

## Hjortevilt 1991–2016

Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt

Erling J. Solberg  
Olav Strand  
Vebjørn Veiberg  
Roy Andersen  
Morten Heim  
Christer M. Rolandsen  
Mai I. Solem  
Frode Holmstrøm  
Per Jordhøy  
Erlend B. Nilsen  
Aksel Granhus  
Rune Eriksen



# 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 Kortrapport**

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

## **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 1991–2016

Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for  
hjortevilt

Erling J. Solberg  
Olav Strand  
Vebjørn Veiberg  
Roy Andersen  
Morten Heim  
Christer M. Rolandsen  
Mai I. Solem  
Frode Holmstrøm  
Per Jordhøy  
Erlend B. Nilsen  
Aksel Granhus  
Rune Eriksen

Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Solem, M. I., Holmstrøm, F., Jordhøy, P., Nilsen, E. B., Granhus, A. & Eriksen, R. 2017. Hjortevilt 1991–2016: Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt - NINA Rapport 1388. 125 s.

Trondheim, august 2017

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3115-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

KVALITETSSIKRET AV

Sigbjørn Stokke

ANSVARLIG SIGNATUR

Morten Kjørstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-814|2017

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Erik Lund

FORSIDEBILDE

Arne Follestad, NINA

NØKKEWORD

Beitetilbud, beitetrykk, bestandsovervåking, elg, hjort, hjortevilt, hjorteviltforvaltning, Norge, rådyr, villrein

KEY WORDS

Browse abundance, Browsing pressure, Moose, Norway, Population monitoring, Red deer, Reindeer, Roe deer, Ungulate management

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Sluppen  
7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**

Framsenteret  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**

Fakkelgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00

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



## Sammendrag

*Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Solem, M. I., Holmstrøm, F., Jordhøy, P., Nilsen, E. B., Granhus, A. & Eriksen, R. 2017. Hjortevilt 1991–2016: oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. – NINA Rapport 1388. 125 s.*

Overvåkingsprogrammet for hjortevilt ble etablert av Miljødirektoratet i 1991 og har i hele løpeperioden vært drevet av NINA. Hovedformålet for programmet er at det skal fungere som et økologisk varslingsystem og gi grunnlag for å vurdere utviklingen i ville hjorteviltbestander og deres naturmiljø ved hjelp av enkle data innsamlet fra utvalgte overvåkingsområder. I denne oppsummeringsrapporten gir vi en presentasjon av hvordan de mest sentrale overvåkingsparametrene for elg, hjort og villrein har utviklet seg i løpet av hele programperioden (1991–2016). I tillegg gir vi en generell vurdering av bestandsutviklingen på nasjonalt og regionalt nivå samt en grov oversikt over tilstand og utvikling i beitetilbud og beitetrykk på aktuelle trearter. Det vies ekstra oppmerksomhet til dataene og prosjektaktiviteten fra siste kontraktperiode (2012–2016). Overvåkingsprogrammet har blitt gjennomført i samsvar med oppdragsgivers (Miljødirektoratet) spesifikasjoner.

I siste kontraktperiode ble det opprettet to nye overvåkingsområder for hjort. Disse er begge opprettet på Østlandet, der hjortebestandene er økende. I tillegg har vi etablert prøveflater for å overvåke utviklingen av lavbeitene på Hardangervidda. Dette ble gjort for å få bedre oversikt over hvordan denne ressursen varierer med villreinens bestandsstørrelse og bestandskondisjon. Vi gjennomførte også en undersøkelse av nøyaktigheten av dagens metodikk for aldersbestemmelse av eldre dyr basert på tannsnitt, og en undersøkelse av hvordan elg- og hjortebestandene har utviklet seg i antall og utbredelse siden slutten av 1800-tallet.

I overvåkingsområdene for elg har det i hele overvåkingsperioden vært stor variasjon i bestandstetthet og bestandskondisjon innen og mellom bestander. I Oppland, Trøndelag og Nord-Norge har bestandene økt eller vært relativt stabile i perioden, mens Vestfold/Telemark og V-Agder har hatt en generell nedgang. I Hedmark viser bestanden store svingninger og har vært tilnærmet halvert og fordoblet i perioden. I siste delperiode er trenden negativ eller stabil i alle områdene med unntak for Nordland der bestanden er økende. Bestandstettheten, målt som antall felte dyr pr. km<sup>2</sup> i siste delperiode, er lavest i Troms, Nordland, Vestfold/Telemark og Agder (0,20–0,25 elg felt pr. km<sup>2</sup>) og høyest i Nord-Trøndelag (0,40 elg felt pr. km<sup>2</sup>). I Oppland og Hedmark er tettheten i en mellomstilling (0,25–0,35).

Til tross for stabil eller synkende bestandstetthet i de fleste områdene, er trenden i bestandskondisjon fortsatt negativ. Størst nedgang i hele overvåkingsperioden ser vi i de to sørlige bestandene. Her har slaktevektene sunket for alle kategorier dyr siden oppstarten av overvåkingen og det samme gjelder for rekrutteringsratene i Vest-Agder. I de siste to delperiodene er det imidlertid nedgangen i vekt og rekrutteringsrater i Hedmark og Nord-Trøndelag som har vært mest markert. I Oppland, Nordland og Troms er det også negative tendenser, men langt mindre påtagelig enn i de andre overvåkingsområdene.

Tre overvåkingsregioner for hjort har vært inkludert i Overvåkingsprogrammet siden starten, Hordaland, Sogn & Fjordane og Sør-Trøndelag. I Hordaland har det over flere år blitt gjennomført en betydelig reduksjonsavskyting, noe som har gitt tydelig utslag i flere av overvåkingsparametrene. Kjønnforholdet i bestanden har blitt mer hunndyrdreid og gjennomsnittsalderen blant bukkene er redusert. Det synes likevel som om de har greid å opprettholde aldersfordelingen blant kollene. Bestandsreduksjonen synes å ha bidratt til at den negative trenden i vektutviklingen for kalver og åringer nå er snudd. Også i Sogn & Fjordane og Sør-Trøndelag synes nå bestandene, vektutviklingen blant yngre dyr, aldersfordelingen blant eldre dyr og kjønnforholdet å ha stabilisert seg. Basert på sett hjort-dataene er det likevel fremdeles høyere jakttrykk på bukkene sammenlignet med koller og kalver.

Resultatene for de to nye overvåkingsregionene, Oppland og Vestfold/Telemark, viser at hjorten her har svært gode vekstvilkår i disse områdene. Vektene for kalver og åringer ligger i dag stabilt på nivåer som de andre overvåkingsregionene må tilbake til starten av 1990-tallet eller tidligere, for å finne tilsvarende. Som forventet medfører dette også høy produktivitet blant de yngste kollene, der hele 54 % (Oppland) og 53 % (Vestfold/Telemark) av disse fødte kalv samme vår som de ble to år. Gjennomsnittsalderen for felte bukker to år og eldre er vesentlig høyere i Oppland og Vestfold/Telemark, enn i de tre andre overvåkingsregionene for hjort. Dessverre er datamaterialet for eldre dyr og for sett hjort foreløpig litt for tynt for å konkludere sikkert mht. trendutvikling.

De ulike overvåkingsområdene for villreinen kan vise til stor variasjon i historiske utviklingstrender, beiteressurser og utfordringer knyttet til menneskelig press på leveområdene. Dette er avgjørende forhold å ta i betraktning når dagens bestandssituasjon skal vurderes. I siste delperiode ser vi vesentlig mindre variasjon i kalveproduksjonen (kalv pr. 100 simler og ungdyr) i overvåkingsområdene enn i tidligere i delperioder. Dette skyldes primært at enkelte områder som tidligere hadde lave verdier, har opplevd økende kalveproduksjon i siste periode, mens det motsatte har skjedd i områder med tidligere høye verdier. Økende trender ser vi spesielt i Setesdal-Ryfylke og i Rondane nord, mens den negative trenden fortsetter i Forollhogna og Knutshø. Setesdal-Ryfylke har tidligere vært gjennom perioder med høye bestandstettheter og tydelige negative effekter av dette, men bestandstettheten er siden vesentlig redusert. Også Snøhetta og Hardangervidda har opplevd kondisjonsøkning etter tidligere høye bestander og overbeiting, men her var trenden i kondisjonsparametrene negativ i siste delperiode. Dette kan forklares med at bestandsstørrelsene i disse to områdene igjen er økende.

I likhet med bestandskondisjonen er variasjon i andelen eldre bukker mellom bestandene redusert i løpet av overvåkingsperioden 1991-2016. I dag ligger prosentandelen for bukker som er tre år og eldre på høsten omkring 15-20 % for alle overvåkingsområdene. Dette samsvarer godt med de respektive områdenes forvaltningsmål.

For Svalbard viser tellingene at bestanden i Reindalen, Semmeldalen og Colesdalen har økt mer eller mindre sammenhengende siden 2010. Bestanden er nå av tilsvarende størrelse som ved kraftige bestandsreduksjoner etter 2000. Bestanden av rein på Svalbard er ikke gjenstand for bestandskontroll gjennom jakt slik som på fastlandet, men er ment å skulle variere fritt på bakgrunn av samspillet mellom bestandsforhold og miljømessige betingelser.

I samarbeid med Landsskogtakseringen (NIBIO) har vi de siste to delperiodene taksert og overvåket beitetilbud og beitetrykk i alle skogområder i Norge. Takstene er av 5-års varighet, men med periodeinndeling som kun delvis overlapper med overvåkingsperioden. I tillegg har det vært endringer i innsamlingsmetodikk underveis, med den følge at resultater fra 9. takst (2005-2009) kun er delvis sammenlignbare med resultater fra 10. (2010-2014) og 11. takst (2015-2019). Vi har derfor best kunnskap om forskjellene i beitetilbud og beitetrykk mellom regioner og i mindre grad innen regioner over tid.

Basert på materialet vi så langt besitter ser vi en gradvis nedgang i beitetrykket, men ingen vesentlig økning i beitetilbudet av trær. Tilbudet av blåbærlyng er imidlertid økende. På regionalt nivå (hovedsakelig fylker) ser vi heller ingen store endringer i beitetilbudet, mens tendensen er at beitetrykket i deler av Sør- og Østlandet — der beitetrykket tidligere var svært høyt — nå er redusert. Resultatene er imidlertid fortsatt usikre og det endelige svaret på om beitesituasjonen i disse regionene har forbedret seg får vi først når 11. takst er avsluttet i 2019.

Samlet sett viser resultatene fra overvåkingsprogrammet at det er stor variasjon i bestandstetthet innen og mellom områder for de ulike artene, mens bestandskondisjonen for det meste har vist en negativ trend. Den negative trenden har med visse unntak fortsatt i siste delperiode. Nedgangen i bestandskondisjon kan delvis forklares med høy bestandstetthet og stor konkurranse om matressursene, men manglende positiv respons etter vesentlig bestandsnedgang krever mer komplekse forklaringsmekanismer. For å bedre forstå disse mekanismene har vi

igangsatt beiteovervåking i skog, og i siste delperiode også på Hardangervidda. Fordi vi så langt kun har beiteovervåkingsdata fra et fåtall år, må vi avvente ytterligere noen år før vi får sikrere indikasjoner på hvordan hjortedyra interagerer med beitegrunnlaget.

*Erling J. Solberg, Olav Strand, Vebjørn Veiberg, Roy Andersen, Morten Heim, Per Jordhøy, Christer Moe Rolandsen, Frode Holmstrøm, May I. Solem og Erlend B. Nilsen, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Postboks 5685 Torgard, 7485 Trondheim. [erling.solberg@nina.no](mailto:erling.solberg@nina.no)*

*Aksel Granhus og Rune Eriksen, Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), Postboks 115, 1431 Ås*



*Hardangervidda er landets største villreinområde. Slaktevektene på kalv har her vært rundt 13-15 kilo i gjennomsnitt de siste årene (Foto: Olav Strand, NINA).*

## Abstract

Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Solem, M. I., Holmstrøm, F., Jordhøy, P., Nilsen, E. B., Granhus, A. & Eriksen, R. 2017. *Cervids 1991–2016: Summary report from The National Monitoring Program for Wild Cervids - NINA Report 1388. 125 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 Norwegian Environment Agency and has been carried out by the Norwegian institute for nature research (NINA). The monitoring is carried out in 19 monitoring regions distributed all over Norway (moose: 7, red deer: 5, reindeer: 7). The data collected during 26 years of monitoring represent a unique opportunity to study the development in population condition (or performance: carcass mass, fecundity and recruitment rates), population density and population structure of a representative sample of populations of wild cervids. In this report, we show the development during the entire 26-year period, with emphasis on the results from the last contract period, 2012-2016.

In the last contract period, we established two new monitoring regions for red deer in South-east Norway, where red deer populations are currently increasing. We also established a set of permanent study plots for monitoring lichen height and coverage in the wild reindeer monitoring area of Hardangervidda. The intention is to get better overview of the distribution and development of lichen, the main food resource for wild reindeer during winter, and how this resource interacts with fluctuations in reindeer population size. In the last contract period, we also performed a study on the accuracy of age determination of cervids based on tooth sectioning, and a study of the spatial development of moose and red deer in Norway during the last 127 years.

Since 1991, there has been large variation in moose density and condition among and within monitoring regions. In Oppland, Nord-Trøndelag and Northern Norway, moose density, as determined by the moose seen per hunter-day index, has increased or been relatively stable during the period, while it has decreased in Vestfold/Telemark and Vest-Agder. In Hedmark, the population density has been strongly fluctuating. The current trend (2012-2016) is stable or negative in all areas but Nordland, where density is increasing. Absolute density, as indexed by the harvest per km<sup>2</sup>, is currently lowest in Troms, Nordland, Vestfold/Telemark and Vest-Agder (0,20-0,25 moose killed per km<sup>2</sup>) and highest in Nord-Trøndelag (0,40 moose killed per km<sup>2</sup>). In Oppland and Hedmark, the density is intermediate (0,25-0,35 moose killed per km<sup>2</sup>).

The population condition (carcass mass, reproductive rates and recruitment rates) is still showing a negative trend despite stable or decreasing moose densities in most regions. During the last 26 years, we see the strongest decline in Vestfold/Telemark and Vest-Agder. Here, carcass masses have decreased in all sex and age classes and in Vest-Agder we also see a strong decline in recruitment rates as determined from the seen moose data. However, during the last two contract periods the decline in carcass masses and recruitment rates is stronger in Hedmark and Nord-Trøndelag. In Nord-Trøndelag, the population has for long been at a high density and that was until recently also the case in Hedmark. The trends in population condition are also negative in Oppland, Nordland and Troms, but less expressed than in the other monitoring regions.

Until the last contract period, the monitoring program only included three monitoring regions for red deer: Hordaland, Sogn & Fjordane and Sør-Trøndelag. Since the start of monitoring in 1991, the population density of red deer has mainly increased in these regions while the carcass mass and fecundity rates from ovary sectioning has decreased. However, starting in the previous contract period (2007-2011) increased hunting quotas over several years have led to a substantial decrease in red deer density in Hordaland. Following the population decline, the population sex ratio has changed in direction of less and younger males, whereas the population age structure of females seems less affected. In addition, the population decline is associated with a stop in

the negative trend seen in carcass mass of calves and yearlings for decades. Also in Sogn & Fjordane and Sør-Trøndelag, the previous strong increase in density stopped during the last contract period, and body mass, age structure and sex ratio are now relatively stable.

In the two new monitoring regions for red deer, Oppland and Vestfold/Telemark, red deer density is low and the performance parameters are generally high. The carcass masses of calves and yearlings are currently at a high and stable level and comparative to carcass masses recorded prior to 1990 in the other monitoring regions. As expected, the good growth condition is associated with high fecundity rates as approximately 54 % of all females produced a calf in the year that they turned 2 years old. This is way beyond the fecundity rates recorded in the other regions. Also the average age of harvested adult males is higher in these two than in the other three monitoring regions. Only five years of monitoring combined with a relatively marginal data set, makes it yet too early to detect any conclusive trends in performance over time in these regions.

In the wild reindeer regions, we recorded less variation in calf production (calves per 100 females and yearlings) among regions than in previous contract periods. This is the result of increasing productivity in regions with previously low productivity, whereas the opposite has been the trend in several areas of previously high productivity. The negative trends continue in Forollhogna and Knutshø while the productivity rates increase in Setesdal-Ryfylke and Rondane nord. The herd in Setesdal-Ryfylke has previously experienced very high densities with strong negative effects on carcass mass and productivity. Following a substantial population reduction due to intensive harvest, this herd is again increasing. Snøhetta and Hardangervidda have previously experienced increasing performance after population reductions from high densities, but the trend in performance indices were negative in the last contract period. Possibly, this is due a current increase in density in these two regions, although from a quite low level.

The reindeer herd in Svalbard is not managed through harvesting, as on the mainland, but fluctuates in accordance to density-dependent and -independent mechanisms. The herd in the monitoring area has increased almost continuously since 2010 and is currently at a level at which we previously have observed high mortality, low recruitment and collapsing density. During the last contract period, the recruitment rates have been relatively high and the mortality index low. Based on previous experiences and the current high density, however, we expect a significant population decline in the years to come.

In addition to monitoring the population density and condition, we have during the last two contract periods, surveyed the browsing pressure and herbivore food supply (mainly browse) in Norwegian forests. This survey is conducted in collaboration with the National Forest Inventory in Norway and is based on surveying the vegetation on a large number of permanent study plots distributed over the entire forest covered part of Norway. The survey follows a 5-years cycle, but with a periodicity different from the cervid monitoring contract period. We have also made several changes in the sampling methodology, with the consequence that we as yet have only few years of data from study plots that has previously been sampled with a comparative methodology.

Based on the data available we see a slight decrease in browsing pressure at the national level, but no simultaneous increase in food supply. However, the coverage of bilberry bushes, an important plant in the diet of moose and red deer, seems to increase. At the regional level, there are no strong changes in food supply, but a tendency for the browsing pressure to decrease in the southern and south-eastern parts of Norway. This corresponds to the areas where the population density and browsing pressure were previously very high, but where the population density has since been reduced. However, the results are still uncertain, given the short time series, and must await the final years of the 11<sup>th</sup> inventory cycle (2015-2019) to be more robust.

In general, we find large variation in population density among and within regions for the different species while the population condition has mostly decreased. The negative trends have with some exceptions continued during the last contract period and can to some extent be explained



by density-dependent food limitation. However, the lack of positive response in population condition after significant reductions in population density in several regions are asking for alternative and possibly more complex explanations. To better understand these mechanisms, we have initiated the monitoring of food supply and browsing pressure, as well as a lichen survey on Hardangervidda in the last contract period. However, because the number of years with adequate data is low, we still have to wait for several more years before we can infer how wild cervids in Norway interacts with their food resources.

*Erling J. Solberg, Olav Strand, Vebjørn Veiberg, Roy Andersen, Morten Heim, Per Jordhøy, Christer M. Rolandsen, Frode Holmstrøm, May I. Solem & Erlend B. Nilsen, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Torgard, NO-7485 Trondheim, Norway. erling.solberg@nina.no*

*Aksel Granhus & Rune Eriksen, Norwegian Institute for Bioeconomy Research (NIBIO), P.O. Box 115, NO-1431 Ås, Norway.*



Skogen er elgens foretrukne leveområde, men i sommerhalvåret er gras og annen grøde på innmarka også attraktive beiteressurser (Foto: Arne Follestad, NINA)

# Innhold

<b>Abstract .....</b>	<b>6</b>
<b>Innhold .....</b>	<b>9</b>
<b>Forord .....</b>	<b>11</b>
<b>1 Innledning.....</b>	<b>12</b>
<b>2 Studieområde, materiale og metode .....</b>	<b>14</b>
2.1 Overvåkingsområder i perioden 1991–2016 .....	14
2.1.1 Elg .....	14
2.1.2 Hjort.....	14
2.1.3 Villrein .....	15
2.2 Hvilke data samles inn?.....	15
2.2.1 Elg .....	15
2.2.2 Hjort.....	15
2.2.3 Villrein .....	15
2.2.4 Fellingsdata, påkjørselsdata og jegerobservasjonsdata .....	16
<b>3 Resultater .....</b>	<b>17</b>
3.1 Antallet hjortevilt felt og drept i trafikken i perioden 1970–2016 .....	17
3.2 Utviklingen i overvåkingsområdene – elg.....	18
3.2.1 Endringer i jakttider og justering av slaktevekter.....	19
3.2.2 Datatilgang i perioden 2012–2016.....	19
3.2.3 Troms.....	21
3.2.4 Nordland.....	24
3.2.5 Nord-Trøndelag.....	26
3.2.6 Oppland.....	28
3.2.7 Hedmark.....	31
3.2.8 Vestfold/Telemark.....	33
3.2.9 Vest-Agder .....	37
3.2.10 Utviklingen i sett elg-indekser på landsnivå .....	40
3.3 Utviklingen i overvåkingsområdene – hjort .....	42
3.3.1 Datatilgang i perioden 2012–2016.....	42
3.3.2 Datokorrigerings av slaktevekter for kalver og åringer.....	43
3.3.3 Vektvariasjon gjennom jaktseasonen for eldre bukker.....	46
3.3.4 Utviklingen i sentrale tilstandsparametere.....	46
3.3.5 Utviklingen i slaktevekter .....	47
3.3.6 Utviklingen i aldersstruktur.....	49
3.3.7 Reproduksjonsanalyser .....	51
3.3.8 Bestandsutvikling basert på sett hjort og fellingstall.....	51
3.3.9 Sett kolle pr. bukk .....	53
3.3.10 Felt pr. sett hjort.....	54
3.4 Utviklingen i overvåkingsområdene – villrein .....	57
3.4.1 Datatilgang i perioden 2012–2016.....	57
3.4.2 Forollhogna .....	59
3.4.2.1 Bestandsutvikling i Forollhogna.....	59
3.4.2.2 Kalvetellinger i Forollhogna .....	59
3.4.2.3 Kjønn- og alderssammensetning i Forollhogna .....	60
3.4.2.4 Kjeve- og vektinnsamling i Forollhogna.....	61
3.4.3 Knutshø.....	63
3.4.3.1 Bestandsutvikling i Knutshø.....	63
3.4.3.2 Kalvetellinger i Knutshø .....	63
3.4.3.3 Kjønn- og aldersstruktur i Knutshø .....	64

3.4.3.4	Kjeve- og vektinnsamling i Knutshø .....	64
3.4.4	Rondane.....	67
3.4.4.1	Bestandsutvikling i Rondane .....	67
3.4.4.2	Kalvetellinger i Rondane.....	68
3.4.4.3	Kjønns- og aldersstruktur i Rondane .....	69
3.4.4.4	Kjeve- og vektinnsamling i Rondane .....	70
3.4.5	Hardangervidda .....	74
3.4.5.1	Kalvetellinger på Hardangervidda .....	74
3.4.5.2	Kjønns- og alderssammensetning på Hardangervidda .....	75
3.4.5.3	Kjeve- og vektinnsamling på Hardangervidda.....	75
3.4.6	Setesdal-Ryfylke.....	78
3.4.6.1	Bestandsutvikling i Setesdal-Ryfylke.....	78
3.4.6.2	Kalvetellinger i Setesdal-Ryfylke .....	79
3.4.6.3	Kjønns- og alderssammensetning i Setesdal-Ryfylke.....	79
3.4.6.4	Kjeve- og vektinnsamling i Setesdal-Ryfylke.....	80
3.4.7	Snøhetta.....	82
3.4.7.1	Bestandsutvikling i Snøhetta .....	82
3.4.7.2	Kalvetellinger i Snøhetta.....	84
3.4.7.3	Kjønns- og alderssammensetning i Snøhetta .....	84
3.4.7.4	Kjeve- og vektinnsamling i Snøhetta .....	85
3.4.8	Svalbard.....	87
3.5	Beiteovervåking i elg- og hjorteområdene.....	89
3.5.1	Overvåkingsdesign .....	89
3.5.1.1	Beitetilbud og beitetrykk i 9. takst (2005-2009) .....	90
3.5.1.2	Beitetilbud og beitetrykk i 10. (2010-2014) og 11. takst (2015-2019).....	90
3.5.1.3	Beitetilbudet i feltsjiktet .....	91
3.5.1.4	Beitetilbud og beitetrykk i Finnmark.....	91
3.5.2	Resultater fra perioden 2005-2016.....	91
3.5.2.1	Geografisk variasjon i beitetilbud og beitetrykk.....	91
3.5.2.2	Variasjon i beitetilbud og beitetrykk over tid .....	94
3.5.2.3	Beitetilbud og beitetrykk i Finnmark.....	97
3.5.3	Erfaringer etter 12 år med beiteressursovervåking .....	98
3.6	Lavbeitetaksering på Hardangervidda.....	100
3.6.1	Studieområder og studiedesign.....	101
3.6.2	Målemetode og analyser .....	102
3.6.3	Resultat.....	104
3.6.4	Diskusjon.....	106
3.7	Forskning og utredning innenfor Overvåkingsprogrammet.....	107
3.7.1	Presisjonen i aldersbestemmelse av eldre dyr.....	107
3.7.2	Elgen og hjortens bestandsutvikling i moderne tid - Fellingsstatistikk fra 127 år avdekker trendene .....	108
3.7.2.1	Datainnsamling før og nå.....	108
3.7.2.2	Økende antall kommuner med jakt på elg og hjort.....	109
3.7.2.3	Diskusjon.....	113
<b>4</b>	<b>Samlet vurdering .....</b>	<b>115</b>
4.1	Vegen videre.....	117
<b>5</b>	<b>Referanser.....</b>	<b>119</b>
<b>6</b>	<b>Vedlegg.....</b>	<b>122</b>
6.1	Sett elg og felt elg på kommune- og landsdelsnivå .....	122
6.2	Observerte rekrutteringsrater på kommune- og landsdelsnivå.....	124



## Forord

Overvåkingsprogrammet for hjortevilt gjennomføres av NINA på oppdrag fra Miljødirektoratet basert på 5-årige kontrakter. Etter hvert 5. år skal det avleveres en oppsummeringsrapport. I denne rapporten har vi oppsummert utviklingstrendene i hele overvåkingsperioden, 1991-2016, med spesiell fokus på utviklingen i den siste kontraktperioden, 2012-2016.

I rapporten viser vi utviklingen i bestandskondisjon og delvis bestandsstruktur og bestandstetthet for elg, hjort og villrein i en rekke utvalgte overvåkingsbestander siden oppstarten av programmet i 1991, men med hovedfokus på utviklingen de siste 5 årene. I tillegg har vi inkludert informasjon om utviklingen i antall hjortevilt skutt på nasjonalt og delvis fylkesnivå, samt informasjon om bestandsutviklingen basert på antall, kjønn og alder av hjortevilt observert av elg- og hjortejegere under jakta. I rapporten viser vi også resultatene fra beiteovervåkingen som vi gjennomfører i samarbeid med Landsskogtakseringen ved NIBIO, resultater fra lavbeitetakseringen på Hardangervidda, og resultater fra utvalgte forsknings- og utredningsprosjekter i regi av overvåkingsprogrammet.

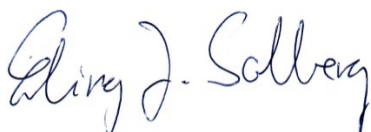
Vi takker Miljødirektoratet for muligheten til å gjennomføre oppdraget, samt velviljen utvist med hensyn til praktiske endringer i utførelsen. I tillegg takker vi alle jegerne som hvert år samvittighetsfullt bidrar med data til programmet. Vi har også hatt stor glede av å samarbeide med Martin Håker (Nordland), Erling Ness (Hedmark) og personell ved Faun naturforvaltning, som har bidratt til å tilrettelegge elgmaterialet lokalt. Faun naturforvaltning har også forestått tannsnitting og aldersanalyser av elg fra Vest-Agder og Vestfold/Telemark, 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 villreinnemnder nedlagt en betydelig arbeidsinnsats i overvåkingsarbeidet på villrein. Vi vil med dette takke dere alle for innsatsen; den 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.

En spesiell takk går også til Kristín Ágústsdóttir, Guðrún Óskarsdóttir, Elín Guðmundsdóttir og Jon Mårdal som deltok med stor entusiasme under lavbeitetaksering på Hardangervidda i 2016.

Trondheim, september 2017.



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 (heretter referert til som Overvåkingsprogrammet). Programmet ble etablert av Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet), 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 og 2012-2016 etter anbudskonkurranse. Siste kontraktperiode ble avsluttet 31. mai 2017. I herværende rapport oppsummerer vi resultatene fra hele overvåkingsperioden 1991-2016 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. Siden er det gjennomført visse justeringer av overvåkingsområdene og 2 nye hjorteviltområder er opprettet (se Kap. 2.1.1). 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. 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- og sett 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 avskyting, 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 presentert grafisk i form av linje- og søylediagram, 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 resultatene fra beiteressursovervåkingen. I forrige kontraktsperiode innledet vi et samarbeid med Landsskogtakseringen ved Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO ([www.nibio.no](http://www.nibio.no)), den gang Skog og Landskap) for å undersøke elgens og hjortens beiteressurser på regionalt nivå (fylkesnivå). Erfaringene fra dette prosjektet var såpass positive at vi ønsket å fortsette samarbeidet også i siste overvåkingsperiode. I tillegg startet vi i siste overvåkingsperiode taksering av reinens vinterbeiteressurser, som i all hovedsak utgjøres av lav. Takseringen er imidlertid så langt kun gjennomført på Hardangervidda. Nytt i siste kontraktsperiode er at vi også har gjennomført noen mindre forsknings- og utredningsoppgaver i regi av Overvåkingsprogrammet. Resultatene fra disse arbeidene er kort oppsummert i slutten av rapporten (Kap. 3.7).



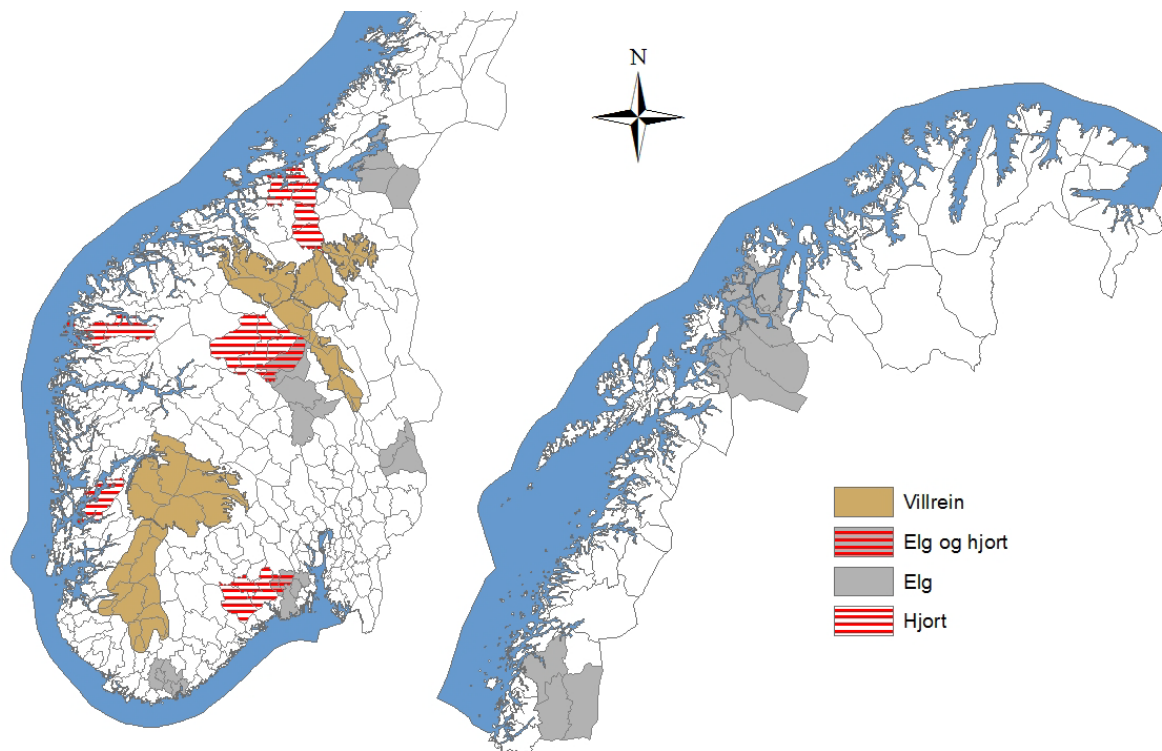
Elgen er en av fokusartene i overvåkingsprogrammet for hjortevilt (Foto: Arne Follestad, NINA).



## 2 Studieområde, materiale og metode

### 2.1 Overvåkingsområder i perioden 1991–2016

Siden starten av programmet har overvåkingen foregått i 7 regioner for elg, 3 regioner for hjort og i 7 regioner for villrein (Figur 2.1.1), men med en viss utskifting av kommunene som inngår i de forskjellige elg- og hjorteregionene. Ved oppstarten av siste kontraktsperiode (2012–2017) ble hjorteovervåkingen utvidet med to nye områder, ett i Oppland og ett i Vestfold/Telemark (Figur 2.1.1). Begge overlapper delvis med overvåkingsområdene for elg.



**Figur 2.1.1.** Lokalisering og utstrekning av overvåkingsområdene (regionene) for elg (grå), hjort (rød) og villrein (brun) i kontraktsperioden 2012–2017. I tillegg overvåkes villreinstammen i Reindalen, Semmeldalen og Colesdalen på Svalbard. Overvåkingsområdene for hjort i Oppland og Vestfold/Telemark ble etablert i 2012.

#### 2.1.1 Elg

I inneværende kontraktsperiode (2012–2017) omfatter 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). Elgbestanden i alle områdene har vært overvåket siden oppstart i 1991 med unntak for Vest-Agder der overvåkingen startet i 1997. I de siste årene har vi ikke mottatt jaktmateriale fra Verdal i Nord-Trøndelag og Nordre Land i Oppland.

#### 2.1.2 Hjort

Gjennom de siste tiårene har utbredelsen og totalbestanden av den norske hjorten endret seg vesentlig. Fra å primært være en art som var forbundet med deler av Vestlandet og ytre deler av Sør-Trøndelag, er det i dag jaktbare bestander i de fleste av landets kommuner sør for Ranfjorden i Nordland. Selv om hovedtyngden av den norske hjortebestanden fremdeles finnes på Vestlandet og i Trøndelag, ble det ved oppstart av siste kontraktsperiode for Overvåkingsprogrammet

vedtatt å etablere to nye overvåkingsregioner: en i Oppland og en i Vestfold/Telemark (Figur 2.1.1). For å gi rom for denne utvidelsen, ble overvåkingen i enkelte kommuner innenfor de eksisterende overvåkingsregionene avsluttet (Solberg mfl. 2012).

Hjorteovervåkingen gjennomføres i dag innen fem regioner: Hordaland (Kvinnherad), Sogn og Fjordane (Flora og Gloppen), Sør-Trøndelag (Hemne, Snillfjord, Rennebu, Meldal og Orkdal), Oppland (Lom, Vågå, Sel og Nord-Fron) og Vestfold/Telemark (Lardal, Skien, Siljan, Nome og Drangedal) (Figur 2.1.1).

### 2.1.3 Villrein

For villrein inngår områdene Forollhogna, Knutshø, Snøhetta, Rondane, Hardangervidda og Setesdal-Ryfylkeheiene (Setesdal Vesthei) (Figur 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 siden oppstarten av programmet.

## 2.2 Hvilke data samles 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 (kommune, vald og jaktfelt) og dato skutt, samt at slaktet veies lokalt som standard slaktevekt (Langvatn 1977). Fra kjeven trekkes det framtenner som siden blir snittet og avlest for alder (Reimers & Nordby 1968, Hamlin mfl. 2000, Rolandsen mfl. 2008). Denne prosedyren for aldersbestemmelse blir benyttet på alle eldre dyr for både elg, hjort og villrein. Eggstokkene prepareres, snittes og avleses for ovulasjon (eggløsning) og antall kalver produsert (Langvatn 1992b, a). Alle prøver analyseres på laboratoriet ved NINA i Trondheim. Et unntak er tenner fra Vest-Agder og Vestfold/Telemark som har vært snittet og avlest av Faunaturforvaltning i 2007–2014 (Vest-Agder) og i 2014 (Vestfold/Telemark). I overvåkingsperioden har det vært varierende innsamling av eggstokker og oksekjever mellom år og områder (se Kap. 3.1.1).

### 2.2.2 Hjort

Innen alle overvåkingskommuner for hjort blir det samlet inn underkjever og individdata fra begge kjønn og alle alderskategorier. Individdataene omfatter informasjon om kjønn, jегernes alderskategorisering av dyrene (kalv, ettåring, eldre), fellingslokalitet (vald, jaktfelt), fellingsdato, antall gevirtakker, laktasjonsstatus og kalver i følge med mordyr, samt standard slaktevekt.

Fra de nye overvåkingsregionene, Oppland og Vestfold/Telemark, blir det i tillegg samlet inn livmor med eggstokker fra koller ett år og eldre. All aldersbestemmelse og gjennomgang av overvåkingsmaterialet skjer ved NINA i Trondheim. Kalver, ettåringer og 95 % av toåringene aldersbestemmes ut fra tannskiftemønster. Fra de resterende toåringene og alle eldre individer trekkes det framtenner for aldersbestemmelse ved avlesing av tannsnitt.

### 2.2.3 Villrein

Innenfor overvåkingsområdene gjennomfører vi kalvetellinger (antall kalv pr. 100 simler) og strukturtellinger (kjønns- og aldersstruktur i stammen). Kalv- og strukturtellinger gjennomføres i samtlige overvåkingsområder med unntak av Reindalen, Semmeldalen 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 underkjever fra skutte dyr i flere av overvåkingsområdene. Aldersbestemmelsen gjøres ved laboratoriet ved NINA i Trondheim.

## 2.2.4 Fellingsdata, påkjørselsdata og jegerobservasjonsdata

I tillegg til data på kondisjon og demografi fra overvåkingsområdene, rapporterer vi utviklingen i antall hjortevilt sett (elg) 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 elg-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. jegerdag (en indeks på bestandstetthet), andel kalvkyr av alle vokse kyr (andel kalvkyr), andel kalvkyr med tvillingkalv (tvillingraten) og antall kalv pr. ku.

I tillegg til de observerte rekrutteringsindeksene for elg, viser vi den estimerte kalv pr. ku-raten før jakt i de ulike overvåkingsområdene. Dette gjøres for å kontrollere for ulik avskyting av kalver og kyr, noe som påvirker de observerte ratene. For estimeringen benyttet vi en simuleringsmodell utviklet ved NTNU (Grøtan 2003) som viser hvor mye kalv pr. ku-ratene endrer seg i løpet av jakta med varierende antall kalv pr. ku skutt og varierende bestandsvekstrate, gitt et sett med antagelser (Grøtan 2003, Solberg mfl. 2006b). Kort fortalt viser modellen at den observerte kalv pr. ku-raten fra hele jakta vil være lavere enn kalv pr. ku-raten før jakt i alle bestander der det felles flere kalv pr. ku enn hva som observeres, mens den observerte raten vil være høyere enn før jakt i alle bestander der det felles færre kalv pr. ku enn hva som observeres. Felles for begge er at differansen mellom observert rate og raten før jakt øker med synkende bestandsvekstrate.

Fra sett hjort-materialet har vi også valgt å presentere tre indekser: Antall hjort sett pr. jegerdag, antall koller sett pr. bukk (en indeks for kjønnsraten blant dyr ett år og eldre), og antall dyr felt pr. observasjon innen hovedkategoriene kalv, kolle (ett år og eldre) og bukk (ett år og eldre).



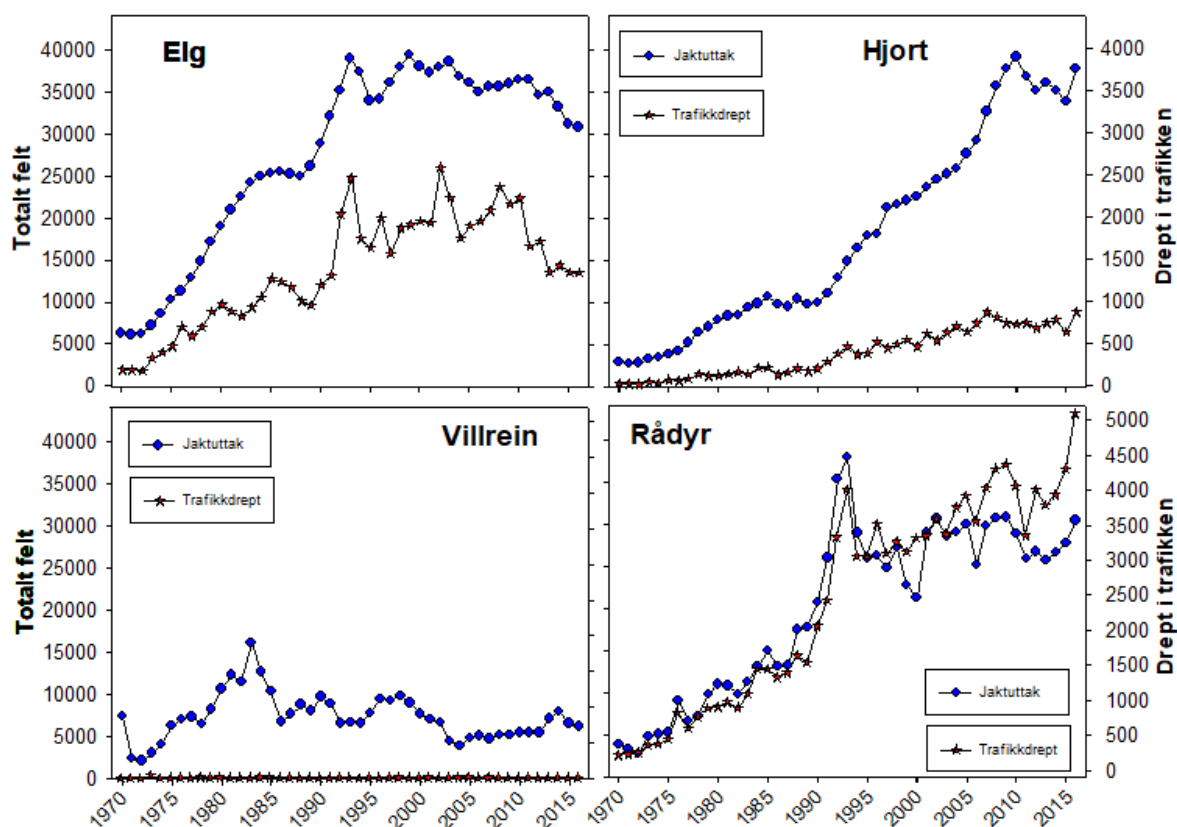
*Reinsdyra i Rondane sør har tilhold i skogområder gjennom deler av året, noe som bidrar til å komplisere bestandsovervåkingen i dette området (Foto: Autokamera, NINA)*

## 3 Resultater

### 3.1 Antallet hjortevilt felt og drept i trafikken i perioden 1970–2016

Samlet avskyting av elg, hjort og rein har variert rundt 75 000 de siste 5 årene. I 2016 ble det skutt 74 696 elg, hjort og villrein, noe som var omkring 6 000 færre enn i toppåret 2010 (80 959, Figur 3.1.1). Nedgangen skyldtes hovedsakelig redusert antall felte elg, mens antallet hjort nesten er tilbake til uttaket i 2010. Totalt ble det skutt omkring 31 000 elg, 38 000 hjort og 6 000 villrein i 2016 ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)).

Hovedinntrykket fra jaktstatistikken er at den norske elgbestanden er redusert de siste 5 årene, mens hjortebestanden har vært mer stabil. Den samme trenden reflekteres i antallet elg og hjort som påkjøres av bil og tog (Figur 3.1.1). Antallet villrein som felles har økt de siste 5 årene, men viser en nedgang siden toppen i 2014 (Figur 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 1970–2016 fordelt på art. Data fra SSB ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)) og kommunale viltnemnder (antall rådyr felt i perioden 1984–2000). Årstallet antyder første året i jaktåret (eks. 2005 er for jaktåret 2005–2006).

Nedgangen i antallet felte elg de siste årene skyldes i hovedsak redusert avskyting (og bestandsstørrelse) på Østlandet og Sørlandet, mens avskytingen har økt i Nord-Norge (Vedlegg 6.1). I Midt-Norge har avskytingen og bestandstettheten vært relativt stabil på et høyt nivå. En konsekvens av denne utviklingen er at det nå er en lavere variasjon i bestandstetthet mellom fylker enn hva som var tilfelle på 1990-tallet. På Vestlandet er antallet felte elg fortsatt lavt.

For hjortens del er det fremdeles bestandsutviklingen og avskytingen i de tre fylkene Hordaland, Sogn & Fjordane og Møre & Romsdal som har størst innvirkning på den nasjonale fellingsstatistikken. I snitt felles ca. 75 % av all hjort på landsbasis i ett av disse tre fylkene. Inkluderes også Rogaland og Sør-Trøndelag dekkes ca. 90 % av den nasjonale fellingene. 2010 står ennå som



det fellingsmessige rekordåret både på nasjonalt nivå og også for fire av de fem nevnte fylkene. I Hordaland økte avskytningen fram til 2012 før den også der avtok. Den tallmessig største økningen i registrerte hjortefellinger siden 2010 finner vi i Agderfylkene, Nord-Trøndelag og Oppland. Alle disse fylkene synes å representere tydelige vekstområder for hjorten, og vil mest sannsynlig komme til å representere en økende andel av jaktuttaket i de kommende årene.

Jaktuttaket av villrein har lenge vært dominert av avskytningen på Hardangervidda. Denne var lenge lav og kvotene satt lavt for å bygge opp bestanden. Bestandene er nå betraktelig høyere og kvotene er økt. I 2014 ble det skutt snaue 2 600 dyr på Hardangervidda, men uttaket er siden redusert til omkring 1 850 dyr i 2016. Også i Snøhetta, Ottadalsområdet, Rondane, Knutshø og Nordfjella var det en nedgang i 2016, mens fellingstallene stort sett har økt i hele delperioden i Setesdal-Ryfylke og Forollhogna. I Reinheimen-Breheimen har uttaket variert mellom 500 og 750 dyr i delperioden.

I 2016 ble det skutt drøye 30 000 rådyr i hele landet, en økning fra de fire foregående årene (25 000-28 000 pr. år). Antallet påkjørte rådyr de fem siste årene viser en tilsvarende økning (Figur 3.1.1), og antyder at den bakenforliggende bestandstrenden i perioden er positiv. Samlet sett ble det registrert 7 319 elg, hjort, rådyr og villrein påkjørt og drept i 2016–17, hvorav brorparten var elg og rådyr (Figur 3.1.1). Dette er svakt lavere enn i toppåret 2008–09 (7 487 dyr påkjørt), men en økning fra 2014-15 (6 158) og 2015-16 (6 298).

### 3.2 Utviklingen i overvåkingsområdene – elg

I det følgende kapittelet viser vi utviklingen i avskytning (skutt pr. km<sup>2</sup>), bestandstetthet (sett elg pr. jegerdag) og kalvrekuttering (andel kalvkyr, tvillingrate) i de 7 overvåkingsregionene for elg i perioden 1991-2016, 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 er 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.

I siste delperiode (2012-2016) er det kun samlet inn eggstokker fra Vestfold/Telemark og følgelig viser vi fruktbarhetsrater basert på eggstokker kun for denne regionen. For de andre regionene henviser vi til oppsummeringsrapporten som kom i 2012 (Solberg mfl. 2012). 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, hvilket i Vestfold/Telemark er satt til 10. oktober (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.

Elgkyrne er 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 kalveavskyting fordi få kyr får fraskutt kalven eller kalvene og således utsetter seg selv for å bli skutt. Det siste gjelder ikke for åringskyr – som ikke tidligere har produsert kalv – og følgelig bør eggsløsningsratene for åringskyr være upåvirket av jaktseleksjon. Tilsvarende vil den estimerte kalvingsraten for 2 år gamle kyr være mindre påvirket av jaktseleksjon fordi førstegangsfødende 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 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.

### 3.2.1 Endringer i jakttider og justering av slaktevekter

Utviklingen i slaktevekt er vist som årlige gjennomsnitt for kalv og åring og i 5-årsperioder for eldre dyr. Det siste skyldes at relativt få dyr er tilgjengelig pr. år og aldersgruppe for de eldre elgene. Ved å vise dem som gjennomsnittsverdier innenfor 5-årsperioder er det lettere å se utviklingen over tid.

Vi justerte vektene til forventet vekt 5. oktober i alle områdene ettersom elgen øker (kalv, og åring i enkelte områder) eller synker (eldre dyr) i vekt i løpet av jaktperioden. Fordi elgen stort sett felles ved samme tidspunkt hvert år, har slike justeringer begrenset effekt på variasjonen i gjennomsnittsverdi mellom år innen et område, men det kan ha betydning dersom jakttidspunktet endrer seg mye mellom år og/eller man ønsker å sammenligne vekter mellom områder.

I flere av overvåkingsområdene har det skjedd en gradvis økning i gjennomsnittlig fellingsdato som følge av at jakttidsrammen er utvidet. Dette er spesielt tydelig i Vestfold/Telemark der flere elg nå felles i november og desember enn tidligere. Det samme skjer i de andre områdene, men i noe mindre grad. I alle områdene kan det derfor være at gjennomsnittlige slaktevekter nå er forskjellig fra tidligere som følge av at elgen er felt seinere på høsten. Dette fenomenet vil sannsynligvis øke i årene som kommer etter at den generelle jaktseasonen for elg er utvidet til 23. desember.

For å bøte på dette er det nødvendig å justere vektene for de endringene som skjer i løpet av høsten. Imidlertid er antallet elg som er felt i november og desember fortsatt lavt, og følgelig vet vi lite om hvordan vektene endrer seg etter 1. november. For eksempel kan det være at oksene øker i vekt i de første ukene etter brunsten — noe som er observert i Nord-Amerika — og således bryter den negative trenden vi ser fram til 1. november. En motsatt utvikling kan tenkes for kalvene, som gjerne vokser i den første delen av høsten, men stagnerer nærmere vinteren. Inntil vi får mer data fra elg skutt i november og desember, har vi derfor valgt å kun inkludere justerte vekter fra elg skutt i september og oktober i analysene under. Dette vil bli endret etter neste 5-årsperiode når vi kan forvente å ha langt mer data tilgjengelig fra elg skutt i november og desember.

### 3.2.2 Datatilgang i perioden 2012–2016

I perioden 2012–2016 er det samlet inn data fra i alt 14 648 elg skutt under jakt i de syv overvåkingsområdene (Figur 2.1.1). Data omfatter alle dyr med kjent kjønn og alder, og med dato innenfor jaktseasonen. Størst antall data fikk vi inn fra Nord-Trøndelag (N = 4 280), mens Nordland (94 %), Nord-Trøndelag (94 %) og Vestfold/Telemark (99 %) leverte data fra den største andelen elg skutt. I enkelte år ble det levert data fra mer enn 100 % av antall skutte dyr, noe som skyldes at data fra elg skutt i nabokommuner inngår. Dette er dyr skutt i grenseoverskridende vald, der alle dyr felt på jaktfelt i nabokommunen registreres i overvåkingskommunen.

**Tabell 3.2.1.** Regionvis oversikt over antall elg (N) med kjønns-, alders- og slaktevektdata fordelt på år i siste delperiode (2012-2016). %-kolonnen viser andelen dyr med data av det totale antallet felte elg innrapportert til SSB. I områder uten innsamling av data fra voksne okser viser antallet felte elg kun antallet felte kalv, åringsdyr og eldre kyr. Eggstokker viser antallet elgkyr (N) med fullverdig diagnostisering av reproduksjonsstatus, og andelen (%) disse utgjør av kyr med data (vekt og alder).

Region	År	Kjønns- og aldersdata		Vektdata		Eggstokker		Felte elg (SSB)
		N	%	N	%	N	%	N
Troms	2012	539	68	515	65	0	0	790
	2013	612	71	585	68	0	0	866
	2014	776	74	729	69	0	0	1055
	2015	586	73	565	70	0	0	805
	2016	641	71	602	67	0	0	904
Nordland	2012	461	94	407	83	0	0	493
	2013	523	95	437	79	0	0	553
	2014	518	95	456	84	0	0	545
	2015	606	96	542	86	0	0	628
	2016	608	92	525	80	0	0	659
Nord-Trøndelag	2012	728	85	732	85	0	0	861
	2013	1008	96	917	87	0	0	1049
	2014	831	99	880	105	0	0	842
	2015	872	96	845	93	0	0	913
	2016	841	93	733	81	0	0	901
Oppland	2012	332	78	319	75	0	0	427
	2013	405	76	388	73	0	0	535
	2014	377	71	353	66	0	0	531
	2015	402	81	437	88	0	0	497
	2016	378	71	256	48	0	0	531
Hedmark	2012	137	17	121	15	0	0	823
	2013	96	13	93	13	0	0	723
	2014	116	19	110	18	0	0	612
	2015	110	20	99	18	0	0	543
	2016	119	24	98	20	0	0	502
Vestfold/Telemark	2012	301	100	298	99	56	62	300
	2013	269	91	255	86	30	59	296
	2014	305	107	302	106	44	71	286
	2015	273	103	269	102	36	60	264
	2016	223	94	191	80	27	75	238
Vest-Agder	2012	162	68	157	66	0	0	239
	2013	104	63	113	69	0	0	164
	2014	124	88	136	96	0	0	141
	2015	120	90	137	103	0	0	133
	2016	145	78	131	71	0	0	185

Færrest prøver har vi mottatt fra Hedmark og her er også oppslutningen lavest (Tabell 3.2.1). I Hedmark får vi nå data fra færre enn 20 % av de skutte individene. Usikkerheten i parameteranslagene er derfor spesielt høy i denne regionen. I Hedmark er bestanden i retur og dersom oppslutningen forblir på det samme nivået, vil det ikke være mulig bidra med gode estimater på utviklingen i slaktevekt og aldersstruktur i denne regionen.

I overvåkingsperioden 2012–2017 var det planlagt innsamling av slaktevekter og kjevemateriale fra voksne okser hvert år i Nordland, Hedmark og i Vestfold/Telemark, mens oksedata kun skulle samles inn i ett av fem år i de andre områdene. I tillegg finansierer Gausdal kommune analyser av data fra eldre okser innsamlet i denne kommunen.

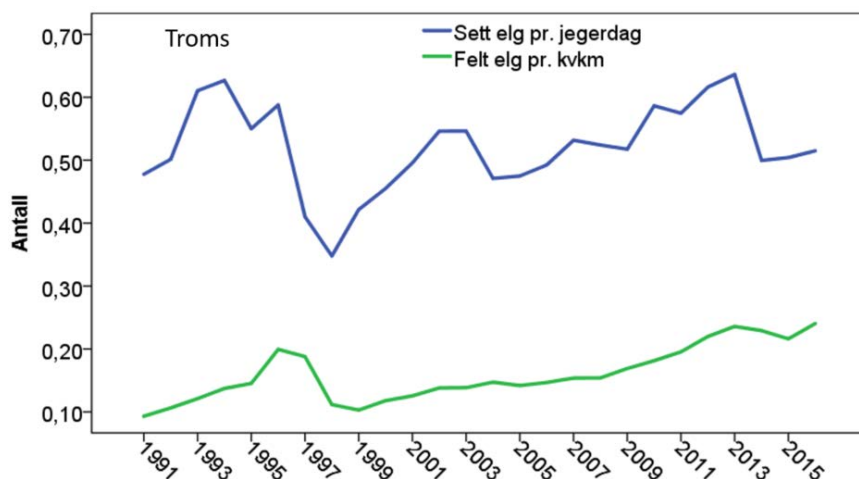
I alle fem årene har vi mottatt kjeve og slaktevekter fra voksne okser i Nordland, Hedmark og Vestfold/Telemark, og det samme gjelder for Gausdal kommune i Oppland. Tilsvarende mottok vi data fra vokse okser i Vest-Agder i 2012, Nord-Trøndelag i 2013, Troms i 2014 og fra alle overvåkingskommuner i Oppland i 2015. I 2016 ble det også samlet mye vekt og aldersdata fra overvåkingsområdene som del av den spontane kartleggingen av skrantesyke. Spesielt mye data fra voksne okser kom inn fra Vest-Agder og derfor har vi også inkludert dette materialet i analysene.

I overvåkingsperioden 2012–2017 ble det samlet inn livmor med eggstokker kun fra overvåkingskommunene i Vestfold/Telemark. I delperioden har vi mottatt prøver med intakte ovarier fra i alt 193 kyr, noe som utgjør omkring 65 % av kyrne skutt i regionen (Tabell 3.2.1).

Datainnsamlingen i overvåkingsområdene for elg har i det store og hele fulgt den opprinnelige planen. Materialet som innkommer er av rimelig høy kvalitet og andelen dyr med data er fortsatt relativt høy, med unntak for Hedmark. Sammenlignet med forrige overvåkingsperiode har vi mottatt data fra flere dyr pr. år. Dette henger sammen med en økning i antallet dyr felt i overvåkingsområdene sett under ett.

### 3.2.3 Troms

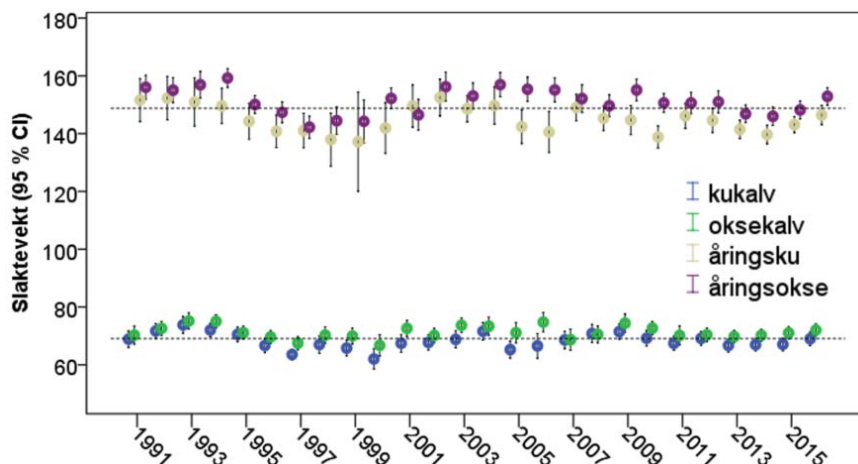
Bestanden i overvåkingsområdet i Troms økte i perioden 1998 til 2013, men har siden gjennomgått en reduksjon (Figur 3.2.3.1). Nedgangen samsvarer med rekordhøy avskyting i perioden 2013–2016 og er en ønsket utvikling av den lokale elgforvaltningen. Basert på antallet elg sett pr. jegerdag, er dagens bestandstetthet på nivå med tettheten rett over tusenårsskiftet, mens avskytingen er vesentlig mye høyere. Det siste forklarer den store nedgangen i tetthet.



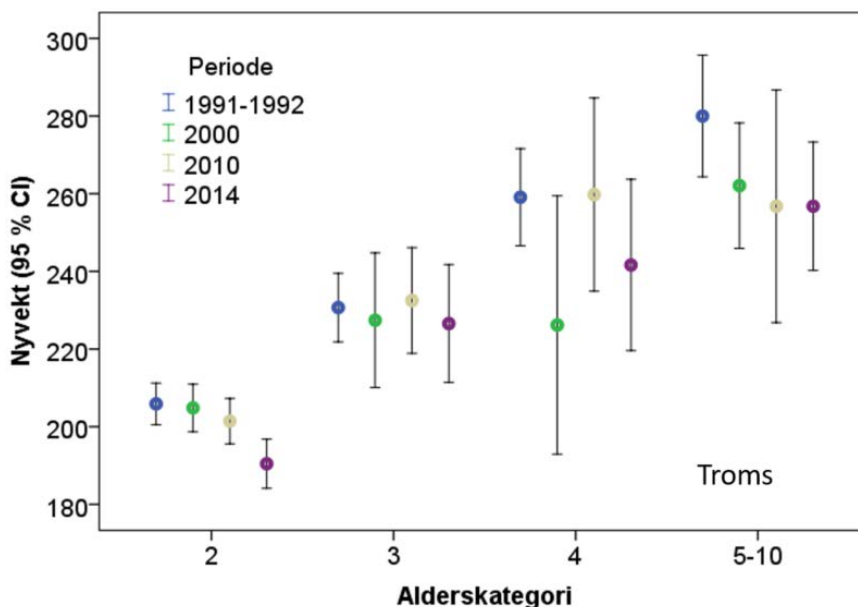
**Figur 3.2.3.1.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1991–2016. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.

Slaktevektene for kalv og åring i Troms er høye, og viser ingen sterk langsiktig trend (Figur 3.2.3.2). Lavest var vektene på midten av 1990-tallet, etter bestandstoppen i årene før. Slaktevektene i perioden 2013–2014 var også lavere enn det langsiktige gjennomsnittet, men trenden

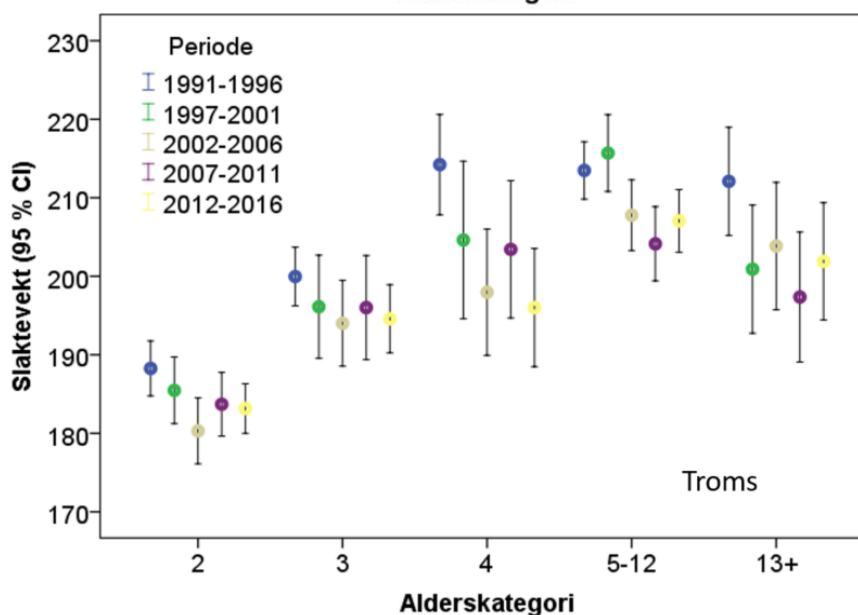
de to siste årene har vært positiv. Ifølge antallet elg sett pr. jegerdag er bestanden synkende, noe som kan forklare den svakt positive trenden de siste årene.



**Figur 3.2.3.2.** Variasjon i gjennomsnittlig kalv og åringsvekt (95 % CI) i Troms i perioden 1991–2016. Stiplet linje angir gjennomsnittet innen aldersklassen i hele perioden. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober.



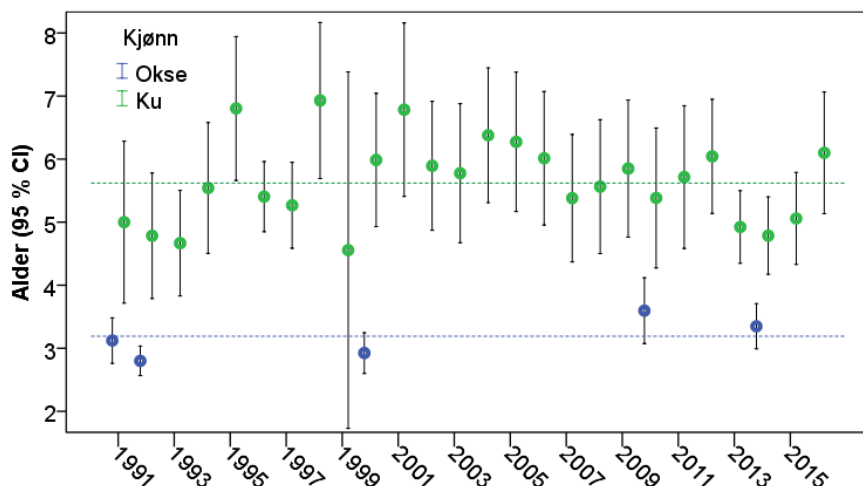
**Figur 3.2.3.3.** Gjennomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre okser i Troms fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Oksevekt og alder er kun samlet inn i enkelte år i overvåkingsperioden.



**Figur 3.2.3.4.** Gjennomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre kyr i Troms fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Kuvækt og alder er samlet inn i alle år i overvåkingsperioden.

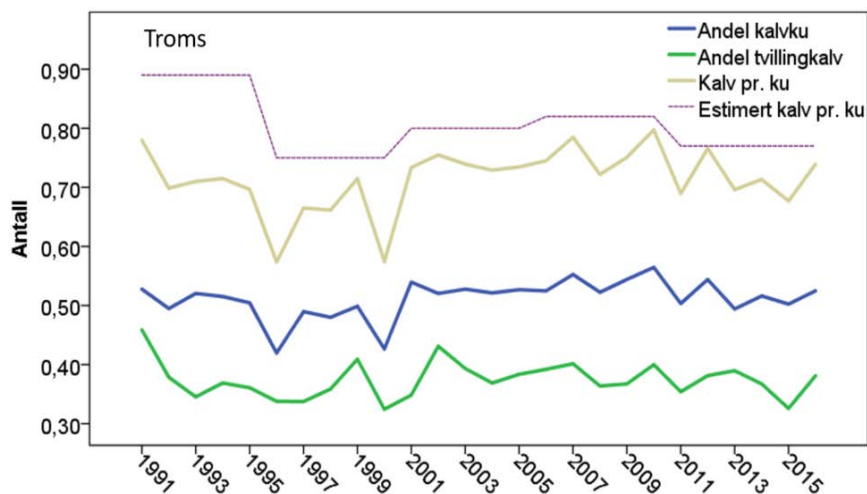
For eldre dyr finner vi en svak negativ trend i overvåkingsperioden (Figur 3.2.3.3, Figur 3.2.3.4). Oksevektene var i gjennomsnitt 13 kg lavere i siste delperiode (2014) enn i 1991-1992, mens kyrne var 7 kg lettere i siste delperiode (2012-2016) enn i 1991-1996. Det meste av denne vekt-nedgangen skjedde på 1990-tallet.

I Troms har det vært en svak økning i gjennomsnittsalder hos skutte okser, mens trenden er mindre utpreget hos kyr (Figur 3.2.3.5). De skutte kyrne økte i gjennomsnittsalder fra starten av 1990-tallet til tusenårsskiftet, men siden har trenden vært negativ. De siste 5 årene har kyrne stort sett vært yngre (5,3 år) enn det langsiktige gjennomsnittet, mens oksene i 2014 var svakt eldre (3,3 år).



**Figur 3.2.3.5.** Gjenomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr felt under jakta i Troms i perioden 1991-2016. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser og kyr i hele perioden.

I likhet med vektene er kalverekruttingen i Troms høy, men varierer mellom år (Figur 3.2.3.6). Antallet sett kalv pr. ku har økt svakt i hele studieperioden, med en svak nedgang de siste 5 årene. Den svake økningen er sannsynligvis mest et resultat av at antallet felte kalv pr. ku er redusert. Trenden i den estimerte kalv pr. ku-raten er derfor negativ (Figur 3.2.3.6). Kalveavskytingen var spesielt høy i første 5-årsperiode (2,3 kalv skutt pr. ku), hvilket er grunnen til at den estimerte kalverekruttingen før jakt var vesentlig mye høyere enn den som ble observert under jakta.



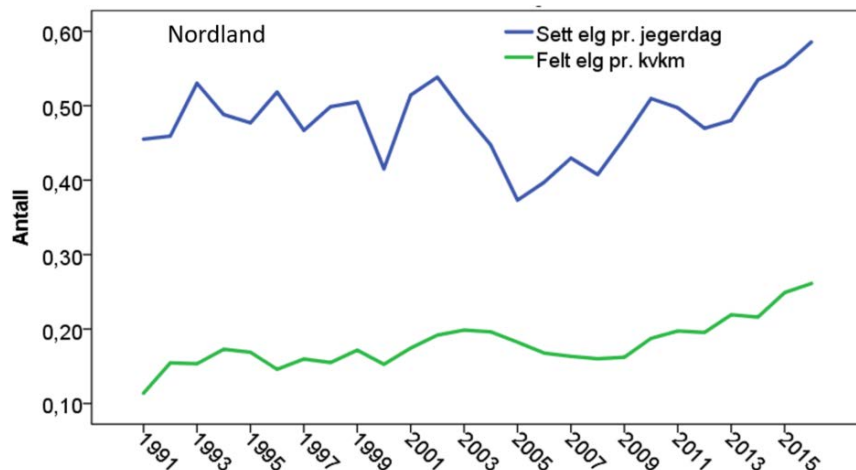
**Figur 3.2.3.6.** Variasjon i sett kalv pr. ku, andel kalvku sett av alle kyr (andel kalvku) og andel kalvku med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1991-2016. Stiplet linje angir estimert gjennomsnittlig antall kalv pr. ku før jakt i 5-årsperioder fra 1991.

Den økende bestandstettheten de siste 10–15 årene med påfølgende økt konkurranse om matressursene er en mulig årsak til nedgangen i slaktevekt og fruktbarhet i Troms. Det gjenstår å se hvorvidt bestandsreduksjonen de siste årene er tilstrekkelig til at disse tilstandsparametrene øker

igjen. Vi kan heller ikke utelukke at nedgangen i kalverekruttering skyldes redusert gjennomsnittsalder blant kyrne i bestanden.

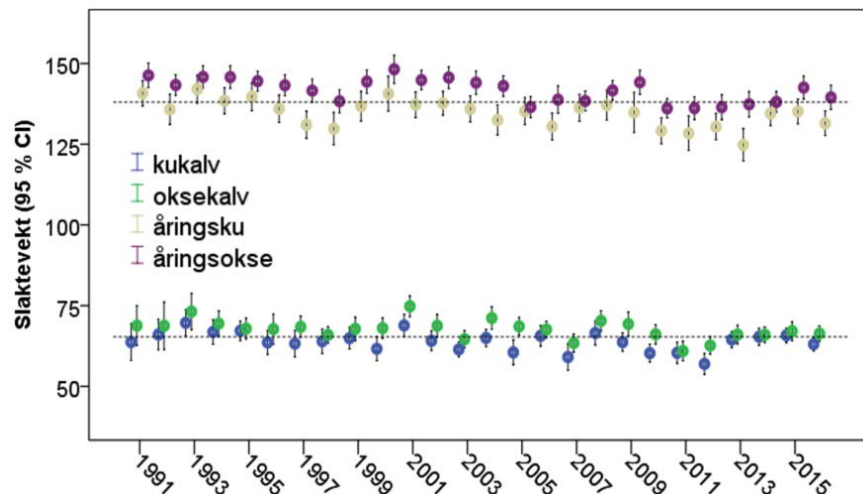
### 3.2.4 Nordland

Bestandstettheten av elg har stort sett økt i overvåkingsområdet i Nordland de siste 10 årene, (Figur 3.2.4.1). I samme periode har det vært en økning i avskytingen, men så langt ikke i tilstrekkelig grad til å stoppe veksten. Antallet elg sett pr. jegerdag var følgelig på et historisk høyt nivå i 2016 og det samme var tilfelle for antallet elg felt.



**Figur 3.2.4.1.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1991–2016. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.

I takt med bestandsøkningen har det vært en nedgang i slaktevekter og rekrutteringsrater. I starten av overvåkingen veide årringsoksene omkring 145 kg i gjennomsnitt, men var i slutten av perioden om lag 10 kg lettere. Den samme utviklingen er tilstede blant årringskyr og kalver (Figur 3.2.4.2). De siste tre årene har det vært en svak positiv trend i slaktevektene.

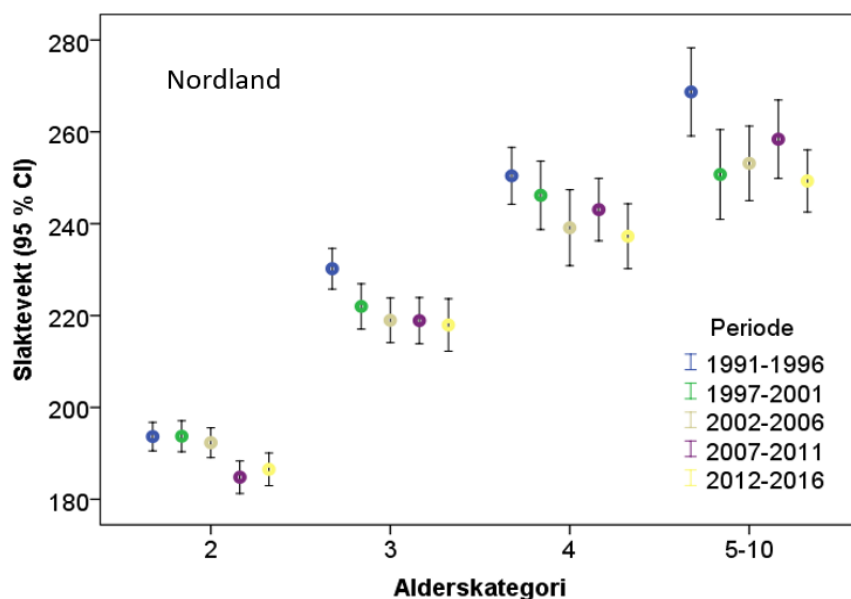


**Figur 3.2.4.2.** Variasjon i gjennomsnittlig kalv og årringsvekt (95 % CI) i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1991–2016. Stiplet linje angir gjennomsnittet innen aldersklasse i hele perioden. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober.

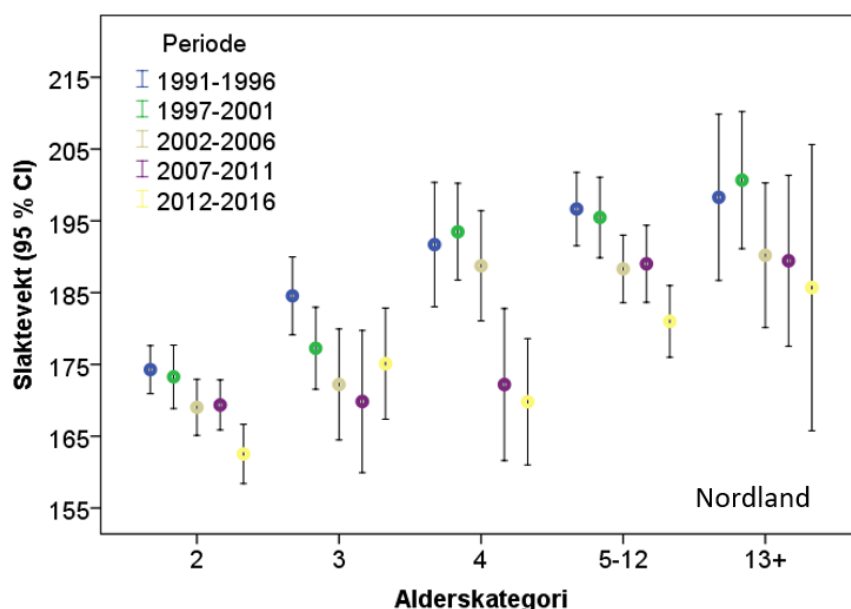
Eldre kyr og okser viser den samme negative utviklingen i slaktevekt over tid. For begge kjønn var vektene høyest i første delperiode og lavest i siste (Figur 3.2.4.3 – Figur 3.2.4.4). Det meste av nedgangen i slaktevekt skjedde på 1990-tallet og kun en mindre nedgang kan spores på 2000-tallet. Differansen i gjennomsnittlig slaktevekt mellom første og siste delperiode var henholdsvis 11 og 13 kg for eldre okser og kyr.

I Nordland har det vært en gradvis økning i gjennomsnittsalder blant skutte elgokser, mens trenden har vært negativ for eldre kyr de siste 15 årene (Figur 3.2.4.5). Kyrne er likevel fortsatt eldre (4,7 år siste delperiode) enn oksene (3,4 år siste delperiode). Til sammenligning var de skutte elgkyrne nesten dobbelt så gamle som oksene på slutten av 1990-tallet.

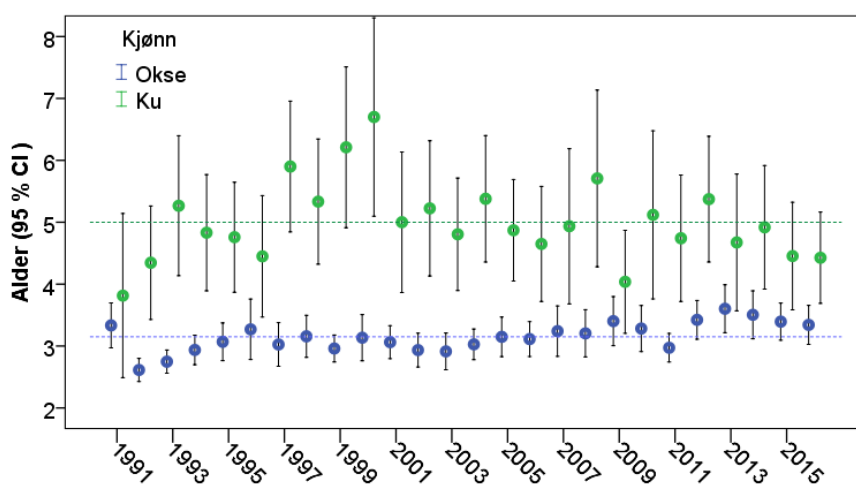




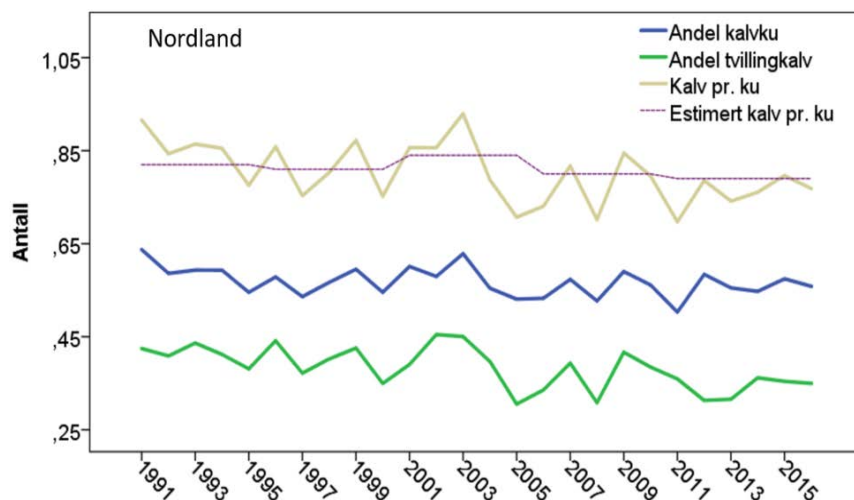
**Figur 3.2.4.3.** Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre okser i Nordland fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Oksevekter og alder er samlet inn i alle år i overvåkingsperioden.



**Figur 3.2.4.4.** Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre kyr i Nordland fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Kuvekter og alder er samlet inn i alle år i overvåkingsperioden.



**Figur 3.2.4.5.** Gjenomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr felt under jakta i Nordland i perioden 1991-2016. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser og kyr i hele perioden.



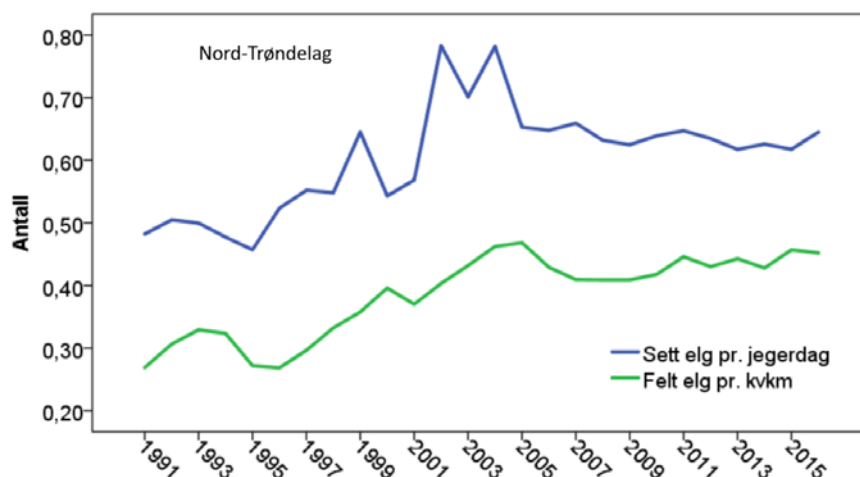
**Figur 3.2.4.6.** Variasjon i sett kalv pr. ku, andel kalvku sett av alle kyr (andel kalvku) og andel kalvku med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1991–2016. Stiplet linje angir estimert gjennomsnittlig antall kalv pr. ku før jakt i 5-årsperioder fra 1991.

I likhet med vektene har også antallet kalv sett pr. ku sunket i perioden. Dette skyldes hovedsakelig en nedgang i tvillingraten (Figur 3.2.4.6). Den estimerte kalv pr. ku-raten viser en noe svakere nedgang som følge av at antallet kalv felt pr. ku har økt i perioden (fra 0,48 i første 5-årsperiode til 1,08 i siste 6-årsperiode). Økning i kalveavskytingen fører til at færre kalv blir sett i løpet av jakta, men uten at effekten er tilstrekkelig til å forklare det synkende antallet kalv sett pr. ku. I første 5-årsperiode var den estimerte kalv pr. ku-raten før jakt 0,82, men denne var redusert til 0,78 i siste periode (2011–2016).

I Nordland har det vært flere perioder med nedgang i vektor og kalveproduksjon i etterkant av tidligere bestandstopper. Dagens bestand er høy i forhold til tidligere og av den grunn forventer vi en ytterligere nedgang i bestandskondisjon i årene som kommer.

### 3.2.5 Nord-Trøndelag

Elgbestanden i Nord-Trøndelag økte fram til omkring 2004, hvorpå bestandstettheten har holdt seg stabil etter en mindre nedgang (Figur 3.2.5.1). Bestandstettheten i Nord-Trøndelag er likevel fortsatt høy sammenlignet med de fleste andre deler av landet og følgelig forventer vi å se synkende slaktevekter og rekrutteringsrater.

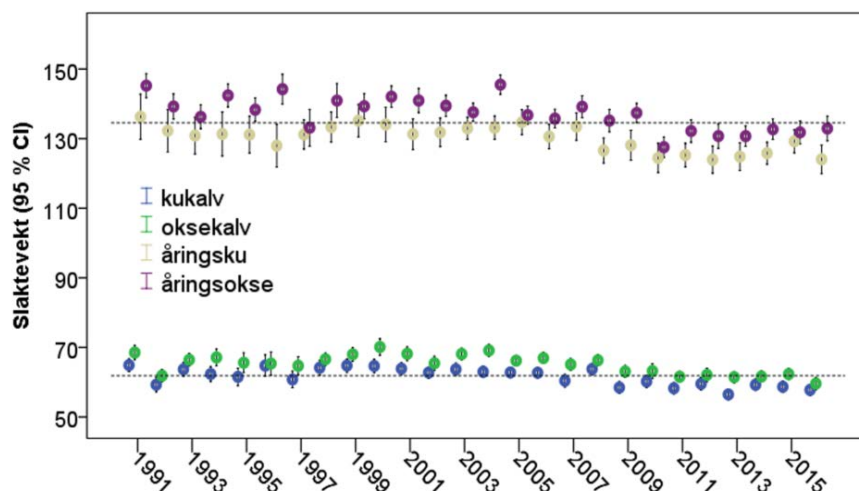


**Figur 3.2.5.1.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Nord-Trøndelag i perioden 1991–2016. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.

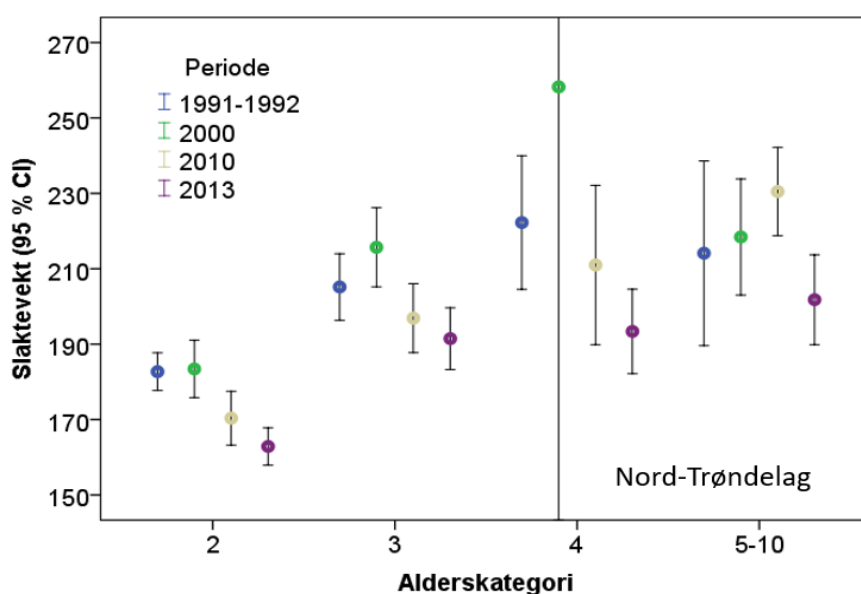
Dette er da også hva vi har registrert de siste 10 årene (Figur 3.2.5.2). Slaktevektene til åringsoksene har sunket fra omkring 140 kg i gjennomsnitt i starten av overvåkingsperioden til omkring 130 kg i siste delperioden. Den samme utviklingen finner vi for kalver og åringskyr. Også blant eldre dyr finner vi nedgang (Figur 3.2.5.3 – Figur 3.2.5.4).. I gjennomsnitt, for alle alderskategoriene samlet, var det en nedgang på 19 og 13 kg for henholdsvis okser og kyr fra første til siste



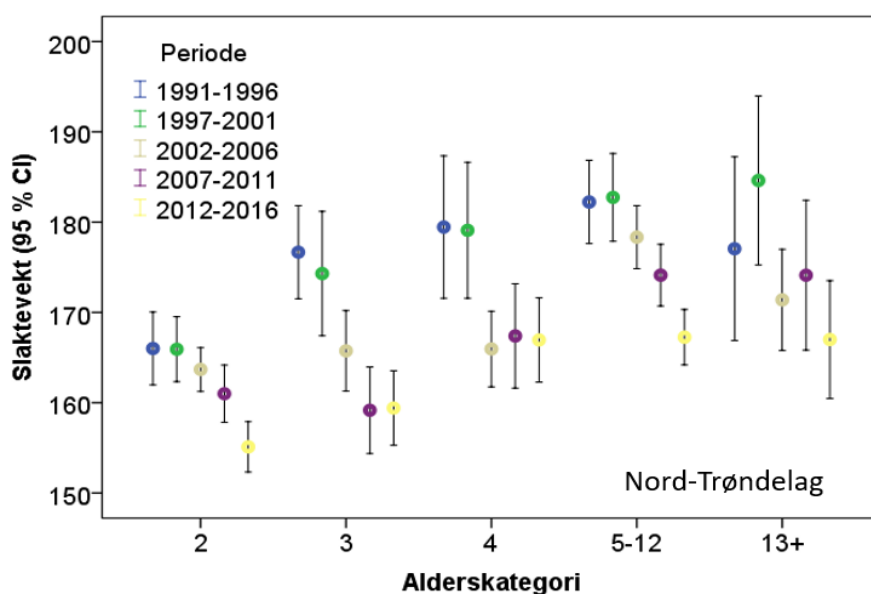
delperiode. Nedgangen har vært størst de siste 10-15 årene, i perioden med høy bestandstetthet.



**Figur 3.2.5.2.** Variasjon i gjennomsnittlig kalv og årringsvekt (95 % CI) i Nord-Trøndelag i perioden 1991–2016. Stiplet linje angir gjennomsnittet innen aldersklasse i hele perioden. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober.

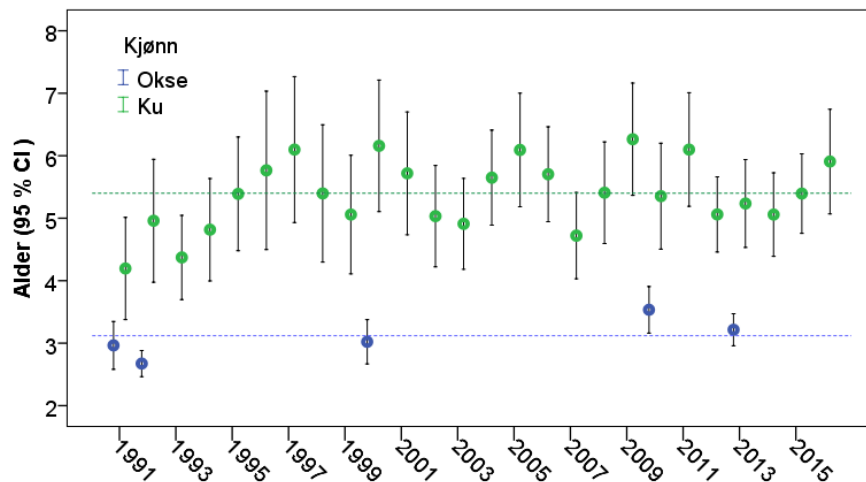


**Figur 3.2.5.3.** Gjennomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre okser i Nord-Trøndelag fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Oksevekt og alder er kun samlet inn i enkelte år i overvåkingsperioden.



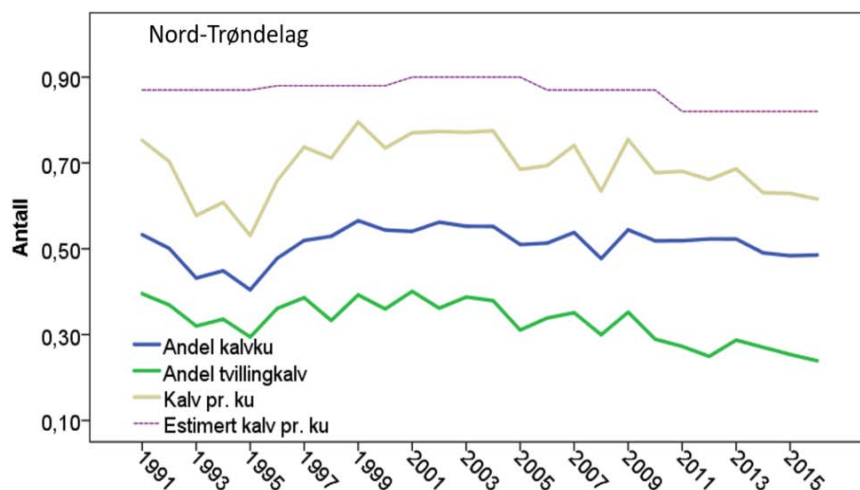
**Figur 3.2.5.4.** Gjennomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre kyr i Nord-Trøndelag fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Kuvekter og alder er samlet inn i alle år i overvåkingsperioden.

Som i Nordland og Troms har det i Nord-Trøndelag vært en svak økning i gjennomsnittsalder blant de skutte oksene, mens kyrnes gjennomsnittsalder har vært relativt stabil de siste 20 årene (Figur 3.2.5.5). I siste delperiode var kyrne svakt yngre enn det langsiktige gjennomsnittet, mens oksene i 2013 var svakt eldre. I gjennomsnitt er de skutte kyrne nesten dobbelt så gamle (5,3 år) som oksene (3,2 år) i siste delperiode.



**Figur 3.2.5.5.** Gjennomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr felt under jakta i Nord-Trøndelag i perioden 1991-2016. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser og kyr i hele perioden.

Rekrutteringsratene viser en negativ trend i overvåkingsperioden, særlig etter 2004 (Figur 3.2.5.6). De observerte kalv pr. ku-ratene var også svært lave på midten av 1990-tallet, men det skyldes i hovedsak at antallet kalv felt pr. ku var svært høyt i denne perioden (2,79 kalv skutt pr. ku i perioden 1991–1995). Den estimerte kalv pr. ku-raten før jakt er derfor langt høyere (Figur 3.2.5.6). Nedgangen i kalveproduksjon synes i all hovedsak å skyldes reduserte tvillingrater, mens kalvkuraten er mindre påvirket.

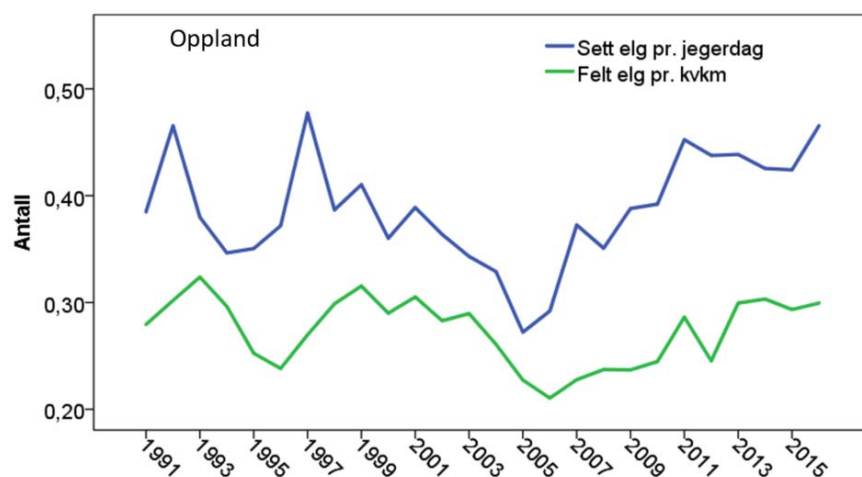


**Figur 3.2.5.6.** Variasjon i sett kalv pr. ku, andel kalvkyr sett av alle kyr (andel kalvku) og andel kalvkyr med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i Nord-Trøndelag i perioden 1991–2016. Stiplet linje angir estimert gjennomsnittlig antall kalv pr. ku før jakt i 5-årsperioder fra 1991.

Bestandstettheten i Nord-Trøndelag er fortsatt høy og selv med en svak reduksjon (Figur 3.1.2.7) forventer vi at bestandskondisjonen vil synke i årene som kommer.

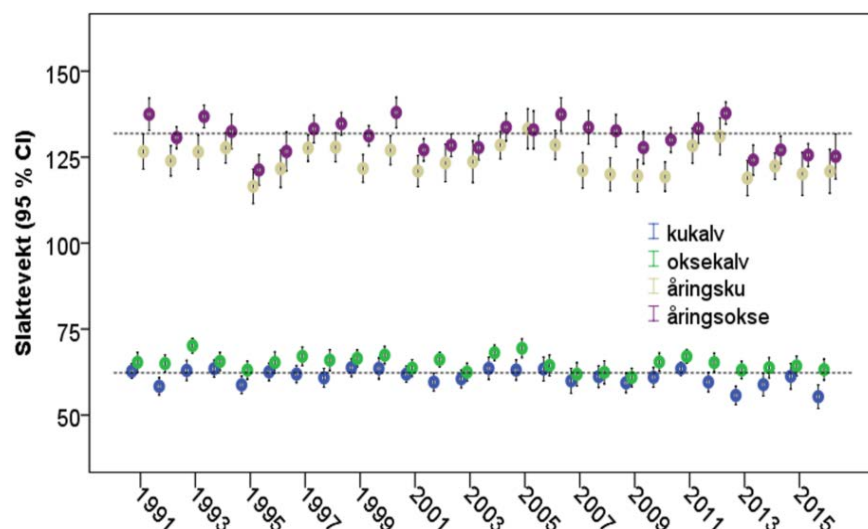
### 3.2.6 Oppland

Bestandstettheten i Oppland har stort sett økt siden 2005 og det samme gjelder avskytingen (Figur 3.2.6.1). Bestanden befinner seg i dag på et høyt nivå, men tettheten er likevel moderat i forhold til elgbestander flest i Sør-Norge.



**Figur 3.2.6.1.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdag i overvåkingssområdet i Oppland i perioden 1991–2016. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.

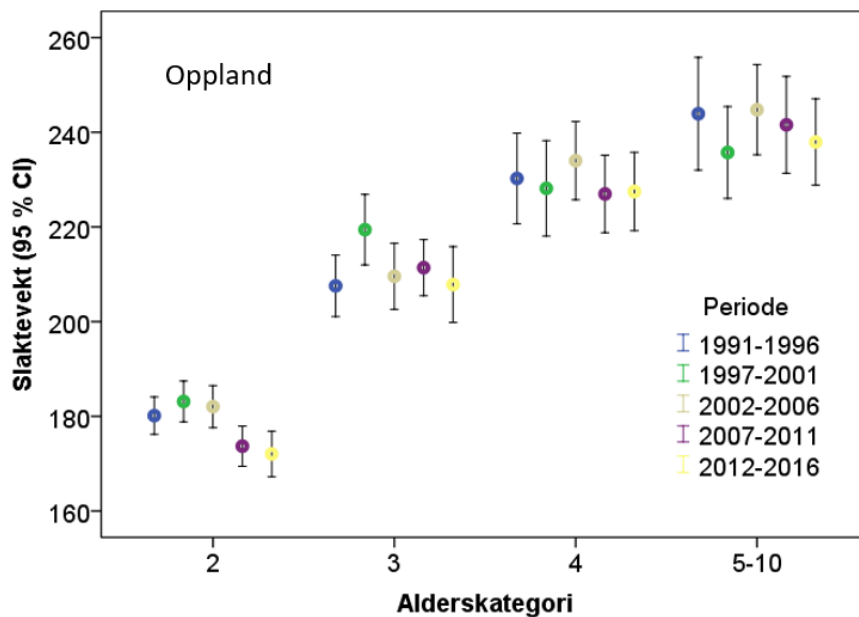
I studieperioden har det vært mye variasjon i slaktevekter mellom år for kalv og årsingsdyr, og en svakt negativ trend over tid (Figur 3.2.6.2). De siste fire årene har det vært registrert spesielt lave vekter. Ettersom dette sammenfaller med høye bestandstettheter i samme periode er økende næringsbegrensning en mulig forklaring.



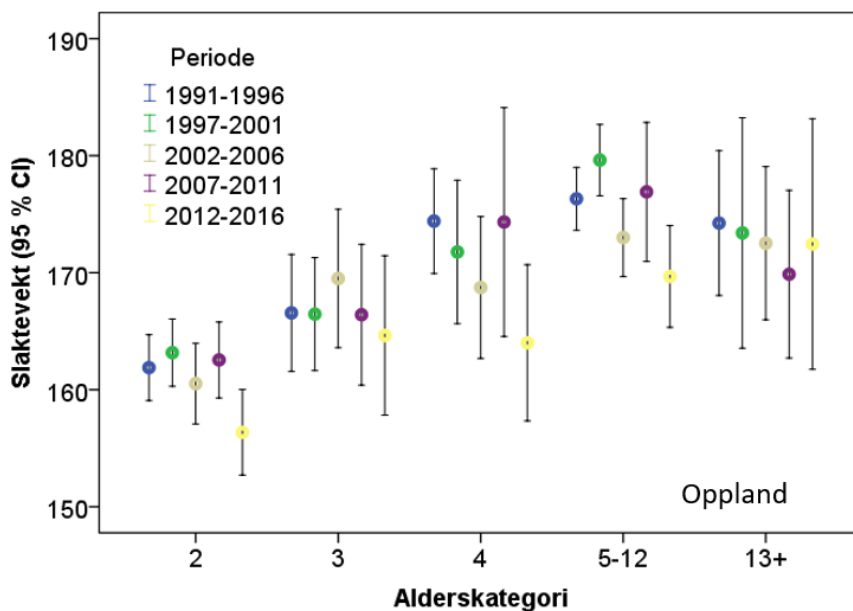
**Figur 3.2.6.2.** Variasjon i gjennomsnittlig kalv og årsingsvekt (95 % CI) i overvåkingssområdet i Oppland i perioden 1991–2016. Stiplet linje angir gjennomsnittet innen aldersklasse i hele perioden. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober.

Også blant eldre dyr har det vært en nedgang i slaktevekter siden oppstart av overvåkingen i 1991 (Figur 3.2.6.3 – Figur 3.2.6.4), men mindre utpreget enn i de andre overvåkingssområdene. For alle alderskategoriene samlet var okse- og kuvektene henholdsvis 5 og 6 kg lavere i siste (2012–2016) enn i første delperiode (1991–1996).

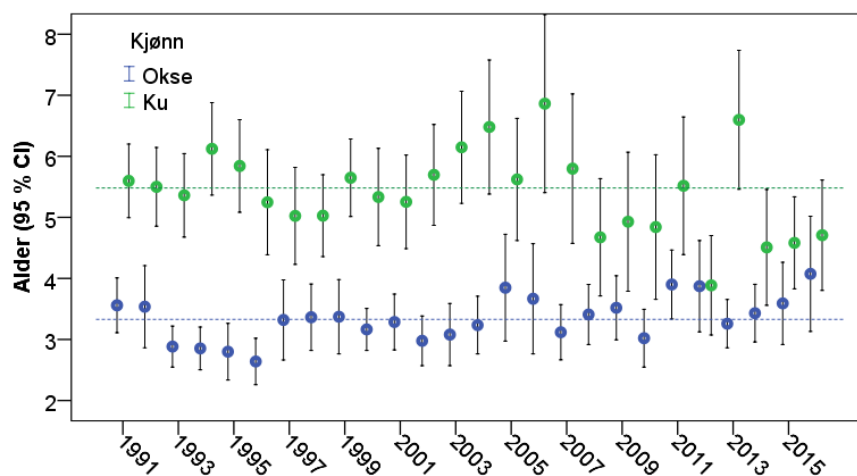
I overvåkingssperioden har det vært en svak økning i gjennomsnittsalder blant de skutte oksene, mens trenden blant kyrne har vært negativ. I tillegg ser vi til dels stor variasjon i gjennomsnittsalder mellom år. Særlig påfallende er den store forskjellen i gjennomsnittsalder for kyr skutt i 2012 (3,9 år) og i 2013 (6,6 år). Til forskjell fra de fleste andre områdene var det i siste delperiode relativt liten forskjell i gjennomsnittsalder blant skutte okser (3,6 år) og kyr (4,9 år). Det bør dog bemerkes at oksene i Figur 3.2.6.5 kun er representert av okser skutt i Gausdal kommune, mens kyrne er fra hele overvåkingssområdet i Oppland.



**Figur 3.2.6.3.** Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre okser i Gausdal kommune i Oppland fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Oksevekter og alder i Gausdal er samlet inn i alle år i overvåkingsperioden.

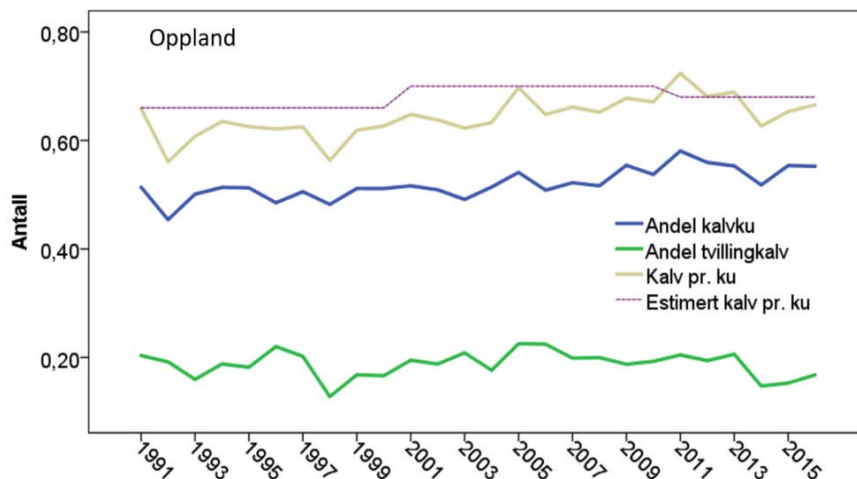


**Figur 3.2.6.4.** Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre kyr i Oppland fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Kuvekter og alder er samlet inn i alle år i overvåkingsperioden.



**Figur 3.2.6.5.** Gjenomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr felt under jakta i Oppland i perioden 1991-2016. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser og kyr i hele perioden.

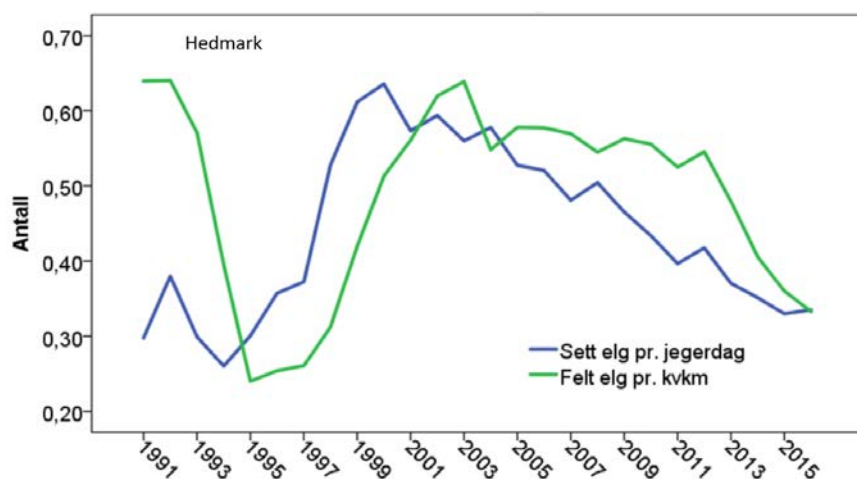
I likhet med slaktevektene ser vi noe lavere rekrutteringsrater de siste 3 årene i overvåkingsområdet i Oppland (Figur 3.2.6.6). Hovedgrunnen synes å være en nedgang i tvillingraten. Trenden over tid er imidlertid svakt positiv og det samme antydes av den estimerte kalv pr. ku-raten før jakt. Gitt dagens relativt høye bestandstetthet er det grunn til å forvente en nedgang i bestandskondisjon i årene som kommer.



**Figur 3.2.6.6.** Variasjon i sett kalv pr. ku, andel kalvku sett av alle kyr (andel kalvku) og andel kalvku med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i Oppland i perioden 1991–2016. Stiplet linje angir estimert gjennomsnittlig antall kalv pr. ku før jakt i 5-årsperioder fra 1991.

### 3.2.7 Hedmark

Bestanden i overvåkingsområdet i Hedmark har variert mye i overvåkingsperioden (Figur 3.2.7.1). Bestanden var spesielt høy på slutten av 1980-tallet og mye tyder på at de samme tetthetene ble nådd rundt tusenårsskiftet. På det tidspunktet ble det skutt flere elg pr. km<sup>2</sup> i Hedmark enn i de fleste andre deler av landet. Siden da er bestanden redusert mye og det samme gjelder den årlige avskytingen. Nedgangen i antallet elg felt er prosentvis større enn nedgangen i antall elg sett pr. jegerdag og følgelig forventer vi at bestandstettheten igjen vil øke i Hedmark i årene som kommer. En forutsetning er at jakttrykket holdes lavt og at predasjon fra ulv ikke tiltar i forhold til dagens nivå.



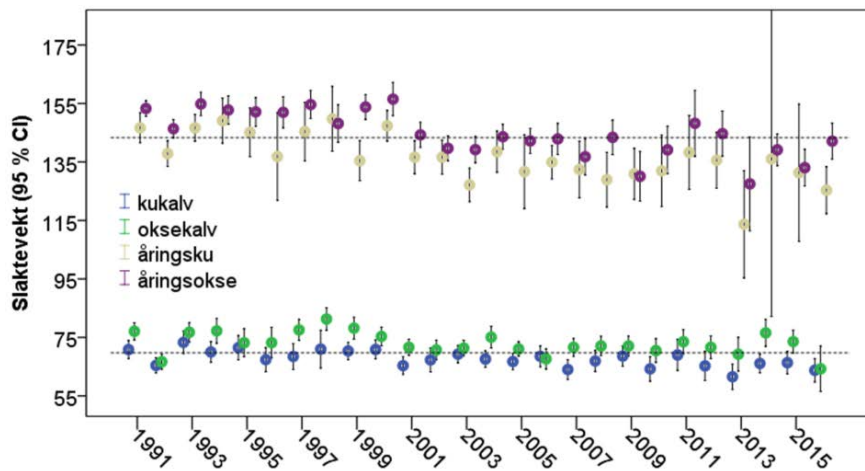
**Figur 3.2.7.1.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Hedmark i perioden 1991–2016. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.

I etterkant av de høye tetthetene rundt 2000 registrerte vi en nedgang i slaktevekter i overvåkingsområdet (Figur 3.2.7.2). Denne utviklingen har fortsatt og i 2016 registrerte vi de laveste kalvevektene i perioden. I 2016 veide oksekalfene om lag 64 kg i gjennomsnitt, mot drøye 75 kg på 1990-tallet.

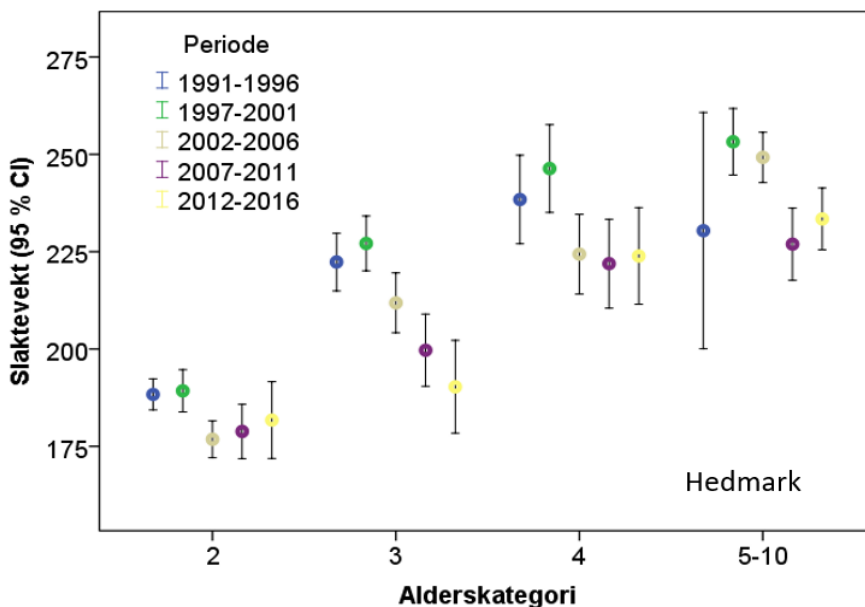
Også blant eldre dyr har det vært en nedgang i slaktevekter siden starten på 1990-tallet (Figur 3.2.7.3 – Figur 3.2.7.4). Størst nedgang finner vi blant oksene som i gjennomsnitt har sunket fra omkring 210 kg i første delperiode til 197 kg i siste. Det meste av denne nedgangen skjedde



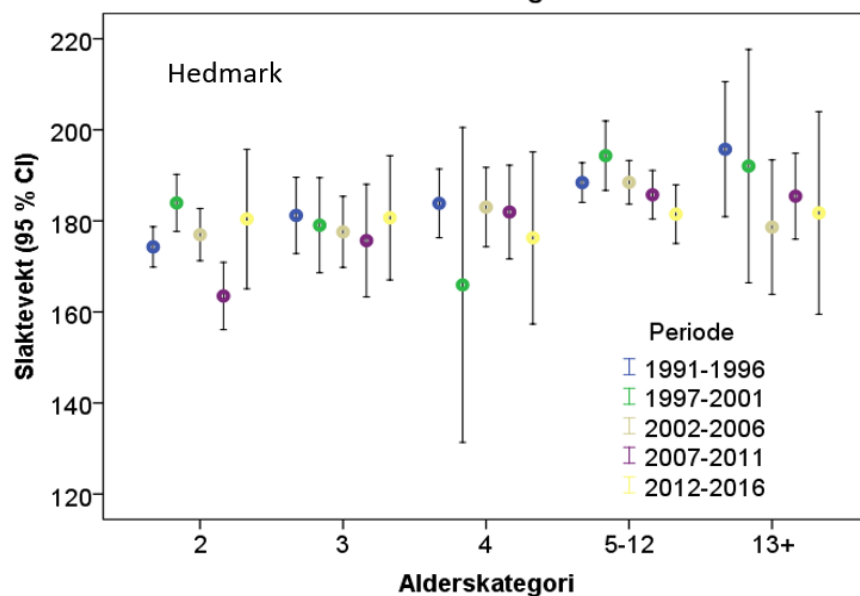
etter 2000. Blant elgkyrne er nedgangen mindre utpreget (8 kg nedgang siden delperiode 1997-2001) og i tillegg er det større usikkerhet i estimatene på grunn av få individer med data.



**Figur 3.2.7.2.** Variasjon i gjennomsnittlig kalv og åringsvekt (95 % CI) i Hedmark i perioden 1991–2016. Stiplet linje angir gjennomsnittet innen aldersklasse i hele perioden. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober.

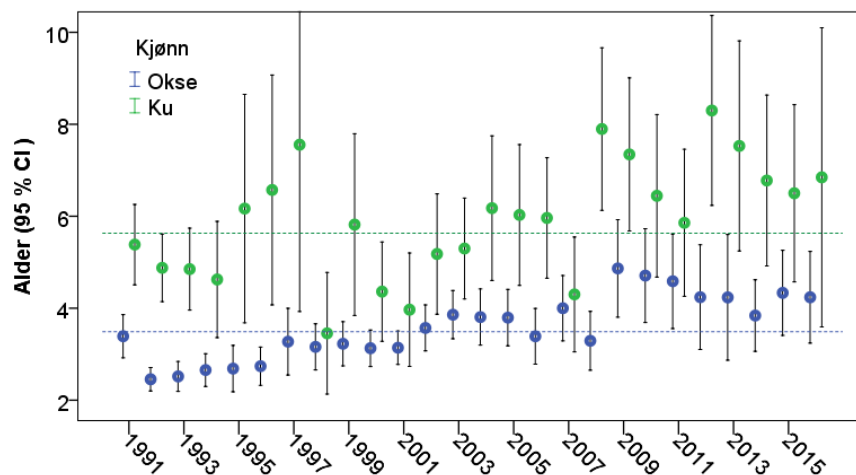


**Figur 3.2.7.3.** Gjennomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre okser i Hedmark fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Oksevekt og alder er samlet inn i alle år i overvåkingsperioden.

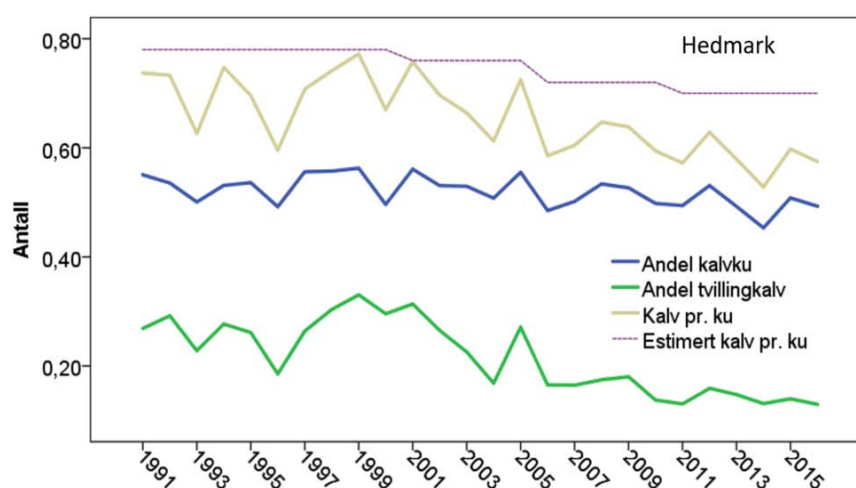


**Figur 3.2.7.4.** Gjennomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre kyr i Hedmark fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Kuvekt og alder er samlet inn i alle år i overvåkingsperioden.

I Hedmark har det vært en positiv utvikling i alderen på skutte okser og kyr i overvåkingsperioden (Figur 3.2.7.5). Det felles imidlertid relativt få voksne dyr og følgelig er det store konfidensintervaller rundt de årlige aldersestimatene. I siste delperiode (2012-2016) var de skutte oksene 4,2 år gamle i gjennomsnitt, mens kyrne var nesten 7,3 år. Dette er de høyeste gjennomsnittsverdiene registrert blant voksne kyr i overvåkingsområdene.



**Figur 3.2.7.5.** Gjennomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr felt under jakta i Hedmark i perioden 1991-2016. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser og kyr i hele perioden.



**Figur 3.2.7.6.** Variasjon i sett kalv pr. ku, andel kalvkyr sett av alle kyr (andel kalvku) og andel kalvkyr med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i Hedmark i perioden 1991-2016. Stiplet linje angir estimert gjennomsnittlig antall kalv pr. ku før jakt i 5-årsperioder fra 1991.

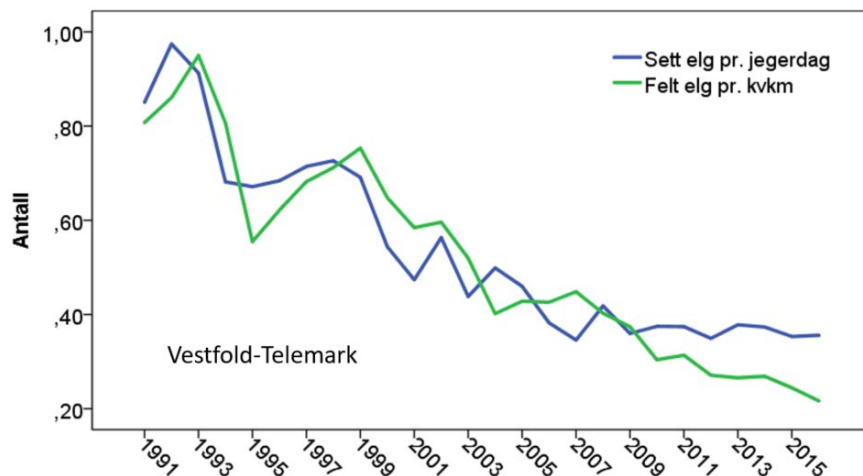
I likhet med slaktevektene har de observerte rekrutteringsratene sunket i Hedmark (Figur 3.2.7.6). Særlig skyldes det en nedgang i tvillingraten, fra snau 30 % på 1990-tallet til godt under 20 % de siste årene. Den samme nedgangen reflekteres i de estimerte kalv pr. ku-ratene før jakt.

Bestanden i Hedmark er i nedgang, men er fortsatt relativt høy. Vi forventer derfor ingen umiddelbar positiv respons i bestandskondisjonen (veker og kalveproduksjon) med det første.

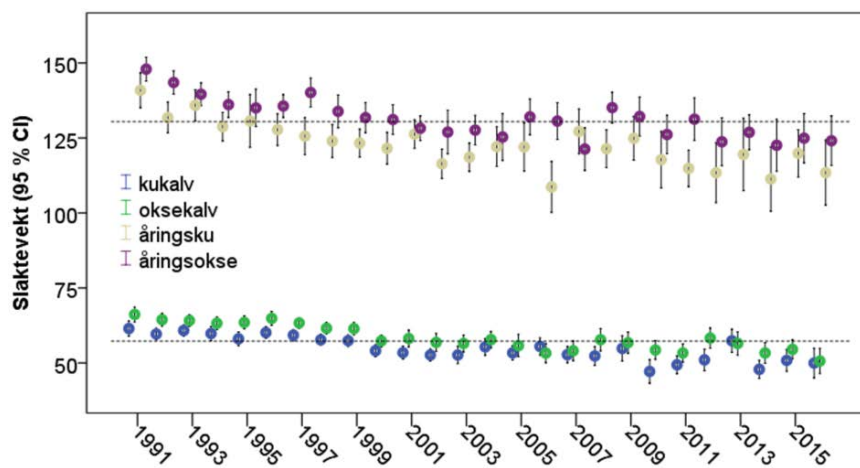
### 3.2.8 Vestfold/Telemark

I overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark har elgbestanden gjennomgått en kraftig reduksjon siden starten på Overvåkingsprogrammet i 1991, men har de siste 7 årene vært på et rimelig stabilt nivå (Figur 3.2.8.1). Samtidig fortsetter avskytingen å falle, noe som mest sannsynlig vil føre til en økning i bestandstetthet i årene som kommer. Dagens bestandstetthet er mindre enn halvparten av hva den var på starten av 1990-tallet, da den var svært høy.

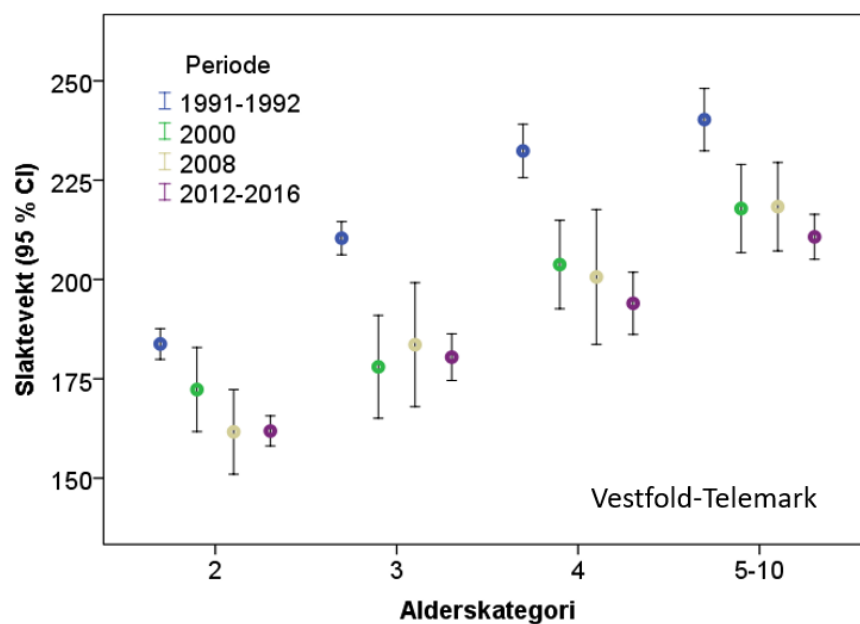
Til tross for bestandsnedgangen, falt også slaktevektene i Vestfold/Telemark på 1990-tallet (Figur 3.2.8.2). Siden da har vektene stabilisert seg noe, men viser en ny negativ trend for kalv og åringsdyr de siste 6-7 årene.



**Figur 3.2.8.1.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Vestfold/Telemark i perioden 1991–2016. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.



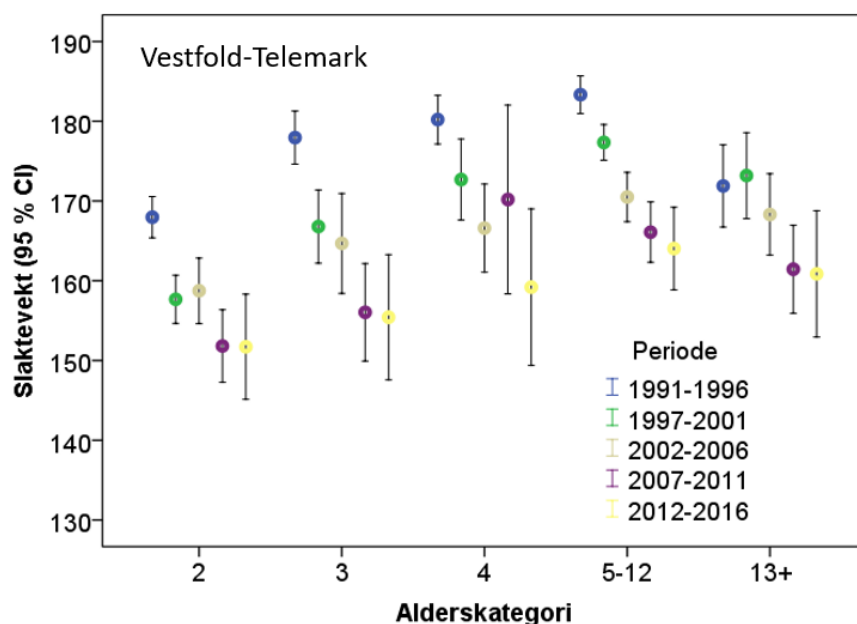
**Figur 3.2.8.2.** Variasjon i gjennomsnittlig kalv og åringsvekt (95 % CI) i Vestfold/Telemark i perioden 1991–2016. Stiplet linje angir gjennomsnittet innen aldersklasse i hele perioden. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober.



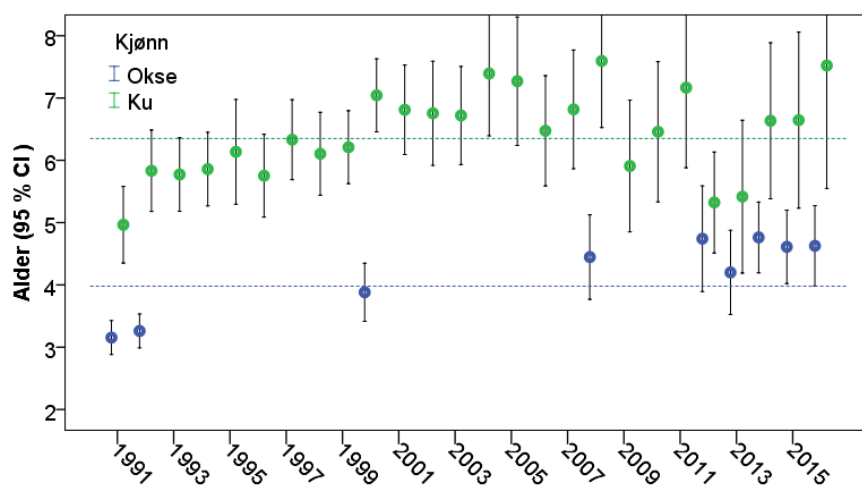
**Figur 3.2.8.3.** Gjennomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre okser i Vestfold/Telemark fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Oksevekter og alder er kun samlet inn i enkelte år i overvåkingsperioden.



Blant eldre dyr er trenden den samme og som for kalv og åringsdyr, skjedde det meste av nedgangen på 1990-tallet (Figur 3.2.8.3 – Figur 3.2.8.4). I gjennomsnitt, for alle alderskategorier samlet, er det en differanse på 20 kg for okser og 19 kg for kyr mellom første og siste delperiode.



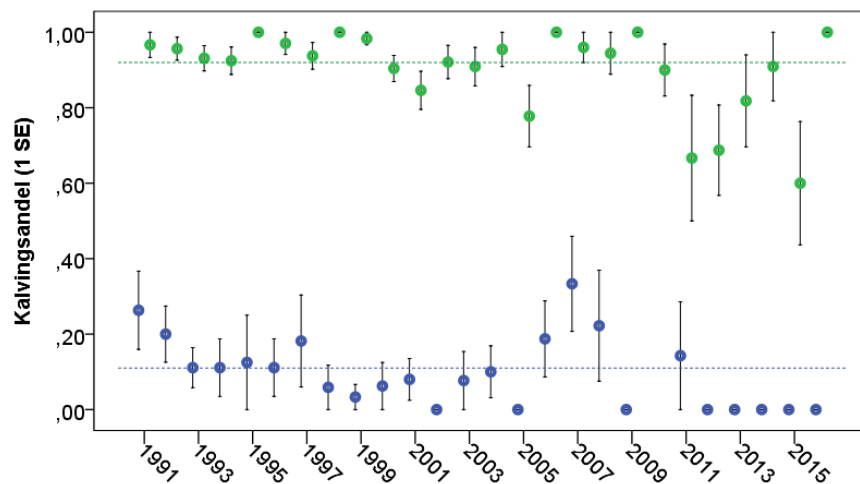
**Figur 3.2.8.4.** Gjennomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre kyr i Vestfold/Telemark fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jakstert til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Kuvecter og alder er samlet inn i alle år i overvåkingsperioden.



**Figur 3.2.8.5.** Gjennomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr felt under jakta i Vestfold/Telemark i perioden 1991-2016. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser og kyr i hele perioden.

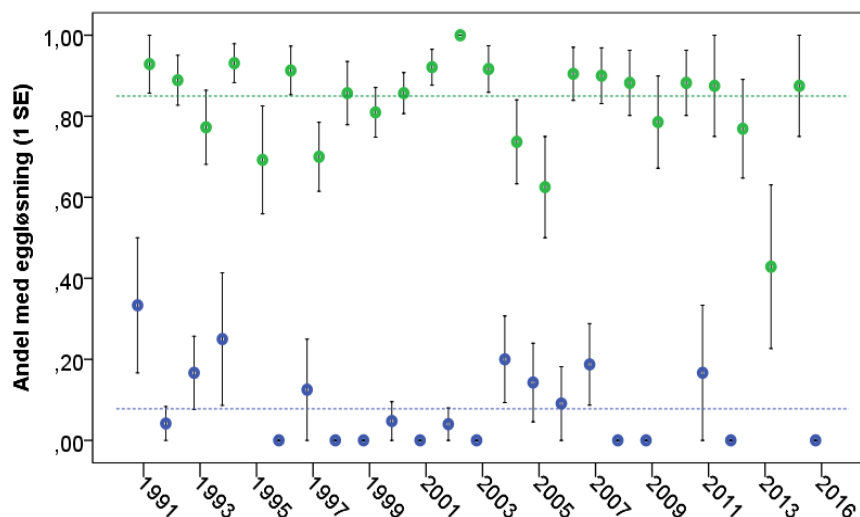
I Vestfold/Telemark har oksenes gjennomsnittsalder økt i overvåkingsperioden og var i siste delperiode (2012-2016) høyest blant overvåkingsområdene (4,6 år). Til sammenligning var oksenes gjennomsnittsalder ett år lavere i 1991 (Figur 3.2.8.5). Kyrnes gjennomsnittsalder økte fram til slutten av 1990-tallet og har siden variert omkring 6-7 år. I siste delperiode var gjennomsnittsalderen til de skutte kyrne 6,1 år.

I overvåkingsregionen i Vestfold/Telemark ble det også samlet inn eggstokker fra ett år og eldre kyr i siste delperiode. Fra disse beregnet vi andelen skutte kyr som hadde produsert kalv siste år og andelen kyr som hadde hatt eggsløsning ved fellingstidspunktet etter 10. oktober (antatt siste dag i brunsten, Figur 3.2.8.6 – Figur 3.2.8.7). I tillegg beregnet vi andelen skutte kyr som hadde produsert tvillingkalv eller tvillingegg i inneværende år (Figur 3.2.8.8).



**Figur 3.2.8.6.** Andel skutte kyr som har produsert kalv (kalvingsandel  $\pm 1$  SE) i Vestfold/Telemark fordelt på to aldersgrupper (grønn: 5-12 år, blå: 2 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

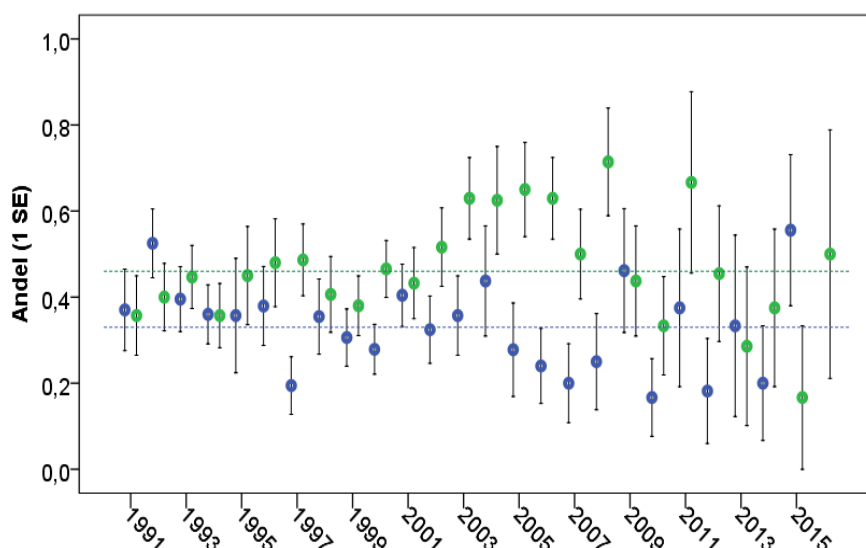
Resultatene antyder til dels stor variasjon i kalveproduksjon og eggsløsningsrater mellom år, men en generell negativ trend over tid. Andelen skutte kyr som har produsert kalv i inneværende år er generelt lav for 2 år gamle kyr (11 % i snitt) og høy for 5-12 år gamle kyr ( $> 90$  % i snitt), men fallende for begge aldersgrupper (Figur 3.2.8.6). I siste delperiode ble det ikke registrert noen 2 år gamle felte kyr som hadde hatt kalv i inneværende år, til tross for relativt mange kyr undersøkt ( $N = 32$ ).



**Figur 3.2.8.7.** Andel kyr skutt etter brunsten i Vestfold/Telemark som har hatt eggløsning ( $\pm 1$  SE) fordelt på to aldersgrupper (grønn: 5-12 år, blå: 1 år). Kun fra år og aldersgrupper med  $\geq 5$  kyr med data. Stiplede linjer viser gjennomsnittet for hele perioden.

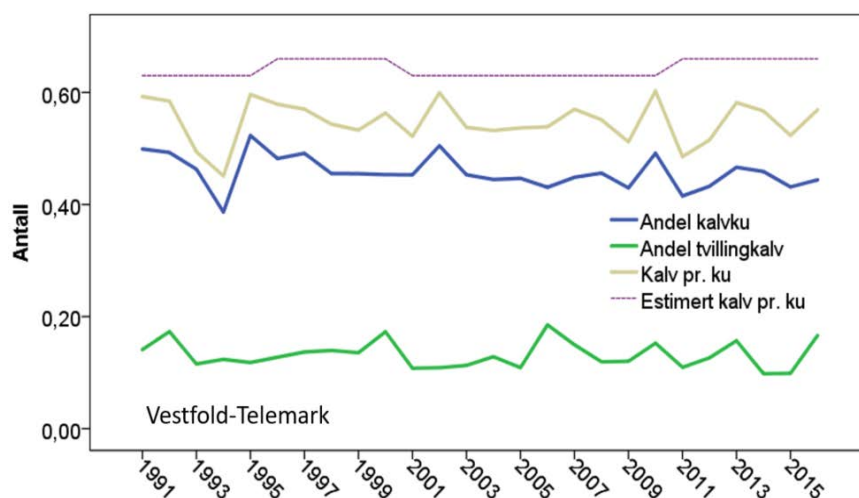
Det samme mønsteret var til stede for andelen kyr som hadde hatt eggløsning siste år (Figur 3.2.8.7), men til forskjell fra andelen kyr med kalv var ikke nedgangen statistisk signifikant. Dette kan delvis skyldes det relativt lave antallet kyr med data ( $N = 834$  fordelt over 26 år). Fordi kun kyr skutt etter brunsten (antatt å være etter 10. oktober) vil mange av de skutte kyrne ikke inngå i denne analyse.

Også andelen eldre kyr som har produsert tvillingegg viser en negativ trend i løpet av overvåkingsperioden, men ikke andelen kyr som har produsert kalv (Figur 3.2.8.8). Faktisk var det en svak positiv utvikling for andelen kyr med kalv, hovedsakelig på grunn av de høye verdiene på starten av 2000-tallet. Denne økningen var ikke et resultat av økende kvalder i samme periode da alder ble justert for i analysene.



**Figur 3.2.8.8.** Andel 5-12 år gamle kyr skutt ( $\pm 1$  SE) i Vestfold/Telemark som har produsert tvingegg (blå symbol) eller tvingkalv (grønne symbol) 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.

Til forskjell fra slaktevektene finner vi ingen tilsvarende negativ trend i de observerte rekrutteringsratene (Figur 3.2.8.9). Rekrutteringsratene i Vestfold/Telemark er likevel lave sammenlignet med andre områder, og følgelig er det grunn til å tro at nedgangen i rekrutteringsrater kom før oppstart av overvåkingen. I løpet av studieperioden har de observerte ratene vært relativt stabile med en tendens til økning de siste årene. Fra de estimerte verdiene ser vi at kalv pr. ku-ratene før jakt er vesentlig høyere enn de observerte ratene under jakta. Dette kommer som en følge av at jegerne i Vestfold/Telemark skyter flere kalv pr. ku (1,08–1,42) enn hva som observeres. De observerte ratene påvirkes derfor negativt av jaktuttaket.



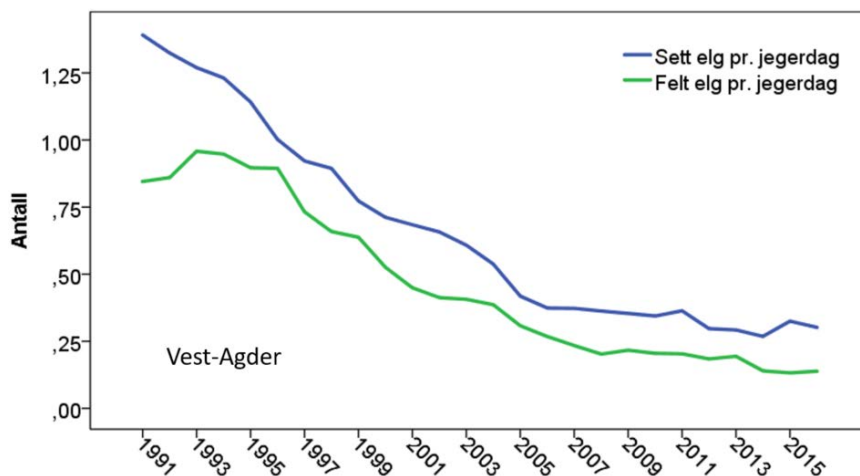
**Figur 3.2.8.9.** Variasjon i sett kalv pr. ku, andel kalvku sett av alle kyr (andel kalvku) og andel kalvku med tvingkalv (andel tvingkalv) i Vestfold/Telemark i perioden 1991–2016. Stiplet linje angir estimert gjennomsnittlig antall kalv pr. ku før jakt i 5-årsperioder fra 1991.

I Vestfold/Telemark er bestanden vesentlig redusert siden oppstart av programmet og befinner seg nå på et nivå tilsvarende bestandstettheten på slutten av 1970-tallet. De siste års positive utviklingen i estimert kalv pr. ku er i beste fall en respons på denne bestandsreduksjonen og en tilsvarende reduksjon i konkurransen om maten. Imidlertid er det ingen tilsvarende respons i slaktevektene til kalv og åringsdyr og følgelig er det lite sannsynlig med en rask økning i rekrutteringsratene.

### 3.2.9 Vest-Agder

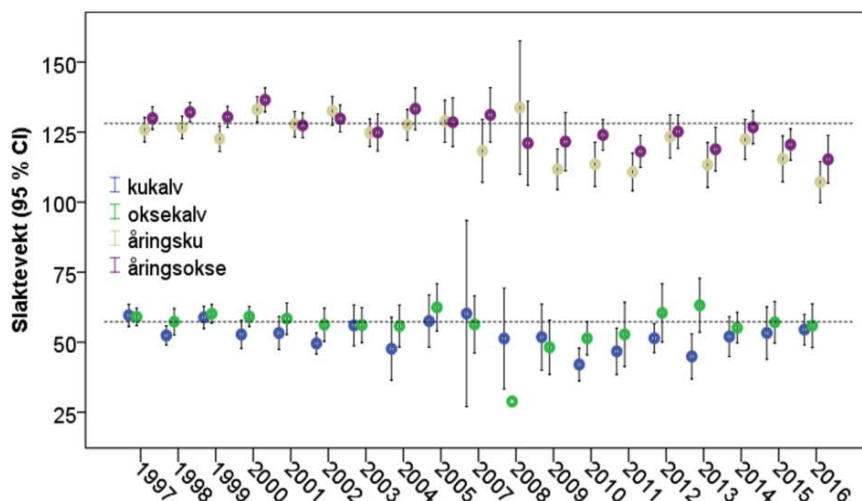
I likhet med Vestfold/Telemark har bestandsutviklingen i Vest-Agder vært synkende siden oppstart av Overvåkingsprogrammet og den samme trenden, men svakere, har fortsatt i siste 5-årsperiode (Figur 3.2.9.1). Ifølge utviklingen i avskyting og sett elg-data er bestanden mer enn halvert siden starten av 1990-tallet og befinner seg nå på et nivå tilsvarende starten av 1980-

tallet. Dagens bestandstetthet er relativt lav og er sammenlignbar med tetthetene i deler av Oppland og i Nord-Norge.



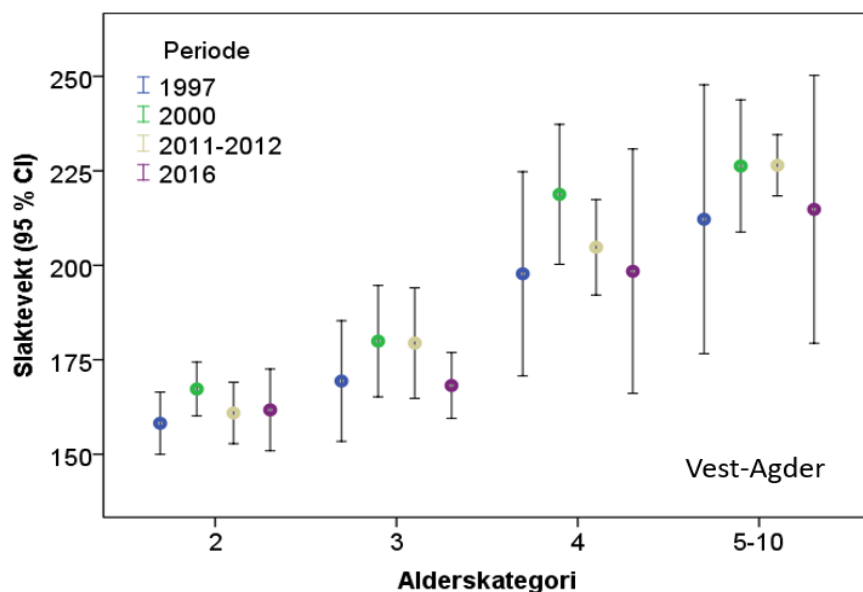
**Figur 3.2.9.1.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Vest-Agder i perioden 1991–2016. Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.

Til tross for bestandsnedgangen har det vært en negativ utvikling i slaktevekter og kalverekrutering i overvåkingsperioden (Figur 3.2.9.2). Slaktevekter for kalv og åringsdyr holdt seg lave og relativt stabile i den første delen av overvåkingsperioden (startet i 1997), men gjennomgikk så en svak reduksjon etter 2008. Bunnen ble nådd i 2011 og 2016 (åringsdyr). Lavt antall skutte elg og få dyr med slaktevektdata gjør imidlertid gjennomsnittsverdiene svært usikre.

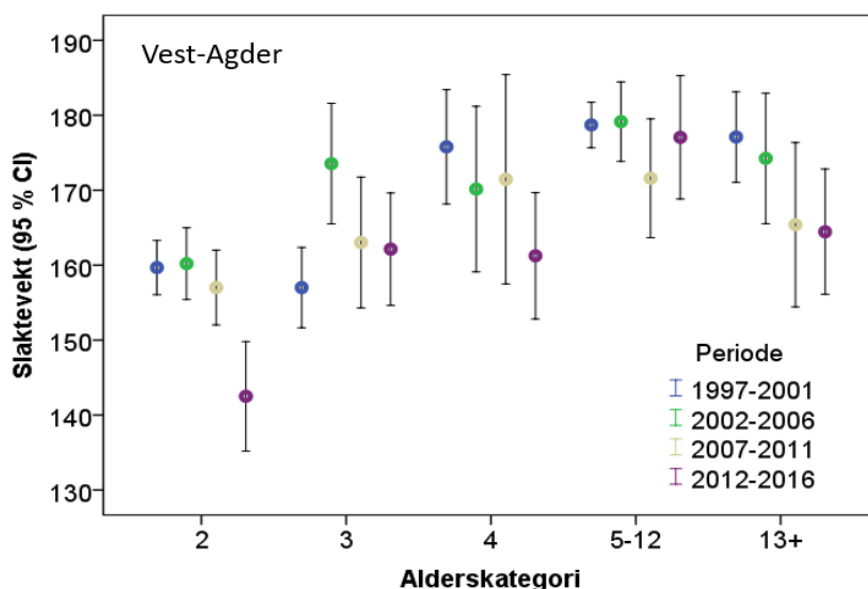


**Figur 3.2.9.2.** Variasjon i gjennomsnittlig kalv og åringsvekt (95 % CI) i Vest-Agder i perioden 1991–2016. Stiplet linje angir gjennomsnittet innen aldersklasse i hele perioden. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober.

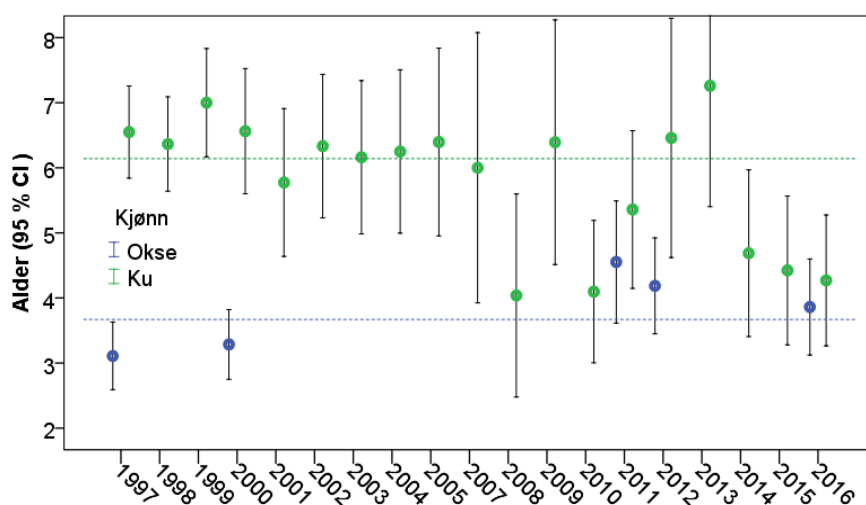
I likhet med kalv og åringsdyrene har det vært en nedgang i slaktevektene for kyr (Figur 3.2.9.4), men i mindre grad for okser (Figur 3.2.9.3). For alle aldersgruppene samlet var kuvektene i siste delperioden (2012–2016) omkring 7 kg lavere enn i første delperioden (1997–2001). For oksene kan vi ikke spore noen økning eller nedgang fra første til siste delperiode, men vektene var noe høyere i 2000 (Figur 3.2.9.3)



**Figur 3.2.9.3.** Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre okser i Vest-Agder fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Oksevekter og alder er kun samlet inn i enkelte år i overvåkingsperioden siden 1997.



**Figur 3.2.9.4.** Gjenomsnittlig slaktevekt (95 % CI) for eldre kyr i Vest-Agder fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er fra jaktstart til 31. oktober og er justert til forventet vekt 5. oktober. Kuvekter og -alder er samlet inn i alle år i overvåkingsperioden siden 1997 med unntak for 2006.

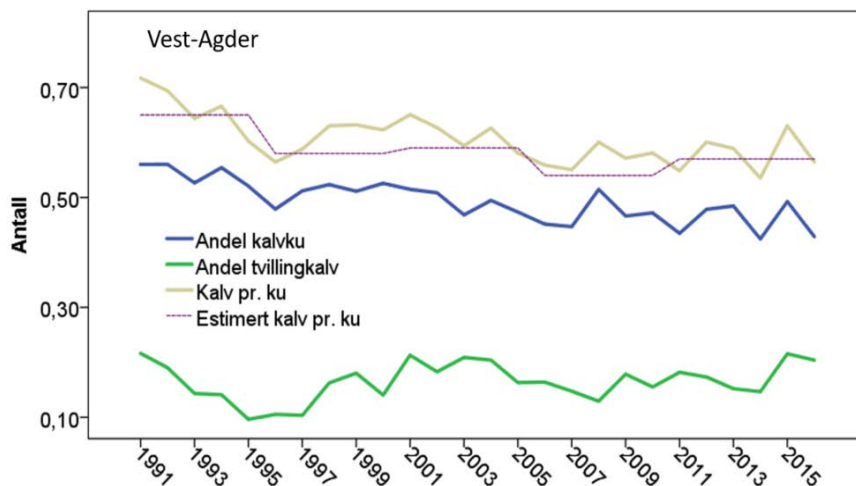


**Figur 3.2.9.5.** Gjenomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser og kyr felt under jakta i Vest-Agder i perioden 1991-2016. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Stiplet linje viser gjennomsnittet for okser og kyr i hele perioden.



Som i de andre områdene har det vært en gjennomgående økning i de skutte oksenenes gjennomsnittsalder i Vest-Agder, med en utflating de siste årene (i gjennomsnitt 4,0 år, Figur 3.2.9.5). Til sammenligning har gjennomsnittsalderen på de skutte kyrne stort sett falt i overvåkingsperioden (Figur 3.2.9.5), og var i siste delperiode 5,4 år.

Antallet kalv sett pr. ku har vist en jevn nedgang og er i dag omkring 15 % lavere enn i starten av overvåkingsperioden (Figur 3.2.9.6). Nedgangen skyldes i hovedsak redusert andel kalvku, mens tvillingratene i mindre grad er redusert. Den estimerte kalv pr. ku-raten før jakt følger den generelle trenden, men er lavere enn de observerte kalv pr. ku-ratene. Det siste skyldes at jegerne i Vest-Agder feller flere elgkyr (hovedsakelig kviger) enn kalver (0,37–0,55 felt kalv pr. ku i siste 6-årsperiode), med den følge at antall kalv pr. ku i bestanden øker i løpet av jakta.



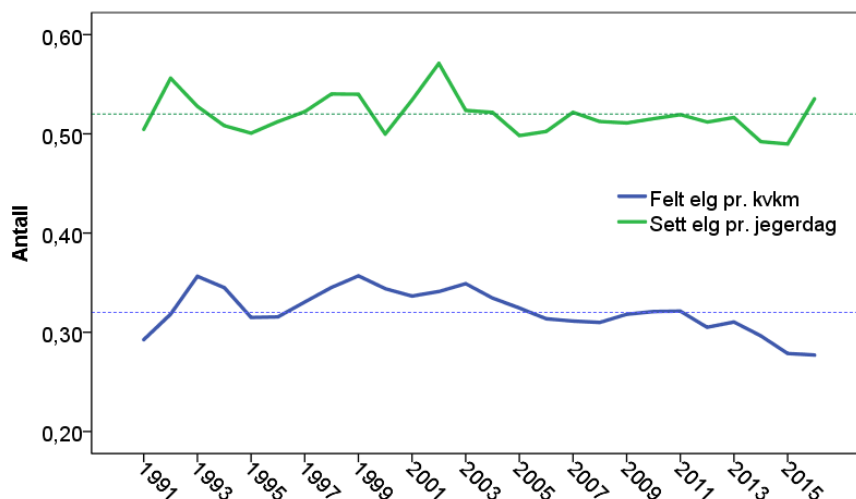
**Figur 3.2.9.6.** Variasjon i sett kalv pr. ku, andel kalvku sett av alle kyr (andel kalvku) og andel kalvku med tvillingkalv (andel tvillingkalv) i Vest-Agder i perioden 1991–2016. Stiplet linje angir estimert gjennomsnittlig antall kalv pr. ku før jakt i 5-årsperioder fra 1991.

Elgbestanden i overvåkingsområdet i Vest-Agder har gjennomgått en dramatisk utvikling i både tetthet og bestandskondisjon de siste 27 årene. Nedgangen i slaktevekter og rekrutteringsrater tror vi mest skyldes de svært høye bestandstetthetene med medfølgende stor konkurranse om matressursene på 1990-tallet. Dagens bestand er langt lavere enn i starten av overvåkingsperioden, kanskje kun 30-35 %. I beste fall er dette årsaken til at vi nå ser en svak økning i kalv pr. ku-rater i Vest-Agder. Som i Vestfold/Telemark er det imidlertid ingen tilsvarende positiv utvikling i kalv og åringsvektene, heller tvert imot. Vi finner det derfor lite sannsynlig at det skal inntreffe en rask økning i kalverekruttering i Vest-Agder de neste årene.

### 3.2.10 Utviklingen i sett elg-indeks på landsnivå

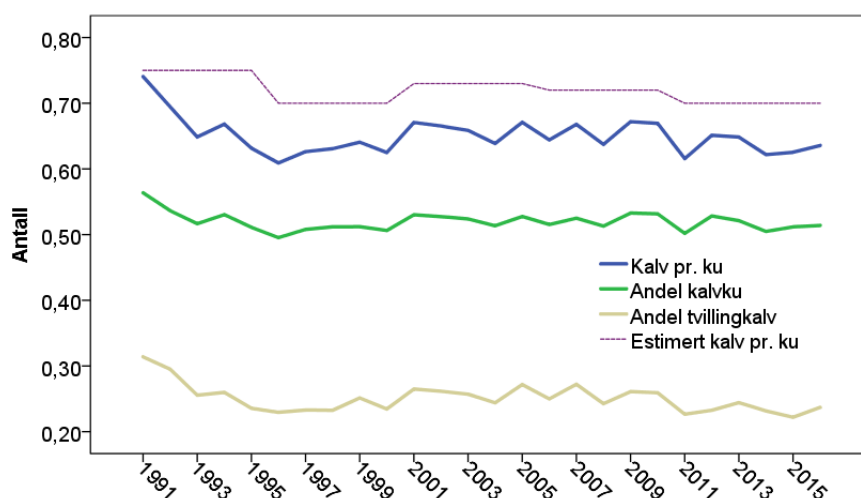
I figurene 3.2.10.1 og 3.2.10.2 viser vi utviklingen i antallet elg sett og felt på landsnivå basert på data fra 241 kommuner med sett og felt elg-data i perioden 1991–2016. I disse kommunene felles omkring 85 % av alle elger i Norge, hvilket tilsier at indekser fra dette materialet vil kunne gi et rimelig representativt bilde på utviklingen i den norske elgbestanden. Det samme materialet utgjør grunnlaget for å vise utviklingen i antallet elg sett og felt på landsdelsnivå (Vedlegg 6.1).

Målt som antall elg sett pr. jegerdag har bestandstettheten vært relativt konstant i overvåkingsperioden 1991–2016, men med noe variasjon mellom år. Mest markant i siste perioden (2012–2016) var den store økningen fra 2015 til 2016. Denne skyldes hovedsakelig en nedgang i antallet jegerdager, mens antallet observasjoner var tilnærmet det samme som foregående år. Vi fant en økning i antallet elg sett pr. jegerdag i alle deler av landet, men aller mest på Østlandet (Vedlegg 6.1.3 og 6.1.4). Økningen antyder at tilveksten var høyere enn avskytingen i 2016.



**Figur 3.2.10.1.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> og antall elg sett pr. jegerdag i et stort utvalg elgkommuner med sett elg-data i perioden 1991–2016 (241 kommuner med data fra minst 25 av 26 år). Arealet er målt som antall km<sup>2</sup> skog og myr.

Utviklingen i antallet elg felt er negativ, hovedsakelig på grunn av nedgangen de siste 5 årene. I perioden 2011–2016 ble det felt 8 % færre elg enn hva som ble felt i perioden 1991–1995. Nedgangen i avskyting kan delvis skyldes en nedgang i kalverekruttering. I følge sett elg-materialet ble det rekruttert færre kalv pr. ku i siste periode (estimert antall kalv pr. ku før jakt = 0,70 i perioden 2011–2016) enn i starten av overvåkingen (estimert antall kalv pr. ku før jakt = 0,75 i perioden 1991–1995) og sett ku pr. okse-forholdet er mindre skjevt mot slutten (1,9 i 2011–2016) enn i starten (2,2 i 1991–1995) av overvåkingen. Resultatet er at andelen kalv av alle observerte elg har sunket fra snau 33 % til snau 30 % (9 % nedgang) i hele overvåkingsperioden. Det meste av denne endringen skyldes nedgangen i rekrutteringsrater på Østlandet og Sørlandet (Vedlegg 6.1).



**Figur 3.2.10.2.** Antall sett kalv pr. ku, andel kalvku og andel tvillingkalv (andel tvillingkalv) i et stort utvalg kommuner med sett elg-data i perioden 1991–2016 (241 kommuner med data fra minst 25 av 26 år). Stiplet linje angir estimert antall kalv pr. ku før jakt i 5-årsperioder fra 1991.

### 3.3 Utviklingen i overvåkingsområdene – hjort

#### 3.3.1 Datatilgang i perioden 2012–2016

I overvåkingsområdene for hjort er målsetningen å samle inn kjeve- og individdata fra alle dyr som felles i forbindelse med jakt. I noen kommuner blir det fremdeles felt noen få dyr som skadedyr i forkant av jaktstart. Så lenge dyrene er registrert som del av det ordinære jaktuttaket (tatt på det aktuelle jaktfeltets kvote), har vi inkludert disse i overvåkingsmaterialet. Slike skadefellinger skjer i hovedsak i løpet av siste halvdel av august.

**Tabell 3.3.1.1.** Regionvis oversikt over antall hjort (N) med slaktevekt- og aldersdata registrert i Overvåkingsprogrammet i siste delperiode (2012-2016). For vekt- og aldersdata viser %-kolonnene til hvor stor prosentandel av det totale antallet felte hjort innrapportert til SSB som overvåkingsmaterialet representerer. Livmormaterialet viser antallet koller (N) med fullverdig diagnostisering av reproduksjonsstatus og –historikk, og prosentandelen (%) som disse utgjør av alle innsamlede koller i alderskategorien 1-6 år. Individuer uten kjent kjønn er utelatt fra oversikten.

Region	År	Vektdata		Aldersdata		Livmor og eggstokker		Felte hjort (SSB)
		N	%	N	%	N	%	N
Oppland	2012	143	83	146	85	16	40	172
	2013	186	87	185	86	19	35	214
	2014	199	87	200	87	20	37	230
	2015	214	92	213	92	20	37	232
	2016	207	88	216	92	10	16	236
Vestfold/Telemark	2012	158	81	144	74	18	43	194
	2013	114	65	122	70	16	44	175
	2014	162	88	158	86	22	54	184
	2015	185	84	173	78	31	66	221
	2016	163	67	144	59	18	56	245
Hordaland	2012	1096	91	1127	93			1207
	2013	940	90	950	91			1042
	2014	792	85	815	87			937
	2015	737	86	754	88			856
	2016	916	89	950	93			1026
Sogn & Fjordane	2012	951	78	1038	85			1224
	2013	961	76	1063	84			1268
	2014	995	79	1077	85			1260
	2015	921	76	1020	85			1207
	2016	1007	76	1190	89			1333
Sør-Trøndelag	2012	1264	84	1403	93			1508
	2013	1334	87	1420	92			1538
	2014	1505	91	1580	96			1646
	2015	1423	92	1491	97			1545
	2016	1419	86	1567	95			1646

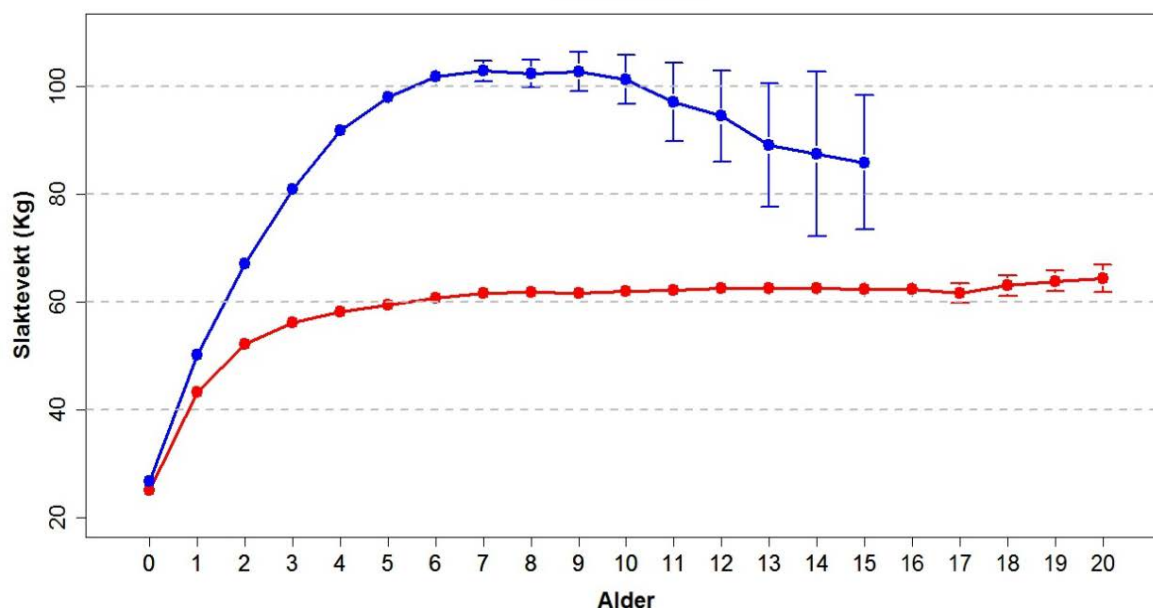
Totalt ble det samlet individdata fra 19 596 hjort i overvåkingsperioden 2012-2016. Dette representerer 11 % av alle hjort felt på landsbasis i løpet av samme periode. Noe av materialet manglet derimot informasjon om en eller flere sentrale opplysninger så som kjønn (N = 111), fellingsdato (N = 546) eller slaktevekt (N = 1 573). For 359 eldre individer mangler vi også informasjon om nøyaktig alder. Dette skyldtes enten at kjeve/ramtenner ikke var levert, eller at opplysning

om kjønn manglet. I sistnevnte tilfelle blir ikke tennene snittet. I det store og hele er oppslutningen blant jegerne svært god og opplysningene som registreres er i all hovedsak komplett. I de tilfeller informasjonen fra jeger er mangelfull, kan vi i dag ofte finne fram til manglende opplysninger via sett hjort-registreringer i Hjorteviltregisteret. De kommunale kontaktpersonene gjør også en viktig kvalitetssjekk av dataene, og bidrar ofte til å fylle inn manglende informasjon om jaktfeltnummer og slaktevekter. Av det totale innsamlede materialet var det 17 727 individer som hadde informasjon om både kjønn, slaktevekt og kjent alder.

Materialtilfanget i de to nyeste overvåkingsregionene, Oppland og Vestfold/Telemark, er vesentlig mindre enn fra de tre eldre regionene (Tabell 3.3.1.1). Dette skyldes i all hovedsak at antallet hjort som skytes i de tilhørende kommunene fremdeles er lavt (< 250 dyr i hver av regionene). Det forventes at fellingstallene vil øke i begge regionene i årene framover. Fortsetter den gode oppslutningen blant jegerne vil også materialgrunnlaget forbedres. 2011 var siste året med innsamling av livmødre og eggstokker fra de tre regionene i Hordaland, Sogn & Fjordane og Sør-Trøndelag. Denne type materiale hadde da blitt samlet inn siden regionene ble inkludert i Overvåkingsprogrammet i 1991 og 1992. I perioden 2012-2016 har livmor og eggstokker kun blitt samlet inn fra regionene i Oppland og Vestfold/Telemark. Oppslutningen blant jegerne har vært varierende og en god del av materialet har dessverre vært mangelfullt. Dette har gjort at omfanget av det nyttbare materialet har vært svært begrenset (Tabell 3.3.1.1).

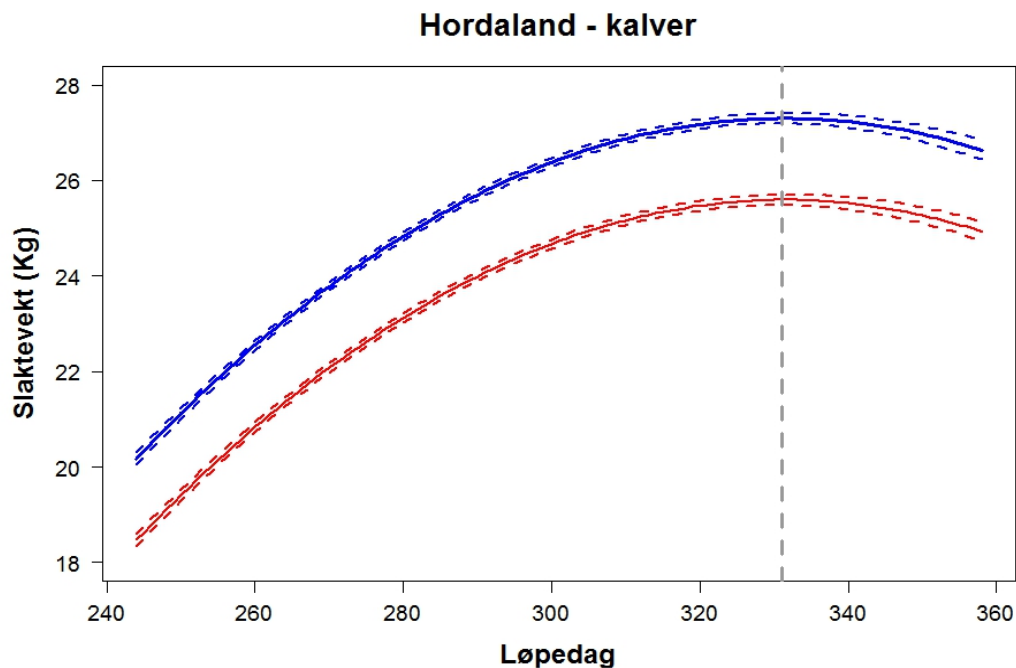
### 3.3.2 Datokorrigerings av slaktevekter for kalver og åringer

En av hovedparameterne som blir samlet inn gjennom Overvåkingsprogrammet er slaktevekter fra felte dyr. Slaktevekt er vekten av dyret uten skinn, innvoller, hode, og uten den nedre delen av beina (Langvatn 1977). Generelt vokser hjortekollene fram til de er tre år (Figur 3.3.2.1). Etter dette endres kroppsvektene lite, og ressursene går primært med til å produsere avkom og sikre egen overlevelse. Bukkene har en vesentlig lengre vekstperiode, og oppnår ikke fullvoksen størrelse før de er 5-6 år (Figur 3.3.2.1). Etter noen år på topp avtar deretter vektene noe.

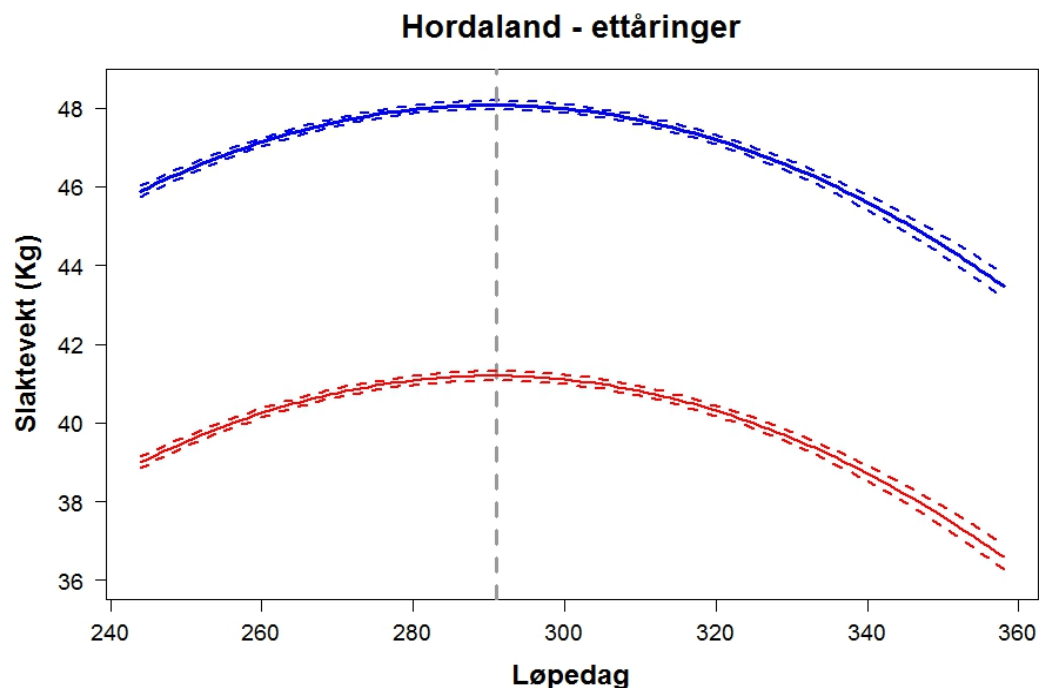


**Figur 3.3.2.1.** Gjennomsnittlige slaktevekter pr. aldersklasse (95 % CI) for bukker (blå,  $N = 49\,748$ ) og koller (rød,  $N = 39\,113$ ). Framstillingen er basert på materiale samlet inn gjennom hele Overvåkingsprogrammet og alle overvåkingsregioner.

I dag er jakttiden for hjort fire måneder (1. september – 23. desember). For de eldre kollene skjer det bare mindre endringer i kroppsvekten i løpet av denne perioden. Vektene til kalvene kan derimot øke med hele 30-40 % fra jaktstart 1. september til slutten av november når høstvektene er på topp (Figur 3.3.2.2). Skjelettet vokser gjennom hele jaktsesongen.



**Figur 3.3.2.2.** Kurver for predikert vektutvikling ( $\pm 1$ SE) for bukkekalver (heltrukket blå kurve) og kollekalver (rød heltrukket kurve) fra jaktstart 1. september (løpedag 244 i normalår) til jaktslutt 23. desember (løpedag 358 i skuddår) i region Hordaland. Tilhørende stiplede linjer angir konfidensintervallet. Grå stiplet linje angir løpedag for predikert maksvekt (331). Dette tilsvarer 25. november i normalår. Ved maksvekt er bukkekalvene 1,7 kg tyngre enn kollekalvene.



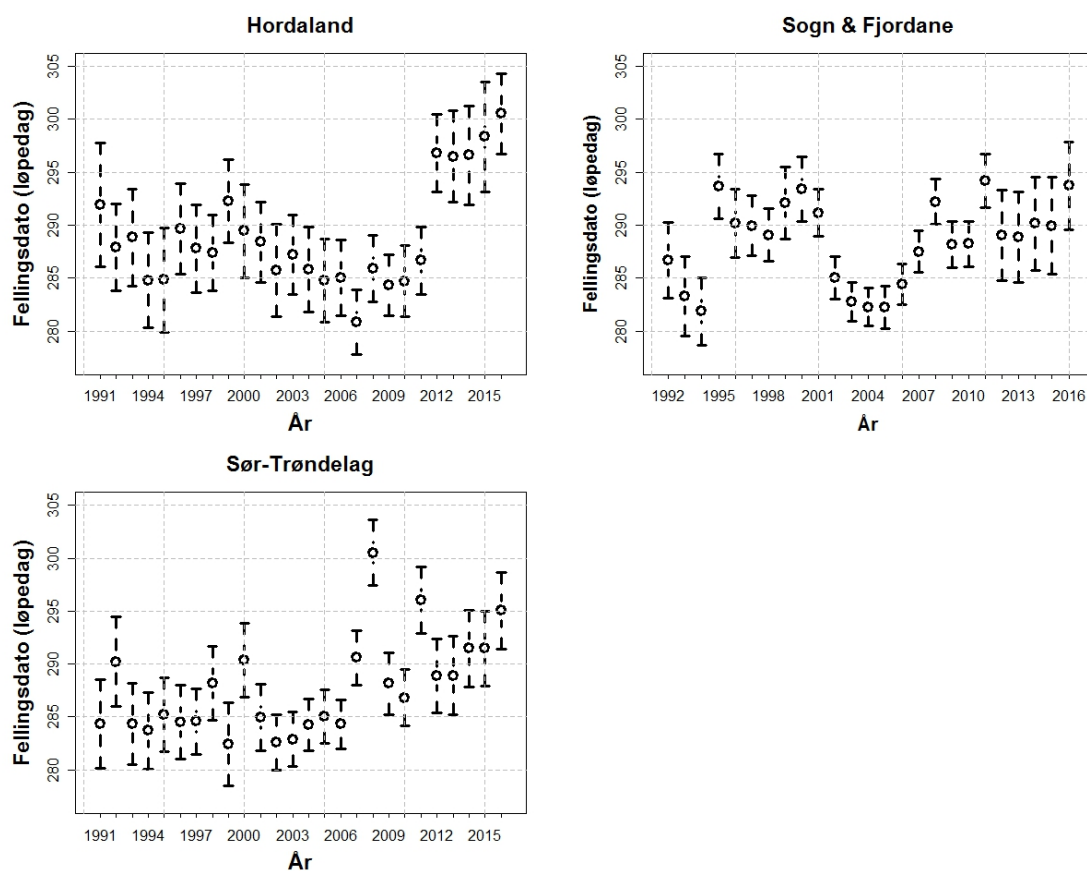
**Figur 3.3.2.3.** Kurver for predikert vektutvikling ( $\pm 1$ SE) for ettårige bukker (heltrukket blå kurve) og koller (rød heltrukket kurve) fra jaktstart 1. september (løpedag 244 i normalår) til jaktslutt 23. desember (løpedag 358 i skuddår) i region Hordaland. Tilhørende stiplede linjer angir konfidensintervallet. Grå stiplet linje angir løpedag for predikert maksvekt (292). Dette tilsvarer 19. oktober i normalår.

Selv om hovedveksten for ettåringene er unnagjort før jaktstart, opplever de noe vektendringer i løpet av de fire høstmånedene. Fra jaktstart øker vekten med 4-6 % fram til maksvekten for



åringene nås rundt midten av oktober (Figur 3.3.2.3). Deretter skjer det et vekttap på 9-12 % fram til slutten av desember. Netto vektreduksjon fra jaktstart til jaktslutt er ca. 5-7 %.

For å overvåke trender i vektutviklingen benytter vi hovedsakelig kalvevekter. Dette er fordi denne klassen er tallrik, og fordi det er blant kalvene at effekten av endrede vekstvilkår kommer til syne tidligst. I løpet av perioden med overvåkingsdata (1991-2016) har det skjedd betydelige endringer i jakttiden for hjort. I de tre overvåkingsområdene med lengst tidsserier (Hordaland, Sogn & Fjordane og Sør-Trøndelag), ser vi at dette har resultert i at den gjennomsnittlige fellingsdatoen for kalver har blitt seinere (Figur 3.3.2.4). I tillegg har det vært tydelig variasjon mellom år. Disse forskjellene er nok en effekt av varierende jaktforhold (vær, trekketidspunkt m.m.), og trolig også jakttidsendringene. En annen forklaringsfaktor er at det gjennom årene har vært noe variasjon i hvilke kommuner som har vært inkludert i den enkelte overvåkingsregionen. Dette har også påvirket gjennomsnittlig årlig fellingsdato. Innen den enkelte region var det minimale avvik mellom gjennomsnittlig årlig fellingsdato for kalv og dyr i andre kjønns- og aldersgrupper.

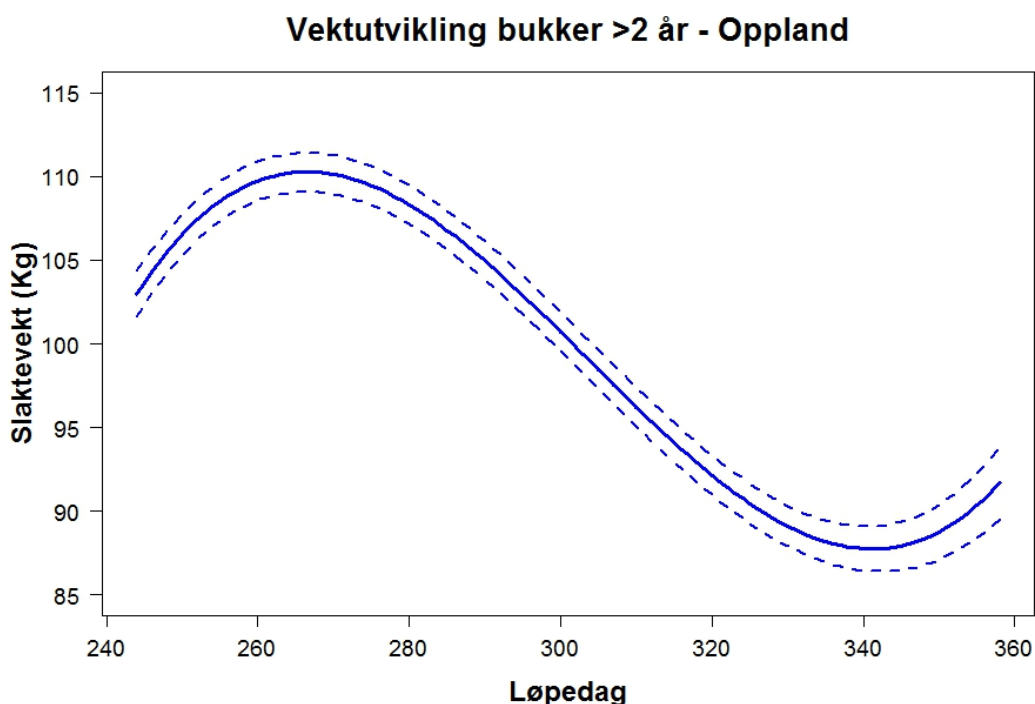


**Figur 3.3.2.4.** Fordelingen av gjennomsnittlig fellingsdato (95 % CI) for kalv i løpet av perioden med innsamling av overvåkingsmateriale fra de tre regionene med lengst tidsserier. Løpedag 274 er 1. oktober.

Størst forskjell mellom to år innen en region fant vi i Hordaland. Her var det 20 dagers forskjell mellom gjennomsnittlig fellingsdato for kalver i 2007 og 2016. I begge årene var det kun en kommune, Kvinnherad, som bidro med materiale. Uten datokorrigerende av slaktevektene, vil slike mellomårsforskjeller gi et feilaktig bilde av trendutvikling og mellomårsvariasjon i vekstdataene. Som en konsekvens av den varierende fellingsdatoen, og vekstmønsteret gjennom jaktseongen, er alle vekstdata i figurene korrigert for fellingsdato. Standard fellingsdato er satt til 1. oktober. Datokorrigeringen er gjennomført ved bruk av lineære fixed-effekt modeller med dato som første- og andregradsledd. For å justere for forskjeller mellom kjønn og overvåkingsregioner, ble disse variablene tatt med i modellene som fixed-effekter. Den samme modellen ligger til grunn for de predikerte verdiene i Figurene 3.3.2.2 - Figur 3.3.3.1.

### 3.3.3 Vektvariasjon gjennom jaktseasonen for eldre bukker

For de eldre kollene skjer det svært små vektendringer i løpet av jaktseasonen. De eldre bukkene går derimot igjennom vesentlige vektendringer i løpet av høsten. Bukkevektene øker fram til starten av oktober og synker deretter til slutten av november (Figur 3.3.3.1). I gjennomsnitt øker slaktevekta for bukker tre år og eldre med 7-10 % fra 1. september til maksvekten oppnås 1. oktober. Deretter taper de 22-26 % av vekta fram til slutten av november når de er på sesongens aller letteste. Hvor mye de taper påvirkes av alder og bestandstetthet (Yoccoz mfl. 2002). Generelt øker vekttapet med økende alder fram til bukkene er på «topp» ved 5-8 års alder. For de ytterst få som blir eldre enn 10 år avtar brunstinvesteringen, og følgelig også det sesongvise vekttapet relatert til brunsten. Bukkenes vekt og vekttapet relatert til brunsten avtar med økende bestandstetthet (Yoccoz mfl. 2002).



**Figur 3.3.3.1.** Predikert vektutvikling ( $\pm 1SE$ ) gjennom jaktseasonen for bukker tre år og eldre i overvåkingsregion Oppland. Vektene er på topp rundt 1. oktober (løpedag 274). Deretter skjer et sammenhengende vekttap fram til slutten av november/starten av desember. Vektøkningen som antydes i slutten av jaktseasonen er primært en funksjon av kurvetilpasningen og ikke en reell økning.

### 3.3.4 Utviklingen i sentrale tilstandsparametere

I oppsummeringen for hjort presenterer vi utviklingstrender i slaktevekter for kalver og ettåringer, og alderssammensetningen i gruppen to år og eldre individer, samt resultatene av reproduksjonsanalysene fra regionene Oppland og Vestfold/Telemark. Vi vurderer også utviklingen i avskyting (skutt dyr pr. km<sup>2</sup> tellende areal), og aktuelle sett hjort parametere (sett pr. jegerdag, sett kolle pr. bukk og antall hjort felt pr. sett). I en tidligere rapport (Solberg mfl. 2015) har vi vist at det er svært nær sammenheng mellom en kondisjonsindeks (slaktevekt i forhold til kjevelengde) og de datokorrigererte vektene for kalver og åringer ( $r = 0,98$ ). I denne omgang vil vi derfor bare presentere utviklingen i datokorrigererte slaktevekter.

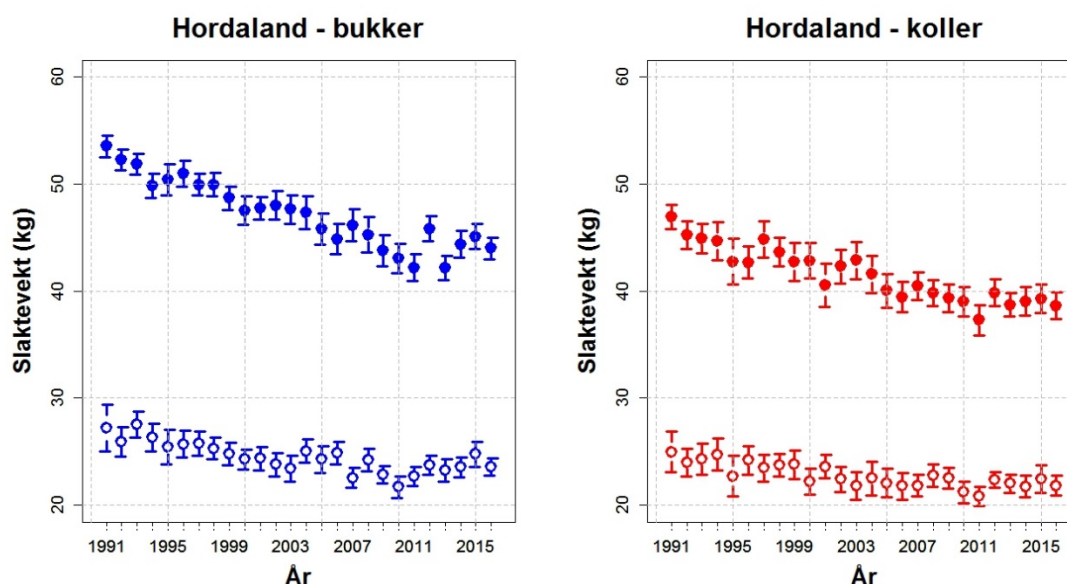
Trender i vektutviklingen hos eldre dyr gjenspeiler i store trekk utviklingen i yngre alderskategorier. Som figur 3.3.2.1 og 3.3.3.1 viser, skjer det store endringer i bukkenes vekt både med alder og gjennom jaktseasonen (se også Yoccoz mfl. 2002). Å oppnå en god datokorrigerings av slaktevektene for denne kategorien er derfor utfordrende. På tross av vesentlig vektendring hos de

eldre bukkene i løpet av jaktperioden, valgte vi å ikke datokorrigere disse slaktevektene. Hovedårsaken til dette er at slaktevektene fra kalver og ettåringer er mer følsomme for endringer i vekstvilkårene innen den enkelte region sammenlignet med vektene hos eldre dyr. Datokorrigeringen for disse to aldersklassene inkluderer færre påvirkningsfaktorer.

Aldersfordelingen blant de eldre dyrene gir verdifull informasjon om utviklingen i kjønnsfordelingen og forskjeller i jakttrykk mellom kjønnene. Dette er derfor en svært forvaltningsrelevant parameter.

### 3.3.5 Utviklingen i slaktevekter

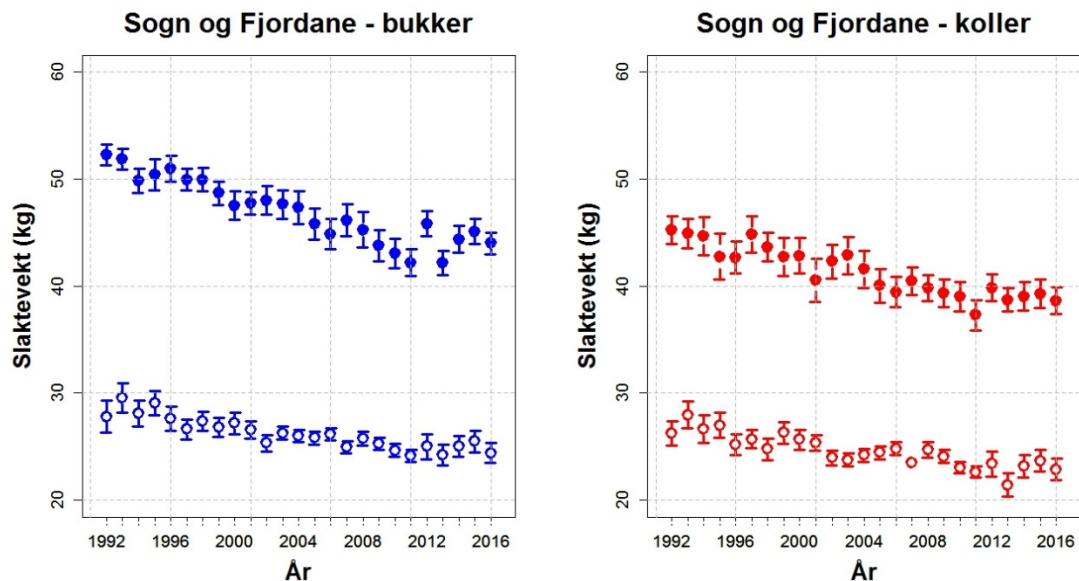
I tidligere rapporter fra overvåkingen av hjortebestandene har vi pekt på den iøynefallende reduksjonen i slaktevekter siden etableringen av programmet. Denne utviklingen har vært felles for alle kjønns- og alderskategorier. For de tre regionene med lengst tidsserier, synes den negative utviklingen nå å ha stoppet opp. Utviklingen gjennom den siste 5-6 års perioden er endog positiv, spesielt for ettåringene (Figur 3.3.5.1 - 3.3.5.3). For siste 10-årsperiode har det vært liten til ingen retningsbestemt trend. Dette sammenfaller godt med de forvaltningsmessige tiltakene som har vært gjennomført i overvåkingsområdene, der en i løpet av de siste årene har hatt som målsetning å stabilisere eller redusere bestandene. Det er svært positivt å se at denne innsatsen nå synes å avspeile seg i vektene.



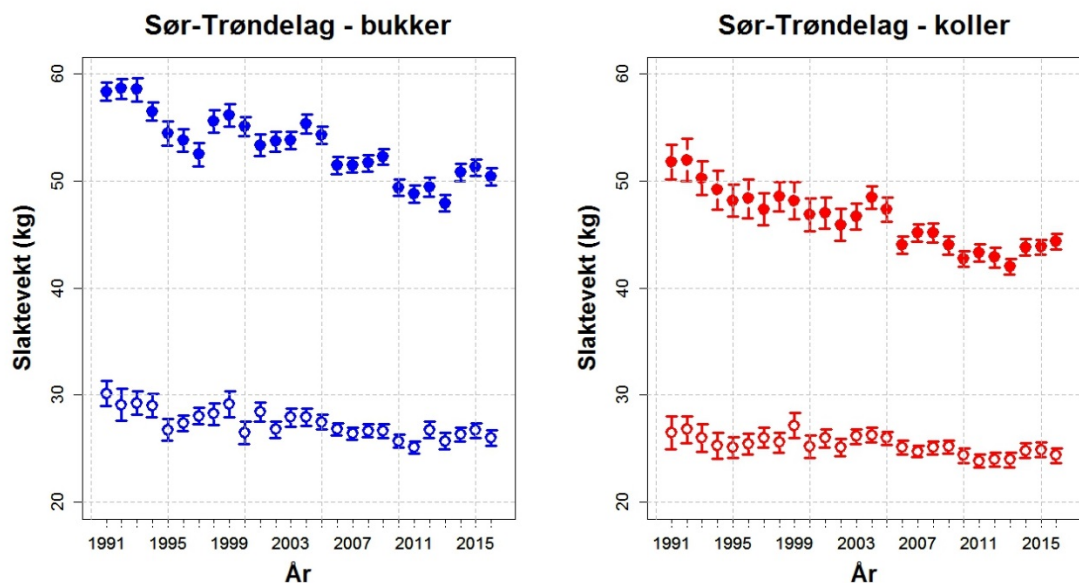
**Figur 3.3.5.1.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt ( $\pm 2SE$ ) for kalver (åpne symboler) og ettåringer (fylte symboler) i overvåkingsregion Hordaland. Data fra perioden 1991-2016. Alle vekter er datokorrigert til 1. oktober.

Vektskalaen (y-aksen) er satt identisk for figurene 3.3.5.1 - 3.3.5.5. Dette er gjort for å forenkle sammenligningen mellom regioner. I de to nyeste overvåkingsregionene (Oppland og Vestfold/Telemark) er tettheten av hjort vesentlig lavere enn i de andre overvåkingsregionene. Dette gjenspeiler seg gjennom vesentlig høyere vekter hos både kalver og ettåringer. Vi må tilbake til starten av 1990-tallet for å finne tilsvarende vekter hos kalver og ettåringer i Sør-Trøndelag. I Hordaland og Sogn & Fjordane har hjorten vært lettere siden oppstart av Overvåkingsprogrammet. Med unntak for ettårige koller i Vestfold/Telemark, er det ingen gjennomgående trendutvikling i vektdataene fra Oppland og Vestfold/Telemark for siste femårsperiode sett under ett (Figur 3.3.5.4 og 3.3.5.5). For de ettårige kollene fra Vestfold/Telemark kan det derimot synes å ha skjedd en nedgang i vektene fra 2012 (Figur 3.3.5.5). Et relativt lite datamateriale med stor spredning gjør denne konklusjonen noe usikker. Det er likevel verdt å merke seg at fire av de 12

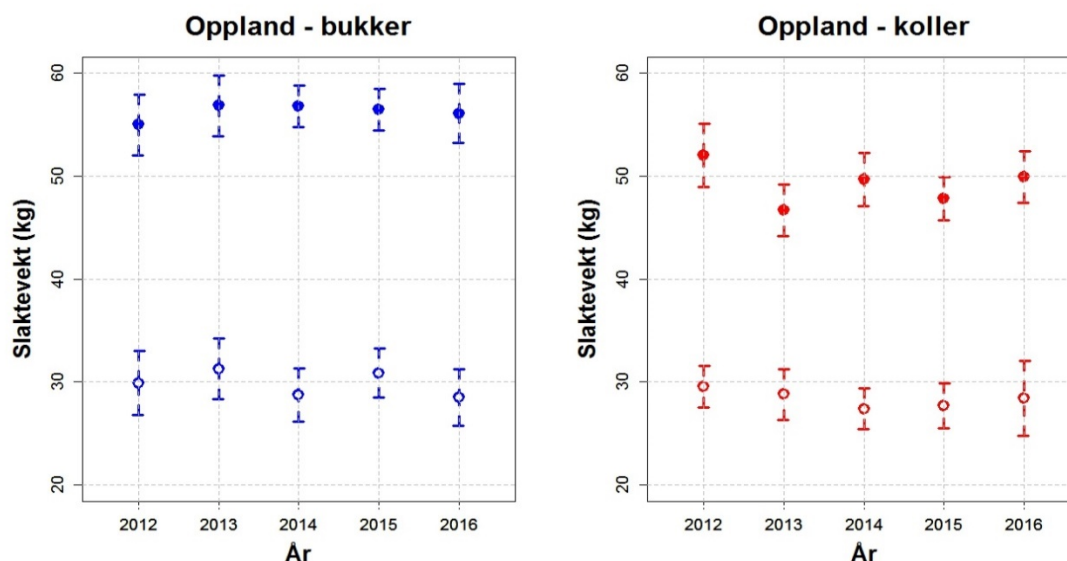
tyngste ettårskollene samlet inn gjennom hele Overvåkingsprogrammet ble skutt i Vestfold/Telemark i 2012. Det er derfor tydelig at hjorten i både Oppland og Vestfold/Telemark har svært gode vekstvilkår.



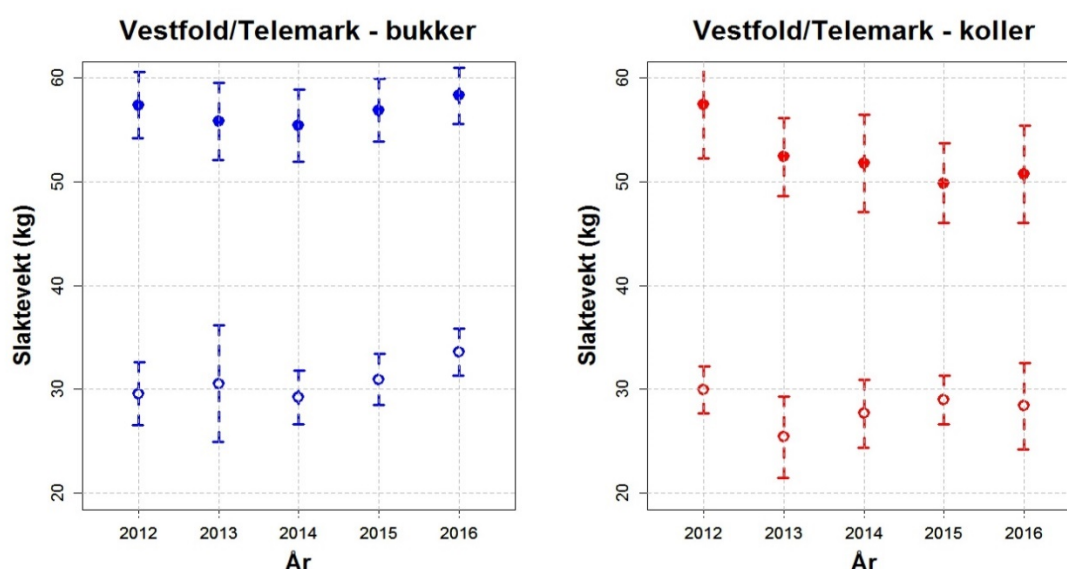
**Figur 3.3.5.2.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt ( $\pm 2SE$ ) for kalver (åpne symboler) og ettåringer (fylte symboler) i overvåkingsregion Sogn & Fjordane. Data fra perioden 1992-2016. Alle vekter er datokorrigert til 1. oktober.



**Figur 3.3.5.3.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt ( $\pm 2SE$ ) for kalver (åpne symboler) og ettåringer (fylte symboler) i overvåkingsregion Sør-Trøndelag. Data fra perioden 1991-2016. Alle vekter er datokorrigert til 1. oktober.



**Figur 3.3.5.4.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt ( $\pm 2SE$ ) for kalver (åpne symboler) og ettåringer (fylte symboler) i overvåkingsregion Oppland. Data fra perioden 2012-2016. Alle vekter er datokorrigert til 1. oktober.



**Figur 3.3.5.5.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt ( $\pm 2SE$ ) for kalver (åpne symboler) og ettåringer (fylte symboler) i overvåkingsregion Vestfold/Telemark. Data fra perioden 2012-2016. Alle vekter er datokorrigert til 1. oktober.

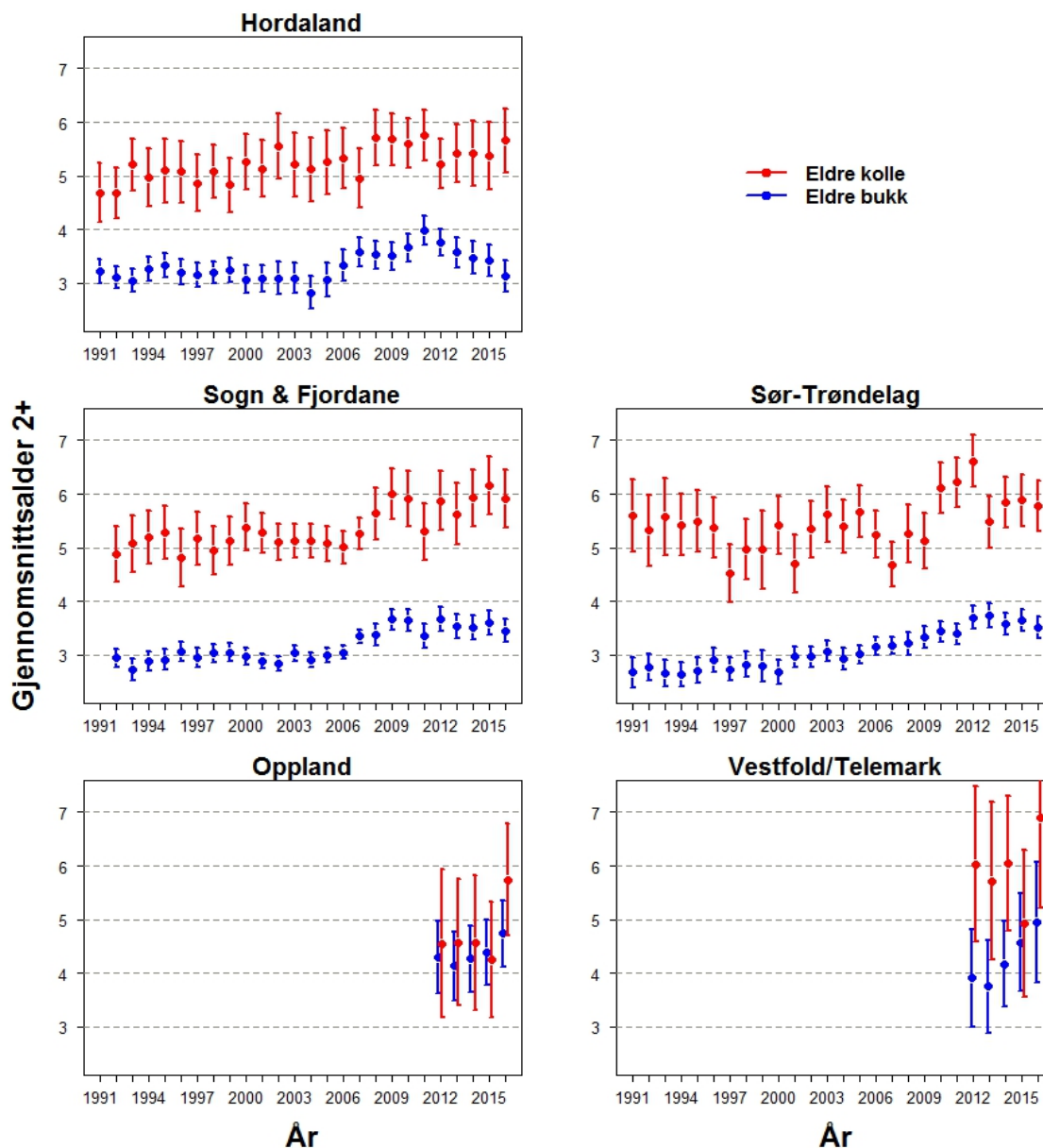
### 3.3.6 Utviklingen i aldersstruktur

I løpet av de siste ti årene har gjennomsnittsalderen blant eldre koller i Hordaland, Sogn & Fjordane og Sør-Trøndelag økt med nærmere ett år (Figur 3.3.6.1). En generell dreining i avskytningsprofilen mot en økende andel ettårige hunndyr i kolleavskytingen er nok en viktig årsak til denne endringen.

Hos bukkene i de tre nevnte regionene viser utviklingen litt ulike mønstre. På starten av 2000-tallet var gjennomsnittsalderen for eldre bukker felt i Hordaland, Sogn & Fjordane og Sør-Trøndelag rundt tre år (Figur 3.3.6.1). Deretter fulgte flere år med en stabil økning i gjennomsnittsalderen. For Sogn & Fjordane og Sør-Trøndelag ser det ut til at aldersfordelingen blant bukker



nå er stabilisert på et noe høyere nivå enn i perioden før 2000. I Hordaland har midlertidige økningen i bukkenes aldersfordeling blitt reversert. Dette sammenfaller med en betydelig reduksjonsavskyting. Forhåpentligvis vil en igjen kunne øke bukkenes gjennomsnittsalder når ønsket bestandstetthet er oppnådd.



**Figur 3.3.6.1.** Utviklingen i årlig gjennomsnittsalder ( $\pm 2SE$ ) for koller og bukker to år og eldre innen de respektive overvåkingsregionene. Varierende lengde på tidsseriene illustrerer hvor lenge den enkelte region har vært inkludert i Overvåkingsprogrammet.

Et kjennetegn for avskytingen av eldre dyr i Oppland er at gjennomsnittsalderen for koller og bukker er relativt lik. Dette er et resultat av en relativt høy alder for felte bukker, sammenlignet med i andre overvåkingsregioner, og en relativt lav alder for felte koller. Sistnevnte er assosiert med at koller over 10 år inngår sjeldnere i jaktmaterialet fra Oppland enn de andre regionene og kan skyldes at det har vært en rask vekst i hjortebestanden i de aktuelle kommunene. Rekrutteringen inn i de yngre aldersklassene har sannsynligvis også vært større enn dødeligheten i de eldre aldersklassene. Dette stemmer godt med den høye gjennomsnittsalderen blant felte bukker, noe som antyder et relativt sett lavere jaktrykk på hanndyra enn tidligere på Vestlandet og i Trøndelag. Mens det ikke er noen entydig trendutvikling i gjennomsnittsalderen for

eldre koller i overvåkingsmaterialet fra Oppland, ser det ut til at gjennomsnittsalderen for bukkene øker (Figur 3.3.6.1). Dette antyder at rekrutteringen av bukker til de eldre aldersklassene er større enn uttaket.

I Vestfold/Telemark synes gjennomsnittsalderen for eldre bukker å være økende. I 2016 var gjennomsnittsalderen for denne kategorien den høyeste som har vært registrert for noen region og noe år i løpet av hele Overvåkingsprogrammet (Figur 3.3.6.1). Det er likevel verdt å merke seg at materialtilfanget fra Vestfold/Telemark er relativt begrenset både for kategorien eldre bukker (N = 21-43) og eldre koller (N = 27-48). De årlige gjennomsnittsverdiene blir derfor sterkt påvirket av om det felles noen få gamle individer eller ikke.

### 3.3.7 Reproduksjonsanalyser

Gjennom siste femårsperiode har det bare blitt samlet inn materiale til reproduksjonsanalyser (livmødre) fra regionene Oppland og Vestfold/Telemark. Som presentert i Tabell 3.3.1.1, har tilfanget på materiale vært svært begrenset.

Vi har tidligere dokumentert at det er en sterk negativ sammenhengen mellom bestandstetthet og andelen koller som får sin første kalv som toåring (Solberg mfl. 2012). Her ble det vist at prosentandelen koller som kalvet som toåringer i Hordaland var redusert fra 63 % til 13 % i løpet av perioden 1991-2011. Denne sammenhengen er drevet av at økt bestandstetthet gir økt næringskonkurranse og resulterer i lettere dyr. Sannsynligheten for at en ettårige koller kommer i brunst og blir drektige i løpet av sin andre levehøst og føder sin første kalv som toåring, er nært knyttet til kroppsvekt (Langvatn mfl. 1996). Derfor forventet vi å finne høye kalvingsrater hos yngre koller i de nye overvåkingsregionene hvor bestandstettheten ennå er lav og kroppsvektene relativt høye (Figur 3.3.5.5).

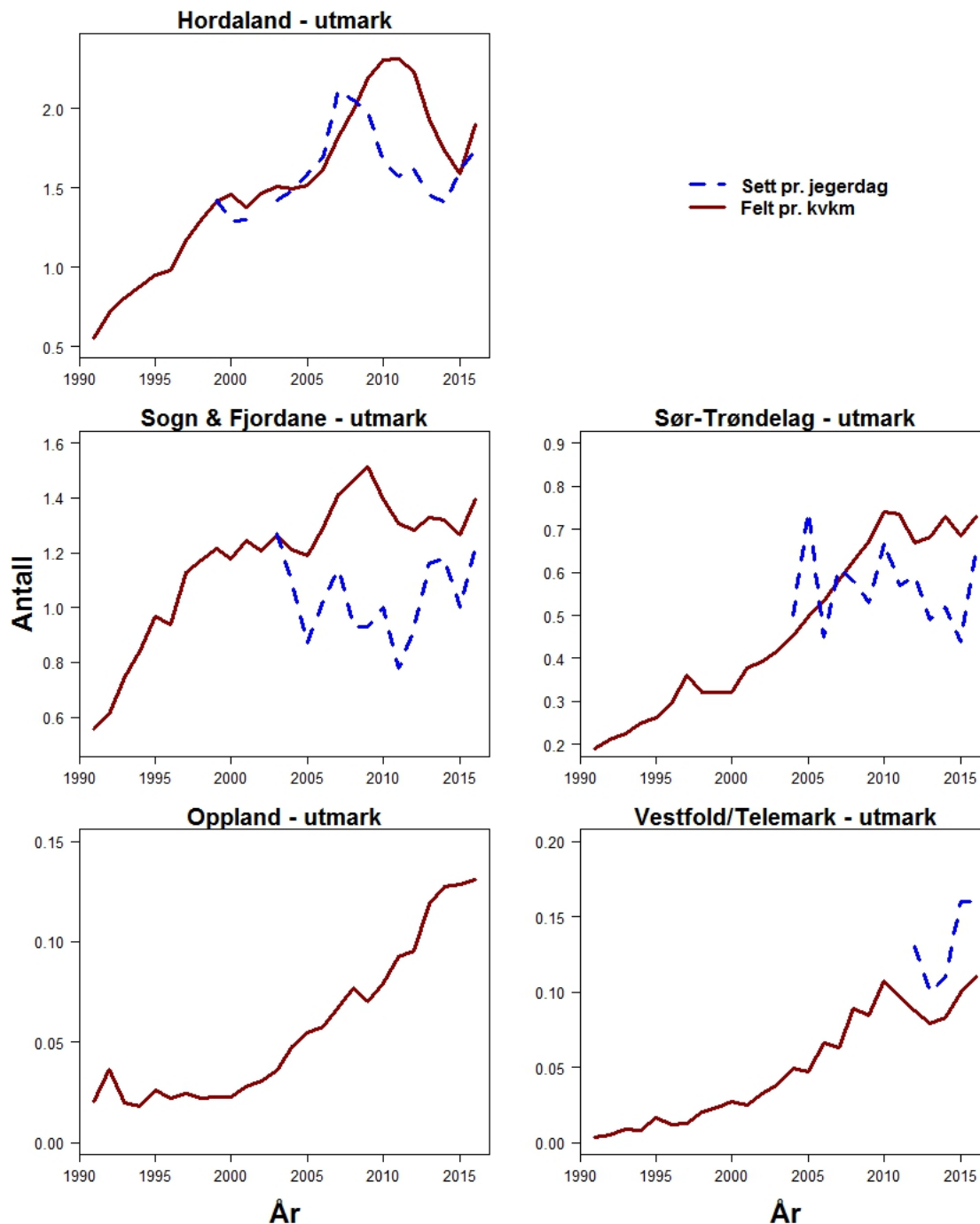
Gjennomgangen av det tilgjengelige reproduksjonsmaterialet fra koller 2-4 år fra Oppland og Vestfold/Telemark, viste at 54 % og 53 % av toårskollene i henholdsvis Oppland (N = 37) og Vestfold/Telemark (N = 45) fødte kalv. Dette er ca. som forventet basert på de innsamlede vektdataene og tidligere undersøkelser (Langvatn mfl. 1996).

### 3.3.8 Bestandsutvikling basert på sett hjort og fellingstall

I forbindelse med registreringen av sett hjort-data er det avgjørende at det skilles mellom observasjoner registrert i forbindelse med innmarksjakt og utmarksjakt. Dette fordi en jevnt over observerer fem ganger så mange dyr pr. tidsenhet ved innmarksjakt som ved utmarksjakt (Solberg mfl. 2014). Det er kun mulig å skille på innmark- og utmarksjakt dersom observasjonene foreligger på datonivå. For flere av overvåkingskommunene i Oppland og Vestfold/Telemark eksisterer det betydelig mer sett hjort-data enn det som er brukt i denne sammenstillingen. Disse dataene er derimot bare ført som sumdata for det enkelte år, noe som ikke gjør det mulig å skille mellom innmarksjakt og utmarksjakt. For å kunne nyttiggjøre seg av dette materialet, er det nødvendig å laste inn data på datonivå, og skille mellom utmarks- og innmarksjakt. Dette vil gjøre bakgrunns materialet fra regionen mer enhetlig.

Fellingstall og totalt tellende areal pr. kommune er hentet fra SSB. Tellende areal pr. kommune er basert på 2008-tall. Alle de ulike panelene i figur 3.3.8.1 er plottet med y-akseverdier tilpasset variasjonen i datamaterialet fra den enkelte region. Dette gjør at en direkte visuell sammenligningen kan bli noe misvisende i forhold til de reelle endringene i indeksverdier.

I Hordaland økte antallet felte hjort mer eller mindre uavbrutt fram til 2011. En ønsket reduksjonsavskyting de siste årene av denne perioden gjorde at fellingstallene i årene 2012-2015 avtok. At det var en ønsket reduksjonsavskyting gjenspeiles i indeksen sett hjort pr. jegerdag, som antyder at bestandstettheten nådde et maksimum i 2007. En slik tidsmessig forskyving i mønsteret for de to indeksene er akkurat som forventet og underbygger at det har skjedd en reell reduksjon i hjortebestanden. Tilsvarende antyder siste års økning i fellingstall, og de to siste års økning i sett hjort pr. jegerdag at bestanden igjen er økende.



**Figur 3.3.8.1.** Utvikling i årlig antall felt hjort pr. km<sup>2</sup> tellende areal og antall sett hjort pr. jegerdag i de fem overvåkingsregionene for hjort. Sett hjort-dataene er basert på observasjoner fra utmarksjakt. Sett hjort-indeksen fra Oppland er ikke inkludert grunnet stor variasjon i det årlige datagrunnlaget. Dette skyldes hovedsakelig at dataene fra enkelte kommuner og år bare er registrert som sumtall. Også sett hjort-materialet fra Vestfold/Telemark har en del mangler for enkelte kommuner og år.

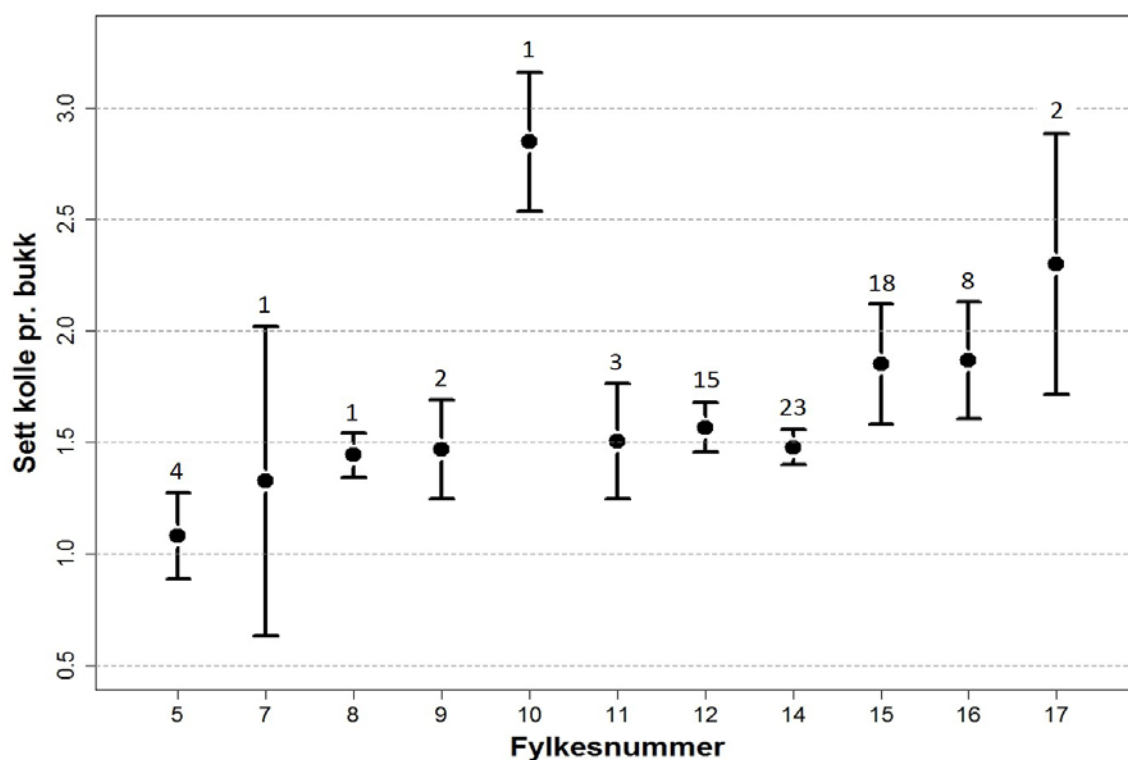
I Sogn & Fjordane økte antall hjort felt pr. km<sup>2</sup> fram til 2010. Sett hjort-dataene fra regionen tyder på at økningen resulterte i en moderat bestandsnedgang fram til 2011. Etter dette har fellings-tallene variert lite, men økningen i sett hjort pr. jegerdag antyder at bestanden igjen vokser.

I Sør-Trøndelag viser både fellingstallene og sett hjort-dataene at hjortebestanden har vært forholdsvis stabil de siste 8-10 årene. Det siste årets økning i sett hjort pr. jegerdag-indeksen kan derimot tyde på en bestand i vekst.

Både i Oppland og Vestfold/Telemark er hjortebestandene i vekst, selv om endringene i indeksverdier er svært liten. Sistnevnte skyldes at bestandstettheten ennå er lav, og at arealgrunnlaget for utregningen av antall hjort felt pr. km<sup>2</sup> er høyt. Det tilgjengelige grunnlagsmaterialet for sett hjort er pr. i dag for dårlig til at dette kan brukes som en sikker trendindikator.

### 3.3.9 Sett kolle pr. bukk

Som følge av tidligere års skjevheter i jakttrykket på bukker og koller, har de aller fleste norske hjortekommuner bestander som er mer eller mindre hunndyrdominerte. Over lengre tid har likevel en økende bevissthet omkring den bestandsmessige nytteverdien av flere og eldre hanndyr ført til et ønske om å øke andelen bukker i bestanden. Dette har vært en viktig årsak til endring av avskytningsstrategiene i retning av et jevnere kjønnsmessig uttak (Solberg mfl. 2012). En gjennomgang av tilgjengelige sett hjort-data fra kommuner hvor det i 2016 ble felt 50 eller flere hjort, tyder på at det i dag er tydelige fylkesvise forskjeller i bestandenes kjønns sammensetning (Figur 3.3.9.1). Det presenterte nivået for flere av fylkene er derimot kun basert på et fåtall kommuner (Vestfold, Telemark, Agdersfylkene og Nord-Trøndelag) og et lite materialgrunnlag (spesielt Vestfold, Telemark og Vest-Agder (Figur 3.3.9.1)). Det er derfor usikkert hvor representativt det presenterte kjønnsforholdet er for disse områdene. Et gjennomgående inntrykk er likevel at det er betydelige skjevheter i kjønnsfordelingen i hjortebestanden på nasjonalt nivå.

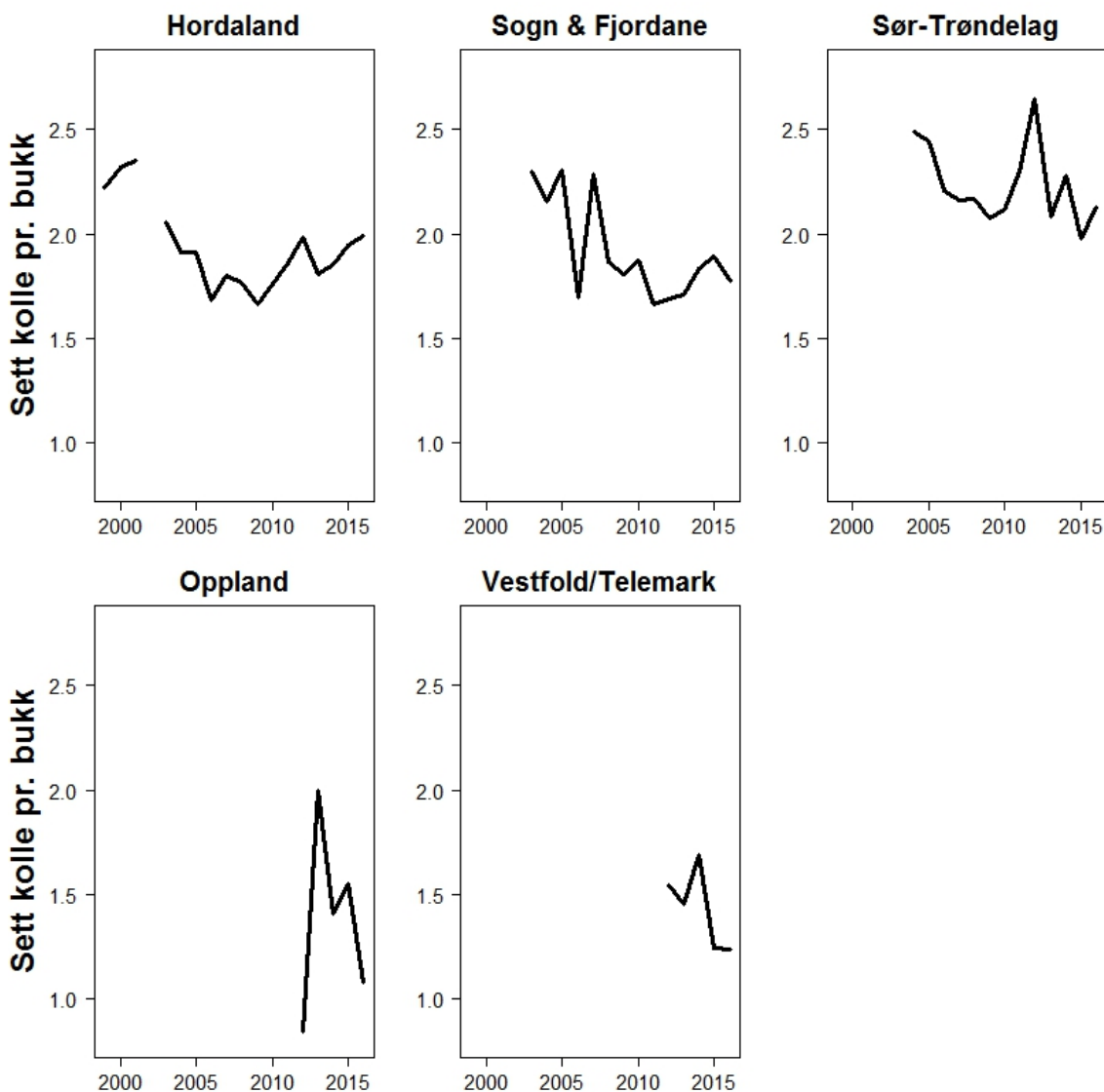


**Figur 3.3.9.1.** Gjennomsnittlig ( $\pm 2$  SE) sett kolle pr. bukk i Oppland (fylkesnummer 5), Vestfold (7), Telemark (8), Aust-Agder (9), Vest-Agder (10), Rogaland (11), Hordaland (12), Sogn & Fjordane (14), Møre & Romsdal (15), Sør-Trøndelag (16) og Nord-Trøndelag (17). Basert på observasjonsdata fra utmarksjakt. Tallene angir antall kommuner i materialet. Bare kommuner med årlige sett hjort-registreringer for perioden 2012-2016 og 50 eller flere hjortefellinger i 2016 er inkludert. Data er hentet fra Hjorteviltregisteret.

Situasjonen i overvåkingsområdene er også noe variert (Figur 3.3.9.2). Ser en den tilgjengelige sett hjort-tidsserien under ett, viser både Sogn & Fjordane og Sør-Trøndelag en trend i retning

en jevnere kjønnsfordeling. En slik trend var tydelig også i Hordaland fram til 2009. I årene etterpå antyder indeksen at utviklingen igjen går mot en mer kjønnskjev bestand. Som nevnt i det foregående kapittelet har det i den siste perioden blitt gjennomført en reduksjonsavskytning. Uttaket i denne perioden har vært jevnt fordelt mellom kjønnene. Når bukkene i utgangspunktet er i mindretall, vil et slikt uttak resultere i et sterkere jakttrykk på den kategorien det er færrest av, bukkene. Det observerte utviklingsmønsteret er derfor som forventet.

I Oppland og Vestfold/Telemark er datamaterialet fremdeles for lite til å sikkert påvise en utviklingstrend. Nivået viser derimot tydelig at de to regionene har en jevnere kjønssammensetning i sine bestander sammenlignet med de tre andre regionene (Figur 3.3.9.2).



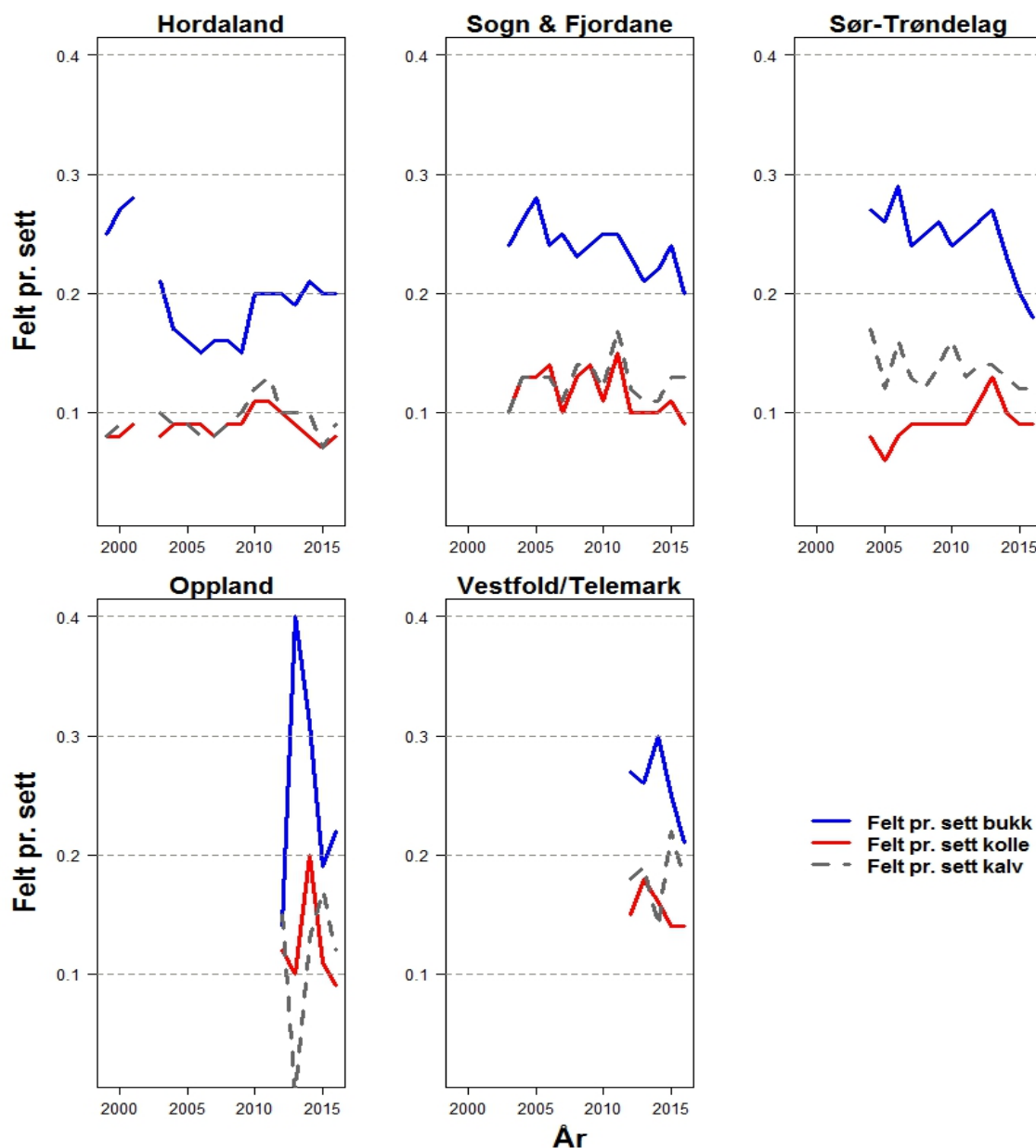
**Figur 3.3.9.2.** Utviklingen i sett kolle pr. bukk innen de fem overvåkingsregionene for hjort. Sett hjort-indeksen er basert på observasjoner fra utmarksjakt, og er sammenstilt på bakgrunn av alle data tilgjengelig fra 1999 for Hordaland, Sogn & Fjordane og Sør-Trøndelag, og fra 2012 for Oppland og Vestfold/Telemark.

### 3.3.10 Felt pr. sett hjort

Sett hjort-indeksen «felt pr. sett hjort» gir informasjon om jakttrykket for de ulike hovedkategoriene dyr i bestanden: Kalver, koller (ett år og eldre) og bukker (ett år og eldre). Denne indeksen



gjenspeiler hvor intenst de ulike dyrekategoriene jaktes. Eksempelvis vil en indeksverdi for bukk på 0,2 reflektere at det ligger 5 bukkeobservasjoner bak hver felling. En indeksverdi på 0,1 angir at det ligger 10 observasjoner bak hver felling. Stor mellomårsvariasjon i denne indeksen vil enten gjenspeile omlegging i avskytningsstrategi eller at grunnlagsmaterialet er for lite.



**Figur 3.3.10.1.** Utviklingen i antall kalv, kolle (ett år og eldre) og bukk (ett år og eldre) felt pr. observasjon av dyr tilhørende samme kategori. Sett hjort-indeksen er basert på observasjoner fra utmarksjakt, og er sammenstilt på bakgrunn av alle data tilgjengelig fra 1999 for Hordaland, Sogn & Fjordane og Sør-Trøndelag, og fra 2012 for Oppland og Vestfold/Telemark.

I materialet fra Hordaland er det to forhold som er verdt å merke seg. Jakttrykket på bukker er vesentlig høyere enn for de andre kategoriene dyr (Figur 3.3.10.1). I tillegg har det vært en trendendring for bukkene i løpet av tidsperioden med data. Fra 1999 til 2006 var det en tydelig reduksjon i jakttrykket på bukk. Fra 2009 har jakttrykket økt igjen. Dette underbygges av utviklingen i gjennomsnittsalder for eldre bukker (Figur 3.3.6.1) og bestandens kjønns sammensetning (Figur 3.3.9.2).

I materialet fra Sogn & Fjordane og Sør-Trøndelag, synes jakttrykket på bukker å være generelt avtagende (Figur 3.3.10.1). Det er likevel vesentlig høyere enn jakttrykket på koller og kalver. Som for Hordaland er også dette i tråd med utviklingen i andre overvåkingsvariabler/-indekser. I Sør-Trøndelag har det i tillegg vært en moderat økning i jakttrykket på koller.

Utfordringen med materialet fra Oppland har vi beskrevet tidligere, og vi legger derfor liten vekt på variasjonen som framkommer der. Tallene fra Vestfold/Telemark gir også inntrykk av at jakttrykket på bukker er noe høyere enn for koller og kalver. I figur 3.3.8.1 så vi at antall dyreobservasjoner pr. tidsenhet var mye lavere i Vestfold/Telemark sammenlignet med de tre andre regionene i samme figur. Med den lave bestandstettheten i Vestfold/Telemark lar nok jegerne færre skuddsjanser gå fra seg, enn i de mer hjortetette områdene. Dette gjenspeiles i at Vestfold/Telemark har relativt høye indeksverdier for kalver og koller (Figur 3.3.10.1). Også i denne regionen synes det som om jakttrykket på bukker er noe høyere enn for kalver og koller, noe som er i tråd tidligere presenterte resultater (Figur 3.3.6.1 og 3.3.9.2).



Hjorten er fortsatt relativt småfallen på Vestlandet til tross for tendenser til økende slaktevekter de siste 5 årene (Foto: Vebjørn Veiberg, NINA).

## 3.4 Utviklingen i overvåkingsområdene – villrein

### 3.4.1 Datatilgang i perioden 2012–2016

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 bør både en større andel av kjevene leveres og riktig vekt oppgis på flere av kjevene. Dette gjelder spesielt Hardangervidda og Setesdalsheiene. De negative trendene som er dokumentert med henhold til slaktevekter, kjevelengder og kalv pr. 100 SU (simler og ungdyr) i flere av områdene understreker behovet for en forbedring av kjeveinnsamlingen i disse områdene.

Datainnsamlingen i overvåkingsområdene for villrein har i det store og hele fulgt den opprinnelige planen og det er foretatt årlige kalv- og strukturtellinger i områdene samt gjennomført årlige kjeveinnsamlinger.

I løpet av overvåkingsperioden har vi mottatt 10 312 kjever for aldersbestemmelse. I inneværende overvåkingsperiode har vi i gjennomsnitt mottatt kjever fra 79 % av dyrene som felles i Forollhogna, 82 % i Snøhetta, 69 % i Knutshø, 87 % i Rondane sør, 66 % i Rondane nord, 51 % i Setesdal-Ryfylke og beskjedne 13 % på Hardangervidda (Tabell 3.4.1.1). I hvilken grad kjeven leveres sammen med korrekt slaktevekt varierer også mye mellom områdene. Vi mottar i gjennomsnitt korrekte vektdata på 94 og 95 % av de innsamla simle- og bukkekjevene i Forollhogna, 69 % og 65 % i Snøhetta, 79 % og 74 % i Knutshø, 79 % og 73 % i Rondane sør, 73 og 69 % i Rondane nord, 69 % og 65 % i Setesdal-Ryfylke og beskjedne 49 % og 48 % på Hardangervidda.

Kalv og strukturtellinger er stort sett gjennomført etter planen, men med noe svakere måloppnåelse på strukturtellingene. Kalvetellinger er gjennomført hvert år i samtlige områder og med et tilfredsstillende datagrunnlag for å beregne antall kalver pr. 100 SU (Tabell 3.4.1.1). Strukturtellinger er stort sett gjennomført hvert år i alle områder med unntak av Rondane nord hvor det ikke var strukturtelling i 2012, i Rondane sør hvor det ikke var strukturtelling i 2012 og 2013 og i Setesdal-Ryfylke hvor vi ikke lyktes med å gjennomføre strukturtelling i 2012. I de årene vi har gjennomført strukturtellinger er tallgrunnlaget bra for beregning av stammens kjønns- og alderssammensetning etter jakt, men med unntak av Snøhetta øst i 2015 da det bare ble funnet 177 dyr på tellingen her (Tabell 3.4.1.1).

**Tabell 3.4.1.1.** Områdevis oversikt over antall (N) villrein med kjønns- og aldersdata fordelt på år i siste delperiode (2012-2016). %-kolonnen viser andelen dyr med data av det totale antallet felte villrein innrapportert til SSB. Tabellen viser også hvor mange dyr som totalt ble registrert i forbindelse med kalvetelling og strukturtelling i det respektive område og år.

Område	År	Kjønns- og aldersdata		Kalvetelling N	Strukturtelling N	Felte villrein (SSB) N
		N	%			
Forollhogna	2012	384	85	1 898	973	453
	2013	407	74	1 827	682	550
	2014	493	78	1 937	936	631
	2015	443	76	1 365	595	582
	2016	486	81	1 518	953	598
Snøhetta	2012	351	82	2 210 <sup>(1)</sup> / 181 <sup>(2)</sup>	1 152 <sup>(1)</sup>	429
	2013	526	76	2 300 <sup>(1)</sup> / 467 <sup>(2)</sup>	874 <sup>(1)</sup>	692
	2014	711	83	2 473 <sup>(1)</sup> / 566 <sup>(2)</sup>	834 <sup>(1)</sup>	852
	2015	644	83	1 479 <sup>(1)</sup> / 289 <sup>(2)</sup>	177 <sup>(1)</sup>	774
	2016	560	87	1 910 <sup>(1)</sup> / 380 <sup>(2)</sup>	987 <sup>(1)</sup>	647
Knutshø	2012	247	66	1 324	182	374
	2013	259	69	1 256	233	374
	2014	244	70	778	218	350
	2015	285	72	1 269	152	395
	2016	177	70	1 158	313	253
Rondane nord	2012	54	56	1 008	262	96
	2013	33	73	871	0	45
	2014	88	66	1 238	548	133
	2015	88	66	1 149	728	134
	2016	157	69	1 436	582	227
Rondane sør	2012	432	93	1 160	0	467
	2013	423	82	785	0	517
	2014	334	87	1564	955	382
	2015	283	87	1 351	773	324
	2016	117	87	955	435	134
Setesdal-Ryfylke	2012	64	39	1 727	0	165
	2013	127	45	1 752	1 412	284
	2014	175	50	1 994	959	347
	2015	212	51	1 415	1 030	412
	2016	274	59	2 000	724	466
Hardangervidda	2012	154	13	6 790	973	1 190
	2013	228	11	11 639	682	2 087
	2014	377	15	9 209	936	2 588
	2015	246	15	9 139	595	1 682
	2016	219	12	8 421	953	1 846

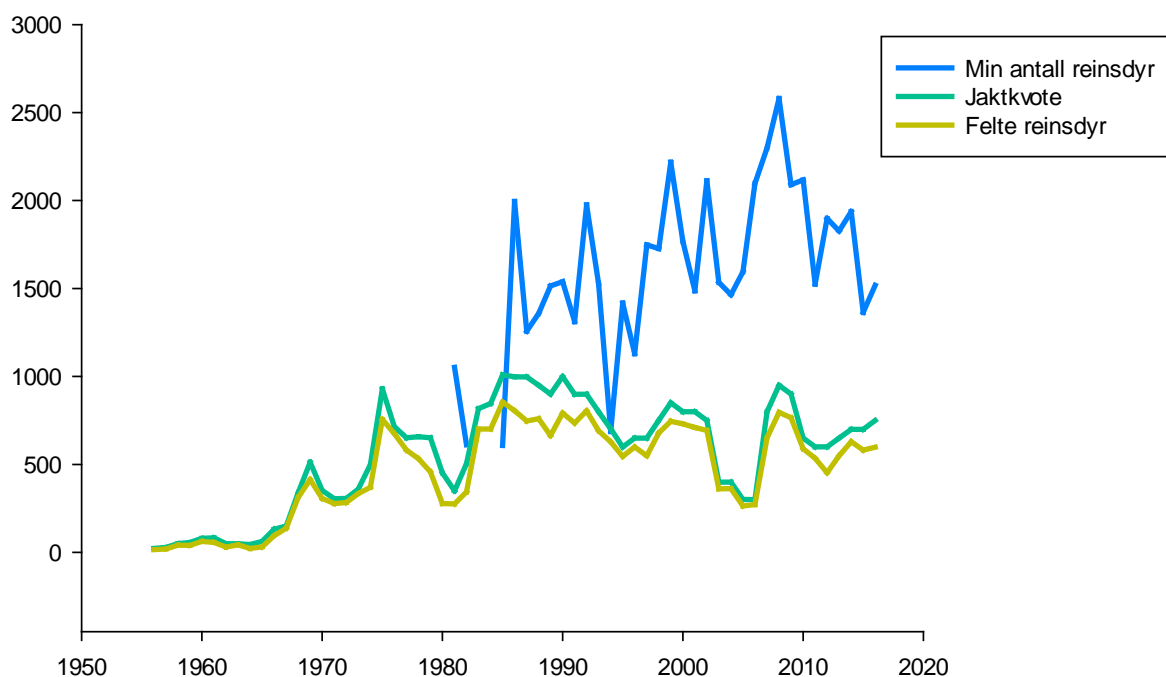
<sup>(1)</sup>: Snøhetta øst; <sup>(2)</sup>: Snøhetta vest.



### 3.4.2 Forollhogna

#### 3.4.2.1 Bestandsutvikling i Forollhogna

Forollhogna ble etablert som villreinområde på slutten av 1950-tallet. I de første årene 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 Forollhogna har vært kjennetegnet av høye slaktevekter og jevn og høy kalveproduksjon.



**Figur 3.4.2.1.1.** Bestandsutvikling i Forollhogna i perioden 1956-2016 vist som antall rein funnet på sommertellingene (blå linje), jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (gul linje).

I Overvåkingsprogrammet representerer Forollhogna et villreinområde med høy avkastning og relativt stabil bestandsutvikling. Solberg mfl. (2012) oppsummerte utviklingstrekkene i de norske villreinstammene for perioden 1992-2011 ved utløpet av forrige overvåkingsperiode. For Forollhognas vedkommende poengterte vi da en betydelig vektnedgang. Dette er en bekymringsfull utvikling og har sammen med spørsmål om hvordan ferdsel til Forollhognatoppen påvirker reinsens bruk av de østlige delene av villreinområdet (Gundersen mfl. 2017), blitt et viktig tema i den lokale og regionale forvaltningen.

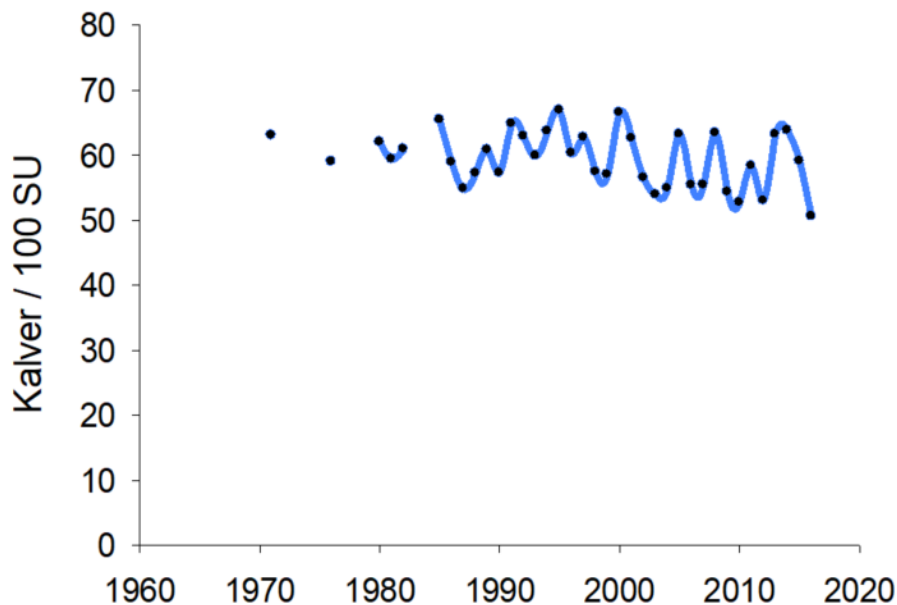
Kontrollen med bestandsforvaltningen har stort sett vært god og det er nær sammenheng mellom utskrevet jaktkvote og fellingsresultat. Men fra og med 1999 ble bestanden i Forollhogna betydelig redusert og antall reinsdyr i vinterbestanden var i en periode langt mindre enn vedtatt i gjeldende driftsplan. 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 (Figur 3.4.2.3.1). Bestanden var noe større enn målsetningen i årene etter bestandsoppbyggingen (Figur 3.4.2.1.1), men var tilnærmet lik vedtatte bestandsmål både ved utgangen av forrige og nåværende overvåkingsperiode. Oppslutningen om Overvåkingsprogrammet har vært svært god og Forollhogna er av den grunn det området hvor vi har best dokumentasjon på bestands- og kondisjonsutviklingen.

#### 3.4.2.2 Kalvetellinger i Forollhogna

Kalvetellinger har vært gjennomført årlig i Forollhogna siden 1984. I tillegg har vi tilgang til tellinger tilbake til 1971 (Figur 3.4.2.2.1). Antall kalv pr. 100 SU har hele tiden vært høyt og variert relativt lite mellom år. Årlig har vi registrert mellom 55 og 65 kalver pr. 100 SU. Fra og med



midten av 1990-tallet har det vært en svak nedgang i kalveandelen i fostringsflokkene. Gjennom siste overvåkingsperiode har kalveraten variert mellom 51 og 64 kalver pr. 100 SU og viser også større variasjon mellom år (Figur 3.4.2.2.1).

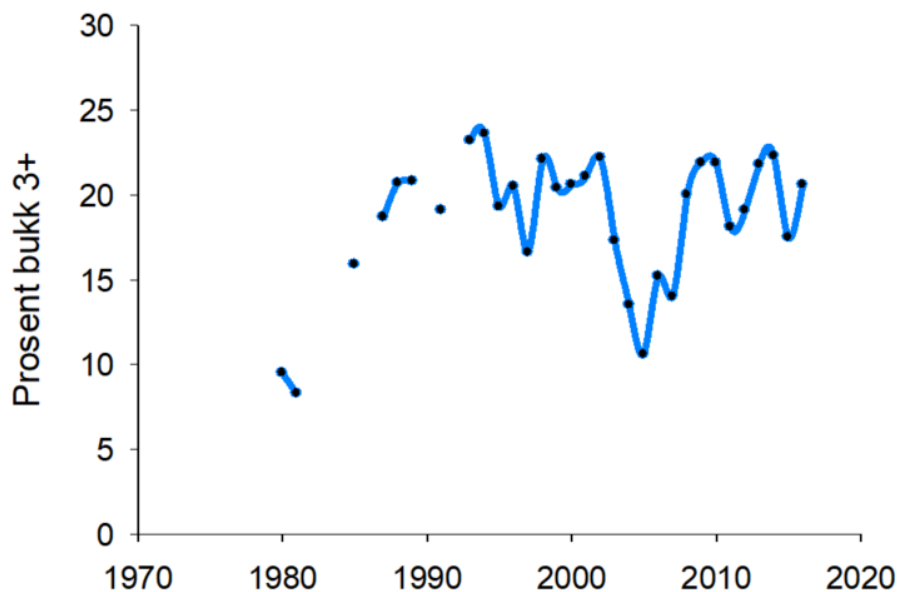


**Figur 3.4.2.2.1.**  
Resultater fra kalvetellingene i Forollhogna i perioden 1971-2016.

### 3.4.2.3 Kønns- og alderssammensetning i Forollhogna

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 årene etter bestandsnedgangen først på 2000-tallet. Forvaltningen dreide da avskytingen over på bukk. Dette ble gjort for å beholde flest mulig simler slik at bestanden kunne gjenoppbygges til bestandsmålet så raskt som mulig.

Bestandsmålet ble nådd i forrige overvåkingsperiode og en har også klart å øke andelen voksen bukk i årene som har gått siden bestandsnedgangen. Bukker 3 år og eldre har i ettertid utgjort ca. 20 % av vinterbestanden (Figur 3.4.2.3.1).

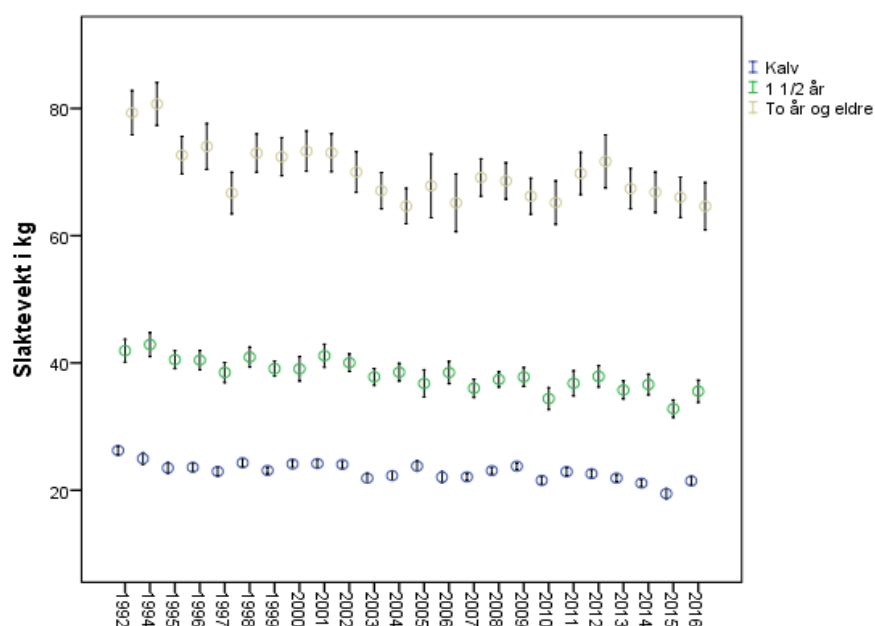


**Figur 3.4.2.3.1.**  
Resultater fra strukturtellingene i Forollhogna. Andel bukk 3 år og eldre i perioden 1979-2016.

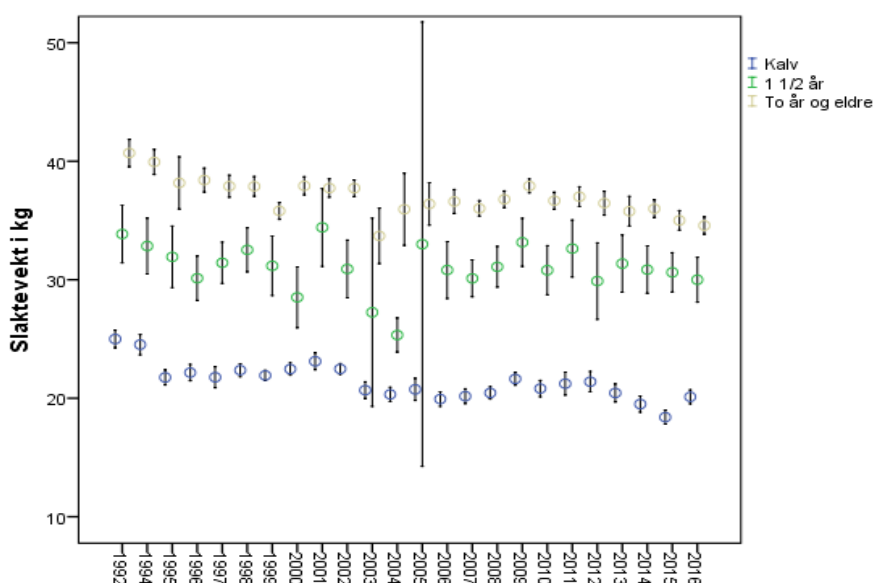
### 3.4.2.4 Kjeve- og vektinnsamling i Forollhogna

Slaktevekter og kjever i Forollhogna har historisk vært blant de høyeste og lengste i landet (Skogland 1984a, 1985). Gjennom Overvåkingsprogrammet har vi tilgang til årlige data på kjevelengde og vekt tilbake til 1992. Jegerne i Forollhogna viser stor oppslutning om overvåkingsprogrammet og det er levert kjever fra hele 82 % av dyrene som er felt siden 1992 (unntatt 1993 da det ikke ble samlet inn kjever), og 79 % den siste fem års perioden. Innsamlingsfrekvensen er også meget stabil over år (SD = 7 %). I tillegg til at det samles inn kjever fra en stor andel av de felte dyra så leveres det også vektdata på svært mange av dyrene (henholdsvis 94 % og 95 % av de innleverte simle- og bukkekjene). Til sammen bidrar dette til at vi har et meget godt datasett fra Forollhogna.

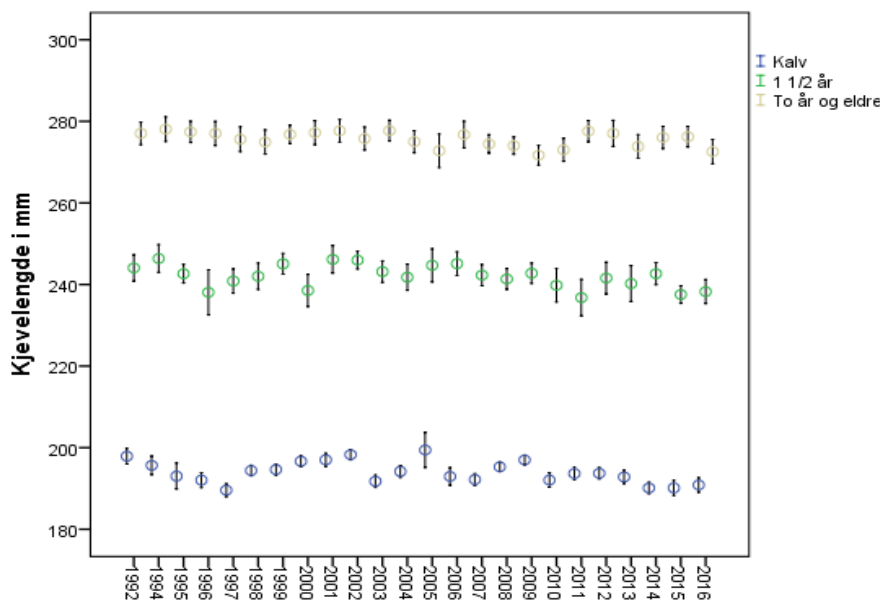
Vi har tidligere påpekt en vekt nedgang på omkring 20 % hos alle kjønns- og aldersgrupper i Forollhogna siden vi startet med kjeveinnsamling. Resultatene fra siste femårsperiode bidrar til å styrke disse resultatene. Den negative trenden er signifikant for både slaktevekter (Figur 3.4.2.4.1 og Figur 3.4.2.4.2,  $P < 0,001$  for begge kjønn) og kjevelengder (Fig 3.4.2.4.3 og Figur 3.4.2.4.4,  $P < 0,001$ ).



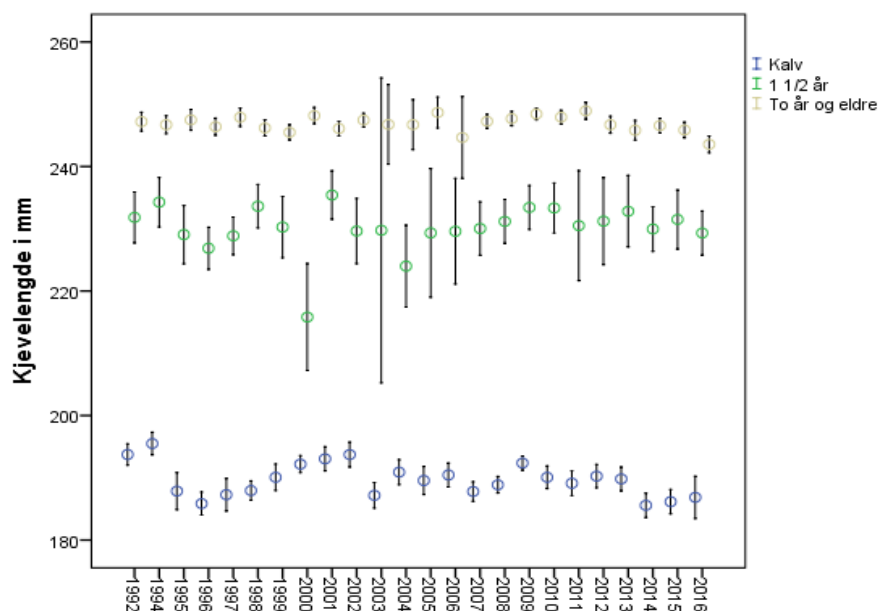
**Figur 3.4.2.4.1.** Slaktevekt hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Forollhogna i perioden 1992-2016.



**Figur 3.4.2.4.2.** Slaktevekt hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Forollhogna i perioden 1992-2016.



**Figur 3.4.2.4.3.** Kjevelengde hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Forollhogna i perioden 1992-2016.



**Figur 3.4.2.4.4.** Kjevelengde hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Forollhogna i perioden 1992-2016.

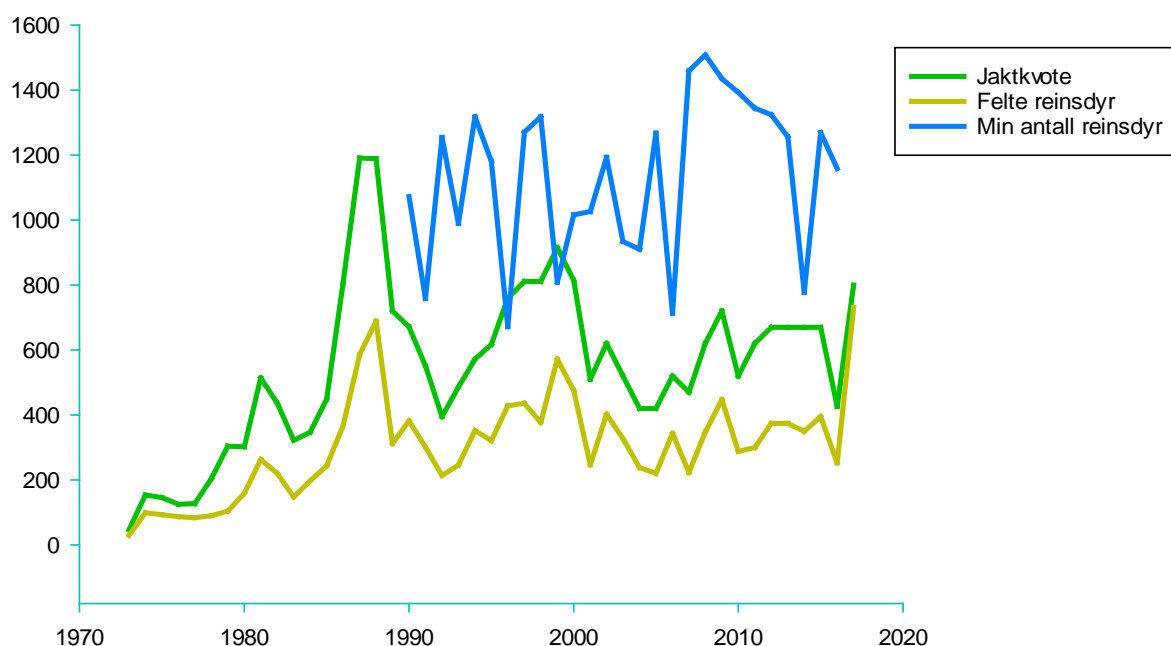


Det er fortsatt mange fine bukker i Forollhogna selv om overvåkingsdataene viser en vekt-reduksjon på ca. 20 % i alle kjønns- og aldersgrupper siden 1992 (Foto: Olav Strand, NINA).

### 3.4.3 Knutshø

#### 3.4.3.1 Bestandsutvikling i Knutshø

Knutshø var i likhet med Forollhogna kjennetegnet av dyr i god kondisjon og høy kalveproduksjon. Knutshø er også et typisk innlandsområde med kalkrik berggrunn og svært gode beiteforhold (Jordhøy mfl. 1996). I motsetning til Forollhogna har Knutshø et utstrakt vegnett, og både ferdsel og tidvis store jegerkonsentrasjoner er et viktig tema for forvaltningen av villreinen i dette området (Strand mfl. 2015a). Radiomerking med GPS-sendere har vist at vegnettet i Knutshø har en negativ innvirkning på reinsdyrs arealbruk og dyra har bare brukt en beskjeden del (ca. 40 %) av områdets totalareal de seinere åra (Strand mfl. 2015a). De siste åra har kalvetilveksten i Knutshø avtatt betydelig og det er dokumentert en nedgang i slaktevekt hos voksne bukker (Solberg mfl. 2012).



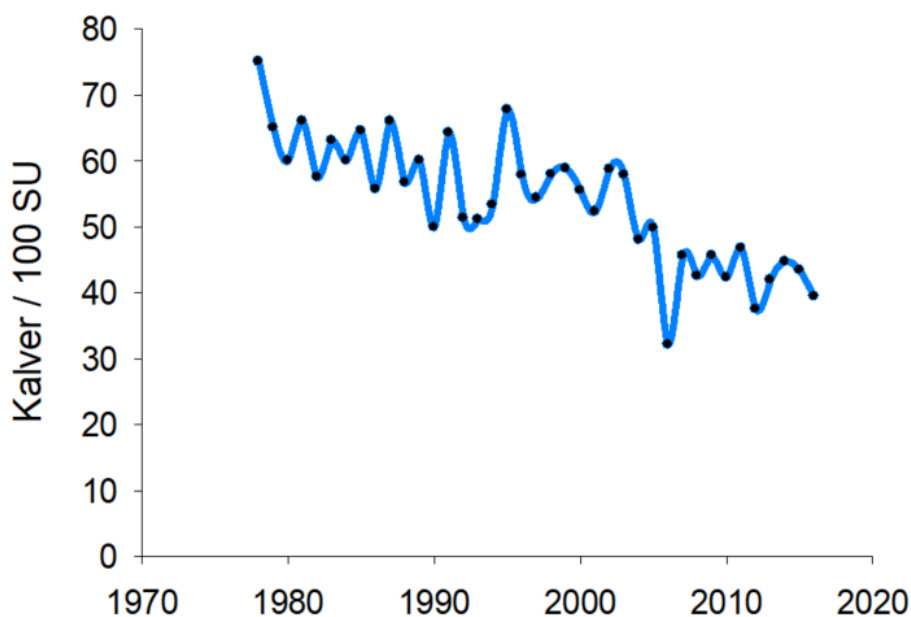
**Figur 3.4.3.1.1.** Bestandsutvikling i Knutshø i perioden 1973-2016 vist som antall rein funnet på sommertellingene (blå linje), jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (gul linje).

Forvaltningsmålet i Knutshø har lenge vært å ha en vinterbestand på ca. 1 500 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 (Figur 3.4.3.1.1). I begge perioder svarte forvaltningen på bestandsveksten med å øke jaktkvotene og jaktuttaket. Resultatet er at vinterbestanden i Knutshø stort sett har variert omkring et gjennomsnitt på 1 000 dyr siden begynnelsen av 1980-tallet, men med en betydelig økning i jaktkvoter og jaktuttak i slutten av siste overvåkingsperiode (Figur 3.4.3.1.1).

#### 3.4.3.2 Kalvetellinger i Knutshø

I Knutshø har vi tilgang til årlige kalvetellinger siden 1978. Fram til og med slutten av 1990-tallet hadde stammen i Knutshø, som i Forollhogna og Ottadalen, høy kalverekruttering. Siden har det vært en betydelig nedgang i kalv pr. 100 SU i Knutshø ( $P < 0,001$ ). I de siste åra har vi årlig registrert drøyt 40 kalver pr. 100 SU (Figur 3.4.3.2.1).

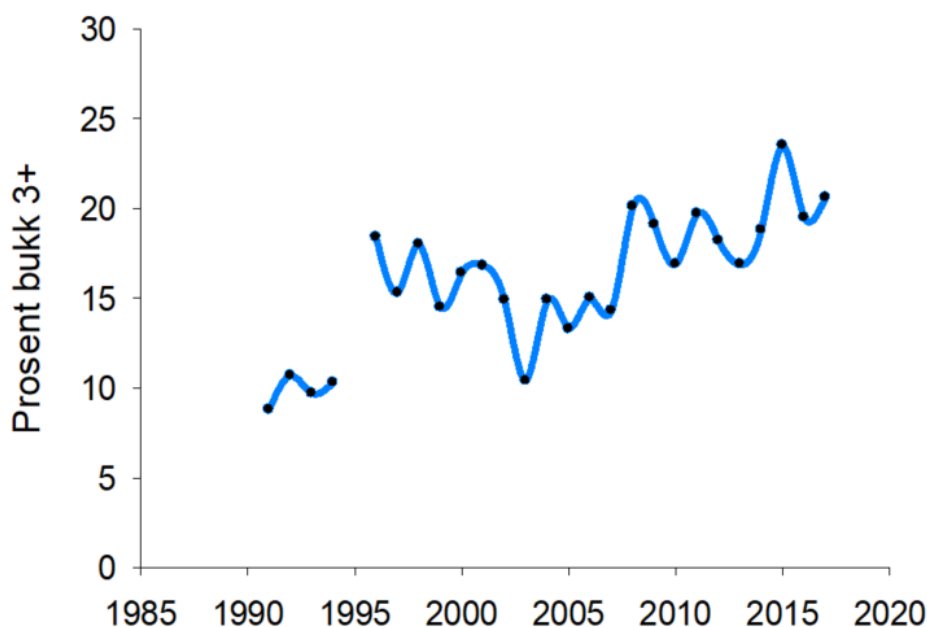
Ved utløpet av forrige overvåkingsperiode var kalveproduksjonen i Knutshø på samme nivå som i Setesdal-Ryfylke som tradisjonelt har vært blant landets mest marginale villreinområde (Solberg mfl. 2012). Denne utviklingstendensen har holdt seg og resultatene fra siste overvåkingsperiode (2012-2016) er litt svakere enn resultatene fra forrige periode (2007-2011).



**Figur 3.4.3.2.1.**  
Resultater fra kal-  
vetellingene i  
Knutshø i perio-  
den 1978-2016.

#### 3.4.3.3 Kønns- 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 økt. Vi registrerte noe i overkant av 20 % bukk 3 år og eldre under de siste åras strukturtellinger (Figur 3.4.3.3.1). Bukkeandelen i Knutshø er dermed ved målsetningen som er satt for dette området og tilsvarer andre villreinområder med høy andel voksne bukker.

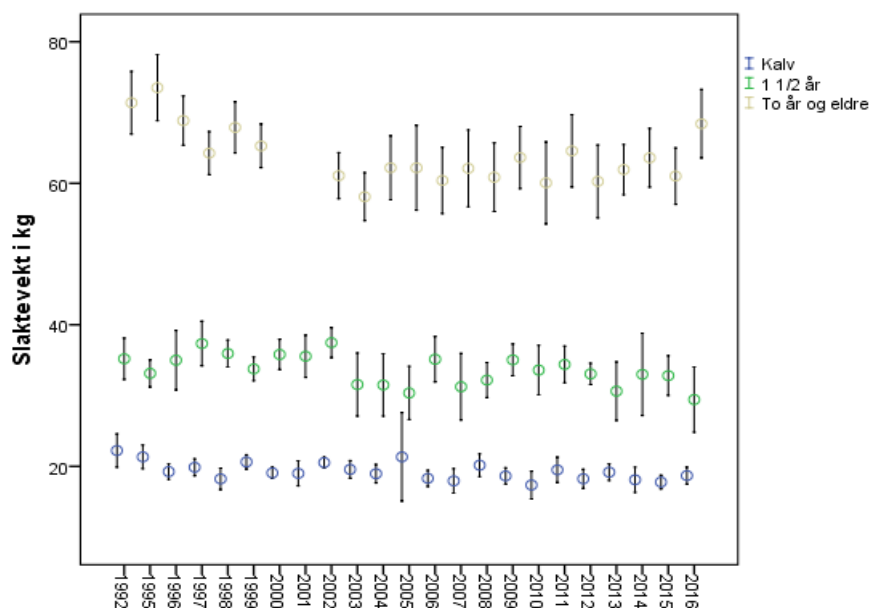


**Figur 3.4.3.3.1.**  
Resultater fra  
strukturtellingene  
i Knutshø. Andel  
buk 3 år og eldre  
i perioden 1991-  
2016.

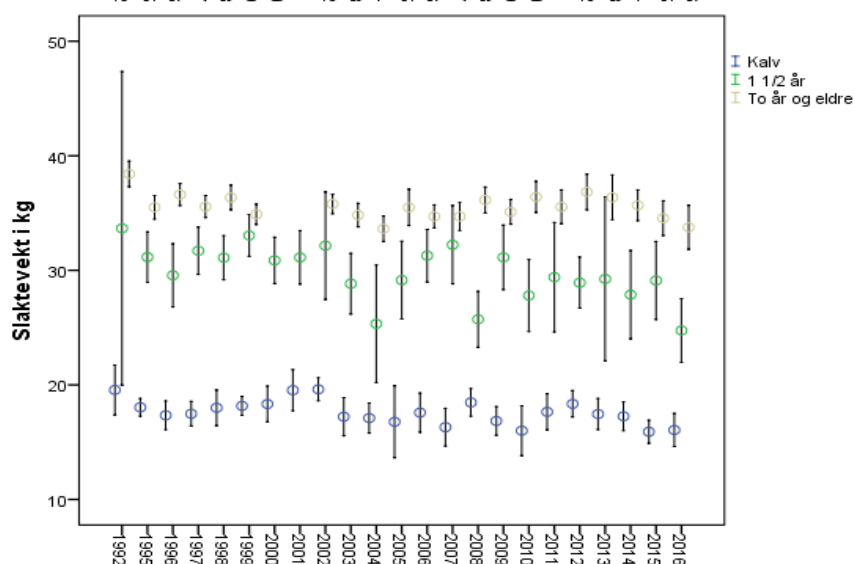
#### 3.4.3.4 Kjeve- og vektinnsamling i Knutshø

I Knutshø har vi gjennomført årlige kjeveinnsamlinger siden 1995. I 2001 og 2002 ble ikke dyr som var 2 år og eldre aldersbestemt. Oppslutningen om kjeveinnsamlingene i Knutshø er rimelig bra og det leveres årlig inn kjever fra omtrent 58 % av de felte dyra. Av disse rapporterer jegerne også vektdata fra 79 % av bukkene og 74 % av simlene (gjennomsnittstall siden 1991).

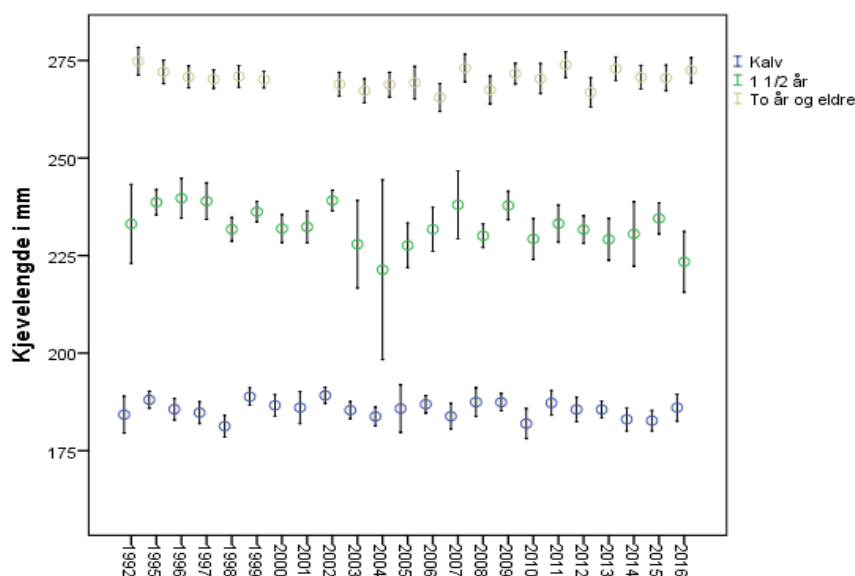




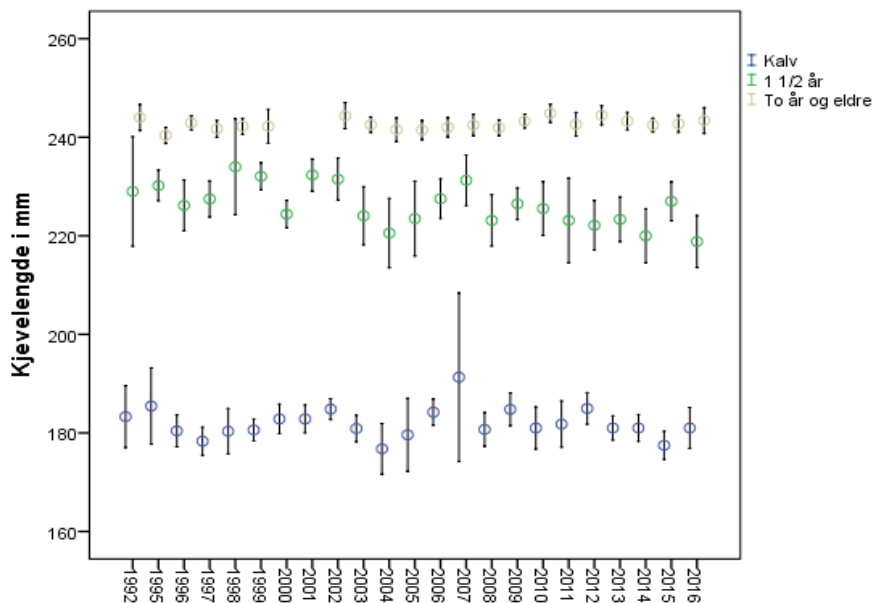
**Figur 3.4.3.4.1.** Slaktevekt hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Knutshø i perioden 1992-2016.



**Figur 3.4.3.4.2.** Slaktevekt hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Knutshø i perioden 1992-2016.



**Figur 3.4.3.4.3.** Kjevelengde hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Knutshø i perioden 1992-2016.



**Figur 3.4.3.4.4.** Kjevelengder hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Knutshø i perioden 1992-2016.

I Knutshø finner vi i likhet med Forollhogna en statistisk sikker nedgang i slaktevekt for alle kjønns- og aldersgrupper ( $P < 0,001$ ). Vektnedgangen er sterkest hos voksne bukker (Figur 3.4.3.4.1) og noe svakere hos voksne simler (simler 2 år og eldre, Figur 3.4.3.4.2). Vi finner ikke de samme trendene i kjevelengde (Figur 3.4.3.4.3 og 3.4.3.4.4), med unntak for åringsdyra hvor det er en signifikant ( $P < 0,001$ ) negativ trend hos begge kjønn.



Reinsdyra i Knutshø har lett for å samles i et fåtall store og tette flokker i løpet av jakta (Foto: Vemund Jaren).

### 3.4.4 Rondane

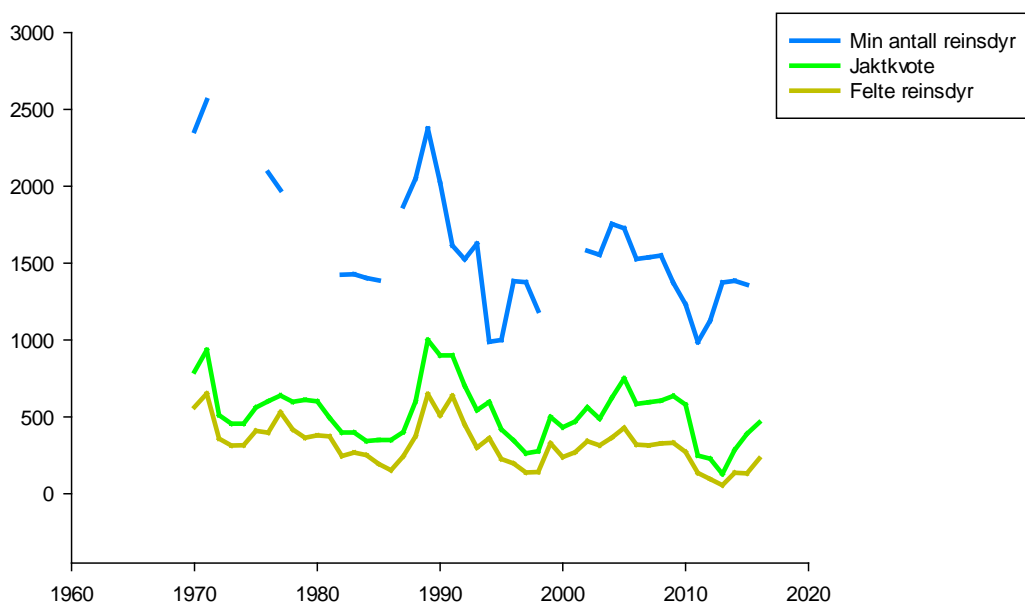
Rondane nord er et typisk innlandsområde og er regnet for å være et typisk vinterbeiteområde. I likhet med Setesdal-Ryfylke og Snøhetta er også villreinbestanden i Rondane delt som følge av menneskelig påvirkning (Nilsen & Strand 2017). Tidligere har en i perioder operert med tre separate forvaltningsenheter i Rondane: Nordområdet og arealene nord for Rondanemassivet har vært regnet som en enhet, det tidligere midtområdet og Rondane sør.

I Rondane sør er villreinstammen systematisk bygd opp fra et fåtall dyr (Figur 3.4.4.1.2), og i de seinere åra har denne bestanden i økende grad også tatt i bruk områder som ligger nord for Rv 27 vinterstid (dvs. det tidligere midtområdet). I motsetning til nordområdet har sørområdet rike sommerbeiter og dyra bruker også områder under skoggrensa i deler av året (Jordhøy 2008, Strand mfl. 2015a).

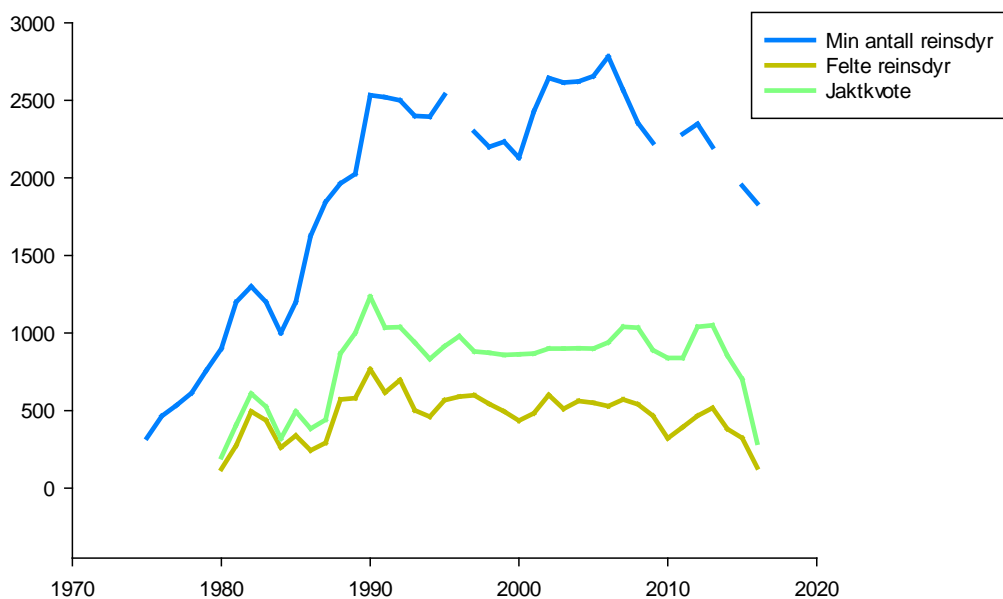
Vi har valgt å presentere resultatene fra Rondane i ett felles kapittel med egne figurer for nord- og sørområdet. I Overvåkingsprogrammet representerer de to områdene forskjellige bestands-situasjoner. I nordområdet har bestanden vært relativt stabil og miljøforholdene er typisk kontinentale. Bestanden i sør har gjennom en årrekke vært i vekst, og har et rikere beitetilbud enn nordområdet. Begge områder er stekt preget av menneskelig påvirkning og ferdsel som til sammen har forårsaket dagens fragmenterte bestandssituasjon.

#### 3.4.4.1 Bestandsutvikling i Rondane

Rundt 1970 ble det registret ca. 2 500 dyr i nordområdet. I årene etter ble bestanden redusert inntil en ny moderat bestandsøkning inntraff rundt 1990 (Figur 3.4.4.1.1). Etter 1990 har bestandsanslaget variert omkring 1500 dyr vinterstid. Jaktuttaket har med unntak av de første årene på 1990-tallet vært på drøyt 500 dyr (Figur 3.4.4.1.1). Ved utløpet av forrige overvåkingsperiode var bestanden lavere enn målsetningen, og jaktkvote og jaktuttak ble av den grunn redusert. I løpet av de seinere åra har antallet reinsdyr igjen økt og bestanden antas å være nært bestandsmålet i nordområdet ved periodens slutt (Figur 3.4.4.1.1).



**Figur 3.4.4.1.1.** Bestandsutvikling i Rondane nord i perioden 1970-2016 vist som antall rein funnet på vintertellinger (blå linje), jagtkvota (grønn linje) og jaktuttak (gul linje).



**Figur 3.4.4.1.2.** Bestandsutvikling i Rondane sør i perioden 1975-2016 vist som antall rein funnet på vintertellinger (blå linje), jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (gul linje).

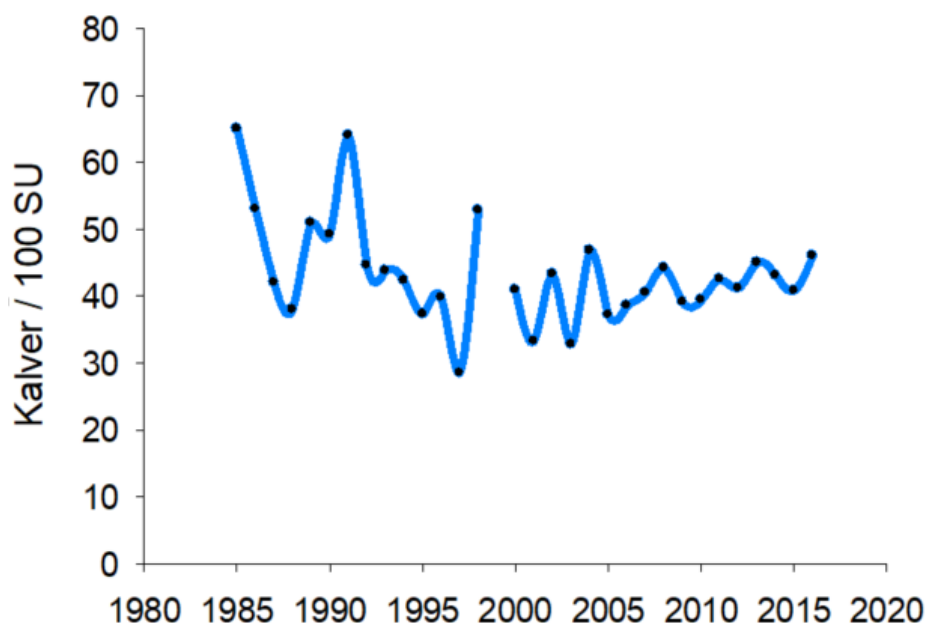
I sørområdet har bestanden vært gjenstand for en systematisk oppbygging. Fram til ca. 1990, og en vinterbestand på 2 500 dyr, var jaktkvotene redusert og bestanden i vekst. Etter 1990 har vintertellingene årlig variert rundt 2 500 dyr og jaktuttaket har vært omtrent 500 årlig (Figur 3.4.4.1.2). Vintertellingene antydde en svak bestandsnedgang ved utgangen av forrige overvåkingsperiode. Denne trenden har siden fortsatt og bestanden er trolig mindre enn bestandsmålet på tross av at jaktkvoter og jaktuttak har vært betydelig redusert de siste åra (Figur 3.4.4.1.2).

Reinsdyras arealbruk i Rondane er sterkt påvirket av veger, hyttebygging og ferdsel. Prosjekter som har vært gjennomført de seinere åra og som har dokumentert arealbruken med GPS-sendere har vist at fragmenteringen av området kan tilskrives summen av menneskelig påvirkningen. En har også vist at reinsdyra i disse områdene har en utstrakt bruk av skogsområdene gjennom våren og sommeren. Dyrenes opphold i skogen bidrar sammen med den betydelige fragmenteringen til å komplisere overvåking og dermed også bestandsforvaltningen. En har i dag ingen direkte forklaring på bestandsnedgangen i sørområdet. Både utvandring til andre områder (Sølnkletten) og predasjon i løpet av sommeren kan være faktorer som enten hver for seg eller til sammen bidrar til å forklare den observerte utviklingen.

En viderefører nå merkeaktiviteten i Rondane som ble startet i forbindelse med det lokale GPS-merkeprosjektet. I dette prosjektet er det laget en arbeidsgruppe som skal se spesielt på arealbruken i skogsområdene og forsøksvis se om predasjon/dødelighet kan være en faktor som har påvirket bestandsutviklingen i sørområdet.

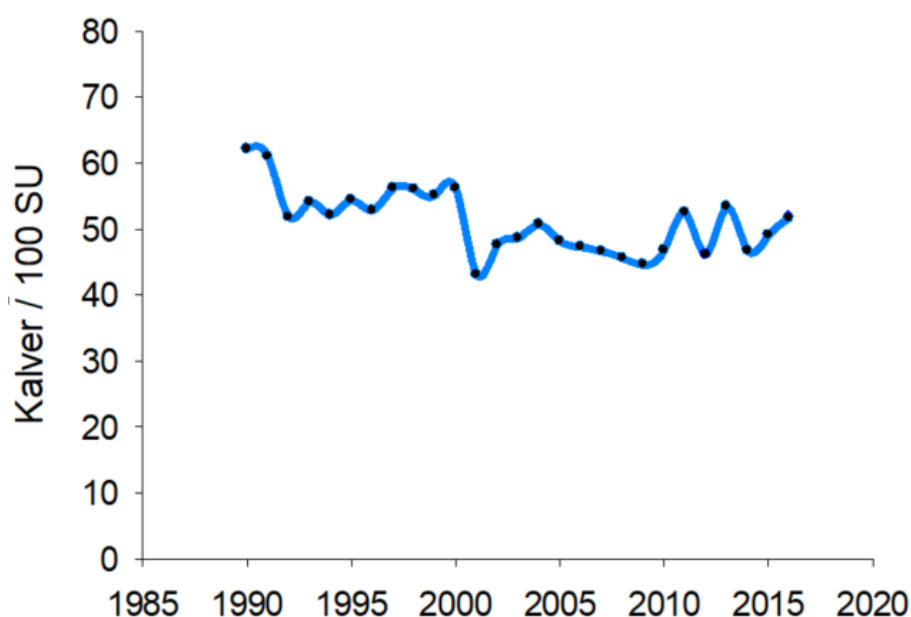
### 3.4.4.2 Kalvetellinger i Rondane

I nordområdet har vi tilgang til årlige kalvetellinger siden 1985. Antall kalver pr. 100 simler og ungdyr har variert mellom drøyt 60 kalver pr. 100 SU til i underkant av 30 kalver pr. 100 SU (Figur 3.4.4.2.1). I den siste 10-års perioden har kalveandelen ligget på ca. 40 kalver med noe mindre årsvariasjon sammenlignet med de første årene i tidsserien.



**Figur 3.4.4.2.1.**  
Resultater fra kalvetellingene i Rondane nord i perioden 1985-2016.

I sørområdet har vi tilgang til årlige kalvetellinger siden 1990. Antall kalver pr. 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 pr. 100 SU, mens vi i den siste 10-årsperioden stort sett har funnet rundt 50 kalver pr. 100 SU (Figur 3.4.4.2.2).

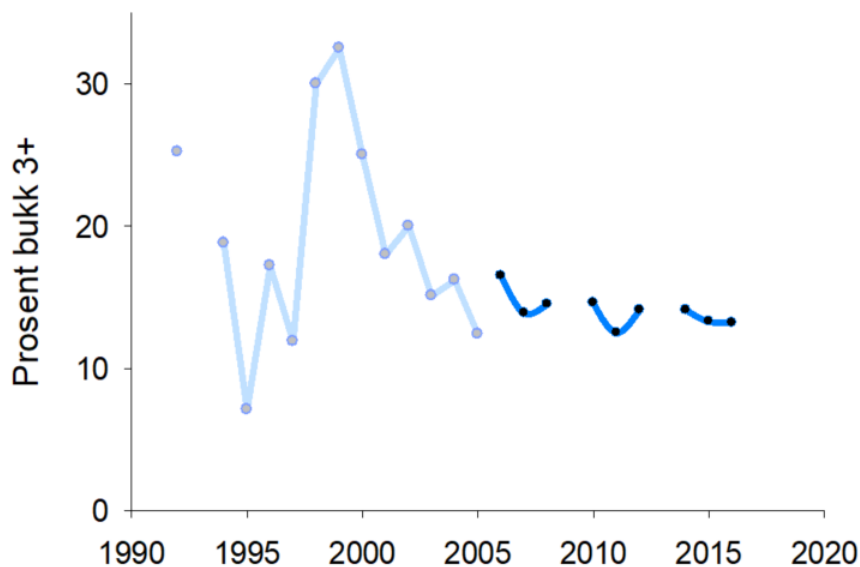


**Figur 3.4.4.2.2.**  
Resultater fra kalvetellingene i Rondane sør i perioden 1990-2016.

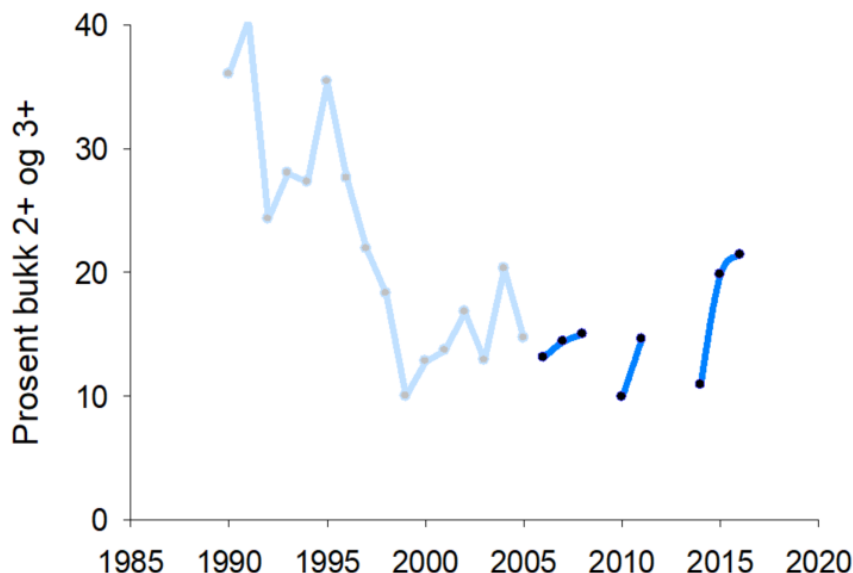
### 3.4.4.3 Kønns- og aldersstruktur i Rondane

Fram til og med 2006 ble strukturtellingene i Rondane gjennomført i forbindelse med minimumstellingene om vinteren. Fra og med 2006 er dette endret og strukturtellingene i Rondane gjennomføres nå etter samme metode som i de øvrige overvåkingsområdene. På grunn av disse 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 inneværende overvåkingsperiode har vi årlig registrert ca. 15 % bukk tre år og eldre i nordområdet (Figur 3.4.4.3.1). Andelen bukk 3 år og eldre har vært noe lavere i sørområdet men tellingene viser en oppgang de siste åra (Figur 3.4.4.3.2).





**Figur 3.4.4.3.1.** Resultater fra strukturtellingene i Rondane nord. Lys blå linje representerer andelen bukk 2 år og eldre under vintertellingene, mens blå linje viser andelen bukk 3 år og eldre under strukturtellingene om høsten.

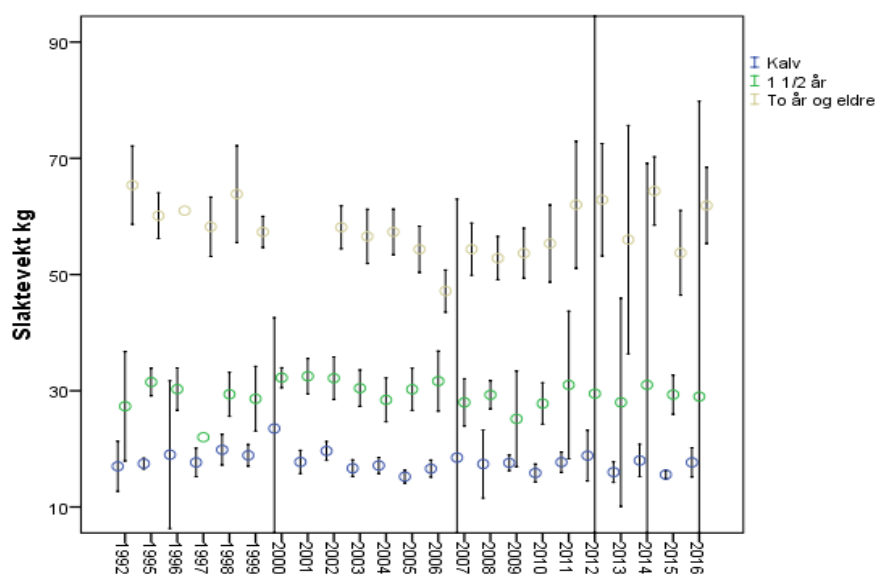


**Figur 3.4.4.3.2.** Resultater fra strukturtellingene i Rondane sør. Lys blå linje representerer andelen bukk 2 år og eldre under vintertellingene, mens blå linje viser andelen bukk 3 år og eldre under strukturtellingene om høsten.

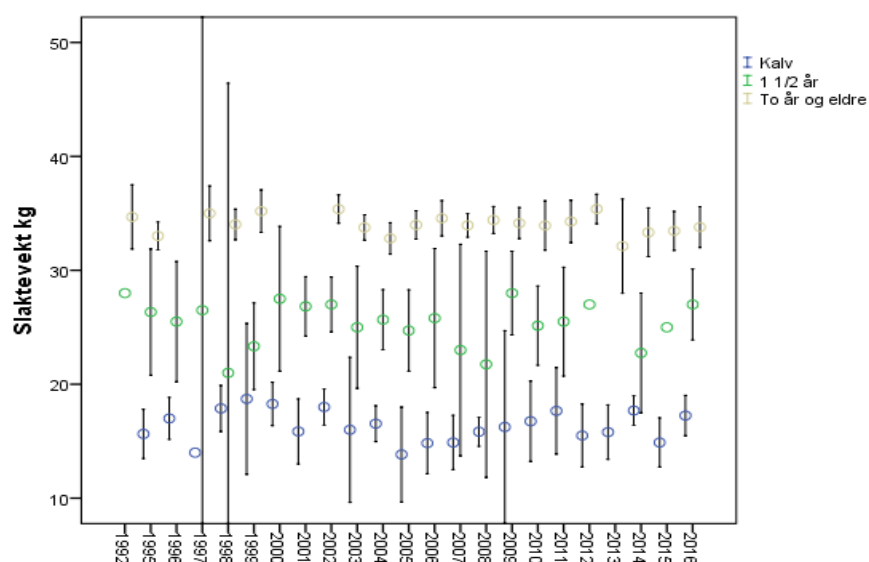
#### 3.4.4.4 Kjeve- og vektinnsamling i Rondane

Oppslutningen om kjeveinnsamlingene i Rondane nord kunne vært bedre. I gjennomsnitt er det levert kjever fra 28% av dyrene som er felt her siden oppstarten av programmet. I siste overvåkingsperiode er det levert kjever fra 66 % av dyrene som felles. Dataseriene fra Rondane nord viser en betydelig variasjon rundt de årlige gjennomsnittsverdiene. Det bør derfor legges innsats i å få inn kjever fra en større andel av dyrene som felles. Det bør også jobbes med å inn presise vektdata selv om andelen kjever som leveres med vektdata er rimelig høy.

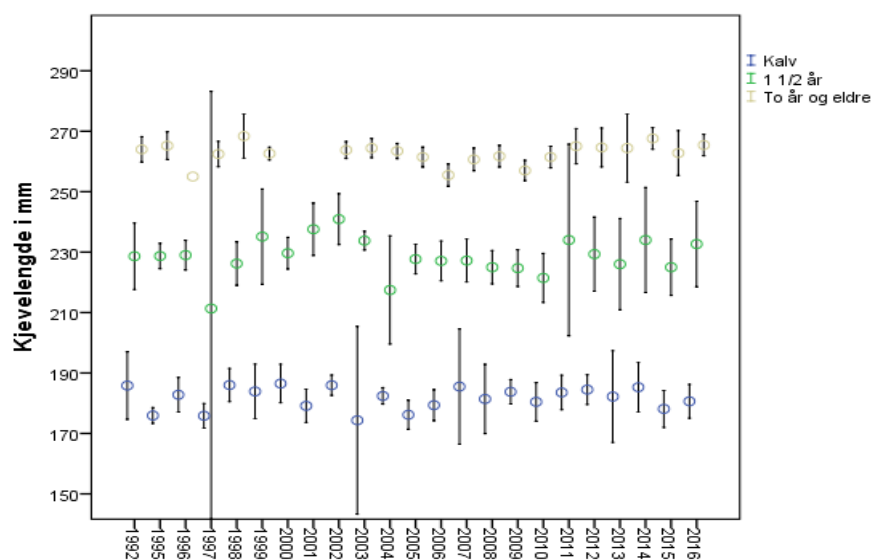
Ved utløpet av forrige overvåkingsperiode påpekte vi en negativ trend i slaktevekt og kjevelengde hos voksne bukker i nordområdet (Figur 3.4.4.4.1 og 3.4.4.4.3), men ingen tilsvarende trender hos kalver, ungdyr og simler ( $P > 0,05$ , Figur 3.4.4.4.1 - 3.4.4.4.4). I siste overvåkingsperiode har slaktevektene hos bukk vært noe høyere (Figur 3.4.4.4.1), og følgelig ser vi ikke lenger noen konsistent trend for noen kjønns- og aldersgruppe i Rondane nord.



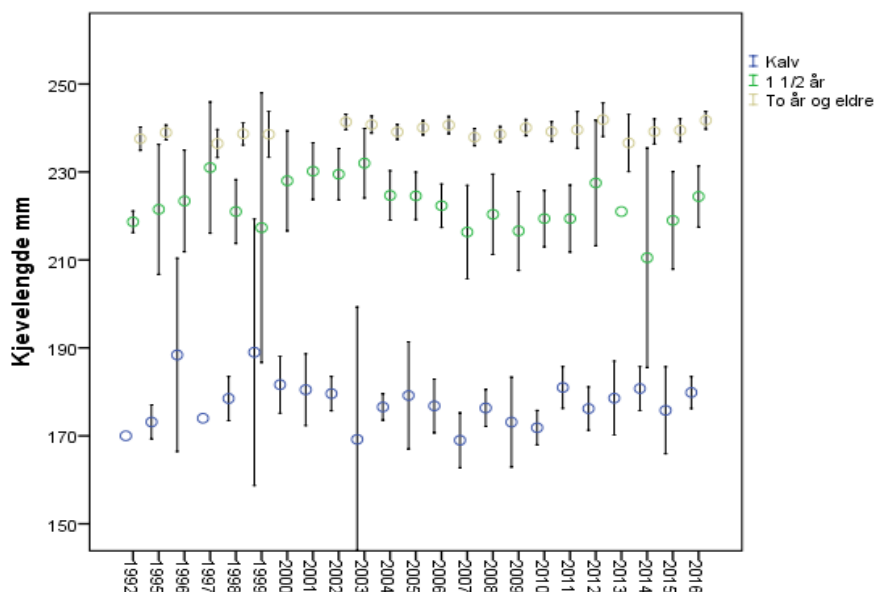
**Figur 3.4.4.4.1.** Slaktevekt hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane nord i perioden 1992-2016.



**Figur 3.4.4.4.2.** Slaktevekt hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane nord i perioden 1992-2016.



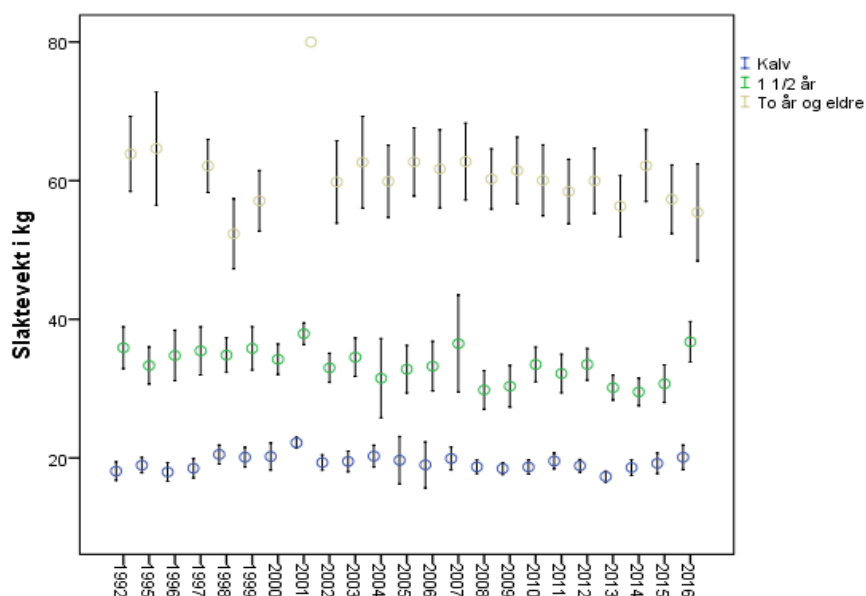
**Figur 3.4.4.4.3.** Kjevelengde hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane nord i perioden 1992-2016.



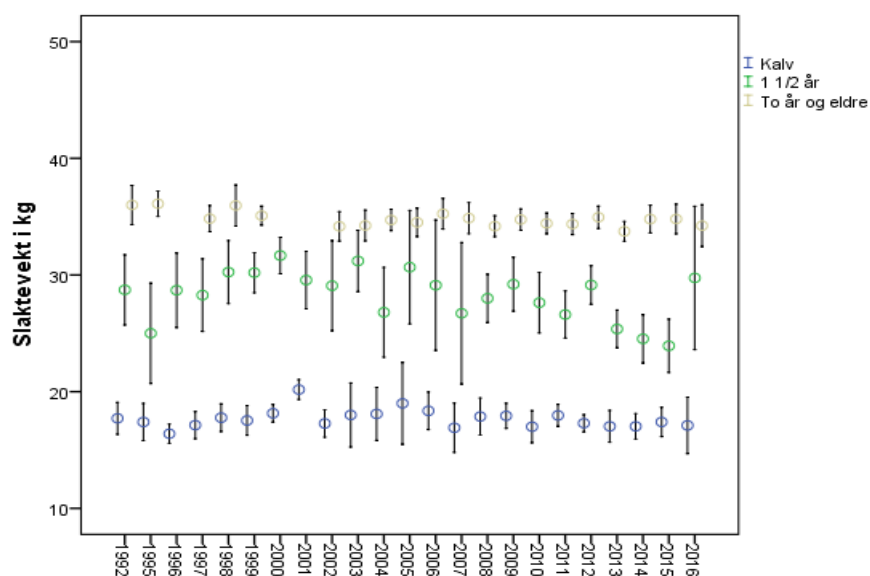
**Figur 3.4.4.4.4.** Kjevelengde hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane nord i perioden 1992-2016.

Oppslutningen om kjeveinnsamlingene i Rondane sør i den siste overvåkingsperioden er på samme nivå som i Rondane nord. Også her bør en derfor tilstrebe kjeveinnsamling fra en større andel av dyrene som felles. Vektdata er rapportert på en brukbar andel av kjevelappene som innkommer (henholdsvis 79 % og 73 % for henholdsvis bukk og simle).

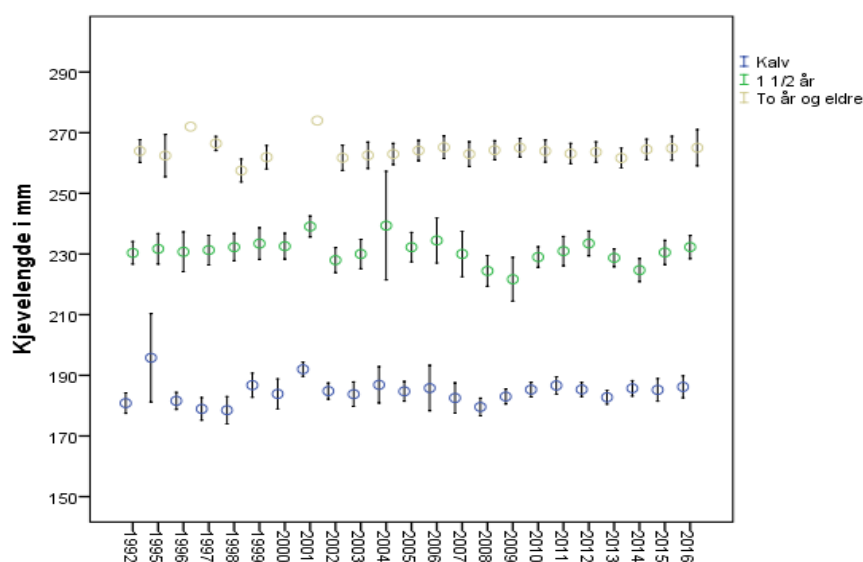
Villreinstammen i Rondane sør utviklet seg i nyere tid fra et fåtall dyr. Stammen hadde således i en lengre periode tilgang på gode beiter. Ved utgangen på forrige overvåkingsperiode påpekte vi en vektnedgang hos voksne bukker og en tilsvarende tendens hos ungdyr (Solberg mfl. 2012). Data fra inneværende overvåkingsperiode forsterker dette inntrykket med fortsatt nedgang i bukkenes slaktevekter, en nedgang i ungdyrenes vekter og tilsvarende tendens i ungdyras kjevelengde (Figur 3.4.4.4.5 - 3.4.4.4.8).



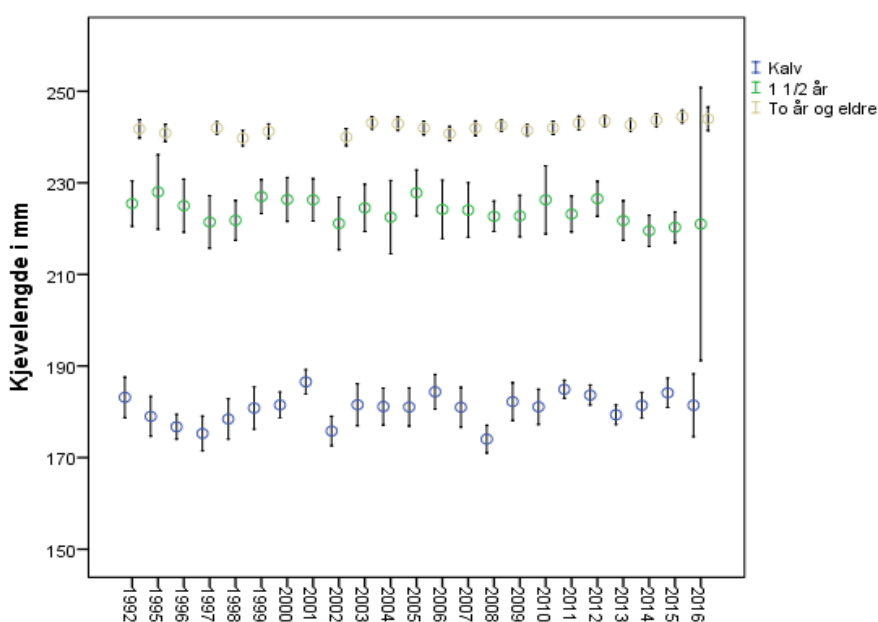
**Figur 3.4.4.4.5.** Slaktevekt hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane sør 1992-2016.



**Figur 3.4.4.4.6.** Slaktevekt hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane sør i perioden 1992-2016.



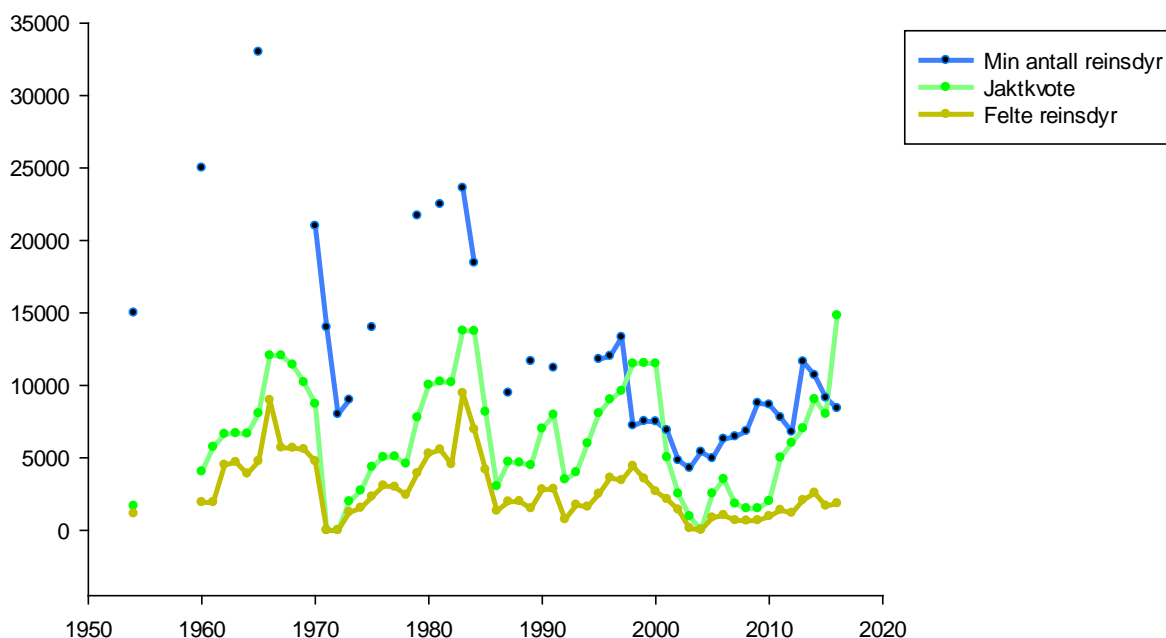
**Figur 3.4.4.4.7.** Kjevelengder hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane sør i perioden 1992-2016.



**Figur 3.4.4.4.8.** Kjevelengder hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Rondane sør i perioden 1992-2016.

### 3.4.5 Hardangervidda

Hardangervidda er landets største villreinområde. Bestanden har variert mye i størrelse de siste 50 årene og har i minst to perioder nådd store tettheter med påfølgende overbeiting (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 beite og reinsdyrenes kondisjon. Villreinbestanden på Hardangervidda har vært i vekst siden 2003. Da ble bestanden fredet for jakt etter at reduksjonsavskytingen som ble iverksatt på slutten av 1990-tallet hadde redusert bestanden langt under bestandsmålet. Ved utløpet av forrige overvåkingsperiode var bestanden omtrent ved bestandsmålet, og jaktkvotene har økt de siste åra (Figur 3.4.5.1). Jaktuttaket har ikke økt tilsvarende og en har hatt problemer med å høste det ønska antallet reinsdyr. Kalvetellingene om sommeren (minimum antall reinsdyr) antyder imidlertid en nedgang i bestanden de siste årene. Det råder derfor mye usikkerhet rundt dagens bestandsstørrelse på Hardangervidda og det bør følges gjennomføres gode kalvetellinger og strukturtellinger de nærmeste årene.

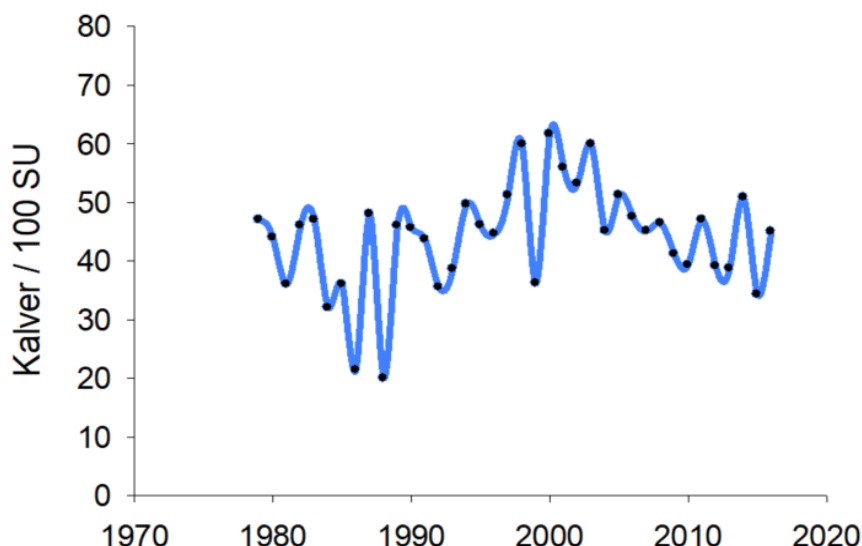


Figur 3.4.5.1. Bestandsutvikling på Hardangervidda i perioden 1954-2016 vist som antall rein funnet på sommertellinger (blå linje), jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (gul linje).

#### 3.4.5.1 Kalvetellinger 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 betydelig mellomårsvariasjon i kalveraten. I løpet av den siste overvåkingsperioden er det årlig registrert mellom 34 og 51 kalver pr. 100 SU på Hardangervidda (Figur 3.4.5.1.1).

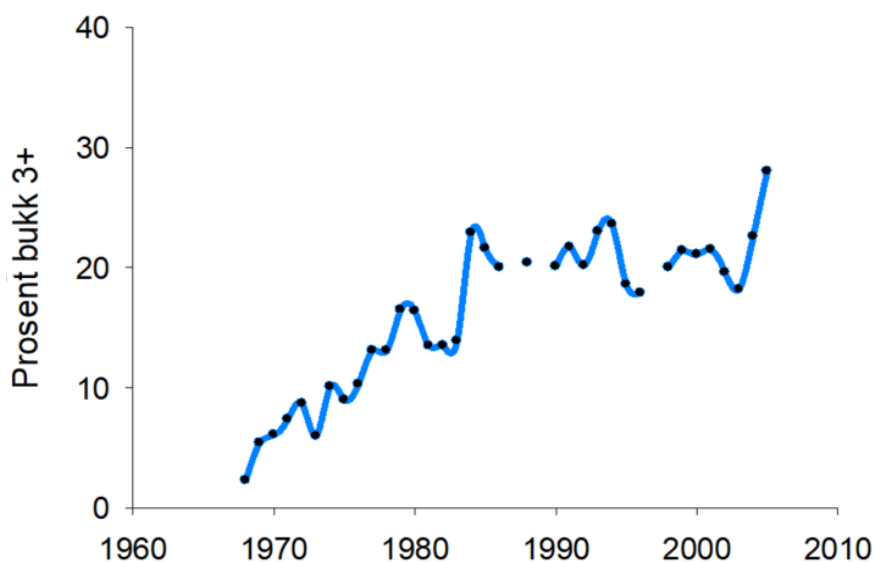




**Figur 3.4.5.1.1.**  
Resultater fra kalvetellingene på Hardangervidda i perioden 1979-2016.

### 3.4.5.2 Kjønnssammensetning og alderssammensetning på Hardangervidda

Perioder med stor bestandstetthet, høy dødelighet (Skogland 1985, 1990), variabelt jaktuttak og variasjon i kalverekruttering har ført til at kjønnssammensetningen 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 kjønnssammensetning 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). Retta avskyting har ført til at andelen voksen bukk har vært relativt stabil rundt 20 % siden overvåkingsprogrammet startet. I de seinere åra har en økt simleavskytingen på Hardangervidda og det har vært en økning i andelen storbukk som er observert under strukturtellingene (Figur 3.4.5.2.1).



**Figur 3.4.5.2.1.**  
Resultater fra strukturtellingene på Hardangervidda. Andel bukk 3 år og eldre i perioden 1968-2016.

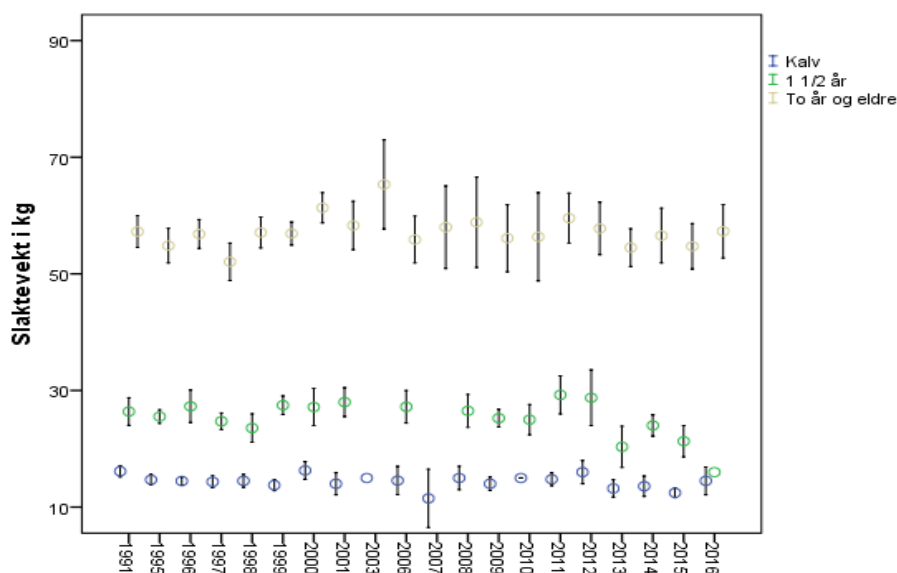
### 3.4.5.3 Kjeve- og vektinnsamling på Hardangervidda

Det har 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 detal-

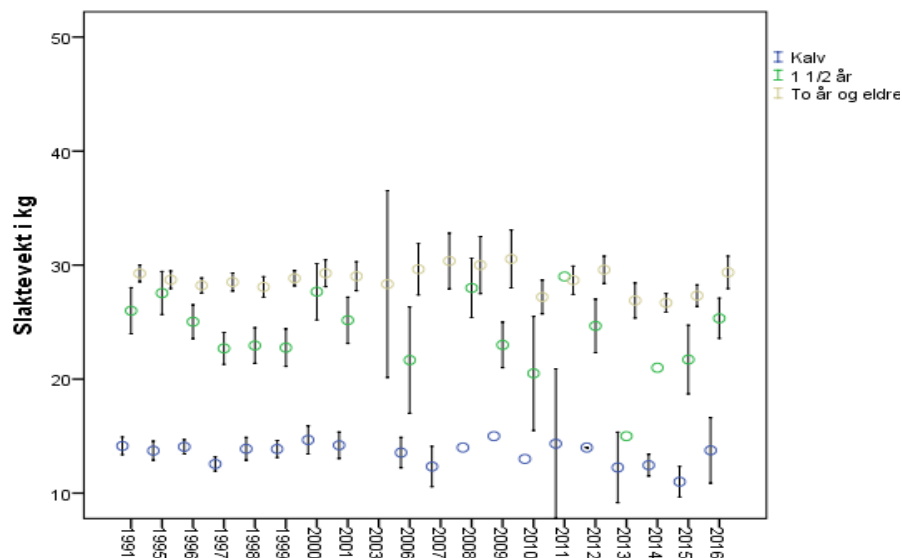
jerte data om dyras vinterkondisjon. Disse har vist at det fram til 1997 var en betydelig kondisjonsframgang om vinteren (Skogland 1990, Loison & Strand 2005) og at simlenes slaktevekt, fettlagre og fostervekst økte betydelig i perioden 1984 til 1997 (Loison & Strand 2005).

Oppslutningen om kjeveinnsamlingene er lav på Hardangervidda og, av alle overvåkingsområdene, er det her vi har dårligst kunnskap om kondisjonsutviklingen i stammen. Siden Overvåkingsprogrammet startet er det i gjennomsnitt levert inn kjever fra 16 % av dyrene som felles. De siste fem åra er det levert kjever fra 13 % av dyrene som felles. Dertil kommer at det bare oppgis vekt på 49 % av kjevelappene for bukk og 48 % av kjevelappene for simler.

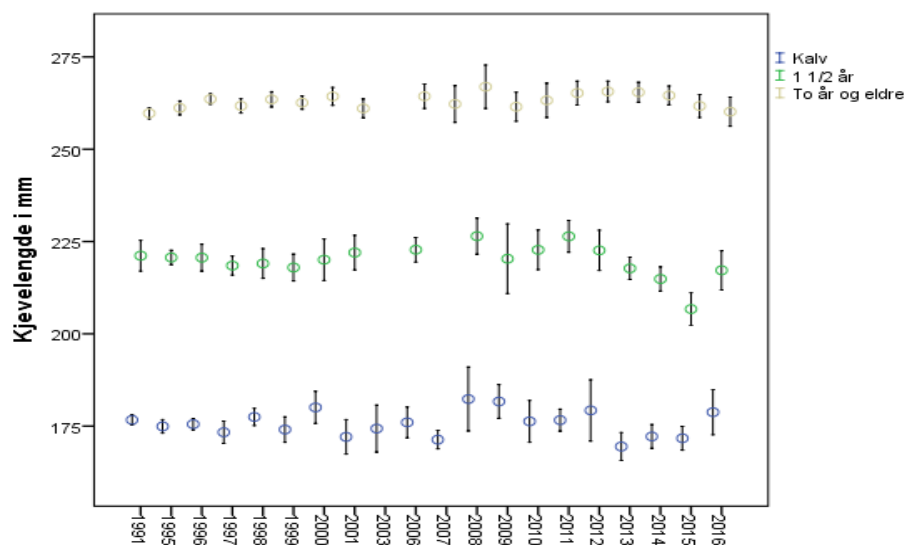
Dataene viser enkelte svake trender i vekt og kjevelengde. Fram til midten av 2000-tallet var det en svak positiv tendens i slaktevektene hos voksne bukker, mens slaktevektene hos kalver, ungdyr og voksne simler var relativt stabile. Variasjonen i kjevelengder viste samme forløpet, men med svakere trender. Fra slutten av 2000-tallet og gjennom siste overvåkingsperiode er det tendenser til synkende slaktevekter og kjevelengder (Figur 3.4.5.3.1 - 3.4.5.3.4). Den negative trenden er mest tydelig for kjevelengden hos ungdyr (Figur 3.4.5.3.3 - 3.4.5.3.4). For å bedre kunne spore kondisjonsutviklingen på Hardangervidda er det viktig å få inn kjever og vektdata fra en større andel av dyrene som felles. Også innsamlingen av vektdata bør forbedres da en stor del av kjevelappene som innkommer ikke har opplysninger om slaktevekt.



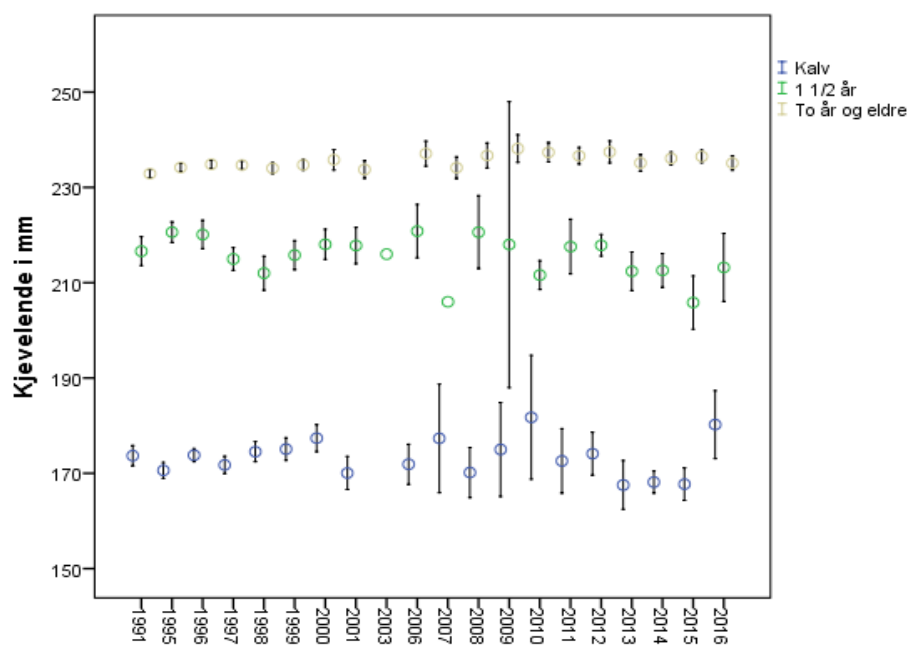
**Figur 3.4.5.3.1.** Slaktevekt hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper på Hardangervidda i perioden 1991-2016.



**Figur 3.4.5.3.2.** Slaktevekt hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper på Hardangervidda i perioden 1991-2016.



**Figur 3.4.5.3.3.**  
Kjevelengder hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper på Hardangervidda i perioden 1991-2016.



**Figur 3.4.5.3.4.**  
Kjevelengder hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper på Hardangervidda i perioden 1991-2016.

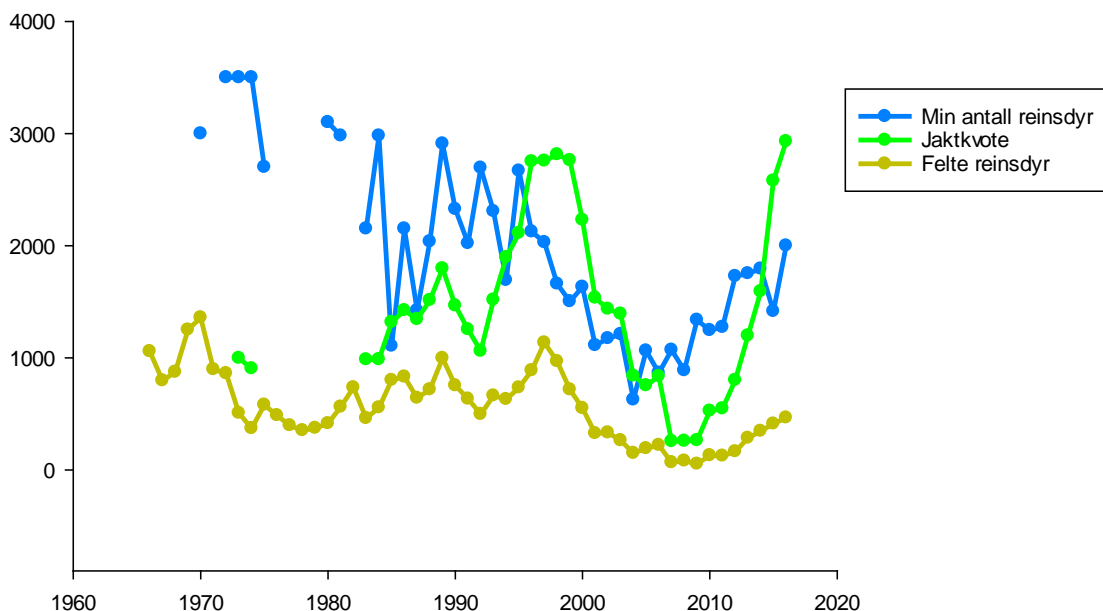
### 3.4.6 Setesdal-Ryfylke

Setesdal-Ryfylke er et marginalt villreinområde hva vinterbeiteressurser angår. Området har også omfattende tekniske inngrep i form av veger, vannkraftmagasiner, kraftledninger, bebyggelse og løypenett. Setesdal-Ryfylke har tidligere vært påvirket av innvandring fra Hardangervidda og ved at dyr fra Setesdal-Ryfylke tidvis har vandret ut og brukt vinterbeiteområder på Hardangervidda. Tidligere var også området preget av tamreindrift (se Strand mfl. 2011 for detaljer) og med en betydelig utveksling mot Setesdal-Austhei. Inn- og utvandring til og fra omliggende villreinområder har vært svært sparsom de seinere årene som følge av veger og hyttebebyggelse med tilhørende forstyrrelser (Strand mfl. 2011). Det er imidlertid fortsatt en del bukker som vandrer frem og tilbake mellom Hardangervidda og Setesdal-Ryfylke og mellom Setesdal-Ryfylke og Setesdal-Austhei.

Det har vært lite utveksling av dyr mellom nord og sør i Setesdal-Ryfylke og villreinbestanden har derfor vært splittet i to adskilte delbestander de seinere åra (Strand mfl. 2011). Bestanden i Setesdal-Ryfylke har gjennomgått minst to perioder med høy bestandstetthet og påfølgende overbeiting av vinterbeiteressursene. 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.

#### 3.4.6.1 Bestandsutvikling i Setesdal-Ryfylke

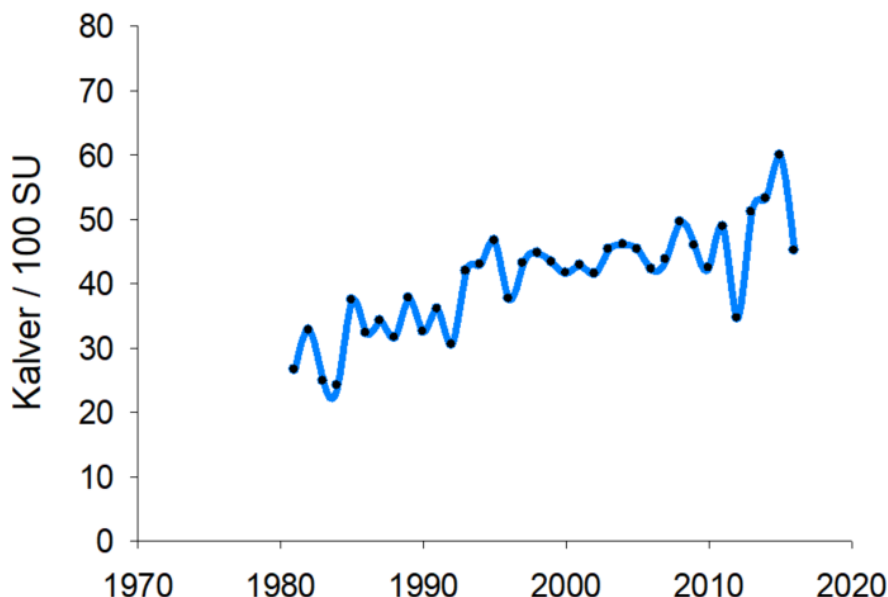
I forbindelse med minimumstellingene om sommeren ble det fram til 1996 funnet rundt 3 000 dyr årlig (Figur 3.4.6.1.1). Ved årtusenskiftet ble det vedtatt å redusere bestanden i Setesdal-Ryfylke vesentlig, og jaktkvoter og avskyting ble økt. I etterkant antyder minimumstellingene at bestandsstørrelsen sank til ca. 1 000 dyr i 2004. I løpet av de seinere årene har det vært et ønske å øke bestandsstørrelsen i sørområdet (sør og vest for Blåsjø). Dyretallet i dette området var en periode svært lavt og størstedelen av villreinbestanden hadde fram til 2010 tilhold i områdene nord for Blåsjø (Strand mfl. 2011). Bestandsdataene fra Setesdal-Ryfylke antyder en vekst i bestanden etter at jaktkvotene ble redusert (Figur 3.4.6.1.1).



**Figur 3.4.6.1.1.** Bestandsutvikling i Setesdal-Ryfylke i perioden 1966-2016 vist som antall rein funnet på sommertellingene (blå linje), jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (gul linje).

### 3.4.6.2 Kalvetellinger i Setesdal-Ryfylke

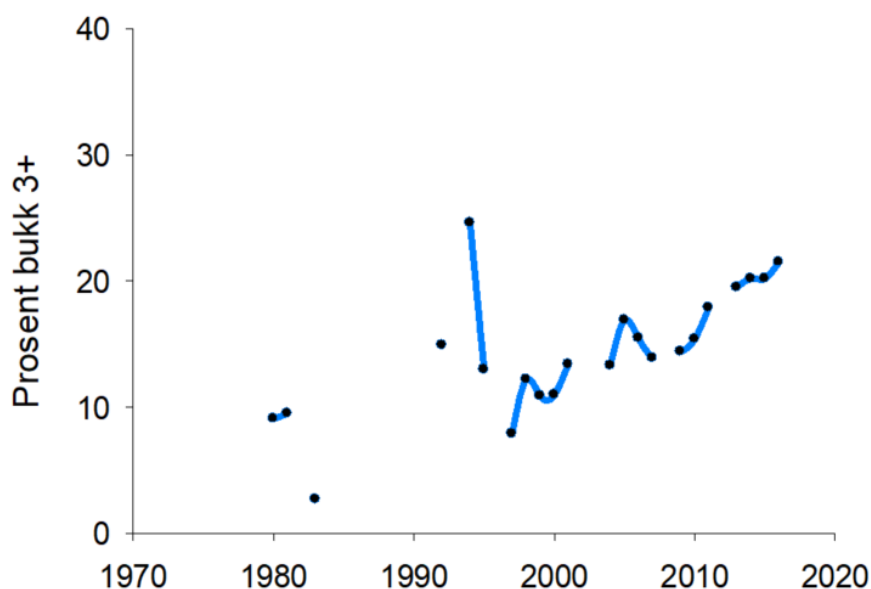
Vi har tilgang til årlige kalvetellinger i Setesdal-Ryfylke tilbake til 1984. I perioden siden har det vært til dels store variasjoner i antall kalver pr. 100 SU. I første del av dataserien var kalveandelen lav og variabel og vi registrerte årlige mellom 25 og 35 kalver pr. 100 SU. Siden har det vært en signifikant økning i antall kalver pr. 100 SU ( $P < 0,001$  Figur 3.4.6.2.1), og i løpet av den siste overvåkingsperioden har vi registrert mellom 35 og 60 kalver pr. 100 SU. Det er en negativ sammenheng mellom minimumsstørrelsen på villreinbestanden og antall kalver pr. 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 3.4.6.2.1.**  
Resultater fra kalvetellingene i Setesdal-Ryfylke i perioden 1980-2016.

### 3.4.6.3 Kønns- og alderssammensetning i Setesdal-Ryfylke

Strukturtellingene 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 siden begynnelsen på 1990-tallet og det er ved overvåkingsperiodens avslutning ca. 20 % bukk 3 år og eldre (Figur 3.4.6.3.1). Dette er en klar forbedring, og bukkeandelen i stammen er nå på samme nivå som andre villreinområder med stor bukkeandel.



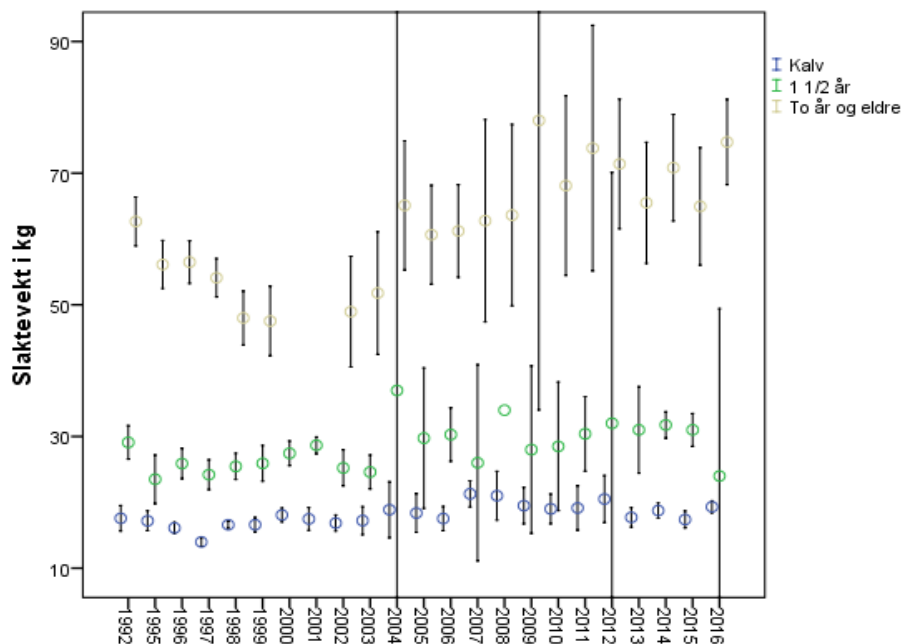
**Figur 3.4.6.3.1.**  
Resultater fra strukturtellingene i Setesdal-Ryfylke. Andel bukk 3 år og eldre i perioden 1980-2016.



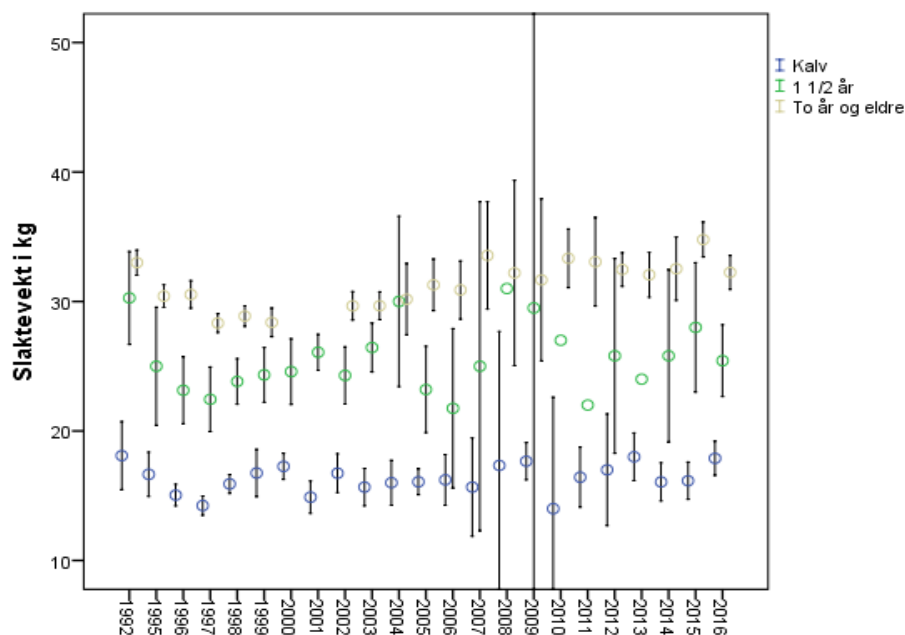
### 3.4.6.4 Kjeve- og vektinnsamling i Setesdal-Ryfylke

Det har vært gjennomført årlige kjeveinnsamlinger i Setesdal-Ryfylke siden 1995. Oppslutningen om overvåkingsprogrammet er relativt svak også i Setesdal-Ryfylke og jegerne leverer årlig inn kjever fra bare 41 % av dyrene som felles. Oppslutningen om programmet var noe bedre i siste 5 års perioden da det ble levert inn kjever fra 51 % av de felte dyrene.

Til tross for svak kjeveinnsamling og beskjedent jaktuttak i enkelte år har vi tidligere påvist tydelige trender i materialet fra dette området. I de første årene etter at programmet startet var kondisjonen i Setesdal-Ryfylke nedadgående. Dette var trolig en effekt av tidligere overbeiting mens villreinbestanden var større. Planmessig reduksjon av bestanden gjennom slutten av 1990-tallet medførte at slaktevektene økte hos alle kjønns- og aldersgrupper fra begynnelsen av 2000-tallet.



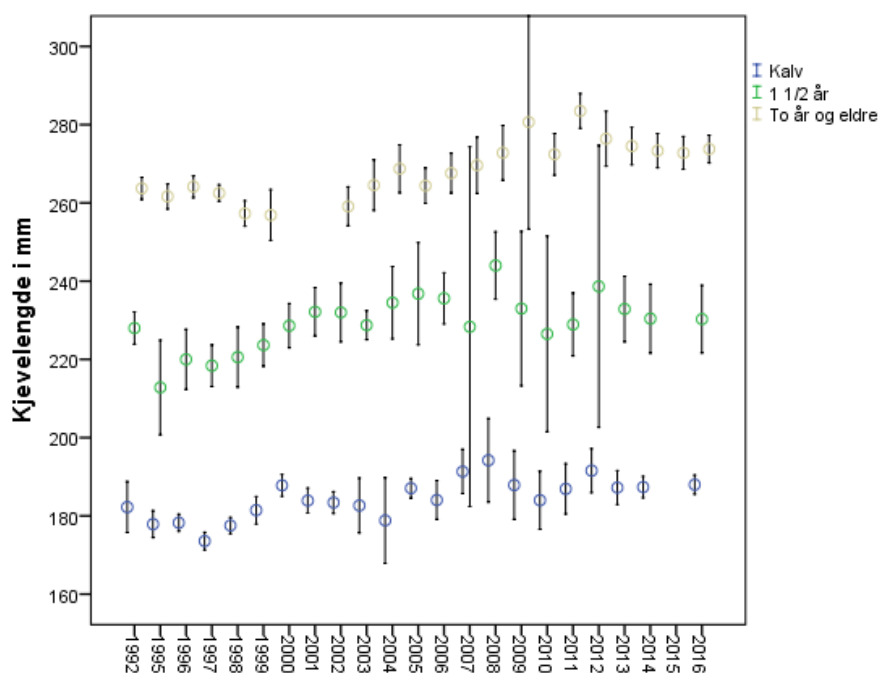
**Figur 3.4.6.4.1.** Slaktevekt hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Setesdal-Ryfylke i perioden 1992-2016.



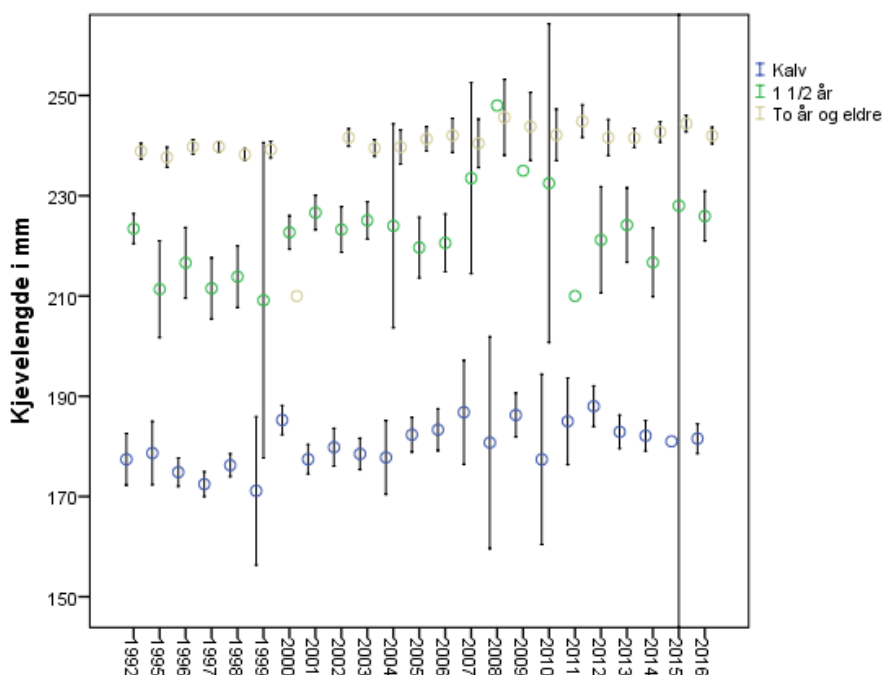
**Figur 3.4.6.4.2.** Slaktevekt hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Setesdal-Ryfylke i perioden 1992-2016.

For bukkenes vedkommende skyldes trolig vektøkningen at forvaltningen i denne perioden lyktes med å øke bukkeandelen i stammen og dermed også deres gjennomsnittsalder. Utviklingen har

imidlertid ikke vært lineært positiv, og vi ser ingen økning i slaktevekter eller kjevelengder i siste overvåkingsperiode (Figur 3.4.6.4.1, Figur 3.4.6.4.2, Figur 3.4.6.4.3 og Figur 3.4.6.4.4). For kalvenes del er det en svak tendens til nedgang i slaktevekter og kjevelengder i den siste femårsperioden.



**Figur 3.4.6.4.3.**  
Kjevelengder hos bukker (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Setesdal-Ryfylke i perioden 1992-2016.



**Figur 3.4.6.4.4.**  
Kjevelengder hos simler (95 % CI) i ulike aldersgrupper i Setesdal-Ryfylke i perioden 1992-2016.



*Kalveproduksjonen i Setesdal Ryfylke har økt betraktelig de siste åra og er i dag på samme nivå som mange av de andre villreinstammene. Bildet viser et utsnitt av fostringsflokk med mye kalv (Foto: Olav Strand, NINA).*

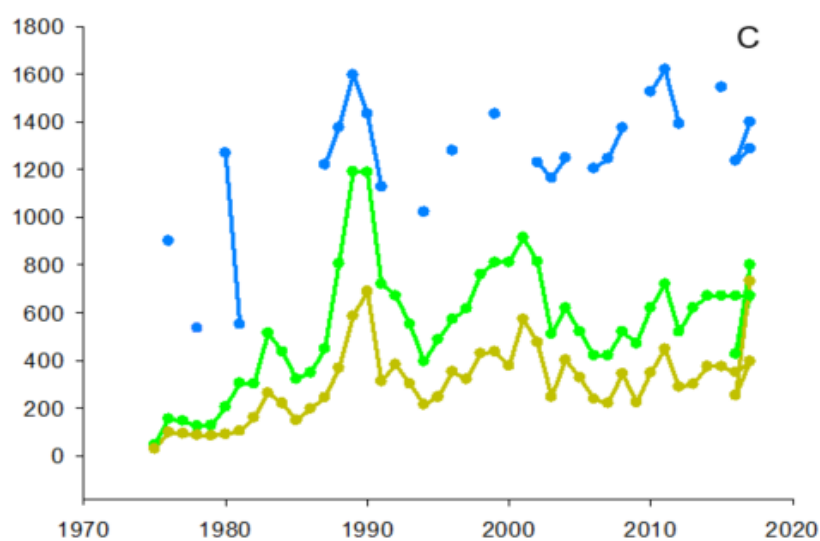
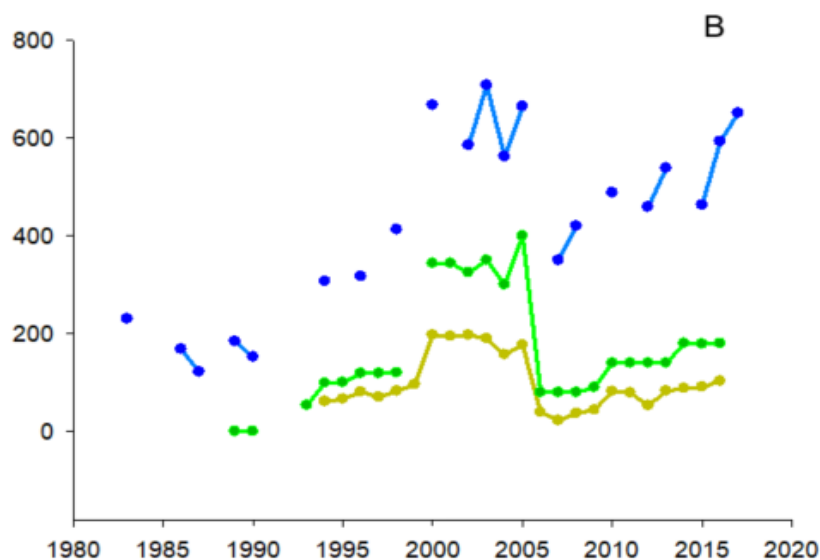
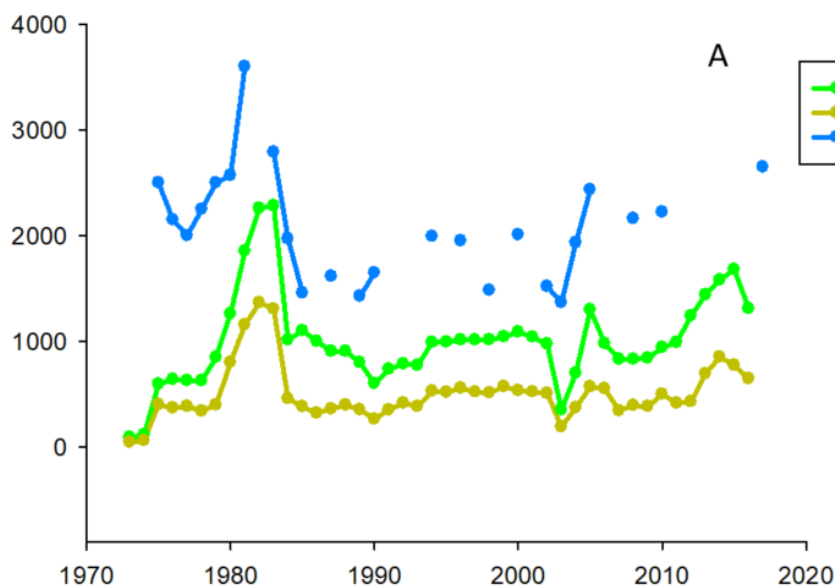
### 3.4.7 Snøhetta

Snøhettaområdet representerer i likhet med Setesdal-Ryfylke og Hardangervidda, et område med tidligere sterk bestandsvekst og påfølgende overbeiting. For Snøhettas vedkommende var bestandsveksten og beiteeffekten særlig stor på 1950-tallet, men også på slutten av 1980-tallet var bestanden stor. I ettertid har forvaltningen i Snøhetta stort sett lyktes med å holde bestanden ved bestandsmålet. Dette til forskjell fra Hardangervidda og Setesdal Ryfylke hvor bestandstetheten trolig har overskredet beitekapasiteten også i nyere tid.

Snøhettaområdet har også 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).

#### 3.4.7.1 Bestandsutvikling i Snøhetta

Minimumstellinger 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 i den siste 5-årsperioden og er i dag noe større enn målsetningen i vedtatte driftsplan (Figur 3.4.7.1.1 A, B og C). 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. I siste overvåkingsperiode har det vært en økning i både jaktkvoter og jaktuttak i begge delområder. Antall dyr observert under kalvetellinger om sommeren har variert mye men har stort sett vært over 2000 dyr.

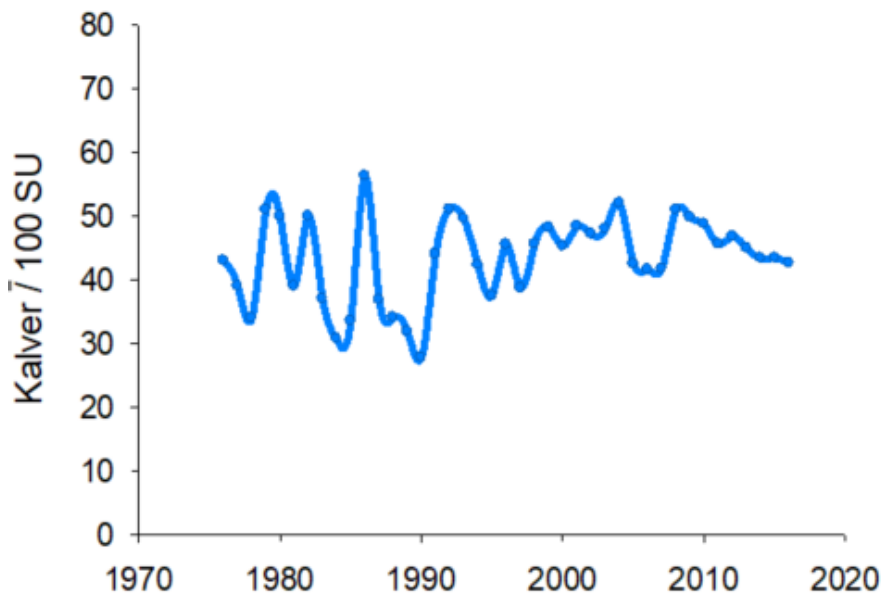


**Figur 3.4.7.1.1.** Bestandsutvikling i Snøhetta; A: samlet (både øst og vestområdet) i perioden 1973-2016, B: Snøhetta vest i perioden 1983-2016 og C: Snøhetta øst i perioden 1973-2016, vist som antall rein funnet under vintertellinger (blå linje), jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (gul linje).



### 3.4.7.2 Kalvetellinger i Snøhetta.

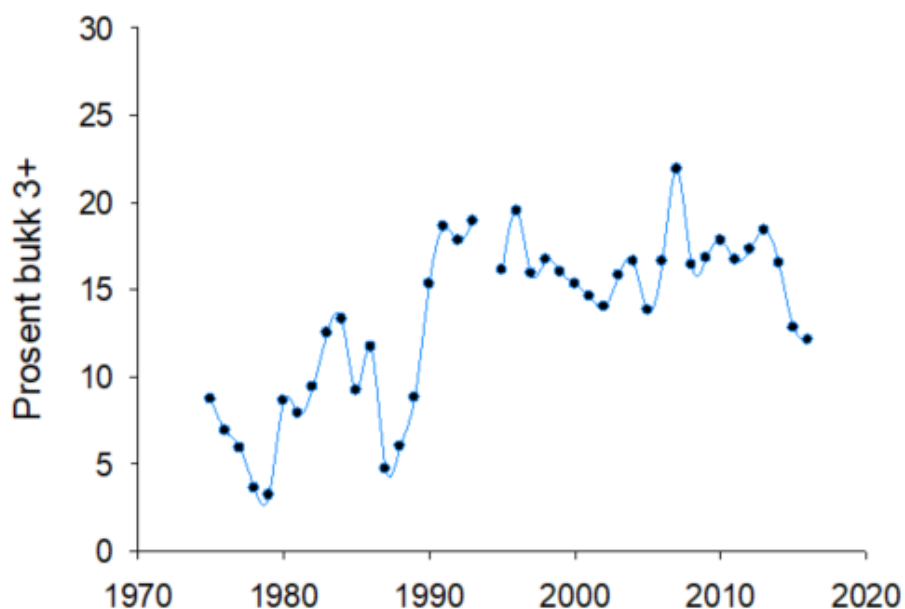
Kalvetellinger har vært gjennomført årlig i Snøhetta siden 1976. I den første delen av dataserien varierte antallet kalv pr. 100 SU mye mellom år, men raten har vært høyere og mer stabil i siste delen av perioden. I løpet av siste overvåkingsperiode har vi årlig registrert mellom 43 og 47 kalver pr. 100 SU med en svak tendens til nedgang (Figur 3.4.7.2).



**Figur 3.4.7.2.** Resultater fra kalvetellingene i Snøhetta i perioden 1975-2016.

### 3.4.7.3 Kjønnssammensetning i Snøhetta

Snøhettaområdet hadde i liket med de øvrige villreinområdene lite voksen bukk på slutten av 1970-tallet. Siden har målretta avskyting ført til at andelen bukk har økt. I siste overvåkingsperioden var andelen voksen bukk mellom 15 % og drøyt 20 %, men med en markert nedgang de to siste åra. Snøhetta er nå det overvåkingsområdet som har lavest bukkeandel (Figur 3.4.7.3.1).

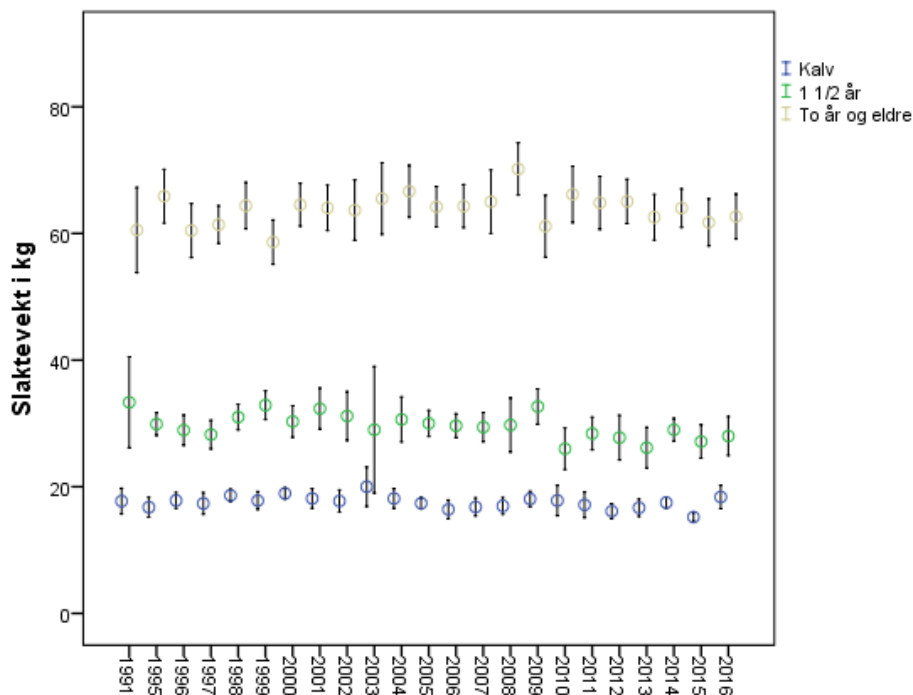


**Figur 3.4.7.3.1.** Resultater fra strukturtelling i Snøhetta i perioden 1975-2016. Andel bukk 3 år og eldre.

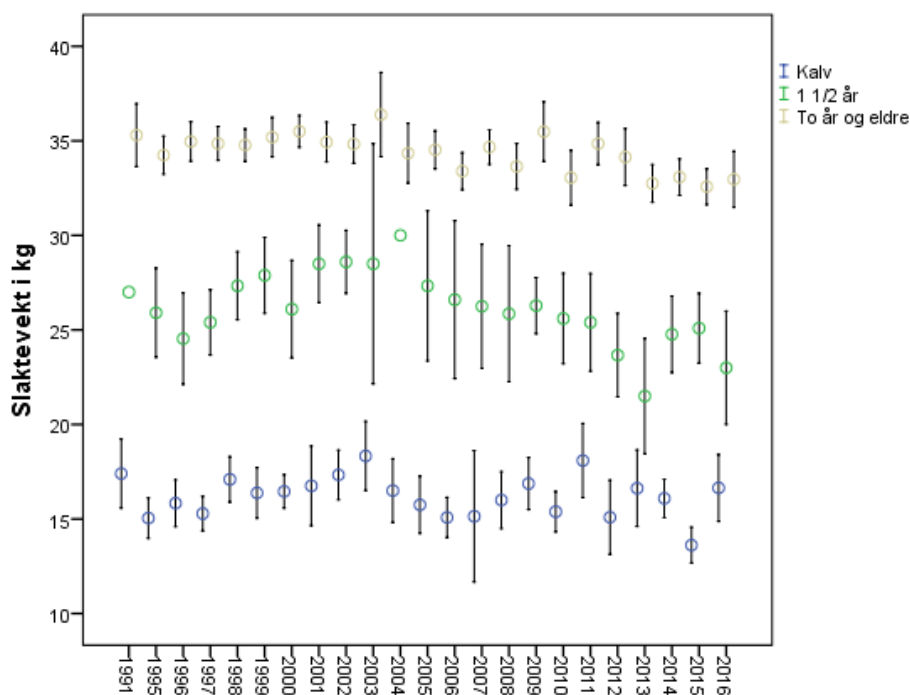


### 3.4.7.4 Kjeve- og vektinnsamling i Snøhetta

Oppslutningen om kjeveinnsamlingene er god i Snøhettaområdet og jegerne har levert inn kjever fra 74 % av dyrene som er felt siden programmet startet i 1991. Også her har det vært en økende oppslutning om programmet den siste 5-års perioden da jegerne leverte kjever fra 82 % av de felte dyra. I gjennomsnitt rapporteres det slaktevekter på kjevelappen fra 69 % av bukkene og 65 % av simlene. Kjeveinnsamlingene i Snøhettaområdet viser at slaktevektene har variert betydelig siden oppstarten i 1991.



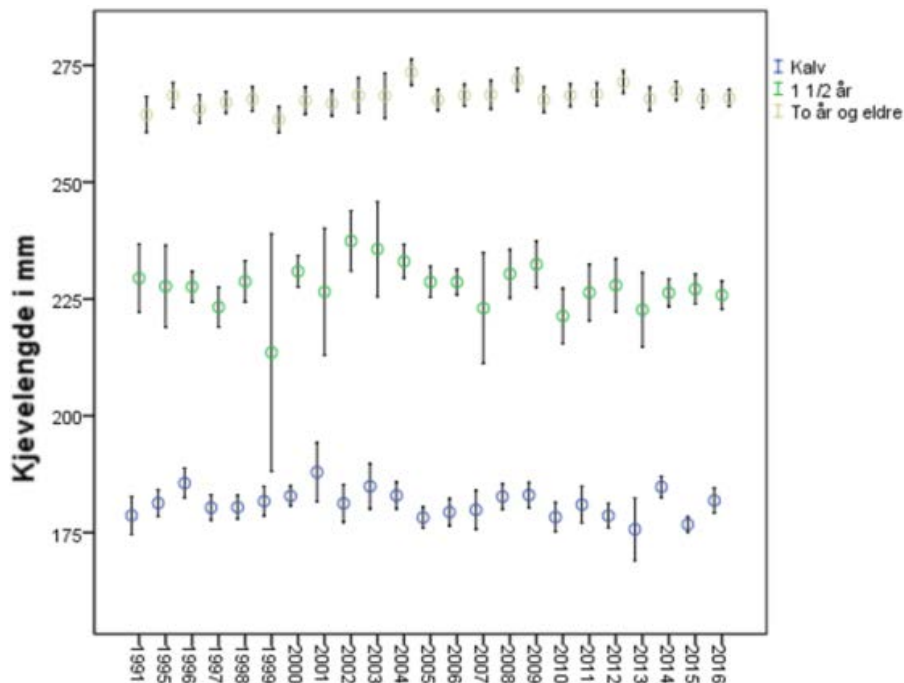
**Figur 3.4.7.4.1.** Slaktevekter (95 % CI) hos bukk i ulike aldersgrupper i Snøhettaområdet i perioden 1991-2016.



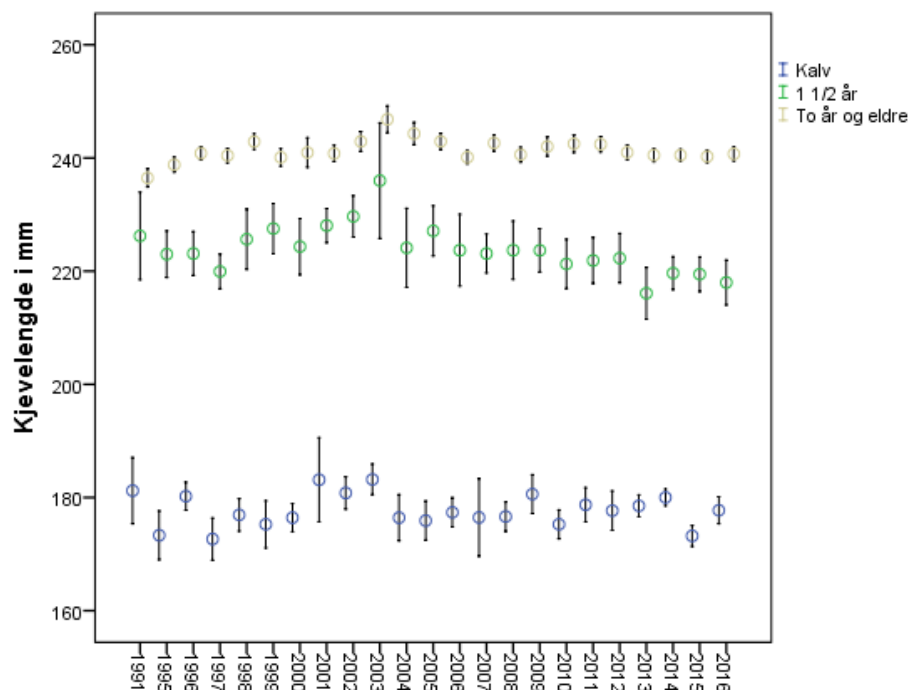
**Figur 3.4.7.4.2.** Slaktevekter (95 % CI) hos simler i ulike aldersgrupper i Snøhettaområdet i perioden 1991-2016.

Hos bukker 2 år og eldre var det en viss økning i slaktevekt fram til midten av 2000 tallet ( $P < 0,05$ ), men tendensen har vært nedadgående de siste åra (Figur 3.4.7.4.1). Utviklingen hos 1 ½ års gamle dyr er tilsvarende: Fram til først på 2000 tallet var det en svak men signifikant og

positiv trend i slaktevekt hos 1 ½ år gamle dyr av begge kjønn (Figur 3.4.7.4.1 og Figur 3.4.7.4.2). Etter den tid har utviklingen vært negativ (Figur 3.4.7.4.1 og Figur 3.4.7.4.2). Vi finner de samme utviklingstrekkene i kjevelengder: En generell stabil utvikling hos bukker 2 år og eldre, mens utviklingsforløpet for simler, 1 ½ års gamle dyr og kalver var positiv fram til omtrent år 2003 og deretter negativ (Figur 3.4.7.4.3 og Figur 3.4.7.4.4).



**Figur 3.4.7.4.3.**  
Kjevelengde (95 % CI) hos bukker i ulike aldersgrupper i Snøhettaområdet i perioden 1991-2016.



**Figur 3.4.7.4.4.**  
Kjevelengde (95 % CI) hos simler i ulike aldersgrupper i Snøhettaområdet i perioden 1991-2016.

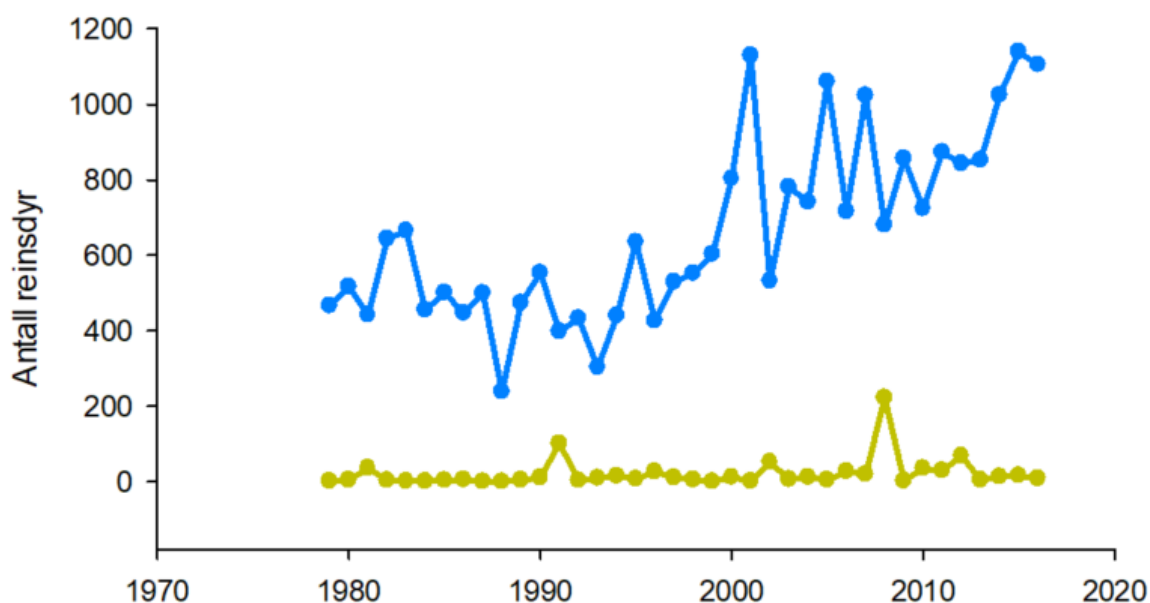


*Reinsdyr på vinterbeite. Vinterbeitene var gjennom 1970- og deler av 1980-tallet nedslitt i Snøhetta som følge av tidligere bestandsvekst og overbeiting (Foto: Autokamera, NINA).*

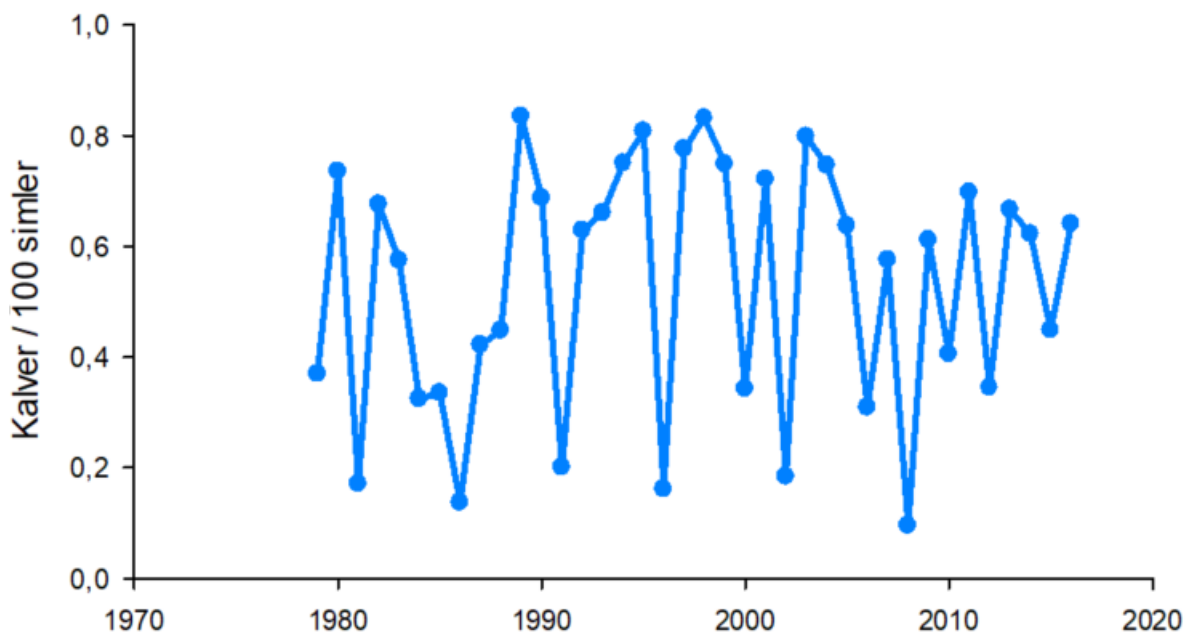
### 3.4.8 Svalbard

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. I den siste overvåkingsperioden registrert vi mellom 843 og 1 139 dyr årlig. Fortsatt er det stor variasjon mellom år i totalt antall registrerte dyr, antall kadaver og antall kalver pr. 100 simler (Figur 3.4.8.1 - 3.4.8.2).



**Figur 3.4.8.1.** Totalt antall reinsdyr (blå linje) og antall kadaver (gul linje) registrert årlig i overvåkingsområdet på Svalbard i perioden 1979-2016.



**Figur 3.4.8.2.** Kalver pr. 100 simler og ungdyr registrert årlig i overvåkingsområdet på Svalbard i perioden 1979- 2016.



Svalbardrein (Foto: Olav Strand, NINA).

### 3.5 Beiteovervåking i elg- og hjorteområdene

I overvåkingsperioden 2012–2016 har det vært gjennomført beiteovervåking for elg og hjort via Landsskogtakseringen. Dette er fortsettelsen av overvåkingen vi gjennomførte i forrige overvåkingsperiode (Solberg mfl. 2012), basert på data fra 9. (pågikk i perioden 2005-2009) og de to første årene av 10. takst (pågikk i perioden 2010-2014). I siste overvåkingsperiode har vi også inkludert data fra de tre siste årene av 10. takst og to første årene i 11. takst (pågår i perioden 2015-2019). I tillegg inkluderer vi for første gang beitedata fra Finnmark, der flater ble etablert i perioden 2005-2011. Her viser vi utviklingen i beitetilbud og beitetrykk på utvalgte beiteplanter over tid og mellom ulike regioner.

#### 3.5.1 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, Mysterud 2000, Gebert & Verheyden-Tixier 2001). Av de aktuelle trærne viser elgen høyest preferanse 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. Permanente flater ble etablert fra og med 1986 og er fordelt i et 3 x 3 km rutenett under barskoggrensa i alle fylker utenom Finnmark. Siden oppstart av 9. takst (i 2005) er det også lagt ut flater i Finnmark (3 x 3 km under barskoggrensa, 9 x 9 km i bjørkeskogsområdene) og over barskoggrensa i de andre fylkene (3 x 9 km), totalt ca. 22 000 flater (Astrup mfl. 2011). Etableringen av flater over tregrensa og i Finnmark ble imidlertid ikke fullført før i 10. takst (i 2011). I analysene har vi derfor kun benyttet flater som har vært undersøkt i både 9. og 10. takst med unntak for Finnmark som er behandlet spesielt (se under).

Vi benyttet data fra totalt 18 322 permanente flater i analysene, hvorav 680 fra Finnmark. I Finnmark er brorparten av flatene (546) fra bjørkeskogområdene (9 x 9 km rutenettet), mens kun 134 flater fra områdene under bartregrensa (3 x 3 km rutenett), hovedsakelig i Sør-Varanger og Karasjok. I de andre fylkene inngår data fra 13 275 flater under barskoggrensa (3 x 3 km rutenett), og 4 367 fra skogområdene over barskoggrensa (3 x 9 km rutenett).

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 arealtypene 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 satt til 0.

Prøveflatene er fordelt systematisk over hele det skogkledde arealet. Hvert år undersøkes en femtedel av alle de permanente flatene. Etter fem år (ett takstomdrev) vil således alle de permanente prøveflatene være undersøkt (med unntak for Finnmark, der flatene ble etablert i løpet av 7 år), hvorpå registreringen begynner på nytt (neste takst). Det store antallet flater som blir 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 og regionnivå. Regioner er det samme som fylker med unntak for fylkene Østfold, Oslo og Akershus som er slått sammen til en region (Østfold-Akershus), Vestfold og Telemark til en region (Vestfold/Telemark) og Aust-Agder og Vest-Agder som er slått sammen til regionen Agder. Regionnivå er benyttet for å vise den geografiske variasjonen i beitetilbud og beitetrykk i ulike takster, mens landsnivå er benyttet



for presentasjon av utviklingen mellom år. Når 11. takst er over, vil vi også vise utviklingen på regionsnivå mellom takster (10. og 11. takst).

### 3.5.1.1 Beitetilbud og beitetrykk i 9. takst (2005-2009)

I 9. takst ble beitetilbudet registrert som antallet beitetrær i høydesegmentet 0,5-3,0 m på hver prøveflate. Av beitetrær 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 edellauvtrearter 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 beita 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 andelen vil være høyere enn andelen skudd beitet det siste året.

### 3.5.1.2 Beitetilbud og beitetrykk i 10. (2010-2014) og 11. takst (2015-2019)

Fra og med oppstarten av 10. takst 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 (å 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) 0,3-1,3 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 beitbar biomasse innenfor rækkevidde.

I småtreregistreringen ble antallet trær tidligere fordelt på artene gran, furu og samlegruppen lauv. For å tilrettelegge for registrering av beitetilbudet for hjortevilt, ble imidlertid bjørk (dunbjørk og hengebjørk) og ROS-artene skilt ut som egne samlegrupper i 10. takst. I tillegg inngår kun vier- (salix-) arter (inkludert selje) som kan bli trær (høyde > 5m) i samlegruppen ROS og ikke alle vierarter (inkludert selje) som tidligere. De resterende lauvtrearter inngår i samlegruppen lauv, som nå hovedsakelig består av mindre attraktive beitetrearter (som gråor og hegg). Fordelen med denne endringen er at vi får bedre oversikt over høydefordelingen til de aktuelle beitetrærne, noe som bidrar til bedre estimat på det reelle beitetilbudet. Samtidig vil endringer i antallet beitetrær i den minste høydeklassen gi oss et tidlig varsel om framtidige større endringer i det samlede beitetilbudet. Ulempen med denne endringen er imidlertid at resultatene ikke er direkte sammenlignbare med beitetreregistreringene gjort i 9. takst. Et unntak er furu, som var utskilt som egen art allerede fra oppstarten av småtreregistreringen i 2005. Siden 10. takst er imidlertid høydeintervallet for den laveste småtregruppen endret fra 0,1-1,3 m (i 9. takst) til 0,3-1,3 m.

I tillegg til data fra småtreregistreringene viser vi utviklingen i antallet trær i størrelsesklassen dbh ≥ 5,0 cm. Dette er trær der det aller meste av den beitebare biomassen befinner seg over beitehøyden for elg og hjort. Enkelte individer av furu og bjørk kan likevel tilby mye beitbar biomasse fra lavhengende greiner. I tillegg er det av interesse å studere utviklingen i antallet trær der kroneskjiktet har vokst seg utenfor beiterækkevidde. Særlig mye fokus har vært rettet mot rogn, osp og selje, som beites hardt av hjortedyr, og som av den grunn potensielt kan oppleve sviktende rekruttering til den 'voksne' delen av skogen.

Beitetrykket blir målt i høydeintervallet 0,3-3,0 meter, men kun på trærne som registreres på småflatene. 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 oppnå presise estimat på beitetrykket fordi det på enkelte flater var et stort antall trær, og fordi beitetrykket ble målt som

akkumulert beitetrykk. Nye skudd som vokser ut i løpet av vekstsesongen skal ikke medregnes ved taksering av siste års beitetrykk.

### 3.5.1.3 Beitetilbudet i feltsjiktet

I tillegg til å beite på kvist og lauv utnytter hjortedyr også planter i felt- og bunnsjiktet, spesielt sommerstid. Dette gjelder særlig store flerårige urter og bregner, for eksempel mjørdurt, turt og strutseving. I Landsskogtakseringen gjøres det ingen registreringer av forekomst av slike urter og bregner, men det gjennomføres registreringer av ulike vegetasjonstyper. Flere av disse er assosiert med store urter og bregner (storbregneskog, høgstaudeskog, gråorskog, flommarkskog, or-askeskog og viersump) og følgelig kan vi få en oversikt over den geografiske fordelingen av beitetilbudet i feltsjiktet (se Solberg mfl. 2012).

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. Den samme metodikken har vært benyttet siden 2008 og følgelig er det nå mulig å studere endringer i dekningsgraden på samme flater over tid.

Blåbærlyng er en halvskyggeplante som trives best i lysåpen skog, men utkonkurreres av andre planter på hogstflatene eller i tett og skyggefull skog. Dekningsgraden av blåbærlyng kan derfor potensielt endre seg mye over tid som følge av konkurranse om lys og næring fra andre planter eller som følge av hardt beitetrykk. Vi forventer ingen tilsvarende endring i andelen urterike vegetasjonstypene over tid selv om frekvensen av enkeltarter innen vegetasjonstype kan endre seg. For å se den geografiske fordelingen av urterike vegetasjonstyper og blåbærdekning viser vi til den forrige oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet (Solberg mfl. 2012).

### 3.5.1.4 Beitetilbud og beitetrykk i Finnmark

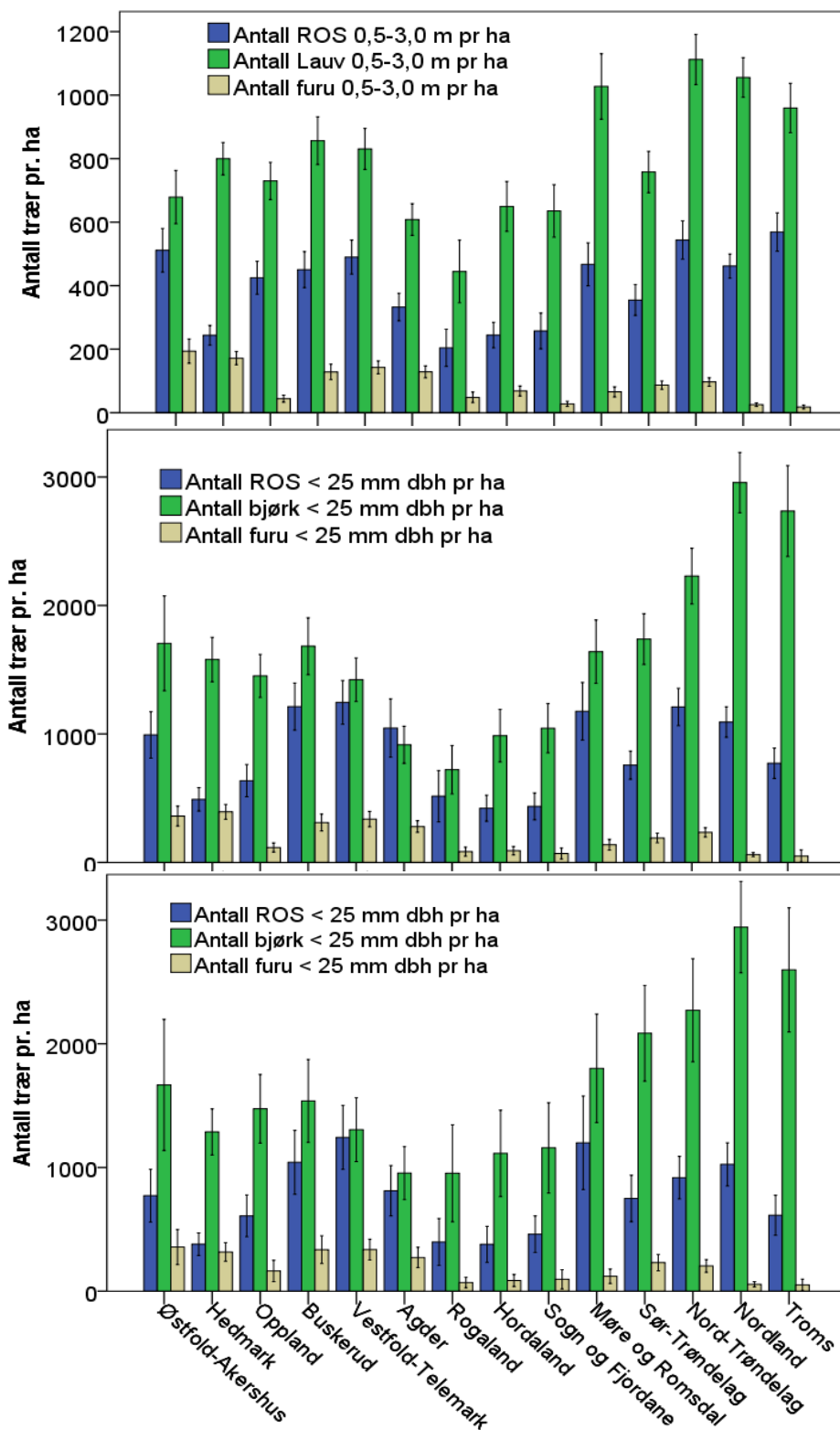
I Finnmark ble prøveflatene for første gang etablert i perioden 2005-2011. I de fem første årene ble kun barskogsområdene (eks. Pasvik og Karasjok) taksert (3 x 3 km rutenett), mens bjørkeskogsområdene ble taksert de to siste årene (9 x 9 km). I hele denne perioden ble gammel metodikk benyttet for registrering av beitetrykk og småtreantall. Fra og med 2012 er imidlertid samme registreringsmetodikk benyttet i Finnmark som resten av landet. Det betyr at beitetakstdata nå er tilgjengelig fra to fulle takster i Finnmark (gammel metodikk: 2005-2011, ny metodikk: 2012-2016). Det samme er tilfelle i resten av landet (gammel metodikk: 2005-2009, ny metodikk: 2010-2014), men her er det i tillegg data tilgjengelig fra de to første årene av 11. takst (ny metodikk: 2015-2016).

## 3.5.2 Resultater fra perioden 2005-2016

### 3.5.2.1 Geografisk variasjon i beitetilbud og beitetrykk

Til tross for endringer i innsamlingsrutiner finner vi mye av den samme geografiske fordelingen i beitetilbud (Figur 3.5.2.1.1) og beitetrykk (Figur 3.5.2.1.2) i 10. takst (5. år med data) som i 9. takst. Det var en positiv korrelasjon mellom beitetilbudet av ROS-trær på regionsnivå i de to takstene (Spearman ikke-parametrisk korrelasjon,  $r_{sp} = 0,70$ ,  $N = 14$ ,  $P < 0,01$ ) og det samme var tilfelle for beitetrykket på ROS ( $r_{sp} = 0,53$ ,  $N = 14$ ,  $P = 0,05$ ). Her minner vi om at ROS i 9. takst inkluderte alle vierarter (*Salix* spp.), selv de som ikke kan utvikle seg til trær, i tillegg til selje. Et positivt forhold var også tilstede for beitetilbudet av furu mellom de to takstene ( $r_{sp} = 0,97$ ,  $N = 14$ ,  $P < 0,001$ ) og for beitetrykket på furu ( $r_{sp} = 0,83$ ,  $N = 14$ ,  $P < 0,001$ ). Bjørk ble først skilt ut som egen art i 10. takst, mens den inngikk i samlegruppen lauv i 9. takst. Det var likevel en nær korrelasjon i beitetilbud ( $r_{sp} = 0,83$ ,  $N = 14$ ,  $P < 0,001$ ) og beitetrykk ( $r_{sp} = 0,49$ ,  $N = 14$ ,  $P = 0,08$ ) på lauv og bjørk mellom takstene. Dette stemmer overens med at bjørk utgjør den desidert største andelen av lauvtrærne i skogen.

I 11. takst har vi så langt data kun fra 2 år, men resultatene samstemmer godt med erfaringene fra 10. takst (Figur 3.5.2.1.1). Som forventet var samvariasjonen svært høy mellom regioner med hensyn til beitetilbud (ROS  $r_{sp} = 0,97$ , bjørk  $r_{sp} = 0,97$ , furu  $r_{sp} = 0,97$ ,  $N = 14$ ,  $P < 0,001$ ), mens den var noe lavere med hensyn til beitetrykk (ROS  $r_{sp} = 0,51$ , bjørk  $r_{sp} = 0,52$ , furu  $r_{sp} = 0,54$ ,  $N = 14$ ,  $P < 0,06$ ). Tilbudet av beitetrær er generelt bedre på Nordvestlandet, i Trøndelag og i Nord-Norge enn lenger sør. Dette gjelder spesielt lauvtrær i riktig beitehøyde, mens beitebare furu til dels viser det motsatte mønsteret.

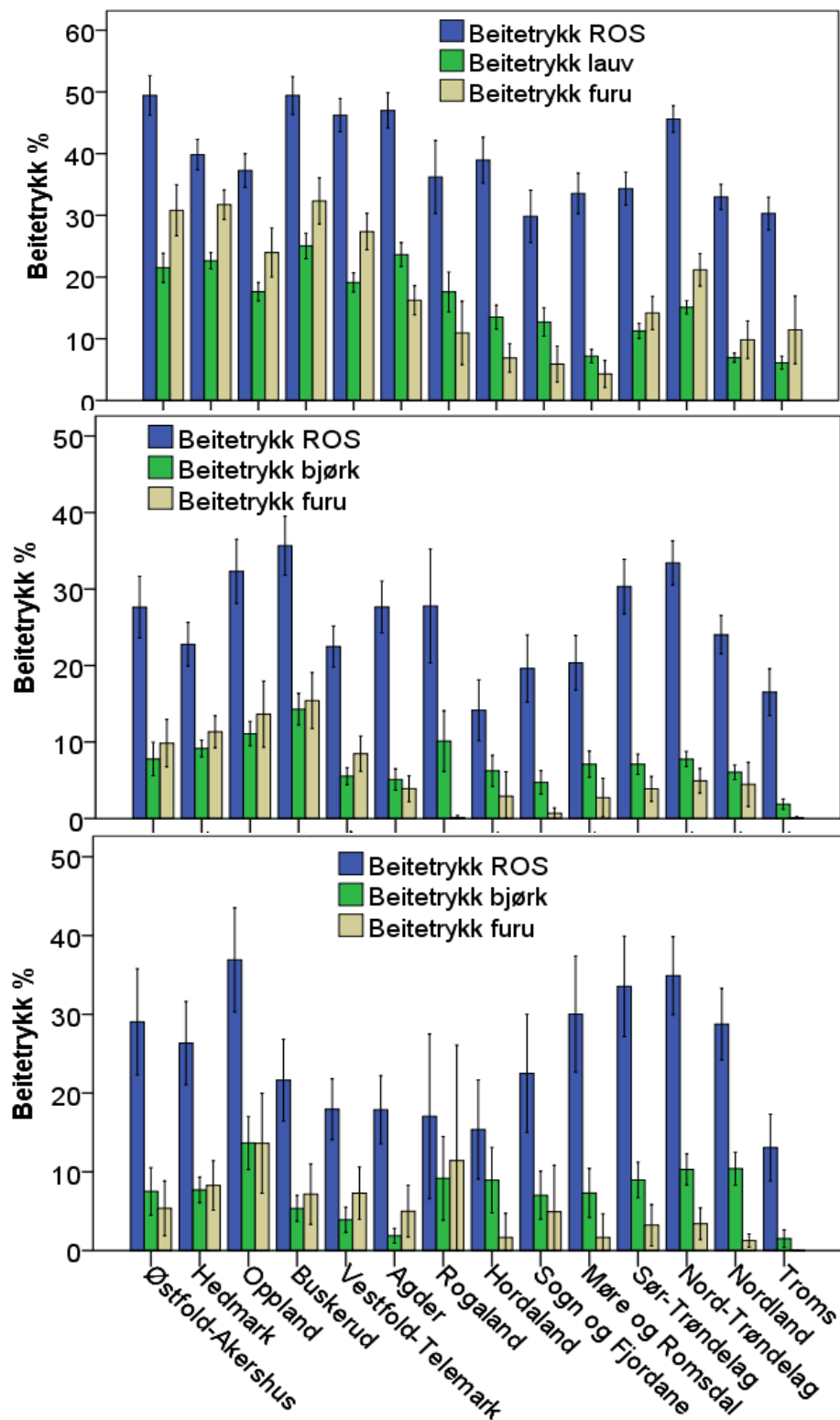


**Figur 3.5.2.1.1.**

Beitetilbudet av trær i ulike tre-artsgrupper i 9. (øverst), 10. (midten) og 11. takst (nederst) fordelt på fylke. Data fra 17 642 permanente flater. Antallet trær i 10. og 11. takst er fra høydesegmentene 0,3-1,3 m og 0-2,5 cm dbh.

Se teksten for informasjon om forskjeller i artsgruppering mellom takstene.

Som forventet er siste års beitetrykk (som ble registrert i 10. og 11. takst) lavere enn det akkumulerte beitetrykket (som ble registrert i 9. takst), og beitetrykket på ROS er langt høyere enn på furu og lauv/bjørk (Figur 3.5.2.1.2). Dette samsvarer med tidligere studier av elgens beitevaner, og antyder at hjorten på Vestlandet har mange av de samme beitepreferansene. Vi ser dessuten at forskjellene i beitetrykk var større mellom furu og lauv (9. takst) enn mellom furu og bjørk (10. takst). Dette kan forklares med at bjørk er mer preferert som beiteplante enn de fleste andre treartene i gruppen lauv (hovedsakelig gråor).



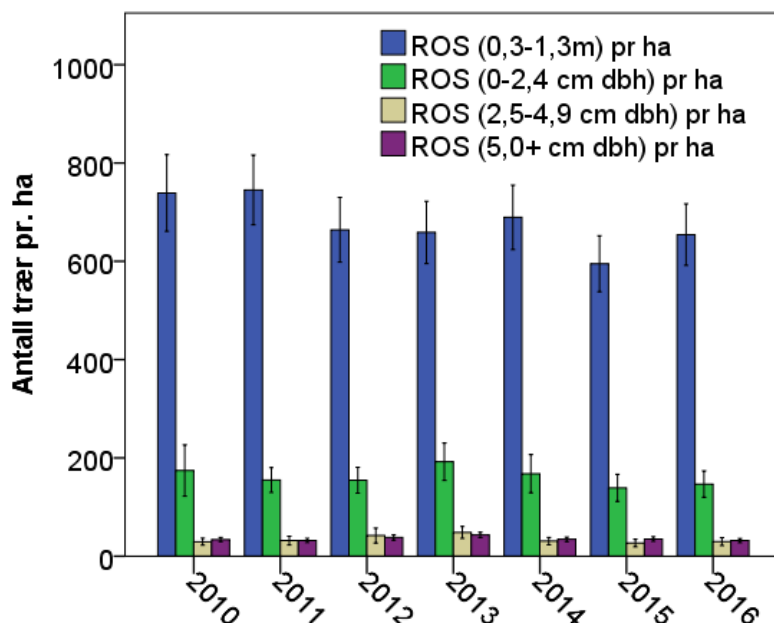
**Figur 3.5.2.1.2.** Beitetrykket på trær i utvalgte treartsgrupper i 9. (øverst), 10. (midten) og 11. takst (nederst) fordelt på region. Data fra 17 642 permanente flater. Beitetrykket ble målt som akkumulert andel beita skudd i 9. takst og andel beita fjorårsskudd i 10. og 11. takst. Se teksten for informasjon om forskjeller i artsgruppering mellom taksene.

I alle tre takstene var beitetrykket høyt i fylkene på Østlandet og Sørlandet, mens det var lavere i Trøndelag, Nord-Norge og på Vestlandet (Figur 3.5.2.1.2). Forholdet mellom takster varierer likevel mellom fylker. Mest påfallende er det relativt sett lavere beitetrykket registrert i Østfold/Akershus, Hedmark, Vestfold/Telemark og delvis i Agder i 10. takst enn i 9. takst (sett i forhold til utviklingen i andre fylker). I tillegg er det visse endringer i hvordan beitetrykket fordeler seg mellom de ulike artsgruppene (Figur 3.5.2.1.2). Disse endringene kan delvis skyldes at beitetrykket nå registreres som andel beita fjorårsskudd framfor akkumulert beitetrykk, og at artsgruppene ROS og bjørk har en litt annen artsfordeling enn i 9. takst (se over). Akkumulert beitetrykk inkluderer beiting som også er utført i tidligere år og er derfor med på å skape større tidsforskjeller enn hva forskjellen i tid mellom takstene (5 år) skulle tilsi. En annen forklaring er at bestandstettheten har endret seg vesentlig, noe som i sin tur påvirker beitetrykket. I alle de nevnte fylkene er bestandstettheten av elg redusert de siste 5–10 årene, mens bestandene har økt eller vært mer stabil i Oppland, Nord-Norge, og Trøndelag. Også Buskerud har opplevd en bestandsnedgang de siste 10-årene, men uten at dette har gitt en tilsvarende nedgang i beitetrykk.

På Vestlandet er beitetrykket lavere, særlig på furu. Her er det hjorten som dominerer og denne er i langt mindre grad en lauv- og kvistbeiter enn elgen. Beitetrykket på ROS-artene er likevel høyt, særlig i Rogaland. Lite skogareal og færre prøveflater per region gjør imidlertid estimatene mer usikre på Vestlandet enn hva som er tilfelle i de mer skogrike regionene.

### 3.5.2.2 Variasjon i beitetilbud og beitetrykk over tid

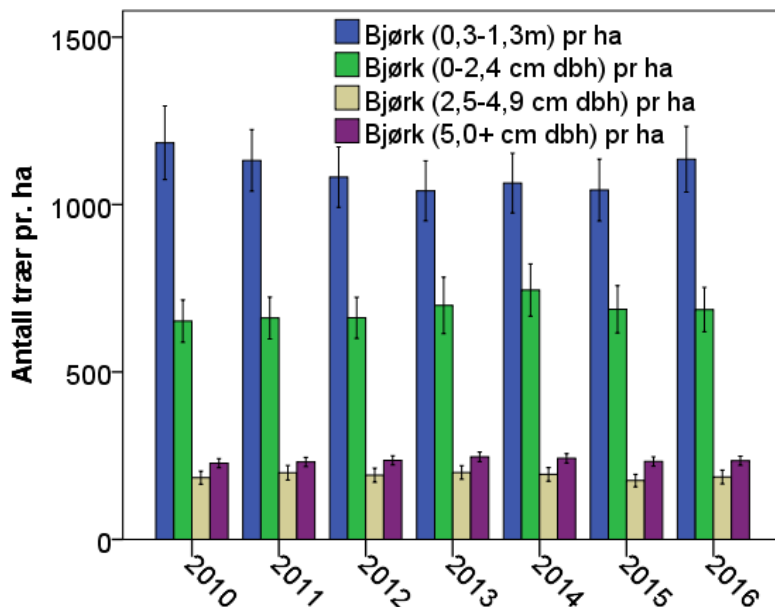
På grunn av endringene i innsamlingsrutiner kan vi ikke undersøke de faktiske endringer i beitetrykk og beitetilbud fra 9. til 10. takst, og som følge av små utvalg og skjevheter i fordelingen kan vi ikke måle endringene mellom år på regionnivå. Landsskogtakseringen undersøker derimot et representativt landsdekkende utvalg med prøveflater hvert år, men et begrenset utvalg vil nødvendigvis medføre noe tilfeldig variasjon. I tillegg kan tilfeldig variasjon i værforholdene og underliggende trender i skogens aldersstruktur påvirke beitetilbudet fra år til år. Skogen på de aktuelle prøveflatene hadde en noe høyere gjennomsnittsalder i 10. takst (77 år) enn 9. takst (74 år), og det var også en svakt økende bestandsalder på prøveflatene fra 2010 til 2016 (ca. 0,5 år pr. år).



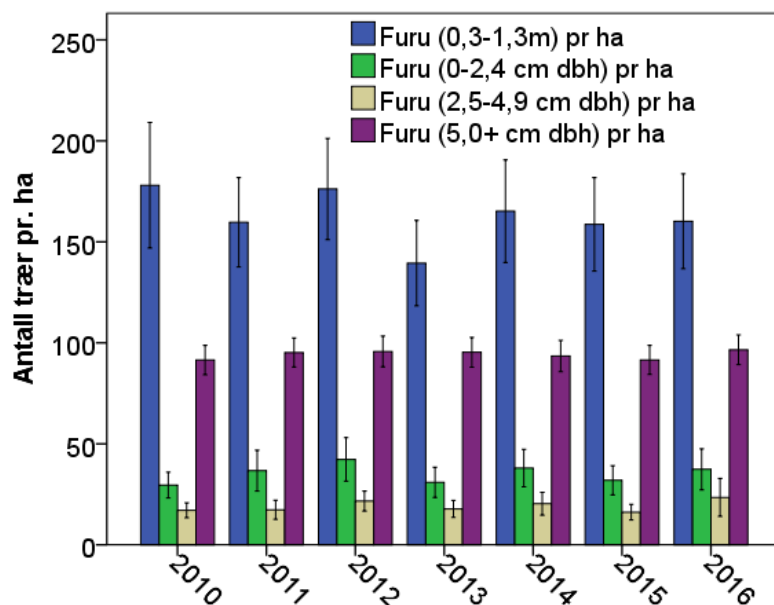
**Figur 3.5.2.2.1.** Gjennomsnittlig antall (95 % CI) rogn, osp og selje (ROS) pr. ha, fordelt på diameterklasse og år. Data fra 17 642 permanente flater fordelt over hele det norske skogarealet utenom Finnmark. De 5 første årene er fra 10. takst. Flatene undersøkt i 2015 og 2016 (11. takst) var de samme som i henholdsvis 2010 og 2011.

I løpet av 10. takst og begynnelsen av 11. takst ser vi en nedgang i tettheten (trær pr. ha) av beitebare ROS (Figur 3.5.2.2.1) og bjørk (Figur 3.5.2.2.2). Dette skyldes hovedsakelig en reduksjon i tettheten av trær i den minste diameterklassen (< 1,3 m), mens større trær (0–49 mm dbh)

viste en mer stabil eller svakt økende tetthet. For furu finner vi de samme trendene (Figur 3.5.2.2.3).



**Figur 3.5.2.2.2.** Gjennomsnittlig antall (95 % CI) bjørk og hengebjørk pr. ha, fordelt på diameterklasse og år. Data fra 17 642 permanente flater fordelt over hele det norske skogarealet utenom Finnmark. De 5 første årene er fra 10. takst. Flatene undersøkt i 2015 og 2016 (11. takst) var de samme som i henholdsvis 2010 og 2011.



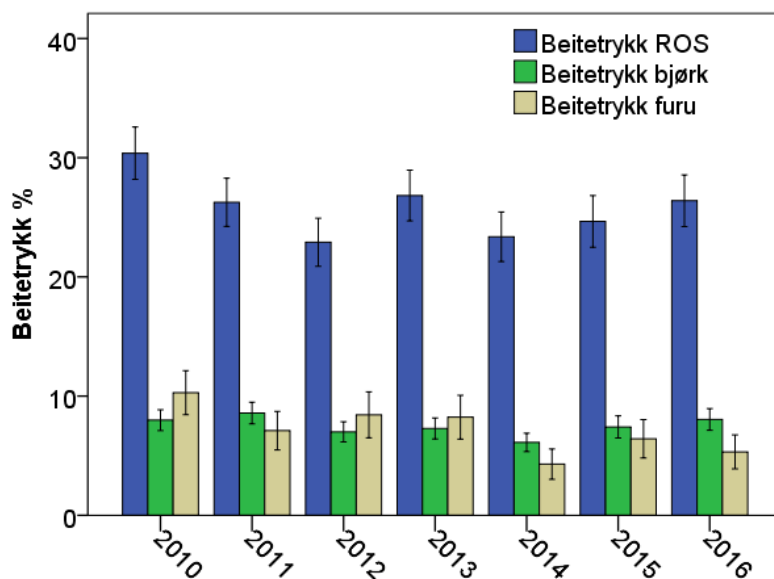
**Figur 3.5.2.2.3.** Gjennomsnittlig antall (95 % CI) furu pr. ha, fordelt på høyde- og diameterklasse og år. Data fra 17 642 permanente flater fordelt over hele det norske skogarealet utenom Finnmark. De samme flatene ble undersøkt hvert 5. år i perioden (eks. flatene i 2010 ble undersøkt på nytt i 2015).

Til forskjell fra ROS og bjørk er det for furu også tilgjengelig data fra 9. takst for de to største diameterklassene av småtrær (0-2,4 cm dbh og 2,5-4,9 cm dbh), og følgelig er det for denne gruppen mulig å sammenligne utviklingen i beitembare furu på samme flater mellom takster. På landsbasis var det i gjennomsnitt en økning på 6 % i antallet småfuru på samme flater fra 9. til 10. takst, men økningen var ikke statistisk signifikant (Wilcoxon Signed Rank Test,  $N = 17\,153$ ,  $P = 0,12$ ). På regionsnivå fant vi imidlertid en signifikant økning både i Agder (19 % økning,  $N = 1\,164$ ,  $P < 0,05$ ) og i Hedmark (34 % økning,  $N = 2\,165$ ,  $P < 0,01$ ). Ingen regioner viste signifikant nedgang i antallet småfuru på prøveflatene.

Beitetrykket på de mest aktuelle treartene viste en nedadgående trend i 10. og begynnelsen av 11. takst, og som forventet var beitemtrykket på ROS-artene langt høyere enn på furu og bjørk (Figur. 3.5.2.2.4). Det er usikkert hvorvidt den nedadgående trenden i 10. takst avspeiler en faktisk nedgang eller kun skjevheter i utvalget. Ved å sammenligne tilstanden i 2010 med tilstan-

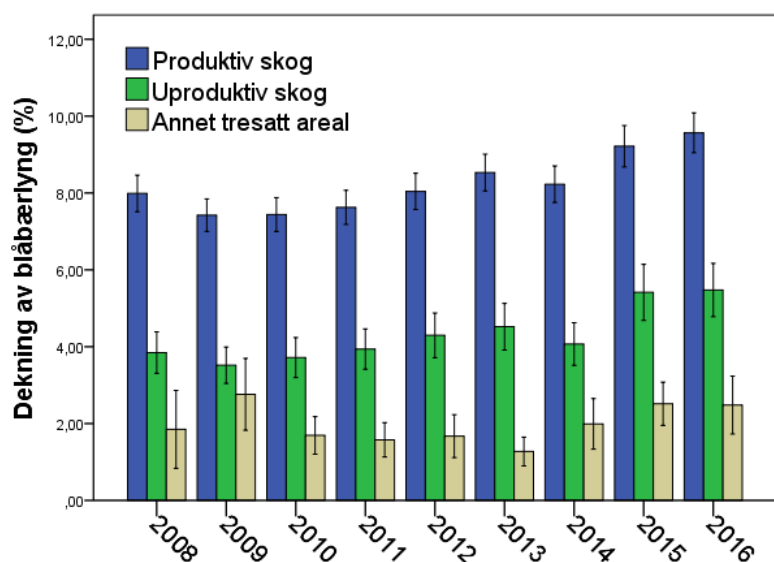


den i 2015 (samme flater undersøkt) kan det virke som om det har vært en reell nedgang i beitetrykk på disse flatene (Figur. 3.5.2.2.4). Ingen tilsvarende nedgang kan spores fra 2011 til 2016 (samme flater undersøkt). Samtidig bør det her påpekes at registreringen av siste års beitetrykk ble innført som ny praksis i 2010, og at noe av utslaget kan skyldes tilpasning av rutinene.



**Figur 3.5.2.2.4.** Gjennomsnittlig prosent (95 % CI) kvist beitet siste året i høydeintervallet 0,3-3,0 meter, fordelt på artsgruppe og år. Data fra 17 642 permanente flater fordelt over hele det norske skogarealet utenom Finnmark. Flatene undersøkt i 2015 og 2016 (11. takst) var de samme som i 2010 og 2011.

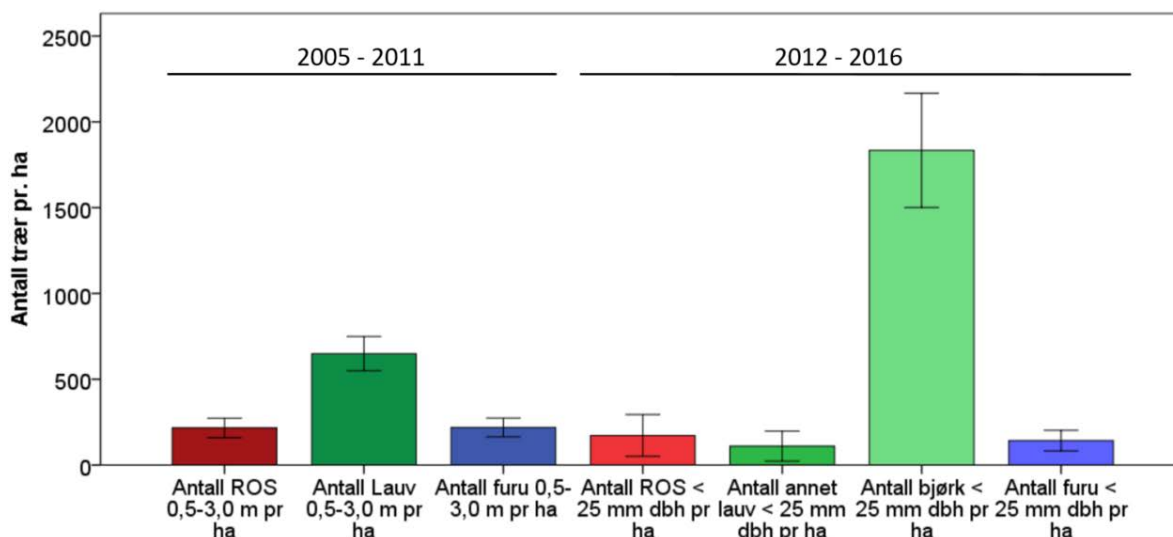
Blåbærdekingen på prøveflatene har vært registrert med samme metodikk siden 2008 og følgelig er det nå også mulig å studere utviklingen innen et stort antall prøveflater med 5 års mellomrom (2008 mot 2013, 2009 mot 2014, 2010 mot 2015, og 2011 mot 2016). I løpet av studieperioden har det vært en generell positiv utvikling i dekningsprosenten av blåbærlyng på flatene (Figur. 3.5.2.2.5). For alle skogtypene samlet (produktiv skog, uproduktiv skog, annet tresatt areal) hadde dekningsprosenten økt med ca. 18 % siden sist flaten ble undersøkt (N = 9 862). Størst var økningen i uproduktiv skog (28 % økning), etterfulgt av produktiv skog (17 % økning) og annet tresatt areal (5 % økning). Økningen var signifikant i alle skogtypene (Wilcoxon Signed Rank Test:  $P < 0,01$ ).



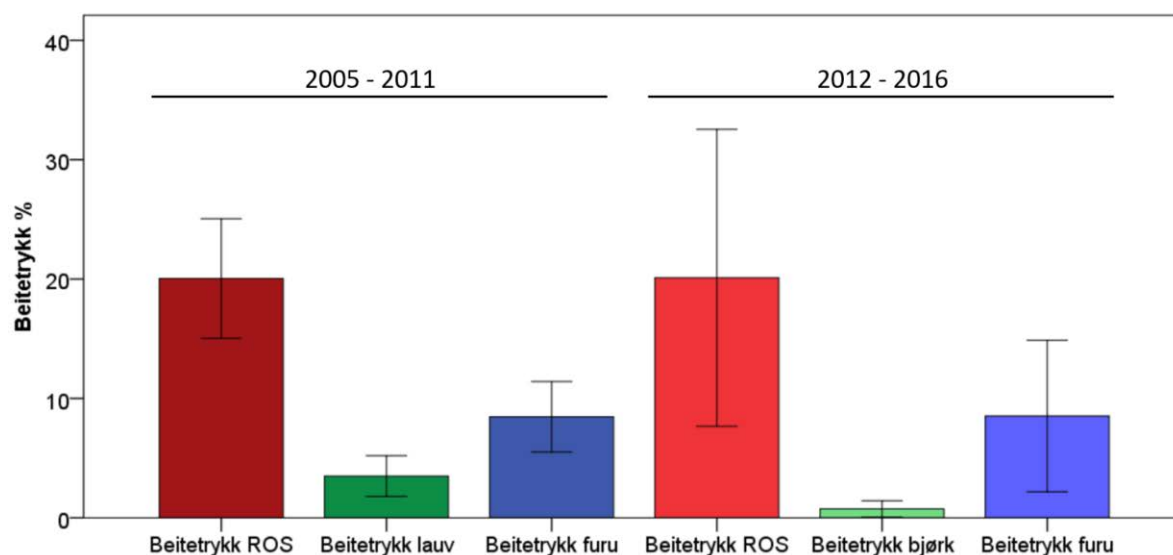
**Figur 3.5.2.2.5.** Gjennomsnittlig prosent (95 % CI) flateareal dekt av blåbærlyng, fordelt på skogtype og år. Flatene som ble undersøkt 2008, 2009, 2010 og 2011 er de samme som i 2013, 2014, 2015 og 2016.

### 3.5.2.3 Beitetilbud og beitetrykk i Finnmark

I Finnmark befinner mye av skogen seg nord for barskogsgrensen og er dominert av bjørk. Furu forefinnes hovedsakelig i Sør-Varanger, og i enkelte spredte bestander lenger nord og vest. Likevel er det relativt mye mat tilgjengelig for elgen. Dette kommer som en følge av at skogen hovedsakelig består av bjørk, ROS og furu (Figur 3.5.2.3.1), som er elgens prefererte beiteplanter, og ikke av gran som mange steder lenger sør. I tillegg er mange av trærne kortvokste, noe som betyr at store deler av kvist- og lauvbiomassen er innenfor beiterækkevidde for elgen. Sammenligner vi med regionene lenger sør (Fig. 3.5.2.1.1) ser vi at Finnmark har en tetthet av beitetrær tilsvarende Agder og flere av Vestlandsfylkene, men betraktelig lavere tetthet enn i Troms og Nordland.



**Figur 3.5.2.3.1.** Beitetilbudet av trær i ulike treartsgupper i 9. (2005-2011), 10. takst (2012-2016) i Finnmark. Data fra 680 permanente flater. Antallet trær i 10. takst er fra høydesegmentene 0,3-1,3 m og 0-2,5 cm dbh. Se tekst for informasjon om artsgruppering i ulike takster.

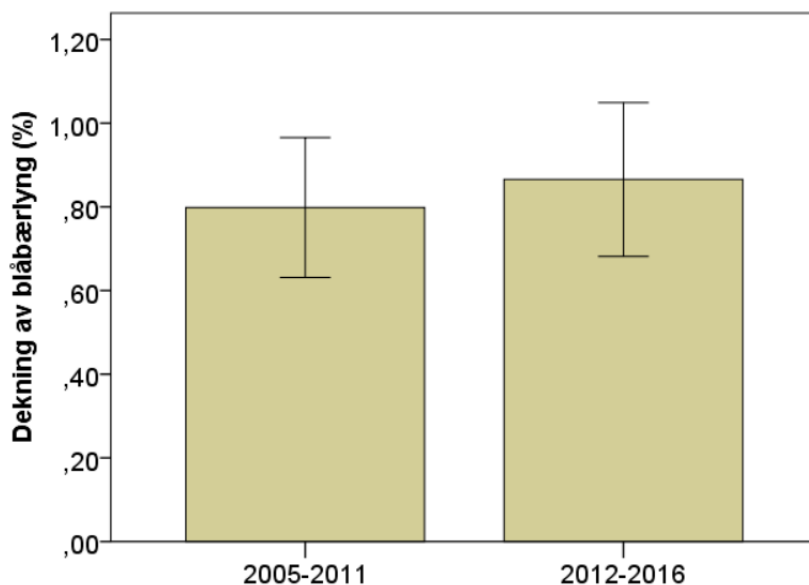


**Figur 3.5.2.3.2.** Beitetrykket på trær i ulike treartsgupper i perioden 2005-2011 (9. takst) og 2012-2016 (10. takst) i Finnmark. Data fra 680 permanente flater. Beitetrykket ble målt som akkumulert andel beita skudd i 9. takst og andel beita fjorårsskudd i 10. takst. Se tekst for informasjon om artsgruppering i ulike takster.

I løpet av de siste 30-40 årene har det vært en stor vekst i elgbestanden i Finnmark (Fjellaksel 2010), men fortsatt er tettheten av elg betraktelig lavere enn i Sør- og Midt-Norge (Solberg mfl.

2012). Dette ser vi også reflektert i beitetrykket, som er relativt lavt (Figur 3.5.2.3.2) og kun sammenlignbart med hva vi finner på Vestlandet og i Troms (Figur 3.5.2.1.2). På bjørka er det faktisk nesten ingen spor av beiting. Et annet interessant trekk er at beitetrykket på ROS og furu i 10. takst (2012-2016) ikke er lavere enn beitetrykket på ROS og furu i 2005-2011, til tross for at kun siste års beitetrykk ble registrert i 10. takst. Dette kan skyldes en generell økning i beitetrykket i Finnmark, i samsvar med økende bestandstetthet av elg, men kan også skyldes tilfeldigheter (store konfidensintervall).

Til forskjell fra resten av landet er dekningsgraden av blåbærlyng i Finnmark lav, kun ca. 1 % (Figur 3.5.2.3.3). Til sammenligning er dekningsgraden i landet for øvrig omkring 7 %. Den lave andelen blåbærlyng i Finnmark samsvarer med en generell nedgang i dekningsgrad av blåbær fra sør til nord i Norge. For eksempel er dekningsgraden av blåbærlyng kun omkring 2 % i Troms (Solberg mfl. 2012). På den annen side har Troms høy dekning av vegetasjonstyper rike på urter og bregner (17 % i 9. takst, Solberg mfl. 2012) som er viktig i elgens sommerdiett. Dette er vesentlig mye mer enn hva en finner i Finnmark med kun 2 %. Det er derfor grunn til å tro at elgen hovedsakelig lever av lauv fra ROS og bjørk i Finnmark sommerstid.



**Figur 3.5.2.3.3.** Gjennomsnittlig prosent (95 % CI) flateareal dekt av blåbærlyng i Finnmark i 9. og 10. takst. Data fra 195 flater undersøkt i begge takstene (2005-2011 og 2012-2016).

### 3.5.3 Erfaringer etter 12 år med beiteressursovervåking

Basert på Landsskogtakseringens prøveflatenett har vi nå 12 år med data på utviklingen i hjorteviltets beitetilbud og beitetrykk i norske skogområder. Materialet antyder at det er stor variasjon i beitetilbud og beitetrykk mellom regioner og at det er en viss utvikling over tid. Som følge av takstens varighet (5 år) og det faktum at overvåkingsmetodikken ble endret underveis (fra 9. til 10. takst), er det likevel begrenset hvor mye vi kan si om utviklingen. Nytt i denne overvåkingsperioden er også at vi nå har inkludert data fra skogområdene over barskoggrensa, og i Finnmark, hvor Landsskogtakseringen relativt nylig har etablert prøveflater. Ved å inkludere prøveflater over barskoggrensa er gjennomsnittsverdiene for beitetilbud og beitetrykk redusert på regionsnivå, men den geografiske variasjonen er fortsatt veldig lik den som ble vist i forrige oppsummeringsrapport (Solberg mfl. 2012).

Det generelle bildet er at tilbudet av beitetrær øker fra sør til nord (Figur 3.5.2.1.1). Det laveste tilbudet av beitetrær finner vi i Agder, Rogaland og Hordaland, mens tilbudet er høyest fra Møre & Romsdal til Troms. I Finnmark er beitetretettheten vesentlig lavere (Figur 3.5.2.3.1), mer som i Agder og Rogaland. Også i flere av østlandsfylkene er tettheten av beitetrær høy, og i takt med lavere bestandstetthet av elg i de samme områdene er det relative beitetilbudet også bedre.

Til forskjell fra beitetilbudet er det en generell nedgang i beitetrykk fra sør til nord (Figur 3.5.2.1.2). Et unntak gjelder for vestlandsfylkene der tettheten av elg er lav, men tettheten av

hjørt er høy. Hjørtene er imidlertid i mindre grad en kvist- og lauveter enn elgen og følgelig blir også den synlige effekten på skogen lavere.

Variasjonen i beitetrykk er sannsynligvis en følge av forskjeller i tettheten av hjortedyr og av beitetrær. Gjennomgående er det langt flere beitetrær tilgjengelig pr. elg i nord enn i sør og dette gjør seg gjeldene med hensyn til andelen kvist som fortæres. Variasjonen i beitetrykk synes dog å være noe lavere i 10. og i 11. takst enn i 9. takst, noe som kan ha sammenheng med den generelle nedgangen i elgtetthet i sør og økning i nord de siste 10-20 årene. Særlig påfallende er den relativt sett større nedgangen i beitetrykk fra 9. til 10. og 11. takst i Vestfold/Telemark og Agder (Figur 3.5.2.1.2), som er regioner med spesielt stor nedgang i bestandstetthet (Vedlegg 6.1).

Beitetrykket varierer som forventet mellom artsgrupper med desidert høyest beitetrykk på rogn, osp og selje (Figur 3.5.2.1.2). I gjennomsnitt beites omkring 27 % av fjorårsskuddene fra ROS-trærne, mens færre enn 10 % av skuddene beites fra bjørk og furu. Dette stemmer godt overens med tidligere erfaringer og skyldes elgens varierende preferanse for de ulike treartene (Månsson mfl. 2007). Interessant er også den noe høyere preferansen for furu enn bjørk på Østlandet, mens tendensen er at bjørka prefereres framfor furu på Vestlandet (hjort), i Trøndelag og i Nord-Norge (Figur 3.5.2.1.2). Det siste gjelder ikke for Finnmark hvor furu beites langt hardere enn bjørk. Finnmark er imidlertid i denne sammenheng spesiell som følge av at furu kun finnes i deler av fylket.

Studier av utviklingen over tid er fortsatt hemmet av at metodikken for registrering av beitetilbud og beitetrykk ble endret i 2010, og følgelig er data innsamlet i 9. takst ikke direkte sammenlignbare med nyere data. Vi er derfor avhengig av å studere endringer over tid basert på ulike årlige utvalg, med unntak for data innsamlet i 2015 og 2016 som ble gjennomført på samme flater som i 2010 og 2011. På grunn av få antall prøveflater er vi dessuten begrenset til å studere utviklingen på nasjonalt nivå inntil vi besitter data fra hele 11. takst (2015-2019).

Beitetilbudet og beitetrykket synes å følge ulike trender avhengig av art og høydeklasse. Beitetilbudet av ROS og bjørk er delvis synkende, men hovedsakelig for trær i den minste høydeklassen (Figur 3.5.2.1.1). I de andre høydeklassene er utviklingen stasjonær (null vekst) eller endog svakt positiv. Motsatt ser vi at beitetrykket er fallende i alle artsgrupper (Figur 3.5.2.1.2), og dette er også hva vi skulle forvente tatt i betraktning den synkende tettheten av elg og delvis hjort de siste årene (Figur 3.1.1). Vi finner det derfor mindre sannsynlig at beiting er årsaken til nedgangen i tettheten av beitetrær (hovedsakelig ROS). Mulige alternative forklaringer er at selvregulering som følge av internkonkurranse om lys og næring, ligger til grunn for denne endringen, eller at klimatiske forhold spiller inn. Vi kan heller ikke utelukke at endringer av registreringsmetodikk i 2010 og påfølgende små justeringer av metodikken kan ha påvirket verdiene.

I praksis betyr dette at vi fortsatt må avvente data fra hele 11. takst før vi med større grad av sikkerhet kan konkludere med hensyn til utviklingen i beitetilbud og beitetrykk på nasjonalt og regionalt nivå i Norge. Erfaringene så langt er at verken beitetilbudet eller beitetrykket har endret seg mye på nasjonalt nivå de siste 7-12 årene, hvilket vi heller ikke forventet tatt i betraktning bestandsutviklingen av elg og hjort. Det blir imidlertid langt mer interessant å studere utviklingen på regionalt nivå, der bestandstettheten av hjortevilt har vært langt mer variabel. Dette er resultater vi håper å kunne presentere i neste rapport fra Overvåkingsprogrammet.

### 3.6 Lavbeitetaksering på Hardangervidda

I siste overvåkingsperiode (2012-2016) har vi igangsatt lavbeiteovervåking på Hardangervidda. Tanken bak er å få en bedre oversikt over utviklingen i lavbeiteressursene på Vidda samt bedre kunnskap om hvordan denne varierer med bestandsstørrelsen og bestandskondisjonen til villreinen i området. Hardangervidda er vårt største villreinområde og har en historie med store fluktuasjoner i bestandsstørrelse (Tveitnes 1980, Skogland 1990). I løpet av de siste 60 årene har bestandsstørrelsen variert mellom anslagsvis 5 000 og 40 000 dyr (Skogland 1990, Solberg mfl. 2012) og denne variasjonen har med stor sikkerhet også hatt en effekt på beitetilbudet. I hvilken grad lavbeiteressursen samvarierer med bestandsstørrelsen er imidlertid lite kjent. Spesielt ønsker vi å opparbeide bedre kunnskap om hvor raskt lavmatta slites ned ved bestandsøkning og hvor raskt den restitueres etter overbeiting. Andre faktorer, som for eksempel variasjon i værforholdene, kan også påvirke lavbeitene, og i en periode med forventet store endringer i klima er det av stor interesse å kjenne til utviklingen i reinens vinterbeitetilbud.

I utgangspunktet ønsker vi å få et representativt estimat på alle reinens beiteressurser på Hardangervidda, men hverken tilgjengelig tid eller økonomiske ressurser tilsier at det er mulig. Som et alternativ har vi derfor valgt å overvåke utviklingen i reinens vinterbeiteressurser i utvalgte studieområder. Vinterstid beiter reinen hovedsakelig på lav som den finner på eksponerte rabber der snøen er avblåst eller mindre dyp (Skogland 1984b). Ved å følge utviklingen i høyde og dekning av lav på disse rabbene kan vi derfor få et innblikk i hvor mye denne beiteressursen varierer over tid. De respektive prøvelokalitetene er imidlertid ikke representative for hele Hardangervidda og følgelig kan vi ikke estimere de tilgjengelige lavbeiteressursene for Hardangervidda som helhet.

Ved valg av studieområder har vi tatt hensyn til den geografiske fordelingen av lav, atkomstmuligheter og reinens antatte bruk av området. På Hardangervidda er de aktuelle lavartene først og fremst utbredt på de sentrale og østlige delene av vidda hvor et generelt tørrere klima og lavere snødybde tilbyr bedre vekstbetingelser enn på vestvidda (Gaare & Hansson 1989, Falldorf mfl. 2014). Av den grunn har vi valgt å legge alle studieområdene på sentrale eller østlige deler av Vidda. I tillegg har vi behov for relativt enkel tilgang til studieområdene slik at arbeids- og reisekostnader kan holdes lave. Nesten alle studieområdene ligger derfor innenfor én times gangavstand fra bilveg, men hovedsakelig bilveg som kun er åpen på sommerstid.

Det siste elementet omhandler reinens bruk av de ulike delene av Hardangervidda. Villreinen i Norge er sky og generelt redd for mennesker. Fjellområder nærme veger, jernbane, fritidsbebyggelse og til dels også turisthytter og stier benyttes derfor i mindre grad enn forventet ut fra beitetilbudet alene (Nellemann mfl. 2000, Nellemann mfl. 2003, Panzacchi mfl. 2013, Panzacchi mfl. 2016). Særlig kan helårsåpne veger være et problem da disse helt eller delvis kan hindre reinen i å trekke over til større fjellområder (Strand mfl. 2015a). Dette kan nødvendigvis skape store forskjeller i hvor hardt beitetrykket er i de ulike delene av Hardangervidda og i neste omgang store forskjeller i høyden og dekningen av lav.

For å ta høyde for slike forhold har vi valgt å legge de ulike studieområdene i både sentrale og mer perifere (menneskenære) deler av Hardangervidda. I tillegg er ett av studieområdene lagt på en av tangene i øst som er 'avskåret' fra Hardangervidda av en veg som er åpen i deler av året, men som fortsatt holdes vinterstengt. Dette er et område som sjeldent benyttes av rein og følgelig forventer vi å finne et spesielt godt tilbud av lav i dette området. Motsatt forventer vi å finne et lavere beitetilbud av lav i de mer sentrale delene av Hardangervidda, områder som reinen ofte bruker både sommer og vinter.

Ved oppstart av siste overvåkingsperiode var planen å gjennomføre én taksering hvert 5. år på Hardangervidda. Første takst ble gjennomført i 2016 og neste vil bli gjennomført i 2021. Først på det tidspunktet kan vi vise til eventuelle endringer i lavbeitetilbudet over tid. Her viser vi derfor kun variasjonen i lavbeitetilbud mellom de ulike studieområdene og diskuterer resultatene i lys av de forventningene vi hadde i utgangspunktet.



### 3.6.1 Studieområder og studiedesign

Taksten ble gjennomført som en prøveflatetakst der prøveflatene ble fordelt innenfor 7 ulike studieområder på Hardangervidda (Figur 3.6.1.1). Alle områdene ble lagt i typiske vinterbeitehabitat, hvilket betyr i områder med lavrabber som benyttes som beiteareal vinterstid. Område 1, 2 og 3 ble lagt sørøst på Hardangervidda, nord og vest for Kalhovd turisthytte i Tinn kommune. Her går det en sommeråpen veg til turisthytta og ulike vannkraftmagasin i området. Deretter etablerte vi 2 studieområder (4 og 5) øst på Hardangervidda i Nore og Uvdal kommune — øst og vest for Fv 124/755 over Imingfjell. Denne vegen er vinterstengt, men hytter langs vegen bidrar sannsynligvis til å begrense villreinens bruk av området øst for vegen. Område 6 ble plassert nord på Hardangervidda i Stigstudalen mellom Stigstuv turisthytte og vegen til Tinnhylen. Også denne vegen er åpen sommerstid, men ikke vinterstid. Område 7 ble etablert ved Skarvatn og Skarbuåsen helt nord i Vinje kommune. Dette er relativt sentralt på Hardangervidda og anslagsvis 3-4 mil fra nærmeste kjørbare veg sommerstid.



**Figur 3.6.1.1.** Røde sirkler viser omtrentlig beliggenhet av de 7 områdene der lavbeitedata ble innsamlet i 2016. Riksveg 7 i Eidsfjord kommune vises i øvre venstre hjørne, og Atrå og Austbygd i Tinn kommune i nedre høyre hjørne.

I hvert studieområde etablerte vi 5-10 prøvelokaliteter på lavrabber med 200-500 m mellomrom. På hver lokalitet plasserte vi så 5 prøveflater der hver prøveflate hadde en utstrekning på 50 x 50 cm. Den første prøveflaten ble plassert relativt tilfeldig sentralt på rabben, mens de gjenværende 4 prøveflatene ble plassert 10 m fra senterpunktet (senter til senter) i kompassretningene nord (N), øst (Ø), sør (S) og vest (V). I den grad dette punktet falt på en større stein eller lignende flyttet vi prøveflaten 1-3 m inn eller ut i den samme retningen.

Alle prøveflatene ble posisjonsbestemt ved bruk av GPS sentralt i flaten. I tillegg ble alle flater markert med en spiker og skive i sørvestre og sørøstre hjørne, eller i alle fire hjørnene. Dette ble gjort for å enkelt finne fram til prøveflaten ved neste gjentak, for eksempel ved bruk av metalldektektor.





**Figur 3.6.1.2.** Beite-ekskluderingskurv plassert over prøveflate 1.4.1 (dvs. transekt 1, lokalitet 4, prøveflate 1). Kurven skal hindre at reinen beiter i prøveflata.

Etter at lavmatta var beskrevet og målt (se under) plasserte vi en beiteekskluderingskurv over den sentrale prøveflata for å hindre at rein fikk tilgang til lavmatta (Figur 3.6.1.2). Hensikten er å hindre beiting slik at tilveksten av lav fram til neste taksering kan estimeres. Kurvene var av trådnetting (trådnettingskurv fra IKEA) med et areal på 43 x 53 cm, og 8 cm høyde. Kurvene ble festet til marka med 7-20 cm spiker og skruer samt klammer og patentbånd. På hver kurv ble det plassert et skilt med informasjon om formålet og kontaktpersoner (Figur 3.6.1.3).



**Villrein og lav – et samspill med lang tidshorisont**

Denne kurven har til hensikt å skjerme vegetasjonen mot beiting, og inngår i et større nettverk av prøveflater for overvåking av reinens vinterbeiteressurser (hovedsakelig lav) på Hardangervidda. Vegetasjonen under kurven og på uskjermede prøveflater i nærområdet, blir undersøkt med ca. 5 års mellomrom. Forsøket er en del av Overvåkingsprogrammet for hjortevilt som eies av Miljødirektoratet ([www.miljodirektoratet.no](http://www.miljodirektoratet.no)) og driftes av Norsk institutt for naturforskning ([www.nina.no](http://www.nina.no)). Kurven er utplassert i samråd med grunneier.

For å unngå unødig slitasje ber vi publikum om å være skånsom med vegetasjonen innenfor en radius av 50 meter rundt kurven (f. eks. ved camping etc.). Dette er ikke til hinder for at området kan benyttes til vanlige aktiviteter som bær- og soppsanking, jakt og ferdsel til fots.

Kontaktpersoner: Erling J. Solberg (prosjektleder, NINA): [erling.solberg@nina.no](mailto:erling.solberg@nina.no)  
Olav Strand (villreinansvarlig, NINA): [olav.strand@nina.no](mailto:olav.strand@nina.no)

**Figur 3.6.1.3.** Informasjonsplakat festet til beite-ekskluderingskurver på Hardangervidda.

### 3.6.2 Målemetode og analyser

For hver prøveflate noterte vi de ulike lavartene, samt lavens dekningsgrad (% areal dekt) og høyde (mm). Dekningsgraden ble målt som prosentandelen areal dekt av lav og prosentandelen areal som potensielt kan dekkes av lav. Potensiell dekningsgrad var prosentandelen areal med eksponert mineraljord. Dekningsgraden ble anslått ved å bruke en kvadratisk måleramme (50 x 50 cm) med 25 kvadratiske celler plassert over prøveflaten (Figur 3.6.2.1). Vi tok også digitale bilder av hver av prøveflatene med måleramma over (Figur 3.6.2.1). Disse vil bli sammenlignet med tilsvarende bilder tatt ved neste takst (gjentak).



**Figur 3.6.2.1.** Måle-rammen plassert over prøveflate 2.1.3 (dvs. transekt 2, lokalitet 1, prøveflate 3). Her er dekningsgraden av lav anslått til 38 %, potensiell dekningsgrad 56 %, og lavhøyden 30 mm.

Lavhøyden ble målt som den gjennomsnittlige høyden av den levende delen av laven i 4-10 celler i måleramma. Den levende delen av laven ble beregnet ved å først måle avstanden fra mineraljorden til toppen av lavmatta, for deretter å trekke fra høyden på den døde delen av laven (0-2 cm). Høyden på den døde delen ble beregnet ved å løfte opp og måle laven utenfor rammen (eks. Figur 3.6.2.2). Død lav var først og fremst tilstede i bunnen av laven der lavmatta var relativt tykk.



**Figur 3.6.2.2.** Lavhøyden ble målt som høyden på den levende delen av lavmatta og som dybden fra toppen av lavmatta til mineraljorda. Her vises høyden av reinlav på den østlige delen av Hardangervidda hvor beitetrykket er lavt. Den døde delen av laven omfatter de nederste 2-3 cm av matta.



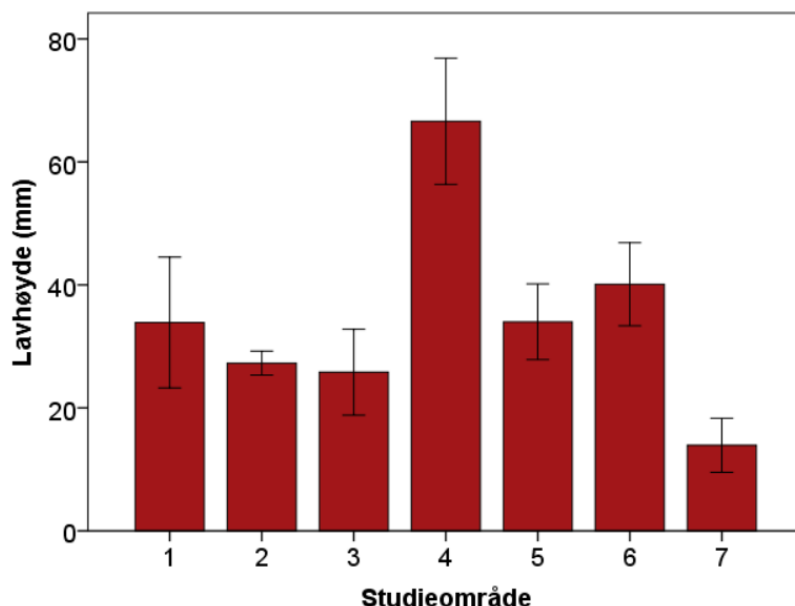
Å måle den levende delen av laven er ikke alltid like lett da høyden på den døde delen kan variere og hulrom under laven kan skape et inntrykk av at lavhøyden er høyere enn hva den faktisk er. På transekt 6 målte vi derfor også lavdybden, som vi definerte som avstanden fra mineraljorden til toppen av lavmatta. Lavdybden omfatter både den levende og døde delen av lavmatta samt eventuelle hulrom under disse. Lavdybden ble målt som et gjennomsnitt av dybden i cellen nordvest, nordøst, sørøst og sørvest for den sentrale cella i ramma.

I analysene beregnet vi først gjennomsnittlig dekningsgrad og lavhøyde innenfor lokalitet og benyttet disse verdiene når vi analyserte for variasjon innen og mellom områder. Variasjonen ble analysert ved bruk av generelle lineæriserte modeller med normal (lavhøyde) og bionomisk (dekningsgrad) linkfunksjon (SPSS 24.0.0.1). Lavhøyden var relativt normalfordelt og av den grunn gjorde vi ingen transformasjoner av råverdiene.

### 3.6.3 Resultat

Vi undersøkte lavmatter i totalt 210 prøveflater fordelt over 42 prøvelokaliteter og 7 områder. Fem prøvelokaliteter ble etablert i hvert studieområde med unntak for område 6 (10 lokaliteter) og område 7 (7 lokaliteter). På flatene registrerte vi 9 ulike lavarter (gulskinn og gulskjerpe (*Cetraria nivalis* og *Cetraria Cetraria cucullata*), rabbeskjegg (*Alectoria ochroleuca*), grå og hvit reinlav (*Cladina arbuscula* og *Cladina rangiferina*), kvitkrull (*Cladina stellaris*), islandslav (*Cetraria islandica*), jervskjegg (*Alectoria nigricans*) og saltlav (*Stereocaulon* sp), men brukte lite innsats på å avdekke tilstedeværelsen av mindre vanlige arter. Den mest dominante arten var gulskinn, mens saltlav var minst vanlig. I datasettet er gulskinn og snøskjerpe slått sammen, det samme gjelder for grå og hvit reinlav.

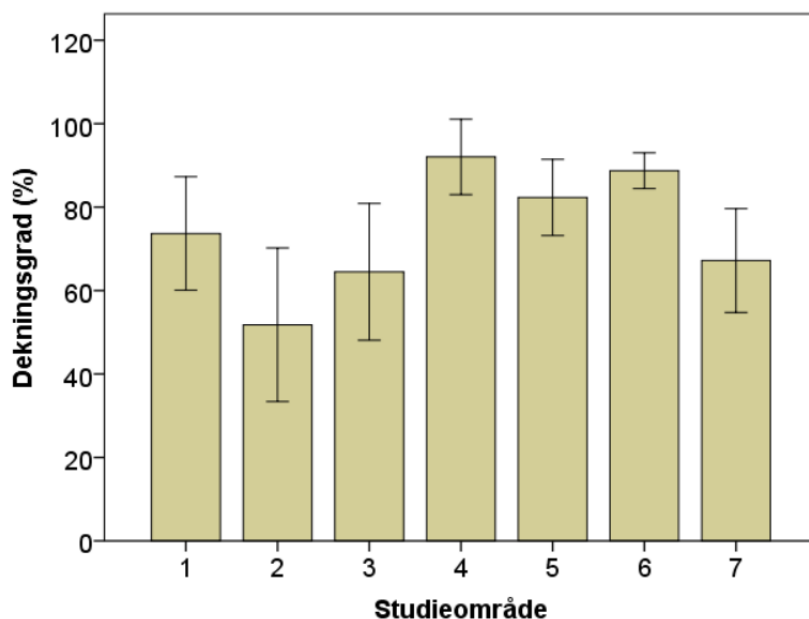
Høyden og dekningsgraden av lav var i gjennomsnitt 34 mm og 76 % i hele materialet samlet, men det var til dels stor (og statistisk signifikant) variasjon i begge parametre mellom områder (Figur 3.6.3.1–3.6.3.3). Lavhøyden var i gjennomsnitt høyest i område 4 (67 mm) og lavest i område 7 (14 mm, Figur 3.6.3.1). I de andre områdene varierte den gjennomsnittlige høyden mellom 26 (område 3) og 40 mm (område 6, Figur 3.6.3.1).



**Figur 3.6.3.1.** Gjennomsnittlig lavhøyde (95 % konfidensintervall) i 7 studieområder på Hardangervidda. Se Figur 3.6.1.1 for beliggenheten av de ulike studieområdene.

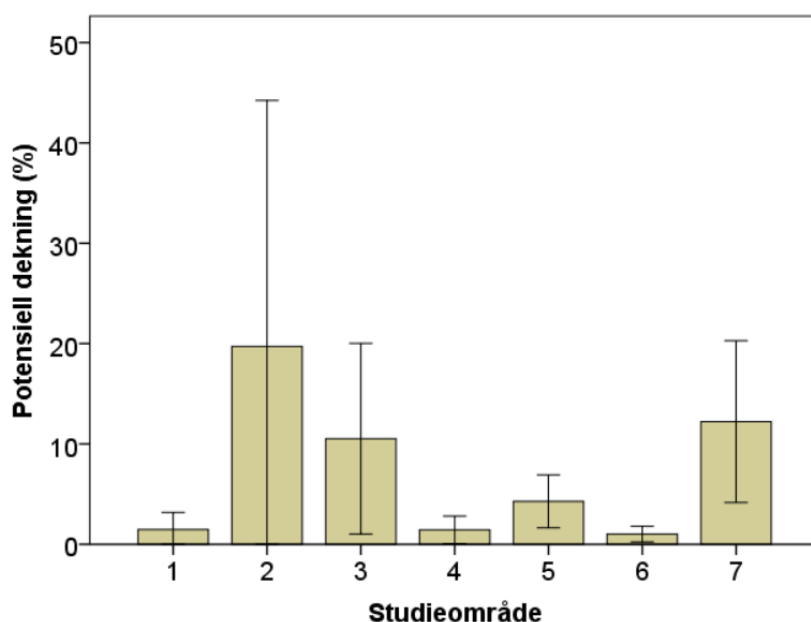
Også lavdekningsgraden var i gjennomsnitt høyest i område 4 (92 %), men skilte seg lite fra dekningsgraden i område 5 (82 %) og 6 (89 %, Figur 3.6.3.2). Lavest var dekningsgraden i område 2 (52 %), men stor variasjon innen område gjorde estimatene usikre (Figur 3.6.3.2). I område 7 var dekningsgraden lavere (i snitt 67 %) enn i område 4 og 6, men til forskjell fra lavhøyden skilte den seg lite fra dekningsgraden i de andre områdene (Figur 3.6.3.2). Samvariasjonen

mellom lavhøyden og dekningsgraden i alle prøvelokalitetene samlet var likevel positiv ( $r_{sp} = 0,67$ ,  $N = 42$ ,  $P < 0,001$ ).



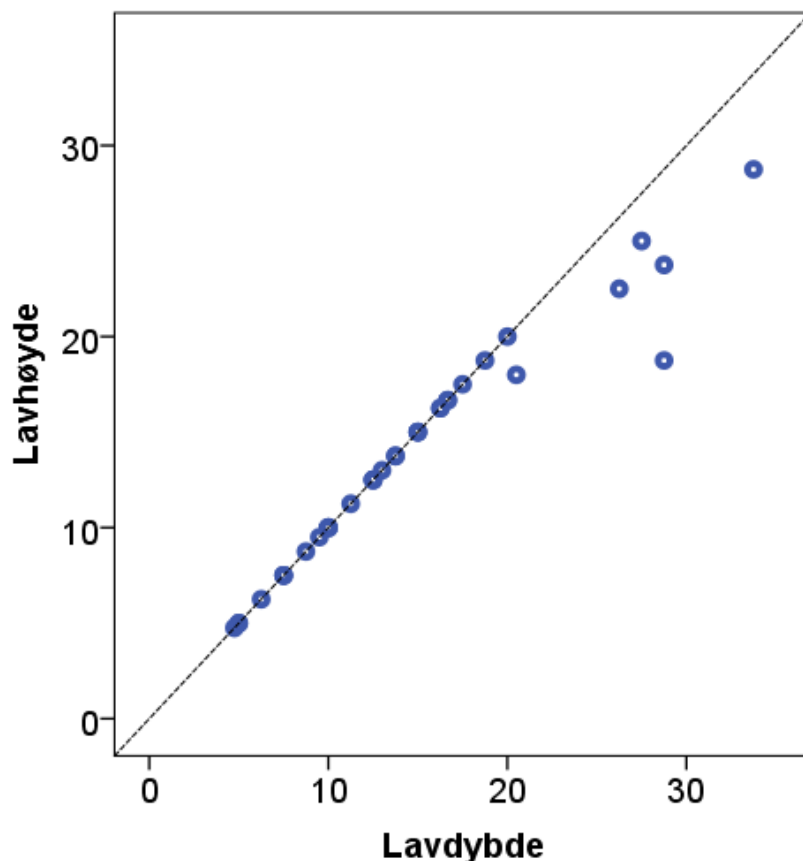
**Figur 3.6.3.2.** Gjennomsnittlig lavdekningsgrad (95 % konfidensintervall) i 7 studieområder på Hardangervidda. Se Figur 3.6.1 for beliggenheten av de ulike studieområdene.

Også den potensielle dekningsgraden av lav varierte mellom områder, men stor variasjon innen områder gjorde estimatene usikre (Figur 3.6.3.3). De laveste verdiene fant vi område 1, 4 og 6 (Figur 3.6.3.3), noe som samsvarer relativt godt med at dekningsgraden av lav er høy i disse områdene. Vi fant følgelig en nær negativ sammenheng mellom potensiell dekningsgrad og lavdekningsgrad ( $r_{sp} = -0,58$ ,  $N = 42$ ,  $P < 0,001$ ) og lavhøyde ( $r_{sp} = 0,55$ ,  $N = 42$ ,  $P < 0,001$ ) i alle prøvelokaliteter samlet. Med andre ord er det størst potensiale for økt lavdekning i områder som i dag har lav høyde og dekning av lav.



**Figur 3.6.3.3.** Gjennomsnittlig potensiell dekningsgrad (95 % konfidensintervall) for lav i 7 studieområder på Hardangervidda. Se Figur 3.6.1 for beliggenheten av de ulike studieområdene.

I område 7 målte vi lavdybden i tillegg til lavhøyden (se Kap. 3.6.2). Sistnevnte er høyden på den levende delen av laven, mens lavdybden måler hele avstanden fra toppen av lavmatta til mineraljorda. Det var nær positiv samvariasjon mellom lavhøyden og lavdybden, men lavdybden var i gjennomsnitt noe større (14,6 mm) enn lavhøyden (13,9 mm). Forskjellen skyldes i hovedsak at lavhøyden var mindre enn lavdybden der lavmatten var tykkest (Figur 3.6.3.4).



**Figur 3.6.3.4.** Forholdet mellom lavhøyden og lavdybden på prøvelokaliteter i område 7 på Hardangervidda. Diagonal linje viser forventet forhold dersom lavhøyden og lavdybden var lik. Se Figur 3.6.1 for beliggenheten av studieområdet.

### 3.6.4 Diskusjon

Resultatene fra taksten i 2016 viser at det er store forskjeller i lavbeitetilbudet mellom ulike deler av Hardangervidda. Minst lav er tilgjengelig på de sentrale delene av Hardangervidda, mens det er mer lav tilgjengelig i perifere deler. Aller mest lav fant vi på Lufsjåtangen helt øst på Hardangervidda, øst for Fv 124/755 over Imingfjell. Det siste var å forvente da denne tungen benyttes relativt lite av villrein — sannsynligvis på grunn av vegen og tilgrensende hyttebebyggelse. I dette området var laven mer enn 4 ganger høyere enn i område 7 på sentralvidda, og dekningsgraden 37 % større. Kontrasten var også stor sammenlignet med område 5 — rett vest for vegen (Fv 124/755). Her var lavhøyden kun 51 % så høy som øst for vegen (område 4) og dekningsgraden kun 89 %. Dette samsvarer med at reinen er var for menneskelig aktivitet og infrastruktur (f.eks. Nellemann mfl. 2000, Wolfe mfl. 2000, Nellemann mfl. 2003, Panzacchi mfl. 2013) og i ekstreme tilfeller kan store fjellområder forbli lite utnyttet som beiteareal.

De store forskjellene mellom områdene antyder at endringer i lavbeiteressursene over tid kan skyldes vel så mye systematiske endringer i reinens arealbruk som endringer i bestandsstørrelse. Av den grunn er det viktig å overvåke utviklingen i lavbeiteressursene i flere studieområder og samtidig holde kontroll på endringer i andre påvirkningsfaktorer (eks. menneskelig aktivitet og infrastruktur). Dette har vi delvis gjort ved å fordele studieområdene i både sentrale og mer perifere deler av Hardangervidda. Vi anser antallet prøvelokaliteter (42) og prøveflater (210) å være relativt lavt, og følgelig vil vi vurdere muligheten for å utvide lavbeiteovervåkingen til flere deler på Hardangervidda. I første omgang er tanken å utvide med ett nytt område i sentrale deler lenger vest, i områdene nord for Songa i Vinje kommune.

Hardangervidda er kun ett av 7 overvåkingsområder for villrein i Norge og i tillegg eksisterer det flere villreinområder som ikke inngår i det nasjonal overvåkingsprogrammet for hjortevilt. I mange av disse villreinområdene kan det være aktuelt å iverksette lavbeiteovervåking dersom



programmet tilføres ytterligere ressurser. En mulighet er å gjennomføre denne typen beiteovervåking i direkte samarbeid med villreinnemder og utvalg lokalt, med lokalt mannskap og finansiering.

## 3.7 Forskning og utredning innenfor Overvåkingsprogrammet

I Overvåkingsprogrammet er det avsatt noen ressurser til å gjennomføre forskning og utredning av ulike overvåkingsrelevante problemstillinger. I siste delperiode har vi benyttet disse midlene til å undersøke presisjonen ved aldersbestemmelse av eldre elg, hjort og villrein basert på tannsnitt (Kap. 3.7.1), samt en gjennomgang av jaktstatistikken for elg og hjort siden 1889 for å avklare når de to artene koloniserte ulike deler av landet (Kap. 3.7.2). I tillegg har vi utviklet og beskrevet en alternativ metode for utregning av sett pr. dyr-indeksen (Solberg & Rolandsen 2016), og gjennomført en studie av beitetilbudet i skog med varierende intensitet av skogbruk (Solberg mfl. 2016). De to sistnevnte er ikke inkludert i rapporten, men er publisert som egne arbeider i Hjorteviltet.

### 3.7.1 Presisjonen i aldersbestemmelse av eldre dyr

Alle dyr som ikke kan aldersbestemmes på bakgrunn av tannskiftemønster og tidlig tannslitasje blir aldersbestemt gjennom avlesing av tannsnitt. Metodikken er veletablert, og baserer seg på å identifisere sesongvekstsoner (sommer- og vintersoner) i tannrøttenes cementavsetninger (Lieberman 1994). Slik registrering av sesongvise vekstsoner er en veletablert metodikk for aldersbestemmelse hos svært mange pattedyrarter (Stallibrass 1982). I praksis er det likevel en rekke forhold som gir ulike utfordringer også ved denne metodikken. Det er mange forhold som påvirker avsetningen av sesongvekstsoner og hvor tydelige disse framstår i et ferdig tannsnitt. Aldersavlesingen vil derfor i varierende grad være avhengig av skjønnsmessige vurderinger og erfaringsgrunnlaget hos den enkelte person som leser tannsnittene.

Det har lenge vært et ønske om å få gjennomført en komparativ studie på tvers av arter der en sammenlignet omfanget av og nivåene på feilene som blir gjort. Etter flere år med innsamling av tannsnitt fra dyr med kjent alder, hadde vi i 2016 samlet nok referansemateriale til å gjennomføre en slik undersøkelse. Et prøvesett med 37 tannsnitt ble tilrettelagt for hver av artene elg, hjort, fastlandsrein (tamrein) og svalbardrein. Alle settene inneholdt tannsnitt med god aldersspredning fra unge (2 år) til gamle dyr (> 10 år). Etter at alle tannsnittene var blitt anonymisert, ble fire personer satt til å aldersbestemme det tilgjengelige referansematerialet. Alle forsøkspersonene hadde ulikt erfaringsgrunnlag, men alle hadde primärerfaring med minst en av de aktuelle artene.

Resultatene viste at det var en stor fordel å ha tidligere erfaring med lesing av tannsnitt fra den enkelte art. Med andre ord, dersom du har aldersbestemt mange hjort så blir du god til det. Den klart vanskeligste arten å aldersbestemme var fastlandsreinen. Observatøren med mest villreinerfaring oppnådde for denne arten en eksakt treffprosent på 66 mellom lest og kjent alder. Ved en feilmargen på  $\pm 1$  år var treffprosenten 97. Eksakt treffprosent for de beste observatørene var 82, 88 og 93 for henholdsvis svalbardrein, elg og hjort. Ved en feilmargen på  $\pm 1$  år var treffprosenten  $\geq 96$  for alle artene.

Et annet vesentlig funn var at feilavlesningen ikke økte med alderen på det felte dyret. På tvers av alle observatørene og alle artene ble 69 % av alle dyr bestemt til korrekt alder, mens 95 % av dyrene ble bestemt til korrekt alder  $\pm 1$  år.

Konklusjonen fra undersøkelsen er at aldersbestemmelse av eldre hjortevilt på bakgrunn av tannsnitt, og av personer med relevant erfaringsgrunnlag, generelt sett gir et svært godt samsvar mellom avlest og reell alder. Det er likevel verdt å merke seg artsvariasjonen i presisjon og viktigheten av å overføre erfaring når ulike personer skal involveres i selve avlesingen.

### 3.7.2 Elgen og hjortens bestandsutvikling i moderne tid - Fellingsstatistikk fra 127 år avdekker trendene

Mange er kjent med at elgen og hjorten i Norge har økt mye i både antall og utbredelse de siste 150 årene, men kvantitative mål har vært lite tilgjengelige. Dette skyldes delvis at bestandsstørrelse er vanskelig å estimere for skoglevende arter og delvis at de nødvendige ressursene i liten grad var tilstede i de tidligste årene. Til tross for manglende bestandsestimat har vi imidlertid i svært mange år samlet inn statistikk over hvor mange elg og hjort vi feller i ulike kommuner i landet. For elgens del har vi tilgjengelig fellingsstatistikk tilbake til 1889, mens innsamling av fellingsstatistikk for hjort ble igangsatt tre år seinere, i 1892 ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)). Denne viser riktignok ikke antallet dyr i bestanden, men erfaringer tilsier at den gir en rimelig oversikt over utviklingen i bestandenes relative størrelse. I tillegg viser den når en elg eller hjort for første gang ble skutt (eller funnet død) i en kommune og gir derigjennom et inntrykk av når de ulike kommunene ble kolonisert. For å få en bedre forståelse av denne utviklingen har vi her kvantifisert hvor mange elg og hjort som er felt pr. år i ulike norske kommuner siden registreringen startet, og viser i kartform hvordan de to artene siden har bredt seg ut over landet. I tillegg har vi kvantifisert hvor mange elg og hjort som er skutt pr. km<sup>2</sup> skog og myr siden oppstarten. Resultatene viser hvordan tyngdepunktet i den norske elg- og hjortebestanden har variert gjennom hundre år.

#### 3.7.2.1 Datainnsamling før og nå

Materialet som ligger til grunn for analysene er antallet elg og hjort som er rapportert felt til SSB fra norske kommuner siden oppstarten i 1889 og 1892. Materialet inneholder tall på antallet dyr felt hvert enkelt år i perioden, men med noen viktige forskjeller i registreringsmetodikk. Et spesielt viktig tidsskille var 1952. Før 1952 inneholder statistikken alle hjort eller elg som ble registrert døde i en kommune i løpet av et år, mens data fra og med 1952 kun inkluderer dyr som er skutt. Dette betyr at statistikken viser litt for høye verdier før 1952 sammenlignet med årene etter. I perioden før 1952 var det dessuten lensmennene som registrerte dyr skutt eller funnet døde og som siden rapporterte videre til SSB, mens det siden har vært statlige viltneemder eller kommuner. Hvorvidt dette har påvirket antallet som er rapportert er uvisst. Et viktig underliggende forbehold er også at jegerne faktisk rapporterer alle dyrene de feller. Dette er svært vanskelig å etterprøve, men mest sannsynlig vil det hvert år felles dyr som ikke blir rapportert. Vi antar imidlertid at dette omhandler få individer og at andelen ikke-rapporterte dyr varierer lite i løpet av perioden. Det bør også nevnes at det hovedsakelig var tyskere som administrerte og foresto jakten under krigen og at dette nok også kan ha påvirket statistikkens nøyaktighet i denne perioden.

Den største utfordringen med analysene har vært å knytte datamaterialet til gjenkjennelige geografiske enheter. Kommunestrukturen i Norge har endret seg mye de siste 100 årene og kunnskap om tidligere kommunegrenser er ikke elektronisk tilgjengelig. Av den grunn har vi valgt å vise fellingstallene basert på kommunestrukturen slik den framstår i 2017. Likevel vil det eksistere unøyaktigheter i materialet som følge av at nye administrative grenser er opprettet. Enkelte tidligere kommuner har blitt delt mellom nabokommuner og nye kommuner har blitt opprettet basert på areal fra tilgrensende kommuner. For eksempel ble Engerdal kommune (herred) i Hedmark opprettet i 1911 basert på landareal fra kommunene (eller herred og sogn) Tolga (som den gang besto av Tolga og Os), Trysil, og Ytre- og Øvre-Rendal (som nå hovedsakelig er Rendalen kommune). Enkelte kommuner har dessuten slått seg sammen for siden å skille lag igjen (eks. Ringerike og Hole, Sør-Fron og Nord-Fron, Tolga og Os).

For å gjøre det enklest mulig har vi gjort som følger: Når tidligere kommuner er innlemmet i nabokommuner er fellingstallene tildelt kommunen som mottok den største arealandelen fra den tidligere kommunen. Tilsvarende har vi fordelt fellingstallene i to når en kommune er delt i to etter 1952. Et unntak gjelder der kun en liten andel av en tidligere kommune er utskilt som ny kommune (eks. Hole fra tidligere Ringerike i 1977). Da har vi skjønnsmessig tildelt en mindre andel av fellingstallene til den mindre kommunen.

På starten av 1900-tallet ble spesielt mange kommuner delt i to eller flere nye kommuner og det var vanskelig å avgjøre hvordan fellingstallene fordelte seg mellom kommunene i de foregående

årene. Et eksempel på dette er Høylandet (utskilt 1901), Namsskogan (1923) og Røyrvik (1923) som tidligere var en del av Grong kommune. I slike tilfeller har vi i årene før opprettelsen latt kommunen få et fellingstall på én elg dersom kommunen den ble utskilt fra hadde registrert og rapportert én eller flere elg felt (eller funnet død). Høylandet, Namsskogan og Røyrvik kommune ble således tildelt én elg hver i 1890 da det ble rapportert 74 døde elg fra (stor-) Grong kommune. Vi gjorde derimot ingen nedjustering av fellingstallene i den opprinnelige kommunen. I praksis betyr dette at de rapporterte verdiene er underestimert i årene før kommunen ble utskilt (eks. Namsskogan før 1923), mens verdiene i samme periode er overestimert i kommunen de ble utskilt fra (eks. Grong før 1923). I statistikken fra SSB er fellingstallene også rapportert samlet for flere nabokommuner i enkelte år før 1952. I slike tilfeller er antallet felte dyr fordelt på de respektive kommunene etter beste evne.

For å gjøre fellingstallene sammenlignbare mellom kommuner har vi benyttet antallet dyr skutt pr. km<sup>2</sup> skog og myr (under tregrensa) framfor totalantallet dyr skutt. Til dette har vi benyttet arealfordelingen i kommunene slik den fortoner seg i vår tid (data fra de siste 10-15 årene). Dagens areal vil sannsynligvis skille seg noe fra skog- og myrarealet for 100 år siden, men vi tror denne feilen er av liten betydning. I tillegg vil verdiene i kommunene som ble splittet og nyopprettet på begynnelsen av 1900-tallet bli feil. For eksempel benytter vi fellingstallene fra hele Grong kommune før 1901, da kommunen også inneholdt Namsskogan, Høylandet og Røyrvik, men deler dette antallet på skog og myrarealet i Grong i moderne tid. Også denne feilen er av liten betydning da oppdelingen av kommuner i hovedsak ble gjennomført før 1930 — i en periode med svært lave fellingstall for elg og hjort i Norge. Antallet dyr skutt pr. km<sup>2</sup> vil derfor uansett være svært lave i disse årene.

Enkelte kommuner kan urettmessig ha fått 'tildelt' en elg eller hjort før de ble opprettet fordi de er skilt ut fra tidligere større kommuner som hadde rapportert elg eller hjort felt eller døde av andre årsaker. Et eksempel er Folldal som i 1914 ble utskilt fra Alvdal (den gang Lilleelvedalen) hvor det allerede i 1890 ble registrert 2 døde elg. Ettersom vi ikke vet hvorvidt disse ble skutt (eller funnet døde) i dagens Alvdal eller dagens Folldal er begge kommuner registrert med elg felt dette året. Tilsvarende kan det være at enkelte kommuner ikke har fått sine 'rettmessige' dyr. Hjorten i Namsos og Fosnes er her et mulig eksempel. Otterøya som allerede på 1800-tallet hadde hjort var inntil 1913 en del av Fosnes kommune, mens mesteparten av øya ble egen kommune fra 1914 til 1964. En liten del av øya var imidlertid fortsatt del av Fosnes og der ble det felt hjort. Siden ble hele øya innlemmet i Namsos kommune. Etter 1964 er det ikke registrert felt hjort i Fosnes kommune — med dagens grenser — men muligens kan noen av dyrene som ble registrert i Fosnes før 1964 ha vært felt eller funnet døde i Fosnes utenfor Otterøya. I vår statistikk er imidlertid Fosnes kommune med dagens grenser oppført uten rapporterte døde hjort.

### 3.7.2.2 Økende antall kommuner med jakt på elg og hjort

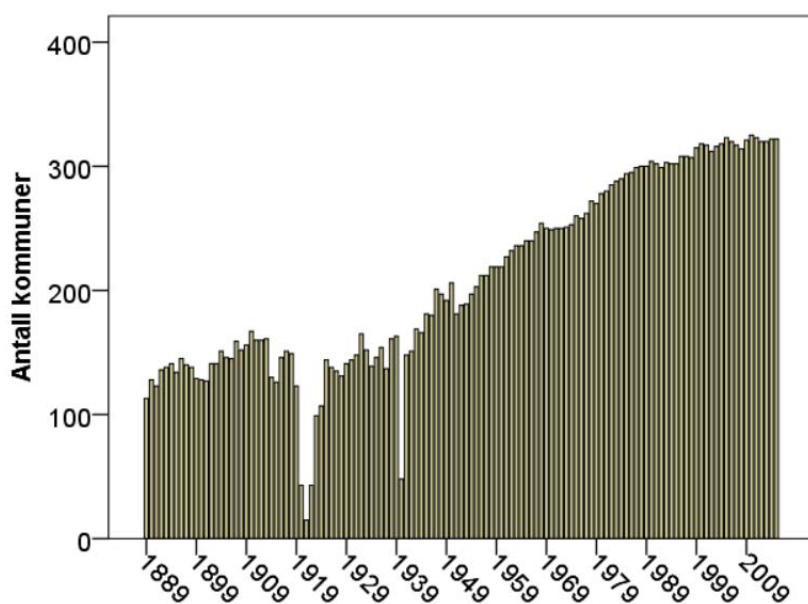
I takt med den økende avskytingen av elg (Figur 3.7.2.2.2) og hjort (Figur 3.7.2.2.4) i Norge i løpet av de vel 100 siste årene har det vært en tilsvarende økning i begge artenes utbredelse (Figur 3.7.2.2.5 - 3.7.2.2.6). Mest markant var økningen i utbredelse etter siste verdenskrig, og i større grad for hjorten (Figur 3.7.2.2.6) enn for elgen (Figur 3.7.2.2.5). Begge artene var kraftig desimert på begynnelsen av 1800-tallet, og for elgens del var det antatt at kun indre deler av Trøndelag og Hedmark hadde elg på 1830 og 1840-tallet. Etter innføring av strengere jaktlover på midten av 1800-tallet opplevde vi imidlertid en oppsving i bestandene, og som vi ser fra figur 3.7.2.2.1 ble det allerede på slutten av 1800-tallet registrert elg skutt eller døde av andre årsaker i nærmere 150 kommuner. Utbredelsen bar imidlertid fortsatt preg av å ha sitt utspring i de gamle kjerneområdene i Trøndelag og Hedmark (Figur 3.7.2.2.5), med unntak for Vestfold, Telemark og Agder som allerede på dette tidspunktet hadde jaktbare bestander. Dessuten ser vi at Troms og Finnmark registrerte elg på begynnelsen av 1900-tallet. Først ute var Karasjok, i 1906, og deretter Målselv (1914), Tana (1915), Alta (1916) og Balsfjord (1917). Dette var sannsynligvis elg som hadde kolonisert området fra kildebestander i Finland og muligens Sverige. De nordligste kommunene i Nordland synes imidlertid å være tomme for elg på dette tidspunktet.

I første halvdel av 1900-tallet var det liten vekst i utbredelsen og avskytingen av elg i Norge, og så sent som på begynnelsen av 1920-tallet ble elgen fredet for jakt. De få individene som ble

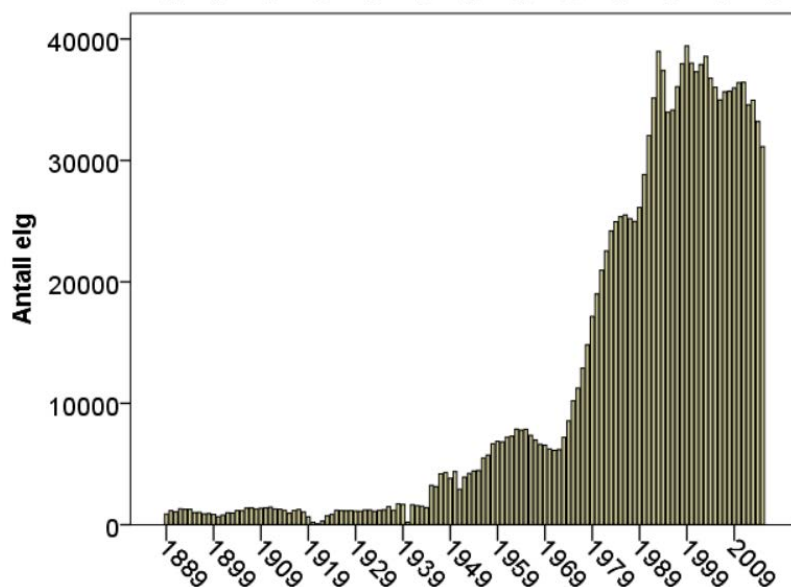
registrert døde i disse årene (Figur 3.7.2.2.2) er derfor elg som har omkommet av andre årsaker enn legal jakt. Også i starten av krigen var det begrenset jakt, særlig i 1940, og uttaket ble for en stor del administrert og gjennomført av tyskerne.

Etter krigen ble det på ny oppsving i elgjakta og jakt ble gjennomført i stadig flere kommuner. Utbredelsen ble flyttet noe lenger vest i Sør-Norge, men det var først og fremst i Nord-Norge koloniseringen skøyt fart (Figur 3.7.2.2.5). I Nordland ble elgjakt innført stadig lenger nord, og i Troms og Finnmark lenger vest, inntil dagens bestandsutbredelse for det meste var avklart på slutten av 1990-tallet (Figur 3.7.2.2.5). Elgjakt foregår nå i mer enn 300 norske kommuner fra lengst i nord til lengst i sør, mens de ytre kommunene på Vestlandet og i deler av Nord-Norge fortsatt ikke har jakt på elg. I flere av disse kommunene gjøres det imidlertid sporadiske observasjoner av elg, men det er fortsatt uklart hvorvidt det her vil utvikle seg høstbare bestander.

Fra starten av 1970-tallet var det også en vesentlig økning i antallet elg skutt. Først i de østlige delene av Sør-Norge, før det samme skjedde vest for Oslofjorden. Samtidig foregikk det en bestandsøkning i Trøndelag og i de siste årene i Nord-Norge.



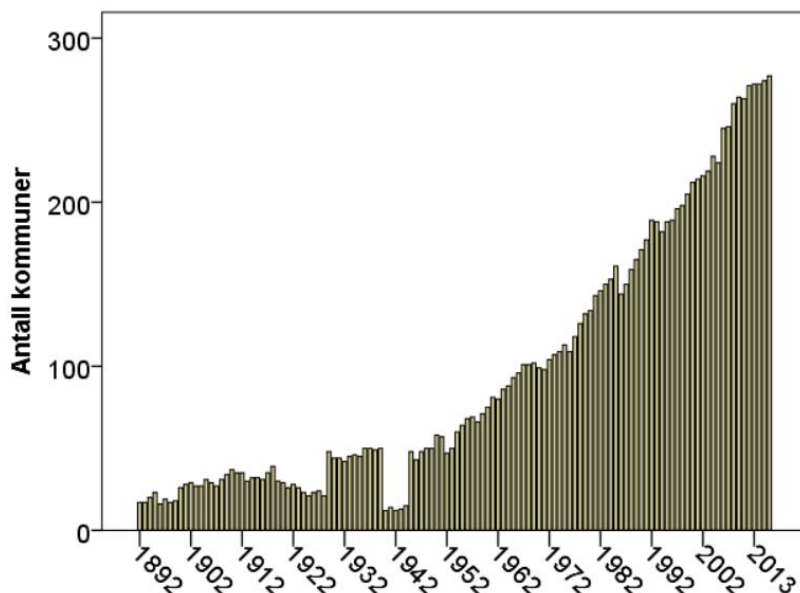
**Figur 3.7.2.2.1.** Antall kommuner med registrert døde elg fordelt pr. år i perioden 1889-2015. I perioden 1889-1951 er verdiene antall elg felt eller funnet døde av andre årsaker, mens verdiene fra og med 1952 kun representerer antallet elg felt.



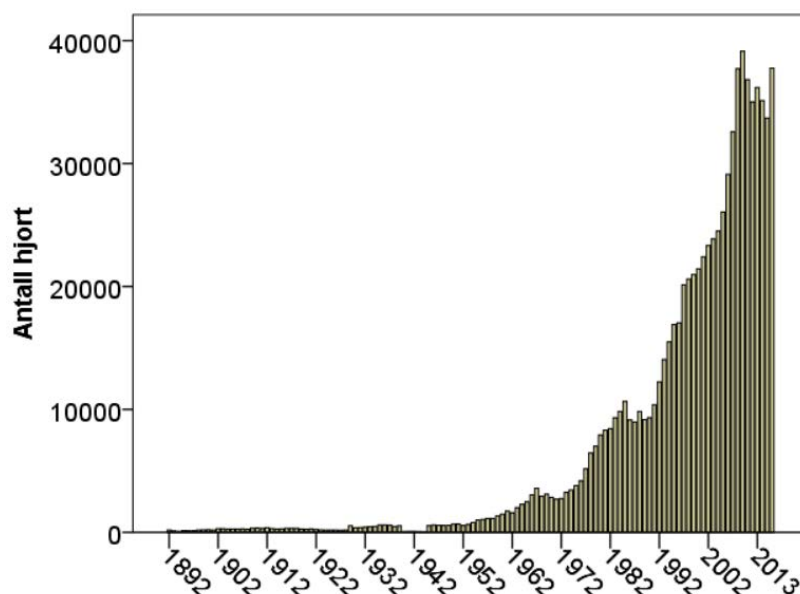
**Figur 3.7.2.2.2.** Antall døde elg i Norge fordelt på år i perioden 1889-2015. I perioden 1889-1951 er verdiene antall elg felt eller funnet døde av andre årsaker, mens verdiene fra og med 1952 kun representerer antallet elg felt.

Hjortens bestandsutvikling i tid og rom viser mye av det samme mønsteret som for elgen, men langt mer dramatisk. På slutten av 1800-tallet ble det registrert omkring 200 hjort døde av jakt

og andre årsaker, mens antallet døde elg var nærmere 1 000. Samtidig var utbredelsesområdet langt mindre da døde hjort kun var registrert i 22 kommuner på Vestlandet og i Nord-Trøndelag ved utgangen av 1800-tallet. I de neste 10-årene økte utbredelsen og avskytingen av hjort relativt lite og først så sent som i 1950 ble det registrert hjort i flere enn 50 kommuner i landet (Figur 3.7.2.2.3). Siden gikk utviklingen raskt. Allerede i 1967 var det hjortejakt i mer enn 100 kommuner og i 1999 i over 200 kommuner (Figur 3.7.2.2.3). I 2016 ble det felt omkring 38 000 hjort fordelt på 277 kommuner i Norge (2017-kommuner).



**Figur 3.7.2.2.3.** Antall kommuner med registrert døde hjort fordelt pr. år i perioden 1892-2016. I perioden 1892-1951 er verdiene antall hjort felt eller funnet døde av andre årsaker, mens verdiene fra og med 1952 kun representerer antallet hjort felt.

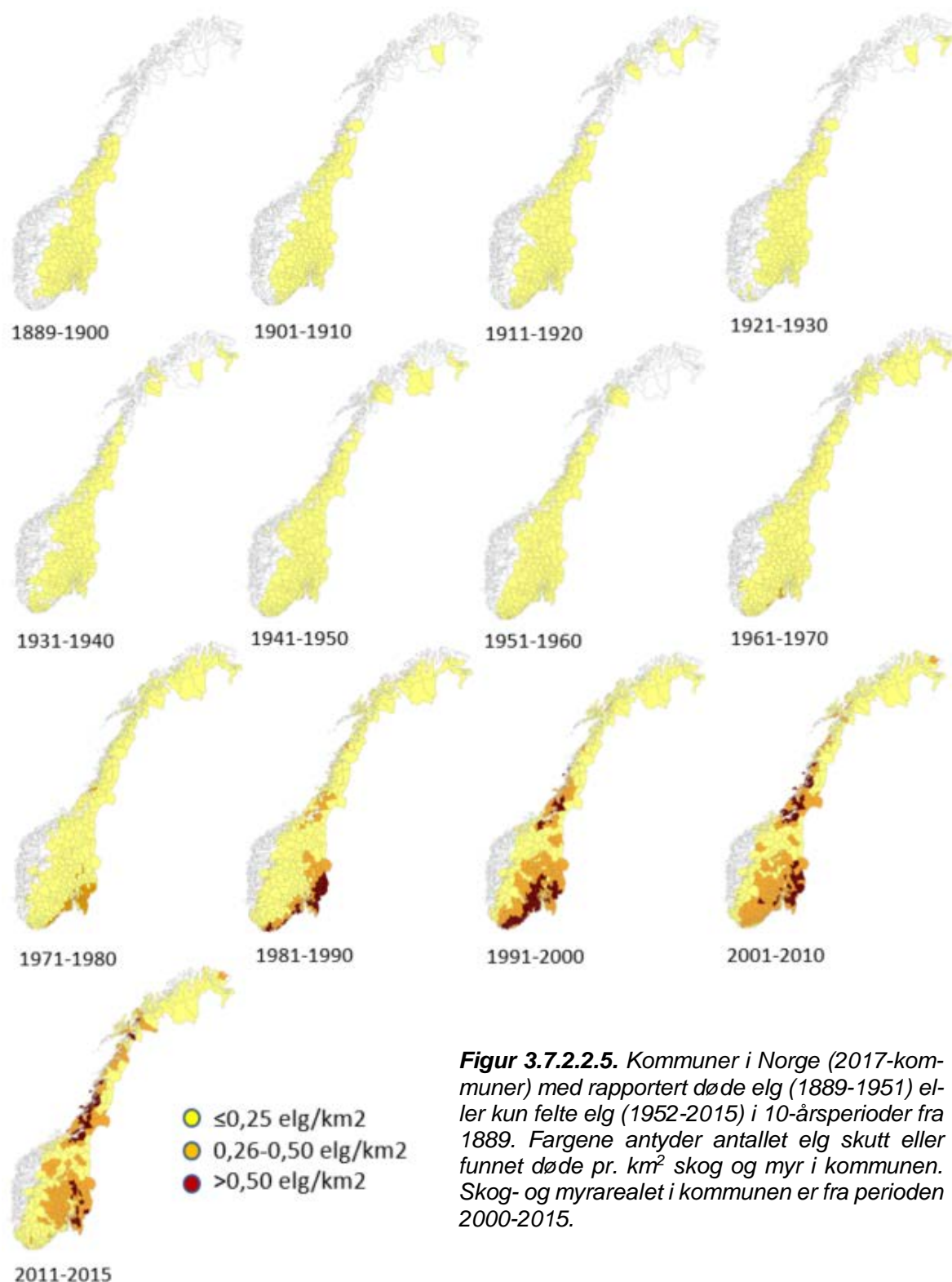


**Figur 3.7.2.2.4.** Antall døde hjort i Norge fordelt på år i perioden 1889-2015. I perioden 1892-1951 er verdiene antall hjort felt eller funnet døde av andre årsaker, mens verdiene fra og med 1952 kun representerer antallet hjort felt.

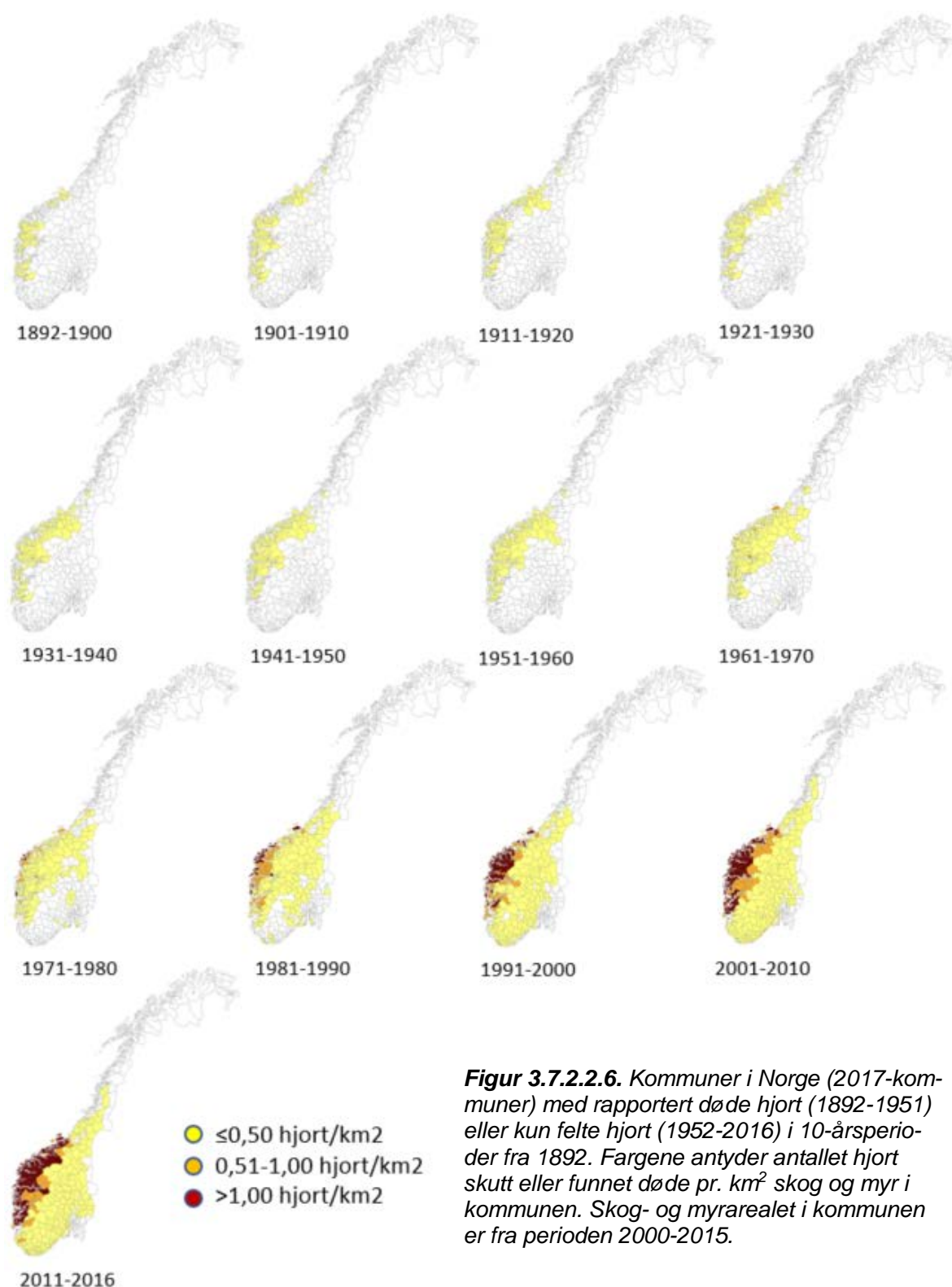
Til forskjell fra elgen finner vi i dag hjort kun i Sør-Norge og i sørlige deler av Nordland. Dette er hjort som i all hovedsak er etterkommere av hjorten som på 1800-tallet var fortrengt til små lommer på Vestlandet og i Trøndelag (Figur 3.7.2.2.6). Endringene i utbredelse i de påfølgende 100 årene bærer da også preg av dette. I starten av 1900-tallet var spredningstakten lav og først i 1951 ble det registrert død hjort i en kommune utenfor Vestlandet eller Trøndelag — i Kvikne (i dag en del av Tynset i Hedmark). Siden ble det også skutt hjort i Tolga i Hedmark (1956), i Skjåk i Oppland (1960), i Siljan i Telemark (1967) og Ål i Buskerud (1974). I de siste årene er det felt hjort i alle fylkene sør for Troms med unntak av Østfold (Figur 3.7.2.2.6). Det finnes imidlertid hjort også i Østfold, noe som ikke minst framgår fra SSB sin fallvilt database ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)). I



tillegg ble det på 1950-, 1970- og 1980-tallet registrert felt hjort i flere østfoldkommuner, men dette var forvillet dåhjort (*Dama dama*), og ikke kronhjort (*Cervus elaphus*).



**Figur 3.7.2.2.5.** Kommuner i Norge (2017-kommuner) med rapportert døde elg (1889-1951) eller kun felte elg (1952-2015) i 10-årsperioder fra 1889. Fargene antyder antallet elg skutt eller funnet døde pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommunen. Skog- og myrarealet i kommunen er fra perioden 2000-2015.



**Figur 3.7.2.2.6.** Kommuner i Norge (2017-kommuner) med rapportert døde hjort (1892-1951) eller kun felte hjort (1952-2016) i 10-årsperioder fra 1892. Fargene antyder antallet hjort skutt eller funnet døde pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommunen. Skog- og myrarealet i kommunen er fra perioden 2000-2015.

### 3.7.2.3 Diskusjon

I Norge har vi opplevd en formidabel økning bestandsstørrelse og utbredelse av elg og hjort de siste 200 årene. Fra å være nesten utryddet på begynnelsen av 1800-tallet har vi nå solide bestander av begge arter og i mange områder sannsynligvis høyere tettheter enn selv i forhistoriske perioder. Veksten har imidlertid tatt sin tid og selv så sent som på 1920-tallet opplevde vi en

tilbakegang i bestandene. Siden har det gått stort sett oppover. Økningen i antallet dyr har vært størst de siste 30-40 årene, men sannsynligvis var den prosentvise veksten vel så stor på 1940-, 1950- og deler av 1960-tallet (Figur 3.7.2.2.2 og Figur 3.7.2.2.4). Dette ser vi også illustrert i den store prosentvise økningen i antallet kommuner med jakt på 1950- og 1960-tallet.

Resultatet etter 80-90 år med bestandsvekst er at vi nå har elg tilstede i nesten alle landets kommuner og elgjakt i over 300 (Figur 3.7.2.2.1). Kun kommuner på Vestlandet og ytre deler av Nord-Norge er fortsatt ikke kolonisert av elg. Tilsvarende har hjorten erobret det meste av Sør-Norge og sørlige Nordland (Figur 3.7.2.2.6). Det store spørsmålet nå er hvorvidt elgen og hjorten vil ekspandere videre vestover og nordover eller om grensen for hva de kan takle av ulike naturforhold er nådd. Basert på utviklingen i antallet kommuner med elgjakt de siste 10 til 15 årene kan det virke som om bestandsekspansjonen har stoppet opp, mens tendens fortsatt er positiv for hjorten.

For elgen er det først og fremst Vestlandet som synes og volde problemer, men uten at det framstår klart hva som ligger til grunn. Terrengets beskaffenhet er sikkert en utfordring for en stor og tung art som elgen, men dette har ikke hindret den fra å kolonisere store deler av Nord-Norge. Også mattilbudet er til stedet (Figur 3.5.2.1.1) selv om tettheten av beitetrær er lavere enn i andre deler av landet. Her kan det være at indirekte konkurransen med hjorten spiller inn.

Hvorfor hjorten ennå ikke har spedt seg til alle deler av landet har vært forklart med både lav spredningstakt og dårligere forutsetninger enn elgen til å takle dyp snø. Førstnevnte er sannsynligvis noe av årsaken til at deler av Østlandet (Østfold, Akershus) fortsatt har små og spredte bestander av hjort, mens sistnevnte kan være en medvirkende forklaring på hvorfor Nord-Norge ikke er kolonisert. Hjorten er en sørlig art som har utviklet seg under mer tempererte forhold, og som befinner seg ved artens nordgrense i Norge. Vi skal imidlertid ikke se bort fra at den brer seg ytterligere lenger nord i Norge — i takt med varmere klima — særlig i kystområdene.

## 4 Samlet vurdering

Hjorteviltbestandene 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 ulike 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 av 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 hjortedyras bestandsøkologi, noe som er viktig i prosessen mot en god og presis forvaltning.

I rapporten viser vi utviklingen i bestandskondisjon og delvis bestandstetthet i totalt 19 overvåkingsområder for elg (7), hjort (5) og villrein (7) i perioden 1991-2016. Det generelle bildet er at det i perioden har vært stor variasjon bestandstetthet innen og mellom områder for de ulike artene, mens bestandskondisjonen for det meste har vist en negativ trend. For hjorten har bestandstettheten stort sett økt i alle overvåkingsområdene, og i landet for øvrig, med delvis unntak for siste overvåkingsperiode. Etter en nesten kontinuerlig vekst siden 1970, kulminerte veksten i avskytingen av hjort i 2010 med en påfølgende nedgang. I 2016 var det imidlertid en ny vekst i antallet dyr felt og spørsmålet er hvorvidt dette er et resultat av en vekst i bestanden.

I elgområdene er utviklingen langt mer variabel med økende og delvis stabile bestander i Midt- og Nord-Norge og for det meste synkende bestandstettheter i sør. Resultatet av denne utviklingen er at bestandstettheten av elg varierer langt mindre fra nord til sør i siste delperiode enn hva som var tilfelle i starten av overvåkingen. Denne utviklingen er, slik vi bedømmer det, hovedsakelig et utslag av lokale ønsker fra forvaltningen. I alle områdene er det et nært forhold mellom antallet elg sett pr. jegerdag og antallet elg skutt, noe som antyder at data fra sett elg-registreringene tilbyr forvaltningen et godt styringsverktøy i kommunene. Dette er også erfaringene fra mer spesifikke analyser av presisjonen i sett elg-materialet (Solberg mfl. 2014).

I villreinområdene har mange av bestandene historisk sett variert mye i antall og sammensetning, men viser langt mindre variasjon siden oppstart av overvåkingen. Forvaltningsplanene som utarbeides av villreinutvalgene med 5 års mellomrom, fastsetter relativt klare og ofte tallfesta mål for bestandenes størrelse og kjønnssammensetning. Dette har sannsynligvis bidratt til å holde bestandene på et rimelig stabilt nivå. Dette gjelder spesielt i de mindre og mer oversiktlige villreinområdene, og i de mer kontinentale områdene, der vintrene er mer stabile og med bedre muligheter for å gjennomføre minimumstellinger.

Til forskjell fra bestandstettheten har bestandskondisjonen, målt som slaktevekter og rekrutteringsrater, samlet sett vært nedadgående for alle tre artene. Mest framtrædende nedgang i kondisjonsparametere finner vi for hjorten på Vestlandet, der slaktevektene for alle kategorier dyr har vist en nesten lineær nedgang siden 1991 — i takt med økende bestandstetthet. Resultatene fra siste overvåkingsperiode antyder imidlertid at den negative trenden nå kan være brutt. I siste periode ser vi ingen negativ trend i slaktevektene, snarere tvert imot. Dette var da også forventet sett i lys av at bestandstettheten nå er stabilisert og til dels redusert i overvåkingsområdene, noe som vil tilsi at konkurransen om matressursene ikke har økt ytterligere. Like fullt gir det et positivt signal til forvaltningen om at også bestandskondisjonen lar seg styre ved å aktivt regulere størrelsen på bestandene. Det blir følgelig svært spennende å følge slaktevektutviklingen i hjorteområdene i årene som kommer, spesielt dersom forvaltningen reduserer bestandene ytterligere.

At bestandskondisjonen ikke automatisk følger utviklingen i bestandstetthet ser vi i flere av elg- og villreinområdene. Et godt eksempel er kondisjonsutviklingen til elgen i Vestfold/Telemark og Vest-Agder, der nedgangen i vekt og rekrutteringsrater delvis også foregikk i årene før oppstart av Overvåkingsprogrammet. Her er vekt og rekrutteringsrater fortsatt lave til tross for at bestandstettheten nå er mindre enn 50 % av hva den var i starten av perioden. Vi forventer følgelig at tilgangen til mat pr. individ i disse områdene nå er vesentlig forbedret, men dette er ikke sporbart i kondisjonsparametere. I siste periode var trenden dessverre fortsatt negativ for slaktevekter, mens rekrutteringsratene i beste fall viste noen positive signaler.

Dataseriene fra flere av villreinområdene viser til dels tilsvarende trender, men kanskje ikke like sterkt uttrykt. I Setesdal-Ryfylke og på Hardangervidda har det tidligere vært svært høye tettheter og reinen har hatt lave kondisjonsparametere. Vi har derfor hatt en forventning om at redusert bestandstetthet over tid ville medføre positiv framgang i kondisjonsmålene. For Setesdal-Ryfylke ser vi en slik framgang når det gjelder kalv pr. 100 SU, og sett over lengre tid kan det samme sies om Hardangervidda der antallet kalv pr. 100 SU var lavere og mer variabel på 1980- og 1990-tallet. Utover på 2000-tallet ser vi imidlertid en ny reduksjon i kalv pr. 100 SU på Hardangervidda og rekrutteringen tenderer også til å være mer variabel de siste årene. Dette skjer ved bestandstettheter som er betraktelig lavere enn det som var tilfelle da rekrutteringsratene var som lavest på 1980-tallet. Dagens bestand utgjør trolig ikke mer enn henholdsvis 30 % og 20 % av bestanden i dette området på 1970- og 1980-tallet. Dagens kondisjonsmål på Hardangervidda er svake, og kalvevektene her er de laveste vi registrerer hos villrein — på samme nivå som i mange av de svakeste tamreinbesetningene.

En motsats til utviklingen på Hardangervidda finner vi i Knutshø og i Forollhogna, hvor dyreantallet har vært relativt stabilt over lang tid og hvor kondisjonsmålene tidligere var høye. I disse bestandene finner vi nå en tydelig nedgang i kondisjonsmålene. Dette er mest fremtredende i Forollhogna, hvor slaktevektene har en negativ trend hos alle kjønns- og aldersklasser. I hovedtrekk er utviklingen den samme i Knutshø hvor slaktevektene har en negativ trend hos simler og ungdyr. Selv moderat høye tettheter over tid synes dermed å ha en negativ effekt på utviklingen i bestandskondisjon.

Dette betyr at bestandene av elg, hjort, og villrein responderer med reduserte slaktevekter og rekrutteringsrater når bestandene øker, men at de samme tetthetsavhengige mekanismene ikke alltid virker når bestandene reduseres. Dette gjelder spesielt for elg og villrein, mens det fortsatt er for tidlig å si om det samme vil være tilfelle når hjortebestandene reduseres. Vi vet ikke med sikkerhet hvorfor vi ser denne utviklingen, men vi kan peke på flere mekanismer som kan tenkes å medvirke.

En forklaring er at det har skjedd endringer i den relative bestandstettheten som ikke framgår av variasjonen i bestandsstørrelse. Med relativ tetthet mener vi bestandens størrelse i forhold til arealet som faktisk benyttes og beiteressursene i dette området. Merking av reinsdyr med GPS-halsbånd har i løpet av de seinere årene gitt god dokumentasjon på reinsdyrs arealbruk i de fleste av de større villreinområdene. Resultatene fra disse prosjektene viser at infrastruktur og forstyrrelser har medført tap av viktige beitearealer og reduserte vandringsmuligheter og dermed en betydelig fragmentering av villreinstammene (Nilsen & Strand 2017). GPS-data fra Hardangervidda viser for eksempel at villreinstammen her bare benytter en liten andel (ca. 20 %) av områdets totalareal om sommeren og at dyrene i en årrekke har hatt tilhold i de minst forstyrrede delene (Strand mfl. 2015b).

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 mfl. 2000). 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 tilgang til data som viser det har vært et større beitepress i sentrale og uforstyrrede områder med den følge at biomassen av beitelav er redusert i disse områdene (Nellemann mfl. 2001). Slike effekter kan over tid medføre at den effektive tettheten øker og følgelig at kondisjonsparametere i bestanden reduseres til tross for at dyreantallet er stabilt eller lavere.

I Knutshø og i Forollhogna er kontrollen med bestandsutviklingen og hyppigheten av miniumstillinger såpass stor at vi trolig kan se bort fra at den faktiske bestandsstørrelsen har økt nevneverdig. I Knutshøområdet har GPS-merking av villrein vist at også denne stammen bruker en beskjeden del av områdets totalareal (ca. 40 % om sommeren). I hvilken grad arealbruken har endret seg i løpet av de siste 20-25 årene er imidlertid usikkert da vi ikke har tilgang til data som gjør det mulig å lage detaljerte vurderinger av arealbruken over så lange tidsrom.



I elgområdene har vi mindre tro på at endringer i arealbruken ligger til grunn for den manglende positive responsen etter bestandsreduksjon, selv om vi ikke helt og fullt kan utelukke en slik mekanisme. Atferdsendringer og fryktresponser har vært lite studert i elgbestander og følgelig vet vi lite om betydningen av slike faktorer. En mulig hypotese er at hardt jakttrykk i bestandsreduksjonsfasen har økt elgens generelle frykt for mennesker med den følge at de mest menneskenære, og «risikopregede» skogarealene nå utnyttes mindre enn tidligere. Hvis så er tilfelle vil vi ikke umiddelbart forvente en økning i bestandskondisjon fordi den effektive bestandstettheten ikke har endret seg. Så langt har vi imidlertid ingen resultater som kan understøtte en slik hypotese.

I forklaringsmekanismene over antar vi at beiteressursene er konstante, og at det kun er antallet dyr eller arealbruken som varierer, hvilket nødvendigvis ikke trenger å være tilfelle. Også kvaliteten og tilbudet av beiteplanter kan variere over tid, enten som følge av utenforstående faktorer (klima, skogbruk) eller som et resultat av interaksjoner mellom hjortedyra og plantene. En mulig forklaring er for eksempel at tidligere hardt beitetrykk har ført til en vedvarende nedgang i beitetilbudet, med den følge at bestandsreduksjon ikke umiddelbart fører til kondisjonsøkning. Hard beiting over tid kan øke dødeligheten i viktige beiteplanter og i verste fall dreie artssammensetningen i skogen i retning av mindre prefererte arter. I så fall kan det ta lang tid med redusert beitetrykk før beitetilbudet når samme nivå som tidligere.

For å bedre forstå hvorvidt det er slike interaksjoner som ligger til grunn for noe av det vi observerer har vi derfor i de siste to delperiodene brukt mye ressurser på å kartlegge og overvåke utviklingen i beitetilbudet og beitetrykket i ulike deler av landet. Mest omfattende er beiteressursovervåkingen vi gjennomfører i samarbeid med Landsskogtakseringen ved NIBIO. I tillegg har vi i siste periode igangsatt lavbeitetakseringer i villreinområdet på Hardangervidda. Intensjonen bak er å lære mer om hvordan elg, hjort og villrein utnytter beiteressursene i tid og rom, og hvordan beiteressursene responderer på varierende beitetrykk og andre miljøfaktorer.

Basert på beiteovervåkingen i skog har vi sett hvordan beitetrykket og beitetilbudet varierer mellom ulike deler av landet, men vi vet mindre om hvordan de samme parameterne varierer over tid. Det siste henger sammen med at takstene gjennomføres i 5-årsperioder og i tillegg har vi gjennomført visse modifikasjoner av metodikken underveis. Først nå begynner vi derfor å få data som er sammenlignbare over tid. Utvalgsstørrelsen er imidlertid fortsatt lav (kun to år med sammenlignbare data) og usikkerheten følgelig stor. Det samme gjelder nødvendigvis med hensyn til lavbeiteovervåkingen på Hardangervidda der vi så langt kun har data fra én sesong.

Basert på materialet vi så langt besitter ser vi en gradvis nedgang i beitetrykket, men ingen vesentlig økning i beitetilbudet av trær. Tilbudet av blåbærlyng er imidlertid økende. På regionalt nivå (hovedsakelig fylker) ser vi heller ingen store endringer i beitetilbudet, mens tendensen er at beitetrykket i deler av Sør- og Østlandet — der beitetrykket tidligere var svært høyt — nå er redusert. Dette er også erfaringene fra andre beitetakster i området og kan være godt nytt for de som har til gode å registrere en positiv respons av bestandsreduksjon. Resultatene er imidlertid fortsatt usikre og det endelige svaret på om beitesituasjonen i disse regionene har forbedret seg får vi først når 11. takst er avsluttet i 2019.

## 4.1 Vegen videre

I årene som kommer ønsker vi å fortsette overvåkingen etter samme lest og i de samme områdene som nå. Tilsvarende ønsker vi å videreføre beiteovervåkingen i skog og på Hardangervidda. Vi mener at datamaterialet som så langt er innsamlet har bidratt med svært relevant informasjon om hjorteviltets bestandsutvikling, bestandskondisjon og livsmiljø i Norge, og vi forventer å kunne innhente tilsvarende data i neste 5-årsperiode. I noen av overvåkingsregionene er det derimot utfordrende å innhente tilstrekkelig materiale for å sikre gode nok estimater på utviklingen i flere av overvåkingsparameterne. Dette gjelder først og fremst kjeve- og vekstdata fra flere av elg- og villreinområdene. Her er det derfor nødvendig med økt innsats for å styrke materialtilfanget. I andre områder tror vi det blir vanskelig å opparbeide tilstrekkelig motivasjon

i jegerstanden til at vi kan få inn tilstrekkelig antall relevante data. Dette gjelder i første omgang innsamlingen av livmormateriale fra de to nyopprettede overvåkingsområdene for hjort. Her er fellingstallene i utgangspunktet lave, men i tillegg er oppslutningen om innsamlingen av livmormateriale heller lav. Her vil vi derfor foreslå å avvike denne innsamlingen.

I elg- og hjorteovervåkingsområdene vil vi i nær framtid også måtte forholde oss til de endringer som vil komme som følge av kommunesammenslåinger fra og med 2020. For eksempel vil flere av dagens sørtrønderske kommuner som er med i Overvåkingsprogrammet (Hemne, Snillfjord, Orkdal, Meldal og Rennebu) bli påvirket: Agdenes vil kobles til Orkdal, mens Meldal og deler av Snillfjord vil danne den nye storkommunen Orkland. Resten av Snillfjord blir delt mellom Hitra og Hemne, og i tillegg vil nye Hemne kommune inkludere dagens Halså kommune. Også flere av overvåkingskommunene for elg vil slå seg sammen med nabokommuner som i dag ikke inngår i overvåkingen (eks. Re og Tønsberg, Søgne med Kristiansand og Songdalen, Lindesnes med Mandal og Marnardal).

Så langt er det uklart hva som er mest formålstjenlig med hensyn til de nye kommunearealene. Ved tidligere kommunesammenslåing (eks. da Våler og Ramnes ble til Re kommune) valgte vi å kun videreføre overvåkingen i den delen av nykommunen som tidligere var en overvåkingskommune (i dette eksempelet Våler). Tilsvarende har vi inntil videre kun planer om å samle inn overvåkingsdata fra gamle Andebu kommune i det som fra 2017 er storkommunen Sandefjord (Andebu, Stokke, Sandefjord). Et alternativ er imidlertid å innlemme hele den nye kommunen i overvåkingsregionen. På denne måten unngås eventuell misnøye blant lokale jegere som må eller ikke må levere overvåkingsmateriale. I tillegg er en slik praksis enklere å gjennomføre både for kommunale kontaktpersoner og for overvåkingsprosjektet.

En slik praksis vil medføre at en liten del av dagens Snillfjord forsvinner ut av overvåkingsområdet for hjort, mens det totalt sett forventes at materialtilfanget fra regionen vil øke med ca. 300 individer som en konsekvens av at Halså og Agdenes vil komme til. Agdenes var for øvrig en del av Overvåkingsprogrammet fram til 2012, men ble da kuttet ut pga. kapasitetsutfordringer. I region Vestfold/Telemark vil Lardal kommune gå sammen med Larvik. Begge kommunene inngår i dag i overvåkingsprogrammet for elg, mens bare Lardal samler inn hjortemateriale. Etter kommunesammenslåingen er det naturlig å tenke seg at det her samles inn hjort også fra de jaktfeltene som i dag ligger til Larvik kommune. Pr. i dag felles det ca. 30 hjort i Larvik. Hvordan det stiller seg med hensyn til de ulike elgovervåkingskommunene har vi ennå ikke utredet i detalj, men også her kan det være relevant å innlemme de nye kommunearealene.

De samme utfordringene gjelde ikke villreinovervåkingen som følger grensene for villreinområdet og ikke kommuner. Fragmenteringen av villreinområdene er imidlertid et utfordring. Flere av overvåkingsområdene er i dag delt i to eller flere delbestander som følge av menneskelig påvirkning. Eksempler er Snøhetta, Rondane og Setesdal-Ryfylke. Oppdelingen av villreinbestandene bidrar i betydelig grad til å komplisere bestandsforvaltningen og til at kostnadene med datainnsamling øker. Et godt 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 bestanden ble redusert i Setesdal Ryfylke rundt år 2000 (Strand mfl. 2011), og spørsmålet er om behovet for overvåkingsdata kan forsvare kostnadene med å bedrive en god bestandsovervåking i dette uoversiktlige heiområdet.

## 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 fra Skog og landskap 19/2011. Skog og landskap. 20 s.
- Falldorf, T., Strand, O., Panzacchi, M. & Tømmervik, H. 2014. Estimating lichen volume and reindeer winter pasture quality from Landsat imagery. - Remote Sensing of Environment 140: 573-579.
- Fjellaksel, S.-E. 2010. Temporal change in life history traits of a newly colonized population of moose in Finnmark County, Northern Norway, Universitetet i Tromsø. 34 s.
- Gaare, E. & Hansson, G. 1989. Taksering av reinbeiter på Hardangervidda NINA Rapport. Norsk institutt for naturforskning. 36 s.
- Gebert, C. & Verheyden-Tixier, H. 2001. Variations of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. - Mammal Review 31: 189-201.
- Grøtan, V. 2003. Large scale synchronization of moose (*Alces alces*) population dynamics trough climate and harvest. Cand. Scient. Thesis, Department of Biology, Norwegian University of Science and Technology.
- Gundersen, V., Nerhoel, I., Strand, O., Wold, L. C., Rybråten, S., Dokk, J. G., Vistad, O. I. & Selvaag, S. K. 2017. Ferdsel og bruk av Forollhogna villreinområde. NINA Rapport 1331. Norsk institutt for naturforskning. 168 s.
- 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.
- 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 - Sølknkletten. Status og leveområde. NINA Rapport 339. Norsk institutt for naturforskning. 67 s.
- Jordhøy, P., Strand, O., Skogland, T., Gaare, E. & Holmstrøm, F. 1996. Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogrammet for hjortevilt - villreindelen 1991-1995. NINA Fagrapport 22. Norsk institutt for naturforskning. 57 s.
- Jordhøy, P., Sørensen, R., Strand, O., Andersen, R. & Panzacchi, M. 2012. Villreinen i Snøhetta- og Knutshømrådet. Status og leveområde. Norsk institutt for naturforskning. 126 s.
- Langvatn, R. 1977. Criteria of physical condition, growth and development in Cervidae, - suitable for routine studies. - Conference proceeding, Nordic Council for Wildlife Research, Stockholm.
- Langvatn, R. 1992a. Analysis of ovaries in studies of reproduction in red deer (*Cervus elaphus*): Application and limitations. - Rangifer 12: 67-91.
- Langvatn, R. 1992b. Seasonal and age related changes in size of reproductive structures of red deer hinds (*Cervus elaphus*). - Rangifer 12: 57-66.
- 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.
- Lieberman, D. E. 1994. The biological basis for seasonal increments in dental cementum and their application to archaeological research. - Journal of Archaeological Science 21: 525-539.
- 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.

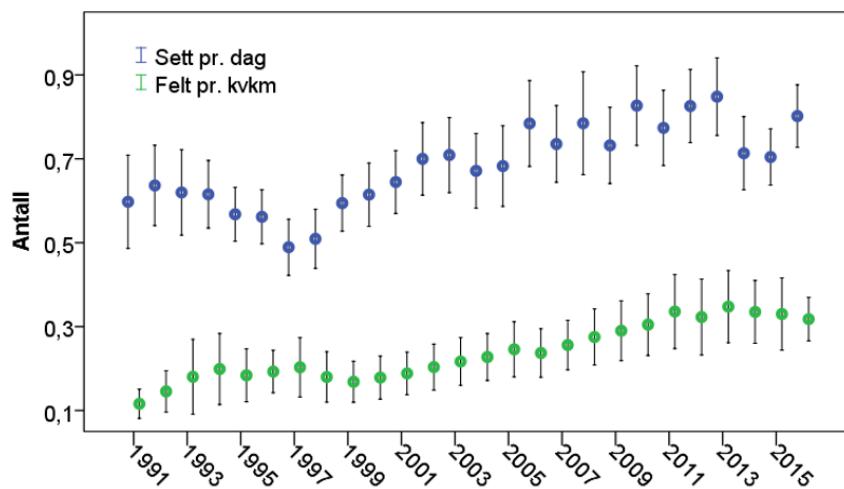
- Mysterud, A., Askildsrud, H., Loe, L. E. & Veiberg, V. 2010. Spatial patterns in accumulated browsing and its relevance for management of red deer *Cervus elaphus*. - *Wildlife Biology* 16: 162-172.
- Månsson, J., Kalen, C., Kjellander, P., Andren, H. & Smith, H. 2007. Quantitative estimates of tree species selectivity by moose (*Alces alces*) in a forest landscape. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 22: 407-414.
- Nellemann, C., Jordhøy, P., Støen, O. G. & Strand, O. 2000. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. - *Arctic* 53: 9-17.
- 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.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P., Strand, O. & Newton, A. 2003. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. - *Biological Conservation* 113: 307-317.
- Nilsen, E. B. & Solberg, E. J. 2006. Patterns of hunting mortality in Norwegian moose (*Alces alces*) populations. - *European Journal of Wildlife Research* 52: 153-163.
- Nilsen, E. B. & Strand, O. 2017. Populasjonsdynamiske utfordringer knyttet til fragmentering av villrein fjellet. Norsk institutt for naturforskning, NINA Temahefte 70. 51 s.
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Jordhøy, P. & Strand, O. 2013. Learning from the past to predict the future: using archaeological findings and GPS data to quantify reindeer sensitivity to anthropogenic disturbance in Norway. - *Landscape Ecology* 28: 847-859.
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Saerens, M., Ki, I. K., St Clair, C. C., Herfindal, I. & Boitani, L. 2016. Predicting the continuum between corridors and barriers to animal movements using Step Selection Functions and Randomized Shortest Paths. - *Journal of Animal Ecology* 85: 32-42.
- Reimers, E. & Nordby, O. 1968. Relationship between age and tooth cementum layers in Norwegian reindeer. - *Journal of Wildlife Management* 32: 957-961.
- Rolandsen, C. M., Solberg, E. J., Heim, M., Holmstrøm, F., Solem, M. I. & Sæther, B.-E. 2008. Accuracy and repeatability of moose (*Alces alces*) age as estimated from dental cement layers. - *European Journal of Wildlife Research* 54: 6-14.
- Skogland, T. 1984a. The effects of food and maternal conditions in fetal growth and size in wild reindeer. - *Rangifer* 4: 39-46.
- Skogland, T. 1984b. Wild reindeer foraging-niche organization. - *Ecography* 7: 345-379.
- 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. 1990. Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd - Maternal vs offspring effects. - *Oecologia* 84: 442-450.
- 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. Norsk institutt for naturforskning. 43 s.
- 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., 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. Norsk institutt for naturforskning. 156 s.
- Solberg, E. J., Veiberg, V., Nilsen, E. B., Rolandsen, C. M., Ueno, M., Gangsei, L. E., Stenbrenden, M. & Libjå, L. E. 2014. Sett elg- og sett hjort-overvåkingen: Styrker og forbedringspotensial. NINA Rapport 1043. Norsk institutt for naturforskning. 103 s.
- Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. R., Solem, M. I., Holmstrøm, F., Jordhøy, P., Nilsen, E. B., Granhus, A. & Eriksen, R. 2015. Hjortevilt 2012-2014: Framdriftsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 1177. Norsk institutt for naturforskning. 57 s.

- Solberg, E. J. & Rolandsen, C. M. 2016a. Hvordan kan vi bedre spore bestandsendringer fra sett elg-data? - Hjorteviltet: 74-75.
- Solberg, E. J., Wam, H. K., Eriksen, R. & Granhus, A. 2016b. Hvor viktig er egentlig det moderne skogbruket for elgen? - Hjorteviltet: 68-71.
- Stallibrass, S. 1982. The use of cementum layers for absolute ageing of mammalian teeth: a selective review of the literature, with suggestions for further studies and alternative applications. Aging and sexing animal bones from archaeological sites. British Archaeological Reports. 109. BAR, Oxford. s. 109-126.
- 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. 143 s.
- Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhoel, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015a. Villreinens arealbruk i Knutshø: Resultater fra GPS-undersøkelsene. NINA Rapport 1019. Norsk institutt for naturforskning. 131 s.
- Strand, O., Jordhøy, P., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015b. Veger og villrein. Oppsummering–overvåking av Rv7 over Hardangervidda. NINA Rapport 1121. Norsk institutt for naturforskning. 47 s.
- Tveitnes, A. 1980. Lavgransking på Hardangervidda 1951-1979 : tilvekst og avbeiting i lavheisamfunnene : en gransking for praktisk-økonomiske formål. Forskning og forsøk i landbruket. Supplementshefte. 5. s. 287-367.
- Wolfe, S. A., Griffith, B. & Wolfe, C. A. G. 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. - Polar Research 19: 63-73.
- Yoccoz, N. G., Myrsetrud, A., Langvatn, R. & Stenseth, N. C. 2002. Age- and density-dependent reproductive effort in male red deer. - Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 269: 1523-1528.

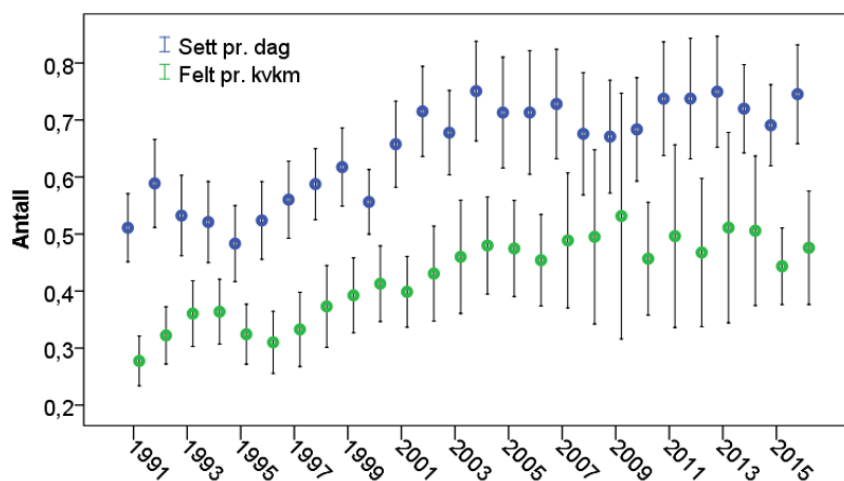


## 6 Vedlegg

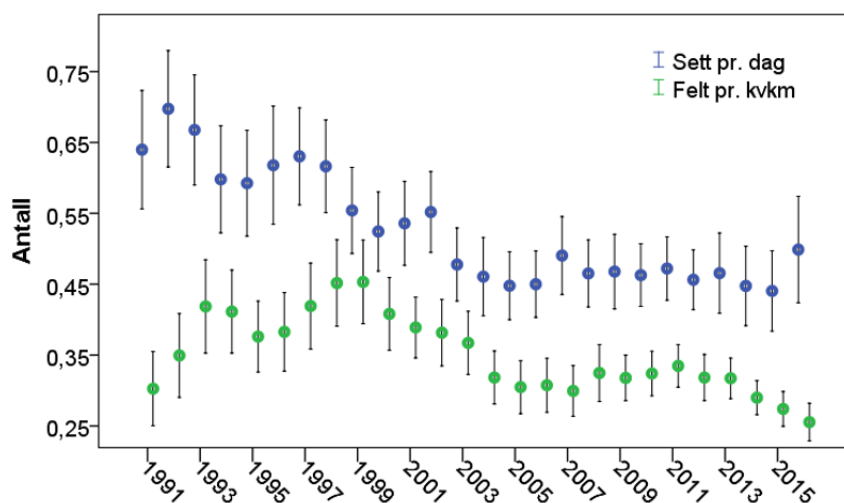
### 6.1 Sett elg og felt elg på kommune- og landsdelsnivå



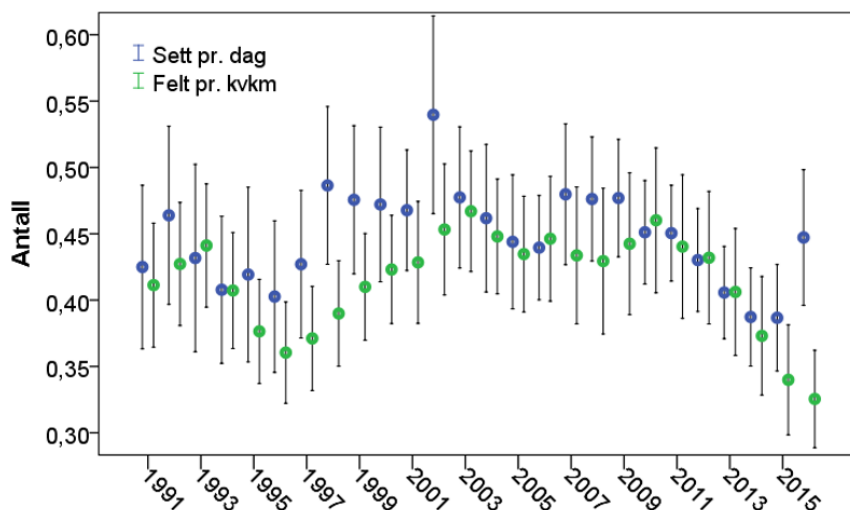
**Vedlegg 6.1.1.** Gjennomsnittlig antall elg sett pr. jegerdag og gjennomsnittlig antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommuner i **Nord-Norge** (Nordland, Troms og Finnmark) i perioden 1991-2016. Kun kommuner med data i minst 25 av 26 år inngår (N = 51).



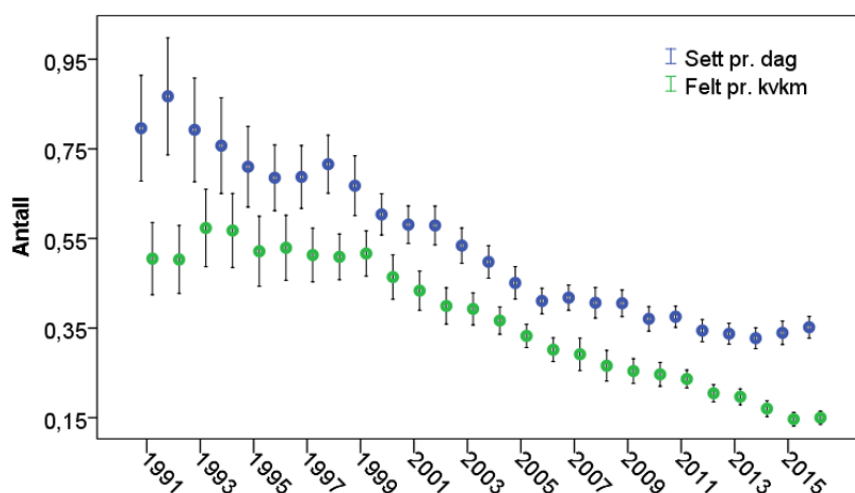
**Vedlegg 6.1.2.** Gjennomsnittlig antall elg sett pr. jegerdag og gjennomsnittlig antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommuner i **Midt-Norge** (Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag) i perioden 1991-2016. Kun kommuner med data i minst 25 av 26 år inngår (N = 38).



**Vedlegg 6.1.3.** Gjennomsnittlig antall elg sett pr. jegerdag og gjennomsnittlig antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommuner på **Østlandet-vest** (Oppland, Buskerud, Vestfold) i perioden 1991-2016. Kun kommuner med data i minst 25 av 26 år inngår (N = 49).

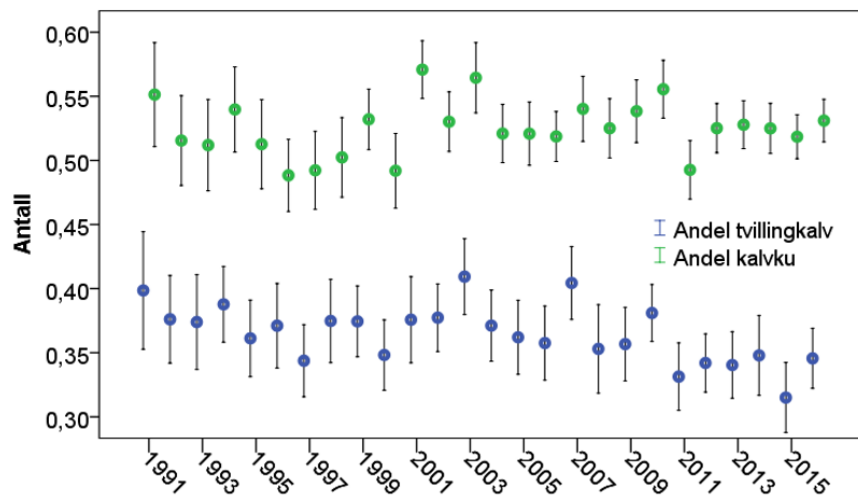


**Vedlegg 6.1.4.** Gjennomsnittlig antall elg sett pr. jegerdag og gjennomsnittlig antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommuner på **Østlandet-øst** (Hedmark, Akershus, Østfold) i perioden 1991-2016. Kun kommuner med data i minst 25 av 26 år inngår (N = 56).

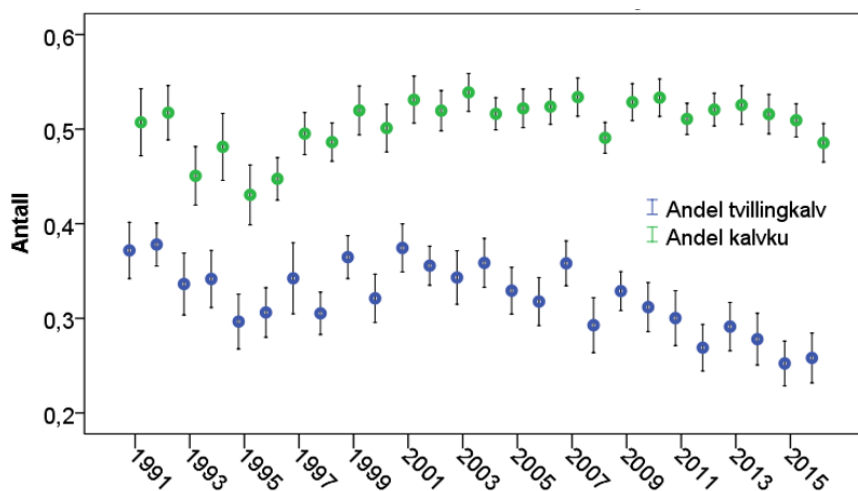


**Vedlegg 6.1.1.** Gjennomsnittlig antall elg sett pr. jegerdag og gjennomsnittlig antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommuner på **Sørlandet** (Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder) i perioden 1991-2016. Kun kommuner med data i minst 25 av 26 år inngår (N = 47).

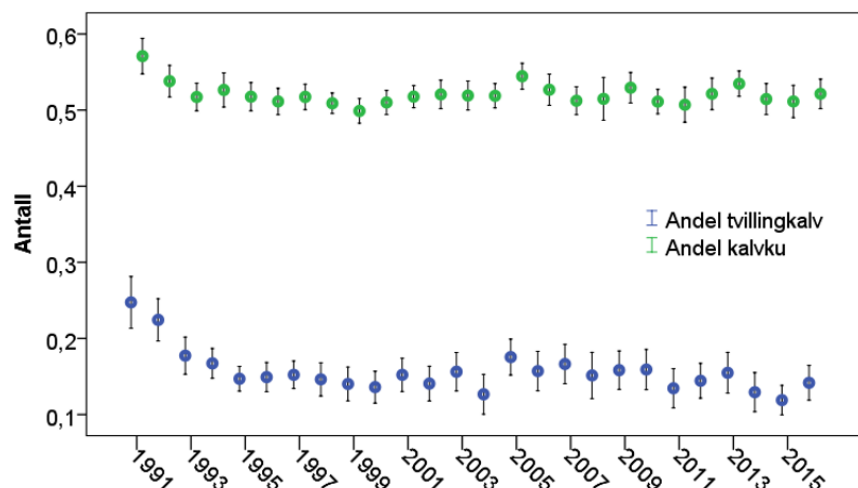
## 6.2 Observerte rekrutteringsrater på kommune- og landsdelsnivå



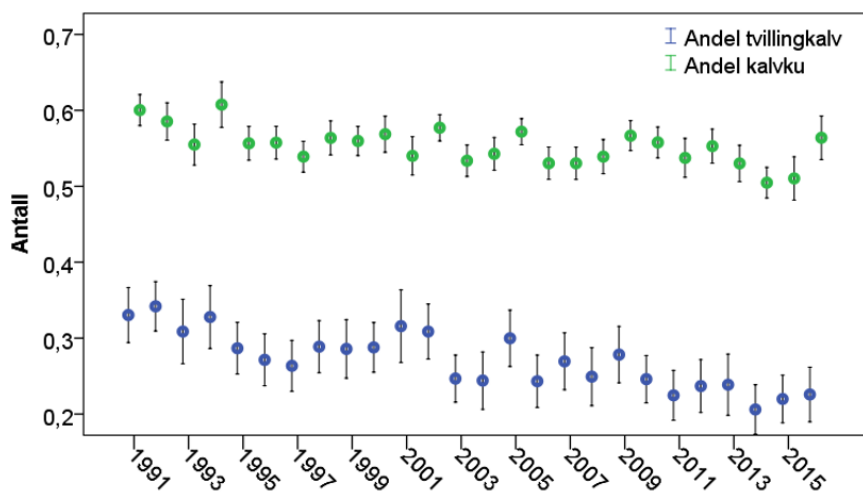
**Vedlegg 6.1.1.** Gjennomsnittlig andel ku sett med kalv og gjennomsnittlig andel kalvførende kyr sett med tvillingkalv i kommuner i **Nord-Norge** (Nordland, Troms og Finnmark) i perioden 1991-2016. Kun kommuner med data i minst 25 av 26 år inngår (N = 51).



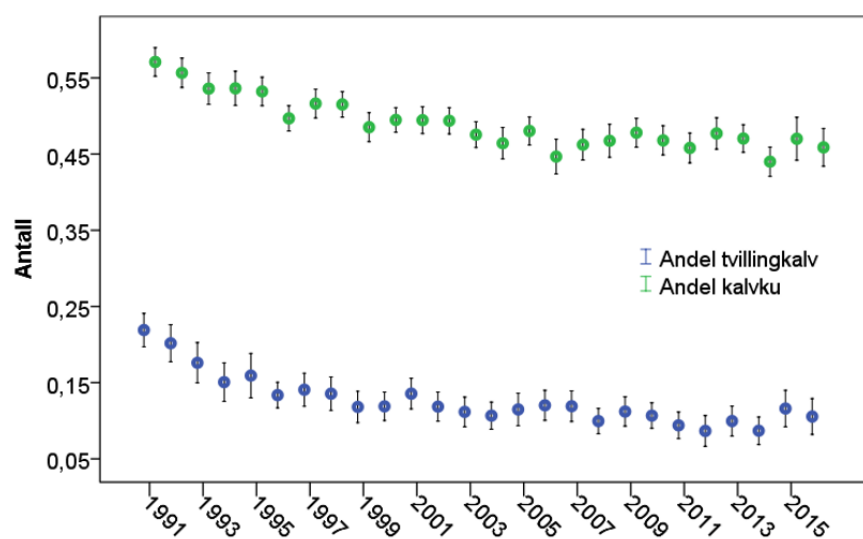
**Vedlegg 6.1.1.** Gjennomsnittlig andel ku sett med kalv og gjennomsnittlig andel kalvførende kyr sett med tvillingkalv i kommuner i **Midt-Norge** (Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag) i perioden 1991-2016. Kun kommuner med data i minst 25 av 26 år inngår (N = 38).



**Vedlegg 6.1.1.** Gjennomsnittlig andel ku sett med kalv og gjennomsnittlig andel kalvførende kyr sett med tvillingkalv i kommuner på **Østlandet-vest** (Oppland, Buskerud, Vestfold) i perioden 1991-2016. Kun kommuner med data i minst 25 av 26 år inngår (N = 49).



**Vedlegg 6.1.1.** Gjennomsnittlig andel ku sett med kalv og gjennomsnittlig andel kalvførende kyr sett med tvillingkalv i kommuner på **Østlandet-øst** (Hedmark, Akershus, Østfold) i perioden 1991-2016. Kun kommuner med data i minst 25 av 26 år inngår (N = 56).



**Vedlegg 6.1.1.** Gjennomsnittlig andel ku sett med kalv og gjennomsnittlig andel kalvførende kyr sett med tvillingkalv i kommuner på **Sørlandet** (Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder) i perioden 1991-2016. Kun kommuner med data i minst 25 av 26 år inngår (N = 47).









*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: 978-82-426-3115-2

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger