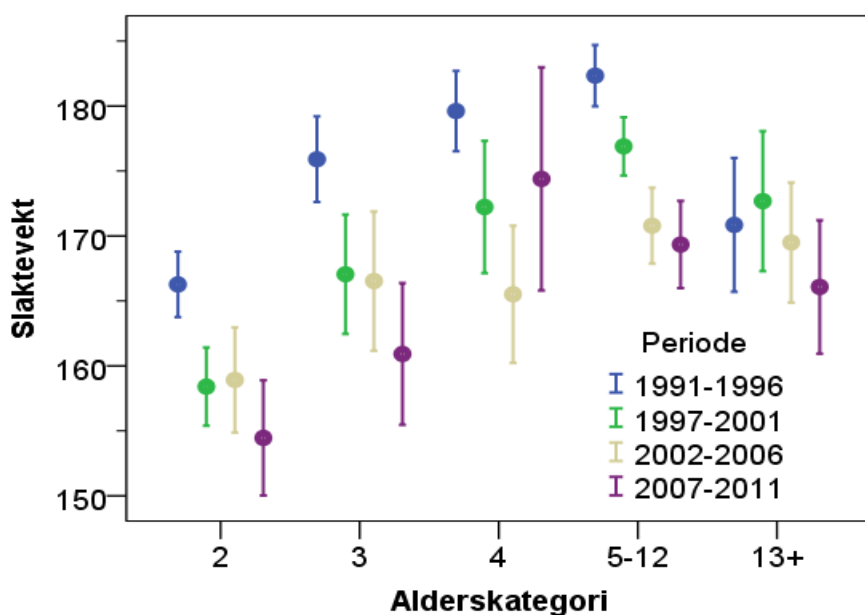
En tilsvarende negativ trend kan også spores hos eldre okser og kyr når vi samtidig kontrollerte for alder. I perioden 1991-2008 sank en gjennomsnittlig okse med hele 1,04 kg pr. år, eller omkring i 8 % i hele perioden. Tilsvarende finner vi for kyrne en nedgang på 0,73 kg pr. år, eller 9 % i perioden 1991-2011. Denne nedgangen er kun fortsettelsen av en nedgang som har vart siden 1970-tallet (Solberg mfl. 2006b). Resultatet er at en 4 år gammel ku og okse nå veier henholdsvis 174 og 210 kg i gjennomsnitt, omkring 30 og 50 kg mindre enn en tilsvarende gammel ku og okse i Troms.



Figur 3.4.6.7. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åring fordelt på kjønn, i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjenomsnittlig slaktevekt for henholdsvis kalv (58 kg) og åring (130 kg) for hele perioden.

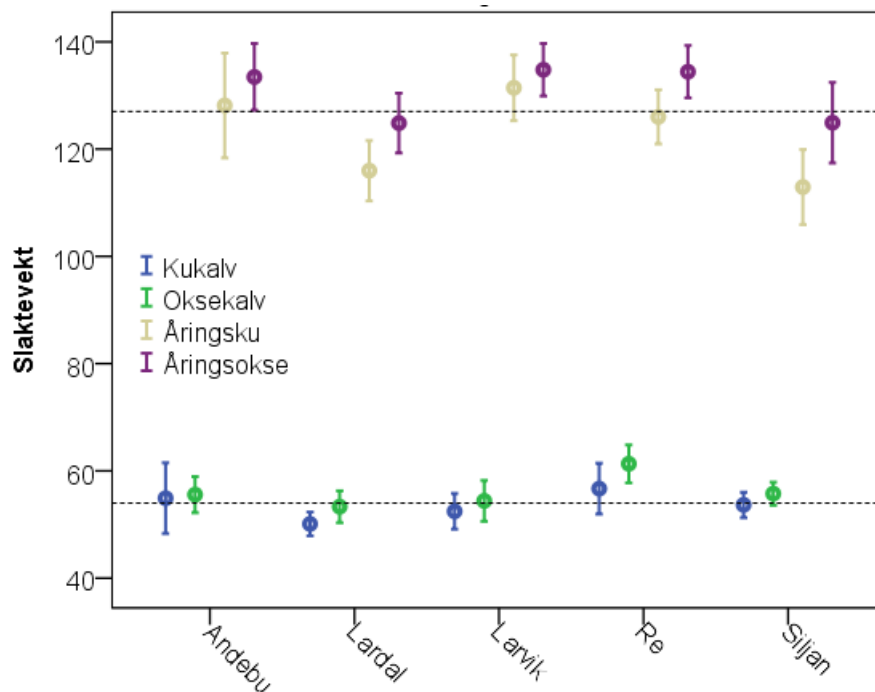


Figur 3.4.6.8. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre okser i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark, fordelt på 3 perioder.



Figur 3.4.6.9. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre kyr i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark, fordelt på 4 perioder.

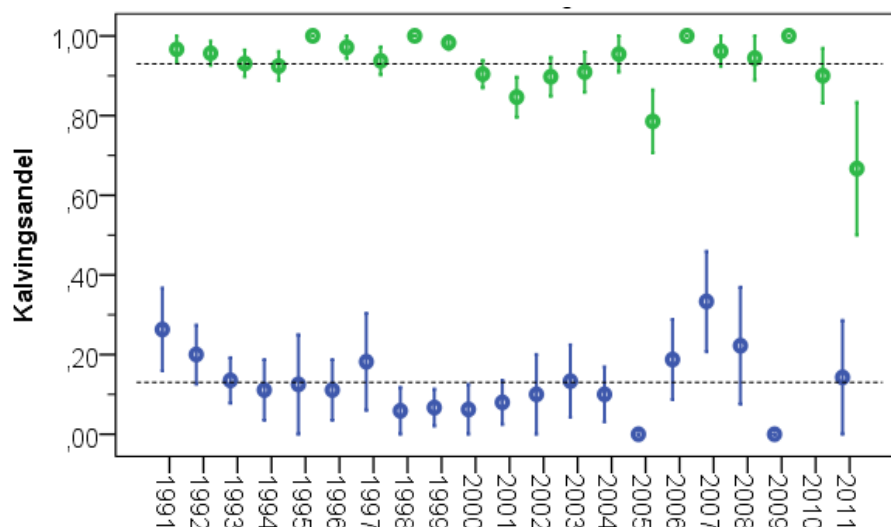
I overvåkingsregionen i Vestfold/Telemark er det noe variasjon i slaktevekt mellom de enkelte kommunene. Spesielt lave vekter finner vi i Lardal og Siljan, som begge befinner seg i de indre og mer høyereliggende delene av regionen. Motsatt er det noe høyere vekter i Andebu, Larvik og Re, som er mer landbruksdominerte og sannsynligvis kan tilby rikere beiteressurser.



Figur 3.4.6.10. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åringsdyr i perioden 2007-2011, fordelt på kjønn og overvåkingskommune. Stiplede linjer antyder gjennomsnittsvekt for kalv og åringsdyr i hele regionen.

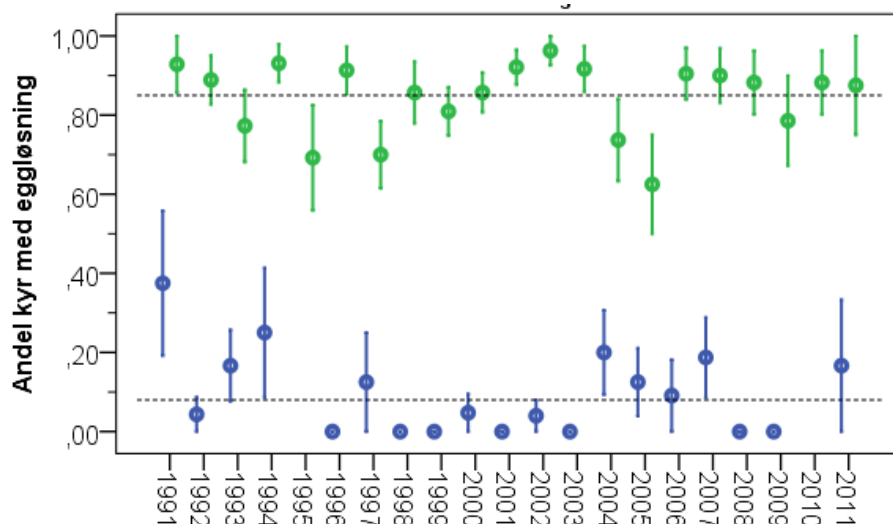
### 3.4.6.5 Utvikling i reproduksjonsrater

I overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark har det vært samlet inn eggstokker fra skutte elgkyr i hele perioden 1991-2011. Totalt mottok vi intakte eggstokker fra 2199 kyr, noe som utgjør snau 60 % av alle eldre kyr med data i perioden. Det høye antallet eggstokker som innsamlles, kombinert med det faktum at det meste av brunsten foregår før jaktstart (5. oktober), gjør at de estimerte verdiene blir langt mer presise i Vestfold/Telemark enn i noen av de andre overvåkingsområdene. I løpet av perioden var det imidlertid en nedgang i antallet eggstokker innsendt, i takt med nedgangen i bestandstetthet, og følgelig er estimatene fra de siste åra forbundet med større usikkerhet.



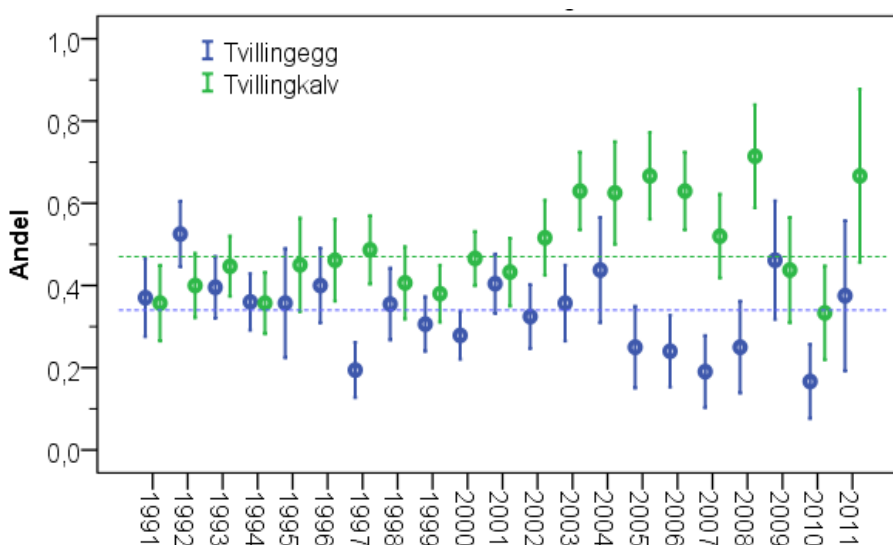
Figur 3.4.6.11. Andel skutte kyr som har produsert kalv (1 SE) i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 2 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

Som det framgår av figurene 3.4.6.11 – 3.4.6.13 så er produktiviteten i Vestfold/Telemark generelt lavere enn i de fleste overvåkingsbestandene, og kun sammenlignbar med tilstanden i Oppland og i Vest-Agder. Kun 9 av 10 kyr i den eldste aldersgruppen kommer med kalv hvert år, og kun én av ti 2- år gamle kyr gjør det samme. Tvillingratene er tilsvarende lave ettersom kun 35 % av de eldste kyrne har ovulerte tvillingegg i det året de ble skutt. Den motsatte ytterligheten finner vi i Nord-Trøndelag, Nordland og Troms, der mer enn 60 % ovulerer tvillingegg. Den samme lave tvillingproduksjonen avspeiles i de lave tvillingratene observert under jakta (Fig. 3.4.6.3).



Figur 3.4.6.12. Andel kyr skutt etter brunsten i Vestfold/Telemark som har hatt egglosning (1 SE) fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 1 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

I løpet av overvåkingsperioden finner vi en nedgang i andelen kyr som produserer kalv/kalver ( $P < 0,05$ ), når vi samtidig kontrollerer for alder, men ingen tilsvarende trend i andelen kyr som har hatt egglosning ( $P > 0,10$ ). Vi finner også en nedgang i andelen kyr som produserer tvillingegg ( $P < 0,001$ ). I samme perioden er det pussig nok en signifikant positiv trend i andelen kyr som viser spor av tvillingkalvproduksjon (Fig. 3.4.6.13,  $P < 0,05$ ). Presisjonen av denne indeksen som et mål på tvillingkalvproduksjonen er imidlertid lav fordi spor av tidligere års kalveproduksjon ofte kan mistolkes som indikasjon på tvillingkalvproduksjon i inneværende år (se kap. 3.4.1.5).



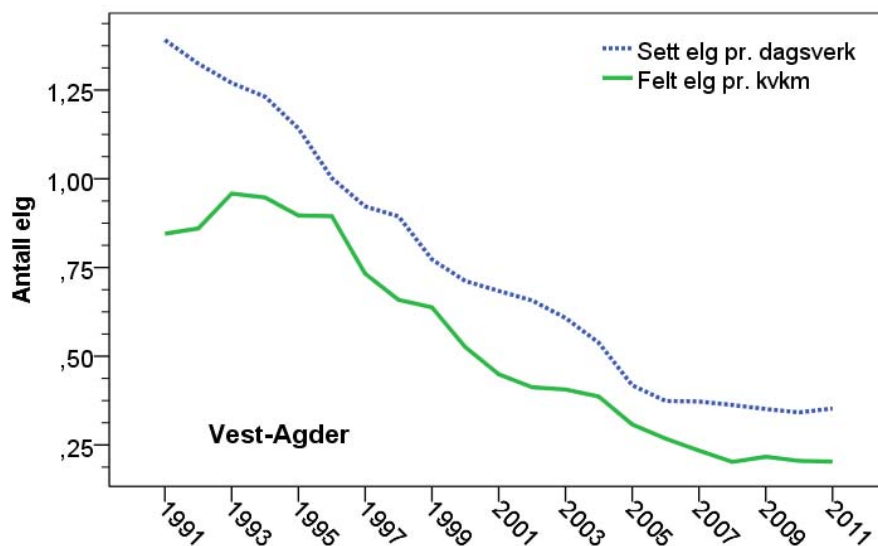
Figur 3.4.6.13. Andel 5-12 år gamle kyr skutt i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark som har produsert tvillingegg eller tvillingkalv (1 SE) i inneværende år. Data kun fra ovulerende eller kalveproduserende kyr og fra år med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.



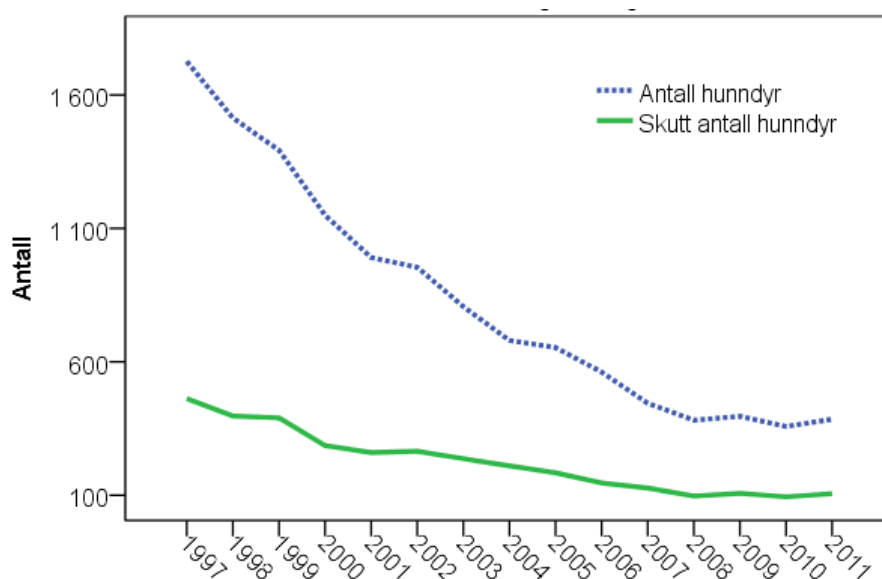
### 3.4.7 Vest-Agder

#### 3.4.7.1 Bestandsutvikling og kalveproduksjon

I overvåkingsområdet i Vest-Agder er bestandstettheten kraftig redusert i overvåkingsperioden. Basert på antallet elg observert og skutt er det grunn til å tro at bestanden er halvert siden oppstart av overvåkingen i 1997. På det tidspunktet var imidlertid bestanden allerede redusert siden bestandstoppen på starten av 1990-tallet. På det tidspunktet var bestandstettheten svært høy sammenlignet med andre bestander i Norge.



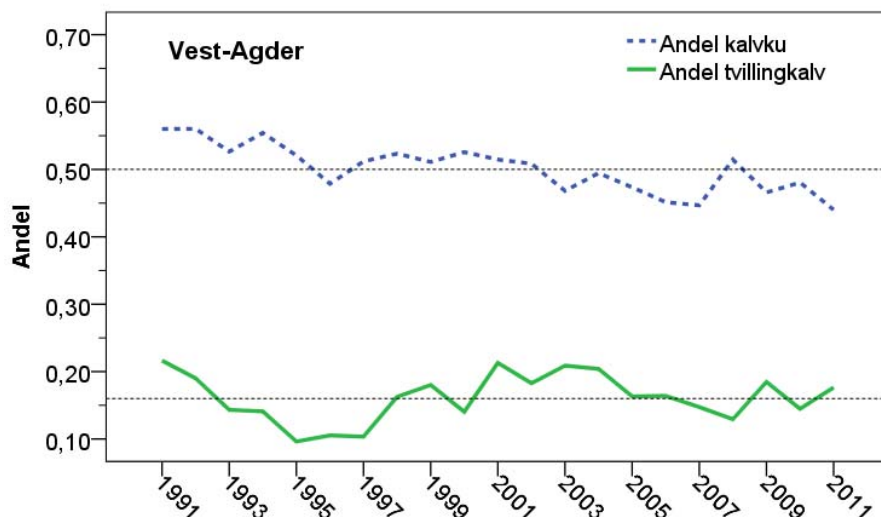
Figur 3.4.7.1. Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdagsverk i overvåkingsområdet i Vest-Agder i perioden 1991-2011. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.



Figur 3.4.7.2. Rekonstruert antall hunndyr og antall hunndyr felt i overvåkingsområdet i Vest-Agder i perioden 1997-2011. Merk at x-aksen strekker seg over et kortere tidsspenn enn i figuren over.

I likhet med bestanden i Vestfold/Telemark så er bestandsnedgangen i Vest-Agder et resultat av et opprinnelig ønske om å redusere problemene med høyt beitetrykk og synkende slaktevekter og rekrutteringsrater. Til tross for den påfølgende reduksjonen i bestandstetthet er det så langt ingen økning i rekrutteringsindeksene fra sett elg-materialet. Tvert imot ser vi at andelen kyr med kalv/kalver har fortsatt å synke i studieperioden, mens tvillingraten holder seg rundt det langsiktige gjennomsnittet. Den samme utviklingen kan spores i de aldersspesifikke slaktevektene i området (se under).

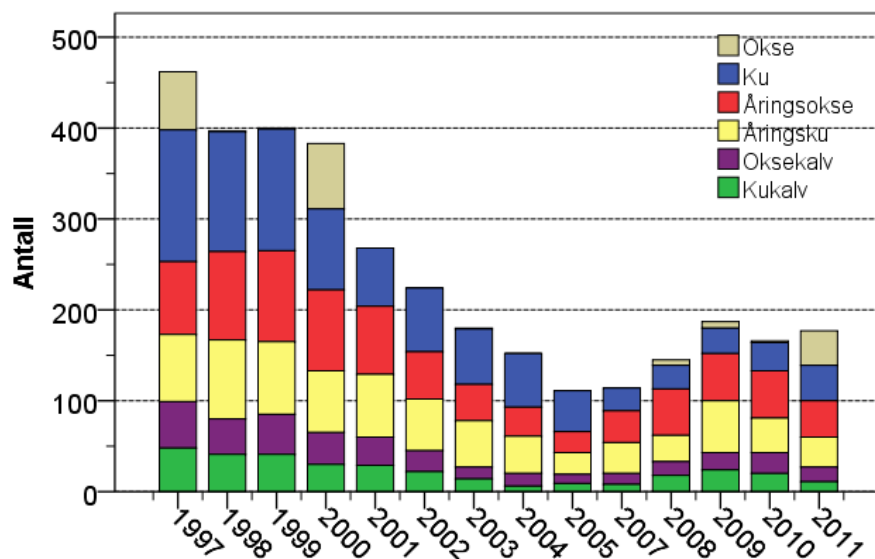




Figur 3.4.7.3. Variasjon i andel kalvkyr sett av alle kyr (andel kalvkyr) og andel kalvkyr med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i overvåkingsområdet i Vest-Agder i perioden 1991-2011.

### 3.4.7.2 Dataomfang

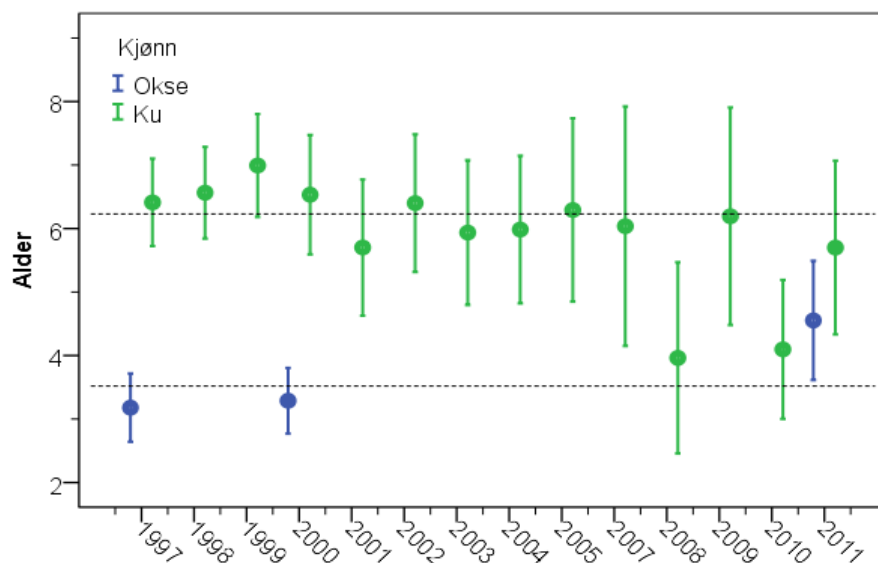
I overvåkingsperioden 1997-2011 har det vært samlet inn og analysert data fra 3366 skutte individer i Vest-Agder, hvorav 66 % er data fra kalv og åringsdyr. Antallet prøver har fulgt utviklingen i jaktuttaket og følgelig har vi mottatt svært lite data i siste del av overvåkingsperioden. Spesielt lite data mottok vi i 2005 og 2007, men siden har innleveringsfrekvensen økt. I de siste 3 åra har vi mottatt data fra mer enn 150 individer, noe som styrker muligheten for å oppdage endringer over tid. I Vest-Agder har det vært samlet inn data fra eldre kyr i hele perioden, mens ordinær innsamling av data fra eldre okser kun har vært gjennomført i 1997, 2000 og 2011.



Figur 3.4.7.4. Antall individer med innsamlende data i overvåkingsområdet i Vest-Agder i perioden 1997-2011, fordelt på kjønn og alderskategori. Ingen data ble innsendt og analysert i 2006.

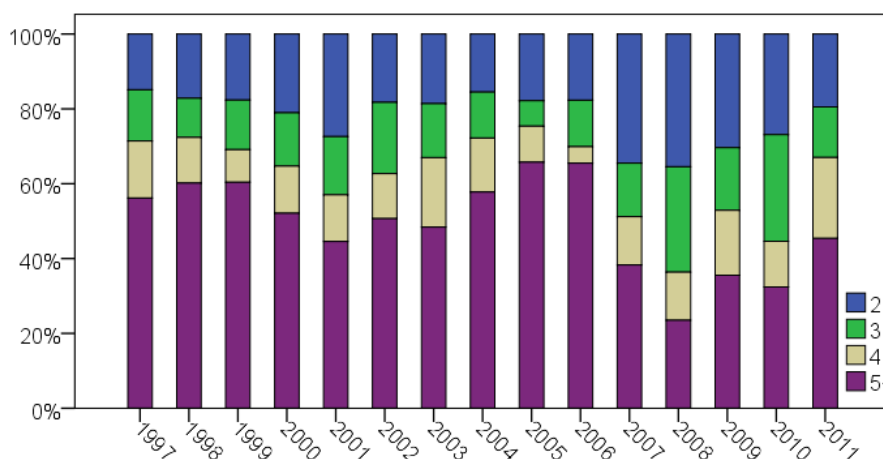
### 3.4.7.3 Aldersstruktur hos eldre dyr

I Vest-Agder har det vært en økning i gjennomsnittsalder for skutte eldre okser i perioden 1997-2011, mens kyrnes gjennomsnittsalder viser en negativ trend (Fig. 3.4.7.5). Den samme utviklingen i kyrnes alder ser vi den rekonstruerte bestanden (Fig. 3.4.7.6). Særlig markant er nedgangen i andelen eldre kyr i de siste 5 åra. I samme perioden er datatilfanget lavt (Fig. 3.4.7.4) og i tillegg vil rekonstruksjonen av bestanden være minst pålitelig for de siste åra av perioden (når mange dyr i de dominerende årsklassene fortsatt er i live, se kap. 2.3). Trenden i kvalder i denne perioden bør derfor tolkes med forsiktighet.



Figur 3.4.7.5. Gjenomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr i overvåkingsområdet i Vest-Agder i perioden 1991-2011. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser (3,52) og kyr (6,23) i hele perioden.

I Vest-Agder er gjennomsnittsalderen blant skutte kyr høy. Dette er på linje med tilstanden i Vestfold/Telemark, men høyere enn hva vi finner i andre områder. Årsaken til dette kan være å finne i bestandens lave kalverekrutteringsrater. Synkende kalveproduksjon for en gitt bestandstetthet og dødelighetsmønster medfører ofte økt gjennomsnittsalder (Caughley 1977). Samtidig kan vi ikke utelukke at synkende kalveproduksjon også medfører at eldre kyr utsetter seg for økt risiko for å bli skutt fordi en synkende andel kyr vil ha med seg en kalv under jakta.

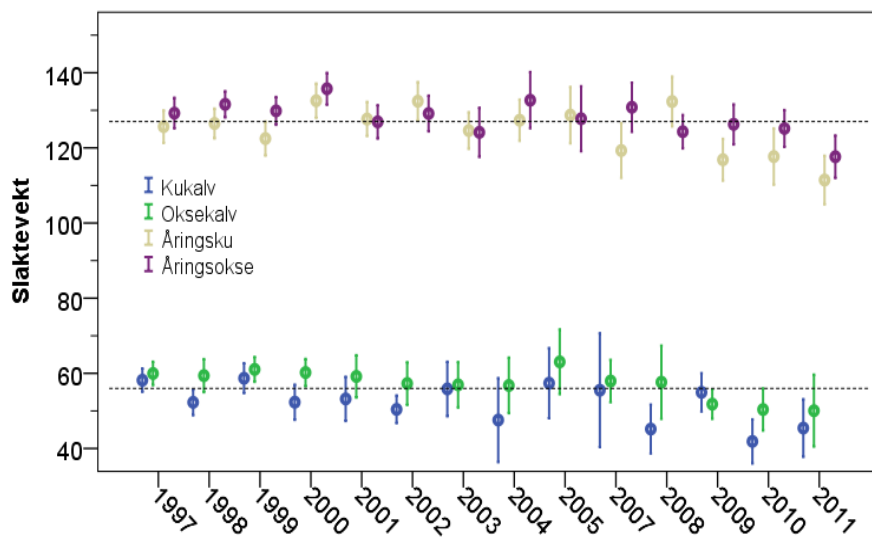


Figur 3.4.7.6. Estimert andel elgkyr 2 år og eldre i ulike aldersgrupper i overvåkingsområdet i Vest-Agder i perioden 1997-2011. Aldersgruppen 5+ (nederst) antyder kyr som er 5 år eller eldre.

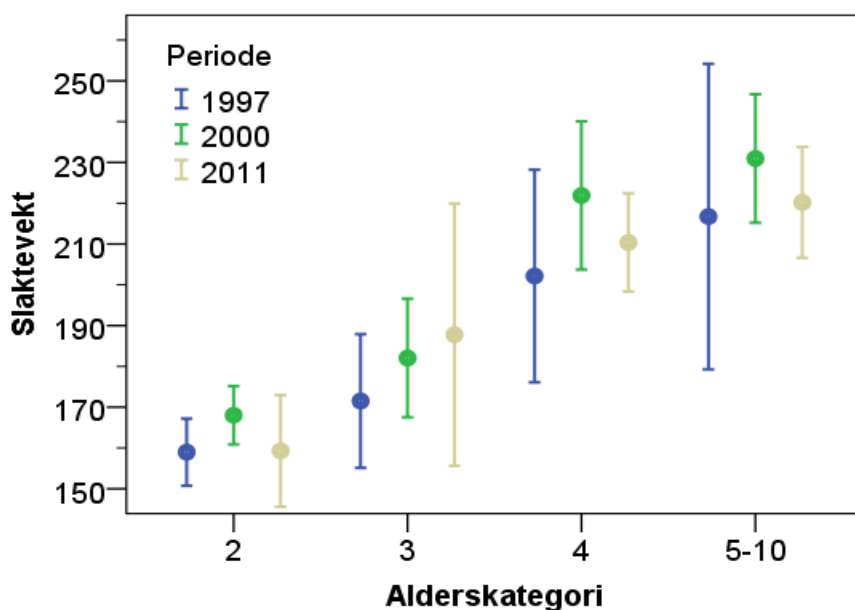
#### 3.4.7.4 Variasjon i slaktevekt

I likhet med Vestfold/Telemark er slaktevektene i Vest-Agder lave og har gjennomgått en nedgang i perioden 1997-2011. For kalv og åringsdyr har nedgangen vært på henholdsvis 0,58 kg og 0,54 kg pr. år, hvilket tilsier en samlet nedgang på henholdsvis 17 % og 7 % i overvåkingsperioden 1997-2011. Særlig stor har nedgangen vært de siste 5-6 åra. Den kraftige nedgangen i kalvevekter bør likevel vurderes i lys av at få data er tilgjengelig fra kalv de siste åra og følgelig er estimatene forbundet med relativ stor usikkerhet.

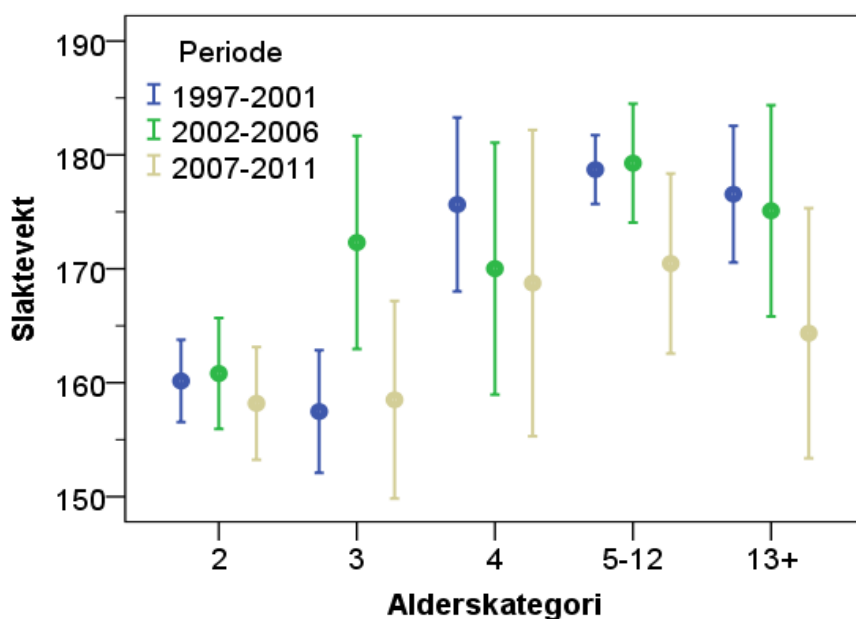
For eldre kyr var det også en nedgang i perioden, mens det ikke ble observert noen lineær endring i vektene for eldre okser. Kuvektene sank med 0,31 kg pr. år, noe som tilsvarer en vektneidgang på 3 % i perioden 1997-2011. Tidligere studier har dessuten dokumentert at slaktevektene for alle kjønns- og aldersgrupper var vesentlig høyere i perioden 1972-1989 enn i overvåkingsperioden (Solberg mfl. 2006b). Det er derfor grunn til å tro at nedgangen i slaktevekt startet i god tid før opprettelsen av overvåkingsområdet i Vest-Agder i 1997.



Figur 3.4.7.7. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åring fordelt på kjønn, i overvåkingsområdet i Vest-Agder, 1997-2011. Stiplede linjer viser gjenomsnittlig slaktevekt for kalv (56 kg) og åring (127 kg) for hele perioden. Data mangler fra Vest-Agder i 2006.

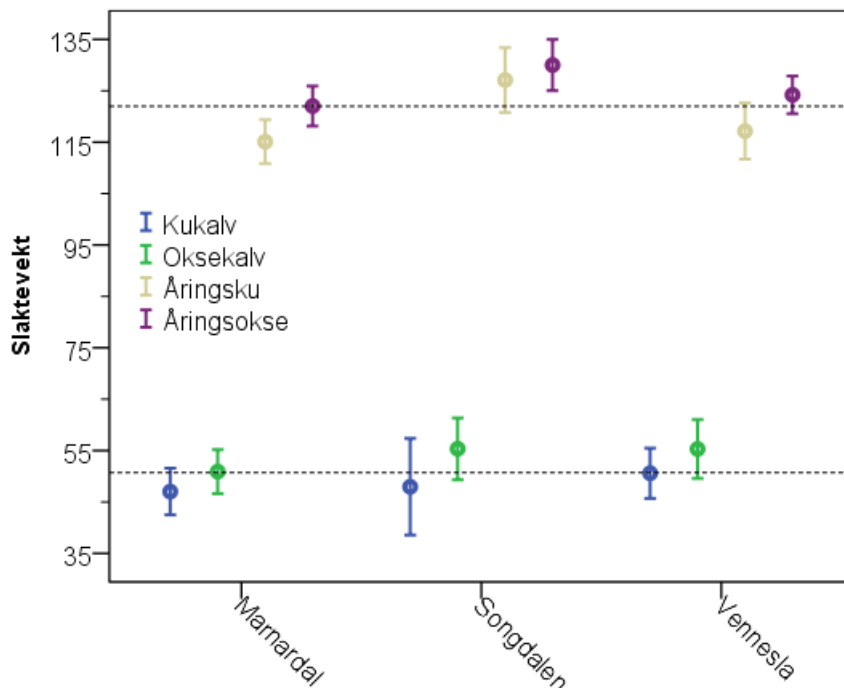


Figur 3.4.7.8. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre okser i overvåkingsområdet i Vest-Agder, fordelt på 3 perioder.



Figur 3.4.7.9. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for 2 år og eldre kyr i overvåkingsområdet i Vest-Agder, fordelt på 3 perioder.

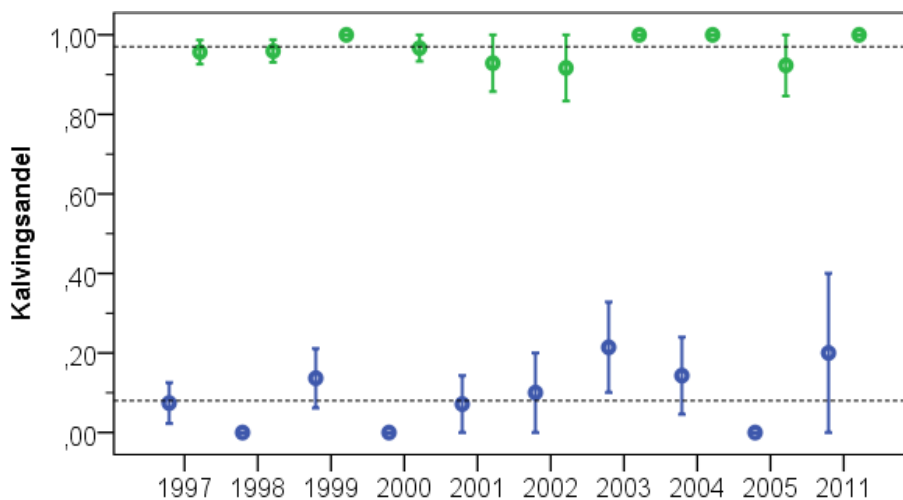
I overvåkingsområdet i Vest-Agder er det lite variasjon i slaktevekt mellom kommuner. Det er likevel en viss tendens til at vektene er noe høyere i Songdalen enn i Vennesla og Marnardal (Fig. 3.4.7.10).



Figur 3.4.7.10. Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for kalv og åringsdyr i perioden 2007-2011, fordelt på kjønn og overvåkingskommune. Data fra Kristiansand er innlemmet i Vennesla og noe data fra Audnedal er innlemmet i Marnardal. Stiplede linjer antyder gjennomsnittsvekt for kalv og åringsdyr i hele regionen.

### 3.4.7.5 Utvikling i reproduksjonsrater

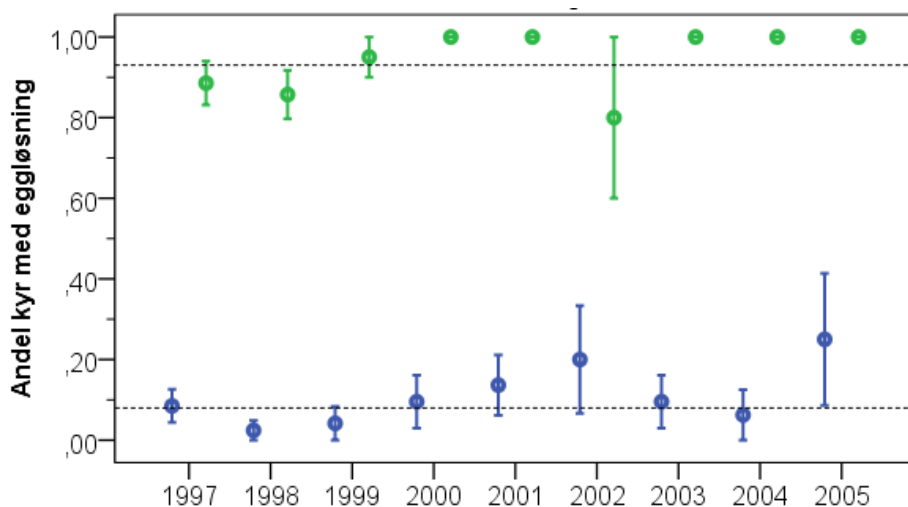
I overvåkingsområdet i Vest-Agder har det vært samlet inn eggstokker fra skutte elgkyr i perioden 1997-2005, samt i 2011. Totalt mottok vi intakte eggstokker fra 969 kyr, noe som utgjør omkring 60 % av alle eldre kyr med data. I løpet av perioden var det en nedgang i antallet eggstokker innsendt – i takt med nedgangen i bestandstetthet – og følgelig er estimatene fra de siste åra forbundet med stor usikkerhet.



Figur 3.4.7.11. Andel skutte kyr som har produsert kalv (1 SE) i overvåkingsområdet i Vest-Agder, fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 2 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

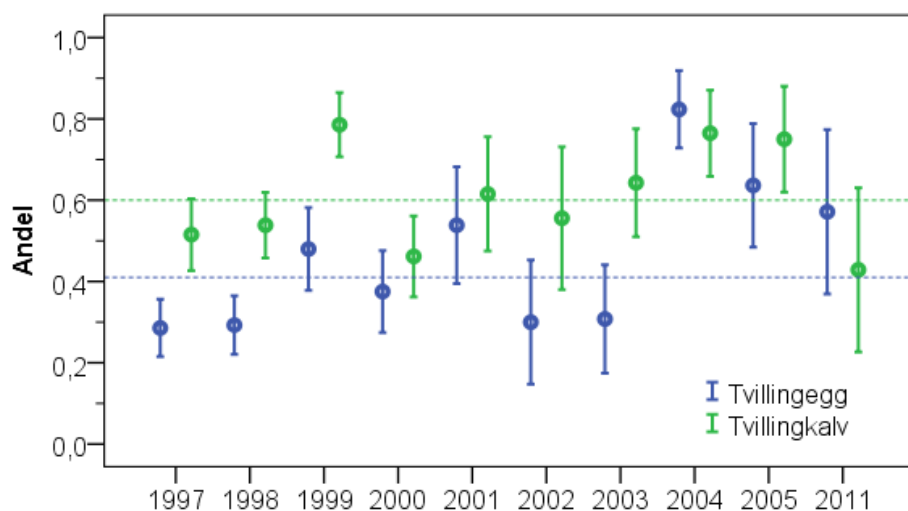
Data fra eggstokkanalysene antyder at tilnærmet alle ( $> 95\%$ ) kyr i aldersklassen 5-12 år kommer med kalv hvert år, men at færre enn 10 % av alle 2-åringer gjør det samme (Fig. 3.4.7.11). Det samme mønsteret finner vi for andelen kyr som har hatt eggsløsning året de ble skutt (Fig. 3.4.7.12). Dette er på linje med forholdene i Vestfold/Telemark og i Oppland, men stort sett lavere enn ratene som registreres i Hedmark og i områdene lenger nord. Også tvil-

lingratene som registreres fra eggstokkene er relativt lave i Vest-Agder (Fig. 3.4.7.13), og er i samsvar med tvillingratene som registreres av jegerne under jakta (Fig. 3.4.7.3).



Figur 3.4.7.12. Andel kyr skutt etter brunsten i Vest-Agder som har hatt eggløsning (1 SE), fordelt på to aldersgrupper (øverst: 5-12 år, nederst: 1 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

I løpet av overvåkingsperioden var det ingen statistisk sikker trend i andelen kalveproduserende kyr ( $P > 0,05$ ) eller kyr som produserer tvillingkalv ( $P > 0,10$ ). Det var imidlertid en økende andel kyr som hadde eggløsning hvert år i perioden ( $P < 0,05$ ) når vi samtidig kontrollerte for alder – og det samme var tilfelle med andelen kyr som produserte tvillingegg ( $P < 0,001$ ). Denne utviklingen er vanskelig å forklare gitt den samtidig negative utviklingen i slaktevekt blant kviger og eldre kyr og generelle nedgang i andel kyr observert med kalv/kalver (Fig. 3.4.7.3). I praksis betyr dette at elgkyrne i Vest-Agder får eggløsning ved lavere vekt nå enn tidligere og at de også er i stand til å produsere tvillingegg ved relativt sett lavere vekt.



Figur 3.4.7.13. Andel 5-12 år gamle kyr skutt i overvåkingsområdet i Vest-Agder som har produsert tvillingegg eller tvillingkalv (1 SE) i inneværende år. Data kun fra ovulerende eller kalveproduserende kyr og fra år med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

### 3.4.8 Samlet vurdering av tilstand og utvikling i overvåkingsområdene for elg

Elgbestandene i Norge opplever stor variasjon i beitetilbud og klima, og i tillegg er de ulike bestandene gjenstand for varierende forvaltning og har til dels svært forskjellig bestandshistorikk. Dette skaper forskjellige forhold for vekst, reproduksjon og dødelighet, noe som i sin tur er utslagsgivende for bestandenes tetthet og generelle kondisjon. Ved å følge utviklingen i et utvalg parametere fra bestandene i overvåkingsområdene, kan vi holde en oversikt over denne variasjonen. Dette gir oss også langt bedre forutsetninger til å forstå mekanismene som styrer elgens bestandsøkologi, noe som er viktig i prosessen mot en god og presis elgforvaltning.

I resultatdelen over viser vi utviklingen i bestandstetthet og bestandskondisjon i de syv overvåkingsområdene for elg i Norge i perioden 1991-2011. Det generelle bildet er at det i perioden har vært stor variasjon bestandstetthet innen områder, mens bestandskondisjonen i de fleste områdene er redusert. I de nordlige overvåkingsområdene har bestandene økt eller vært relativt stabile de siste 20 åra, mens det motsatte har skjedd i de sørlige områdene. En konsekvens av dette er at den tidligere økende gradienten i bestandstetthet fra sør til nord nå er i ferd med å viskes ut. Faktisk felles er det nå nesten like mye elg i overvåkingsområdet i Troms og Nordland som i Vest-Agder og Vestfold/Telemark, mens forskjellen for 20 år siden var nærmere 1:10. Også i de mellomliggende bestandene har bestandstettheten endret seg mye i perioden. Særlig gjelder det bestandene i Nord-Trøndelag, som har økt med anslagsvis 50 % siden 1991, og i Hedmark, der tettheten er både halvert og fordoblet i overvåkingsperioden.

Utviklingen i bestandstetthet i de ulike områdene er, slik vi bedømmer det, hovedsakelig et utslag av lokale ønsker. I alle områdene er det et nært forhold mellom antallet elg sett pr. jegerdagsverk og antallet elg skutt, men med en typisk forsinket respons som skyldes at jaktuttaket styrer bestandsdynamikken. I tillegg ser vi at den rekonstruerte bestandsutviklingen stemmer godt overens med antallet elg observert, noe som antyder at data fra sett elg-registreringene tilbyr forvaltningen et godt styringsverktøy i overvåkingskommunene. Fordi god erfaring med bruk av sett elg-indeksene som forvaltningsverktøy er relativt ny, ser vi likevel eksempler på sterke svingninger i bestandsstørrelse i en tidlig fase. Dette er mest tydelig i overvåkingsområdet i Hedmark, som opplevde sterke svingninger i bestandstetthet på starten av 1990-tallet, men det samme mønsteret er også tidligere observert i overvåkingsområdet i Nordland (Solberg mfl. 2006b).

Til forskjell fra bestandstettheten har bestandskondisjonen, målt som slaktevekter og rekrutteringsrater, stort sett vært nedadgående i alle områdene siden 1991. Et unntak er i Oppland og delvis i Troms der bestandskondisjonen har holdt seg relativt stabil i hele perioden. I Troms er vektene spesielt høye og omtrent på samme nivå som på 1980-tallet da bestandstettheten var kun en tredjedel av hva den er i dag (Solberg mfl. 2006b). I Oppland er vektene lavere, og til tross for stabile forhold i overvåkingsperioden, var vektene i samme område vesentlig mye høyere på starten av 1980-tallet (Solberg mfl. 2006b). I de gjenværende områdene er slaktevektene redusert i nesten alle kjønns- og aldersklasser, og det samme gjelder for en eller begge de observerte rekrutteringsratene. Dette er en utvikling som vi lenge har observert overvåkingsområdene i Vest-Agder, Vestfold/Telemark og delvis i Hedmark (Solberg mfl. 2006b), men som først nylig har vært mulig å påvise i Nord-Trøndelag og Nordland. Den samme negative utviklingen i kalverekuttering kan spores på fylkesnivå utenom i Troms og i Oppland, i perioden 1991-2011 (Vedlegg 7.2).

Årsaken til den generelle nedgangen i vektor og rekrutteringsrater er antagelig sammensatt. En mulighet er at skjeve kjønnsrater og varierende aldersstruktur har påvirket utviklingen i enkelte områder. Utilstrekkelig antall okser til å befrukte alle elgkyrner har vært fremmet som en mulig årsak til at kalveproduksjonen varierer (eks. Sæther mfl. 2001, 2003, Solberg mfl. 2002), og dette kan også ha påvirket det mønsteret som observeres i enkelte av overvåkingsområdene. Særlig gjelder dette i Nord-Trøndelag der kjønnsratene i bestanden har vært mest ekstreme (Vedlegg 7.3). Her ble det på midten av 1990-tallet observert nærmere 4 kyr per okse i gjennomsnitt, og i samme perioden ble det observert en vesentlig nedgang i andelen kyr med kalv

(Fig. 3.4.3.3). I de andre områdene har kjønnsratene vært lavere i hele perioden, og lite tyder på at oksenes kapasitet har begrenset kyrnes kalveproduksjon.

Fordi eldre kyr i gjennomsnitt produserer flere (Sæther mfl. 2001) og større kalver (Solberg mfl. 2007) enn yngre kyr, kan også kyrnes aldersstruktur påvirke trenden i kalveproduksjon og slaktevekter. I overvåkingsområdet i Nordland antyder tidligere analyser at kyrnes gjennomsnittsalder økte med i gjennomsnitt 1 år i perioden 1967-1993 med dertil økende kalveproduksjon (Solberg m. fl. 1999). Tilsvarende kan kyrnes gjennomsnittsalder reduseres ved å dreie avskytingen fra unge til eldre individer. Det finnes imidlertid en grense for hvor mye kyrnes alder kan manipuleres ved bruk av realistiske høstingsstrategier (Caughley 1977), og dette setter en terskel for hvor mye de observerte rekrutteringsratene kan synke eller øke over tid.

For å undersøke hvorvidt varierende kvalder er en viktig faktor bak den negative utviklingen i slaktevekter og kalverekruttering, har vi i rapporten presentert kyrnes aldersstruktur fra de rekonstruerte bestandene. For rekonstruksjonen benyttet vi en årsklasseanalyse og alderen på de skutte elgkyrne, og beregnet så andelen kyr i de forskjellige aldersklassene hvert år i perioden (se kap. 3.4). Resultatene antyder at andelen eldre kyr har vært stabil eller økende i de fleste av overvåkingsområdene, og derfor er det liten grunn til å tro at synkende gjennomsnittsalder ligger til grunn for den negative utviklingen i bestandskondisjon. Den økende gjennomsnittsalder kan derimot ha kamouflert en sterkere negativ trend innenfor aldersklasser. Et mulig unntak er i Vest-Agder der vi registrerte en negativ trend i andelen eldre kyr, særlig i den siste delen av perioden. Følgelig er det mulig at nedgangen i slaktevekt i de yngste aldersgruppene skyldes at flere kalver nå blir født av yngre mødre i dette området. Rekonstruksjonen av bestanden i den siste delen av perioden er imidlertid basert på en rekke delvis utestede antagelser, er det derfor grunn til å tolke den synkende trenden i kyrnes aldersstruktur med varsomhet.

Vi tror de viktigste årsakene til de observerte endringene i bestandskondisjon er endringer i klima og bestandstetthet. Varierende værforhold er tidligere vist å kunne forklare forskjeller i slaktevekt mellom år i norske elgbestander (eks. Sæther 1985, Herfindal mfl. 2006), og kan indirekte påvirke kalverekruttingen (Grøtan mfl. 2009). Blant de viktigste klimaeffektene på vektene finner vi temperaturen på forsommeren (eks. junitemperatur, Sæther 1985). Dette er antatt å skyldes at temperaturen påvirker veksthastigheten til plantene som igjen har betydning for hvor lenge planten befinner seg i en fase der de er lettfordøyelige. Jo kjøligere forsommer, desto lengre tid er plantene i en vekstfase. Av den grunn er gjerne slaktevektene relativt høyere i år med en kjølig forsommer (eks. Sæther 1985, Solberg & Sæther 1994, Herfindal mfl. 2006).

I en nyere analyse av overvåkingsmaterialet er det antydnet at også starten på vekstsesongen påvirker slaktevektene (Herfindal mfl. 2006). Jo tidligere vår, desto høyere blir vektene høsten etter. Dette har antagelig sammenheng med tidspunktet elgen kan gå over fra vinterbeite til sommerbeite, noe som i en stor grad er bestemmende for hvor lenge elgen kan utnytte planter i vekst i sommerhalvåret. En optimal sommer for en elg vil således være en tidlig start på vekstsesongen, men deretter en kjølig sommer som strekker ut perioden plantene er i vekst.

Sannsynligvis kan mye av variasjonen fra år til år i slaktevekter og rekrutteringsrater forklares av varierende værforhold og start på vekstsesongen. Hvorvidt klimavariasjon også kan forklare den omfattende nedgangen i bestandskondisjon er mer usikkert. I løpet av overvåkingsperioden har det vært en generell økende trend i sommertemperaturen i Norge (Fig. 3.3.1), noe som er forenelig med at slaktevekter og rekrutteringsrater er redusert. I samme perioden har det imidlertid også gradvis vært en tidligere start på vekstsesongen (Karlsen mfl. 2009), noe vi forventer vil ha en positiv effekt på kroppsveksten. Den relative betydningen av disse motstridende effektene og andre klimatiske forhold på vekst og reproduksjon i overvåkingsbestandene bør vies mer detaljerte analyser.



Basert på det mønsteret som observeres, finner vi det likevel usannsynlig at variasjon i værforhold og start av vekstsesongen er eneste forklaring på de negative trendene i bestandskondisjon. Variasjoner i værforholdene mellom år er ofte synkrone over større områder (eks. Fig. 3.3.1) og følgelig vil vi også forvente å se en samvariasjon i de ulike bestandenes respons. Det er ikke alltid tilfelle. Grovt sett startet nedgangen i slaktevekter og rekrutteringsrater i fylkene vest for Oslofjorden sent på 1980- og tidlig på 1990-tallet, mens endringene lenger øst og nord først gjorde seg gjeldene sent på 1990-tallet eller på 2000-tallet. Vi tror derfor andre faktorer enn varierende værforhold er mest utslagsgivende for den trenden som registreres.

Den mest sannsynlige årsaken til nedgangen i bestandskondisjon er direkte og forsinkede effekter av matbegrensning som følge av høy bestandstetthet. Nedgangen i bestandskondisjon kom først i områdene som på starten av 1990-tallet hadde de høyeste bestandstetthetene, og har siden spredt seg til områder der bestandene fortsatte å vokse (Vedlegg 7.1 og 7.2). Særlig i fylkene fra Buskerud til Agder var tettheten av elg svært høy på begynnelsen av 1990-tallet. I denne delen av landet har også kondisjonsparameterne falt mest til tross for et vesentlig fall i bestandstettheten (Vedlegg 7.1, kap. 3.4.1). Det motsatte bildet finner vi fra Trøndelag og nordover, der bestandstettheten var lav på begynnelsen av 1990-tallet, men hvor tettheten siden hovedsakelig har økt (Vedlegg 7.1). I disse områdene er det sannsynlig at bestandene først nylig har nådd en tetthet der næringsbegrensning gjør seg gjeldene for kroppsvekst og reproduksjon.

Det springende spørsmålet er hvorfor bestandskondisjonen i de sørlige bestandene ikke responderer positivt på reduksjonen i bestandstetthet. I mange av disse områdene er bestanden mer enn halvert og følgelig forventer vi at mengden mat pr. individ er vesentlig forbedret. Basert på nyere data fra Landsskogtakseringen ser vi imidlertid at antallet beitemat pr. elg fortsatt er relativt lavt i disse områdene og til dels lavere enn hva vi finner i områdene lenger øst og nord, der bestandskondisjonen ganske nylig har begynt å falle (Solberg mfl. 2012, kap. 4). Det betyr at graden av matbegrensning på starten av 1990-tallet må ha vært vesentlig mye høyere i disse områdene og/eller at også mengden mat pr. arealenhet har sunket i løpet av de siste 20 åra.

Et annet element som kan forsinke responsen i bestandskondisjon er årsklasse- og moreffekter. Et vanlig fenomen hos hjortevilt er at individer som er født små forblir små gjennom hele livet (Solberg mfl. 2008) og at små mødre også produserer små avkom (Solberg mfl. 2007). Tilsvarende vil store mødre gjerne produsere store avkom som forblir store gjennom hele livet dersom de opplever rimelig vekstforhold. Det betyr at eldre høyproduktive kyr som født i perioder med lav tetthet og gode leveforhold, kan fortsette å produsere store kalver også etter at leveforholdene er redusert. Gradvis vil så disse kyrne eldes og dø, og mindre kyr som gjennom hele livet har opplevd vanskelige leveforhold, vil bli dominerende. Flest små kalver vil derfor kunne bli født i en periode etter at bestanden er redusert. Siden kan denne sammenhengen mellom mødre og avkom reproduseres over flere generasjoner inntil bedre næringsbetingelsene tillater småvokste kalver å vokse seg store i løpet av livet.

Hvor snart vi kan forvente å se en positiv respons på bestandsnedgangen er usikkert ettersom vi kun nylig har fått en rimelig oversikt over tilbudet av beiteplanter i ulike deler av landet (kap. 4). Som påpekt over så er mattilbudet pr. elg lavt i de mest berørte områdene i Sør-Norge (Solberg mfl. 2012), men det kan likevel være tilstrekkelig for økt vekst og reproduksjon. Særlig gjelder det i kystnære områder fra Buskerud til Agder der vintrene er relativt korte og behovet for kvistføde vinterstid er lavere. I overvåkingsområdene i denne delen av landet ser vi da også enkelte positive elementer som i beste fall er et utslag av bedre levebetingelser. For eksempel ser vi at de observerte tvillingratene ikke lenger synker, og faktisk tenderer til å øke i overvåkingsområdet i Vest-Agder (Fig. 3.4.7.3). I tillegg finner vi at slaktevektene for åringsdyr har sunket med en lavere takt enn slaktevektene for kalv i overvåkingsperioden, hvilket kan bety at forholdene for kroppsvekst er i bedring. Bare fortsatt overvåking i de samme områdene kan gi svar på om dette er starten på en positiv utvikling.

### 3.4.9 Overvåkingsmaterialet og videre overvåking

For å kunne lære av erfaring er det en forutsetning at erfaringsgrunnlaget er kjent og allment akseptert som et rimelig mål på tingenes tilstand. Materialet som innsamles fra overvåkingsområdene utgjør et slikt erfaringsgrunnlag, og har i all hovedsak en felles aksept blant jegere, forvaltere og forskere. For å vedlikeholde og videreutvikle dette erfaringsgrunnlaget er det imidlertid viktig med en felles innsats. Dette gjelder spesielt i overvåkingsområdene der det samles inn langt mer materiale enn hva som er vanlig i andre områder, men der også kunnskapen om de lokale bestandene er bedre.

I løpet av overvåkingsperioden 1991-2011 har jegere og forvaltere samlet inn og rapportert data fra hele 58679 elg i overvåkingsområdet. Det meste av dette har innkommet fra de arealmessige store overvåkingsområder i Troms, Nordland, Nord-Trøndelag og Oppland, samt fra Vestfold/Telemark. Langt mindre innsendes og rapporteres fra Vest-Agder og Hedmark. Dette skyldes delvis at bestanden i Vest-Agder er sterkt redusert i perioden, men ikke i Hedmark. I økende grad ser vi også et misforhold mellom antallet som felles i de respektive områdene og hvor mye materiale som innsamles og rapporteres. Dette gjelder i nesten alle områdene, men er spesielt bekymringsfullt i områder og perioder der avskytingen er redusert. For å kunne si noe fornuftig om utviklingen i disse bestandene er det viktig med data fra så mange dyr som mulig. Vi oppfordrer derfor jegere og forvaltere i alle regionene til å øke andelen dyr med data til overvåkingsprogrammet.

I neste kontraktperioden (2012-2017) vil overvåkingen fortsette i de samme kommunene som tidligere, men med noen endringer i hvilket materiale som skal innsamles. I alle områdene vil det samles inn kjever, slaktevekter og andre data fra kalver, åringer og eldre kyr, mens data fra eldre okser kun vil samles inn hvert år i Nordland, Hedmark og i Vestfold/Telemark. Den årlige innsamling av oksekjever i Vestfold/Telemark er nytt fra og med 2012. I tillegg vil vi fortsette innsamlingen av kjever og vekter fra Gausdal kommune så lenge kommunen ønsker å bekoste dette selv. I de andre overvåkingskommunene vil vi kun samle inn data fra eldre okser i ett år i kontraktperioden 2012-2017.

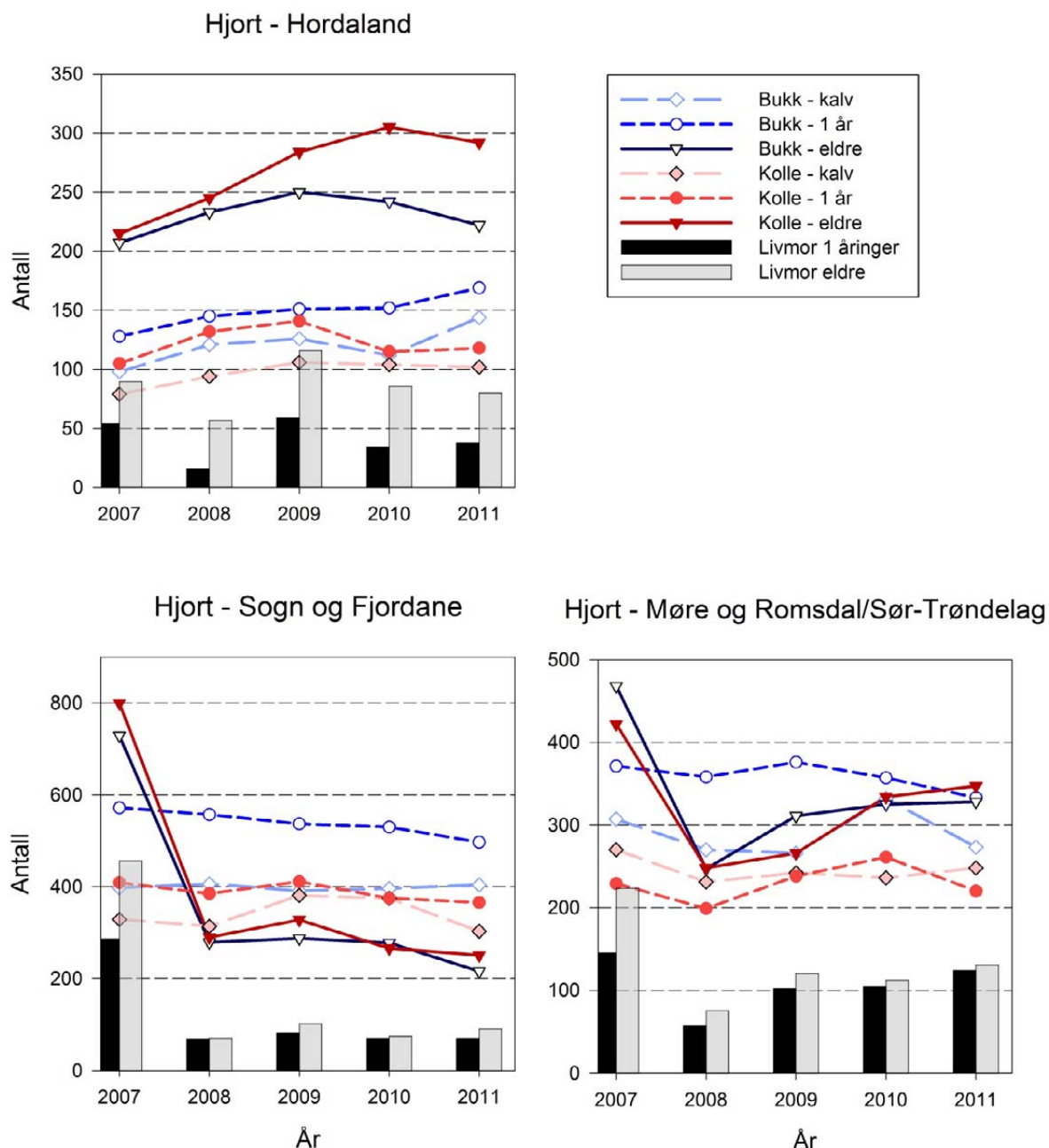
Når det gjelder eggstokker fra kviger og eldre kyr, vil innsamlingen av disse gjennomføres hvert år i Vestfold/Telemark – som nå. I dette området får vi jevnlig inn et tilstrekkelig stort materiale, og fordi brunsten stort sett er over ved jaktstart, kan mye av materialet benyttes til å estimere utviklingen i eggsløsningsraten i ulike aldersgrupper. I de andre områdene har det vært langt vanskeligere å samle inn et tilstrekkelig materiale og sen brunst begrenser verdien av eggstokkene som samles inn lenger nord. I alle områdene utenom Vestfold/Telemark vil vi derfor avvikle denne innsamlingen inntil videre.

Foruten problemet med lavt materialtilfang ser vi også behovet for å undersøke bedre betydningen av potensielle feilkilder ved tolkningen av resultatene fra eggstokkanalysene. Antallet kalver produsert siste år registreres som pigmenterte arr i eggstokkene (antall *corpora rubra*) (Langvatn 1992, Solberg mfl. 2006). På samme vis vil tilstedeværelse av og antallet gule legerer (antall *corpora lutea*) gi informasjon om hvor vidt det enkelte individet har hatt eggsløsning ved fellingstidspunktet, og hvor mange egg som har blitt sluppet. Det er imidlertid mye som tyder på at feilregistreringer og skjeve utvalg påvirker de estimerte verdiene. Særlig for eldre kyr mistenker vi at produksjonen av tvillingkalv overestimeres fordi pigmenterte arr fra tidligere års kalveproduksjon (*corpora albicans*) mistolkes som arr fra siste års kalveproduksjon (*corpora rubra*). I tillegg ser vi at kyrne som inngår i jaktuttaket i mange tilfeller kan utgjøre et skjevt utvalg fordi jegerne velger å felle kyr som ikke er i følge med kalv (Nilsen & Solberg 2006). Denne typen jaktseleksjon kan i verste fall føre til variasjon i fruktbarhet mellom områder og år som i liten grad reflekterer variasjonen i bestanden. Inntil vi besitter mer kunnskap om disse forholdene bør fruktbarhetsratene for eldre kyr tolkes med forsiktighet. Disse forholdene vil ikke påvirke åringskyrne fordi de ikke tidligere har hatt kalv. De årlige eggsløsningsratene estimert for denne aldersgruppen bør derfor kunne gi et presist bilde på utviklingen.

## 3.5 Utviklingstrekk i overvåkingsområdene 1991-2011 – hjort

### 3.5.1 Dataomfang

Totalt har det blitt samlet inn overvåkingsmateriale fra 25 911 kjønns- og aldersbestemte hjort i løpet av jaktseasonene 2007-2011. Fordelingen mellom regioner, kjønns- og alderskategorier framgår av Fig. 3.5.1.1. I løpet av de fem siste åra er det samlet inn og analysert livmor- og eggstokker fra 3200 koller ett år og eldre. Alle kommuner som har inngått i fullskalaovervåkingen (innlevering av alle kjønns- og aldersklasser) har hatt slik innsamling.



Figur 3.5.1.1. Antall innsamlede kjever og livmødre fra de tre overvåkingsregionene for hjort fordelt på kjønns- og aldersgrupper. Materialet omfatter kun individer med kjent kjønn og alder. Livmormaterialet omfatter kun individer hvor materialet har bidratt med relevant informasjon om dyrets reproduksjonsstatus eller -historie.

Erfaringsmessig er livmødre og eggstokker det overvåkingsmaterialet som byr på de største utfordringene for jegerne. Andelen som leverer materiale er relativt lav. I tillegg reduseres materialstørrelsen gjennom at noen har «bommet» på livmoren og levert urinblære, buk fett eller bare deler av kjønnskanalen. Enkelte jegere er også uheldig ved utskjæringen av hinnevevet rundt livmorhornene og kutter bort en eller begge eggstokkene. Spesielt for eldre dyr resulterer dette i mangelfull rekonstruksjon av reproduksjonshistorikken. Atter andre har gjort åpenbare feil ved merkingen av livmormaterialet, slik at individet som merkingen på livmoren viser til umulig kan være det rette. Enkelte ganger lykkes det å rette opp slike feilkoblinger. Andre ganger er dette umulig og materialet må dermed forkastes.

I oppsummeringsrapporten fra overvåkingsprogrammet utgitt i 2010 (Solberg mfl. 2010) ble det presentert resultater fra undersøkelsen av livmødre og eggstokker. På grunn av en feil som hadde oppstått i kildefilen over de historiske reproduksjonsdataene ble disse resultatene feil. Dette er nå oppklart. Korrekte resultater er presentert i kapittel 3.5.4.

Hjortekalvene gjennomgår en betydelig vektøkning i løpet av jaktseasonen (10. september til 23. desember). Maksimal vekt oppnås rundt midten av november da de er omkring 24 % tyngre enn ved jaktstart 10. september. For å ta høyde for at hjorten kan skytes ved forskjellig tidspunkt mellom år og regioner, har vi basert alle analysene på kalvevekter korrigeret til 1. oktober. For ettåringer og koller er det svært moderate vektendringer i løpet av høsten. Det er derfor ikke foretatt noen korrigeringer for disse kategoriene. Det samme gjelder for bukker to år og eldre til tross for at disse gjennomgår betydelig vektendring i løpet av brunsten. Endringene avhenger både av bukkens alder og bestandstettheten (se Mysterud mfl. 2008), men fordi det krever betydelig modellarbeid har vi valgt å ikke justere bukkens vekter i forhold til fellingsdato. Eventuelle endringer i slaktevekter for eldre bukker bør tolkes i lys av dette.

Oppslutningen om registrering av sett hjort synes å være økende. Økt oppslutning bidrar til å øke verdien av og bruken av dette materialet. Et stort løft er nylig gjennomført for flere av overvåkingskommunene, ved at historiske sett hjort-registreringer er punchet og gjort tilgjengelig for effektiv bruk. Dette har vært gjort som ledd i et prosjekt som skal evaluere presisjonen av sett hjort som verktøy i den lokale bestandsforvaltningen. Koblingen mellom informasjon avledet fra overvåkingsprogrammet og informasjon basert på sett hjort-materialet blir et viktig grunnlag for det forestående evalueringsarbeidet.

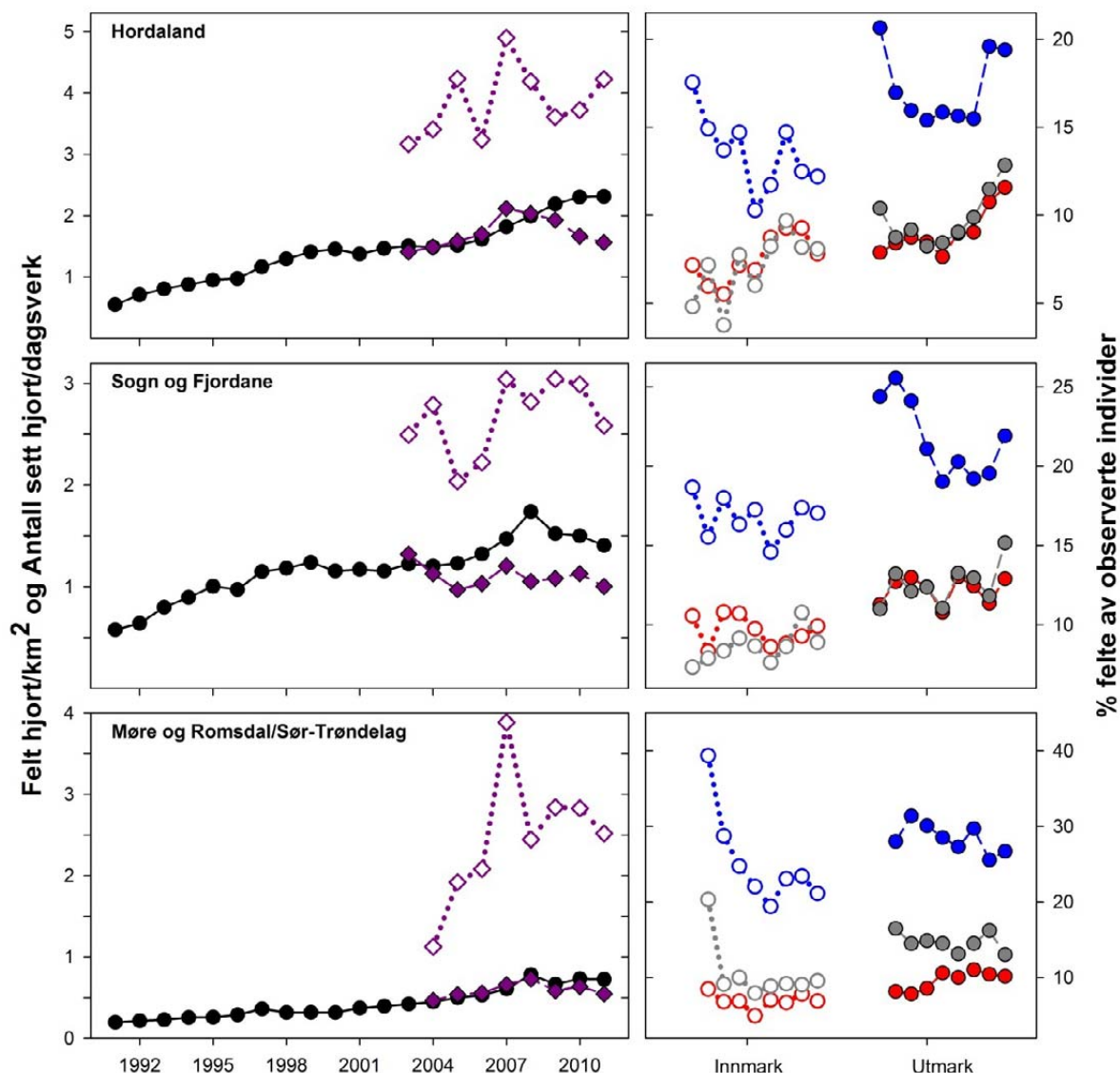
De avledede indeksene fra sett hjort viser i flere sammenhenger tydelige forskjeller mellom resultat avledet fra registreringer gjort under jakt på innmark og under jakt i utmark. Vi presenterer derfor disse resultatene som atskilte tidsserier. Tydeligst er denne forskjellen for tetthetsindeksen antall sett hjort pr. jegerdagsverk.

### 3.5.2 Utviklingen i sett hjort

Antallet sett hjort pr. jegerdagsverk basert på utmarksregistreringer viser moderate mellomårsvariasjoner innen de tre regionene. For Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag synes bestanden å ha vært relativt stabil i hele perioden (Fig. 3.5.2.1). I Hordaland kan vi derimot se en tydelig nedadgående trend siden 2007. I den samme perioden har uttaket av hjort økt i det aktuelle området. Et slikt misforhold mellom tetthetsindeksen og jaktuttaket er ikke uventet i en periode med bevisst reduksjonsavskyting, og tyder på at forvaltningen er konsekvent i sitt ønske om å redusere bestanden.

Inntrykket av at hjortebestanden i Hordaland har blitt redusert siden 2007 underbygges av at jaktrykket på alle kategorier dyr har økt i samme perioden (Fig. 3.5.2.1). I de to andre regionene er det ingen signaler om endret jaktrykk på kalver og koller, men en tendens til redusert jaktrykk, målt som prosent felte av antall observerte dyr, for bukkene. Sistnevnte er i samsvar med resultater som viser økt gjennomsnittsalder for eldre bukker (Kap. 3.5.2) og en utjevning av kjønnsforholdet i bestandene (Fig. 3.5.2.2).

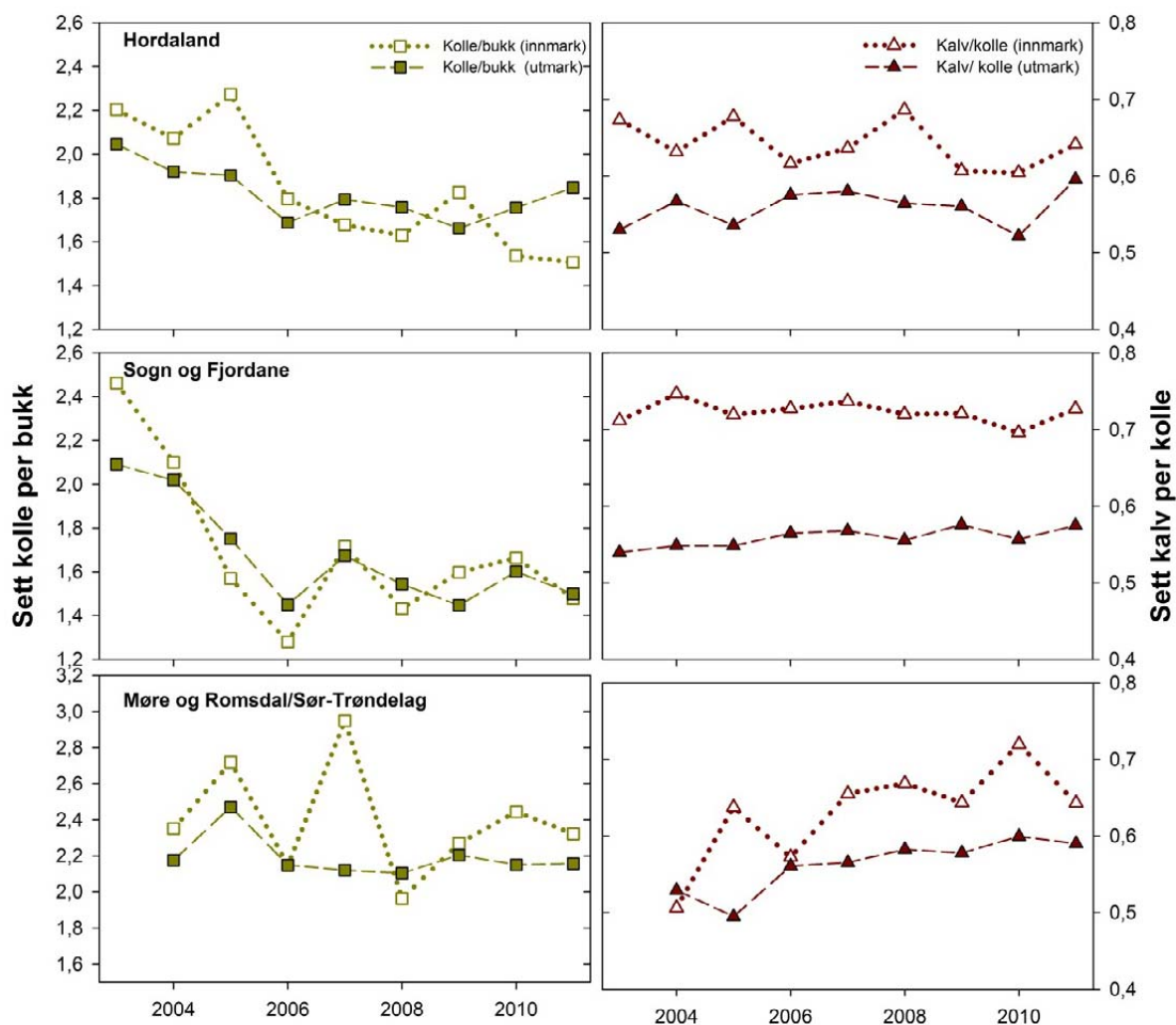
Tetthetsindeksen basert på innmarksregistreringer har store utslag i enkeltår i alle de tre regionene. Det synes ikke å være noen innlysende bestandsmessig forklaring på dette. Det er imidlertid samsvar i utviklingstrendene for både antallet hjort sett pr. dagsverk og jakttrykket, basert på innmarks- og utmarksobservasjoner.



Figur 3.5.2.1. Venstre kolonne: Utviklingen i antall felt hjort pr. km<sup>2</sup> tellende areal (i 2008) i perioden 1991-2011 (fylte sirkler). Data kun fra overvåkingskommuner med sett hjort-data. I tillegg vises utviklingen i antall sett hjort pr. dagsverk fordelt på innmarksjakt (åpne symboler) og utmarksjakt (fylte symboler) i perioden 2003-2011 (2004-2011 for Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag). Høyre figurkolonne: Jakttrykket målt som prosentandelen felte av observerte dyr, for kategoriene kalv (grå symboler), koller (røde symboler) og bukker (blå symboler) fordelt på innmark og utmark. Hvert punkt viser til gjennomsnittsverdiene for det enkelte år i rekkefølgen 2003-2011 (2004-2011 for Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag).

På linje med utviklingstrendene for jakttrykket, viser også kolle pr. bukk og kalv pr. kolle en entydig trendutvikling i innmarks- og utmarksobservasjonene. I Hordaland og i Sogn og Fjordane har det skjedd en markert utjevning av kjønnsforholdet mellom koller og bukker (Fig. 3.5.2.2). I Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag er det minimale endringer i sett kolle pr. bukk. Sett kalv pr. kolle viser derimot en økning for perioden 2004-2011. Det er ikke sannsynlig at dette skyldes økt produktivitet innen aldersgrupper (se Kap. 3.5.4), men kan skyldes endret aldersstruktur i

kollesegmentet grunnet økt uttak av ettårige koller. I de to andre regionene er det ingen sterke trender i antallet sett kalv pr. kolle.



Figur 3.5.2.2. Utvikling i sett kolle pr. bukk (figurkolonne til venstre) og sett kalv pr. kolle (figurkolonne til høyre) innen de ulike overvåkingsregionene for perioden 2003-2011 (2004-2011 for Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag). Indeksene er delt mellom og inn- og utmarksjakt.

### 3.5.3 Gjennomsnittsalder hos eldre dyr

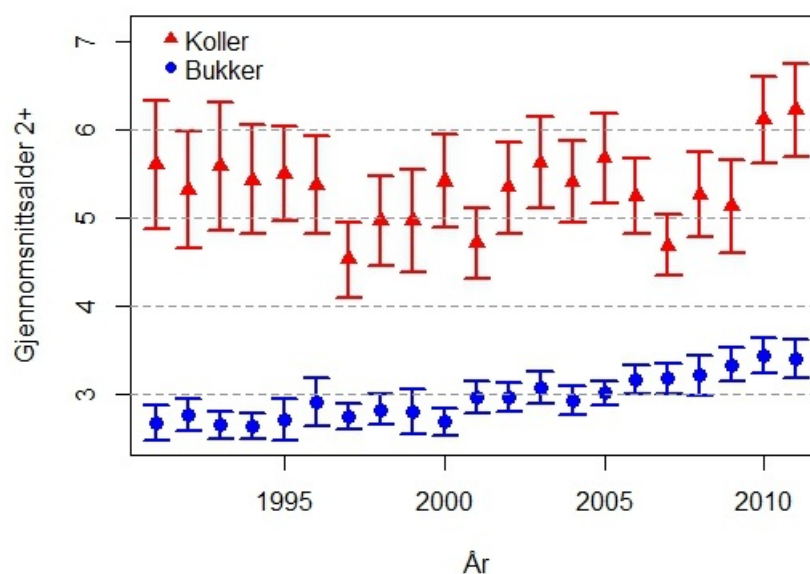
Gjennomsnittsalderen i jaktuttaket av de eldre dyrene gjenspeiler en kombinasjon av bestandens reelle aldersstruktur og jegernes selektive jakttrykk på dyr av forskjellig alder. Endringer i gjennomsnittsalderen i jaktmaterialet vil avspeile endringer i bestandens aldersstruktur dersom jakttrykket innen hver kjønns- og aldersgruppe holdes stabilt mellom år. Det er derfor viktig å ha kunnskap om den lokale forvaltningspraksisen for å tolke endringer i jaktmaterialets alderssammensetning.

Jakttrykket på bukker ett år og eldre har vært høyere enn for koller i tilsvarende aldersklasser gjennom flere tiår (Langvatn & Loison 1999, Veiberg mfl. 2010). Dette har resultert i kjønnsmessig skjeve bestander og i at gjennomsnittsalderen hos bukkene er lavere enn hos kollene. Dette mønster er gjennomgående i alle overvåkingsområdene (Fig. 3.5.3.1- Fig. 3.5.3.3). Gjennom de siste 8-12 åra har det derimot vært en stabil økning av gjennomsnittsalderen hos eldre bukker. Den største og raskeste endringen har skjedd i Hordaland (Fig. 3.5.3.3), mens endringen i Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag har vært mer beskjedne (Fig. 3.5.3.1). I sistnevnte område hadde bukkene i tillegg den laveste gjennomsnittsalderen ved starten av overvåkingsprogrammet. En gjennomgående målsetning innen hjorteforvaltningen har vært å øke an-



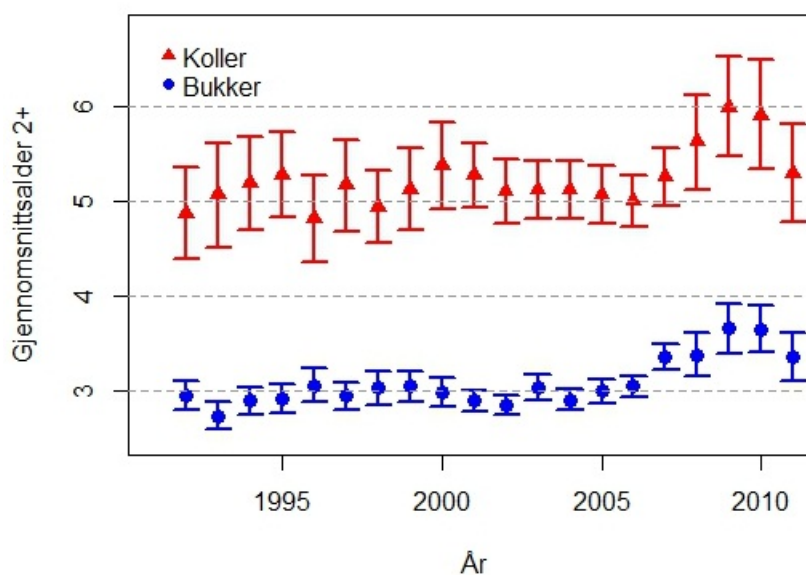
delen eldre bukker i bestandene. Dette synes å være oppnådd, men utviklingen skjer likevel i et moderat tempo. Gjennom tydeligere verktøybruk kan raske endringer i bestandsstrukturen oppnås med enkle og kontrollerbare grep (Veiberg mfl. 2010). I Sogn og Fjordane var det for 2011 et markert avvik fra den forventede trendutviklingen (Fig. 3.5.3.2). Det gjenstår å se om dette skyldes reelle bestandsmessige endringer eller er forårsaket av tilfeldig mellomårsvariasjon i jegernes jakttrykk.

### Møre og Romsdal/Sør-Tr.



Figur 3.5.3.1. Gjennomsnittlig alder ( $\pm 2SE$ ) for koller og bukker to år og eldre i det innleverte overvåkingsmaterialet fra region Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag i perioden 1991-2011.

### Sogn og Fjordane

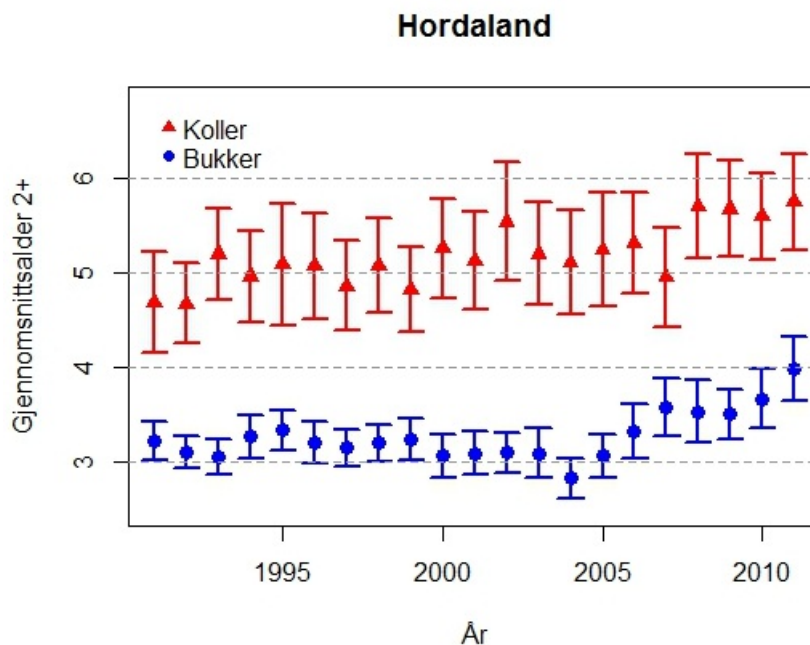


Figur 3.5.3.2. Gjennomsnittlig alder ( $\pm 2SE$ ) for koller og bukker to år og eldre i det innleverte overvåkingsmaterialet fra region Sogn og Fjordane i perioden 1992-2011.

Det lavere jakttrykket på kollene enn bukkene har resultert i høyere gjennomsnittsalder blant eldre dyr, og i betydelig større spredning i jaktmaterialets aldersfordeling. Sett under ett, har



det vært en økning i gjennomsnittsalderen for kollene i de to sørligste regionene i overvåkingsperioden. For Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag har det ikke vært noen signifikant endring. Utviklingen de siste fem åra kan likevel antyde en gryende økning. Økt gjennomsnittsalder blant kollene kan skyldes redusert jakttrykk på denne gruppen. Vi vet at bestandsveksten i løpet av overvåkingsperioden har vært stor i alle de tre regionene. For Hordaland og Sogn og Fjordane synes det som om økningen i jегernes uttak av eldre hodyr ikke har skjedd like raskt som bestandsveksten.



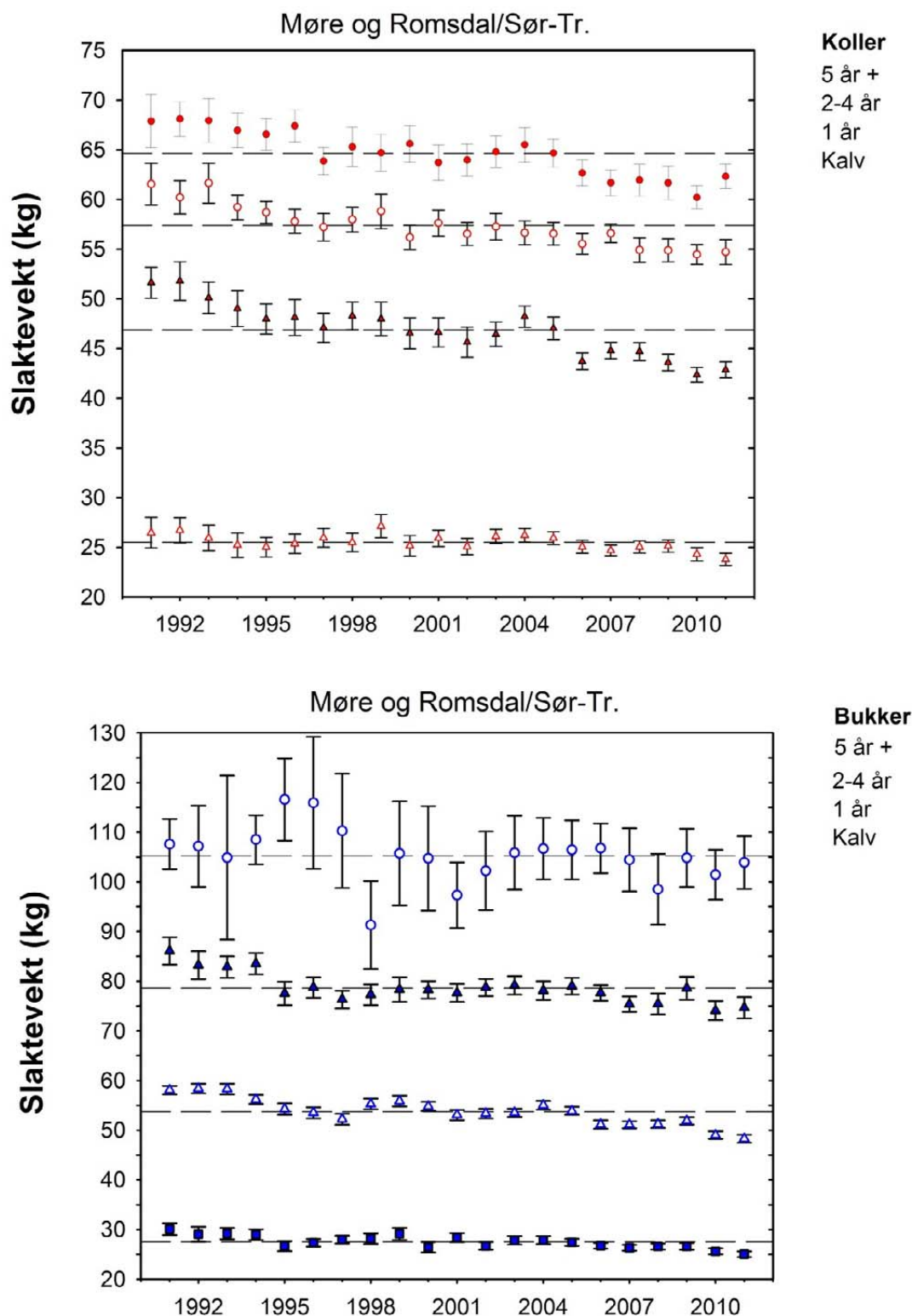
Figur 3.5.3.3. Gjennomsnittlig alder ( $\pm 2SE$ ) for koller og bukker to år og eldre i det innleverte overvåkingsmaterialet fra region Hordaland i perioden 1991-2011.

### 3.5.4 Utvikling i slaktevekter

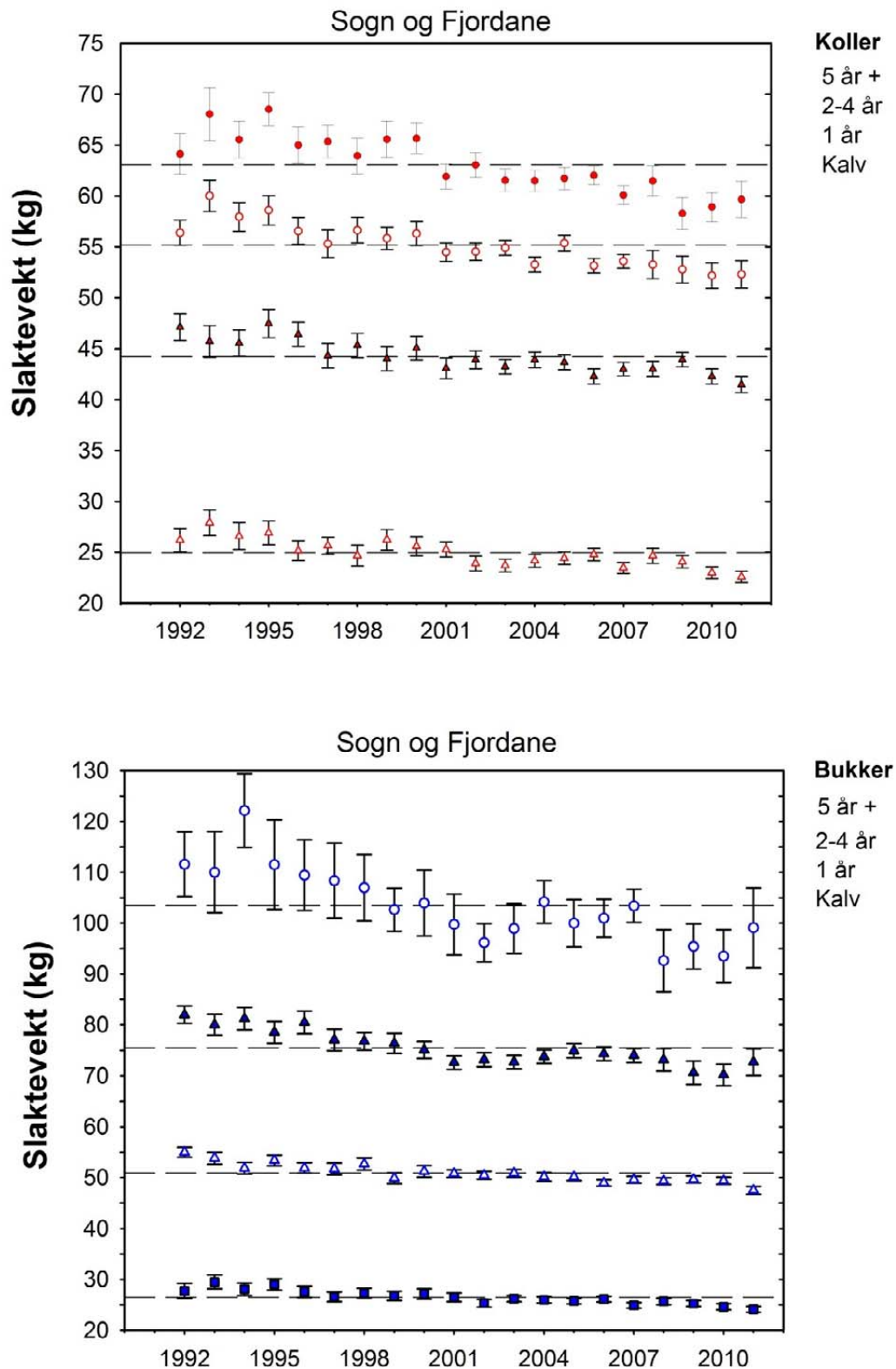
Dyras vekt er nært relatert til individers produktivitet, vitalitet og overlevelse. I overvåkings-sammenheng er derfor dette en svært viktig variabel. For jegerne og den lokale forvaltningen er vektutviklingen noe som er omfattet med stor interesse og intuitiv forståelse. Det er derimot avgjørende at bare vekter fra dyr som er nøyaktig veid inkluderes i dette materialet.

Med ett eneste unntak har det vært en markert og signifikant nedgang i gjennomsnittsvekter i alle regioner og for alle de undersøkte kjønns- og aldersklassene (Tabell 3.5.4.1, Fig. 3.5.4.1 - Fig. 3.5.4.3). Som grunnlag for vektberegningene i Tabell 3.5.4.1, ble det tilpasset lineære regresjonskurver (trendlinjer) til datamaterialet over årlige snittvekter for den enkelte inndelingsklasse og region. Disse regresjonsfunksjonene ble deretter brukt for å estimere vekter for de ulike kjønns- og aldersklassene for 1991 og 2011. Hvilke inndelingsklasser som viser den største endringen i løpet av overvåkingsperioden varierer noe mellom regioner, men bare tre av de 24 gruppene viser en vektreduksjon på mindre enn 10 %. For åtte av gruppene er vektredgangen på 15 % eller mer.

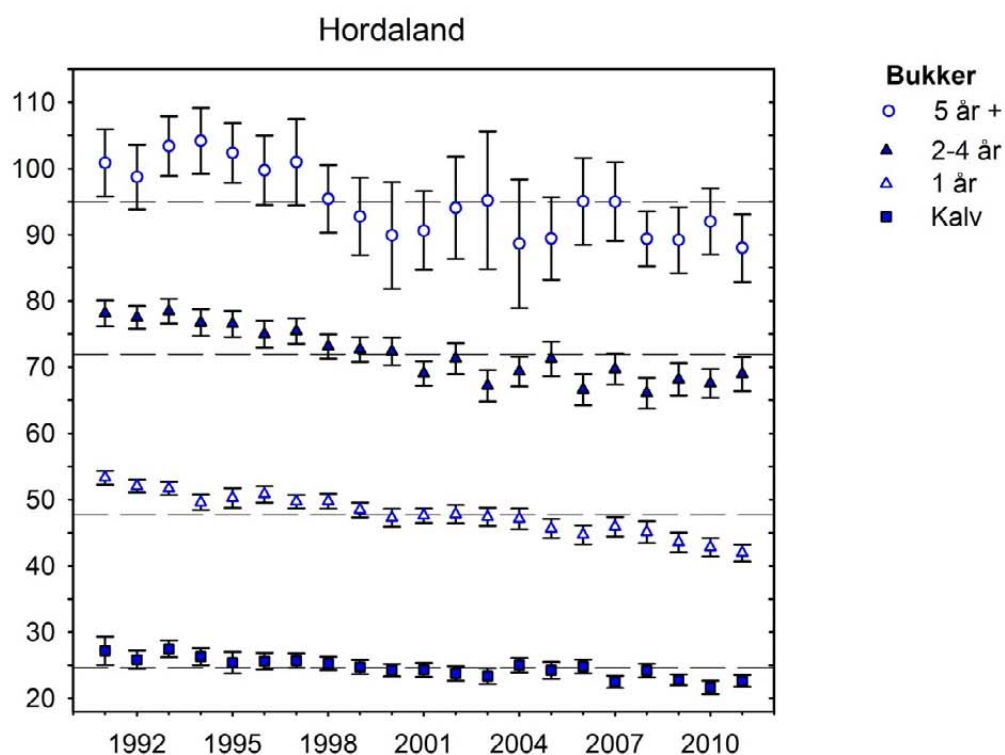
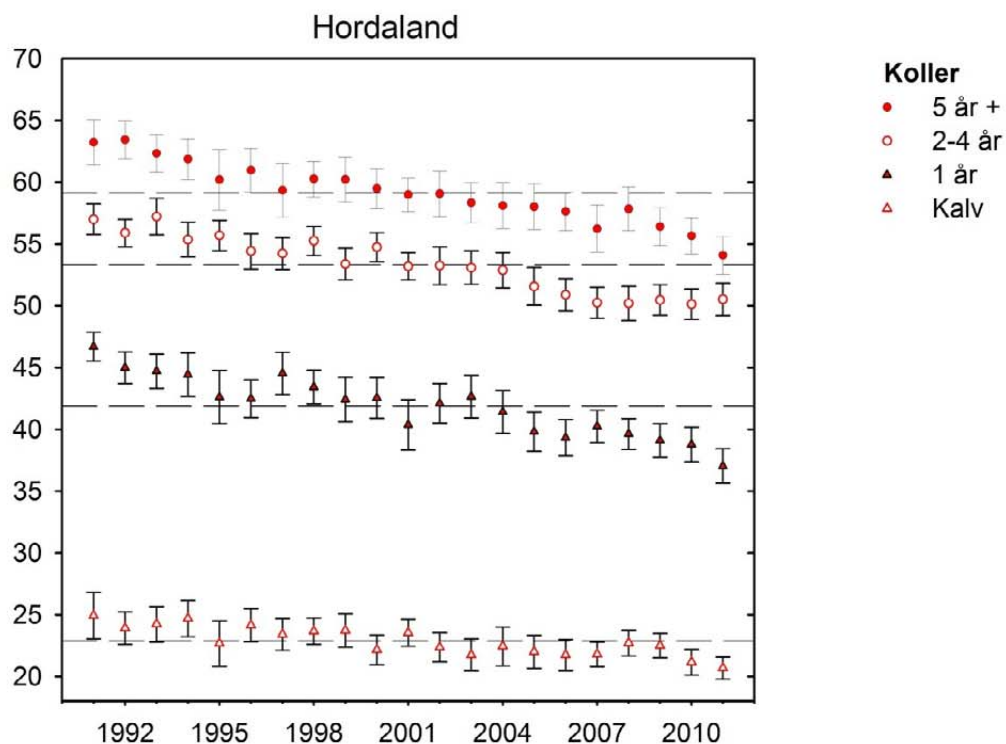
Bukkene er ikke fullvoksne før de blir 7-8 år. I tillegg er den eldste gruppen av bukkene den minst tallrike gruppen i materialet. De årlige gjennomsnittsvektene for denne gruppen er derfor følsom for tilfeldig variasjon i alderssammensetningen av de eldste bukkene i jaktuttaket. Dette gjenspeiles i den store variasjonsbredden for snittvektene (Fig. 3.5.4.1 - Fig. 3.5.4.3). På tross av økende fokus på den negative vektutviklingen i hjortebestanden, er det ingen tegn til at den nedadgående trenden innen overvåkingsområdene er i ferd med å brytes.



Figur 3.5.4.1. Utvikling i gjennomsnittlig slaktevekt ( $\pm 2SE$ ) for fire alderskategorier av koller (øverst) og bukker (nederst) i Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag. Materialet dekker perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsvekt for de enkelte kategoriene gjennom hele perioden. Vektene for kalver er korrigert til forventet vekt 1. oktober.



Figur 3.5.4.2. Utvikling i gjennomsnittlig slaktevekt ( $\pm 2SE$ ) for fire alderskategorier av koller (øverst) og bukker (nederst) i Sogn og Fjordane. Materialet dekker perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsvekt for de enkelte kategoriene gjennom hele perioden. Vektene for kalver er korrigert til forventet vekt 1. oktober.



Figur 3.5.4.3. Utvikling i gjennomsnittlig slaktevekt ( $\pm 2SE$ ) for fire alderskategorier av koller (øverst) og bukker (nederst) i Hordaland. Materialet dekker perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsvekt for de enkelte kategoriene gjennom hele perioden. Vektene for kalver er korrigert til forventet vekt 1. oktober.

Tabell 3.5.4.1. Estimerte gjennomsnittsvæker for 1991 og 2011 for ulike kjønns- og aldersklasser i de tre overvåkingsregionene. Vektdiff. (kg) er differansen mellom 1991- og 2011-væktene. Vektdiff (%) viser den prosentvise andelen som vektreduksjonen utgjør av 1991-væktene.

Region	Kjønn	Alderskategori	Vekt 1991 (kg)	Vekt 2011 (kg)	Vektdiff. (kg)	Vektdiff. (%)
Hordaland	Kolle	Kalv	24,5	21,2	3,3	-13 %
Hordaland	Kolle	1 år	45,6	38,2	7,4	-16 %
Hordaland	Kolle	2-4 år	56,9	49,7	7,2	-13 %
Hordaland	Kolle	5+	62,9	55,3	7,6	-12 %
Sogn og Fj.	Kolle	Kalv	27,0	23,1	4,0	-15 %
Sogn og Fj.	Kolle	1 år	46,8	41,9	4,8	-10 %
Sogn og Fj.	Kolle	2-4 år	58,6	52,1	6,6	-11 %
Sogn og Fj.	Kolle	5+	67,6	59,0	8,6	-13 %
M og R/Sør-Tr.	Kolle	Kalv	26,3	24,7	1,6	-6 %
M og R/Sør-Tr.	Kolle	1 år	50,8	43,0	7,8	-15 %
M og R/Sør-Tr.	Kolle	2-4 år	60,5	54,3	6,2	-10 %
M og R/Sør-Tr.	Kolle	5+	68,0	61,2	6,8	-10 %
Hordaland	Bukk	Kalv	26,8	22,5	4,3	-16 %
Hordaland	Bukk	1 år	52,6	42,9	9,8	-19 %
Hordaland	Bukk	2-4 år	77,9	66,0	12,0	-15 %
Hordaland	Bukk	5+	101,8	88,0	13,8	-14 %
Sogn og Fj.	Bukk	Kalv	28,8	24,4	4,3	-15 %
Sogn og Fj.	Bukk	1 år	53,8	48,3	5,6	-10 %
Sogn og Fj.	Bukk	2-4 år	81,0	70,4	10,6	-13 %
Sogn og Fj.	Bukk	5+	114,2	93,8	20,4	-18 %
M og R/Sør-Tr.	Bukk	Kalv	29,2	25,9	3,3	-11 %
M og R/Sør-Tr.	Bukk	1 år	57,6	49,8	7,8	-13 %
M og R/Sør-Tr.	Bukk	2-4 år	82,4	74,8	7,5	-9 %
M og R/Sør-Tr.	Bukk	5+	108,6	102,2	*6,5	*-6 %

\*: Vektreduksjonen er ikke signifikant

### 3.5.5 Utvikling i reproduksjon

Hovedformålet med innsamlingen av livmødre og eggstokker gjennom de siste åra har vært å følge utviklingen i alder for førstegangs reproduksjon. Et uttrykk for dette er andelen 2-åringer som kalver, eller hvor stor del av høstens 1,5-åringer som kommer i brunst, blir drektige og kalver påfølgende vår. Reproduksjonsmateriale fra 2-, 3- og 4-åringer har blitt brukt som grunnlag i dette arbeidet. Hver drektighet og kalveproduksjon resulterer i et pigmentert arr i en av mordyrets to eggstokker. Rekonstruksjon av dyras reproduksjonshistorikk kan derfor gjøres gjennom registrering av arrdannelser i formalinfikserte eggstokker (Langvatn mfl. 1994). Funn av røde arr i eggstokkene hos 2-åringene har bekreftet kalving samme år. Livmoren hos dyr som har hatt født kalv har tydelige kjennetegn som skiller den fra dyr som ennå ikke har født kalv. For en vesentlig andel av 2-åringene har ytre undersøkelse av livmor vært tilstrekkelig for å bekrefte hvorvidt individet har født kalv eller ikke. Pigmenteringen i arrene avtar derimot med tiden. Presisjonen på rekonstruksjonen av det enkelte individs reproduksjonshistorikk avtar derfor med alder. Av denne årsak ble bare materiale fra de nevnte aldersklassene benyttet i denne analysen. Materialet fra 3- og 4-åringene ble brukt til å bekrefte hvorvidt det enkelte individ fødte kalv som 2-åring eller ikke. Dette ble gjort for å øke datamengden for den enkelte årsklassen. En antakelse i dette arbeidet har vært at individer ikke har hvileår mellom påfølgende reproduksjoner. For å dobbeltsjekke resultatene har de påfølgende analysene blitt gjen-

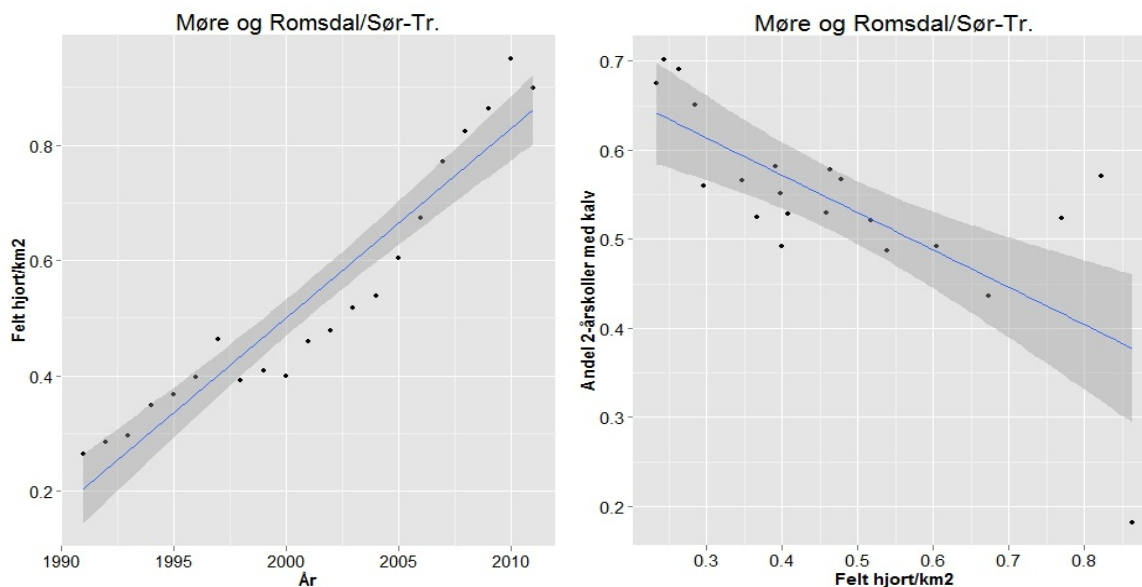
nomført på materiale basert på 2-, 3- og 4-åringene samlet, og på materialet utelukkende bestående av individer som ble felt som 2-åringer. Resultatene var entydige.

Sammenhengen mellom økende kroppsvekt og økende sannsynlighet for at koller kommer i brunst som 1,5-åringer er vist i tidligere arbeid (Langvatn, mfl. 1996, 2004). De negative konsekvensene som økt bestandstetthet har for individers vektutvikling er også grundig dokumentert for hjort spesielt (Mysterud mfl. 2001) og for større beitedyr generelt (Bonenfant mfl. 2009). Vi har med andre ord sterke forventninger om redusert produktivitet med økende bestandstetthet. Hvor raskt en slik utvikling skjer og hvilken produktivitet en vil ha ved en gitt bestandstetthet, vil derimot variere mellom områder som følge av varierende leveforhold (primært beite) og forekomsten av andre beitedyrarter. Vi har tatt for oss situasjonen i hver av de eksisterende overvåkingsregionene.

### 3.5.5.1 Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag

Materialet av livmødre og eggstokker fra Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag stammer fra de sju kommunene som har vært involvert i overvåkingsprogrammet gjennom den siste femårsperioden. Omfanget av den enkelte kommunes medvirkning i dette innsamlingsarbeidet varierer, men innsamlingsperioden for regionen strekker seg fra 1991-2011. Data fra 2147 individer med kjent reproduksjonshistorikk i aldersgruppen 2-4 år inngår i overvåkingsmaterialet som er brukt i analysene.

Bestandstettheten av hjort i regionen har vært systematisk lavere enn i de to andre overvåkingsregionene. Den prosentvise økningen i bestandstetthet i perioden 1991-2011 er på sin side større enn i Sogn og Fjordane, men mindre enn i Hordaland. I den aktuelle perioden har bestandstettheten, målt som antall felte hjort pr. 1 km<sup>2</sup> tellende areal, økt betydelig, fra ca. 0,20 i 1991 til ca. 0,85 i 2011 (Fig. 3.5.5.1). Samtidig er andelen kalvende 2-åringer redusert fra ca. 66 % i 1991 til ca. 38 % i dag (Fig. 3.5.5.1). Nedgangen representerer en reduksjon på 42 %.



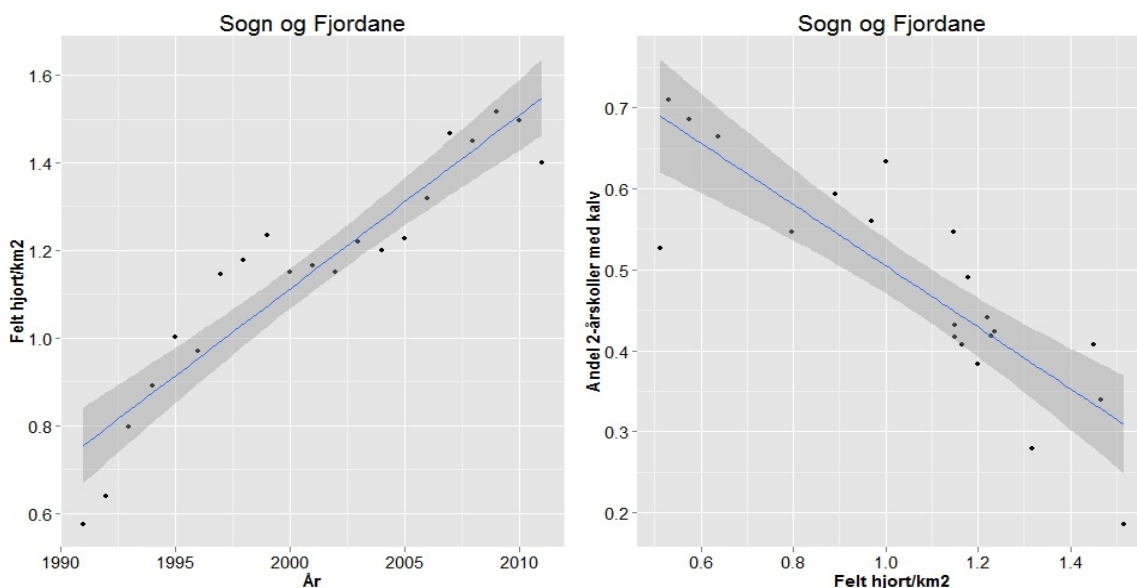
Figur 3.5.5.1. Figuren til venstre viser utviklingen i bestandstetthet målt som antall felte hjort pr. km<sup>2</sup> tellende areal i perioden 1991-2011 i overvåkingsregion Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag (Kilde: SSB). Figuren til høyre viser forholdet mellom andelen 2-årskoller som føder kalv og bestandstettheten (målt som antall felte hjort pr. km<sup>2</sup> tellende areal det året kollene ble født) i overvåkingsregion Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag.



### 3.5.5.2 Sogn og Fjordane

Materialet av livmødre og eggstokker fra Sogn og Fjordane stammer fra kommunene Flora, Bremanger, Eid, Hornindal, Gloppen og Stryn. Omfanget av den enkelte kommunes medvirkning i dette innsamlingsarbeidet varierer, men innsamlingsperioden for regionen strekker seg fra 1992-2011. Data fra 3714 individer med kjent reproduksjonshistorikk i aldersgruppen 2-4 år inngår i overvåkingsmaterialet som er brukt i analysene.

I løpet av overvåkingsperioden har det vært en kraftig økning i bestandstettheten, målt som antall felte hjort pr. km<sup>2</sup> tellende areal, fra ca. 0,75 i 1991 til ca. 1,55 i 2011 (Fig. 3.5.5.2). Samtidig er andelen kalvende 2-åringer redusert fra ca. 69 % i 1992 til dagens nivå på ca. 31 % (Fig. 3.5.5.2). Nedgangen representerer en reduksjon i 2-åringenes kalvingsrate på 55 %.



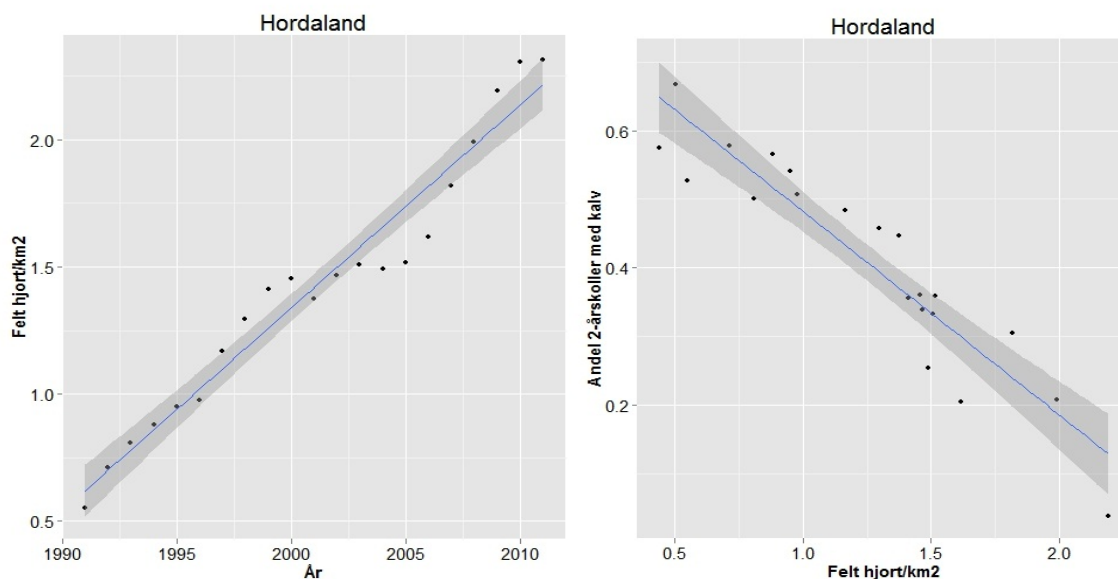
Figur 3.5.5.2. Figuren til venstre viser utviklingen i bestandstetthet målt som antall felte hjort pr. km<sup>2</sup> tellende areal i perioden 1992-2011 i overvåkingsregion Sogn og Fjordane (Kilde: SSB). Figuren til høyre viser forholdet mellom andelen 2-årskoller som føder kalv og bestandstetthet (målt som antall felte hjort pr. km<sup>2</sup> tellende areal det året kollene ble født) i overvåkingsregion Sogn og Fjordane.

### 3.5.5.3 Hordaland

Det har blitt samlet inn livmødre og eggstokker fra Hordaland gjennom hele overvåkingsperioden fra 1991-2011. En del materiale har også blitt samlet inn fra de kommunene som var inkludert i denne regionen i overvåkingsprogrammets første halvdel (se Vedlegg 7.5). For å sikre et mest mulig enhetlig materiale har vi bare inkludert datagrunnlaget fra Kvinnherad i de følgende analysene.

Fra Kvinnherad fantes det materiale fra 1241 individer med kjent reproduksjonshistorikk i de aktuelle aldersklassene. Gjennom overvåkingsperioden har det vært en kraftig økning i bestandstettheten, målt som antall felte hjort pr. km<sup>2</sup> tellende areal, fra ca. 0,6 i 1991 til ca. 2,2 i 2011 (Fig. 3.5.5.3). Samtidig er andelen kalvende 2-åringer redusert fra ca. 63 % i 1991 til dagens nivå på ca. 13 % (Fig. 3.5.5.3). Denne nedgangen representerer en reduksjon i 2-åringenes kalvingsrate på hele 80 %.





Figur 3.5.5.3. Figuren til venstre viser utviklingen i bestandstetthet målt som antall felte hjort pr. km<sup>2</sup> tellende areal i perioden 1991-2011 i overvåkingsregion Hordaland (Kilde: SSB). Figuren til høyre viser forholdet mellom andelen 2-årskoller som føder kalv og bestandstetthet (målt som antall felte hjort pr. km<sup>2</sup> tellende areal det året kollene ble født) i overvåkingsregion Hordaland.

### 3.5.6 Samlet vurdering av tilstand og utvikling i overvåkingsområdene for hjort

Ser vi hele overvåkingsperioden (1991-2011) under ett, har bestandsutviklingen i alle de tre overvåkingsregionene for hjort vært preget av tre forhold: i) Bestandsvekst, ii) vektreduksjon og iii) redusert produktivitet hos 2-åringene. Den reduserte kalvingsandelen hos 2-åringene skyldes i hovedsak reduserte høstvekter, som igjen i all hovedsak er en effekt av økte bestandstettheter. Det er også naturlig at vi finner den største endringen i Hordaland (Kvinnherad), der bestandsveksten i den aktuelle perioden har vært størst, og er den regionen hvor hjortetettheten pr. i dag er høyest. At produktiviteten hos 2-åringene i Kvinnherad er redusert med hele 80 %, er en alvorlig tankevekker. Det er også verdt å poengtere at denne utviklingen ikke bare skjer isolert hos denne aldersklassen, men forplanter seg videre i form av redusert produktivitet også hos 3-åringene. To til fire år gamle koller representerer ca. 40 % av alle potensielt reproduserende individer. Den samlede effekten på bestandsnivå er derfor en betydelig reduksjon i bestandstilveksten målt som antall kalver født pr. kolle to år og eldre. Utviklingen i de to andre regionene har ikke kommet like langt, men er på samme spor. Det er derfor viktig med en bevisstgjøring om den forestående forventede utviklingen dersom bestandsveksten ikke stoppes.

Basert på analysene av sett hjort-materialet er det god grunn til å tro at hjortebestanden i Hordaland (Kvinnherad) er i ferd med å bli redusert. Dette er et nødvendig grep for å motvirke den negative utviklingen for kroppsvekter og produktivitet. Det finnes derimot lite erfaringsmateriale å støtte seg til med hensyn til hvor stor bestandsreduksjon som må til for å snu utviklingen, og hvor lang tid med lavere bestandstettheter som må til før dette omsettes i økte gjennomsnittsvekter og økt produktivitet. Snuoperasjonen som nå er iverksatt i Kvinnherad blir derfor et viktig utstillingsvindu for resten av hjortenorge.

Sett hjort-materialet viser også at Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag er regionen med skjevst kjønns sammensetning i bestanden. Dette er illustrert både gjennom bukk:kolle-forholdet, jakttrykket på bukker generelt og gjennomsnittsalderen for bukker to år og eldre. En slik kjønns- og aldersstruktur kjennetegner bestander med stort vekstpotensiale. Det er viktig at den lokale forvaltningen er innforstått med at en slik bestandsstruktur representerer en større forvaltningsmessig utfordring enn en bestand med jevnere kjønnsforhold. Både sett hjort-materialet og fellingstallene tyder derimot på at bestandssituasjonen på regionsnivå har vært stabil gjennom den siste femårsperioden både i Sogn og Fjordane og i Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag.

Likevel fortsetter den negative trenden i vektutviklingen, spesielt for de to yngste aldersklassene. Dersom dette gjenspeiler den generelle utviklingstrenden i bestanden, og gitt at tetthetsindeksene gir et reelt bilde av utviklingen, tyder dette på at levevilkårene blir stadig forringet selv uten videre vekst i bestanden. Det kan derfor være ønskelig å senke bestandene noe i en periode for å se hvordan dette slår ut for de ulike overvåkingsparameterne.

### **3.5.7 Utfordringer for den framtidige hjorteviltforvaltningen og bestands- overvåkings rolle**

Fra og med 2012 utvides jakttiden for hjort. Den gamle ordinære jakttiden startet 10. september og sluttet 15. november. I den nye jaktidsforskriften (FOR 2012-03-01 nr. 190) er jaktstart satt til 1. september og sluttdato til 23. desember. Bakgrunnen for denne utvidelsen har vært flerdelt, men noen av de viktigste argumentene har vært ønsket om å bidra til bedre omfordeling av hjorten som jaktressurs, redusere behovet for tildeling av skadefellingsløyver før jaktstart, utvide grunneiernes muligheter for hjortejaktrelatert næringsvirksomhet, og hindre at jaktidsbestemmelsene representerer avgrensinger i forhold til den lokale forvaltningens muligheter til å nå vedtatte forvaltningsmål. Hvordan utvidelsen av hjortejakta påvirker de nevnte forholdene gjenstår å se.

I enkelte kommuner registrerer vi at en større eller mindre andel av det som oppgis å være ettårige koller i virkeligheten er eldre koller (to år eller eldre). Dette er uten betydning for overvåkingsprogrammet siden all aldersbestemmelse gjennomføres av prosjektets egne medarbeidere. For kommunen som mottar jegerens rapporteringer uten mulighet for kontrollsjekk, vil dette derimot forplante seg som en feil videre inn i den samlede fellingsrapporten. Mange bestandsplaner inneholder også konkrete målsetninger for uttak av ettårskoller. Når jegerkorpset derimot mangler kunnskap om aldersbestemmelse av unge dyr blir det vanskelig å kontrollere hvor vidt man når vedtatte målsetninger om jaktuttakets sammensetning eller ikke. Det må likevel understrekes at jegerne i de aller fleste tilfeller skiller korrekt mellom de tre alderskategoriene kalv, ettåring og eldre dyr.

I sett hjort/elg-sammenheng viser benevnelsen jegerdagsverk i realiteten til den enkelte jaktøkt (hver linje på sett hjort-skjemaet) slik dette er registrert i Hjorteviltregisteret. Dette innebærer at hver enkelt jeger som deltar på en jaktøkt, uavhengig av antall timer jaktet, representerer ett jegerdagsverk. Denne forenklingen bygger på forutsetningen om at det er liten variasjon i den enkelte jaktøktens varighet, eller at forholdet mellom lange og korte jaktøkter er stabilt i løpet av den aktuelle sammenligningsperioden. Vi vil i forbindelse med et evalueringsprosjekt for bruken av sett hjort/elg se hvor vidt denne forenklingen resulterer i systematiske avvik i forhold til bruk av den mer finskalerte indeksen sett dyr pr. jegerstime.

Tetthetsindeksen basert på innmarksregistreringer har store utslag i enkeltår i alle de tre regionene. Det synes ikke å være noen innlysende bestandsmessig forklaring på dette. Sammenligner vi antall registrerte jegerdagsverk for jakt på innmark og i utmark, utgjør tidsforbruket ved innmarksjakt i gjennomsnitt 30 % av tidsforbruket registrert for utmarksjakt på tvers av regioner og år. Regner vi om tidsforbruket til faktiske timer jaktet utgjør innmarksjakta i gjennomsnitt bare 18 % av tidsforbruket ved utmarksjakt. Observasjonsmaterialet viser også at jegere observerer i gjennomsnitt 3 ganger så mange hjort pr. jegerdagsverk, eller hele 4,9 ganger så mange hjort pr. jegerstime ved innmarksjakt versus utmarksjakt. En nærmere tolking av utviklingen for antall sett hjort pr. jegerdagsverk basert på innmarksobservasjonene får vente til resultatene fra det nevnte evalueringsprosjektet foreligger. Den tydelige forskjellen i resultatene basert på inn- og utmarksregistreringer illustrerer viktigheten av å skille mellom disse jakttypene, i alle fall for denne indeksen.

#### **3.5.7.1 Gjennomgående redusert produktivitet**

De tydelige endringene i form av reduserte kroppsvekter og redusert produktivitet er primært et problem for bestandsforvaltningen, og i mindre for hjorten selv. Resultatene presentert her viser med all mulig tydelighet hvilke effekter økt bestandstetthet har på slaktevektene. Utviklingen har vært både forutsigbar og varslet, men har likevel fått skje på tross av lokale målset-

ninger om det motsatte. Dette understreker viktigheten av gode styringsverktøy i bestandsforvaltningen og nødvendigheten av å tørre å ta effektive forvaltningsgrep. Den videre utviklingen framover blir en viktig erfaring for hjorteforvaltningen på Vestlandet, men også for kommuner i andre deler av hjortens utbredelsesområde.

### 3.5.7.2 Endringer i overvåkingsprogrammet sin hjortedel

I de tre eksisterende overvåkingsregionene for hjort fortsetter innsamlingen av kjever og individdata i åtte av de 14 kommunene som har deltatt de siste fem åra. Kommunene som siden 2008 bare har samlet inn kjever fra kalver og ettåringer (Bremanger, Eid, Hornindal, Stryn, Aure og Agdenes) tas ut av overvåkingsprogrammet. I tillegg avsluttes innsamlingen av livmødre fra hunndyr ett år og eldre i de gjenværende kommunene (Tabell 3.5.7.1).

Med bakgrunn i at hjortebestanden har økt i flere regioner utenfor de tradisjonelt tetteste hjorteområdene, er det naturlig at den nasjonale bestandsovervåkingen også reflekterer dette. Vi har derfor besluttet å etablere en ny overvåkingsregion i Oppland og en ny region i Vestfold/Telemark (Tabell 3.5.7.1). Det blir spennende å få bedre innblikk i hva som er situasjonen i disse områdene, og vi håper på et fruktbart samarbeid i åra framover.

*Tabell 3.5.7.1. Oversikt over kommuner som deltar i innsamlingsarbeidet av jaktmateriale fra hjort i den kommende femårsperioden (2012-2016). Det samles inn underkjever fra alle felte dyr og livmor/eggstokker fra alle felte hunndyr ett år og eldre.*

Region	Kommune	Underkjever	Livmor/eggstokker
Sør-Trøndelag	Hemne, Snillfjord, Orkdal, Meldal, Rennebu	x	
Sogn og Fjordane	Flora, Gloppen	x	
Hordaland	Kvinnherad	x	
Oppland	Lom, Nord-Fron, Sel, Vågå	x	x
Vestfold/Telemark	Drangedal, Lardal, Nome, Siljan, Skien	x	x



Foto: Vebjørn Veiberg

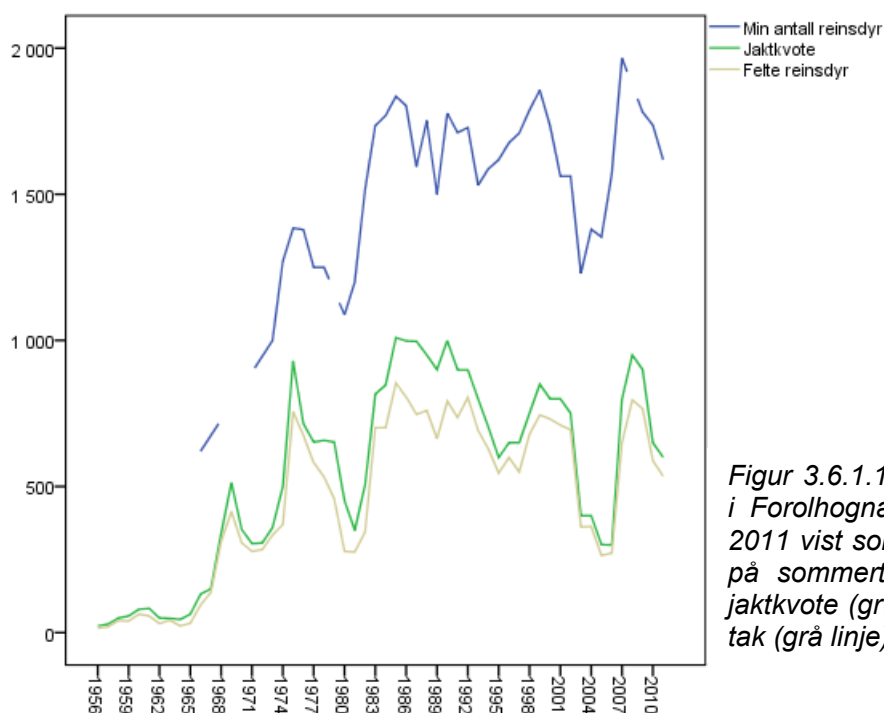
## 3.6 Utviklingstrekk i overvåkingsområdene 1991-2011 – villrein

### 3.6.1 Forolhogna

#### 3.6.1.1 Bestandsutvikling i Forolhogna

Forolhogna ble etablert som villreinområde på slutten av 1950-tallet. I de første åra ble det bare tillatt jakt på bukk og bestanden hadde en planlagt vekst fram til begynnelsen av 1980-tallet. Etter den tid har bestandsmålet ligget ved 1600-1700 vinterdyr. Villreinstammen i Forolhogna har vært kjennetegnet av høye slaktevekter og jevn og høy kalveproduksjon. Kontrollen med bestandsforvaltningen har også vært stor og det har vært en nær sammenheng mellom utskrevet jaktkvote og fellingsresultatet. Fra og med 1999 ble bestanden i Forolhogna betydelig redusert og antall reinsdyr i vinterbestanden var i en periode langt mindre enn vedtatt i gjeldende driftsplan. For å øke bestandsstørrelsen ble jaktkvotene redusert i de etterfølgende åra og jakttrykket ble dreid mot større avskyting av bukk med den følge at andelen voksen bukk i stammen sank betraktelig (Fig. 3.6.1.3). Ved utgangen av inneværende overvåkingsperiode er bestandsstørrelsen i Forolhogna ved bestandsmålet. Oppslutningen om overvåkingsprogrammet har vært svært god og Forolhogna er av den grunn et av de områdene hvor vi har best dokumentasjon på bestands- og kondisjonsutviklingen.

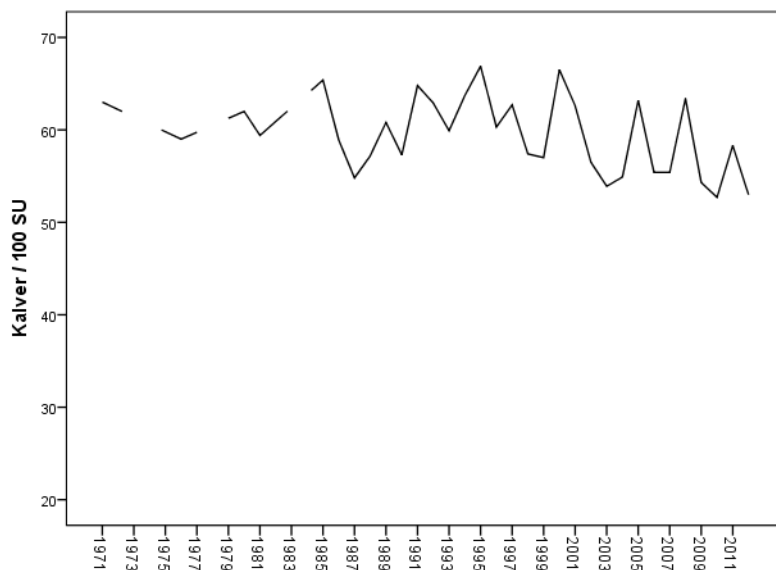
I overvåkingsprogrammet representerer Forolhogna et villreinområde med høy avkastning og relativt stabil bestandsutvikling.



Figur 3.6.1.1. Bestandsutvikling i Forolhogna i perioden 1956-2011 vist som antall rein funnet på sommertellinger (blå linje), jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (grå linje).

#### 3.6.1.2 Kalvetellinger i Forolhogna

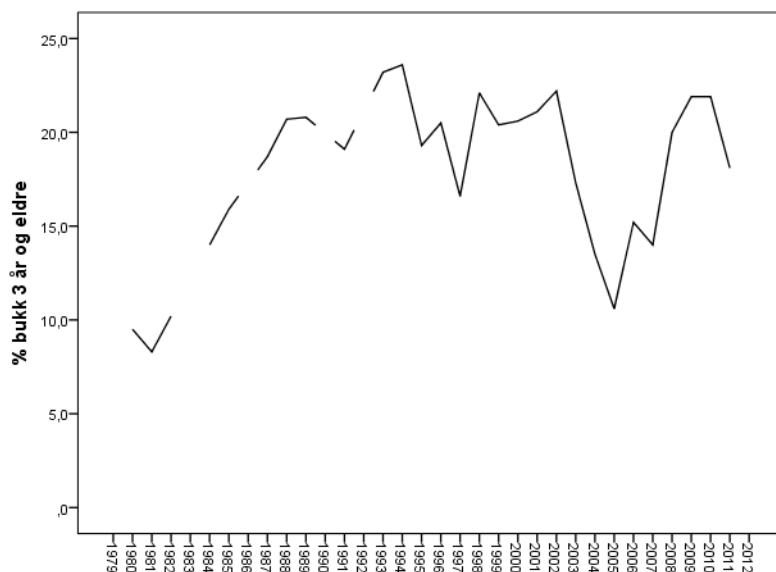
Kalvetellinger har vært gjennomført årlig i Forolhogna siden 1984. I tillegg har vi tilgang til en del tellinger tilbake til 1971 (Fig. 3.6.1.2). Antall kalv / 100 SU (simler og ungdyr) har hele tiden vært høyt i Forolhogna og har variert relativt lite mellom år. Årlig har vi registrert mellom 55 og 65 kalver / 100 SU. Fra og med midten av 1990-tallet antyder overvåkingsdataene at det har vært en svak nedgang i kalveandelen i fostringsflokkene.



Figur 3.6.1.2. Resultater fra kalvetellingene i Forolhogna i perioden 1971-2011.

### 3.6.1.3 Kjønn- og alderssammensetning i Forolhogna

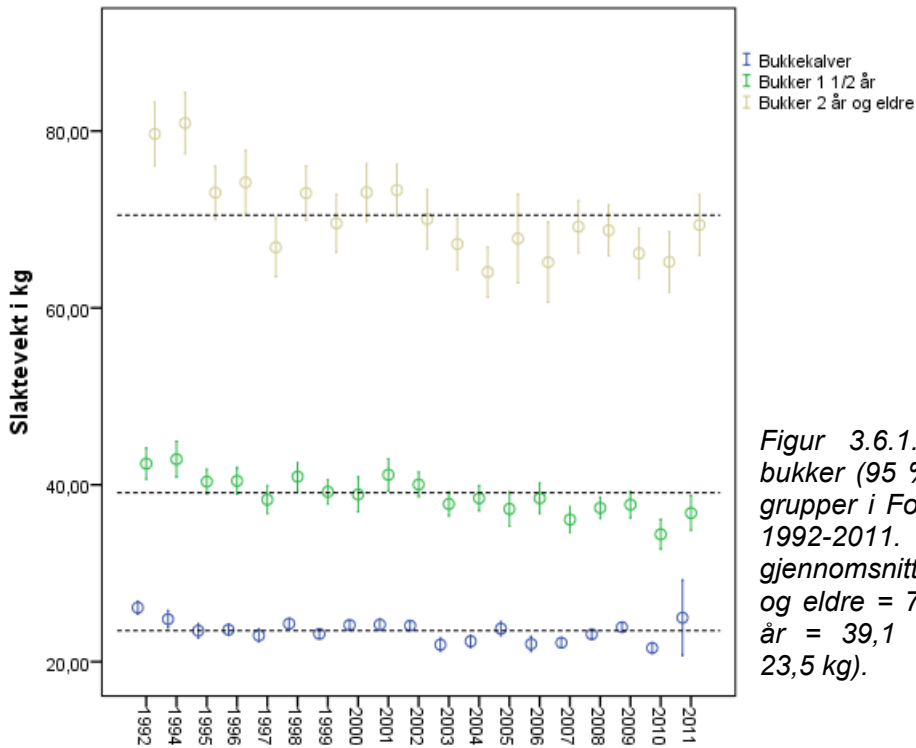
Etter at bestandsoppbyggingen var avsluttet på begynnelsen av 1980-tallet har bukker 3 år og eldre utgjort en stabil og relativt stor andel av vinterbestanden. Årlig er det registrert ca. 20 % bukk 3 år og eldre, med unntak for de første åra etter bestandsnedgangen først på 2000-tallet. Forvaltningen dreide da avskytingen over på bukk. Dette ble gjort for å beholde mest mulig av simlene i bestanden for å gjenoppbygge bestanden til bestandsmålet så raskt som mulig. Bestandsmålet er nå nådd og en har også klart å øke andelen voksen bukk. Bukker 3 år og eldre utgjør ca. 20 % av vinterbestanden ved utløpet av denne overvåkingsperioden (Fig. 3.6.1.3).



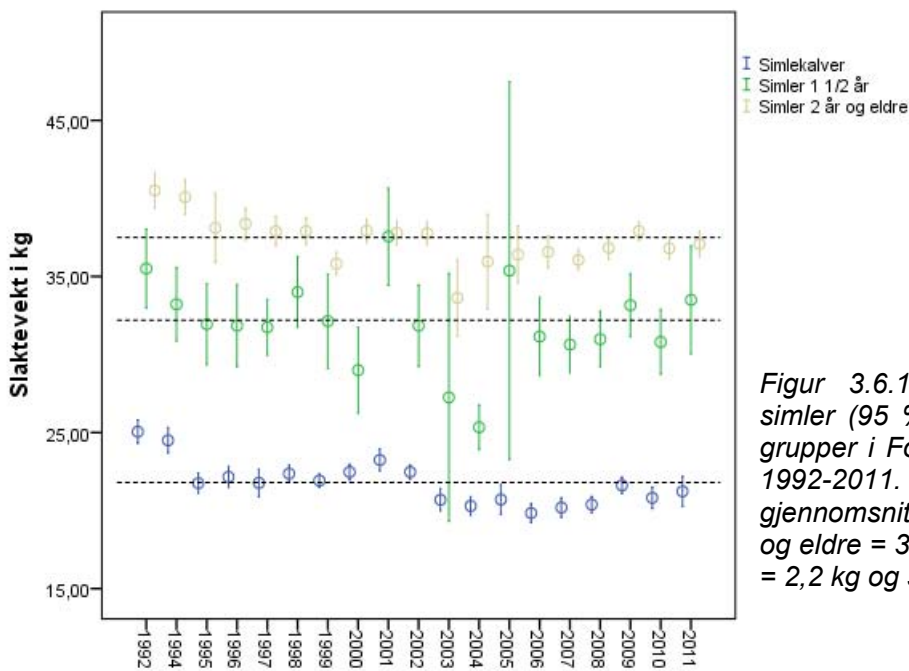
Figur 3.6.1.3. Resultater fra strukturtellingene i Forolhogna. Andel bukk 3 år og eldre i perioden 1979-2011.

### 3.6.1.4 Kjeve- og vektinnsamling i Forolhogna

Slaktevekter og kjevelengder i Forolhogna har historisk vært blant de høyeste i landet (Skogland 1984, 1985). Gjennom overvåkingsprogrammet har vi tilgang til årlige data på kjevelengde og vekt tilbake til 1994. Analyser av dette materialet viser at det har vært en statistisk sikker nedgang i slaktevekt for alle kjønns- og aldersgrupper (Fig.3.6.1.4 og Fig. 3.6.1.5,  $P > 0,001$  for begge kjønn). Siden oppstarten av overvåkingsprogrammet utgjør dette en vektreduksjon på ca. 20 % hos samtlige kjønns- og aldersgrupper. Vi finner tilsvarende nedgang i kjevelengder, også denne er statistisk sikker for samtlige kjønns- og aldersgrupper ( $P < 0,001$ , Fig. 3.6.1.5).

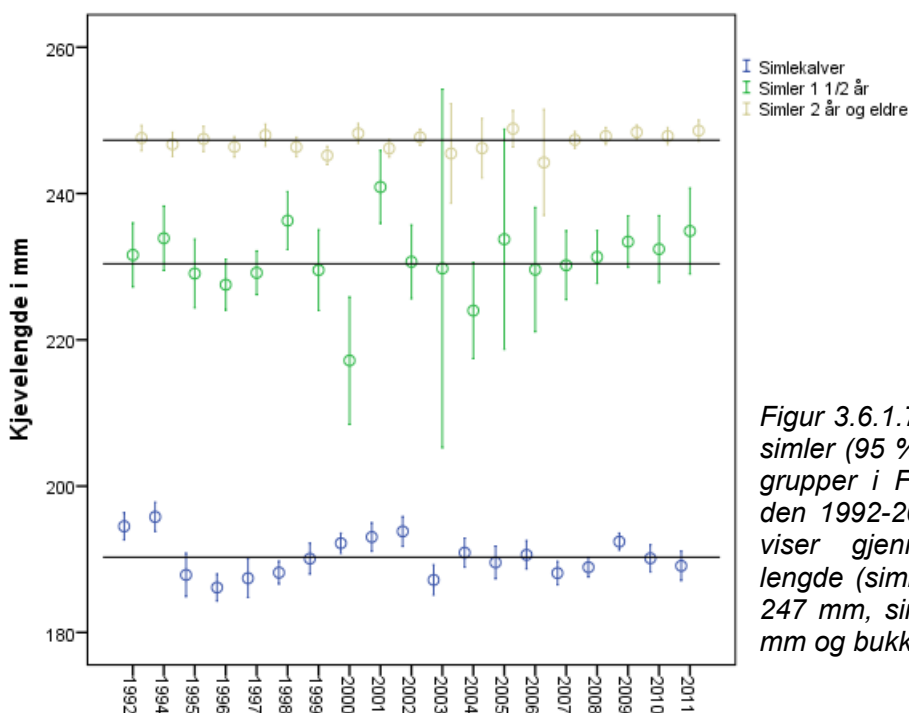
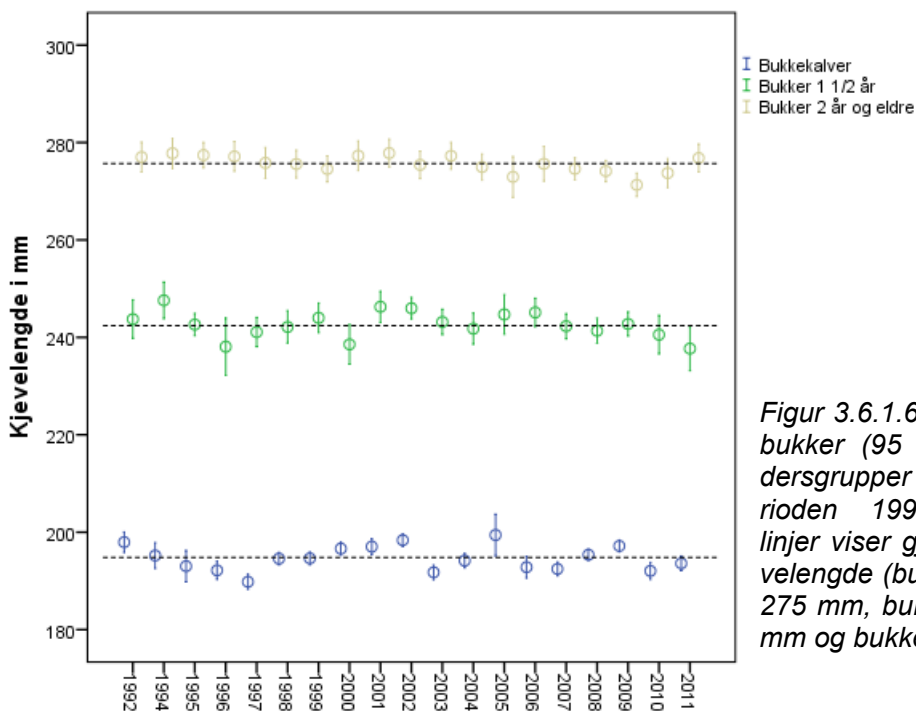


Figur 3.6.1.4. Slaktevekt hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Forolhogna i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsvækt (buk 2 år og eldre = 70,5 kg, bukker 1 ½ år = 39,1 kg og bukkekalver 23,5 kg).



Figur 3.6.1.5. Slaktevekt hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Forolhogna i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsvækt (simler 2 år og eldre = 37,5 kg, simler 1 ½ år = 22,2 kg og simlekalver 23,5 kg).



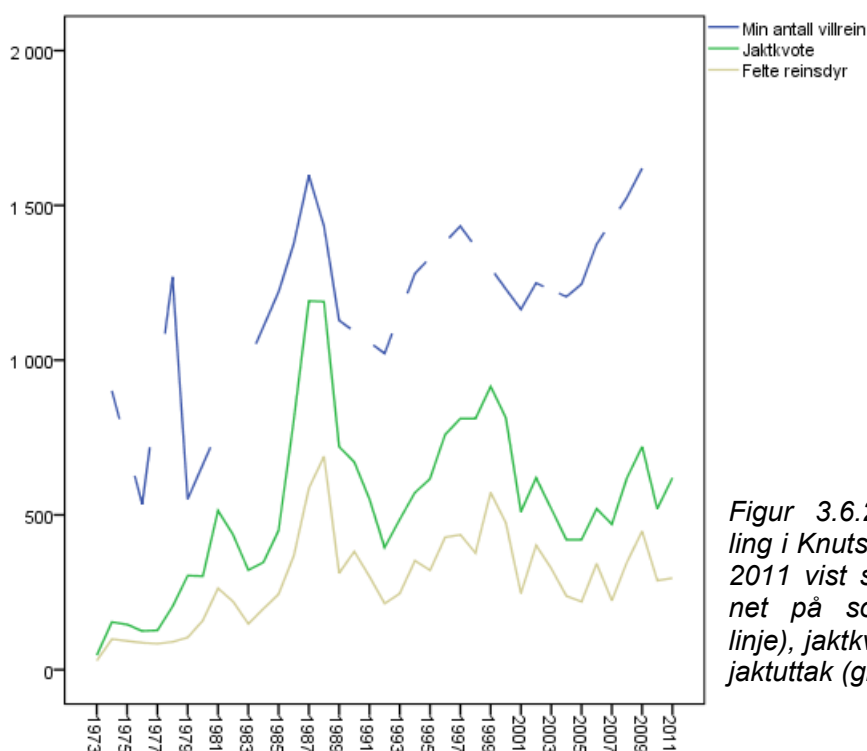




## 3.6.2 Knutshø

### 3.6.2.1 Bestandsutvikling i Knutshø

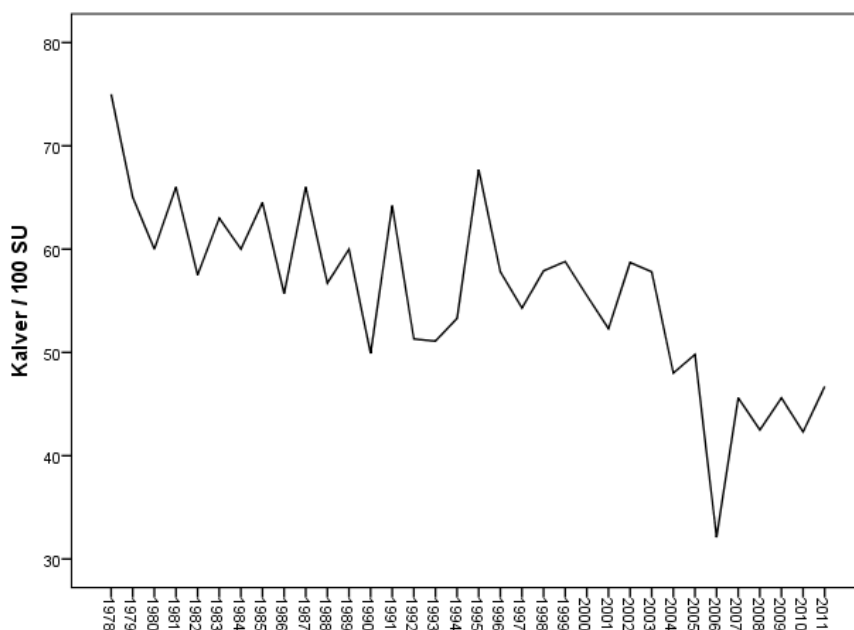
Knutshø har på linje med Forolhogna vært kjennetegnet av dyr i god kondisjon og med høy kalveproduksjon. Knutshø er også et typisk innlandsområde med kalkrik berggrunn og svært gode beiteforhold (Jordhøy mfl. 1996). I motsetning til Forolhogna har Knutshø et utstrakt vegnett, og både ferdsel og tidvis store jegerkonsentrasjoner er et viktig tema for forvaltningen av dette området. Forvaltningsmålet i Knutshø har lenge vært å ha en vinterbestand på ca. 1500 dyr. Bestanden har stort sett ligget på dette nivået, men med noen kortere perioder med vekst i bestanden, først midt på 1980-tallet og dernest på slutten av 1990-tallet (Fig. 3.4.2.1). I begge perioder svarte forvaltningen på bestandsveksten med å øke jaktkvotene og jaktuttaket. Resultatet er at vinterbestanden i Knutshø stort sett har vært stabil siden begynnelsen av 1980-tallet. Ved utløpet av denne overvåkingsperioden har det igjen vært noe vekst i bestanden som nå teller drøyt 1500 vinterdyr (Fig. 3.6.2.1).



Figur 3.6.2.1. Bestandsutvikling i Knutshø i perioden 1973-2011 vist som antall rein funnet på sommertellinger (blå linje), jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (grå linje).

### 3.6.2.2 Kalvetellinger i Knutshø

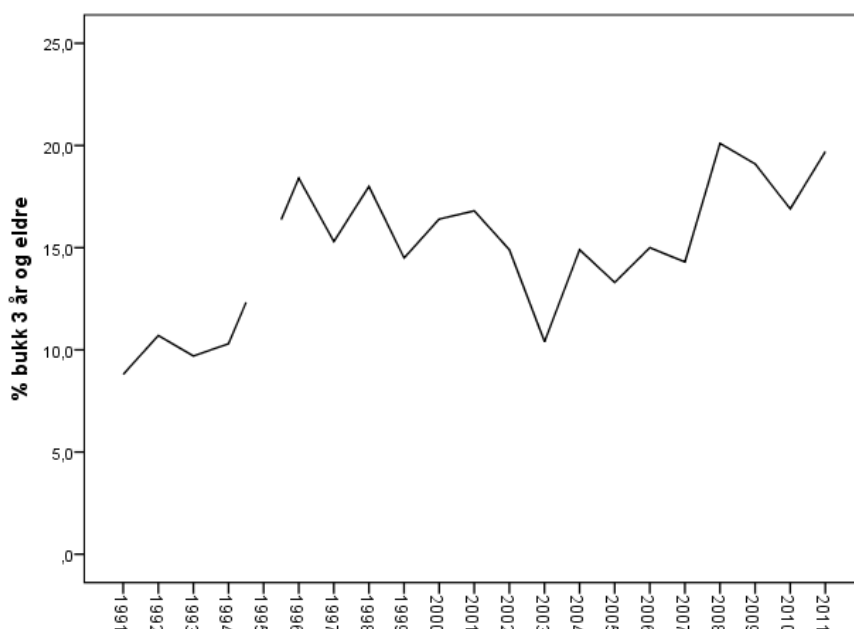
I Knutshø har vi tilgang til årlige kalvetellinger siden 1978. Fram til og med slutten av 1990-tallet var Knutshø et område med høy kalverekuttering, på linje med Forolhogna og Ottadalen. Siden har det vært en betydelig nedgang i kalver / 100 SU i Knutshø ( $P < 0,001$ ). I de siste åra har vi årlig registrert drøyt 40 kalver / 100 SU, Fig. 3.6.2.2). Ved utløpet av inneværende overvåkingsperiode er kalveproduksjonen i Knutshø på samme nivå som Setesdal Ryfylke som tradisjonelt har vært regnet for å være landets mest marginale villreinområde.



Figur 3.6.2.2. Resultater fra kalvetellingene i Knutshø i perioden 1978-2011.

### 3.6.2.3 Kjønn- og aldersstruktur i Knutshø

Knutshø har i likhet med de øvrige overvåkingsområdene hatt en økende andel voksen bukk i vinterbestanden. På begynnelsen av 1990-tallet registrerte vi i underkant av 10 % bukk 3 år og eldre i Knutshø. Siden har andelen bukk 3 år og eldre har økt. Vi registrerte noe i underkant av 20 % bukk 3 år og eldre under de siste åras strukturtellinger (Fig. 3.6.2.3)

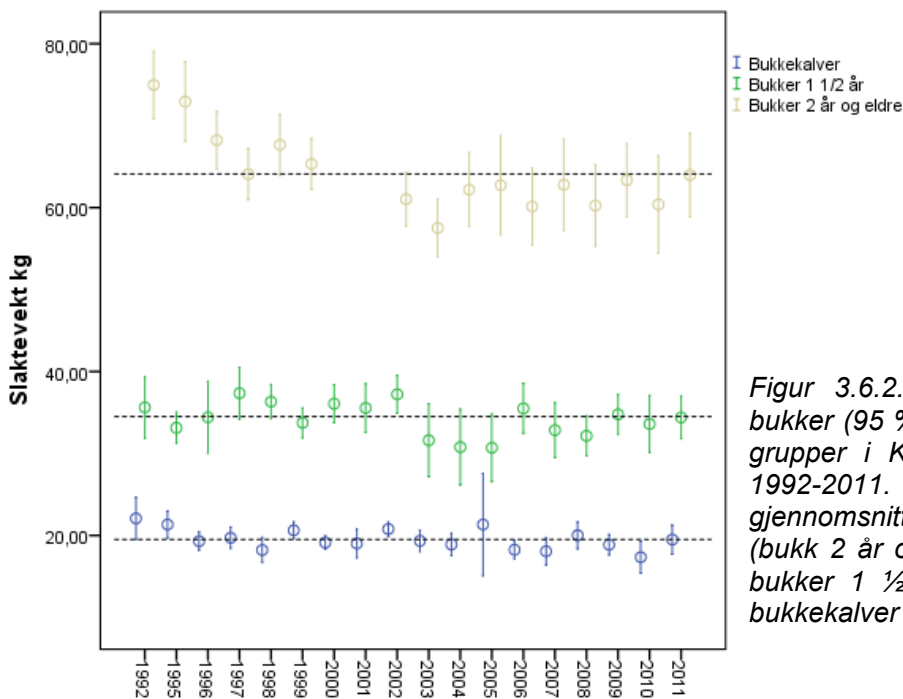


Figur 3.6.2.3. Resultater fra strukturtellingene i Knutshø. Andel bukk 3 år og eldre i perioden 1991-2011.

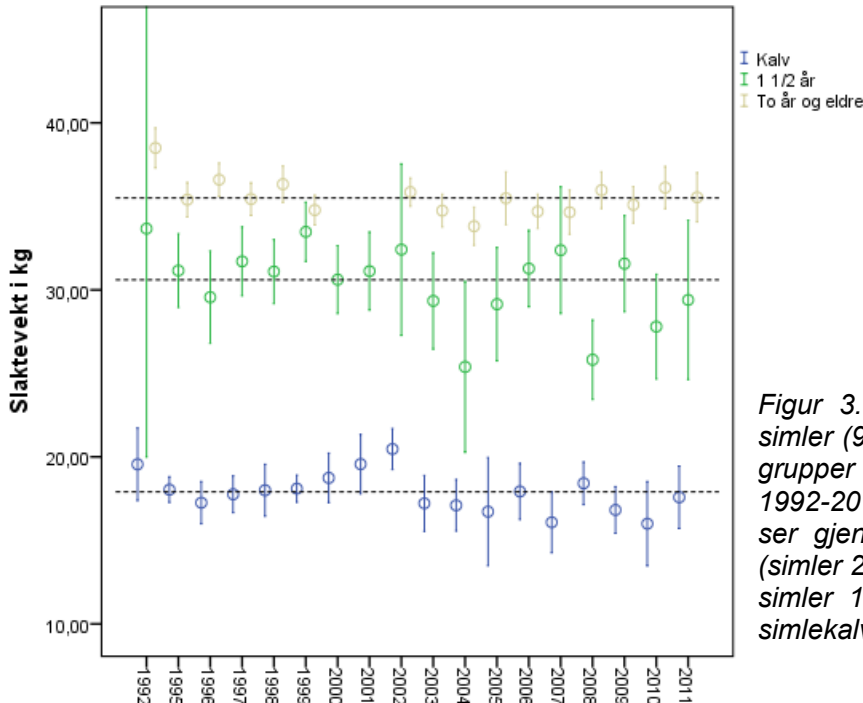
### 3.6.2.4 Kjeve- og vektinnsamling i Knutshø

I Knutshø har vi gjennomført årlige kjeveinnsamlinger siden 1995. I 2001 og 2002 ble 2 år og eldre dyr ikke aldersbestemt. I Knutshø finner vi i likhet med Forolhogna en statistisk sikker nedgang i slaktevekt for alle kjønns- og aldersgrupper ( $P < 0,001$ ). I likhet med utviklingstrendene i Forolhogna er vektnevdgangen sterkest hos voksne bukker og noe svakere hos voksne simler (simler 2 år og eldre, Fig. 3.6.2.4 og Fig. 3.6.2.5). Utkilingen i kjevelengde i Knutshø vi-

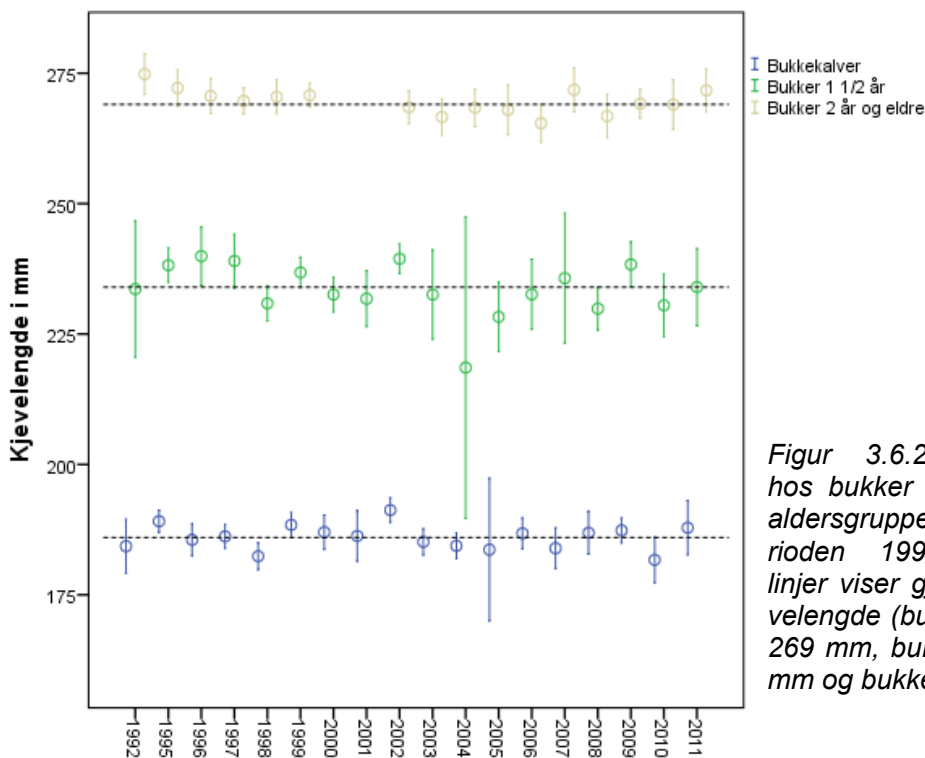
ser ikke de samme klare trendene. Hos bukker kan vi spore en tydelig og statistisk sikker negativ trend ( $P < 0,05$ ), mens det ikke kan påvises en slik trend i kjevelengde hos simlene (Fig. 3.6.2.6 og 3.6.2.7).



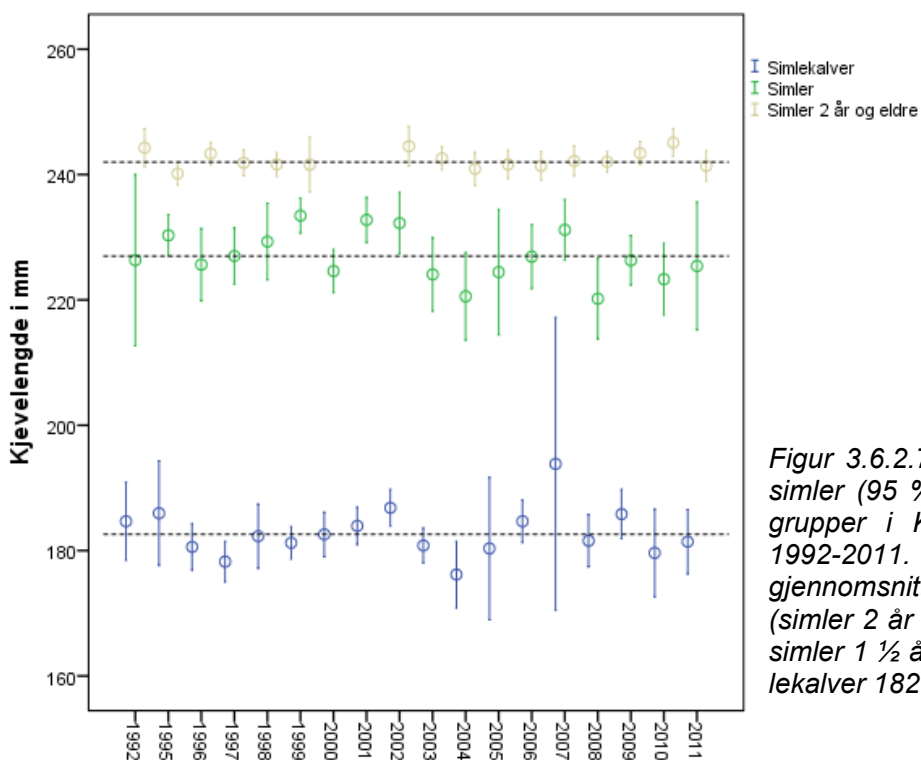
Figur 3.6.2.4. Slaktevekt hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Knutshø i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig slaktevekt (buk 2 år og eldre = 64,1 kg, bukker 1 1/2 år = 34,5 kg og bukkekalver 19,5 kg).



Figur 3.6.2.5. Slaktevekt hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Knutshø i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig slaktevekt (simler 2 år og eldre = 35,5 kg, simler 1 1/2 år = 30,6 kg og simlekalver 17,9 kg).



Figur 3.6.2.6. Kjevelengder hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Knutshø i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig kjevelengde (buk 2 år og eldre = 269 mm, bukker 1 1/2 år = 234 mm og bukkekalver 186 mm).



Figur 3.6.2.7. Kjevelengder hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Knutshø i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig kjevelengde (simler 2 år og eldre = 242 mm, simler 1 1/2 år = 227 mm og simlekalver 182 mm).

### 3.6.3 Rondane

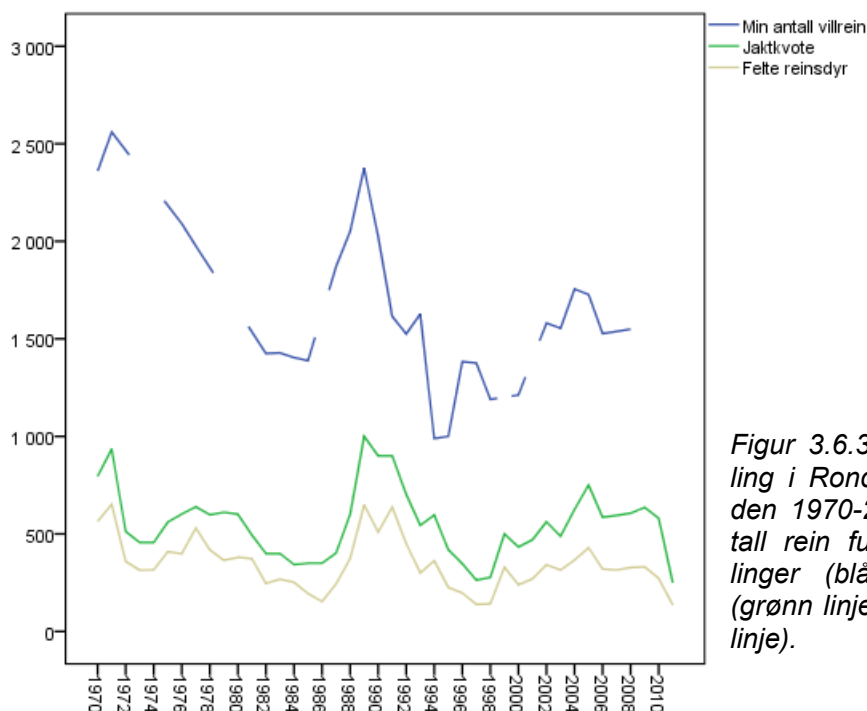
Rondane er et typisk innlandsområde og er regnet for å være et typisk vinterbeiteområde. I likhet med både Setesdal Ryfylke og Snøhetta er også villreinbestanden i Rondane delt som følge av menneskelig påvirkning. Tidligere har en operert med tre separate forvaltningsenheter i Rondane: Nordområdet og arealene nord for Rondanemassivet har vært regnet som en enhet, mens det tidligere midtområdet nå forvaltes sammen med Rondane sør. I Rondane sør har en systematisk bygd opp villreinstammen fra et fåtall dyr (Fig. 3.6.3.2). I løpet av de seinere åra har dyra i økende grad tatt i bruk områder i nord, og dels områder som også ligger nord for Rv27 som vinterbeiter. I motsetning til nordområdet i Rondane har sørområdet rike sommerbeiter og dyra her bruker også områder som ligger under skoggrensa i deler av året (Jordhøy 2008).

Vi har valgt å presentere resultatene fra Rondane i ett kapittel mens resultatene presenteres i egne figurer for nord- og sørområdet. I overvåkingsprogrammet representerer de to områdene to relativt ulike bestandssituasjoner. I nordområdet har bestanden vært relativt stabil og miljøforholdene er typisk kontinentale. Bestanden i sør har derimot vært i vekst gjennom en årrekke, og har helt andre miljøbetingelser enn nordområdet. Begge delområder er til dels stekt preget av menneskelig påvirkning og ferdsel.

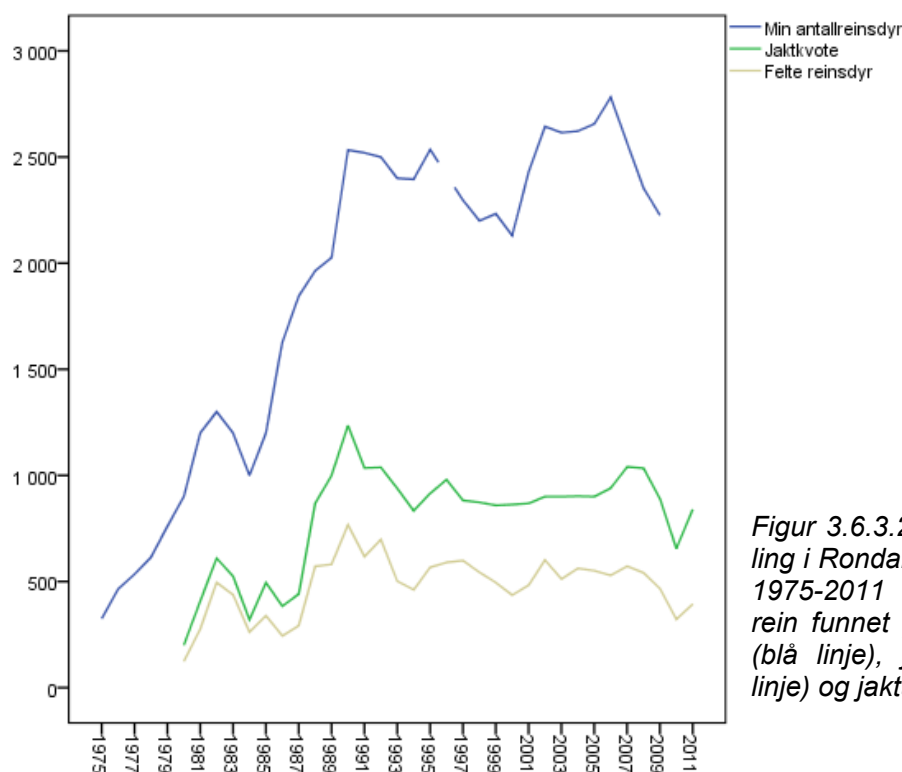
#### 3.6.3.1 Bestandsutvikling i Rondane

Rundt 1970 ble det registrert ca. 2500 dyr i nordområdet. I åra etter var bestanden moderat og relativt stabil inntil en registrerte en ny moderat bestandsøkning rundt 1990 (Fig. 3.6.3.1). Etter 1990 er det årlig registrert ca. 1500 dyr på vintertellingene. Jaktuttaket har med unntak av de første åra av 1990-tallet, vært på drøyt 500 dyr (Fig. 3.6.3.1). Ved utløpet av denne overvåkingsperioden er det registrert noen færre dyr enn forventet og jaktkvotene er av den grunn noe redusert. En aktuell problemstilling er hvorvidt det er utveksling og tidvis vandring mellom Rondane nord og Sølknkletten. Dette vil i så fall bidra til å komplisere bestandsforvaltningen betydelig.

I sørområdet har bestanden vært gjenstand for en systematisk oppbygging. Fram til ca. 1990, og en vinterbestand på 2500 dyr, var jaktkvotene redusert og bestanden i vekst. Etter 1990 har vintertellingene årlig variert rundt 2500 dyr og jaktuttaket har årlig ligget på ca. 1000 dyr (Fig. 3.6.6.2).



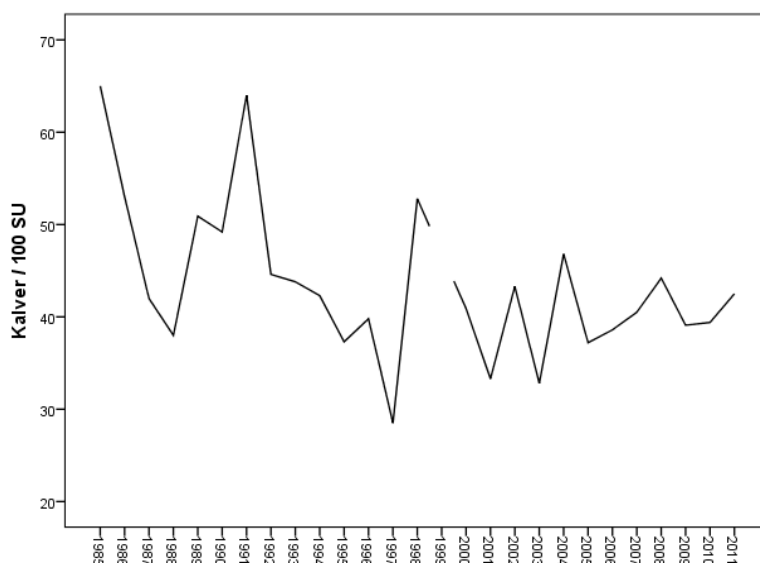
Figur 3.6.3.1. Bestandsutvikling i Rondane nord i perioden 1970-2011 vist som antall rein funnet på vintertellingene (blå linje), jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (grå linje).

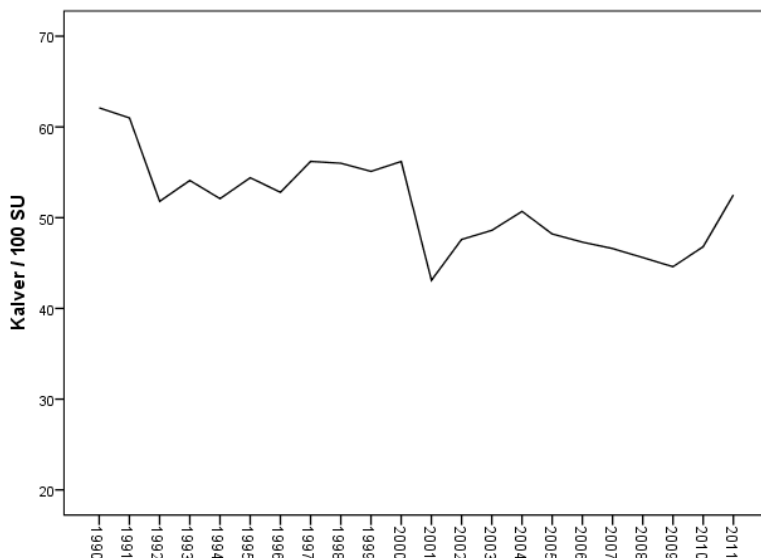


### 3.6.3.2 Kalvetellinger i Rondane

I nordområdet har vi tilgang til årlige kalvetellinger siden 1985. Antall kalver / 100 simler og ungdyr har variert mellom drøyt 60 kalver / 100 SU til i underkant av 30 kalver / 100 SU (Fig. 3.6.3.3). I den siste 10-års perioden har kalveandelen ligger på ca. 40 kalver / 100 SU. Dette er en del lavere enn hva vi registrerte i åra rundt 1990 og ved oppstarten av overvåkingsprogrammet (Fig. 3.6.3.3).

I sørområdet har vi tilgang til årlige kalvetellinger siden 1990. Antall kalver / 100 SU er noe større og mer stabil mellom år enn i nordområdet. Vi finner en statistisk sikker nedgang i kalvetallet i sør ( $P < 0,001$ ). I overvåkingsprogrammets første 10-årsperiode registrerte vi årlig mellom 50 og 60 kalver / 100 SU, mens vi i den siste 10-årsperioden stort sett har funnet færre enn 50 kalver / 100 SU (Fig. 3.6.3.4).

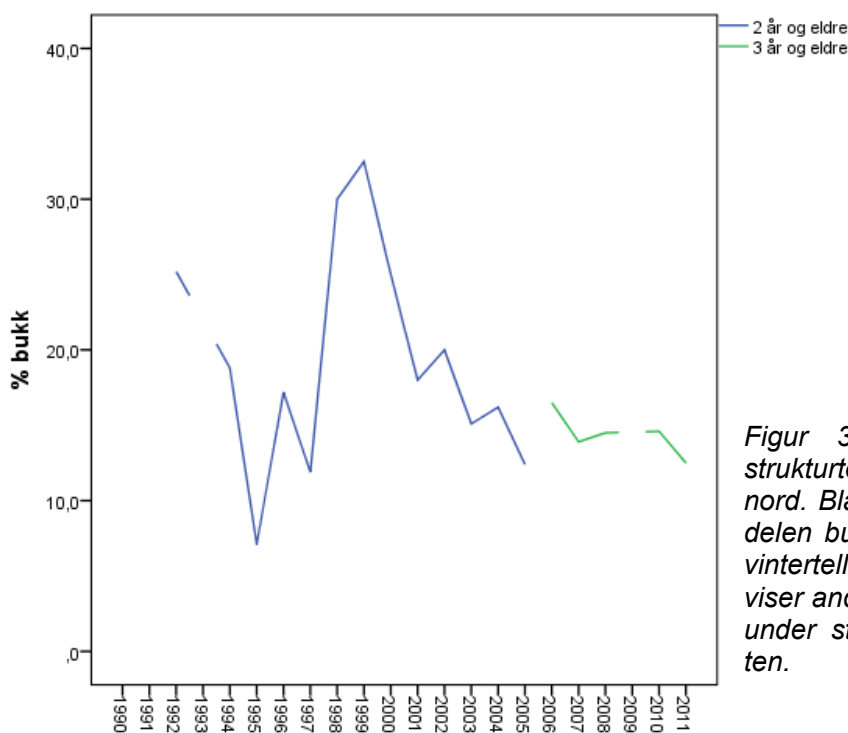




Figur 3.6.3.4. Resultater fra kalvetellingene i Rondane sør i perioden 1990-2011.

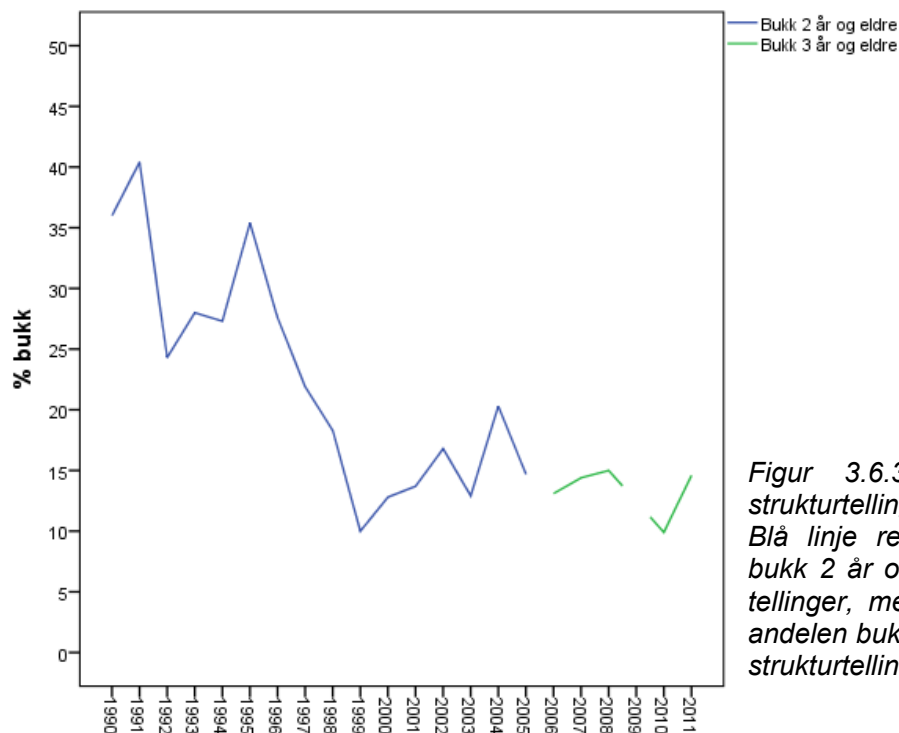
### 3.6.3.3 Kjønn- og aldersstruktur i Rondane

Fram til og med 2006 ble strukturteilingene i Rondane gjennomført i forbindelse med minimumstellinger om vinteren. Fra og med 2006 er dette endret og strukturteilingene i Rondane gjennomføres nå etter samme metode som i de øvrige overvåkingsområdene. På grunn av endringene, er ikke resultatene direkte sammenlignbare. Den svært høye bukkeandelen som ble registrert i sørområdet i den første delen av dataserien antyder at det også kan være skjevheter i dette materialet. I innværende overvåkingsperiode har vi årlig registrert ca. 15 % bukk tre år og eldre i nordområdet. Andelen bukk 3 år og eldre synes noe lavere i sørområdet (Fig. 3.6.3.5 og Fig. 3.6.3.5).



Figur 3.6.3.5. Resultater fra strukturteilingene i Rondane nord. Blå linje representerer andelen bukk 2 år og eldre under vinterteilinger, mens grønn linje viser andelen bukk 3 år og eldre under strukturteilinger om høsten.

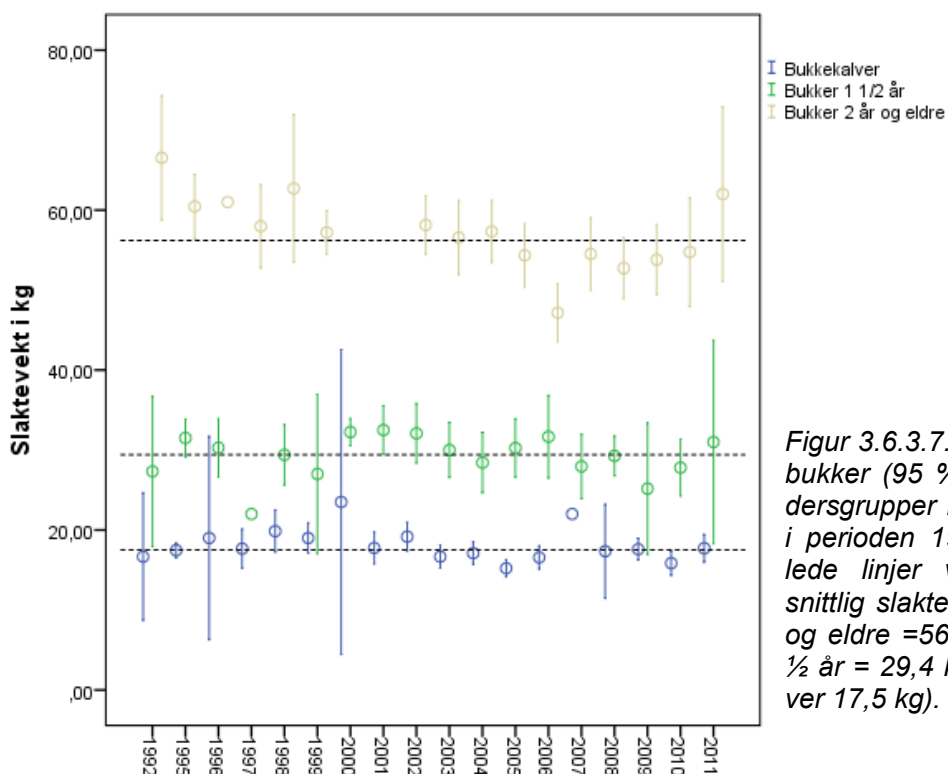




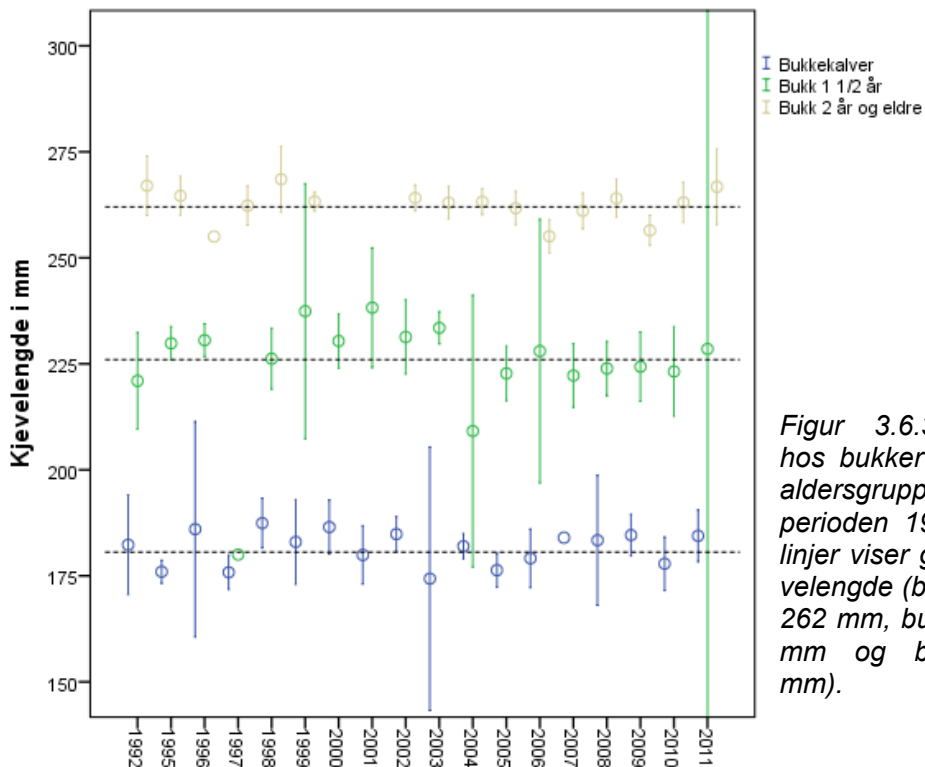
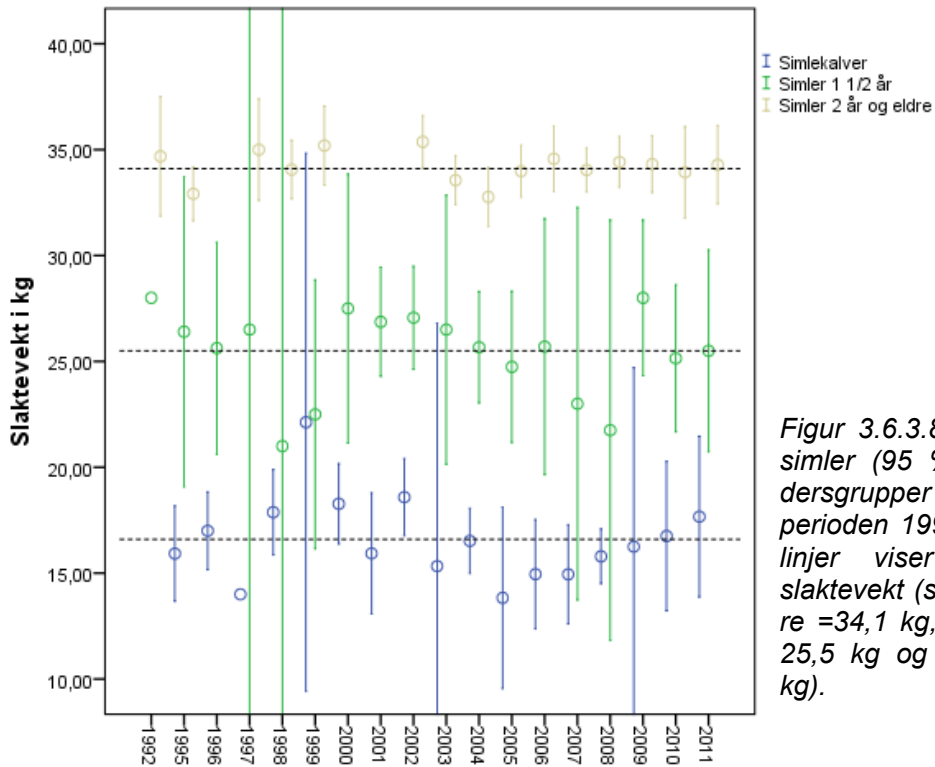
Figur 3.6.3.6. Resultater fra strukturtellingene i Rondane sør. Blå linje representerer andelen bukk 2 år og eldre under vintertellingene, mens grønn linje viser andelen bukk 3 år og eldre under strukturtellingene om høsten.

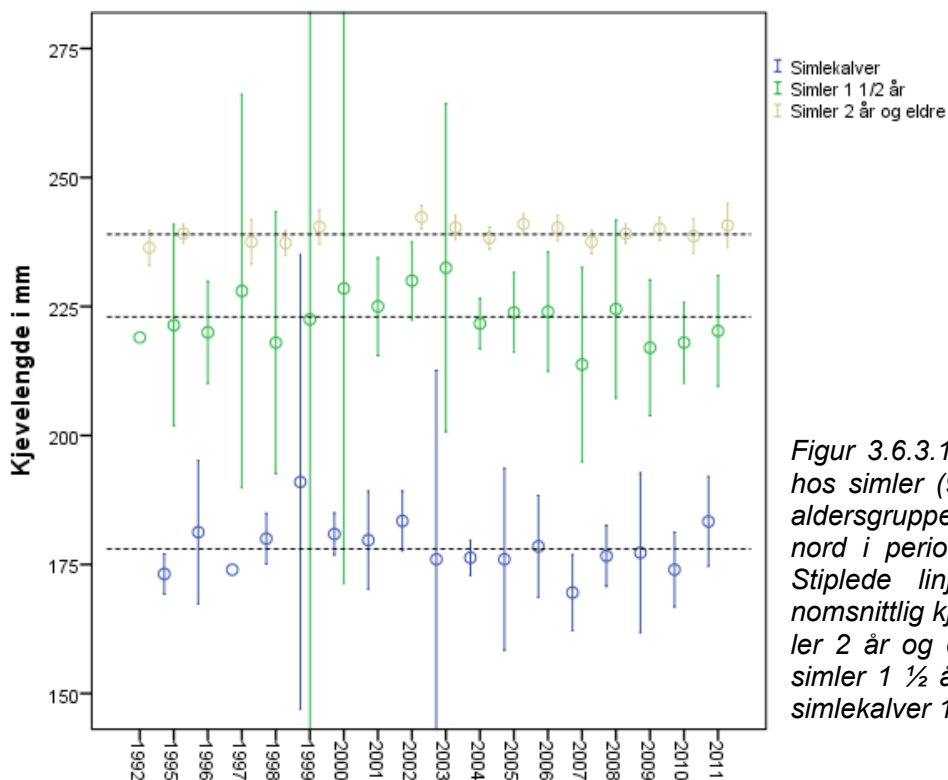
### 3.6.3.4 Kjeve- og vektinnsamling i Rondane

I nordområdet dokumenterer vi en statistisk sikker nedgang i slaktevekt og kjevelengde hos bukker. Det er særlig vektene hos voksne bukker som bidrar til denne trenden ( $P < 0,001$ , Fig. 3.6.3.7). Vi finner ingen tilsvarende trender i simlernes slaktevekter eller kjevelengder ( $P > 0,05$ , Fig. 3.6.3.8 og 3.6.3.10).



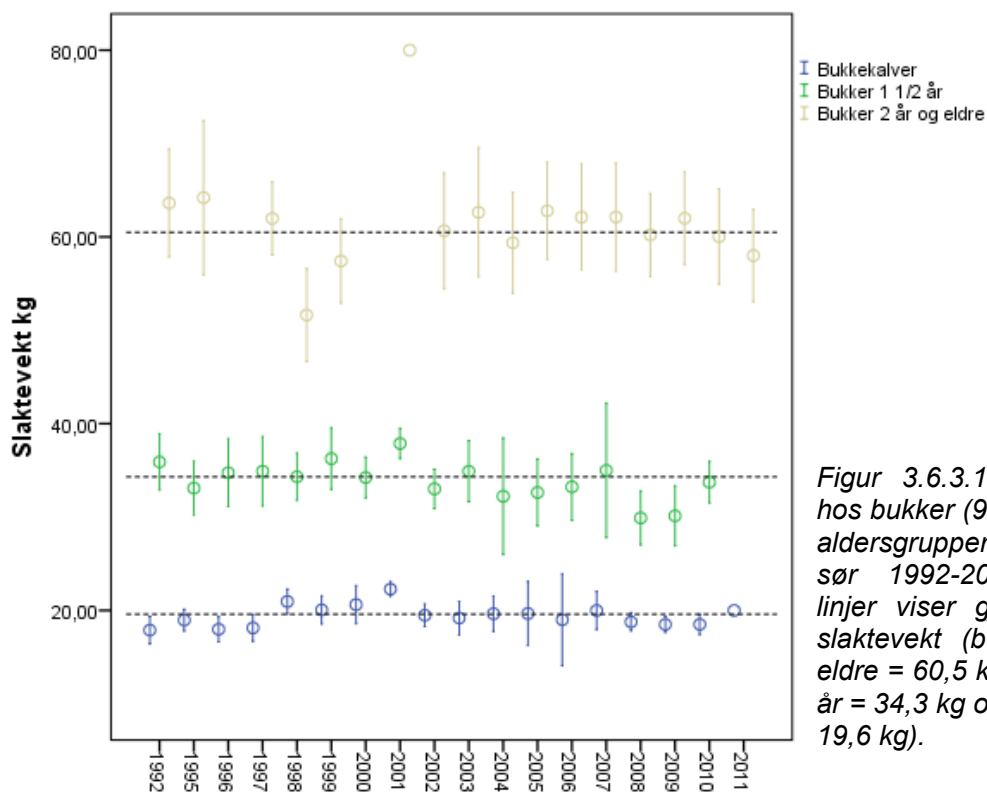
Figur 3.6.3.7. Slaktevekt hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane nord i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig slaktevekt (buk 2 år og eldre = 56,2 kg, bukker 1 1/2 år = 29,4 kg og bukkekalver 17,5 kg).



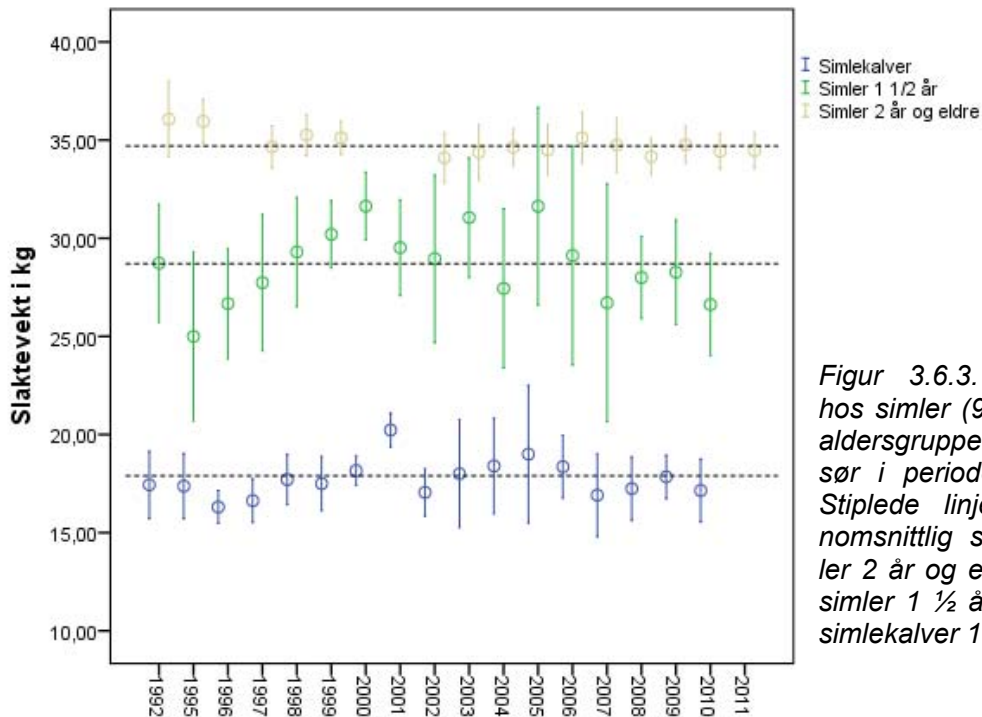


Figur 3.6.3.10. Kjevelengder hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane nord i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig kjevelengde (simler 2 år og eldre = 239 mm, simler 1 1/2 år = 223 mm og simlekalver 178 mm).

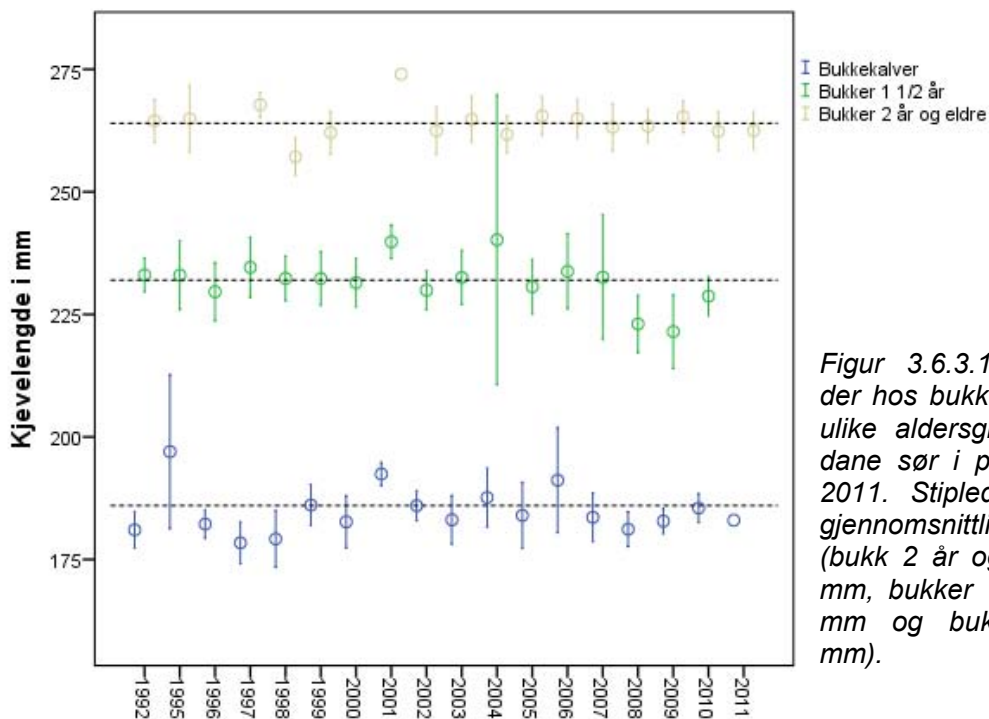
Gjennom overvåkingsprogrammet har vi tilgang til årlige målinger av slaktevekter og kjevelengder siden 1995. I dette materiale finner vi så langt ingen trender som antyder at slaktevekter eller kjevelengder har endret seg (Fig. 3.6.3.11, Fig. 3.6.3.12, Fig. 3.6.3.13 og Fig. 3.6.3.14). Med andre ord er det så langt ingen negative effekter av bestandsoppbyggingen som har funnet sted i sørrområdet.



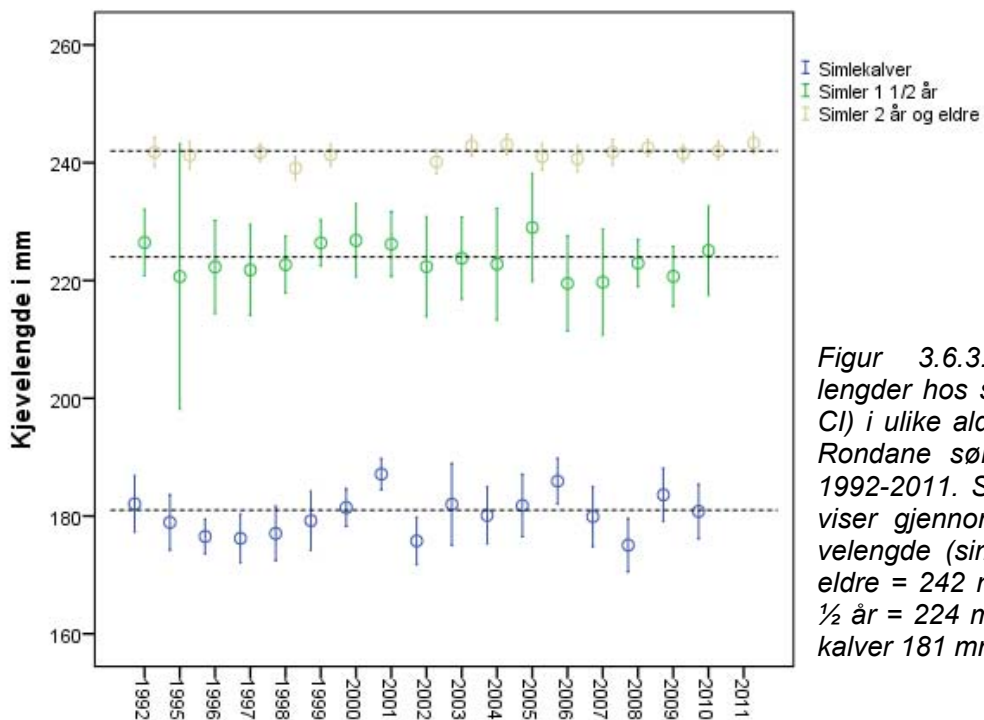
Figur 3.6.3.11. Slaktevekt hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane sør 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig slaktevekt (bukk 2 år og eldre = 60,5 kg, bukker 1 1/2 år = 34,3 kg og bukkekalver 19,6 kg).



Figur 3.6.3.12. Slaktevekt hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane sør i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig slaktevekt (simler 2 år og eldre = 34,7 kg, simler 1 1/2 år = 28,7 kg og simlekalver 17,9 kg).



Figur 3.6.3.13. Kjevelengder hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane sør i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittlig kjevelengde (bukkekalver = 186 mm, bukker 1 1/2 år = 232 mm og bukker 2 år og eldre = 264 mm).

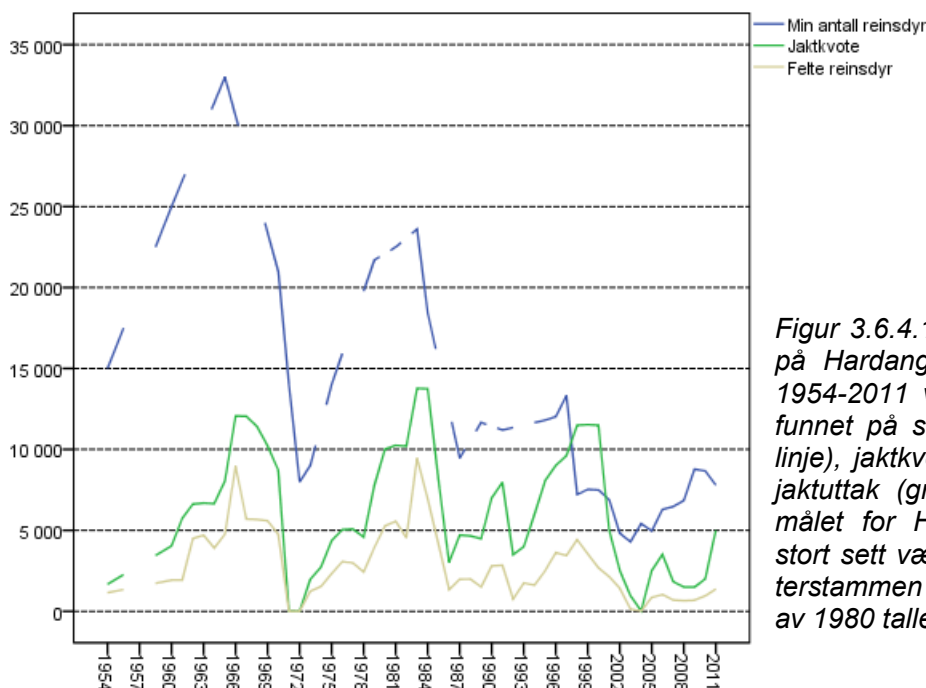


Svakt åringsdyr. Foto: Olav Strand



### 3.6.4 Hardangervidda

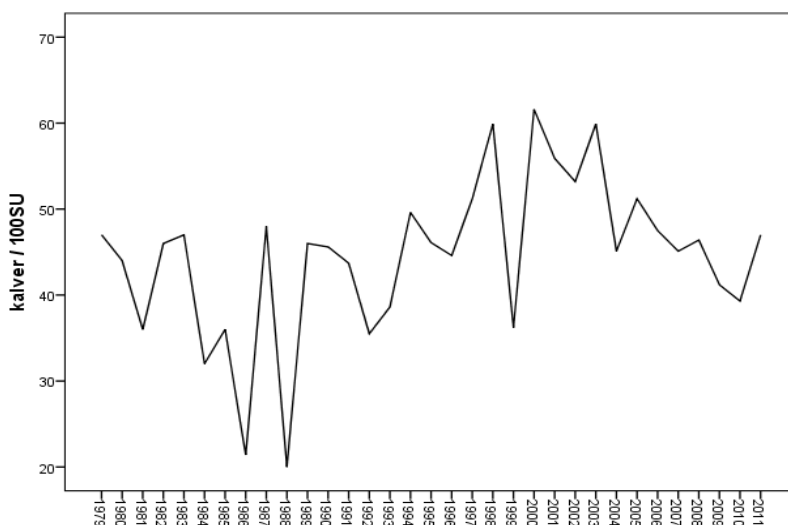
Hardangervidda er landets største villreinområde. Bestanden har variert mye i størrelse de siste 50 åra og har i minst to perioder vært ved store tettheter med påfølgende overbeiting av vinterbeitene (Skogland 1985, 1990). Det har lenge vært et overordna mål for forvaltningen på Hardangervidda å få større kontroll med bestandsutviklingen. Samtidig har en hatt et overordna ønske om å restituere beitene og reinsdyrenes kondisjon. Villreinbestanden på Hardangervidda har vært i vekst siden 2003. Da ble bestanden fredet for jakt etter at reduksjonsavskytningen som ble iverksatt på slutten av 1990-tallet hadde redusert bestanden langt under bestandsmålet. Ved utløpet av inneværende overvåkingsperiode er bestanden omtrent ved bestandsmålet (ca. 1 rein/ km<sup>2</sup>), og både jaktkvoter og jaktuttak har økt de siste åra (Fig. 3.6.4.1).



Figur 3.6.4.1. Bestandsutvikling på Hardangervidda i perioden 1954-2011 vist som antall rein funnet på sommertellingene (blå linje), jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (grå linje). Bestandsmålet for Hardangervidda har stort sett vært 10 000 dyr i vinterstammen siden begynnelsen av 1980 tallet

#### 3.6.4.1 Kalvetellingene på Hardangervidda

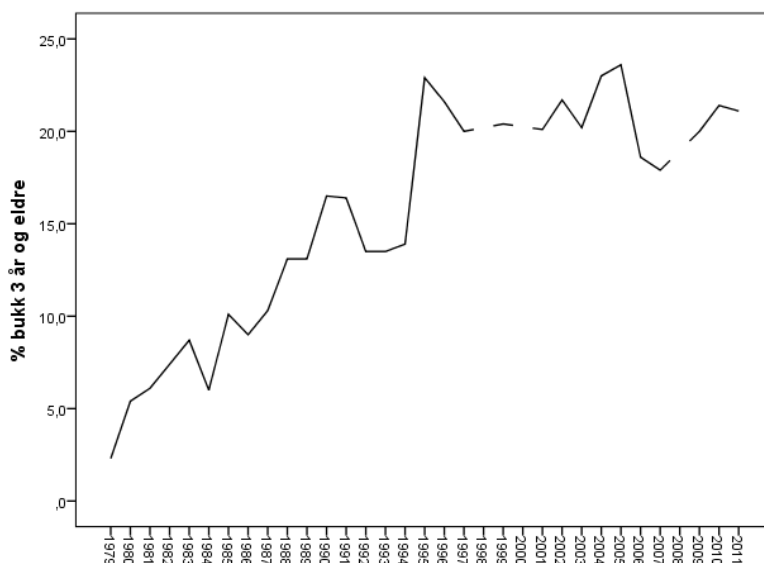
Kalvetellingene på Hardangervidda har vært gjennomført årlig siden 1979. I løpet av denne perioden har kalveandelen i flokkene variert betydelig. I åra etter overbeitingen på 1980-tallet ble det registrert spesielt få kalver i flokkene enkelte år. På 1990-tallet ble det registrert en økende andel kalv, noe som kulminerte rundt år 2000. I løpet av de siste åra har det igjen vært en nedgang, og i siste perioden ble det årlig registrert mellom 40 og 50 kalver / 100 simler og ungdyr (Fig. 3.6.4.2).



Figur 3.6.4.2. Resultater fra kalvetellingene på Hardangervidda i perioden 1979-2011.

### 3.6.4.2 Kjønn- og alderssammensetning på Hardangervidda

Perioder med stor bestandstetthet, høy dødelighet (Skogland 1985, 1990), variabelt jaktuttak og variasjon i kalvrekuttering har ført til at kjønn- og alderssammensetningen i villreinbestanden på Hardangervidda har variert mye. I likhet med de øvrige villreinbestandene hadde Hardangerviddabestanden svært lite voksen bukk på begynnelsen av 1980-tallet. Dette var som følge av at avskytingen ikke var spesifisert til kjønn- og aldersklasser. Den svært lave bukkeandelen i bestanden var også en medvirkende årsak til den raske bestandsveksten på slutten av 1970-tallet (og den påfølgende overbeittingsperioden rundt 1980). Gjennom hele 1990-tallet var det en økning i andelen bukk på Hardangervidda, og bestanden har i dag en relativt høy (ca. 20 %) og stabil andel voksen bukk (Fig. 3.6.4.3).



Figur 3.6.4.3. Resultater fra strukturtellingene på Hardangervidda. Andel bukk 3 år og eldre i perioden 1979-2011.

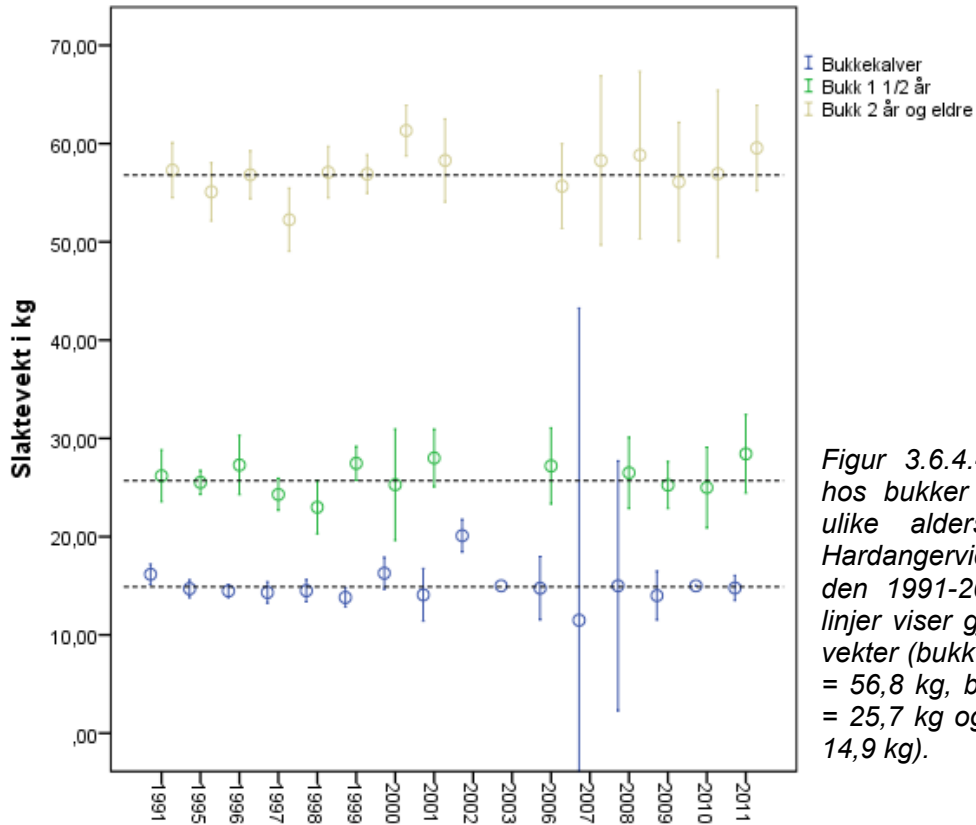
### 3.6.4.3 Kjeve- og vektinnsamling på Hardangervidda

Det har i lang tid vært et overordna mål å øke dyras kvalitet og kroppslige kondisjon på Hardangervidda. Fram til 1995 ble kjeveinnsamlinger gjennomført med ulike mellomrom. Etter intensivering av overvåkingsprogrammet i 1995 fikk vi så årlige registreringer av slaktevekt og kjevelengde. Overvåkingsprogrammet samler utelukkende inn data på dyras høstvekt. I tillegg er det også gjennomført flere vinterfellingsprogram på Hardangervidda, med mulighet til å samle inn detaljerte data om dyras vinterkondisjon. Disse undersøkelsene har vist at det fram til 1997 var en betydelig kondisjonsframgang om vinteren (Skogland 1990, Loisen & Strand 2005) og at både simlenes slaktevekt, fettlagre og fostervekt økte betydelig i perioden 1984 til 1997 (Loison & Strand 2005).

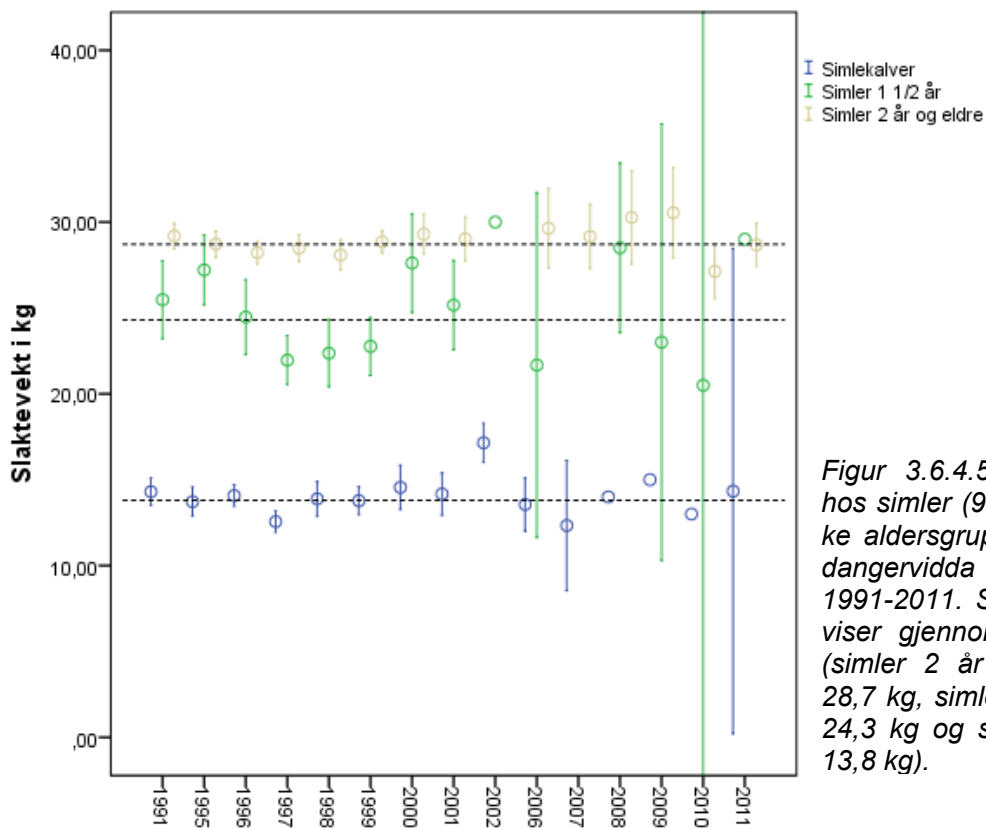
Oppslutningen om kjeve- og vektinnsamlingene på Hardangervidda er dessverre lav. I tillegg til å motta kjever fra en liten andel dyr, er det også mangelfulle opplysninger om slaktevekt. Den reelle nytteverdien av kjevene som samles er derfor begrenset. Vi har derfor for lite data til å kunne si noe sikkert om utviklingstrender med hensyn til høstvekt. De få dataene som er tilgjengelige antyder at det har vært en svak, men ikke statistisk sikker, økning i de voksne bukkenes høstvekt (Fig. 3.6.4.4). For simler og kalv finner vi ingen sikre trender i materialet, mens vi igjen har for lite data til å kunne si noe om utviklingen i slaktevekt hos 1 ½ års gamle dyr (Fig. 3.6.4.5).

Når det gjelder kjevelengder finner vi tydeligere men små endringer. Hos kalver og ungdyr er det en tendens til økning i kjevelengden når vi har kontrollere for kjønnsforskjeller, men denne er ikke statistisk sikker ( $P = 0,06$  for kalver og  $P = 0,08$  for 1 ½ års gamle dyr, Fig. 3.6.4.7 og Fig. 3.6.4.8). Hos de eldre dyra er økningen i kjevelengde mer tydelig, og statistisk sikker både for simler og bukker ( $P < 0,001$ , Fig. 3.6.4.7 og Fig. 3.6.4.8).

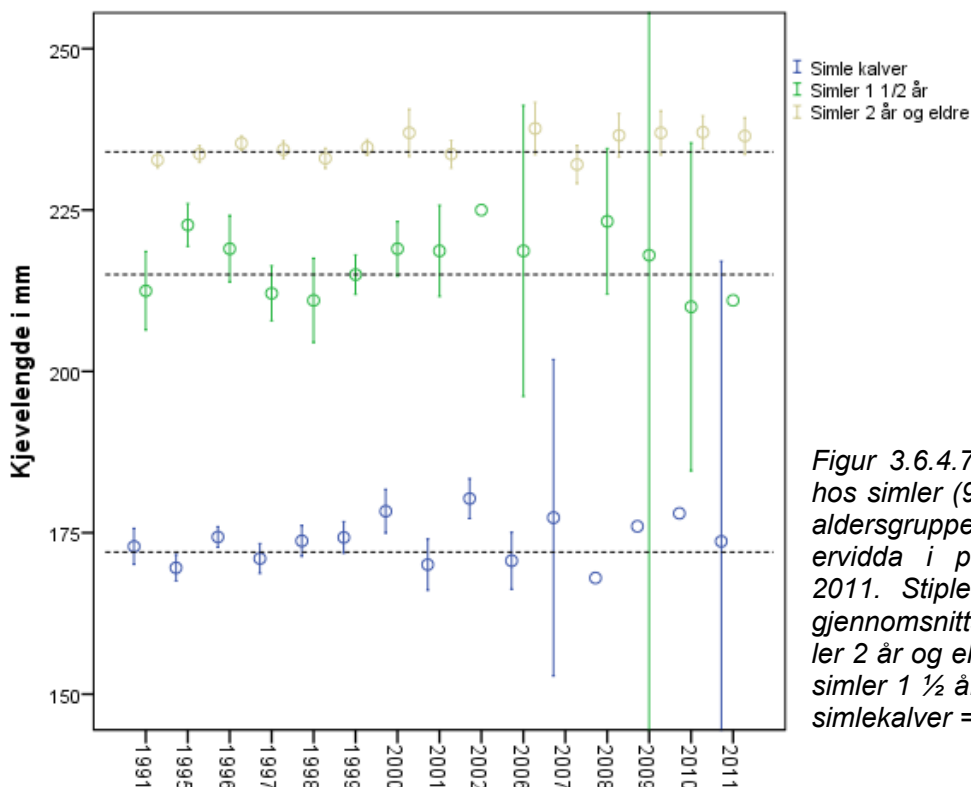
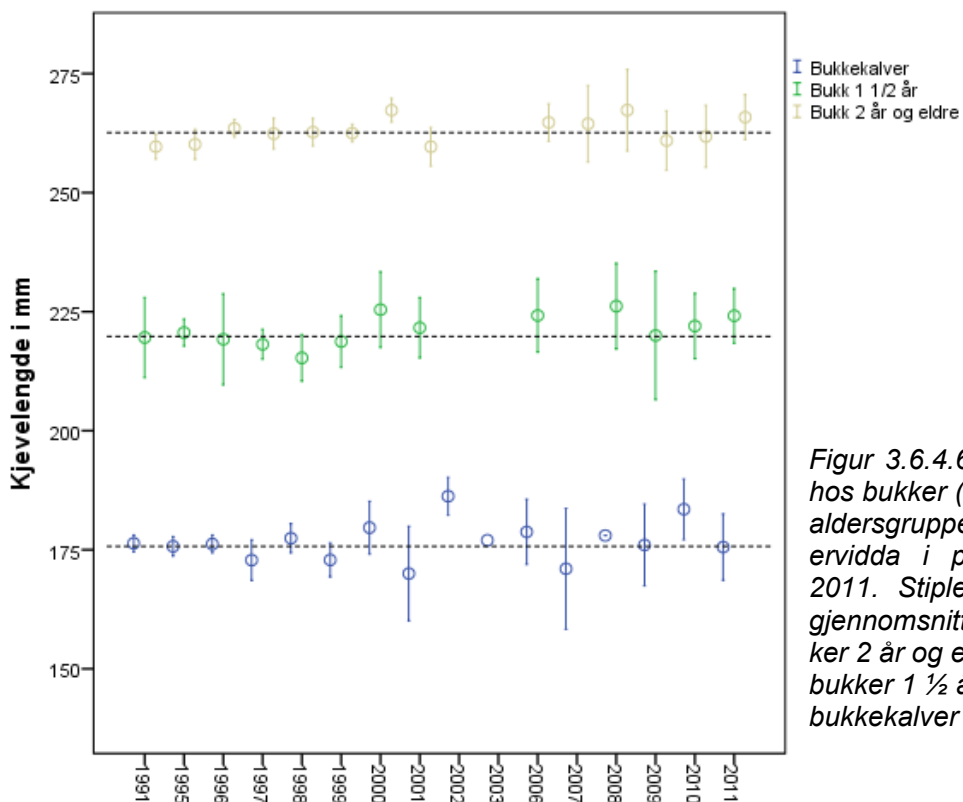




Figur 3.6.4.4. Slaktevekt hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper på Hardangervidda i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsvækt (bukker 2 år og eldre = 56,8 kg, bukker 1 1/2 år = 25,7 kg og bukkekalver 14,9 kg).



Figur 3.6.4.5. Slaktevekt hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper på Hardangervidda i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsvækt (simler 2 år og eldre = 28,7 kg, simler 1 1/2 år = 24,3 kg og simlekalver = 13,8 kg).



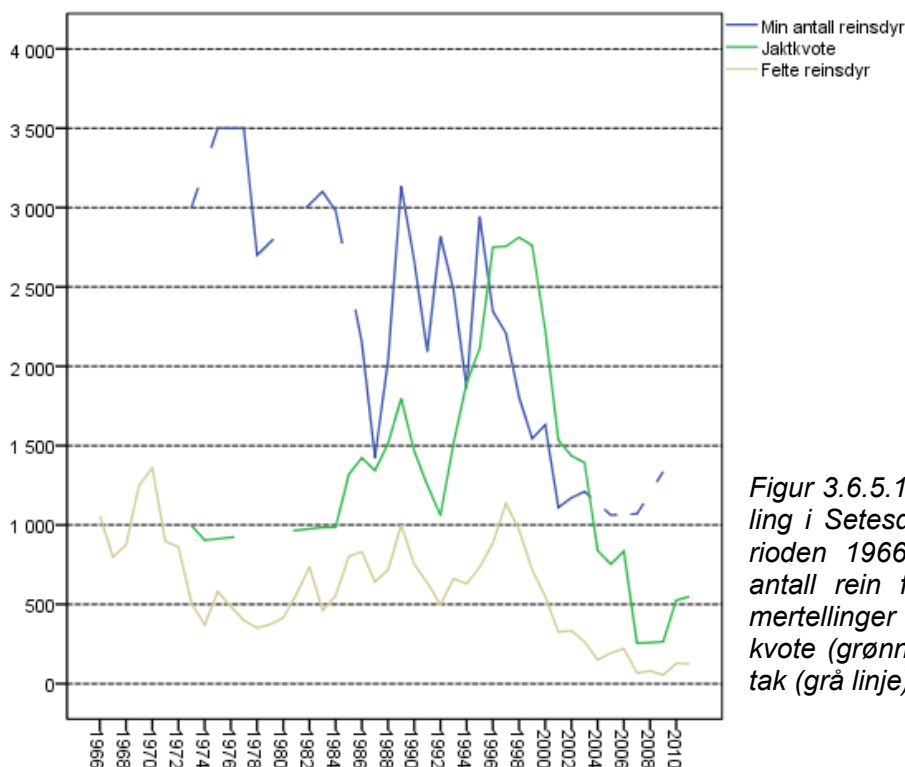
### 3.6.5 Setesdal-Ryfylkeheiene

Setesdal Ryfylkeheiene er et marginalt villreinområde hva vinterbeiteressurser angår. Området har også omfattende tekniske inngrep i form av veger, vannkraftmagasiner, kraftledning, bebyggelse og stier og løypenett. Setesdal Ryfylke har tidligere vært påvirket av bestandsutviklingen på Hardangervidda ved at dyr fra Hardangervidda har innvandret til Setesdal Ryfylke og ved at dyr fra Setesdal Ryfylke har vandret ut og brukt beiteområder på Hardangervidda. Tidligere var også området preget av tamreindrift (se Strand mfl. 2011 for detaljer).

Bestanden i Setesdal Ryfylke har gjennomgått minst to perioder med stor bestandstetthet og overbeiting av vinterbeiteressursene. I de senere åra har området framstått som isolert fra Hardangervidda og Setesdal Austhei som tradisjonelt har gode beiteområder i nord. Det har også vært lite utveksling av dyr mellom nord og sør i Setesdal Ryfylke og villreinbestanden har de seinere åra vært splittet i to adskilte delbestander (Strand mfl. 2011). I overvåkingsprogrammet representerer Setesdal Ryfylke et område hvor reinen lever under marginale forhold, med en betydelig grad av menneskelig påvirkning, og hvor bestandsforvaltningen aktivt har redusert bestandstettheten i et forsøk på å restituere beiter og øke dyras kondisjon og kalveproduksjon.

#### 3.6.5.1 Bestandsutvikling i Setesdal Ryfylke

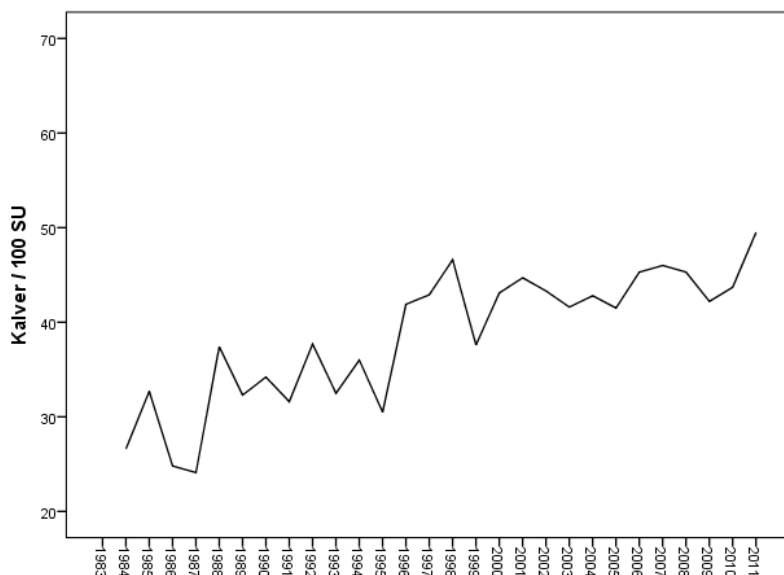
I forbindelse med minimumstellingene om sommeren ble det fram til 1996 funnet rundt 3000 dyr årlig (Fig. 3.6.5.1). Ved årtusenskiftet ble det vedtatt å redusere bestanden i Setesdal Ryfylke vesentlig. Som en følge av dette ble jaktkvotene og avskytingen økt. Resultatene fra minimumstellingene viser at bestandsstørrelsen sank til ca. 1000 dyr i 2004. Siden den tid har en prøvd å øke bestanden ved holde jaktkvotene lave, og det har vært en viss vekst i bestanden de seinere åra. Ved utløpet av inneværende overvåkingsperioden arbeides det med en plan for å øke bestandsstørrelsen i sørområdet (sør og vest for Blåsjø). Dyretallet i dette området har de seinere åra vært svært lavt og størstedelen av villreinbestanden har i denne perioden hatt tilhold i områdene nord for Blåsjø (Strand mfl. 2012).



Figur 3.6.5.1. Bestandsutvikling i Setesdal Ryfylke i perioden 1966-2011 vist som antall rein funnet på sommertellingene (blå linje), jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (grå linje).

### 3.6.5.2 Kalvetellinger i Setesdal Ryfylke

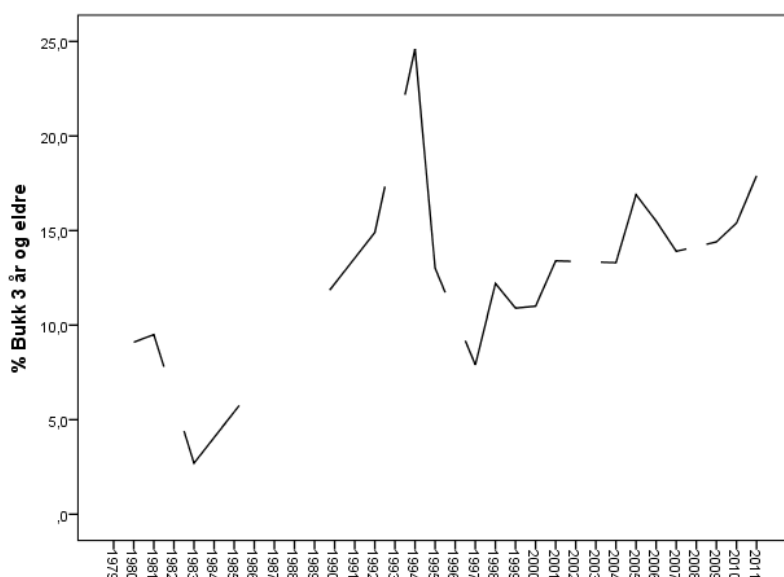
Vi har tilgang til årlige kalvetellinger i Setesdal Ryfylke tilbake til 1984. I løpet av denne perioden har det vært til dels store variasjoner i antall kalver / 100 SU. I første del av dataserien var kalveandelen lav og variabel og vi registrerte årlige mellom 25 og 35 kalver / 100 SU. Siden har det vært en signifikant økning i kalveandelen i Setesdal Ryfylke ( $P < 0,001$  Fig. 3.6.5.2). I de seinere åra har vi registrert mellom 40 og 50 kalver / 100 SU. Det er også en sikker negativ sammenheng mellom minimumsstørrelsen på villreinbestanden og antall kalver / 100 SU ( $P < 0,001$ ). Med andre ord er det grunn til å tro at høy konkurranse om beiteressursene var en viktig årsak til den lave kalveproduksjonen registrert på 1980- og 1990-tallet.



Figur 3.6.5.2. Resultater fra kalvetellingene i Setesdal Ryfylke i perioden 1984-2011.

### 3.6.5.3 Kjønn- og alderssammensetning i Setesdal Ryfylke

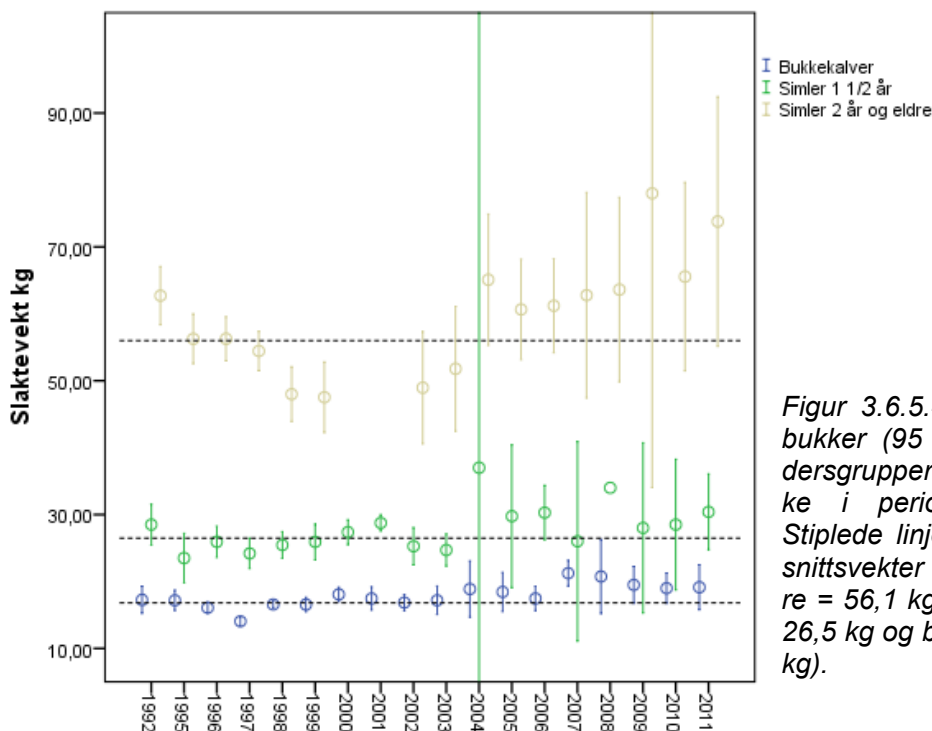
Strukturteilingene i Setesdal Ryfylke viser at andelen voksen bukk (3 år og eldre) var svært lav på begynnelsen av 1980-tallet, med mindre enn 5 % voksen bukk i bestanden. I likhet med de øvrige områdene har forvaltningen siden arbeidet aktivt for å øke andelen voksen bukk. Resultatet er at bukkeandelen har økt og at stammen nå har omkring 15 % bukk 3 år og eldre (Fig. 3.6.5.3). Dette er en klar forbedring sammenlignet med situasjonen på 1980-tallet, men andelen er fortsatt lav sammenlignet med andre områder i overvåkingsprogrammet.



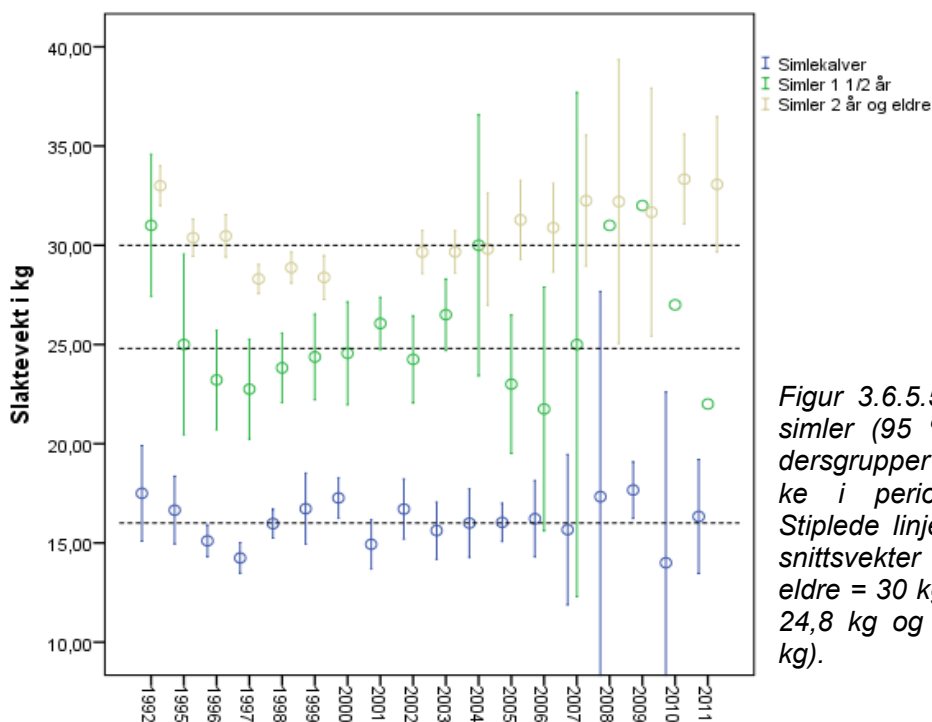
Figur 3.6.5.3. Resultater fra strukturteilingene i Setesdal Ryfylke. Andel bukk 3 år og eldre i perioden 1980-2011.

### 3.6.5.4 Kjeve- og vektinnsamling i Setesdal Ryfylke

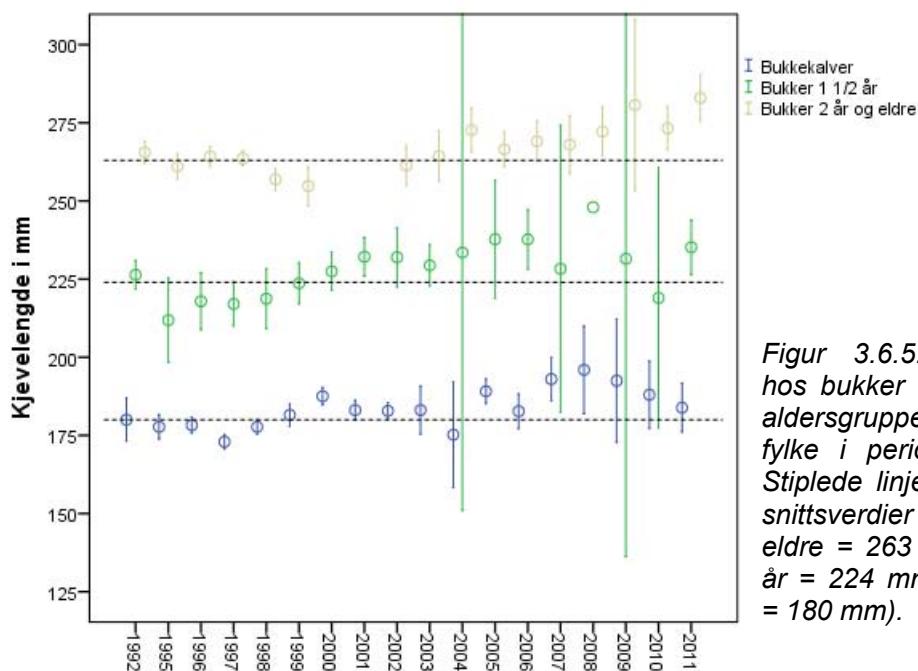
Det har vært gjennomført årlige kjeveinnsamlinger i Setesdal Ryfylke siden 1995. På tross av at det i enkelte år er få dyr i materialet (som følge av lavt jaktuttak) finner vi tydelige trender som viser at både slaktevekt og kjevelengder har økt signifikant ( $P < 0,001$ ) i alle kjønns- og aldersgrupper (Fig. 3.6.5.4 - Fig. 3.6.5.7). Utviklingen har imidlertid ikke vært lineært positiv. Faktisk var det til dels en nedgang i slaktevekter fram til ca. 1999 før vektene begynte å øke fra tusenårsskiftet. Dette stemmer godt overens med utviklingen i bestandstettheten (Fig. 3.6.1.7).



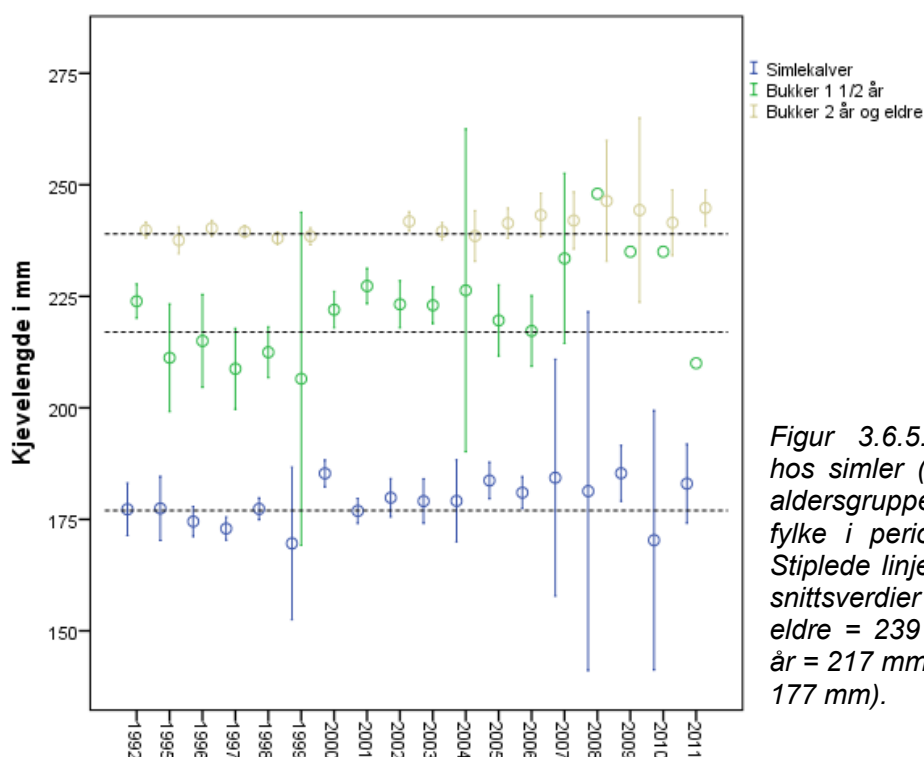
Figur 3.6.5.4. Slaktevekt hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Setesdal Ryfylke i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsvekter (bukker 2 år og eldre = 56,1 kg, bukker 1 1/2 år = 26,5 kg og bukkekalver = 16,8 kg).



Figur 3.6.5.5. Slaktevekt hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Setesdal Ryfylke i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsvekter (simler 2 år og eldre = 30 kg, simler 1 1/2 år = 24,8 kg og simlekalver = 16 kg).



Figur 3.6.5.6. Kjevelengder hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Setesdal Ryfylke i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsverdier (bukker 2 år og eldre = 263 mm, bukker 1 1/2 år = 224 mm og bukkekalver = 180 mm).



Figur 3.6.5.7. Kjevelengder hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Setesdal Ryfylke i perioden 1992-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsverdier (simler 2 år og eldre = 239 mm, simler 1 1/2 år = 217 mm og simlekalver = 177 mm).

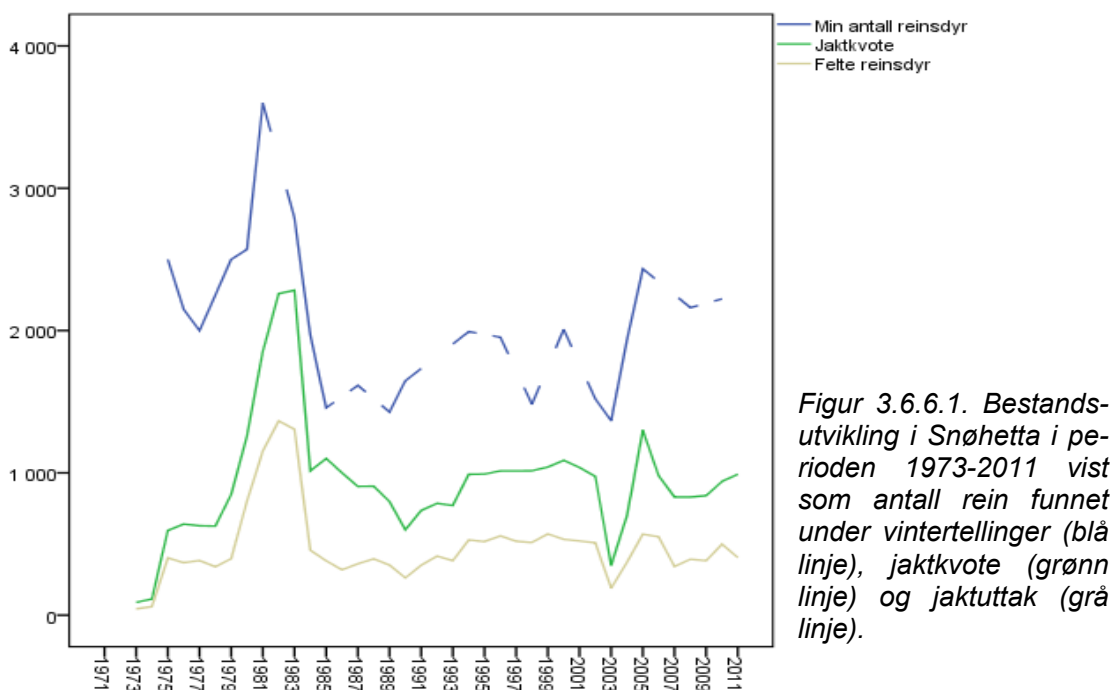
### 3.6.6 Snøhetta

Snøhettaområdet representerer i likhet med Setesdal Ryfylke og Hardangervidda, et område med tidligere sterk bestandsvekst og påfølgende overbeiting. Siden har forvaltningen i Snøhetta stort sett lyktes med å holde bestanden ved bestandsmålet. Dette er til forskjell fra Hardangervidda og Setesdal Ryfylke hvor bestandstettheten trolig har overskredet beitekapasiteten også i nyere tid. I Snøhetta har en derfor hatt relativt lang tid til å restituere vinterbeitene og dyras kroppslige kondisjon.

Snøhettaområdet har i likhet med Setesdal Ryfylke og Rondane betydelige utfordringer med hensyn til fragmentering og oppdeling av leveområdene. Utbyggingen av Auravassdraget og etableringen av magasinet ved Aursjøen, bidro i sin tid til en effektiv deling av Snøhetta i et vestlig og et østlig leveområde (Jordhøy mfl. 2012). Merking av dyr med GPS-sendere har siden bekreftet at det er lite utveksling mellom de to delområdene (Jordhøy mfl. 2012).

#### 3.6.6.1 Bestandsutvikling i Snøhetta

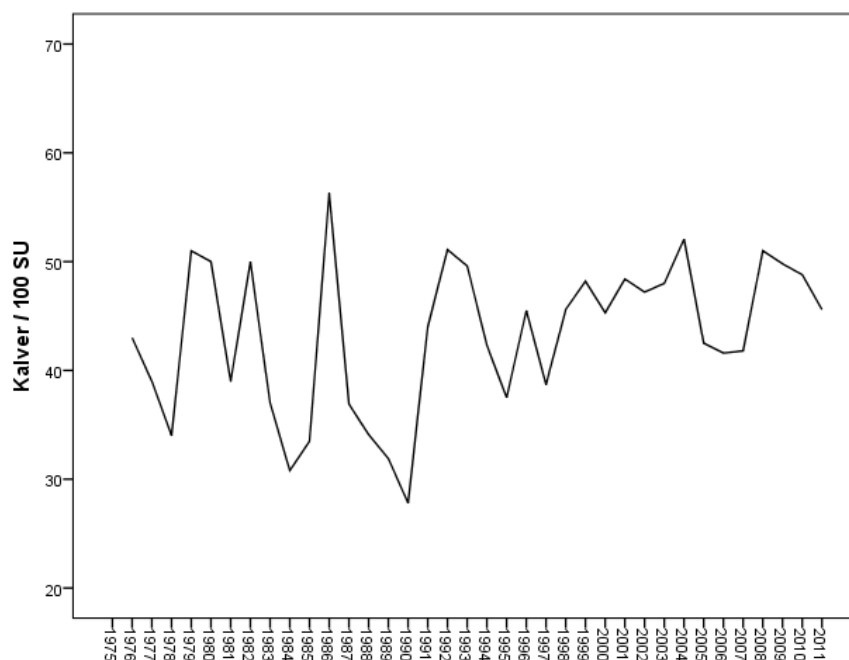
Minimumstillinger som er gjennomført om vinteren viser at totalbestanden i Snøhetta har vært relativt stabil etter en periode med bestandsvekst på slutten av 1970-tallet. Bestanden i østområdet har vært i vekst den siste 5 års perioden og er i dag noe større enn målsetningen i vedtatte driftsplan (Fig. 3.6.4.1). I vestområdet ble bestanden rammet av en større ulykke i 2006 da minst 241 dyr omkom i et snøras i Svarthøa. Jaktkvotene ble følgelig redusert, noe som medførte at bestanden vokste og nå er i samsvar med målsetningen i driftsplanen.



#### 3.6.6.2 Kalvetellinger i Snøhetta.

Kalvetellinger har vært gjennomført årlig i Snøhetta siden 1976. I den første delen av dataserien ser vi at kalv / 100 SU varierte mye mellom år, men at denne raten har vært noe høyere og mer stabil i den siste delen av perioden. I løpet av inneværende overvåkingsperiode har vi årlig registrert mellom 40 og drøye 50 kalver / 100 simler og ungdyr (Fig. 3.6.6.2).

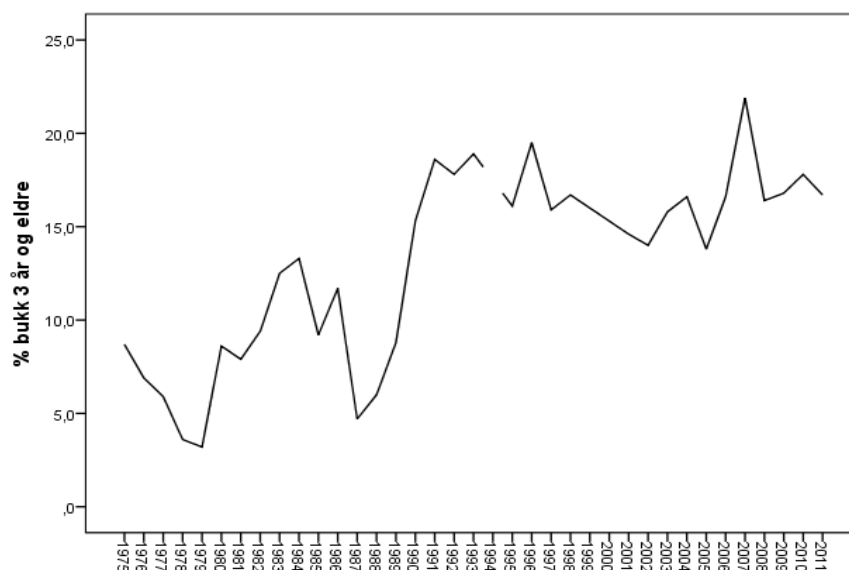




Figur 3.6.6.2. Resultater fra kalvetellingene i Snøhetta i perioden 1976-2010.

### 3.6.6.3 Kjønn- og alderssammensetning i Snøhetta

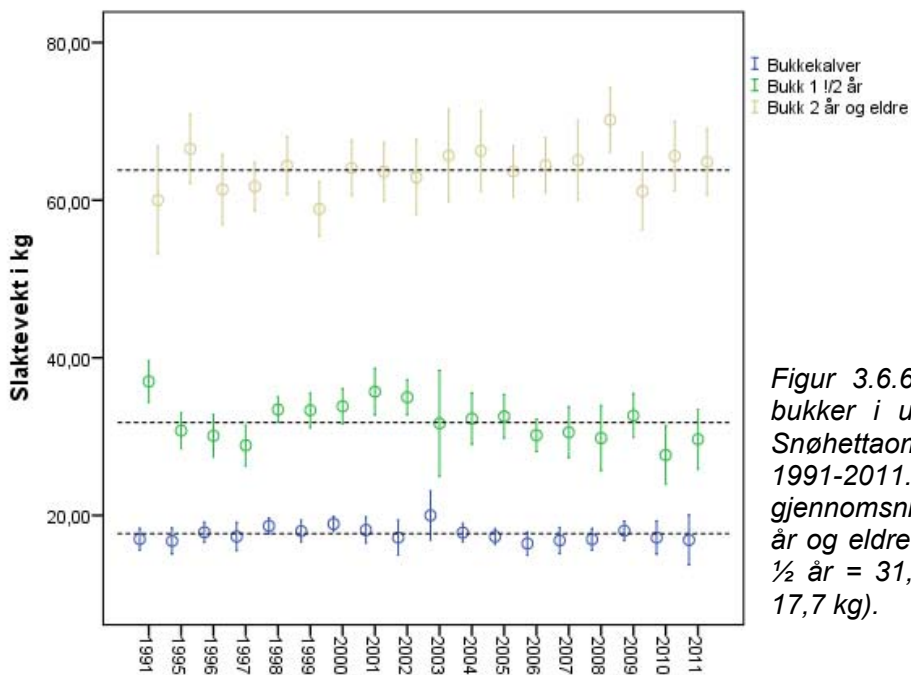
Snøhettaområdet hadde i liket med de øvrige villreinområdene lite voksen bukk på slutten av 1970-tallet. Siden har målretta avskytning ført til at andelen bukk har økt. I siste overvåkingsperioden var andelen voksen bukk mellom 15 % og drøyt 20 % (Fig. 3.6.6.3).



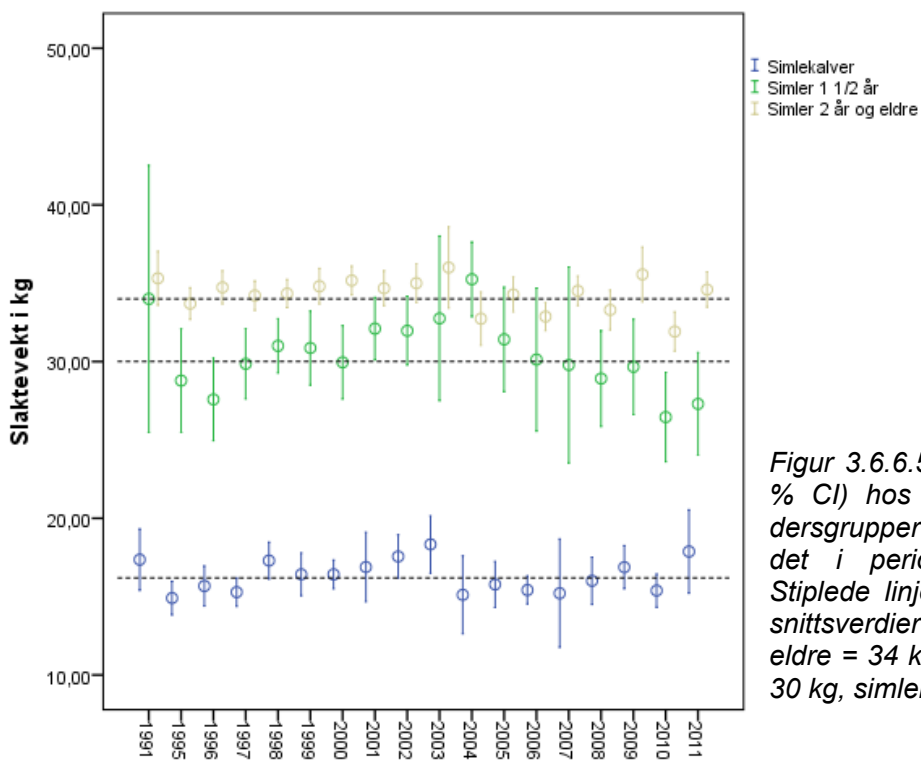
Figur 3.6.6.3. Resultater fra strukturtelling i Snøhetta i perioden 1975-2011. Andel bukk 3 år og eldre.

### 3.6.6.4 Kjeve- og vektinnsamling i Snøhetta

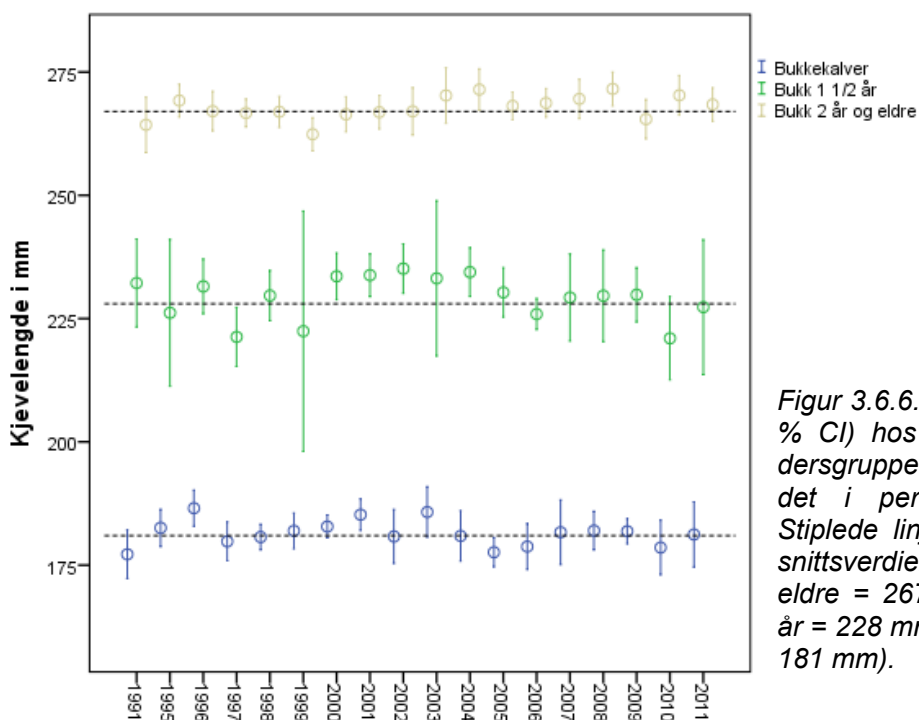
Kjeveinnsamlingene i Snøhettaområdet viser at slaktevektene stort sett har vært stabile siden 1991. Hos bukker 2 år og eldre har det vært en økning i slaktevekt ( $P < 0,05$ ), mens utviklingen hos simler og 1 ½ års gamle dyr er mer kompleks: Fram til år 2000 var det en signifikant og positiv trend i slaktevekt hos 1 ½ år gamle dyr av begge kjønn og hos eldre simler, mens utviklingen siden har vært negativ (Fig. 3.6.6.4 og Fig. 3.6.6.5). Vi finner de samme utviklingstrekene i kjevelengder: En generell positiv utvikling hos bukker 2 år og eldre, mens utviklingsforløpet for simler, 1 ½ års gamle dyr og kalver var positiv fram til år 2003 og deretter negativ (Fig. 3.6.6.6 og Fig. 3.6.6.7).



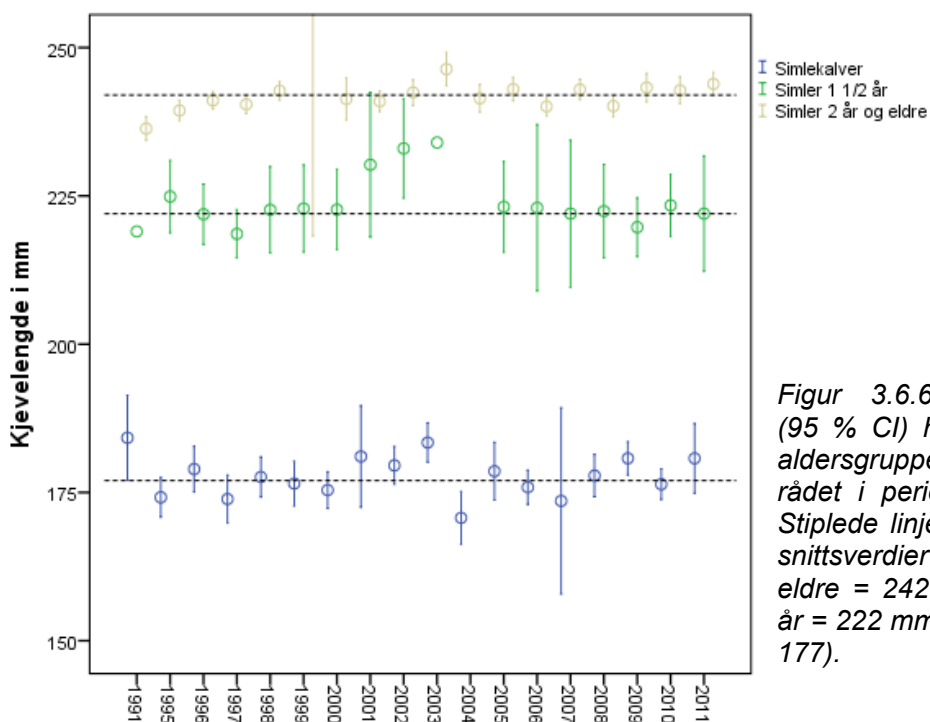
Figur 3.6.6.4 Slaktevekter hos bukker i ulike aldersgrupper i Snøhettaområdet i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsverdier (bukker 2 år og eldre = 63,8 kg, bukker 1 1/2 år = 31,8 kg, bukkekalver = 17,7 kg).



Figur 3.6.6.5 Slaktevekter (95% CI) hos simler i ulike aldersgrupper i Snøhettaområdet i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsverdier (simler 2 år og eldre = 34 kg, simler 1 1/2 år = 30 kg, simlekalver = 16,2 kg).



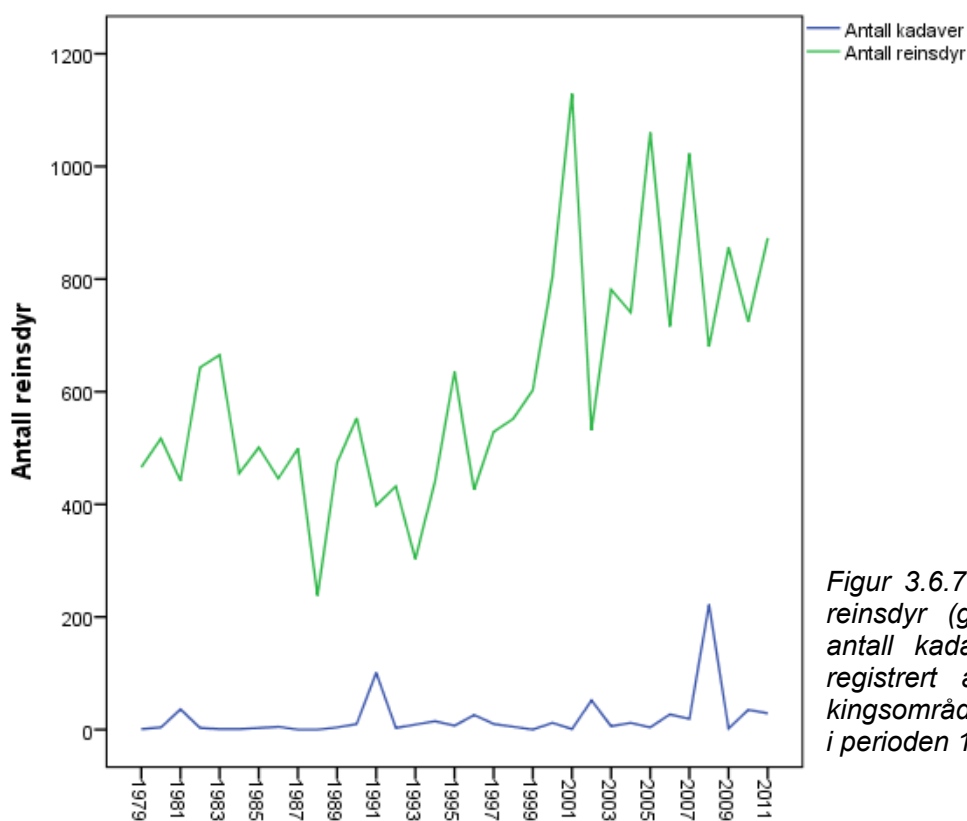
Figur 3.6.6.6 Kjevelengder (95 % CI) hos bukker i ulike aldersgrupper i Snøhettaområdet i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsverdier (bukker 2 år og eldre = 267 mm, bukker 1 ½ år = 228 mm og bukkekalver = 181 mm).



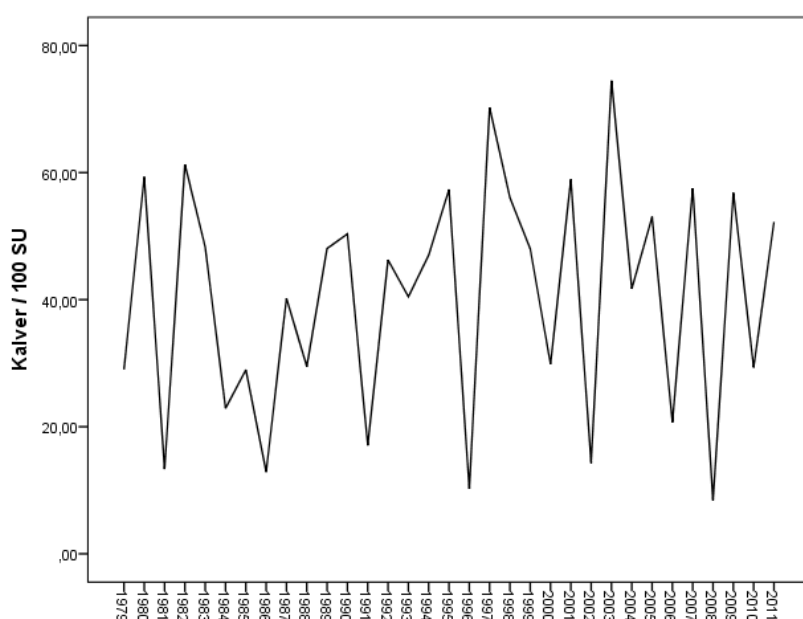
Figur 3.6.6.7 Kjevelengder (95 % CI) hos simler i ulike aldersgrupper i Snøhettaområdet i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittsverdier (simler 2 år og eldre = 242 mm, simler 1 ½ år = 222 mm og simlekalver = 177).

### 3.6.7 Svalbard

Overvåkingen på Svalbard ble i sin tid opprettet for å framskaffe referansedata fra en bestand som var lite påvirket av mennesker. Jaktuttaket i dette området har vært svært beskjedent sammenlignet med i bestandene på fastlandet. Over tid har tettheten i bestanden variert mye og overvåkingsdataene viser stor årlig variasjon i vinteroverlevelse og kalveandel sommerstid. Fram til midten av 1990-tallet registrerte vi årlig rundt 400 reinsdyr i de ulike dalførene i overvåkingsområdet. Etter den tid har vi sett en markert økning i antall reinsdyr, og har siden år 2000 registret rundt 800 dyr årlig. Fortsatt er det stor variasjon mellom år i totalt antall registrerte dyr, antall kadaver og antall kalver som registreres (Fig. 3.6.7.1 og Fig. 3.6.7.2).

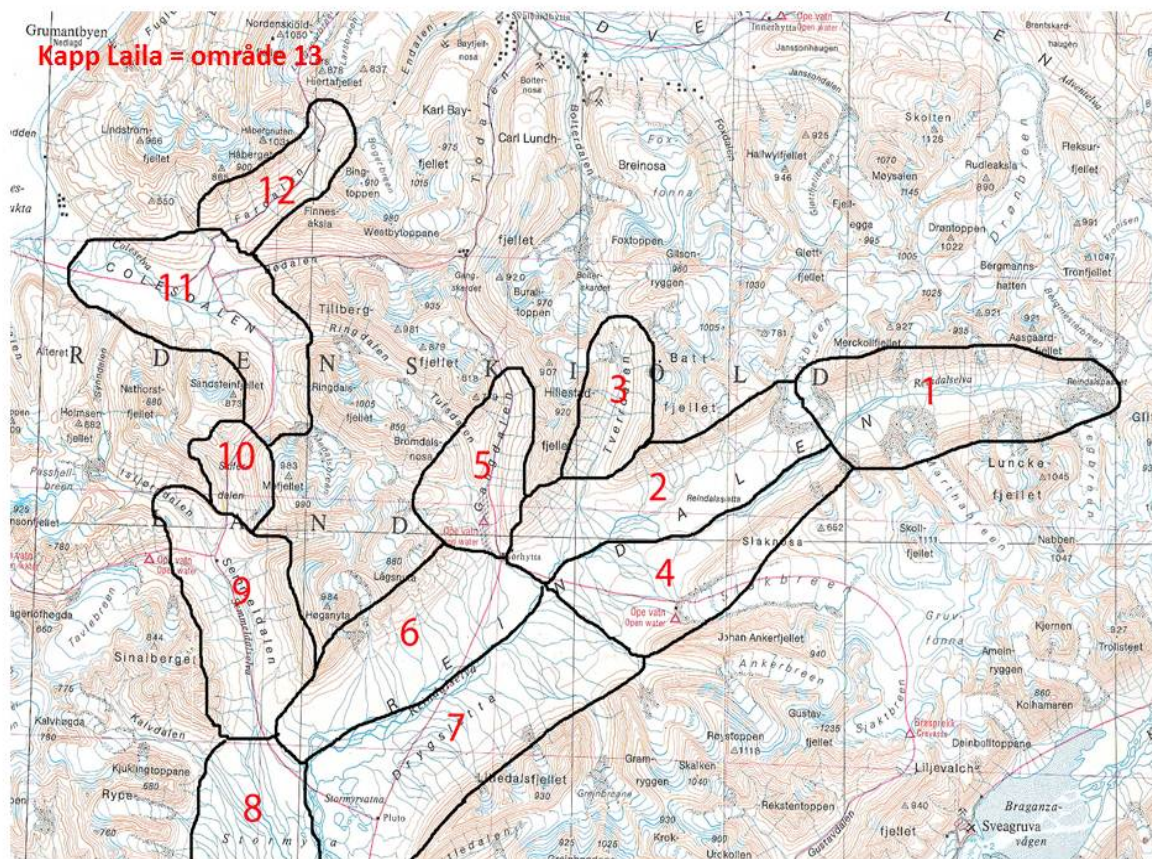


Figur 3.6.7.1. Totalt antall reinsdyr (grønn linje) og antall kadaver (blå linje) registrert årlig i overvåkingsområdet på Svalbard i perioden 1979-2011.



Figur 3.6.7.2. Kalver / 100 simler og ungdyr registrert årlig i overvåkingsområdet på Svalbard i perioden 1979-2011.

Innsamling av data fra overvåkingsområdet på Svalbard har foregått siden 1979 og mange personer har deltatt i registreringene. Over tid har det også vært foretatt små endringer med hensyn til hvilke områder som har inngått i de årlige registreringene. Avvikene er størst i den første delen av dataserien, mens dataene som er samlet inn etter 1990 er fra et mer ensartet område. For å lette framtidige analyser av materialet, har vi nylig gått gjennom feltdagbøkene tilbake til 1982. Dagbøkene fra 1981, 1980 og 1979 har ikke vært tilgjengelige. Basert på disse kan vi nå klassifisere de observerte dyrene innenfor delstrekninger og dalsystemer (Fig. 3.6.7.3).



Figur 3.6.7.3. Overvåkingsområdet på Svalbard ligger mellom Isfjorden og Van Mijenfjorden. Longyearbyen ligger utenfor bildet øverst i kartet. De enkelte delområdene som inngår er nummerert.



### 3.6.8 Samlet vurdering av tilstand og utvikling i overvåkingsområdene for villrein

Overvåkingsområdene for villrein har stor variasjonsbredde hva angår naturforhold, menneskelig påvirkning og bestandshistorikk (Jordhøy mfl 1996). I tillegg varierer reinens skyhetsgrad, størrelsen på leveområdene og topografi. Det betyr at mulighetene til å bedrive effektiv høsting og presis bestandsforvaltning er ulik. Grovt sett kan vi dele inn overvåkingsområdene i tre grupper: 1) Områder som i relativt nyere tid har opplevd sterk bestandsvekst med påfølgende overbeiting, og som av den grunn har hatt reduserte kondisjonsparametere. 2) Områder som har hatt relativt stabile bestander ved lave tettheter over lang tid, og 3) områder med en skjev fordeling av sesongbeiter. Hardangervidda har for eksempel i lang tid hatt marginale vinterbeiter på grunn av tidligere overbeittingsperioder. Volumet av beitelav har imidlertid økt mye den siste 15 års perioden. Hardangervidda har også en lang miljøgradient fra kystnære fjell i vest til kontinentale og lavrike beiter i øst. Til forskjell har Setesdal Ryfylke et hovedsakelig oseanisk klima og av den grunn svært lite vinterbeiter (Strand mfl 2011). Den andre ytterligheten finner vi i Rondane nord som er et utprega innlandsområde og som har rike vinterbeiter men fattige sommerbeiter (Jordhøy 2008).

Med disse ulike betingelsene som bakteppe har forvaltningen hovedsakelig arbeidet etter en felles modell for bestandsforvaltningen og valg av forvaltningsmål (Skogland 1986, Strand mfl. 2012). Stort sett har bestandsmålet for villrein i Norge ligget på 1 dyr / km<sup>2</sup> i vinterbestanden. Unntaket er Setesdal Ryfylke hvor en har valgt et lavere bestandsmål (ca. 0,3 dyr / km<sup>2</sup>, Strand mfl. 2011). Til disse størrelsene er det å bemerke at dette er tetthet pr. totalareal og at en i mindre grad har hatt muligheter til å vekte tettheten for beitekvalitet, fordeling av sesongbeiter, tapt beiteareal som følge av menneskelig påvirkning eller tap av viktige trekkområder.

Analysene som er presentert i denne rapporten viser flere interessante og dels bekymringsfulle trender med hensyn til reinsdyras kondisjonsmål (slaktevekt og kjevelengde) og kalveandelen om sommeren (kalver / 100 SU). Når det gjelder kondisjonsmålene fant vi positive trender i Setesdal Ryfylke og tilsvarende finner vi en svak positiv trend i Snøhetta. På Hardangervidda ser vi tendenser til forbedringer, men denne trenden er ikke statistisk signifikant. Samtlige av disse bestandene har tidligere vært ved høy tetthet og har historisk hatt lave kondisjonsparametere. Motsatsen til disse bestandene finner vi i Knutshø og i Forolhogna, hvor dyreantallet har vært relativt stabilt over lang tid og hvor kondisjonsparameterne har vært høye. I disse bestandene finner vi nå en tydelig nedgang i samtlige kondisjonsparametere. Dette er tydeligst i Forolhogna, noe som kan skyldes at dataomfang og datakvalitet er noe lavere i Knutshø. Disse utviklingstrekkene er bekymringsfulle og vi vet ikke med sikkerhet hvorfor vi ser denne utviklingen.

I likhet med Forolhogna og Knutshø har Ottadalen vært et høykvalitetsområde med høye slaktevekter og stor avkastning. Relativt nylig dokumenterte Reimers mfl. (2005) nedgang i slaktevekt i denne bestanden og foreslo at endra atferd og større energiforbruk kunne være en mulig forklaring på denne trenden. Bestandene i både Ottadalen og Forolhogna har sitt opphav i forvilla tamrein. En kan dermed tenke seg at dyra som følge av lang tids jakt har utviklet større skyhet og endra beite og energiforbruk som følge av en «forvillingsprosess» (Reimers mfl. 2005).

En alternativ forklaring er at det har skjedd endringer i den relative tettheten i bestandene. Med dette mener vi bestandens størrelse i forhold til arealet som faktisk benyttes og matressursene i dette området. Kontrollen med bestandsutviklingen og hyppigheten av minimumstillinger er såpass stor både i Knutshø og i Forolhogna at vi trolig kan se bort fra at den faktiske bestandsstørrelsen har økt nevneverdig. I hvilken grad beiteområdenes kvalitet eller tilgjengelighet er uforandret er imidlertid usikkert. For å kunne besvare det på en skikkelig måte, har vi behov for data som viser arealbruk og beitekvalitet over en lengre periode. I løpet av de siste 10-15 åra er det publisert en rekke arbeider som viser at villreinen har et vidt spekter av reaksjoner på det vi kan kalle menneskelig aktivitet (Wolfe 2000, Vistnes & Nellemann 2008). Slike undersøkelser er også gjennomført i Norge og en har vist at reinen har en tendens til å unngå områder med moderat til høy menneskelig påvirkning. Fra Nordfjella har vi også tilgang til data som viser det har vært et større beitepress i sentrale og uforstyrte områder med den følge at

biomassen av beitelav er redusert i disse områdene (Nellemann mfl. 2001). Slike effekter vil over tid medføre at den effektive tettheten (antall dyr pr. enhet beiteressurs) reduseres og følgelig vil vi forvente at kondisjonsparametere i bestanden reduseres til tross for at dyreantallet er stabilt.

Vi kan også se for oss at jakta har direkte eller indirekte effekter som over tid vil påvirke genetisk sammensetning og livshistoriene i høsta bestander. Slike effekter er dessverre mangelfulle og vanskelige å dokumentere i ville bestander (Mysterud 2011). Direkte effekter av jakt som skyldes at jegerne er selektive har vært diskutert lenge i forhold til villrein. Den empiriske dokumentasjonen på at dette er en virksom faktor i villreinbestandene er imidlertid mangelfull.

### **3.6.8.1 Datakvalitet og datatilgang.**

Oppslutningen om overvåkingsprogrammet er stort sett god i samtlige villreinområder og både kalvetellinger og strukturtellinger har blitt gjennomført som planlagt. Det er større utfordringer knyttet til kjeveinnsamlingene. Generelt kunne en større andel av kjevvene vært levert med presise vektdata. I dag har vi et betydelig datatap som følge av at kjevvene leveres inn men uten at det er påført riktig vekt. Med bakgrunn i vektnevdgangen som er registrert både i Knutshøg og Forolhogna, er det viktig at det settes et fokus på å få inn bedre vektdata.

Det er spesielt beklagelig at vi får inn så lite data gjennom kjeveinnsamlingene på Hardangervidda. Over tid har vi prøvd å bedre dette, uten å lykkes. Realitetene er derfor at vi i dag har mangelfull kunnskap om utviklingen på Hardangervidda. De viktigste kildene til informasjon om kondisjonsutviklingen er derfor data fra ulike vinterfellingsprogram (Skogland 1990, Loison og Strand 2005). Villreinutvalget på Hardangervidda har tatt til ordet for å gjennomføre en ny vinterfelling. En ny vinterfelling vil uten tvil gi svært verdifulle data med hensyn til utviklingen i vinterkondisjon, men kan ikke erstatte nytteverdien av å ha årlige kjeveinnsamlinger. Et annet viktig element er at GPS-merking har vist at reinsdyra på Hardangervidda har benyttet et svært begrensa areal sommerstid de seinere åra (Strand mfl. 2006, Falldorf 2012), og at svært lite av beiteressursene har vært brukt. Gjennom ulike lokale FoU-prosjekter har vi dokumentert tilsvarende misforhold mellom villreinområdenes totale størrelse og dyras faktiske arealbruk i flere områder, deriblant i Knutshøg. Betydningen av dette for dyras vekst og bestandsdynamikken er ikke kjent, men vi er avhengig av gode overvåkingsdata for å kunne undersøke dette nærmere. Villreinen i Norge er arealkrevende og følgelig har det vært rettet sterk fokus mot bevaring av villreinens leveområder – senest gjennom regjeringens bestilling av regionale planer for villreinområdene. Sett i lys av villreinens status i Norge og de kravene som legges på arealforvaltningen og brukerne av fjellområdene, er det derfor sterkt beklagelig at vi ikke kan dokumentere kondisjonsutviklingen i vårt største og på mange vis viktigste villreinområde.

### **3.6.8.2 Generelle utviklingstrender, stabilitet og jaktuttaket fra villreinbestandene**

I Norge har villreinforvaltningen ambisjoner om å regulere bestandsstørrelsen gjennom jakt. Forvaltningsplanene som utarbeides av villreinutvalgene med 5 års mellomrom fastsetter relativt klare og ofte tallfesta mål for bestandenes størrelse og kjønnsammensetning. I tillegg har de fleste planer mer kvalitativt uttrykte mål med hensyn til kondisjons- eller kvalitetsforbedringer og bevaring av leveområdene (Bråtå 2005).

Målsetningen om å regulere bestandene ved en fastsatt tetthet gjør at forvaltningen av villreinstammene i prinsippet minner mye om terskelhøsting og innebærer at høstingen må være tetthetsavhengig og øke raskt nok når bestandene er i vekst, og tilsvarende avta nok når bestandsstørrelsen synker (Strand mfl. 2012). Over tid har det vist seg vanskelig å regulere ville bestander gjennom høsting, og forvaltningen har lett for å komme på etterskudd i forhold til den reelle veksten i bestandene med den følge at høstingen bidrar til å skape fluktuerende eller sykliske bestandsforløp (Fryxell mfl. 2010).

Forolhogna har lenge vært sett på som en slags «modellbestand» for villreinforvaltningen i Norge. Forolhogna er et relativt lite villreinområde med et bestandsmål på ca. 1700 dyr i vinterstammen. Forvaltningen her har lenge vært godt organisert og det er lite variasjon i kalve-



rekrutteringen fra ett år til et annet. Forolhogna er også et oversiktlig villreinområde med relativt stabile vintre og dermed brukbare muligheter for å gjennomføre minimumstillinger som grunnlag for fastsetting av fellingskvoter. En svært stor del av jaktkvotene fylles også hvert år slik at det er mulig for forvaltningen å forutsi resultatet av jakta med stor sikkerhet (Strand mfl. 2012). På tross av at svært mange forhold ligger godt til rette for å gjennomføre en presis bestandsforvaltning, har en hatt en uventa bestandsutvikling i Forolhogna. Fra og med 1999 ble bestanden her nærmest halvert og det var nødvendig å redusere jaktkvotene betydelig over en periode på flere år før bestanden pånytt var ved det vedtatte bestandsmålet. Analyser av dataene fra Forolhogna viser at en langt på veg har lyktes med å etablere et tetthetsavhengig høstings-system som klarer å regulere denne bestanden. Men dataene viser også at jaktuttaket «bare» forklarer ca. 40 % av variasjonen i bestandsstørrelsen som er registrert under vintertellingene.

Erfaringene fra Forolhogna har vist oss noen av utfordringene med å regulere bestandsstørrelsen gjennom jakt og understreker betydningen av gode data i forvaltningen. Men det er også klart at gode data og stor grad av stabilitet i bestandsforvaltningen har en kostnadsside. Det er kostbart å samle data, enten det gjøres som tradisjonelle minimumstillinger eller om en bruker radiomerking som et supplement til den tradisjonelle overvåkingen. Databehovet må derfor vurderes opp mot kostnadene med datainnsamlingen både når det gjelder økonomiske forhold, dyreetiske forhold ved radiomerking, og den generelle aksepten for slik aktivitet. De betydelige utfordringene med å stabilisere veksten i bestanden tilsier at bestandsstørrelsen i enkelte områder kan komme til å variere mer enn formålstjenlig ut fra jakt- eller grunneiermessige hensyn.

Flere av villrein- og overvåkingsområdene er i dag delt i to eller flere delbestander som følge av menneskelig påvirkning. Eksempler er Snøhetta, Rondane og i Setesdal Ryfylke. Problemerkene med forvaltningen av delvis isolerte delbestander er også velkjent i Ottadalen og Nordfjella (Strand mfl. 2012). Oppdelingen av villreinbestandene bidrar i betydelig grad til å komplisere bestandsforvaltningen og til at kostnadene med datainnsamling øker. Et nærliggende eksempel er Setesdal Ryfylke som i dag er delt i to delbestander nord og sør for Blåsjø. Bestandsstørrelsen sør for Blåsjø har vært lav etter at bestandsstørrelsen ble redusert i Setesdal Ryfylke rundt år 2000 (Strand mfl. 2011). Den lave tettheten av dyr i sør åpner diskusjoner som berører behovet for overvåkingsdata fra området, og kostnader med å bedrive en god bestandsovervåking i dette uoversiktlige heiområdet. I tillegg er det uklart hva som bør være bakgrunnsareal for kvotetildelingen og eventuell nytteverdien av avbøtende tiltak som omfatter ferdselsrestriksjoner og fredningssoner (Strand mfl. 2011). Disse problemstillingene rundt reinens utbredelse og arealbruk er også et viktig element i diskusjonene rundt bestandsmålet på Hardangervidda. Oppsummert kan en si at polariseringen rundt bestandsmålet og ønsker om en beskjeden eller stor bestand er nært knyttet til reinens arealbruk og dermed høstingsmuligheter.

Store deler av Hardangervidda har i langt tid hatt liten verdi som jaktterreng, og kommuner som Eidfjord, Hol og Nore og Uvdal har hatt begrensa jaktmuligheter på eget terreng i mange år. De samme tendensene har en sett på store deler av vestvidda der store arealer i både Ulensvang og Odda har vært lite brukt. Den begrensa bruken som reinen har hatt av fjellarealene i Setesdal Ryfylke og på Hardangervidda er sannsynligvis påvirka av langt flere faktorer enn bestandsstørrelsen og beitekonkurransen alene (Falldorf 2012, Strand mfl. 2010, 2011 og 2012). Både topografi, menneskelig påvirkning og jakt bidrar trolig som enkeltfaktorer eller i samvirke med den arealbruken og jaktutøvelsen vi har sett i disse områdene de seinere åra. Sett på denne bakgrunn og tidligere erfaringer vi har med bestander som er i sterk vekst, er det derfor ikke formålstjenlig ut fra de overordna forvaltningsmåla å fokusere ensidig på bestandsmålene når en ønsker å påvirke dyras arealbruk og jaktmulighetene i områder som har hatt dårlig jakt over lengre tid (Strand mfl. 2011). Trolig vil det være nødvendig å fokusere både på effekter av bestandstetthet og menneskelige faktorer som ferdsel / jegerkonsentrasjoner, om en skal lykkes med å øke dyras bruk av slike områder. I Setesdal Ryfylke arbeides det nå med et slikt prosjekt der en både ser på bestandstetthet, jakt / fredningssoner og begrensning av ferdsel i utvalgte områder som mulige virkningsmekanismer for forvaltningen.

Erfaringene med overvåkingsprogrammet og bestandsutviklingen i villreinområdene så langt understreker behovet for en lokalt forankret forvaltning som har godt kjennskap til lokale forhold vedrørende arealbruk og bestandsutvikling. Kompleksiteten i bestandsforvaltningen understreker også behovet for økonomiske ressurser og et godt datagrunnlag for bestandsforvaltningen som må ha både vilje og evne til raskt å endre jaktuttaket. Ytterligere fragmentering av leveområdene vil kunne bidra til å forsterke dette.



*Foto: Olav Strand*

## 4 Utvalgte resultater fra overvåkingen

### 4.1 Beitetilbud, beitetrykk og rekruttering av viktige beitearter i skogen

I siste overvåkingsperioden utforsket vi mulighetene for å benytte data innsamlet av Landskogtakseringen til å overvåke beiteressursene for elg og hjort i Norge. Innsamlingen av data ble igangsatt i starten av 9. takst (2005-2009) og gjennomføres også i 10. takst (2010-2014), men med noe endret utforming (se under). Her rapporterer vi resultatene fra overvåkingen i perioden 2005-2011.

#### 4.1.1 Overvåkingsdesign

Hovedfokus har vært rettet mot viktige trearter i elgens diett, som rogn, osp og selje/vier (ROS), andre lauvtrearter (Lauv) og furu. Elgen er i likhet med rådyret, en typisk lauv- og kvisteter (browser), men utnytter også planter i feltsjiktet i den snøfrie perioden. Motsatt er hjorten mest fokusert på planter i feltsjiktet, men utnytter også trær og busker, særlig vinterstid (Ahlén 1965, Gebert & Verheyden-Tixier 2001, Mysterud 2000). Av de aktuelle treartene viser elgen høyest preferansen for ROS-artene (Hjeljord & Histøl 1999, Månsson mfl. 2007), og det er sannsynlig at disse også utgjør de mest prefererte artene for hjort og rådyr. Andre trearter som dunbjørk og hengebjørk utnyttes også av elgen (og hjort og rådyr), men er ikke blant de mest prefererte (Månsson mfl. 2007). Det samme gjelder furu, som hovedsakelig beites av elg.

Beitetilbud og beitetrykk registreres på de fleste av Landsskogtakseringens permanente prøveflater (250 m<sup>2</sup>) i skog. I utgangspunktet var prøveflatene fordelt i et 3x3 km rutenett under barskoggrensa og i alle fylker utenom Finnmark. Siden 9. takst er det imidlertid også lagt ut flater i Finnmark (9x9km) og over barskoggrensa i de andre fylkene (3x9km), totalt ca. 22000 flater (Astrup mfl. 2011). For å kunne sammenligne utviklingen over tid, har vi her valgt kun å forholde oss til prøveflater under barskoggrensa, ca. 11000 (Larsson og Hylene 2007). For registrering av beitetilbud og beitetrykk inngår flater som ligger på arealtypene produktiv skog, uproduktiv skog og på annet tresatt areal. I tillegg har vi valgt å inkludere flater beliggende på snaumark (eks. snau myr, ur etc), ettersom dette er areal typer som ligger i utmarka under tregrensa (og benyttes av elg og hjort), og fordi det er stor variasjon i andel snaumark mellom regioner. Dersom registreringer av beitetilbudet på disse flatene ikke er gjennomført, er tilbudet av beitetrær på slike flater satt til 0.

Prøveflatene er fordelt systematisk over hele det skogkledde arealet under barskoggrensa. Hvert år undersøkes en femtedel av alle de permanente flatene, fordelt over hele Norge. Etter fem år vil således alle de permanente prøveflatene være undersøkt, hvorpå registreringen begynner på nytt (neste takst).

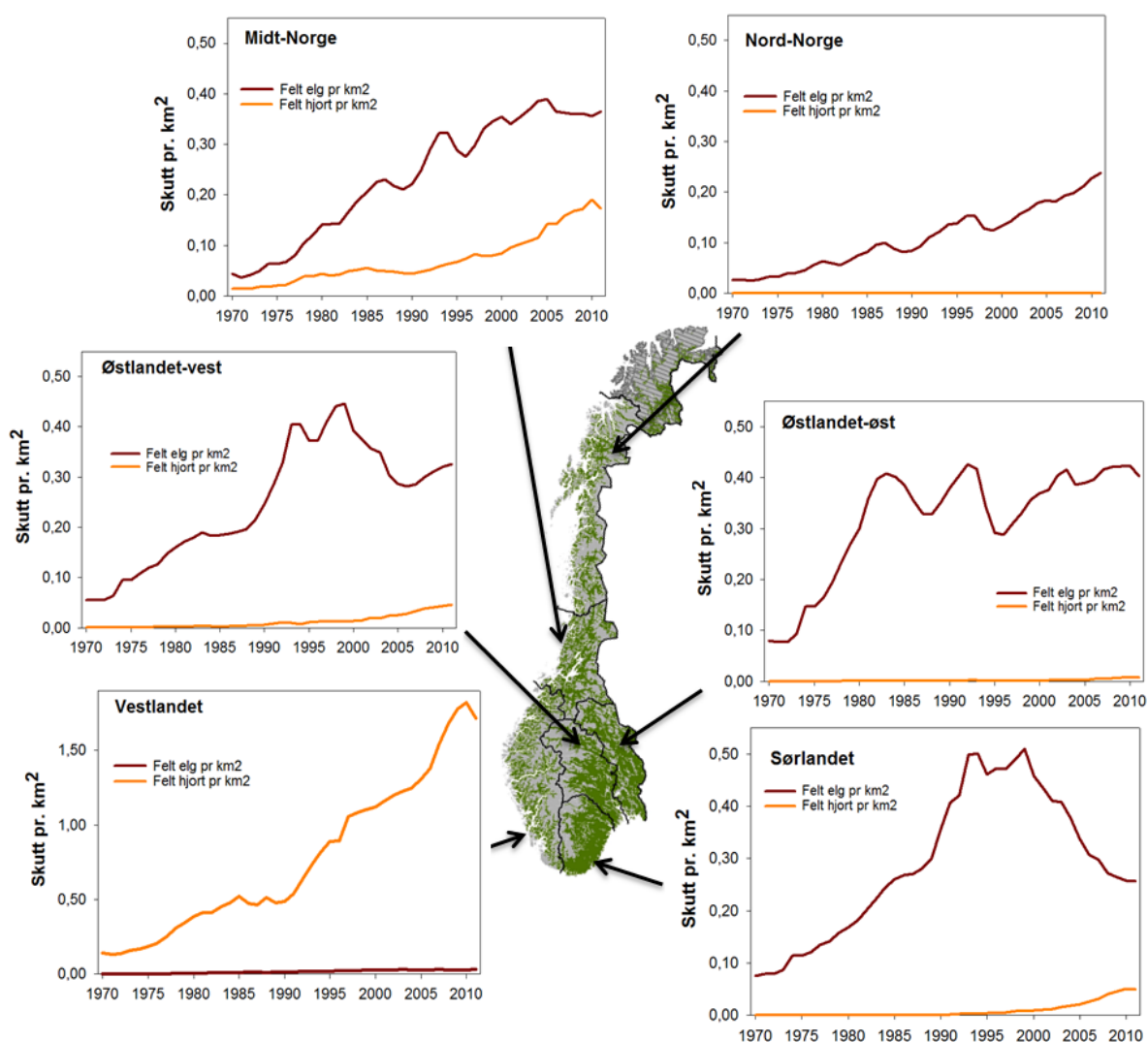
Det store antallet flater undersøkt hvert år gir et representativt bilde på den årlige utviklingen i skoglige forhold på nasjonalt nivå. På fylkesnivå er antallet flater undersøkt pr. år relativt lavt, noe som betyr at data fra hele takstperioden (fem år) er nødvendig for å få et rimelig nøyaktig bilde på tilstanden.

I denne rapporten har vi valgt å presentere resultatene på landsnivå, landsdelsnivå (se Fig. 4.1.1.1), fylkesnivå og regionnivå. Landsnivå er benyttet for presentasjon av utviklingen mellom år, mens landsdelsnivå er benyttet for presentasjon av forskjeller mellom takster (takst 7 (1994-1998), 8 (2000-2004) og 9 (2005-2009)). På fylkesnivå viser vi fordelingen av beitetilbud og beitetrykk i 9. takst og delvis i 10. takst. Regioner benyttes til å vise variasjonen på lavere geografisk nivå. Regioner er i hovedsak enkeltkommuner eller flere nabokommuner slått sammen der skogarealet i hver kommune er lavt. Alle regionene (n = 166) har minst 40 flater som undersøkes av Landsskogtakseringen, med noen unntak (vanskelig å kombinere med nabokommuner).

#### 4.1.1.1 Beitetilbud og beitetrykk 2005-2009

I 9. takst ble beitetilbudet registrert som antallet beietrær i høydesegmentet 0,5-3,0 m på hver flate. Av beietrær inngår furu som enkeltart, samt rogn, osp og selje/vier i en gruppe (ROS). Det ble også registrert andre lauvtrær i en gruppe (Lauv). Med bakgrunn i fordelingen av eldre lauvtrær i norske skoger, er det å anta at det meste av trær som inngår i samlegruppen Lauv er dunbjørk og gråor (totalt > 90 %). I tillegg vil det inngå noe hengebjørk, hegg og alm, samt edellauvtrærter som eik, bøk, ask, lind, lønn og hassel lengst i sør.

Beitetrykket ble målt som andel beita skudd på de samme trærne i løpet av de siste fem åra. I praksis er dette en registrering av andelen synlig beitede skudd i forhold til summen av beitede og ikke beitede skudd, uavhengig av når disse er beitet. Denne indeksen er således et uttrykk for den akkumulerte andelen skudd beitet over flere år. Denne vil være høyere enn andelen skudd beitet det siste året.



Figur 4.1.1.1. Landsdeler slik de benyttes ved rapportering av data fra Landsskogtakseringen. Grønn farge antyder skogdekt mark. Finnmark er ikke inkludert i Nord-Norge da relevante skogdata ikke er innsamlet av Landsskogtakseringen. Figurene viser utviklingen i elg og hjort skutt pr. km<sup>2</sup> skog og myrareal under tregrensa i perioden 1970-2011. Samme skala (y-akse, 0 - 0,55) er benyttet i alle figurene med unntak for Vestlandet (0 - 1,90).

#### 4.1.1.2 Beitetilbud og beitetrykk 2010-2011

Fra og med oppstarten av 10. takst (2010-2014) ble det gjort visse endringer i metodikken for innsamling av beiteressursdata. Mens antallet beitetrær tidligere ble registrert via en egen rutine, inngår denne nå i den såkalte småtreregistreringen til Landsskogtakseringen. De viktigste endringene er at beitetilbudet registreres på fire såkalte småflater (à 5,3 m<sup>2</sup>, radius 1,3 m) og ikke på hele prøveflata (250 m<sup>2</sup>) som tidligere. Småflatene er fordelt rundt sentrum av storflata i retningene øst, nord, vest og sør. Her blir beitetilbudet registrert som antallet beitetrær innenfor de tre høydesegmentene 1: 0,3 m - 1,3 m, 2: dbh = 0 - 2,4 cm og 3: dbh = 2,5-4,9 cm, der dbh er diameter av stammen i brysthøyde (dvs. 1,3 meters høyde). De fleste trær vil antagelig ha toppskuddet utenfor beiterækkevidde (> 3 meter) allerede ved dbh = 2,4 cm, men vil likevel ha mye beibar biomasse innenfor rekkevidde.

I småtreregistreringen ble antallet trær tidligere fordelt på artene gran, furu og samlegruppen lauv. For å tilrettelegge for registrering av beitetilbudet for hjortevilt, er nå bjørk (dunbjørk og hengebjørk) og ROS-artene skilt ut som egne samlegrupper, mens de resterende lauvtrærarter inngår i samlegruppen lauv. Sistnevnte består nå hovedsakelig av mindre attraktive beitetrærarter (eks. gråor og hegg). Fordelen med denne endringen er at vi nå får bedre oversikt over høydefordelingen til de aktuelle beitetrærne, noe som bidrar til bedre estimat på det reelle beitetilbudet. Ulempen er at resultatene ikke er direkte sammenlignbare med beitetreregistreringene gjort i 9. takst. Et unntak er for furu, som var utskilt som egen art allerede fra oppstarten av småtreregistreringen i 2005. Siden den gang er imidlertid høydeintervallet for den laveste småtregruppen endret fra 0,1 - 1,3 m til 0,3 - 1,3 m.

Beitetrykket blir målt på trærne som registreres på småflatene, men kun i høydeintervallet 0,3-3,0 meter. Beitetrykket måles som andel beita fjorårsskudd og ikke som akkumulert antall beita skudd som tidligere. Ved bruk av den tidligere metoden, var det vanskelig å få presise mål på beitetrykket på grunn av det potensielt store antallet trær innenfor hele prøveflata (250 m<sup>2</sup>), og i tillegg ble beitetrykket målt som akkumulert beitetrykk over tid. Nye skudd som vokser ut i løpet av vekstsesongen skal ikke medregnes ved taksering av beitetrykket. For å teste i hvilken grad dette likevel kan ha påvirket estimatene, har vi også analysert beitetrykket i forhold til takseringstidspunktet.

#### 4.1.1.3 Beitetilbudet i feltsjiktet

I tillegg til beitetilbudet i tresjiktet, viser vi fordelingen av beitetilbud i felt- og bunnsjiktet. Av spesiell interesse er fordelingen av vegetasjonstyper som er rike på flerårige urter og bregner, som for eksempel mjørdurt, turt og strutseving. Flere av disse er høyt selektert av elgen, særlig i en tidlig vekstfase, og kan derfor antas å være spesielt næringsrike. I rapporten er dekningsgraden av attraktive urter og bregner beregnet som andelen flater med vegetasjonstypene storbregneskog, høgstaudeskog, gråorskog, flommarkskog, or-askeskog og viersump.

Også blåbærlyng utgjør en stor del av elgens diett i sommerhalvåret, og utnyttes mye i vinterhalvåret der snøforholdene tillater det. Blåbærlyng utnyttes dessuten av hjorten og er antydning som en mulig indikatorart for måling av beitetrykket fra hjort på Vestlandet (Mysterud mfl. 2010). I Landsskogtakseringen gjennomføres det ingen registrering av beitetrykket på blåbærlyng, men dekningsgraden av blåbærlyng registreres på alle permanente prøveflater i produktiv skog, uproduktiv skog og på annet tresatt areal.

Selv om frekvensen av enkeltartene kan endre seg, forventer vi ikke at dekningsgraden av de forskjellige vegetasjonstypene vil endre seg mye over tid. Vi kan derfor ikke måle hvorvidt beitetilbudet av urter og bregner endrer seg fra en takst til den neste. Det samme gjelder ikke med hensyn til blåbærlyng, som måles som enkeltart. Dekningsgraden av blåbærlyng kan potensielt endre seg mye som følge av hardt beitetrykk eller konkurranse om lys og næring fra andre planter. Blåbærlyng er en halvskyggeplante som trives best i lysåpen skog, men utkonkurreres av andre planter på hogstflatene eller i tett og skyggefull skog. Ved å måle dekningsgraden av blåbærlyng over tid, kan vi forhåpentligvis få bedre kunnskap om hvordan denne beiteressursen påvirker kondisjonsutviklingen til elg og hjort.



#### 4.1.1.4 Rekruttering av viktige beitetrearter

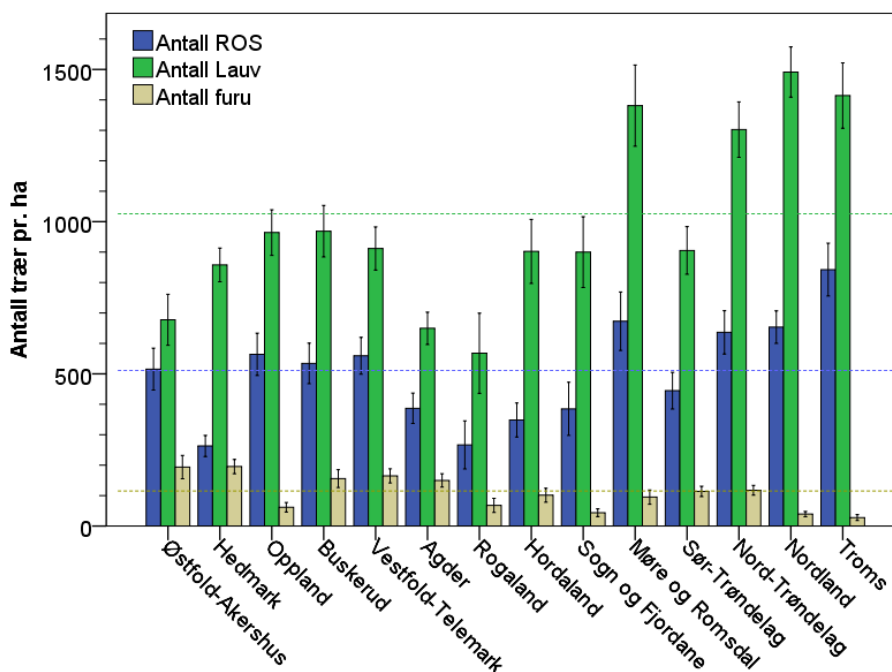
I tillegg til beitetilbud og beitetrykk viser vi utviklingen i antall rekrutterte trær pr. ha for furu, dunbjørk og ROS-artene. Med rekrutterte trær mener vi her trær med en diameter på 60-80 mm i brysthøyde. På prøveflatene registreres og klaves alle individuelle trær med brysthøydiameter (dbh) større eller lik 50 mm, og bestemmes til art. Her har vi valgt ikke å inkludere trær med dbh < 60 mm (50-59mm) for å redusere innflytelsen av feilvurderinger med hensyn til hvilke trær som skal klaves. Trær med dbh 60-80 mm er individer som har vokst seg utenfor beiterækkevidde for hjorteviltet og tettheten av disse vil således være et mål på antallet trær som rekrutteres til den reproduserende delen av bestanden. I ROS-gruppen inngår rogn, osp og selje, men ikke andre vierarter (som ved registrering av beitetilbudet av ROS).

Data på rekrutteringsrater for ROS, dunbjørk og furu er vist for 7-9. takst (1994-2009). I likhet med beitetilbud og beitetrykk blir denne type data samlet inn fra flater beliggende i produktiv skog, uproduktiv skog og på annet tresatt areal. For å kontrollere for stor variasjon i andel snaumark mellom regioner, har vi her valgt å inkludere flater beliggende på arealtypen snaumark. På det viset vil resultatene også avspeile forskjeller i antall rekrutterte trær pr. ha mellom regioner.

### 4.1.2 Resultater fra perioden 2005-2011

#### 4.1.2.1 Geografisk variasjon i beitetilbudet av trær og planter i feltsjiktet

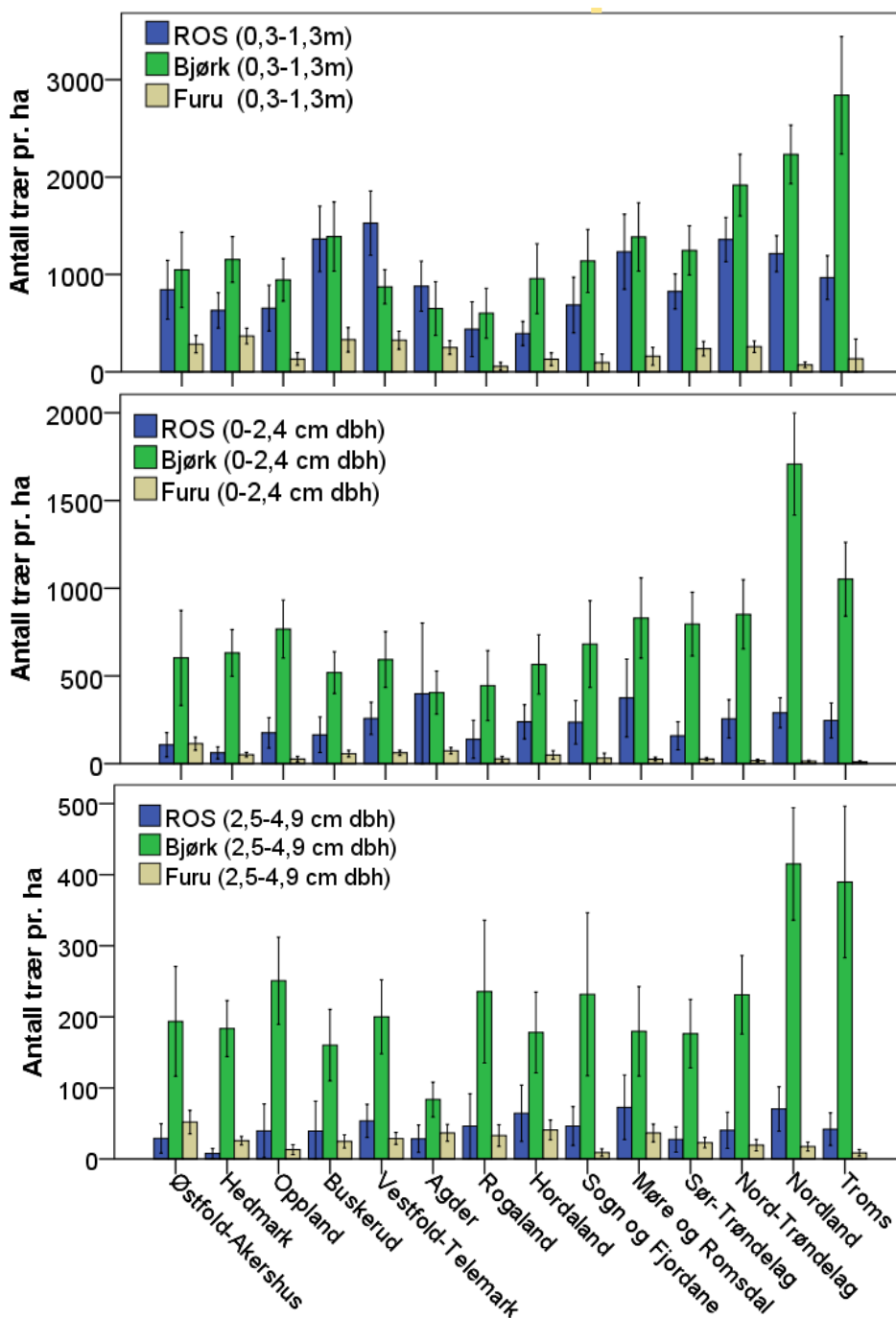
Beitetilbudet (trær pr. ha) av furu og lauvtrær innenfor beiterækkevidde for elg og hjort (0,5-3,0 m) varierer mye over det ganske land (Fig 4.1.2.1). I perioden 2005-2009 var tilbudet av beitetrær høyest for Lauv (andre lauvtrær) (ca. 1026 trær pr. ha) etterfulgt av ROS (rogn, osp, selje/vier, ca. 511 trær pr. ha) og furu (ca. 115 trær pr. ha). Denne forskjellen er til stede selv i de mer furudominerte områdene på Østlandet. Likevel ser vi en generell økning i antallet beitetrær av furu fra nord til sør, mens det motsatte er tilfelle for Lauv og ROS. Også i Vestland fylkene er den relative forekomsten av Lauv og ROS høy sammenlignet med forekomsten av furu. Det er også en del variasjon i tettheten av de forskjellige beitetreartene innenfor fylker (Vedlegg 7.6 og 7.7).



Figur 4.1.2.1. Gjennomsnittlig antall beitetrær (0,5-3,0 m) pr. hektar og prøveflate i perioden 2005-2009, fordelt på artsgruppe og fylke. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for artsgruppen.

I 10. takst blir tilbudet beitetrær registrert innenfor 3 ulike høydesegment, fra 0,3 m til anslagsvis over 6 m (dbh = 4,9 mm). Dette er et større høydeintervall enn hva som ble benyttet i 9.

takst (0,5-3,0 m) og følgelig registreres det høyere tetthet av planter i 10. enn i 9. takst (Figur 4.1.2.2).



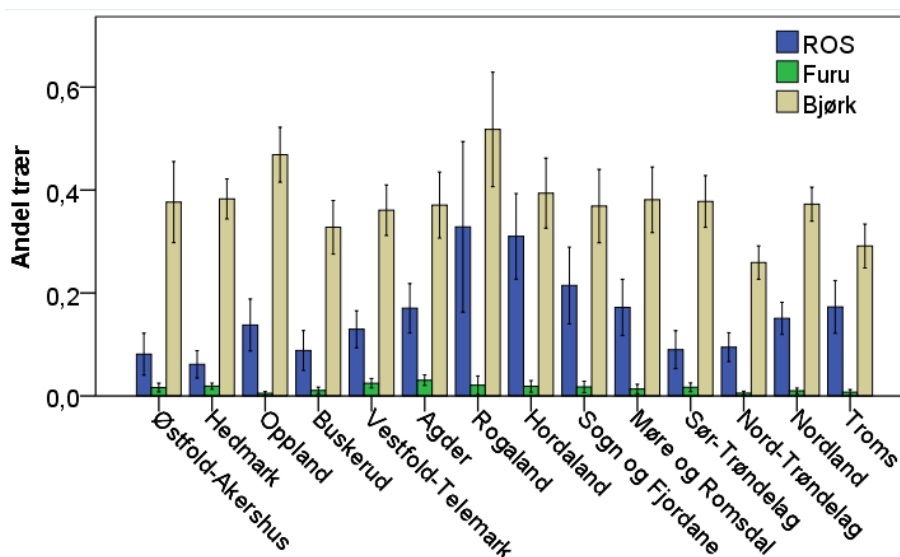
Figur 4.1.2.2. Gjennomsnittlig antall beitetrær pr. hektar og prøveflate i perioden 2010-2011, fordelt på artsgruppe, høydesegment og fylke. Høydesegment 1: 0,3-1,3 m høyde (øverst), høydesegment 2: 0-2,4 cm diameter i brysthøyde (dbh), høydesegment 3: 2,5-4,9 cm dbh (nederst).

Til tross for disse endringene ser vi at forholdet mellom artsgrupper og landsdeler avspeiler mye av det samme forholdet som ble registrert i 9. takst. Fortsatt er det mer furu tilgjengelig i sør enn i nord, mens det motsatte er tilfelle for ROS og bjørk. I tillegg er det generelt flere tilgjengelig beitetrær av bjørk og ROS enn av furu. Det er imidlertid viktig å merke seg at dette ikke nødvendigvis avspeiler tilsvarende forskjeller i tilgjengelig biomasse ettersom treartene varierer i antall beitbare skudd pr. tre. For eksempel vil furua gjerne ha et større antall beitbare skudd ved en gitt trehøyde enn hva som er tilfelle for ROS-artene.



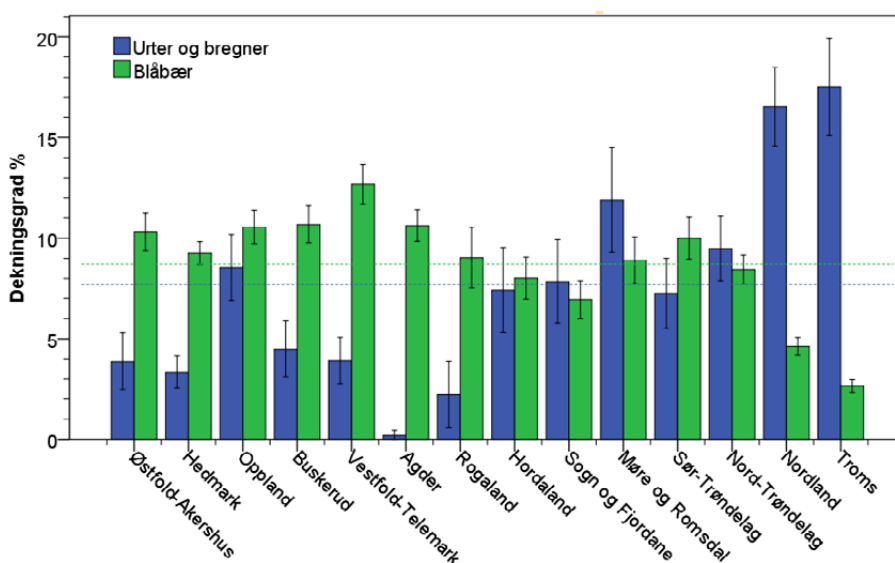
Forskjellige treartene kan også variere i gjennomsnittshøyde, noe som vil påvirke hvor mye beitbar biomasse som er tilgjengelig per tre. Basert på data fra de to første åra av 10. takst ser vi at antallet beitetrær synker fra det laveste til det høyeste segmentet (Fig. 4.1.2.2), men også at det er visse forskjeller i høydefordelingen mellom arter.

For å få et bedre inntrykk av variasjonen i beitetilbudet av de forskjellige artene, beregnet vi forholdstallet mellom antallet trær i høydeklasse 2 (dbh = 0 – 2,4 cm dbh) og høydeklasse 1 (0,3-1,3 m). Et høyt forholdstall antyder at trærne i gjennomsnitt er høyere og følgelig kan vi også anta at beitetilbudet, i form av antall skudd, er høyere.



Figur 4.1.2.3. Gjennomsnittlig andel beitetrær i høydeklasse 2 i forhold til antall trær i høydeklasse 1 og 2, fordelt på artsgruppe og fylke. Data fra 2010 og 2011.

Som det framgår av figur 4.1.2.3 så er det stor variasjon mellom områder og arter med hensyn til høyden på de registrerte trærne. Den høyeste andelen større trær finner vi for bjørk, etterfulgt av ROS og furu. For ROS finner vi i gjennomsnitt høyere beitetrær på Vestlandet og i Nord-Norge, samt i Agder. Som forventet var det også en positiv samvariasjon i beitetrehøyden for de tre artene mellom fylker ( $R^2 = 0,7 - 0,25$ ). Årsaken til dette er sannsynligvis at områdene har en felles skogbruk- og beitehistorikk. På Vestlandet og i Nord-Norge er skogbruket generelt mindre intensivt og det er å anta at dette også gjelder med hensyn til mekanisk ungsogspleie. Flere av lauvtrærne kan derfor vokse seg store i disse områdene (se under).



Figur 4.1.2.4. Gjennomsnittlig dekningsgrad av blåbærlyng, og prosentandelen flater med vegetasjonstyper rike på urter og bregner i perioden 2005-2009, fordelt på fylke. Stiplede linjer antyder gjennomsnittet for hele landet.

I likhet med tilbudet av beitetrær, eksisterer det også store geografiske forskjeller i dekningsgraden av beiteplantene i feltsjiktet (Fig. 4.1.2.4). Rike vegetasjonstyper med store flerårige urter og bregner forekommer mer hyppig i nord enn i sør, mens det motsatte er tilfelle for deknningen av blåbærlyng. Spesielt i Agder er det lav dekning av rike vegetasjonstyper, mens Troms særmerker seg med lav dekning av blåbærlyng.

Alt i alt antyder resultatene at tilbudet av beiteplanter er bedre i nord enn i sør og dessuten bedre på Vestlandet enn på Østlandet. Tatt i betraktning at tettheten av elg også øker fra nord til sør, er det grunn til å tro at elgen i nord har langt bedre næringsbetingelser enn hva som er tilfelle for de fleste elgene i sør. Det er derfor ikke overraskende at vi generelt finner de mest produktive elgene i nord og at disse også vokser seg større enn lenger sør i landet.

Også for hjorten på Vestlandet ser det ut til å være en generell økning i beitbare lauvtrær og planter i feltsjiktet fra sør til nord. Møre og Romsdal har særlig høye tettheter av lauvtrær i riktig beitehøyde (Fig. 4.1.2.1) og har også høyere tetthet av urterike vegetasjonstyper (Fig. 4.1.2.4). Det motsatte er tilfelle i Rogaland (Fig. 4.1.2.4). Som for elgen, finner vi også at hjorten øker i vekt og produktivitet fra sør til nord på Vestlandet.

#### 4.1.2.2 Variasjon i beitetilbud over tid, 2005-2009

For Norge under ett fant vi en økning i tettheten av Lauv og ROS i perioden 2005-2009, men ingen spesiell trend i tettheten av furu (Fig. 4.1.2.5). Til tross for generelt høyt beitetrykk, er det derfor ingen grunn til å tro at beitetilbudet av viktige trearter er i nedgang. Denne analysen er ikke mulig å gjennomføre på landsdelsnivå eller fylkesnivå da utvalget av flater ikke fordeler seg representativt mellom år innenfor takst på disse geografiske nivåene.

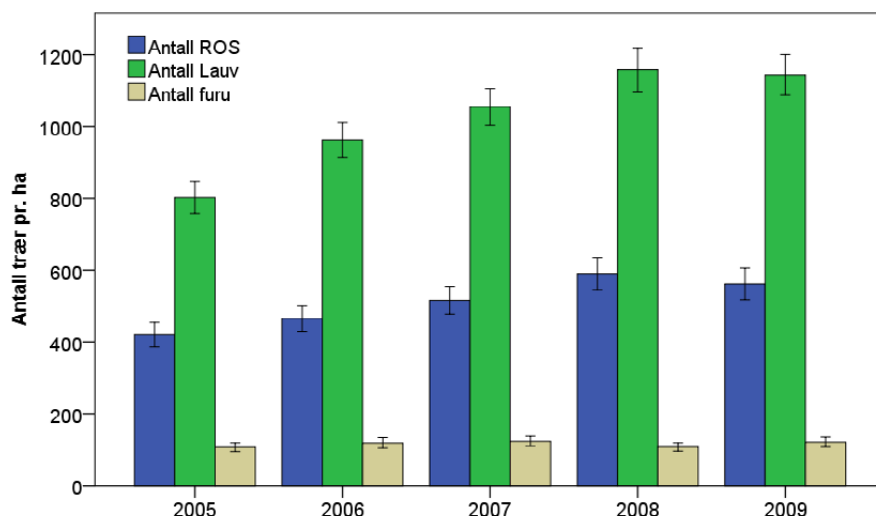


Fig. 4.1.2.5. Variasjon i beitetilbud (trær pr. ha, 95 % CI) i perioden 2005-2009 for rogn, osp og selje/vier (ROS), andre lauvtrær (Lauv) og furu. Data fra hele landet utenom Finnmark.

I perioden 2010-2011 fant vi ingen tydelige forskjeller mellom år med hensyn til beitetilbud for hele Norge samlet. Fordi metoden er forandret er det ikke mulig å vise utviklingen for hele perioden 2005-2011 med hensyn til tettheten av beitetrær. Ett unntak er for de to høyeste høyde-segmentene for furu, der samme metodikk er benyttet siden 2005. Her ser vi at antallet furutrær er relativt stabilt for de største trærne, mens trenden er svakt økende for de lavere trærne (Fig. 4.1.2.6). Sistnevnte gruppe har antagelig mest beitbar biomasse tilgjengelig for elg.

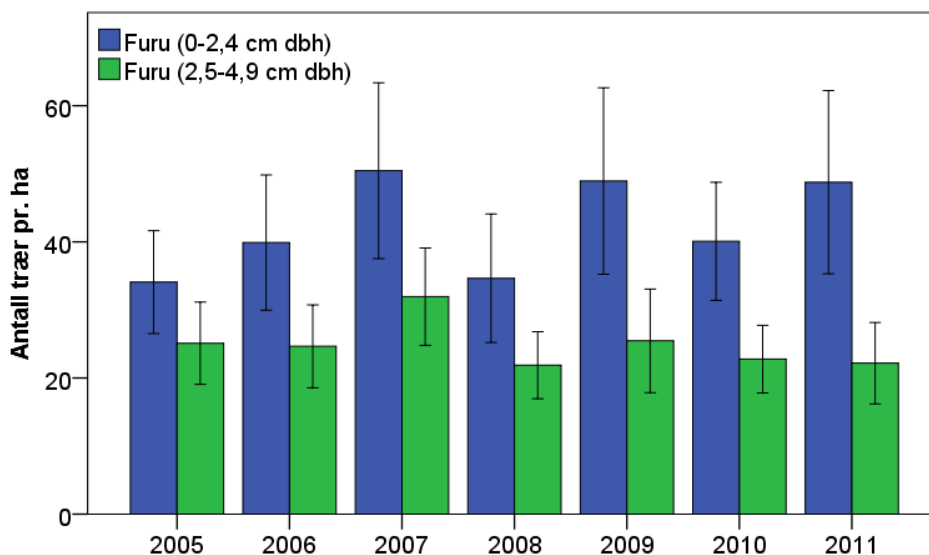


Fig. 4.1.2.6. Variasjon i beitetilbudet av furu (trær pr. ha, 95 % CI) i perioden 2005-2011, fordelt på høyde-segment. Data fra hele landet utenom Finnmark.

I figur 4.1.2.7 viser vi også utviklingen i dekningsgraden av blåbær på landsskogflatene fra 2008 til 2011. Generelt sett var dekningsgraden dobbel så høy i produktiv som uproduktiv skog, men det var ingen utpreget trend i perioden. På lengre sikt vil det være mulig å studere utviklingen i dekningsgrad innenfor hver enkelt flate, noe som sannsynligvis vil styrke muligheten for å spore endringer over tid.

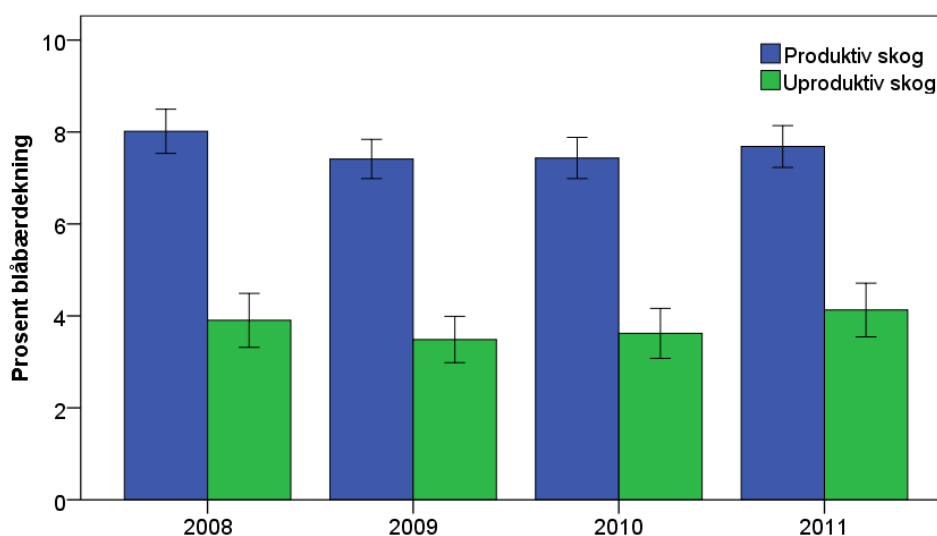
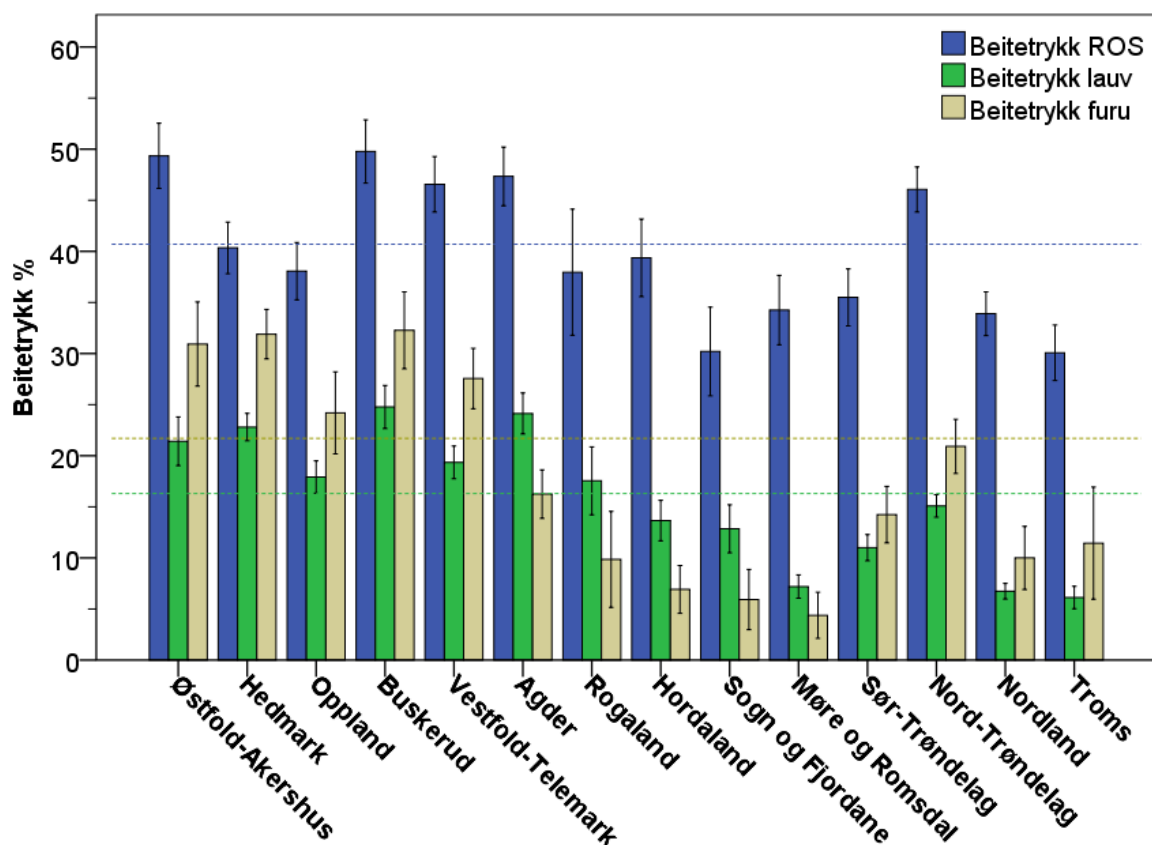


Fig. 4.1.2.7. Variasjon i beitetilbudet av blåbærlyng (prosent dekning 95 % CI) i perioden 2008-2011, fordelt på produktiv og uproduktiv skog. Data fra hele landet utenom Finnmark.

#### 4.1.2.3 Variasjon i beitetrykk

I perioden 2005-2009 fant vi store forskjeller i beitetrykket mellom artsgrupper og fylker (Fig. 4.1.2.8). Som forventet var beitetrykket høyere på ROS-artene enn furu og andre lauvtrearter. I gjennomsnitt ble det registrert et akkumulert beitetrykk på drøye 41 % på ROS, 22 % på furu og 16 % på Lauv. Det relativt lave beitetrykket på Lauv skyldes antagelig at flere lauvtrearter som sjeldent beites av hjortevilt inngår i denne gruppen (eks. gråor).

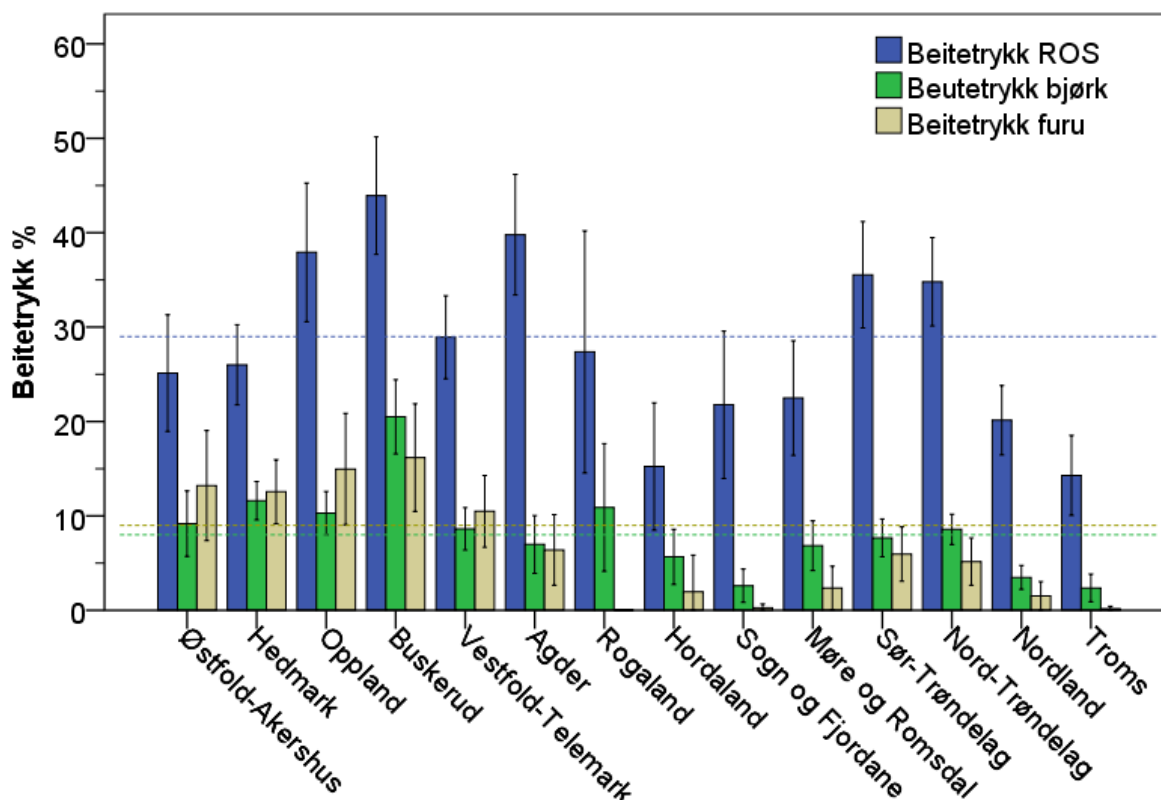


Figur 4.1.2.8. Gjennomsnittlig (95 % CI) akkumulert beitetrykk på prøveflater i perioden 2005-2009, fordelt på artsgruppe og fylke. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for artsgruppen. Samlet for alle områdene var beitetrykket høyere på ROS (41 %) enn på Furu (22 %) og Lauv (16 %).

Den geografiske variasjonen i beitetrykk er lavest på ROS-artene og høyest på furu. Beitetrykket på ROS er fortsatt relativt beskjedent på deler av Vestlandet, men er ellers jevnt over høyt (Fig. 4.1.2.8). Variasjonen mellom fylker var noe høyere for Lauv; der beitetrykket var høyere på Østlandet og Sørlandet enn på Vestlandet, Midt-Norge og i Nord-Norge (Fig. 4.1.2.8).

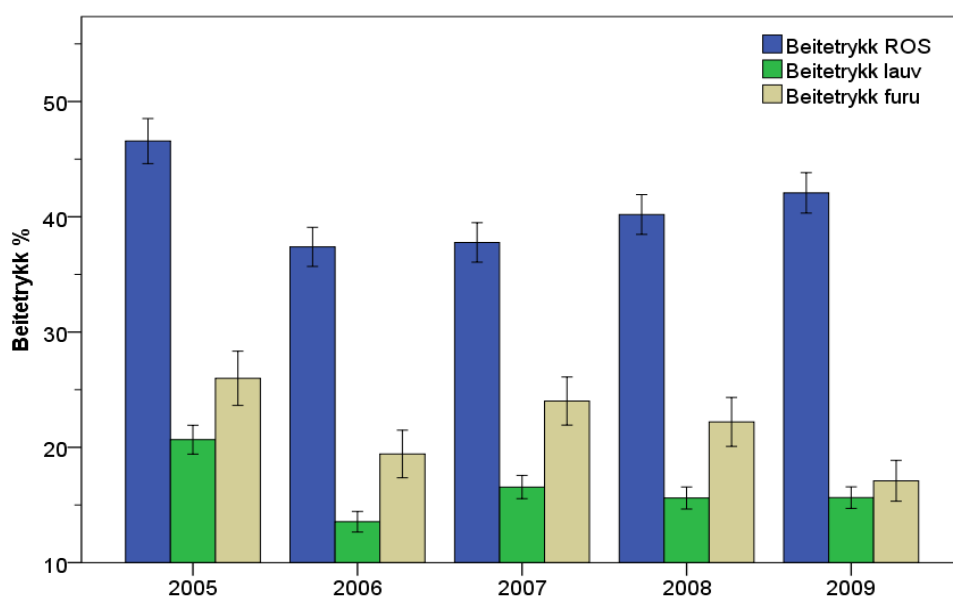
Også for furu var beitetrykket høyest på Østlandet, mens furubeiting på Vestlandet var tilnærmet fraværende (< 10 %, Fig. 4.1.2.8). Det siste skyldes trolig at elgen er fåtallig på Vestlandet, og at hjorten beiter lite på furu. I tillegg vil hjorten kun beite på de lavere delene av trærne innenfor høydesegmentet 0,5-3,0 m. Motsatt er det mye som tyder på at furu er en viktig beiteplante for elgen på Østlandet hvor tettheten av elg er høy. Et påfallende trekk er det relativt lave beitetrykket på furu i Agder (Fig. 4.1.2.8), til tross for høyt beitetrykk på ROS og Lauv.

I perioden 2010-2011 fant vi mye av det samme mønsteret som i foregående takst, men det observerte beitetrykket var generelt lavere (Fig. 4.1.2.9). Dette skyldes at beitetrykket nå registreres som andel skudd beitet siste år, og ikke som akkumulert beitetrykk som i 9. takst. Så langt i 10. takst (2010-2011) er beitetrykket i gjennomsnitt 29 % på ROS, 9 % på furu og 8 % på bjørk. Dette utgjør omkring 71 %, 41 % og 50 % av det akkumulerte beitetrykket registrert for ROS, furu og Lauv i 9. takst.



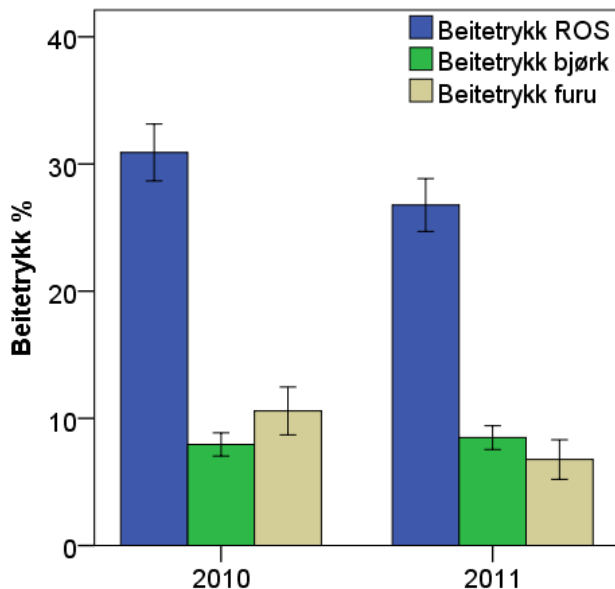
Figur 4.1.2.9. Gjennomsnittlig (95 % CI) beitetrykk siste år på prøveflater i perioden 2010-2011, fordelt på artsgruppe og fylke. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for artsgruppen. Samlet for alle områdene var beitetrykket høyere på ROS (29 %) enn på Furu (9 %) og bjørk (8 %).

For Norge som helhet fant vi ingen systematisk trend i beitetrykk i perioden 2005-2009 (Fig. 4.1.2.10). Det høyere beitetrykket registrert i 2005 for ROS og Lauv tror vi mest skyldes "innkjøringsproblemer" ved oppstart av beiteovervåkingen. Dagens metode for måling av beitetrykk er sårbar for måleforskjeller mellom takstpersoner og metoden krever erfaring og jevnlig kalibrering av takstpersonalet. I denne sammenheng er det også viktig å minne om at beitetrykket måles som akkumulert beitetrykk og ikke siste års beitetrykk. Det akkumulerte beitetrykket vil i en viss utstrekning flate ut effektene av varierende beitetrykk mellom år.



Figur 4.1.2.10. Variasjon i akkumulert beitetrykk (95 % CI) mellom år for ROS (rogn, osp og selje/vier), andre lauvtrær (lauv) og furu. Data fra hele landet utenom Finnmark.

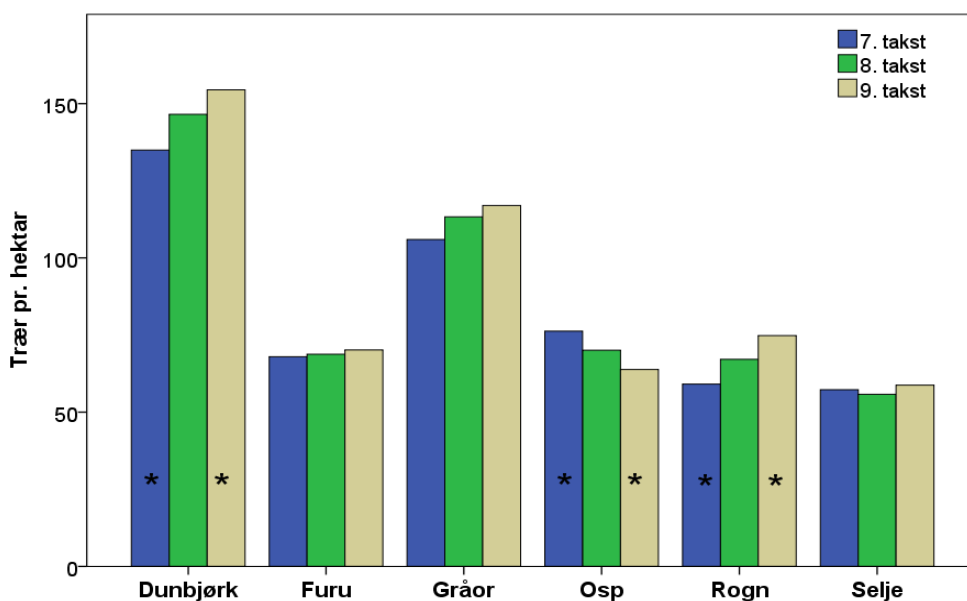
Forhåpentligvis vil beitetrykket slik det måles i 10. takst, kunne gi et bedre bilde på endringene over tid. I figur 4.1.2.11 viser vi beitetrykket i Norge i 2010 og 2011. Trenden er negativ for ROS og furu, men viser ingen forandring for bjørk. Den negative trenden kan skyldes små skjevheter i den geografiske fordelingen av utvalget (nye flater besøkes hvert år i 5-årsperioden) og av den grunn må vi avvente ytterligere år med data før vi med sikkerhet kan avgjøre trenden.



Figur 4.1.2.11. Variasjon i siste års beitetrykk (95 % CI) mellom år for ROS (rogn, osp og selje/vier), bjørk og furu i perioden 2010-2011. Data fra hele landet utenom Finnmark.

#### 4.1.2.4 Variasjon i rekrutteringen av viktige beitetrearter

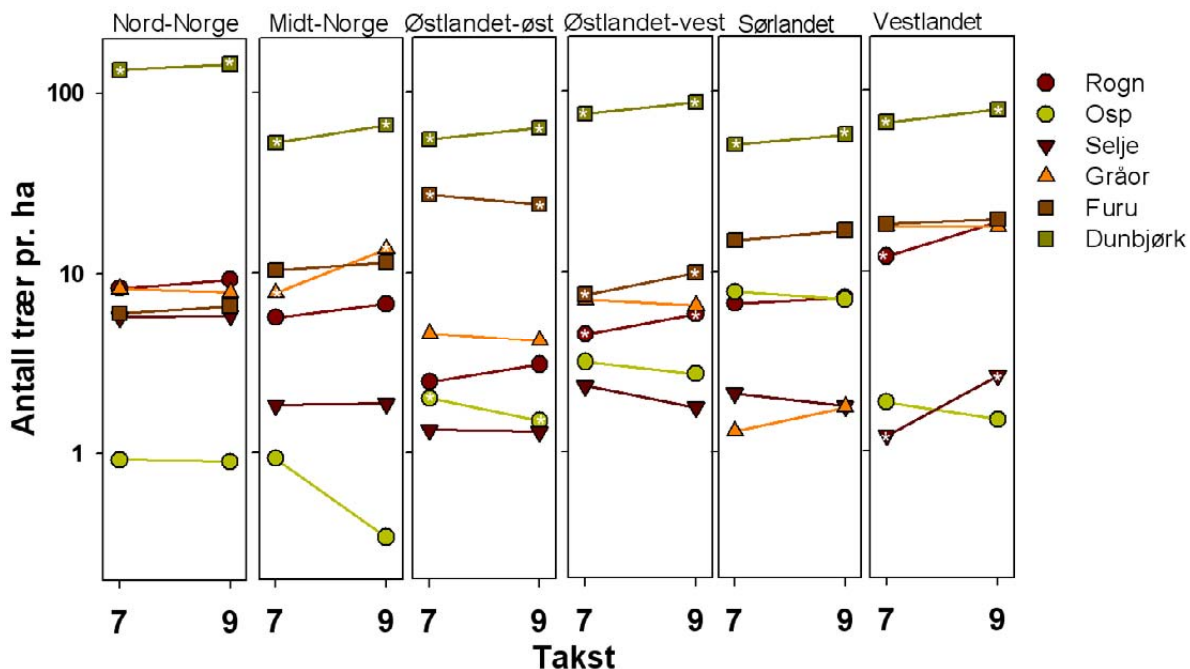
Basert på utviklingen i antallet trær med diameter på 60-80 mm i brysthøyde fra 7. (1994-1998) til 9. takst (2005-2009), er det lite som tyder på de siste 15-års høye beitetrykk fra elg og hjort har ført til en entydig reduksjon i tettheten av de mest prefererte beitetreartene. I Norge som helhet var det kun tre av artene som viste statistisk sikre endringer fra 7. til 9. takst (Fig. 4.1.2.12): Bjørk (dunbjørk) og rogn økte i tetthet, mens ospa var den eneste arten som viste en nedadgående trend. Selje, furu og gråor viste ingen betydelig endring over tid.



Figur 4.1.2.12. Antall rekrutterte trær (dbh = 6-8 cm) pr. hektar fordelt på art og takst i hele Norge utenom Finnmark. Forskjeller mellom perioder med \* er statistisk sikre. Data kun fra flater undersøkt i alle takstperiodene og med arten tilgjengelig i 7. og/eller 9. takst.

På landsdelsnivå fant vi mye av det samme mønsteret (Fig. 4.1.2.13). I alle landsdelene var det en økning i antallet bjørk, og på Østlandet-vest og Vestlandet var det en økning i antallet

rogn. Vi fant også en økning i antallet furu på Østlandet-vest, og økt antall gråor og selje i henholdsvis Nord-Norge og på Vestlandet. Motsatt var det en nedgang i antallet osp og furu på Østlandet-øst, men ikke i de andre områdene. Det er likevel viktig å merke seg at trenden var negativ for osp i alle landsdelene, mens den var positiv for rogn. For de andre artene og områdene var den registrerte endringen liten og kan vel så mye skyldes tilfeldigheter i utvalget som en endring i tetthet.



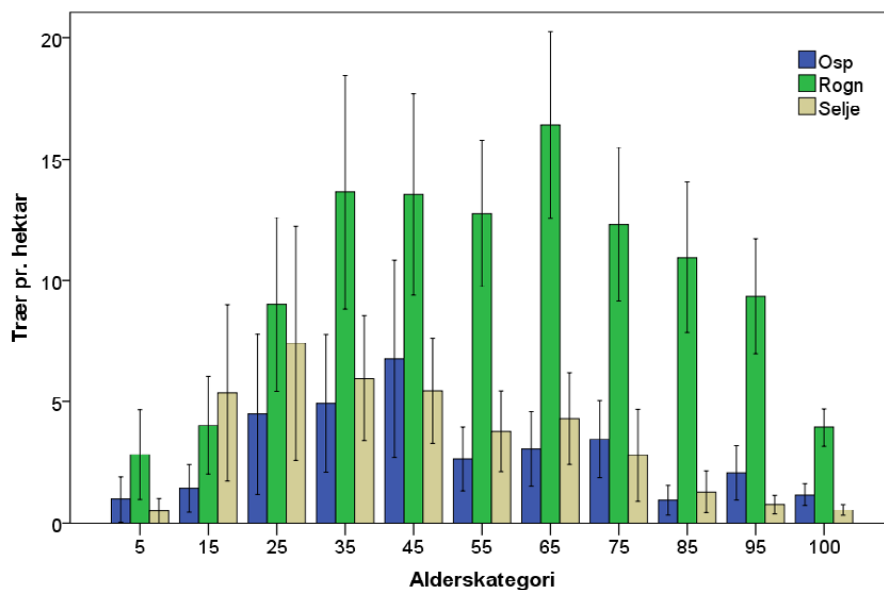
Figur 4.1.2.13. Endringer i antallet rekrutterte trær (dbh = 6-8 cm) pr. hektar fra 7. (1994-1998) til 9. (2005-2009) takst, fordelt på landsdel. Data fra flater undersøkt av Landsskogtakseringen i både 7. og 9. takst. Legg merke til at den vertikale skalaen er logaritmisk. Det medfører at grafer med samme stigning viser samme prosentvise endring, men ikke samme endring i antall. Symboler med hvite stjerner (\*) viser statistisk signifikante endringer.

Et springende punkt i undersøkelsene er hvor gamle de aktuelle trærne er på det tidspunktet de registreres av Landsskogtakseringen. For alle ROS-artene er det ikke uvanlig med en vekst på rundt 0,5 meter eller mer pr. år hos de yngre trærne. Trærne kan således nå en høyde på 3-4 meter alt etter 6-8 år (Solberg mfl. 2012). Beiting har imidlertid stor effekt på høydetilveksten og kan i verste fall stoppe tilveksten over flere år.

Basert på prøvetredata fra Landsskogtakseringen var en gjennomsnittlig rogn, osp og selje i de aktuelle diameterklassene (dbh = 6-8 cm) henholdsvis 6, 7,5 og 7 m høye da de ble registrert, og vokste med henholdsvis 10, 20 og 20 cm i året. Om vi antar den samme høydevekstraten i de foregående åra ville de da ha vært under 4 meters høyde 15-20 år tidligere. Mer sannsynlig ville de vært enda lavere ettersom lysforholdene kan antas å ha vært bedre og høydevekstraten høyere når trærne og skogbestanden var yngre.

Basert på fordelingen av ROS-trær i bestander med forskjellig alder, er det mye som tyder på at disse anslagene er rimelige. Mest rekrutterende selje finner vi i bestander fra 10-50 års alder, mens rekrutterende osp hovedsakelig finnes i bestander mellom 20 og 50 år (Fig. 4.1.2.14). Både osp og selje er typiske pionéarter som trenger mye lys for å spire (Solberg mfl. 2012). Det er derfor rimelig å anta at disse hovedsakelig har etablert seg rett etter en flatehogst, stormfelling eller en annen forstyrrelse som skaper en lysåpning i skogen. Rogna, derimot, er langt mer skygetolerant og er i stand til å etablere seg selv i etablert skog. Det går også fram av figuren som viser at rogn finnes med høye frekvenser i bestander med svært forskjellig alder (Fig. 4.1.2.14).





Figur 4.1.2.14. Antall rogn, osp og selje i diameterklasse 60-80mm (95 % CI) i forhold til bestandens alder (eks. 15 = 10-19 år, 25 = 20-29 år, 100 =  $\geq 100$  år). Data fra 9. takst.

Dersom disse anslagene er riktige vil mange av trærne som ble registrert i 9. takst (2005-2009) ha vært innenfor beiterækkevidde i perioder med høye tettheter av hjortevilt på 1980- og starten av 1990-tallet. Basert på jaktstatistikken var det i denne perioden særlig høye tettheter av elg i de østlige delene av Østlandet, men også lenger vest og på Sørlandet (Fig. 4.1.1.1). I de sistnevnte områdene kulminerte elgbestanden rundt 1990. Lenger nord var bestandstetthetene langt lavere og følgelig kan vi forvente en mindre effekt på ROS-artene. Det samme gjelder på Vestlandet der hjortebestanden før 1990 var kun en tredjedel av hva den er i dag. I tillegg krever den mindre hjorten et lavere energiinntak (ca. 50 % av elgens behov) og er også i mindre grad en kvisteter enn elgen.

#### 4.1.2.5 Er endringene i trerekruttering et resultat av hjorteviltbeiting?

Til tross for de høye tetthetene av elg i deler av landet på slutten av 1980-tallet og starten av 1990-tallet, antyder resultatene at beitetrykket likevel ikke var tilstrekkelig til å redusere rekrutteringen av alle ROS-artene. For hele landet økte faktisk antall rekrutterte rogn med hele 25 % fra 7. til 9. takst, mens antallet selje var uforandret. Det samme mønsteret var til stede innenfor landsdelene, noe som antyder at disse artene klarer seg relativt bra også i områder der beitetrykket har vært spesielt høyt.

Det samme var ikke tilfelle for ospa. I hele landet var det en reduksjon på snau 20 % mellom de to takstene, og nedgangen var antydnet i alle områdene. Spesielt på Østlandet-øst er nedgangen markert. Sammenlignet med de andre områdene var bestandstettheten av elg ekstra høy i denne landsdelen på 1980-tallet. I det samme området var det også en signifikant nedgang i antallet rekrutterte furu. Furu er en viktig beiteart for elgen på Østlandet-øst, både på grunn av den høye elgtettheten og den relativt lavere tettheten av ROS og delvis bjørk (Fig. 4.1.2.1). Vi kan derfor ikke utelukke at beiting har vært en medvirkende årsak til at begge disse artene har sunket i frekvens.

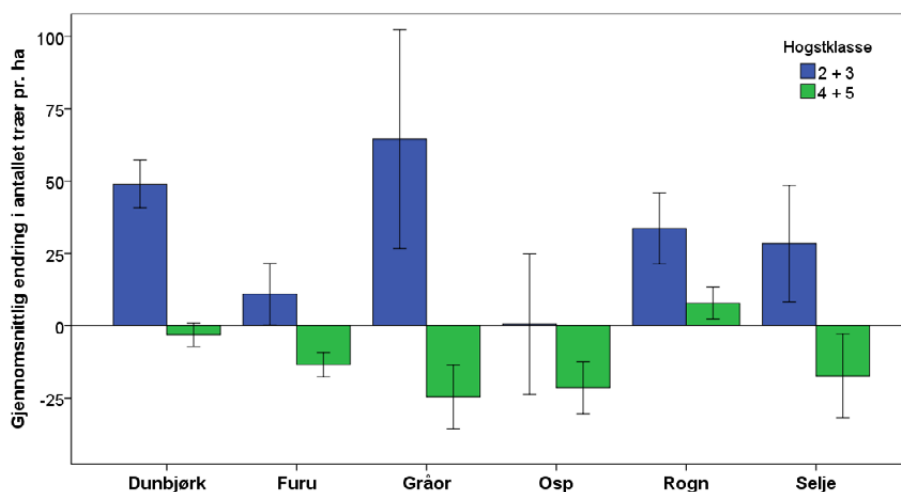
Hvorfor rogn responderer så ulikt osp og delvis selje kan skyldes forskjeller i biologi, levested og hvordan de forskjellige artene behandles av skogbruket (Solberg mfl. 2012). Flere studier antyder at dødeligheten som skyldes beiting er lav hos alle ROS-artene, men at spesielt rogn sjeldent lar seg knekke av beiting (Gil 1992). I tillegg er rogn relativt mer skyggetolerant både i frøplantefasen og som voksent tre, og er mindre kravstor med hensyn til jordforholdene for spiring og vekst. Sammenlignet med osp og selje kan rogn derfor lettere etablere seg i eldre skog. Mange studier viser at elgen beiter mer intensivt i ungsog enn i eldre skog (eks. Wam mfl. 2010), noe som i større grad kan påvirke tilveksten av osp og selje som hovedsakelig forynger seg i åpen yngre skog.

I tillegg til beiting fra hjortevilt er det opplagt at også skogbruket kan ha betydelig effekt på utviklingen i antallet ROS- og andre lauvtrearter. Ved jevnlig hogst bidrar skogbruket med lysåpne flater der alle de aktuelle artene kan forynges, og varierende hogstaktivitet kan skape stor variasjon i antallet trær som rekrutteres til de aktuelle diameterklassene mellom år.

Variierende alder var imidlertid av liten betydning for endringene i antallet rekrutter fra 7. til 9. takst. I denne perioden var det en økning i arealet skog i hogstklasse 3 (yngre produksjonsskog) og 5 (hogstmoden skog), mens det var en nedgang i arealet skog i hogstklasse 2 (ungskog) og 4 (eldre produksjonsskog). Fordi trærne i de aktuelle diameterklassene fordelte seg over flere bestandsaldre (Fig. 4.1.2.14) og hogstklasser, er det lite sannsynlig at slike endringer har større effekter på variasjonen i rekrutteringen.

På den annen side fant vi at antallet rekrutter utviklet seg forskjellig i de ulike hogstklassene: For nesten alle artene var det en økning i antallet rekrutterende trær på flater som i 9. takst befant seg i skog med hogstklasse 2 og 3, mens det var en lavere økning eller reduksjon på flater i eldre hogstklasser (Fig. 4.1.2.15).

Dette mønsteret tror vi skyldes endringer i graden av ungsogspleie i skogbruket. Skjøtsel i form av lauvtrerydding, sprøyting og avstandsregulering foregår i yngre skog (hogstklasse 2) for å optimalisere vekstforholdene for bartrærne. I løpet av de siste 20 åra har det imidlertid vært en stor nedgang i arealet som gjennomgår mekanisk ungsogspleie (> 50 % nedgang) og kjemisk ugraskkontroll (> 80 % nedgang), sannsynligvis som følge av reduksjon i statlige tilskudd (Rognstad & Steinset 2010). Samtidig kan vi ikke utelukke at nye standarder i skogbruket ([www.levendeskog.no](http://www.levendeskog.no)) har bidratt til den ønskede effekten om mer lauvtrær i barskogbestandene.



Figur 4.1.2.15. Endringer i antallet trær (95 % CI) fra 7. til 9. takst på prøveflater som befant seg i henholdsvis yngre (hogstklasse 2 + 3) og eldre (hogstklasse 4 + 5) produktiv skog i takst 9. Data kun fra flater med arten tilgjengelig i 7. og/eller 9. takst.

Lauvtrerydding gjennomføres ikke i eldre skog og beiting er derfor en mer sannsynlig årsak til endringene i hogstklasse 4 og 5. Fra 7. til 9. takst var det en nedgang i tettheten av furu, osp og selje, og en lavere vekst i antallet rogn i disse hogstklassene. Dette er arter som beites hardt av elg og delvis av hjort, og endringene er således i samsvar med et høyt beitetrykk. Hvorfor vi ser en tilsvarende nedgang i antallet gråor er mindre klart ettersom denne arten beites i liten grad av hjortedyr. En medvirkende forklaring kan være at også konkurranse om lys og næring artene imellom påvirker dette forholdet.

Alt i alt antyder dette at rekrutteringen av ROS- og andre beitetrearter påvirkes både av skogbruket, beitetrykket og den interne konkurransen om lys og næring. Mekanisk og kjemisk ungsogspleie har i synkende grad blitt utført de siste 20 åra og samtidig har det vært en økende bevissthet i skogbruket om at ROS og andre lauvtrær er viktige beiteplanter for elg og hjort og viktig substrat for annet biologisk mangfold. Dette har trolig medvirket til at yngre lauvtrær har økt i frekvens i alle landsdeler i studieperioden. For ospa kan vi likevel ikke utelukke at hjorte-

viltbeiting mer enn kompensere for den reduserte effekten av ungsogspleien. Dette kan være et varsel om at beitetrykk og skogrydding nå er i ferd med å redusere frekvensen av frøproduserende osp i skogen. Rogna synes å være bedre i stand til å takle det høye beitetrykket, sannsynligvis på grunn av høyere beitetoleranse og lavere krav til vekstforholdene.

#### **4.1.3 Erfaringer etter 7 år med beiteressursovervåking**

Etter 7 år med bruken av landsskogdata til beiteressursovervåking, er erfaringene stort sett positive. Basert på dette materialet får vi en samlet oversikt over tilstanden i hele landet basert på en felles metodikk. Data på beitetilbud og beitetrykk har tidligere vært samlet inn fra mange deler av landet, men ofte basert på forskjellige metoder og utvalg av studieområder. Mens lokalbaserte elgbeitetakseringer ofte gjennomføres i områder der beitetrykket er høyt, følger Landsskogtakseringen de samme rutineene over hele den skogkledd delen av landet og uavhengig av elgens bruk av området. Dette gir oss et mer fullstendig bilde på de samlede elgbeiteressursene og gjør oss bedre skikket til å studere endringene i elgens valg av beiteområder over tid, for eksempel som følge av klimaendringer.

Samtidig er det klart at Landsskogtakseringens data er relativt grove og mangler mange av nyansene som er nødvendig for en presis overvåking av de lokale beiteressursene. Nettverket av prøveflater er relativt grovt (én flate pr. 3 \* 3 km), hvilket betyr at materialet egner seg best til å studere utviklingen i beitetrykk og beitetilbud på fylkes- og landsdelsnivå.

Bruken av materialet begrenses også av den relativt grove inndelingen av trehøyde og manglende informasjon om biomassen av beitebare skudd. Det er sannsynlig at forskjeller i antallet trær i beitehøyde avspeiler forskjeller i antallet beitebare skudd, men ikke nødvendigvis med stor presisjon. For eksempel vil de registrerte trærne ha færre beitebare skudd dersom de i gjennomsnitt er lave enn om de i gjennomsnitt er høye.

For å avhjelpe noe av dette problemet, ble det gjort visse endringer i metodikken hos Landsskogtakseringen ved oppstart av 10. takst. For det første er antallet beitebare trær nå inndelt i tre høydesegment, noe som gir en bedre oversikt over variasjonen i høydefordeling mellom områder og over tid. I tillegg gjennomføres registreringen nå på fire mindre flater (5,3 m<sup>2</sup>) innenfor prøveflata, framfor på hele flata (250 m<sup>2</sup>). Mye tyder på at antallet registrerte trær i 10. takst er uforholdsmessig høyt i forhold til tidligere, noe som får oss til å tro at beitetilbudet av trær i 9. takst er noe underestimert. Dette kan skyldes at flatearealet for registreringer i 9. takst (250 m<sup>2</sup>) var for stort til å få en tilstrekkelig oversikt.

Også beitetrykket registreres nå på de fire småflatene framfor på hele prøveflata. I tillegg vil kun siste års beiting registreres og ikke det akkumulerte beitetrykket som tidligere. Vi tror dette vil øke presisjonen i de estimerte verdiene og dessuten gjøre estimatene bedre egnet til å reflektere det rådende beitetrykket.

Vi vil derfor fortsette samarbeidet med Landsskogtakseringen og i framtiden inkludere det aktuelle datamaterialet i Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. Dette vil komme som et ekstra supplement til innsamlingen av kjever, slakteveker og rekrutteringsparametere, og ikke som en erstatning. Med et slikt datamateriale til rådighet håper vi i større grad å kunne avdekke årsaksforholdene bak den utviklingen som registreres og i mindre grad forbli passive observatører.

## 5 Referanser

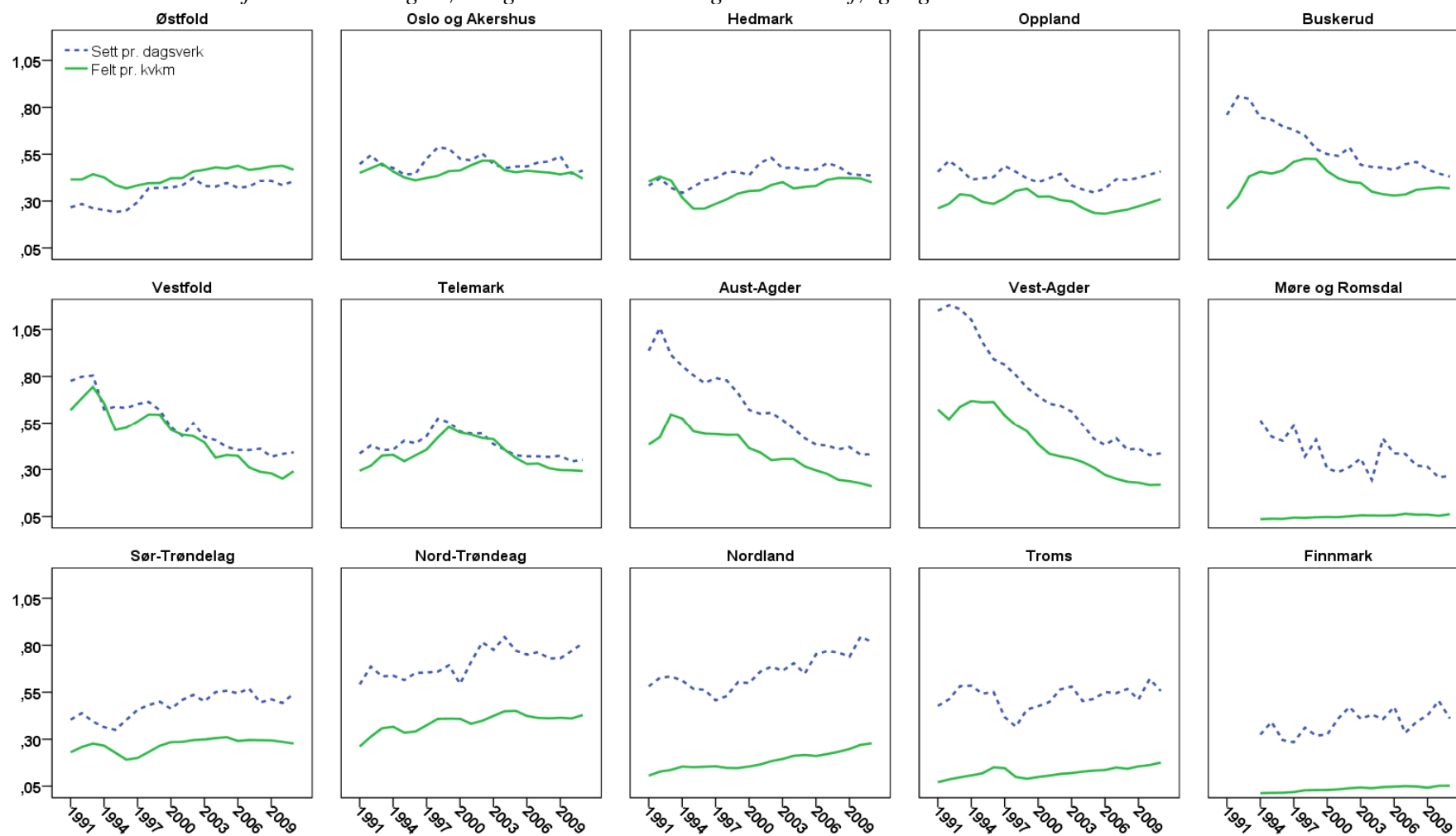
- Ahlén, I. 1965. Studies on the red deer, *Cervus elaphus* L., in Scandinavia. III. Ecological investigations. Viltrevy - Swedish Wildlife. - Swedish Sportsmen's Association. Viltrevy - Swedish Wildlife.
- Astrup, R., Eriksen, R., Anton Fernandez, C. & Granhus, A. 2011. Skogtilstanden i verneområder og vurdering av muligheter for intensivt overvåking gjennom Landsskogtakseringen. Oppdragsrapport 19/2011 fra Skog og landskap.
- Bonenfant, C., Gaillard, J. M., Coulson, T., Festa-Bianchet, M., Loison, A., Garel, M., Loe, L. E., Blanchard, P., Pettorelli, N., Owen-Smith, N., Du Toit, J. & Duncan, P. 2009. Empirical evidence of density-dependence in populations of large herbivores. *Advances in Ecological Research*, Vol 41. *Advances in Ecological Research*. 41. Elsevier Academic Press Inc, San Diego. S. 313-357.
- Bråttå, H. O. 2005. Kriterier for en bærekraftig villreinforvaltning - et samfunnsvitenskapelig perspektiv på forvaltning av bestander og arealer. 13/2005. - Østlandsforskning, Hamar.
- Caughley, G. 1977. Analysis of vertebrate populations. - Wiley New York, New York, USA.
- Falldorf, T. 2012. Habitat use of wild reindeer (*Rangifer t. tarandus*) in Hardangervidda, Norway, Faculty of Geosciences, Hamburg University.
- FOR 2012-03-01 nr 190: Forskrift om jakt- og fangsttider samt sanking av egg og dun for jaktseongene fra og med 1. april 2012 til og med 31. mars 2017.
- Fryxell, J. M., Packer, C., McCann, K., Solberg, E. J. & Sæther, B.-E. 2010. Resource management cycles and the sustainability of harvested wildlife populations. *Science* 328: 903-906.
- Gebert, C. & Verheyden-Tixier, H. 2001. Variations of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. - *Mammal Review* 31: 189-201.
- Gil, R.M.A., 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. *Forestry* 65: 363-388.
- Grøtan, V., Sæther, B. E., Lillegård, M., Solberg, E. J. & Engen, S. 2009. Geographical variation in the influence of density dependence and climate on the recruitment of Norwegian moose. - *Oecologia* 161: 685-695.
- Hamlin, K. L., Pac, D. F., Sime, C. A. & DeSimone, R. M. 2000. Evaluating the accuracy of ages obtained by two methods for Montana ungulates. - *Journal of Wildlife Management* 64 441-449.
- Herfindal, I., Sæther, B. E., Solberg, E. J., Andersen, R. & Høgda, K. A. 2006. Population characteristics predict responses in moose body mass to temporal variation in the environment. - *Journal of Animal Ecology* 75: 1110-1118.
- Hjeljord, O. & Histøl, T. 1999. Range-body mass interactions of a northern ungulate - a test of hypothesis. - *Oecologia* 119: 326-339.
- Jaren, V. 1992. Monitoring Norwegian moose populations for management purposes. - *Alces Suppl.*: 105-111.
- Jordhøy, P. 2008. Villreinen i Rondane - Sølknletten. Status og leveområde. NINA Rapport 339. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Jordhøy, P., Strand, O., Skogland, T., Gaare, E. & Holmstrøm, F. 1996. Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogrammet for hjortevilt - villreindelen 1991-1995. NINA Fagrapport 22. NINA, Trondheim. 57 s.
- Jordhøy, P., Sørensen, R., Strand, O., Andersen, R. & Panzacchi, M. 2012. Villreinen i Snøhetta- og Knutshømrådet. Status og leveområde. NINA Rapport 800. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Karlsen, S. R., Hogda, K. A., Wielgolaski, F. E., Tolvanen, A., Tommervik, H., Poikolainen, J. & Kubin, E. 2009. Growing-season trends in Fennoscandia 1982-2006, determined from satellite and phenology data. - *Climate Research* 39: 275-286.
- Langvatn, R. 1992. Analysis of ovaries in studies of reproduction in red deer (*Cervus elaphus*): Application and limitations. - *Rangifer* 12: 67-91.
- Langvatn, R., Albon, S. D., Burkey, T. & Clutton-Brock, T. H. 1996. Climate, plant phenology and variation in age of first reproduction in a temperate herbivore. - *Journal of Animal Ecology* 65: 653-670.

- Langvatn, R., Bakke, O. & Engen, S. 1994. Retrospective studies of red deer reproduction using regressing luteal structures. - *Journal of Wildlife Management* 58: 654-663.
- Langvatn, R. & Loison, A. 1999. Consequences of harvesting on age structure, sex ratio and population dynamics of red deer *Cervus elaphus* in central Norway. - *Wildlife Biology* 5: 213-223.
- Langvatn, R., Mysterud, A., Stenseth, N. C. & Yoccoz, N. G. 2004. Timing and synchrony of ovulation in red deer constrained by short northern summers. - *American Naturalist* 163: 763-772.
- Larsson, J. Y. & Hysten, G. 2007. Skogen i Norge: statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2000-2004. Viten fra Skog og landskap. - Norsk institutt for skog og landskap, Ås.
- Loison, A. & Strand, O. 2005. Allometry and variability of resource allocation to reproduction in a wild reindeer population. - *Behavioral Ecology* 16: 624-633.
- Mysterud, A. 2000. Diet overlap among ruminants in Fennoscandia. - *Oecologia* 124: 130-137.
- Mysterud, A. 2011. Selective harvesting of large mammals: How often does it result in directional selection? - *Journal of Applied Ecology* 48: 827-834.
- Mysterud, A., Askilrud, H., Loe, L. E. & Veiberg, V. 2010. Spatial patterns in accumulated browsing and its relevance for management of red deer *Cervus elaphus*. - *Wildlife Biology* 16: 162-172.
- Mysterud, A., Bonenfant, C., Loe, L. E., Langvatn, R., Yoccoz, N. G. & Stenseth, N. C. 2008. The timing of male reproductive effort relative to female ovulation in a capital breeder. - *Journal of Animal Ecology* 77: 469-477.
- Mysterud, A., Yoccoz, N. G., Stenseth, N. C. & Langvatn, R. 2001. Effects of age, sex and density on body weight of Norwegian red deer: evidence of density-dependent senescence. - *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268: 911-919.
- Månsson, J., Kalen, C., Kjellander, P., Andren, H. & Smith, H. 2007. Quantitative estimates of tree species selectivity by moose (*Alces alces*) in a forest landscape. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 22: 407-414.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P. & Strand, O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. - *Biological Conservation* 101: 351-360.
- Nilsen, E. B. & Solberg, E. J. 2006. Patterns of hunting mortality in Norwegian moose populations. *European Journal of Wildlife Research* 52: 153-163.
- Reimers, E., Holmengen, N. & Mysterud, A. 2005. Life-history variation of wild reindeer (*Rangifer tarandus*) in the highly productive North Ottadalen region, Norway. - *Journal of Zoology* 265: 53-62.
- Reimers, E. & Nordby, O. 1968. Relationship between age and tooth cementum layers in Norwegian reindeer. - *Journal of Wildlife Management* 32: 957-961.
- Rognstad, O. & Steinset, T. A. 2010. Landbruket i Norge 2009: Jordbruk - Skogbruk - Jakt. 116. - Statistisk sentralbyrå, Oslo - Kongsvinger.
- Sand, H. 1996. Life history patterns in female moose (*Alces alces*): The relationship between age, body size, fecundity and environmental conditions. - *Oecologia* 106: 212-220.
- Skogland, T. 1984. The effects of food and maternal conditions in fetal growth and size in wild reindeer. - *Rangifer* 4: 39-46.
- Skogland, T. 1985. The effects of density dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. - *Journal of Animal Ecology* 54: 359-374.
- Skogland, T. 1986. Density dependent food limitation and maximal production in wild reindeer herds. - *Journal of Wildlife Management* 50: 314-319.
- Skogland, T. 1990. Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd - Maternal vs offspring effects. - *Oecologia* 84: 442-450.
- Solberg, E. J., Garel, M., Heim, M., Grøtan, V. & Sæther, B. E. 2008. Lack of compensatory body growth in a high performance moose *Alces alces* population. - *Oecologia* 158: 485-498.
- Solberg, E. J., Grøtan, V., Rolandsen, C. M., Brøseth, H. & Brainerd, S. 2005. Change-in-sex ratio as an estimator of population size for Norwegian moose *Alces alces* - *Wildlife Biology* 11: 163-172.

- Solberg, E. J., Heim, M., Grøtan, V., Sæther, B. E. & Garel, M. 2007. Annual variation in maternal age and calving date generate cohort effects in moose (*Alces alces*) body mass. - *Oecologia* 154: 259-271.
- Solberg, E. J., Langvatn, R., Andersen, R., Strand, O., Heim, M., Jordhøy, P., Holmstrøm, F. & Solem, M. I. 2006a. Egenevaluering av overvåkingsprogrammet for hjortevilt. Fremtidig overvåking i lys av 15 års erfaring. NINA Rapport 156. NINA, Trondheim. 43 s.
- Solberg, E. J., Loison, A., Ringsby, T. H., Sæther, B. E. & Heim, M. 2002. Biased adult sex ratio can affect fecundity in primiparous moose *Alces alces* - *Wildlife Biology* 8: 117-128.
- Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Eriksen, R. & Astrup, R. 2012. Fra Edens hage til vredens druer: Elgens beiteressurser i nord og sør. - *Hjorteviltet*: 22-28.
- Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Heim, M., Grøtan, V., Garel, M., Sæther, B.-E., Nilsen, E. B., Austrheim, G. & Herfindal, I. 2006b. Elgen i Norge sett med jegerøyne - En analyse av jaktmaterialet fra overvåkingsprogrammet for elg og det samlede sett elg-materialet for perioden 1966-2004. NINA Rapport 125. Norsk institutt for naturforskning. 197 s.
- Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Holmstrøm, F., Solem, M. I., Eriksen, R. & Astrup, R. 2010. Hjortevilt 2009 - Årsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA-Rapport 584. NINA, Trondheim. 77 s.
- Solberg, E. J. & Sæther, B. E. 1994. Male traits as life-history variables: annual variation in body mass and antler size in moose (*Alces alces*). - *Journal of Mammalogy*: 1069-1079.
- Solberg, E. J., Sæther, B. E., Strand, O. & Loison, A. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. - *Journal of Animal Ecology* 68: 186-204.
- Strand, O., Bevanger, K. & Falldorf, T. 2006. Villreinens bruk av Hardangervidda - sluttrapport fra Rv7 prosjektet. NINA Rapport 131. NINA, Trondheim. 67 s.
- Strand, O., Fangel, K., Gundersen, V. S., Andersen, O., Andersen, R. & Jordhøy, P. 2010. Ferdsl i villreinens leveområder. NINA Rapport 551. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Strand, O., Nilsen, E. B., Solberg, E. J. & Linnell, J. C. D. 2012. Can management regulate the population size of wild reindeer (*Rangifer tarandus*) through harvest? - *Canadian Journal of Zoology* 90: 163-171.
- Strand, O. H., Panzacchi, M., Jordhøy, P. & Andersen, R. 2011. Villreinens bruk av Setesdalsheiene - Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2006-2010. NINA Rapport 694. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Sæther, B. E. 1985. Annual variation in carcass weight of Norwegian moose in relation to climate along a latitudinal gradient. - *The Journal of Wildlife Management* 49: 977-983.
- Sæther, B. E., Heim, M., Solberg, E. J., Jakobsen, K. S., Olstad, R., Stacy, J. & Sviland, M. 2001. Effekter av rettet avskyting på elgbestanden på Vega. NINA Fagrapport 49. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim. 1-39 s.
- Sæther, B. E., Solberg, E. J. & Heim, M. 2003. Effects of altering sex ratio structure on the demography of an isolated moose population. - *Journal of Wildlife Management* 67: 455-466.
- Ueno, M., Matsuishi, T., Solberg, E. J. & Saitoh, T. 2009. Application of cohort analysis to large terrestrial mammal harvest data. - *Mammal Study* 34: 65-76.
- Veiberg, V., Nilsen, E. B. & Ueno, M. 2010. Framtidig forvaltning av norske hjortebestandar - utfordringer knytt til bestandstettleik og demografi. NINA Rapport 571. NINA, Trondheim. 40 s.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. - *Polar Biology* 31: 399-407.
- Wam, H.K., Hjeljord, O. & Solberg, E. J. 2010. Differential forage utilization makes carrying capacity equivocal on ranges of Scandinavian moose (*Alces alces*). - *Canadian Journal of Zoology*. 88: 1179-1191.
- Wolfe, S. A., Griffith, B. & Wolfe, C. A. G. 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. - *Polar Research* 19: 63-73.

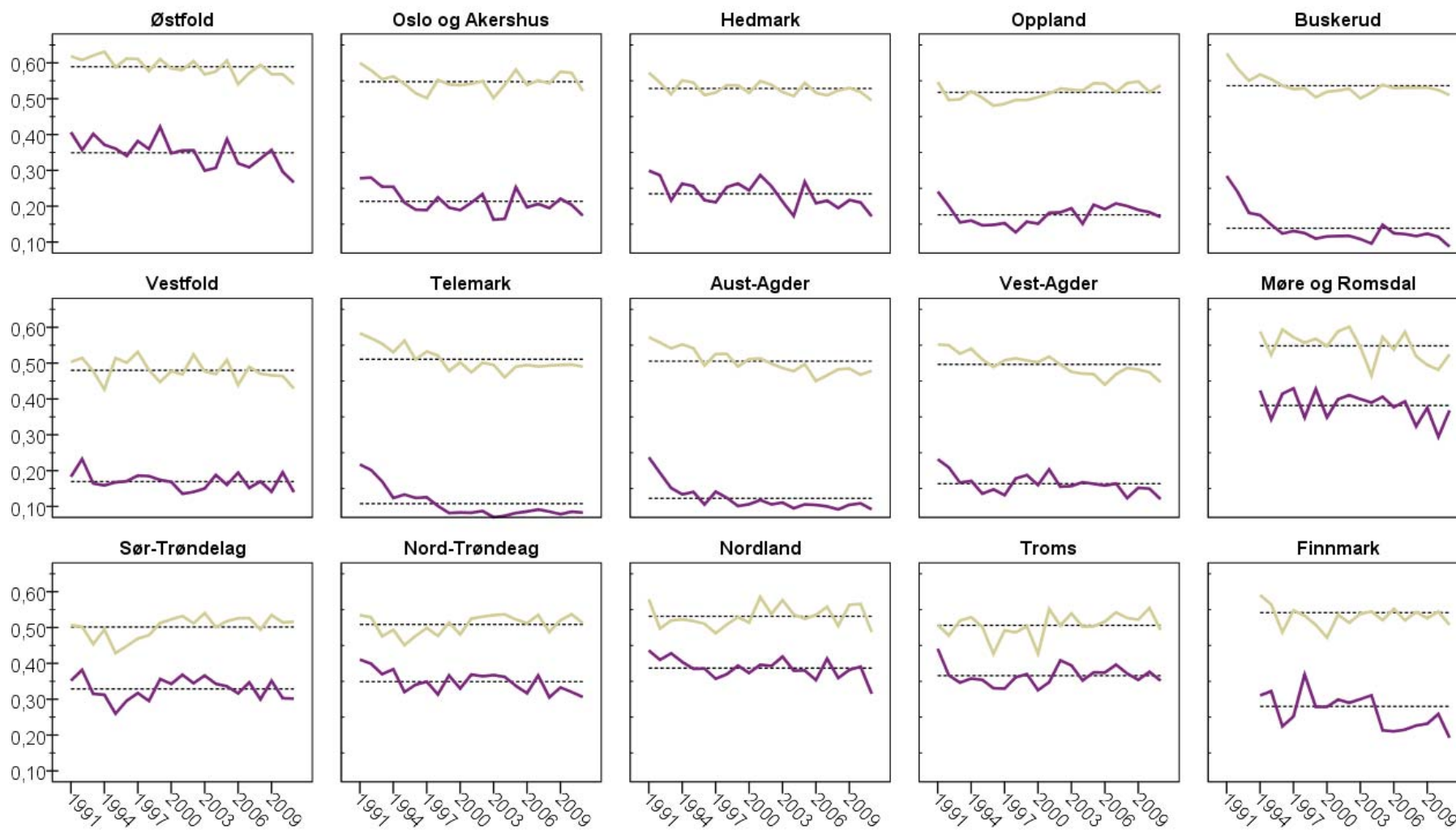
## 6 Vedlegg

Vedlegg 7.1. Antall elg sett pr. jegerdagsverk (stiplet linje) og antall elg felt pr. km<sup>2</sup> (heltrukket linje) fordelt på år og fylke i perioden 1991-2011. Datamaterialet fra Finnmark og Møre og Romsdal er lavt og estimatene følgelig usikre.

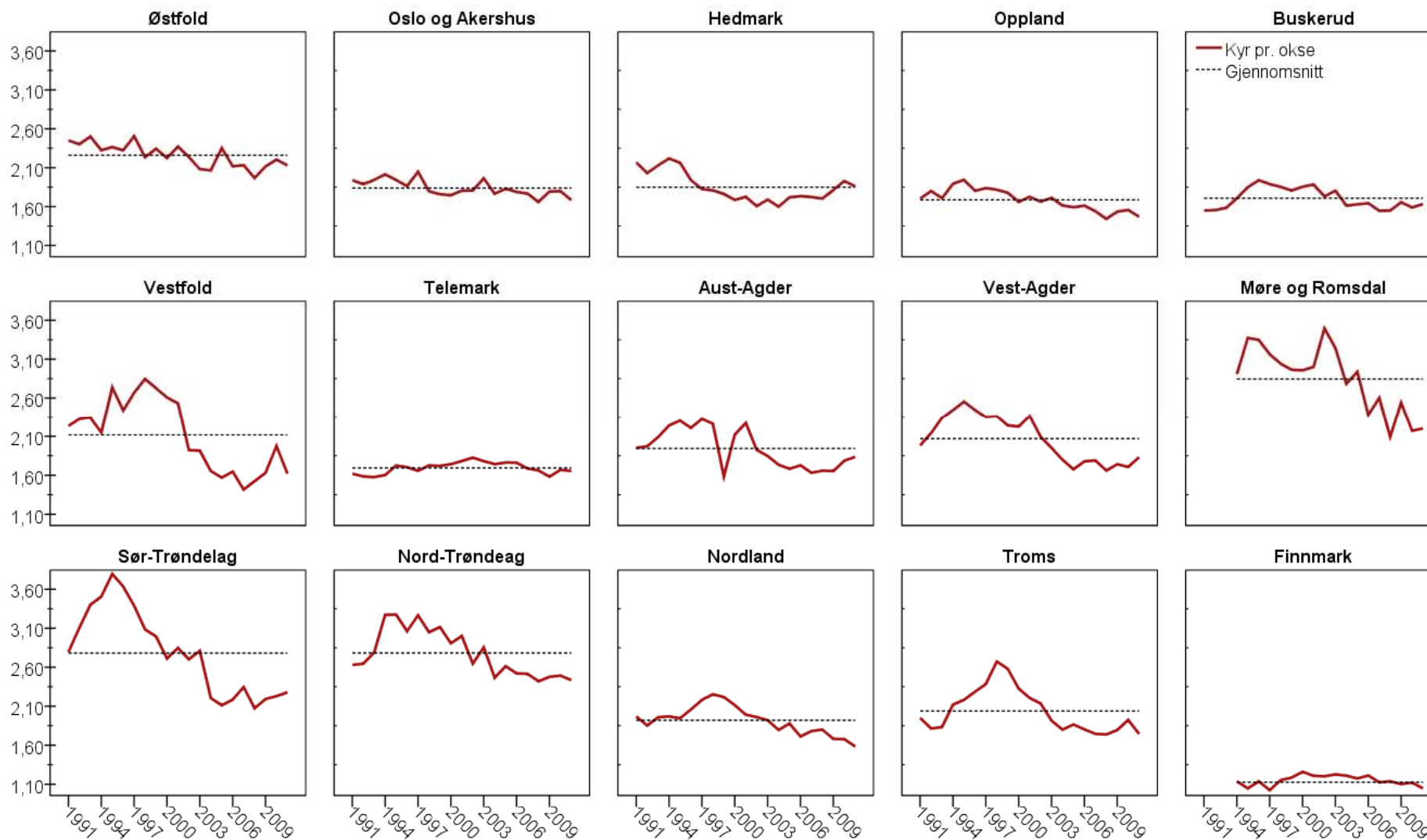




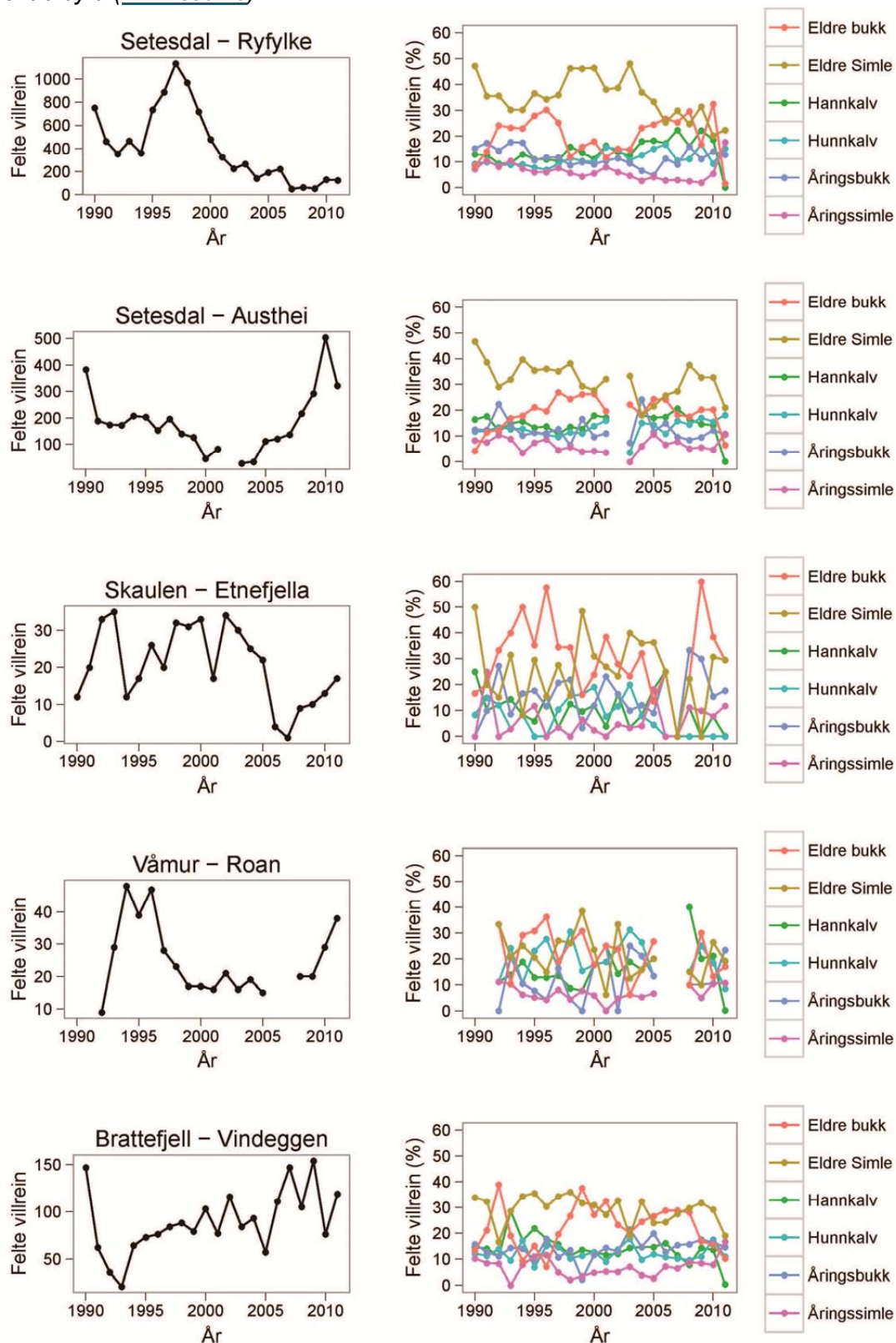
Vedlegg 7.2. Variasjon i sett andel kalvkyr av alle kyr (andel kalvkyr, øverste kurve) og sett andel kalvkyr med tvillingkalv (tvillingandel, nedre kurve) fordelt på år og fylke i perioden 1991-2011. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden. Samme skala på alle x- og y-akser. Datamaterialet fra Finnmark og Møre og Romsdal er lavt og estimatene følgelig usikre.



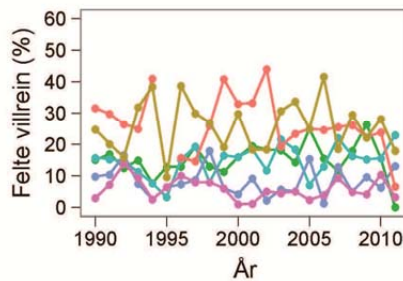
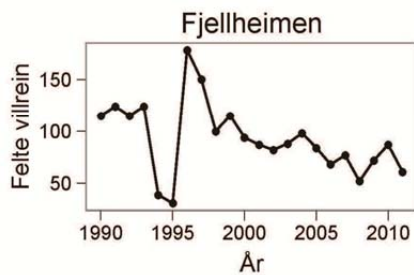
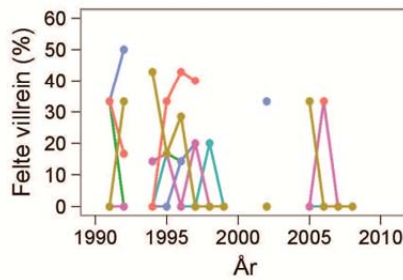
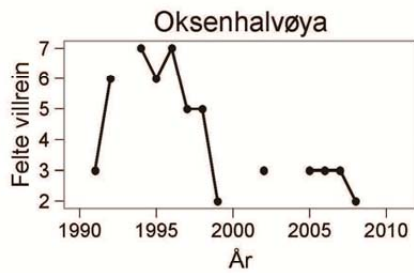
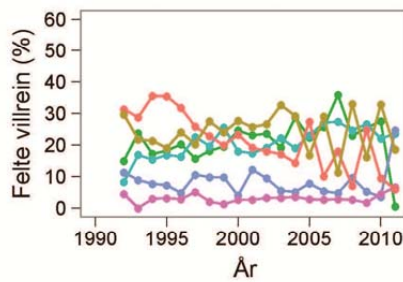
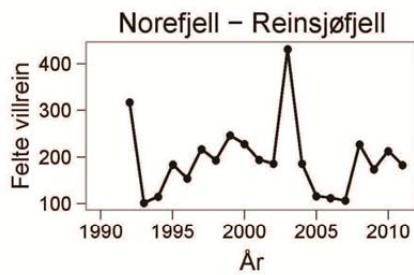
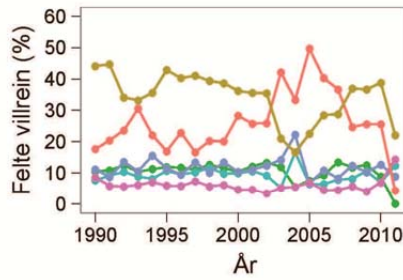
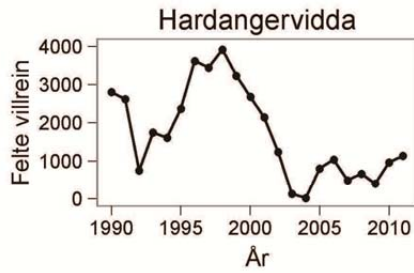
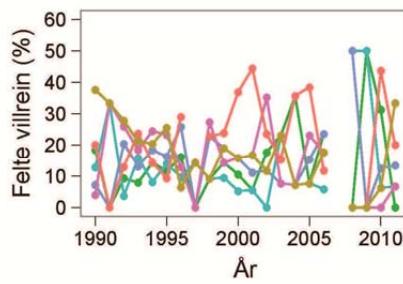
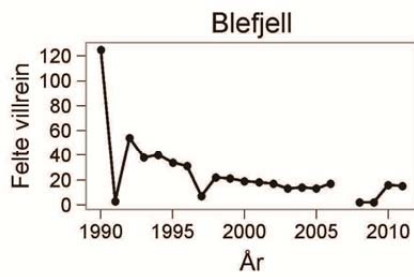
Vedlegg 7.3. Sett antall kyr pr. okse fordelt på år og fylke i perioden 1991-2011. Stiplet linje er gjennomsnittet for hele perioden. Samme skala på alle x- og y-aksene. Datamaterialet fra Finnmark og Møre og Romsdal er lavt og estimatene følgelig usikre.



Vedlegg 7.4. Utviklingen i avskytning i forskjellige villreinområder i Norge i perioden 1991-2009. Antall felt totalt i venstre kolonne, og fordeling på kjønn og alder i høyre kolonne. Åpne sirkler i venstre kolonne antyder år uten felling. Manglende data for Rondane før 1997 og i Ottadalsområdet i 2000 skyldes at områdene var delt i flere delområder. Data fra Statistisk Sentralbyrå ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)).

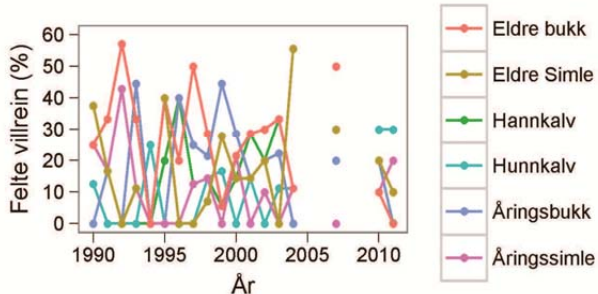
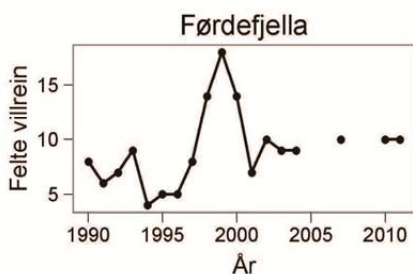
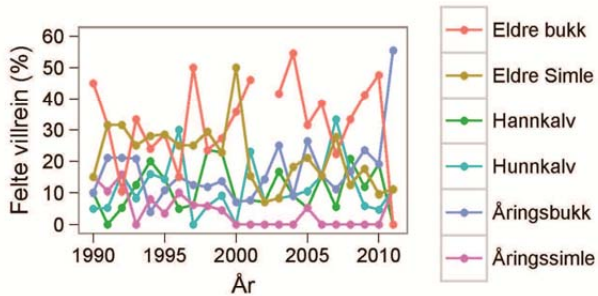
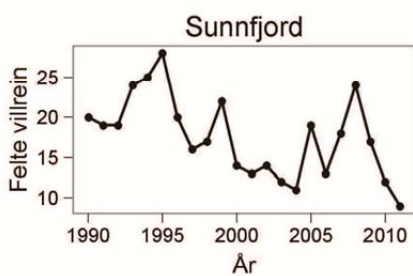
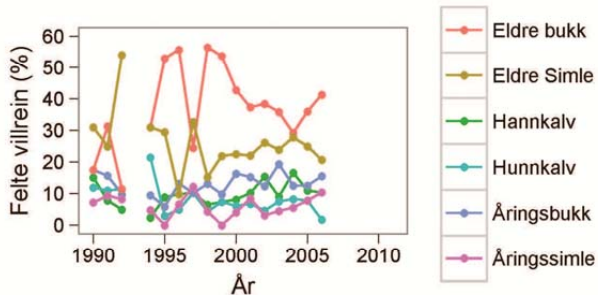
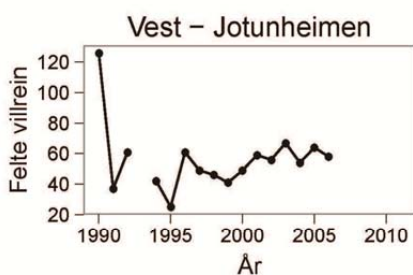
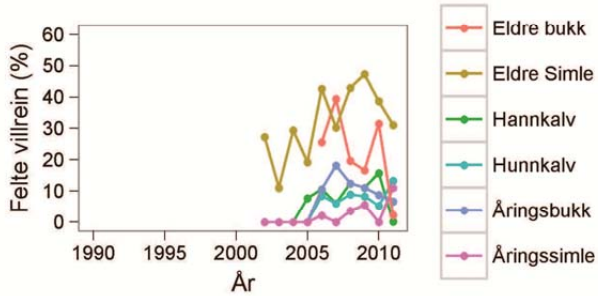
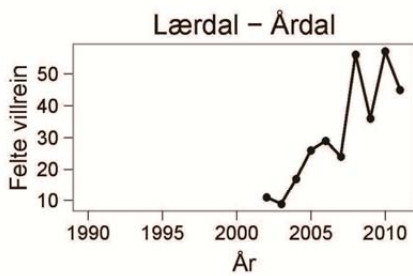
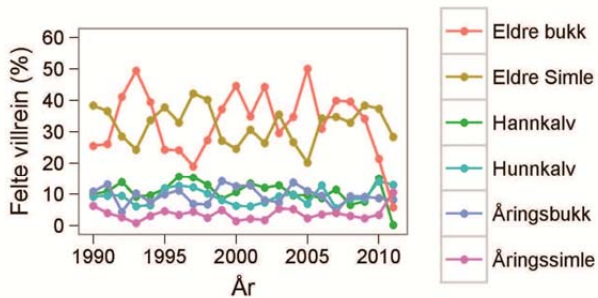
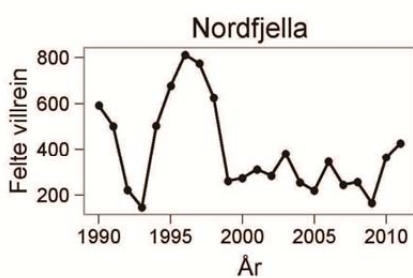


Vedlegg 7.4.

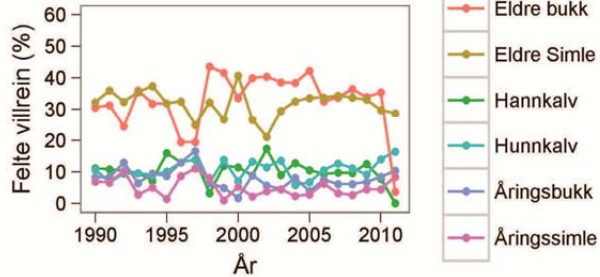
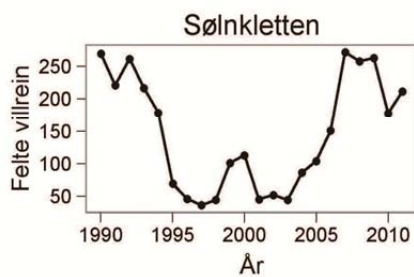
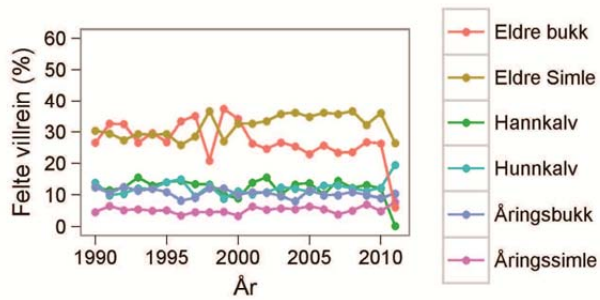
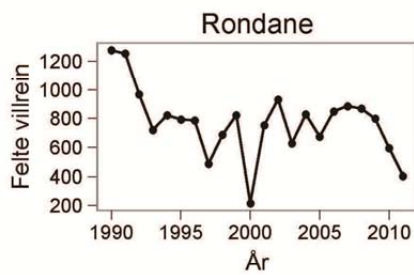
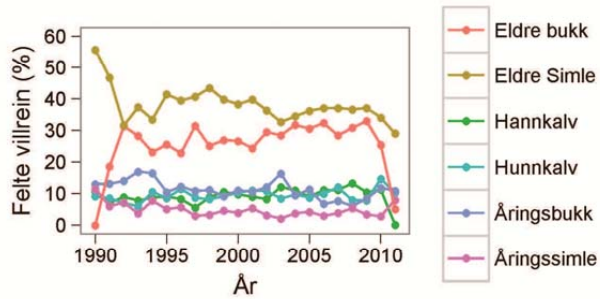
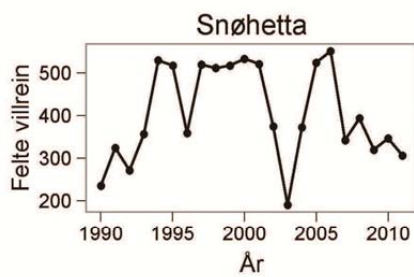
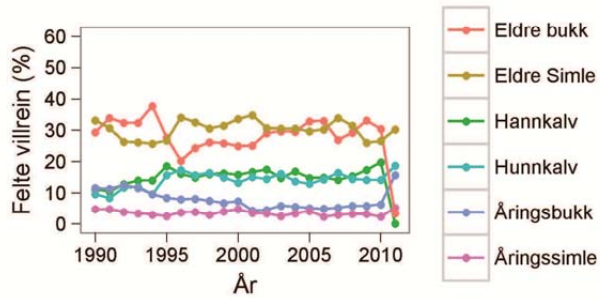
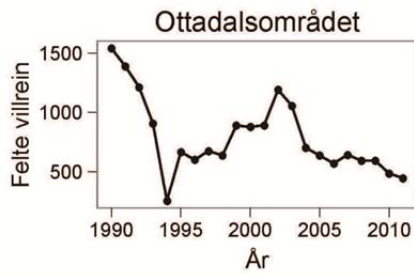
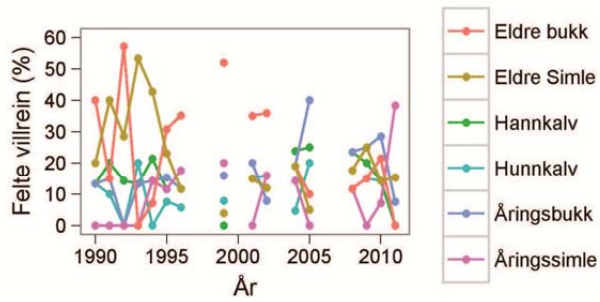
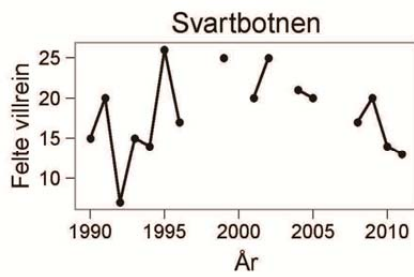




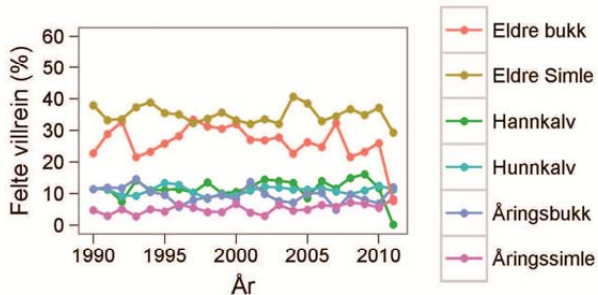
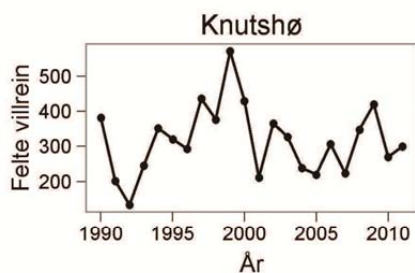
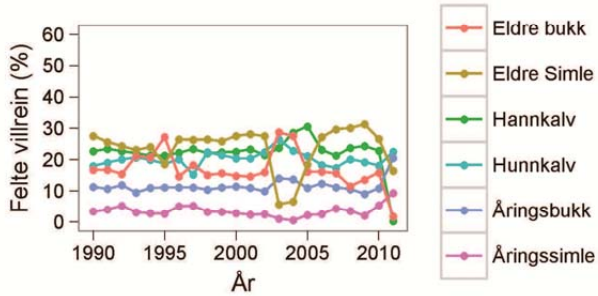
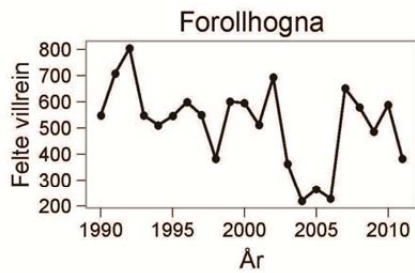
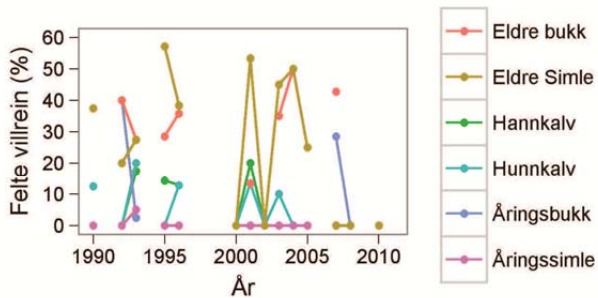
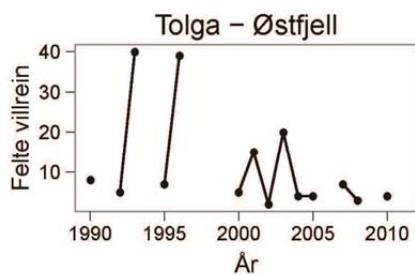
Vedlegg 7.4.



Vedlegg 7.4.



Vedlegg 7.4.





Vedlegg 7.5. Antall hjort med data per år, overvåkingsregion og overvåkingskommune for perioden 1991-2011.

År	Hordaland/Haugalandet											Kvinnh.
	Suldal	Sauda	Bokn	Tysvær	Karmøy	Vindafj. <sup>1</sup>	Etne	Ølen <sup>1</sup>	Sveio	Bømlo	Tysnes	
1991	110	18	.	98	.	121	113	86	38	.	98	240
1992	155	19	9	118	15	160	126	86	55	40	91	294
1993	169	.	17	135	20	191	123	77	77	35	.	304
1994	.	.	.	.	8	221	136	72	71	49	.	381
1995	.	.	.	.	.	225	152	.	.	.	.	435
1996	.	.	.	134	.	193	137	.	.	.	.	455
1997	.	.	.	143	.	266	145	.	.	.	.	542
1998	.	.	.	168	.	242	193	.	.	.	.	629
1999	.	.	.	96	.	145	173	.	.	.	.	610
2000	.	.	.	77	.	1	164	.	.	.	.	660
2001	.	.	.	92	.	108	156	.	.	.	.	600
2002	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	690
2003	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	711
2004	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	692
2005	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	685
2006	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	757
2007	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	836
2008	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	993
2009	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 080
2010	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 042
2011	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 057
	<b>434</b>	<b>37</b>	<b>26</b>	<b>1 061</b>	<b>43</b>	<b>1 873</b>	<b>1 618</b>	<b>321</b>	<b>241</b>	<b>124</b>	<b>189</b>	<b>13 693</b>

<sup>1</sup>: Kommunesammenslåing mellom Vindafjord (1154) og Ølen (1159) til nye Vindafjord (1160) fra 1.1.2006.

## Vedlegg 7.5.

År	Sogn og Fjordane								
	Flora	Jølster	Førde	Naustdal	Bremanger	Eid	Hornindal	Gloppen	Stryn
1991	.	.	.	.	.	.	.	.	.
1992	253	108	126	145	175	.	.	240	242
1993	243	.	.	.	167	.	.	306	286
1994	297	.	.	.	232	.	.	390	335
1995	345	.	.	.	.	.	.	399	466
1996	360	.	.	.	.	.	.	365	423
1997	354	.	.	.	.	.	.	449	560
1998	403	.	.	.	.	.	.	496	572
1999	460	.	.	.	.	.	.	438	640
2000	498	.	.	.	.	.	.	409	555
2001	454	.	.	.	269	420	127	514	582
2002	517	.	.	.	458	409	109	515	519
2003	512	.	.	.	515	436	134	530	590
2004	544	.	.	.	497	469	114	477	572
2005	547	.	.	.	557	491	110	436	607
2006	583	.	.	.	571	469	167	503	698
2007	580	.	.	.	643	461	196	549	823
2008	628	.	.	.	310 <sup>2</sup>	258 <sup>2</sup>	83 <sup>2</sup>	571	401 <sup>2</sup>
2009	643	.	.	.	318 <sup>2</sup>	283 <sup>2</sup>	97 <sup>2</sup>	633	392 <sup>2</sup>
2010	508	.	.	.	315 <sup>2</sup>	248 <sup>2</sup>	111 <sup>2</sup>	592	465 <sup>2</sup>
2011	503	.	.	.	331 <sup>2</sup>	232 <sup>2</sup>	85 <sup>2</sup>	521	389 <sup>2</sup>
	<b>9 232</b>	<b>108</b>	<b>126</b>	<b>145</b>	<b>5 358</b>	<b>4 176</b>	<b>1 333</b>	<b>9 333</b>	<b>10 117</b>

<sup>2</sup>: Kommunene leverte bare inn kjevemateriale og individdata fra kalver og ettåringer til overvåkingsprogrammet.

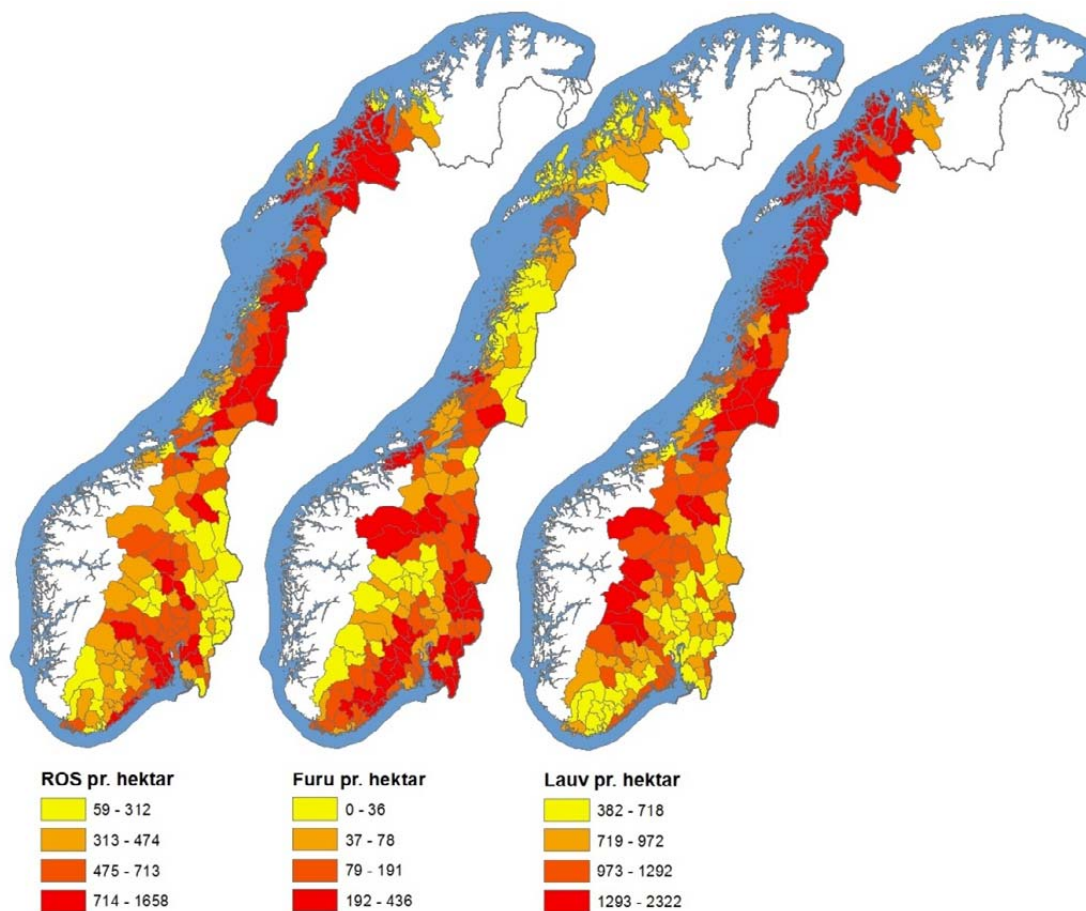
## Vedlegg 7.5.

Nordmøre/Sør-Trøndelag									
År	Surnadal	Rindal	Aure <sup>3</sup>	Hemne	Snillfjord	Agdenes	Rennebu	Meldal	Orkdal
1991	83	20	190	112	103	49	23	72	50
1992	94	25	222	134	93	46	17	67	69
1993	95	35	190	140	106	56	16	66	58
1994	79	30	258	146	128	61	22	74	91
1995	.	.	304	149	206	52	25	70	105
1996	.	.	285	154	243	58	25	71	105
1997	.	.	264	188	276	81	29	90	132
1998	.	.	240	142	286	61	27	78	138
1999	.	.	2	163	205	67	30	91	127
2000	.	.	296	191	258	65	24	85	131
2001	.	.	291	188	269	79	30	107	169
2002	.	.	353	197	293	100	39	114	208
2003	.	.	358	207	328	104	45	104	216
2004	.	.	375	226	317	92	8	122	258
2005	.	.	410	289	346	122	67	110	246
2006	.	.	532	323	356	127	81	126	278
2007	.	.	588	382	412	206	66	127	295
2008	.	.	230 <sup>2</sup>	409	400	107 <sup>2</sup>		124	308
2009	.	.	191 <sup>2</sup>	456	455	91 <sup>2</sup>	66	150	320
2010	.	.	146 <sup>2</sup>	533	520	93 <sup>2</sup>	73	174	320
2011	.	.	119 <sup>2</sup>	528	525	82 <sup>2</sup>	89	178	277
	<b>351</b>	<b>110</b>	<b>5 844</b>	<b>5 257</b>	<b>6 125</b>	<b>1 799</b>	<b>802</b>	<b>2 200</b>	<b>3 901</b>

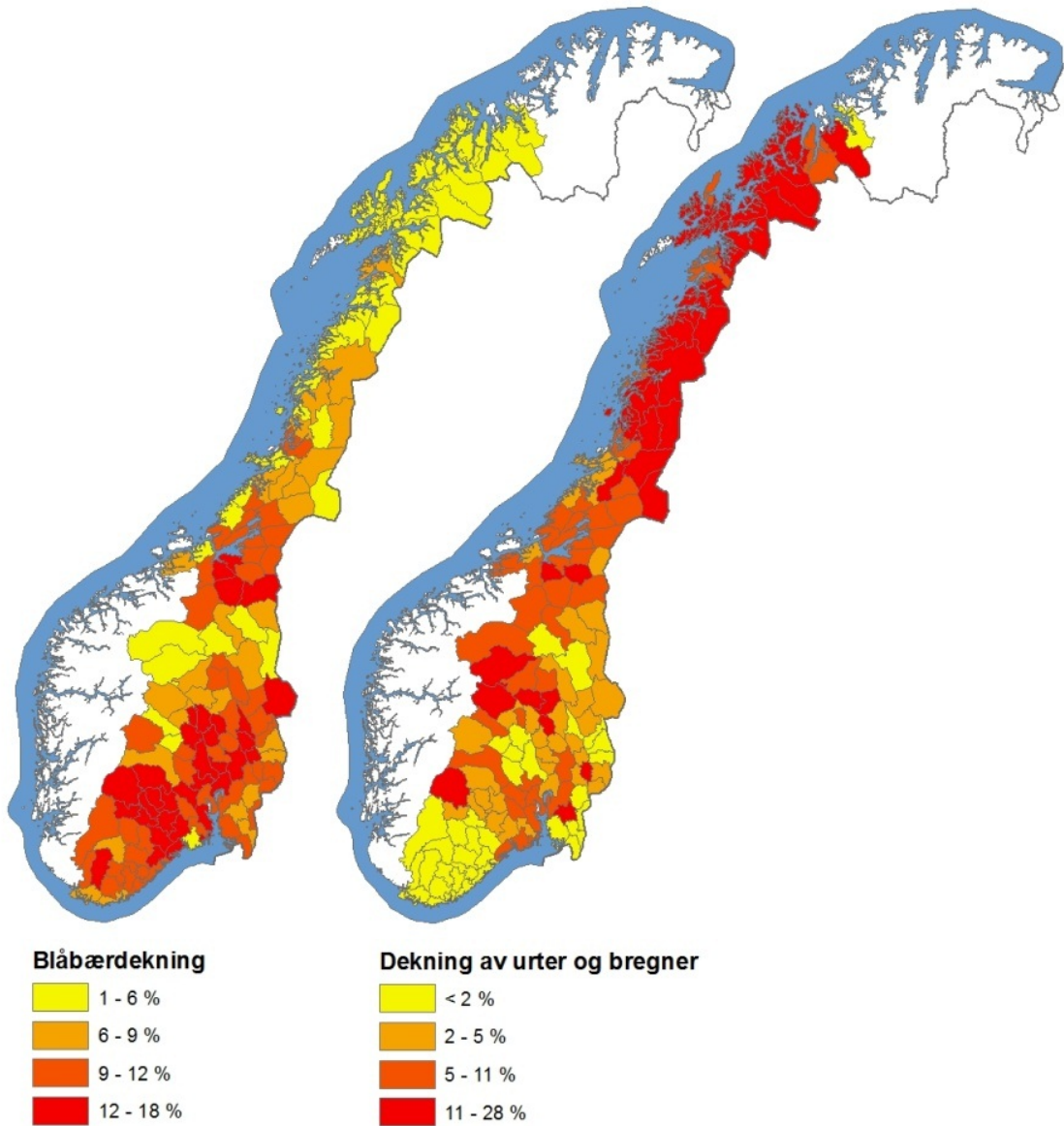
<sup>2</sup>: Kommunene leverte bare inn kjevemateriale og individdata fra kalver og ettåringer til overvåkingsprogrammet.

<sup>3</sup>: Kommunesammenslåing mellom Aure (1569) og Tustna (1572) til nye Aure (1576) fra 1.1.2006.

Vedlegg 7.6. Antallet beitebare (0,5-3,0 m) trær pr. ha for ROS (rogn, osp, selje/vier), furu, og andre lauvtrearter (Lauv) under barskoggrensa i 144 elgregioner i perioden 2005-2009. Tettheten av trær øker fra gult til rødt. Hvite områder mangler vegetasjonsdata (Finnmark) eller har lav tetthet av elg (Vestlandet). Data fra 11055 flater beliggende i produktiv skog, uproduktiv skog, annet tresatt areal og snaumark (ur, myr etc.). På snaumark er beitetilbudet satt til 0.



Vedlegg 7.7. Dekningsgraden av blåbærlyng, og urterike vegetasjonstyper under barskoggrensa. Dekningsgraden av blåbærlyng registreres på alle flater i produktiv skog, uproduktiv skog, annet tresatt areal og snaumark ( $n = 11055$ ). På snaumark er dekningsgraden av blåbærlyng satt til 0. Dekningsgraden av attraktive urter og bregner er beregnet som andelen flater med vegetasjonstypene: Storbregneskog, Høgstaude-skog, Gråorskog, Flommarkskog, Oraskeskog og Viersump.



Vedlegg 7.8. Skriftlig formidling i perioden 2006-2011 som er helt eller delvis basert på data fra overvåkingsprogrammet. Formidling fra perioden før 2006 er rapportert i Solberg mfl. (2006b).

#### Vitenskapelige publikasjoner:

1. Nilsen, E. B. & E. J. Solberg 2006. Patterns of hunting mortality in Norwegian moose populations. *European Journal of Wildlife Research* 52: 153-163. DOI: 10.1007/s10344-005-0023-1.
2. Garel M, Solberg E. J., Sæther B-E, Herfindal I, Høgda, K-A. 2006. The length of growing season and adult sex ratio affect sexual size dimorphism in moose. *Ecology* 87:745-758.
3. Herfindal. I., B.-E. Sæther., E. J. Solberg, R. Andersen & K.-A. Høgda 2006. Population characteristics predict responses in moose body mass to temporal variation in the environment. *Journal of Animal Ecology*. 75: 1110-1118. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2006.1138.x
4. Herfindal. I., E. J. Solberg, B.-E. Sæther. K.-A. Høgda & R. Andersen 2006. Environmental phenology and latitudinal gradients in moose body mass. *Oecologia* 150:213-224. DOI: 10.1007/s00442-006-0519-8.
5. Mysterud, A., E. Meisingset, V. Veiberg, R. Langvatn, E. J. Solberg, L. E. Loe & N. C. Stenseth 2007. Monitoring the population size of red deer in Norway: an evaluation of two types of census data. *Wildlife Biology* 13: 285-298.
6. Veiberg, V., L.E. Loe, A. Mysterud, E.J. Solberg, R. Langvatn & N.C. Stenseth 2007. The ecology and evolution of tooth wear in red deer and moose. *Oikos* 116: 1805-1818. DOI: 10.1111/j.2007.0030-1299.16159.x.
7. Rolandsen, C. M., E. J. Solberg, M. Heim, F. Holmstrøm, M. I. Solem & B.-E. Sæther 2008. Accuracy and repeatability of moose (*Alces alces*) age as estimated from dental cement layers. *European Journal of Wildlife Research*. 54: 6-14. doi: [10.1007/s10344-007-0100-8](https://doi.org/10.1007/s10344-007-0100-8).
8. Gundersen, H., E. J. Solberg, H. P. Andreassen, T. Storaas & P Wabakken 2008. Estimating predation rates by wolves in a Norwegian moose population using three different approaches. *European Journal of Wildlife Research*. 54:335–346. DOI: 10.1007/s10344-0
9. Moe, T, Solberg, E. J., Herfindal, I., Sæther, B-E., Bjørneraas, K. & Heim, M. 2009. Sex ratio variation in harvested moose *Alces alces* calves: does it reflect the population calf sex ratio or selective hunting? *Eur. J. Wildl Res.* 55: 217-226. DOI 10.1007/s10344-008-0223-6.
10. Garel, M, Solberg, E. J., Saether, B-E, Grotan, V, Tufto, J, & Heim M. 2009. Age, size and spatio-temporal variation in ovulations patterns of a seasonal breeder, the Norwegian moose (*Alces alces*). *American Naturalist*. 173: 89-104.
11. Martinez-Jauregui, M., San Miguel-Ayanz, A., Mysterud, A., Rodriguez-Vigal, C., Clutton-Brock, T., Langvatn, R. and Coulson, T. 2009. Are local weather, NDVI and NAO consistent determinants of red deer weight across three contrasting European countries? *Global Change Biology* 15 (7): 1727-1738.
12. Mysterud, A., Yoccoz, N.G. and Langvatn, R. 2009. Maturation trends in red deer females over 39 years in harvested populations. *Journal of Animal Ecology* 78 (3): 595-599.
13. Mysterud, A., Yoccoz, N.G., Langvatn, R., Pettorelli, N. and Stenseth, N.C. 2008. Hierarchical path analysis of deer responses to direct and indirect effects of climate in northern forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B – Biological Sciences* 363 (1501): 2359-2368.
14. Mysterud, A., Bonenfant, C., Loe, L.E., Langvatn, R., Yoccoz, N.G. and Stenseth, N.C. 2008. The timing of male reproductive effort relative to female ovulation in a capital breeder. *Journal of Animal Ecology* 77 (3): 469-477.
15. Loe, L.E., Bonenfant, C., Langvatn, R., Mysterud, A., Veiberg, V. and Stenseth, N.C. 2006. Increased effect of harsh climate in red deer with a poor set of teeth. *Oecologia* 147 (1): 24-30.
16. Nilsen, E. B., A. Skonhoft, A. Mysterud, J. M. Milner, E. J. Solberg, H. P. Andreassen & N. C. Stenseth. 2009. The role of ecological and economic factors in management of a spatially structured moose population. *Wildlife Biology* 15: 10-23. DOI: 10.2981/06-084

17. Bjørneraas, K., Solberg, E.J., Herfindal, I. & Sæther, B.-E. 2009. Large scale spatiotemporal variation in calf sex ratio in moose: An effect of density-dependent decrease in maternal condition? *Canadian Journal of Zoology* 87: 346-355.
18. Ueno, M., T. Matsuishi, E. J. Solberg, T. Saitoh. 2009. Application of cohort analysis to harvest data of large terrestrial mammals. *Mammal Study*. 34: 65–76.
19. Grøtan, V., Sæther, B.-E., Lillegård, M., Solberg, E. J., & Engen, S. 2009. Geographical variation in the influence of density dependence and climate on the recruitment of Norwegian moose. *Oecologia* 161: 685–695. DOI 10.1007/s00442-009-1419-5.
20. Andersen, R., E. Lund, E. J. Solberg & B.-E. Sæther (2010) Ungulates and their management in Norway. Pp 14-35 in Apollonio, M., Andersen, R. & Putman, R. European Ungulates and their Management in the 21st century. Cambridge University Press [peer edited]
21. Fryxell, J. M., Packer, C., McCann, K., Solberg, E. J. & Sæther, B.-E. (2010) Resource management cycles and the sustainability of harvested wildlife populations. *Science*, 14 May, 328: 903-906. DOI: [10.1126/science.1185802](https://doi.org/10.1126/science.1185802)
22. Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Heim, M., Linnell, J. D. C. & Sæther, B.-E. (2010) Age and sex-specific variation in detectability of moose (*Alces alces*) during the hunting season: implications for population monitoring. *Eur. J. Wildl Res.* 56: 871-881. DOI: 10.1007/s10344-010-0385-x
23. Wam, H.K., Hjeljord, O. & Solberg, E. J. (2010) Differential forage utilization makes carrying capacity equivocal on ranges of Scandinavian moose (*Alces alces*). *Can J Zool.* 88: 1179-1191.
24. Morellet, N., Klein, F., Solberg, E.J. & Andersen, R. (2011) The census and management of populations of ungulates in Europe. Pp 106-143 in Putman, R.J., Apollonio, M. and Andersen R. Ungulate Management in Europe; Problems and Practices. Cambridge University Press [peer edited]
25. Myking, T., Bøhler, F. Austrheim, G. & Solberg, E. J. (2011) Life history strategies of aspen (*Populus tremula* L.) and browsing effects: a literature review. *Forestry* 84: 61-71. doi: 10.1093/forestry/cpq044
26. Austrheim, G., Solberg, E. J. & Mysterud, A. (2011) The shift from livestock grazing to wild ungulate browsing in northern ecosystems. What are the effects on plant dynamics? *Wildlife Biology* 17: 286-298.
27. Rolandsen, C. M., Solberg E. J. Herfindal, I., Van Moorter, B & Sæther, B.-E. (2011) Large-scale spatiotemporal variation in road mortality of moose – is it all about population density? *Ecosphere* 2(10):113. doi:10.1890/ES11-00169.1.
28. Strand, O., Nilsen, E. B., Solberg E. J. & Linnell, J. D. C. (2012) Can management regulate the population size of wild reindeer (*Rangifer tarandus*) through harvest? *Canadian Journal of Zoology*, 90:(2) 163-171, 10.1139/z11-123.
29. Tiilikainen, R., Solberg, E. J., Nygrén, T. & Pusenius J. (in press) Spatio-temporal relationship between calf body mass and population productivity in Fennoscandian moose. *Wildlife Biology*.
30. Vors, L. S. & Boyce, M. S. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* (2009) 15, 2626–2633, doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.01974.x.
31. Herrando-Péres, S., Delean, S. Brook, B. W. & C. J. A. Bradshaw 2012. Decoupling of component and ensemble density feedbacks in birds and mammals. *Ecology*.

#### Rapporter og populærvitenskapelige publikasjoner:

1. Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Heim, M., Grøtan, V., Garel, M., Sæther, B.-E., Nilsen, E. B., Austrheim, G., Herfindal, I. 2006. Elgen i Norge sett med jegerøyne. En analyse av jaktmaterialet fra overvåkningsprogrammet for elg og det samlede sett elg-materialet for perioden 1966-2004. NINA Rapport 125. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2006/125.pdf>
2. Solberg, E. J., R. Langvatn, R. Andersen, O. Strand, M. Heim, P. Jordhøy, F. Holmstrøm & M. I. Solem. 2006. Egevaluering av overvåkingsprogrammet for hjortevilt. Fremtidig overvåking i lys av 15 års erfaring. NINA Rapport 156. 43 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2006/156.pdf>



3. Solberg, E. J. & M. Heim. 2006. Egenevaluering av overvåkingsprogrammet for elg. NINA Rapport 159. 18 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2006/159.pdf>
4. Rolandsen, C.R., E. J. Solberg, P.H. Pedersen, M. Heim & F. Holmstrøm. 2006. Elgundersøkelsene i Nord-Trøndelag og Bindal 2005-2009: Statusrapport, Informasjon om prosjektet og foreløpige analyser av jaktmaterialet for perioden 2003-2005. NINA Rapport 198, 29s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2006/198.pdf>
5. Wam, H. K., O. Hjeljord & E. J. Solberg 2007. Status for elgbeitene i Vegårshei, Kjøse, Re, Sande, Halden, Rakkestad, Aurskog, Finnskogen og Stjørdal 2005-2006. Rapport 1 fra prosjektet 'Biologisk og økonomisk bæreevne for elg i Norge', Universitet for Miljø og Biovitenskap. 30 s. <http://www.umb.no/statisk/ina/forskning/elgbeite.pdf>.
6. Rolandsen, C. M. & Solberg, E. J. 2008. Vurdering av elgbestandens utvikling i Lødingen på bakgrunn av sett elg og jaktstatistikk for perioden 1988-2007 – NINA Rapport 330. 13 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2008/330.pdf>
7. Solberg, E. J., Veiberg, V., Strand, O., Andersen, R., Langvatn, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Holmstrøm, F. & Solem, M. I. 2008. Hjortevilt 2007 – Årsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 380. 65 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2008/380.pdf>
8. Austrheim, G., Solberg, E.J., Mysterud, A., Daverdin, M. & R. Andersen. 2008. Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949-1999. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet – Vitenskapsmuseet. Rapport zoologisk serie 2008-2. <http://www.ntnu.no/vitenskapsmuseet/zoologisk-rapportserie>
9. Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Herfindal, I. & Heim, M. 2009. Hjortevilt og trafikk i Norge: En analyse av hjorteviltrelaterte trafikkulykker i perioden 1970-2007 - NINA Rapport 463. 84 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2009/463.pdf>
10. Solberg, E. J., Røed, K. H., Flagstad, Ø., Sæther, B.-E., Heim, M., Andersen, R., Rolandsen, C. M. 2009. Elgens genetiske struktur i Norge. NINA Rapport 467. 35 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2009/467.pdf>.
11. Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Holmstrøm, F. & Solem, M. I. 2009. Hjortevilt 2008 – Årsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 477. 69 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2009/477.pdf>
12. Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Holmstrøm, F., Solem, M. I., Eriksen, R., & Astrup, R. 2010. Hjortevilt 2009 – Årsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 584. 77 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2010/584.pdf>
13. Rolandsen, C. M., Solberg, E. J., Bjørneraas, K., Heim, M., Van Moorter, B., Herfindal, I., Garel, M., Pedersen, P. H., Sæther, B.-E., Lykkja, O. N., Os, Ø. 2010. Elgundersøkelsene i Nord-Trøndelag, Bindal og Rissa 2005 - 2010- Sluttrapport. NINA Rapport 588. 142 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2010/588.pdf>
14. Jones, K., mfl. 2011. Natur i endring - status for norsk naturovervåking. DN rapport 3-2011: 75 pp
15. Solberg, E.J., Myking, T., Austrheim, G., Bøhler, F., Eriksen, R., Speed, J. & Astrup, R. 2011. Rogn, osp og selje – Har de en framtid i norsk natur? - NINA Rapport 806. 29 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2012/806.pdf>
16. Mysterud, A. & E. J. Solberg (2006) Må vi levere kjever nå igjen? *Jeger, hund og våpen*. Juni: 38-40.
17. Solberg, E J. & Loison, A. 2008. La gestion d'une espèce abondante: l'exemple de l'èlan en Norvège. *Herbivorie Info* 4: 4.
18. Bjørneraas, K. T. Moe, I. Herfindal, B-E. Sæther & E. J. Solberg 2008. Hvorfor skytes det stadig færre oksekalver? *Hjorteviltet*: 6-9.
19. Veiberg, V., E. J. Solberg & R. Langvatn 2008. Overvakingsprogrammet for hjortevilt 2007-2012. *Hjorteviltet*: 32-35.
20. Linnell, JDC. & E. J. Solberg 2008. Moose on the loose. *Deer – Journal of the British deer society*. Autumn 2008.
21. Solberg, E. J., Røed, K. H., Sæther, B.-E., Flagstad, Ø. & Rolandsen, C. M. 2009. Storinnsats fra elgjegere for å avdekke elgens genetiske struktur i Norge. *Hjorteviltet*: 40-43.

22. Veiberg, V., C. M. Rolandsen & E. J. Solberg 2009. Sett og felt hjortevilt – hvilke muligheter og begrensninger ligger i disse tallene? *Hjorteviltet*: 44-55.
23. Linnell, J. D. C. & E. J. Solberg 2009. Der Elch ist los! *Jagen* 3: 42-49.
24. Linnell, J. & Solberg, E.J. 2009. Der elch ist los!. Schweizer *Jäger* 6: 32-36.
25. Rolandsen, C. M. E. J. Solberg (2011). Hjortevilt og trafikk. *Hjorteviltet*: 60-63.
26. Solberg, E.J., Astrup, R., Eriksen, R., Austrheim, G., Myking, T. & C. M. Rolandsen (2012) De viktige ROS-artene – en framtid i norsk natur? *Hjorteviltet*: 60-65.
27. Solberg, E.J., C. M. Rolandsen, Eriksen, R. & Astrup, R. (2012) Fra Edens hage til verdens druer: Elgens beiteressurser i nord og sør. *Hjorteviltet*: 22-28.
28. Veiberg, V., Nilsen, E. B. & Ueno, M. 2010. Framtidig forvaltning av norske hjortebestander - utfordringer knytt til bestandstetleik og demografi. NINA Rapport 571. NINA, Trondheim. 40 s.
29. Andersen, R., Jordhøy, P., og Strand, O. 2007. Oppsummering av resultatene fra villreintellingene i 2006. Villreinen 72- 73.
30. Andersen, R., Jordhøy, P., og Strand O. 2007. Svarthøskredet i Snøhetta; håndtering og prøvetaking av dyrene. Villreinen 74- 79.
31. Strand, O. 2008. Forventede klimaendringer og ei framtid for villreinen. Villreinen s 4- 10.
32. Strand, O. Jegerundersøkelsen i Forolhogna. 2008. Villreinen. s 24- 27.
33. Strand, O, 2008. Kalving i sør. Villreinen s 28- 31.
34. Strand, O., Per Jordhøy og Roy Andersen. 2009. Villreinen og Krystallkula. Villreinen. s 7-12.
35. Andersen, R. og Strand, O. 2009. Overvåkningsprogrammet for hjortevilt: Oppsummering av resultatene fra villreintellingene i 2008. Villreinen. s 60- 61.
36. Andersen, R. og Strand, O. 2010. Overvåkningsprogrammet for hjortevilt: Oppsummering av resultatene fra villreintellingene i 2009. Villreinen. s 82- 831.
37. Strand, O. og Reimers, E. 2010. 25 år med forskning over tregrensen. Villreinen. s 20- 27.
38. Andersen, R. og Strand, O. 2011. Overvåkningsprogrammet for hjortevilt: Oppsummering av resultatene fra villreintellingene i 2010. Villreinen. S 83- 84.





*Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.*

*NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.*

*Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-2483-3

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor  
Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim  
Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01  
E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)  
Organisasjonsnummer 9500 37 687