

1395

NINA Rapport

Merkeprosjekt elg i Valdres og Hallingdal elgregion (ValHal) og øvre Hallingdal

Sluttrapport

Erling J. Solberg, Christer M. Rolandsen & Morten Heim



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig..

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. 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.

Merkeprosjekt elg i Valdres og Hallingdal elgregion (ValHal) og øvre Hallingdal

Sluttrapport

Erling J. Solberg
Christer M. Rolandsen
Morten Heim

Solberg, E.J., Rolandsen, C.M. & Heim, M. 2017. Merkeprosjekt elg i Valdres og Hallingdal elgregion (ValHal) og øvre Hallingdal. Slutt-rapport. NINA Rapport 1395. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, mai, 2018

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3122-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Morten Kjørstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Vilt og Trafikk Hallingdal

FORSIDEBILDE

Ku 2608 etter merking i Todalen © Christer M. Rolandsen

NØKKELOORD

Arealbruk, elg, GPS-sendere, Hallingdal, merkeprosjekt, sesongtrekk, trafikk, Valdres

KEY WORDS

GPS-collars, Hallingdal, migration, moose, Norway, space use, traffic, Valdres

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Solberg, E.J., Rolandsen, C.M. & Heim, M. 2017. Merkeprosjekt elg i Valdres og Hallingdal elg-region (ValHal) og øvre Hallingdal. Sluttrapport. NINA Rapport 1395. Norsk institutt for naturforskning.

Merkeprosjekt elg i Valdres og Hallingdal elgregion (ValHal) og øvre Hallingdal ble initiert av Vilt og Trafikk Hallingdal, hvorpå oppdraget ble tildelt NINA etter anbudskonkurranse. Hensikten med prosjektet var å lære mer om elgens romlige dynamikk innenfor 10 kommuner i Hallingdal (Flå, Nes, Gol, Hemsedal, Ål, Hol) og Valdres (Sør-Aurdal, Nord-Aurdal, Vestre Slidre, Vang), med spesielt fokus på elgens sesongtrekk, bevegelsesmønster, arealbruk og interaksjon med veger og jernbanen. I tillegg har vi i studieperioden samlet inn og analysert data fra elg sett og skutt i området, fra fallvilt, og analysert variasjonen i beitetrykk og beitetilbud i studieområdet basert på data fra Landsskogtakseringen.

Totalt merket vi 40 tilfeldige elg i 2014 (33 elg) og 2015 (7 elg), fordelt på 29 kyr og 11 okser. Dyrene ble merket i Nes (8), Gol (16), Ål (9), Hol (1) og Sør-Aurdal (6). En stor andel (55 %) var sesongtrekkende individer, mens de resterende var stasjonære (28 %), spredningsindivid eller umulig å anslå. Alle trekkende individer ble merket i Hallingdal, og disse forflyttet seg i hovedsak nordover og østover innen merkekommunen eller til Valdreskommunene på vår og sommer. Her ble de stående fram til høsten før de igjen trakk til vinterområdene i Hallingdal. Trekkende individer merket sør for Hallingdalselva forflyttet seg sørover innenfor kommunen.

Trekkende individer beveget seg over større avstander og raskere enn stasjonære individer og oppholdt seg innenfor større hjemmeområder. I tillegg oppholdt trekkelgen seg høyere i terrenget enn de stasjonære elgene, spesielt i sommerhalvåret. Det meste av tiden oppholdt elgen seg i skogen, hvorav lauvskogen var foretrukket på sommeren og middels og høyproduktiv barskog på vinteren. Også innmark ble utnyttet av elgen, spesielt på nattetid i sommerhalvåret. Fôringstasjoner med rundballer ble besøkt av flere merkaelg og var sannsynligvis årsaken til at relativt mye tid også ble brukt på innmark vinterstid.

Ti av 40 merkaelg døde i løpet av studieperioden (15/2 2014 – 31/3 2017), hvorav 4 ble skutt. Dødelighetsraten utenom jakt var 6,1 % pr. år for begge kjønn, og skyldes hovedsakelig trafikulykker (3) og komplikasjoner under kalving (2). Selv om dødeligheten i trafikken var lav, krysset merkaelg relativt ofte veg og jernbane (1,0 % og 2,5 % av alle steglengder for henholdsvis kyr og okser), og stasjonære individer krysset oftere enn trekkende. De stasjonære individene krysset dessuten oftere høytrafikkerte veger og jernbanen, men utgjorde kun 1 av 3 merkaindividene drept i trafikken. Flest kryssinger ble gjennomført på kveld og natt, noe som kan ha medvirket til det lave antallet ulykker.

Fordi få merka individer oppholdt seg i dalbunnen var det vanskelig å studere elgens atferd i forhold til ulykkesdempende tiltak etablert i Hallingdal siden 2010. Kun én merka ku oppholdt seg i nærheten av et viltgjerde, og hun ble drept i sammenstøt med tog etter å ha forsert gjerdet. Et fåtall andre merkaelg oppholdt seg nærme vegstrekninger der vegetasjonen langs kantene var ryddet for å forhindre viltulykker. Dette synes ikke å affisere viljen til å krysse vegen, men kan ha forhindret viltulykker fordi trafikanter i tide har observert kryssende elg. Fôringstasjoner ble benyttet av merkaelg, men vi fant ingen sikker sammenheng mellom elgens bruk av disse og andelen av tiden elgen benyttet til å krysse veger og jernbanen.

En samlet analyse av antallet elg påkjørt og drept på veg og jernbane i studieområdet antyder at en nedgang i bestandstetthet og vintre med mye snø kan forklare mye av nedgangen i antallet viltulykker etter 2010. En mindre andel av nedgangen lot seg imidlertid ikke forklare av bestandstetthet og snøforhold og kan følgelig være et resultat av den store satsingen på ulykkesdempende tiltak i Hallingdal. Den største nedgangen i ulykkesfrekvens har skjedd på jernbanen, noe som antyder at de ulykkesdempende tiltakene har vært mest suksessfulle der.

Merkakyrnes kalveproduksjon var relativt lav, og kun et fåtall individer ble observert med tvillingkalv. Det samme resultatet framkom av en analyse av eggstokker fra skutte elgkyr og fra elgkyr sett under jakta. Også data fra andre studier antyder at bestandskondisjonen i Hallingdal og Valdres er redusert de siste 20-30 årene, sannsynligvis som følge av høye bestandstettheter og stor konkurranse om maten. Dette stemmer også godt overens med at beitetrykket i området er relativt høyt og at tilbudet av beitetrær og attraktive planter i feltsjiktet er lavt. Beitetrykket var spesielt høyt i de mer lavereliggende og mest produktive delene av studieområdet.

Erling J. Solberg, Christer M. Rolandsen, Morten Heim, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. erling.solberg@nina.no.

Abstract

Solberg, E.J., Rolandsen, C.M. & Heim, M. 2017. Spatial dynamics of moose in Valdres and Hallingdal moose region (ValHal) and øvre Hallingdal. NINA Report 1395. Norwegian Institute for Nature Research.

In this project, we studied moose movement patterns, space use and moose-traffic interactions in 10 municipalities in the valleys of Hallingdal (Flå, Nes, Gol, Hemsedal, Ål, Hol) and Valdres (Sør-Aurdal, Nord-Aurdal, Vestre Slidre, Vang) in Southern Norway. A total of 40 randomly selected moose was radiocollared in Hallingdal ($n = 34$) and Sør-Aurdal ($n = 6$) with satellite- (11 males, 4 females) and GPS-collars (25 females) in 2014 ($n = 33$) and 2015 ($n = 7$) and followed until end of March 2017. In addition, we utilized data sampled by moose hunters (sex, age, carcass mass, ovaries, moose seen), local wildlife authorities (fallen stock) and the Norwegian forest Inventory (www.nibio.no) to gain background information about the moose population, traffic accident frequency, environmental conditions, moose food supply and browsing pressure in the study area.

The results indicate that a large proportion of the moose (55 %) in the area are migratory while the rest were either stationary (28 %), dispersing individuals or impossible to determine because of early death or loss of radiocollars. All migratory individuals were marked in Hallingdal and most of them moved north or east within the same municipality or to neighboring municipalities in Valdres during spring and summer. Here they stayed during the autumn hunting season before they move back to the wintering areas in Hallingdal.

Migratory individuals moved further and faster than stationary individuals, and utilized larger home ranges. In addition, migratory individuals were localized at higher altitudes than stationary moose, in particular in summer. The moose spent most of their time in forests and preferred deciduous forest stands during summer and spring and high productive coniferous forest stands in winter. Farmland were also used and selected during nighttime in the green season. Bogs and barren were used less than predicted from availability.

Ten of 40 marked moose died during the study period, of which 4 were killed by hunters. The natural mortality rate was 0,06 per year for both sexes, and was mainly caused by traffic accidents (3) and complications during calving (2). Moose often crossed roads and a railway in the study area (1,0 % and 2,5 % of all step lengths for females and males, respectively) and stationary crossed more often than migratory moose. Stationary moose also crossed on average more busy roads, but still only involved 1 of 3 radiocollared moose killed in traffic. Most road and rail crossings were conducted at dusk and night, which may explain why so few of the marked moose were killed in traffic.

Because few marked moose occupied home ranges in the valley floor, we got few opportunities to study moose behavior next to mitigation measures established to reduce the number of moose-vehicle accidents. Only one marked moose stayed in an area with a wildlife fence, and she was killed by a train after having jumped over and partly compressed the fence before she crossed the railroad. A few other moose stayed close to roads where vegetation were cleared to increase visibility and potentially deter moose from crossing. This measure did not seem affect the moose crossing frequency, but may have reduced the risk of accidents as car drivers are given early warnings of crossing moose. Several feeding stations are established in the area where moose form the main transport corridors. However, although several moose used the feeding stations, they were not significantly less inclined to cross roads or railroads.

Analyzing the annual variation in number of moose killed in traffic during the last 25 years indicated that moose density and winter snow depth are important explanatory factors, and that a recent decline in accident rate to a large extent can be attributed a decline in moose density and snow depth in the same period. However, a smaller and unexplained part of the accident decline may be attributed to the establishment of many mitigating measures in Hallingdal since 2010.

The decline in accident rate has been particularly prominent on the railroad, indicating that the mitigating measures have been most successful there.

The calving rate of the marked females was quite low, mainly because of low twinning rate. This is supported by the results from analyses of ovaries of moose killed in the area, and from hunter observations of moose. Also results from the monitoring of carcass mass and moose seen indices indicates that the population condition has decreased during the last 20-30 years, most likely because density dependent food limitation. This concurs with the fact that the browsing pressure is high and the density of browse is low in the area. The browsing pressure was particularly high in the lower altitudes where the forest productivity is higher and where most moose congregate during winter.

Erling J. Solberg, Christer M. Rolandsen, Morten Heim, Norwegian Institute for nature Research (NINA), Post box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway. erling.solberg@nina.no.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	9
1 Innledning	10
2 Materiale og metode	12
2.1 Studiemråde	12
2.2 Elgmerking og fordeling i kjønns- og aldersklasser	13
2.3 Merker og sendertyper	14
2.4 Senderfunksjon og tap av sendere	14
2.5 Oppfølging av merkaelg	15
2.5.1 Dødelighetsrater og årsaker	15
2.5.2 Kalveproduksjon	15
2.6 Sett elg-data og sett merkaelg	16
2.7 Data fra skutte elg og fallvilt	16
2.8 Elg og trafikk	17
2.9 Beitetilbud og beitetrykk	18
2.10 Datautvalg og statistiske analyser	19
3 Resultat	21
3.1 Trekkelg og stasjonærelg	21
3.1.1 Forskjeller i vandringsmønster	21
3.1.1.1 Stasjonære individ	22
3.1.1.2 Sesongtrekkende individ	22
3.1.1.3 Utvandrende individ	24
3.1.1.4 Nomadiske individ	25
3.1.2 Andelen trekkende og stasjonære individer	25
3.1.3 Vår- og høsttrekk	26
3.1.4 Sesongvariasjon i høyden over havet	27
3.1.5 Trekkdistanser for okser og kyr	28
3.1.6 Trekkretning	29
3.2 Elgens forflytningshastighet	31
3.2.1 Aktivitet gjennom døgnet	31
3.2.2 Forflytningshastighet gjennom året	31
3.3 Elgens leveområder	33
3.3.1 Leveområdestørrelse under jakta	35
3.4 Elgens arealbruk	37
3.4.1 Habitatbruk gjennom året	38
3.4.2 Habitatbruk gjennom døgnet	39
3.4.3 Habitatseleksjon	40
3.4.4 Bruken av fôringsplasser	42
3.5 Reproduksjon og fruktbarhet	43
3.5.1 Reproduksjonsforhold fra eggstokkanalyser	43
3.5.2 Kalveproduksjon hos merka elgkyr	44
3.6 Dødelighet	47
3.7 Sett merkaelg under jakta	49
3.8 Elg og trafikk	50
3.8.1 Hvor ofte krysser elgen veg og jernbane?	51
3.8.2 Kryssingsfrekvens gjennom døgnet og året	51

3.8.3 Atferd i forhold til vilttiltak	52
3.9 Trafikkdødelighet over tid og mellom kommuner	56
3.10 Elg, skog og beitetrykk	60
4 Diskusjon.....	64
4.1 Hvor vandrer elgen, og hvorfor?.....	64
4.2 Elgens atferd i trafikken	65
4.3 Hva kan best forklare variasjonen i antallet viltulykker over tid?	67
4.4 Arealbruk og habitatvalg.....	68
4.5 Beitetilbud, kondisjon, reproduksjon og overlevelse	70
4.6 Veien videre	71
5 Referanser	73
6 Vedlegg.....	75
6.1 Vedlegg 1.....	75
6.2 Vedlegg 2.....	77
6.3 Vedlegg 3.....	79
6.4 Vedlegg 4.....	81
6.5 Vedlegg 5.....	83
6.6 Vedlegg 6.....	122
6.7 Vedlegg 7.....	124

Forord

Prosjektet 'Merkeprosjekt elg i Valdres og Hallingdal elgregion (ValHal) og øvre Hallingdal' ble igangsatt etter et initiativ fra Vilt og trafikk Hallingdal i 2011. Bakgrunnen var et ønske om å lære mer om elgens romlige dynamikk i elgregionen ValHal og Øvre Hallingdal med spesielt fokus på hvor elgen som tilbringer vinteren i Hallingdal oppholder seg på sommer og høst. Etter en anbudskonkurranse ble NINA tilbudt kontrakt for å gjennomføre prosjektet. Prosjektperioden var i utgangspunktet estimert til å vare fra 2014 til 2017, men ble etter utvidet merking i 2015 bestemt forlenget til 2018.

Prosjektet er finansiert med tilskudd fra kommunenes viltfond i studieområdet, samt viltfonds-midler fra fylkeskommunene i Oppland og Buskerud og fra Miljødirektoratet. I tillegg ble prosjektet tildelt støtte fra Jernbaneverket, Hallingskog, Hallingdal skogeierlag og Vilt og trafikk Hallingdal. Alle takkes hjerteligst for bidragene. NINA har bidratt til gjennomføringen ved å stille til rådighet egenforskningsstid for forskerne involvert i prosjektet.

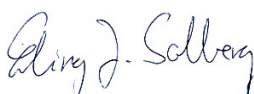
I samarbeid med oppdragsgiveren ble det tidlig i studieperioden besluttet å etablere en styringsgruppe som kunne bidra med råd og veiledning samt forestå deler av kontakten med berørte parter i studieområdet (jegere, grunneiere, viltforvaltere). Gruppen ble satt sammen av representanter fra oppdragsgiver, kommunale viltnemder i studieområdet og viktige finansieringskilder for prosjektet (Tabell 1). Styringsgruppen har hatt ett til to møter i året der framdriften i prosjektet har vært diskutert og foreløpige resultater presentert. I tillegg har det vært fortløpende kontakt mellom representanter fra styringsgruppen og prosjektledelsen gjennom hele studieperioden. Styringsgruppen har etter vårt syn fungert godt og har vært svært viktige i gjennomføringen av prosjektet.

Styringsgruppen har i hele studieperioden vært sammensatt av følgende personer:

Paul Ole Kleven	leder	ValHal elgregion	pol-kl@online.no
Ole Arne Huset	medlem	ValHal elgregion	olehuset@hotmail.com
Kai Stein	medlem	Hol og Ål kommuner	kaistei@online.no
Jon Anders Hefte	medlem	Jernbaneverket	jon-anders.hefte@jbv.no
Tore Gilhuus	observatør	Buskerud fylkeskommune	tore.gilhuus@bfk.no
Ole Idar Løkken	observatør	Oppland fylkeskommune	ola.idar.lokken@oppland.org
Jørn Magne Forland	sekretær	Gol kommune	jorn-magne.forland@gol.kommune.no

Foruten personene nevnt over har vi mottatt hjelp og veiledning fra en rekke involverte. Elgmerkingen ble gjennomført i samarbeid med veterinærene Øystein Os og Tord Lien i Veterinærconsult. I tillegg til personell fra NINA deltok Jostein Dahle, Øyvind Brenno, Paul Ole Kleven, Jørn Magne Forland, Ole Arne Huset og Ole-Petter Haugen under merkingen i 2014 eller 2015. I kalvingsperioden fikk vi stor hjelp fra Per Olav Kjensrud, Harry Granli, Ole-Petter Haugen, Kai Stein, Paul Ole Kleven, Ole Arne Huset, Arild Bratrud, Lars Kleven & Christoffer Norhaug som sjekket kynnes kalvstatus i felt. Øyvind Brenno (Gol), Ivar Hognerud (Hol) og Ivar Jonny Søndrol (Vang) var også involvert i arbeidet. Vi takker dere alle for hjelpen.

Mai, 2018



Erling J. Solberg

1 Innledning

Elgen er den økonomisk viktigste viltressursen i Norge, men utgjør samtidig en vesentlig utfordring i kraft av sin størrelse, atferd, matvaner og antall. Hvert år påkjøres det anslagsvis 4000 elg på vei og jernbane, med påfølgende store materielle skader og lidelser for mennesker og dyr. I tillegg bidrar elgen til betydelige beiteskader på kommersielt viktige trearter i typiske overvintingsområder. Viltmyndighetene investerer derfor mye innsats i forvaltningen av denne arten, men ofte basert på begrenset kunnskap. Spesielt problematisk kan det være å få oversikt over elgens bevegelsesmønster og arealbruk innenfor større områder. Dette gjelder særlig i snørike deler av landet der elgen kan bevege seg langt mellom sommer- og vinterområder og der kostnadene med trafikk og skogskader ofte faller på helt andre aktører enn dem som høster inntektene av elgen som jaktressurs.

For å bedre kunne løse slike forvaltningsutfordringer, gjennomfører NINA jevnlig forskning og utredning av elgens arealbruk og bevegelsesmønster. Varierende topografi og klima medfører at elgens livsbetingelser er svært forskjellig i ulike deler av landet, og dette avspeiles i områdebruk og konfliktnivå. Snøforholdene ser ut til å ha en særlig viktig rolle for elgens bevegelsesmønster, men også forskjeller i mattilbudet og menneskelig infrastruktur har sannsynligvis en effekt. Kunnskapen om den relative betydningen av disse eller andre faktorer er imidlertid begrenset ettersom vi så langt kun har detaljert informasjon om elgens områdebruk i et lite utvalg områder.

I Valdres og Hallingdal elgregion (ValHal) og øvre Hallingdal ønsket forvaltningen mer kunnskap om elgens områdebruk, og engasjerte i den forbindelse NINA til å gjennomføre et merkestudie. Den lokale oppfatningen var at elg fra Valdres trekker over til Hallingdal der disse sammen med stedegen elg fører til et uforholdsmessig høyt beitetrykk og store problemer med elg som påkjøres på veg og jernbane i Hallingdal vinterstid. I mangel på håndfaste bevis var det imidlertid ønskelig å merke et utvalg elg i vinterområdet, for siden å avklare hvor disse befant seg i sommerhalvåret. I Norge forvaltes elgbestandene hovedsakelig ved felling av dyr under høstjakta, og kunnskap om hvor elgen befinner seg i jaktseasonen er derfor viktig. Oppdragsgiver ønsket i tillegg å vite mer om andelen av bestanden som trekker, arealbruken gjennom året, og hvordan elgen forholder seg til veger og jernbane.

Prosjektet ble startet i oktober 2013 og var planlagt avsluttet i april 2017. Tanken var at merkingen i utgangspunktet skulle gjennomføres vinteren 2014, hvorpå dyrene skulle følges i 2 hele år. Fordi prosjektet fikk tilgang til ytterligere midler, ble det imidlertid besluttet å merke elg også vinteren 2015, og følgelig ble prosjektperioden utvidet med ett år. Totalt merket vi 40 dyr med GPS-radiosendere, hvorav de aller fleste ble fulgt i mer enn 2 år. Dyrene ble hovedsakelig merket i Hallingdal (Nes, Gol, Ål og Hol), men et mindre antall ble også merket i Valdres (Sør-Aurdal). I tillegg benyttet de radiomerkede individene deler av Hemsedal, Flå (begge i Hallingdal), Nord-Aurdal, Vestre-Slidle og Vang (i Valdres), og disse kommunene ble følgelig inkludert i studieområdet.

I rapporten viser vi hvordan de radiomerkede elgene fordeler seg gjennom døgnet og året, og hvordan sesongtrekkende individer kan skape lokale forskjeller i bestandstetthet mellom sesonger. I tillegg undersøker vi hvilke arealtyper som benyttes mest av elgen, og hvorvidt enkelte arealtyper skiller seg ut ved å være høyt preferert. Vi viser spesifikt hvordan elgen benytter områdene rundt veger og jernbane og undersøker i hvilken grad ulike ulykkesdempende tiltak synes å påvirke elgens atferd. Siden 2010 er det gjennomført en rekke tiltak i Hallingdal for å forhindre elgpåkjørslar på veg og jernbane, men det eksisterer lite kunnskap om deres relative effekt. Av den grunn gjennomførte vi også en tidsrekke-analyse av antallet elgpåkjørslar i studieområdet gjennom de siste 25 årene, med spesielt fokus på endringene etter 2010.

Foruten data fra radiomerkede individer har vi i rapporten benyttet data fra skutte individer, samt sett elg-data, fellingsdata og fallviltdata fra bestandene, og data på beitetilbud og beitetrykk i studieområdet. Sistnevnte gir et mer omfattende bilde på hvordan matressursene og beitetrykket

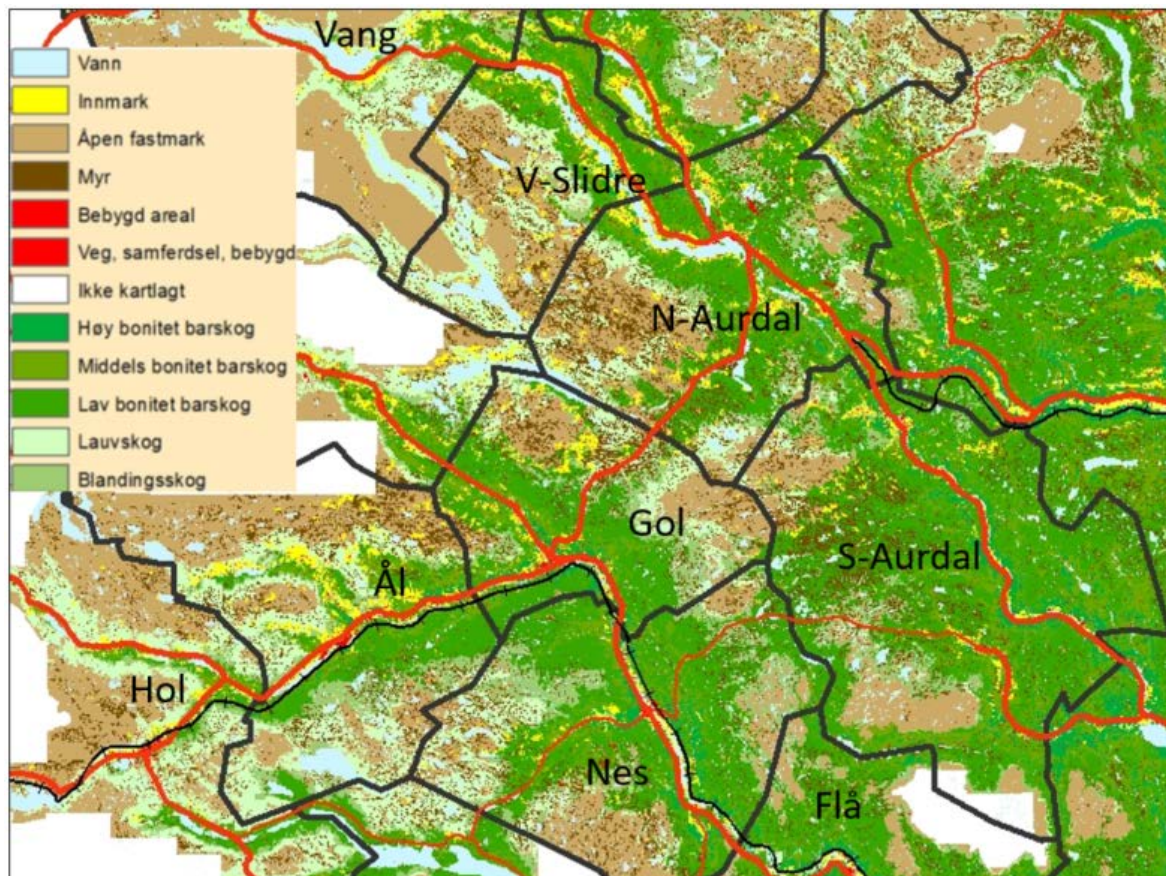
fordeler seg i studieområdet, og i tillegg har vi sammenlignet tilstanden i studieområdet med tilstanden i andre deler av landet. I studieperioden gjennomførte vi også innsamling av eggstokker fra skutte elgkyr, og undersøkte disse med hensyn til eggløsning og kalveproduksjon. Slike data kan bidra med kunnskap om fruktbarheten i bestanden og er et viktig supplement til de resultatene som framkommer fra sett elg-materialet og de merka elgkyrne. På samme vis har vi samlet inn 'sett merkaelg-data' fra elgjegerne i området for å lære mer om de mulighetene og begrensningene som ligger i det lokale sett elg-materialet.

Rapporten gir en omfattende oversikt over elgens romlige dynamikk og biologi og vil forhåpentligvis kunne bidra til en bedre forvaltning av elgstammen på tvers av kommune- og fylkesgrenser i studieområdet. Som følge av relativt få og klumpvis fordeling av merkaelg, er imidlertid flere av resultatene beheftet med mye usikkerhet, og i tillegg er resultatene hovedsakelig deskriptive. Av den grunn er resultatene mer antydende enn strikt konkluderende. Avslutningsvis i rapporten diskuterer vi betydningen av de viktigste resultatene og antyder hvordan forvaltningen best kan utnytte erfaringene i den videre forvaltningen av elgstammen i området.

2 Materiale og metode

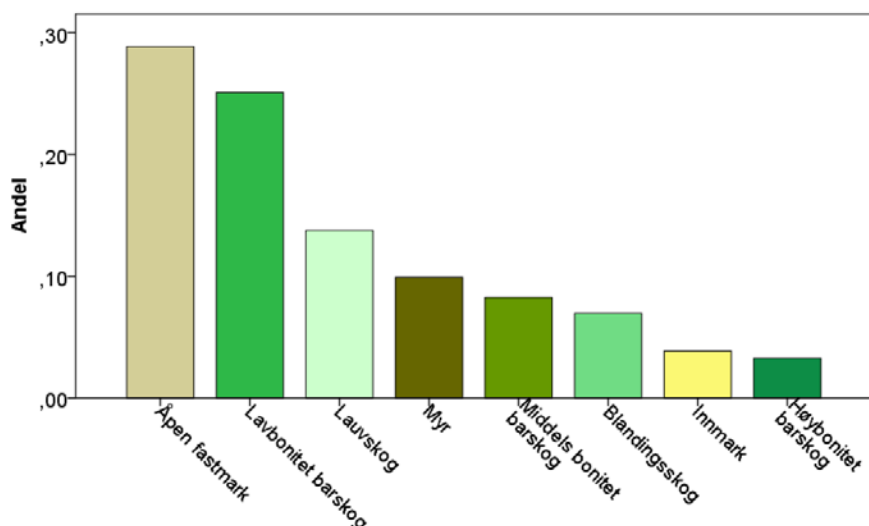
2.1 Studieområde

Studieområdet dekker hele eller deler av kommunene Flå, Nes, Gol, Ål, Hol, Hemsedal, Vang, Vestre Slidre, Nord-Aurdal og Sør-Aurdal (Fig. 2.1.1). Området er preget av de to store dalene Hallingdal og Valdres og høyereliggende partier nord og sør for disse. Mye av studieområdet befinner seg høyt (skogen befinner seg i gjennomsnitt 800 meter over havet) og noe høyere i Hallingdal enn i Valdres. En konsekvens at dette er at vintersesongen er lang og snørrik. I vest er studieområdet avgrenset av Langfjella.



Figur 2.1.1. Fordelingen av ulike arealtyper innenfor studiekommunene. Kommunegrensene er markert med svart og de viktigste vegene med rødt. Åpen fastmark er hovedsakelig lavalpine områder med sparsom busk og trevegetasjon. Ikke kartlagte arealer befinner seg over tregrensa. Kartet er basert på arealressursdata fra AR5 (www.nibio.no).

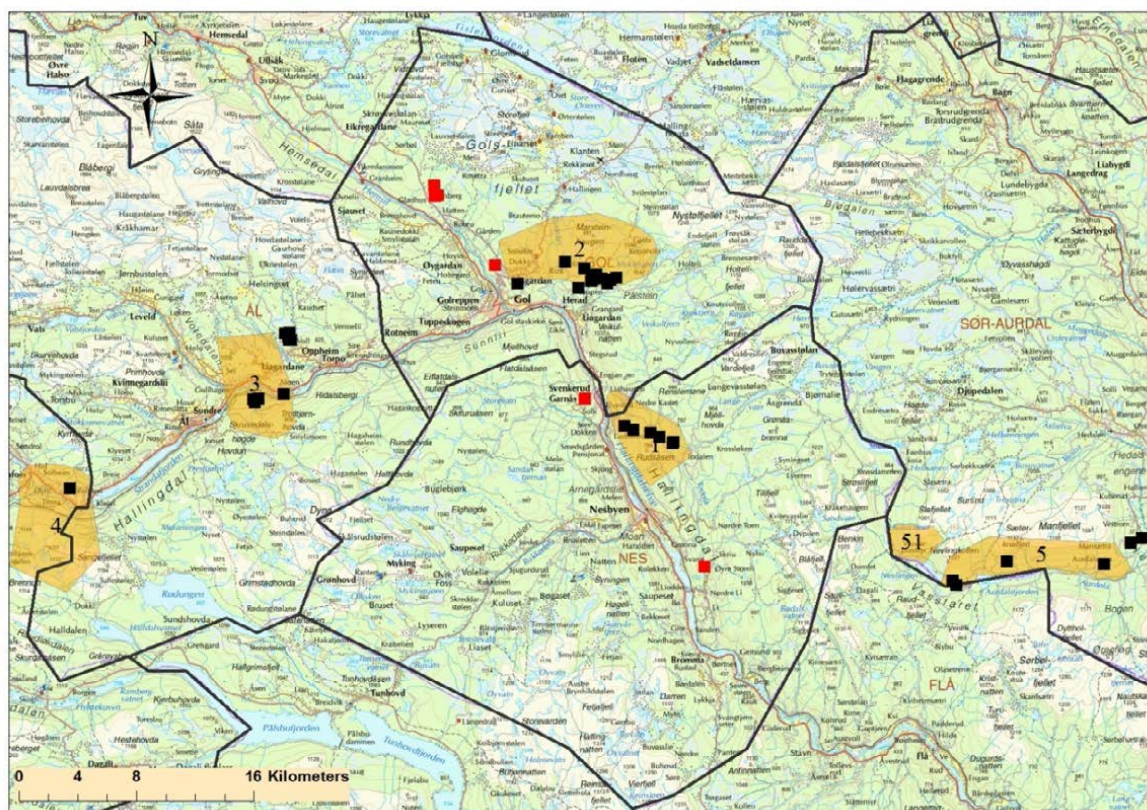
Arealet under tregrensa er preget av barskog, hovedsakelig med gran, og lauvskog og blandingsskog i de høyereliggende delene (Fig. 2.1.2). Det meste av skogen er lavproduktiv (lav bonitet og impediment), men i lavereliggende områder er det noe skog med høyere boniteter. Sentralt og vest i studieområdet er det også store lavalpine fjellområder med sparsom busk og trevegetasjon (åpen fastmark, Fig. 2.1.1) samt store myrområder. Lenger vest er fjellene høyere og disse har i liten grad vært benyttet av de radiomerkede elgene (se under). I begge dalførene er det mindre partier med dyrkamark (innmark), hovedsakelig for grasproduksjon, og stedvis er det også dyrkamark i tilknytning til setergrrender i de høyereliggende delene av studieområdet.



Figur 2.1.2. Fordeelingen av arealtypene i den kartlagte delen av studiekommunene. Ikke kartlagte deler befinner seg over tre-grensa og benyttes i liten grad av elgen. Også vann og bebygd areal, inkludert veger og jernbane, er tatt ut av fordelingen.

2.2 Elgmerking og fordeling i kjønns- og aldersklasser

Totalt merket vi 40 elg fordelt på 29 elgkyr og 11 okser. Alle elgene var ett år eller eldre, hvorav 7 individer ble bedømt til å være åringsdyr (ca. 1,5 år) under merking. 33 av elgene ble merket vinteren 2014, og ytterligere 7 individer vinteren 2015. I 2014 ble 28 individer merket fra helikopter, mens de resterende (5) samt alle individene merket i 2015, ble merket fra bakken ved føringplasser. Elgene ble merket både i Hallingdal (34) og Valdres (6) (Fig. 2). Flest elg ble merket i Gol (16, hvorav 6 okser), etterfulgt av Ål (9, 2 okser), Nes (8, 1 okse), Sør-Aurdal (6, 2 okser) og Hol (1). Informasjon om merkeposisjon, tidspunkt, senderfunksjon etc. er tilgjengelig i vedlegg 1 (kap. 6.1) og vedlegg 4 (kap. 6.4).



Figur 2.2.1. Merkelokaliteter for elg i 2014 (svarte punkt) og 2015 (røde punkt).

Ingen elger gikk tapt under merkingen og alle elgene var i live minimum 3 måneder etter merking. I tillegg ble alle elger som ble påskutt og truffet med bedøvelsespil gjenfunnet og merket — med ett unntak. Sistnevnte var en okse som ble påskutt under bakkemerking i Todalen i Nes kommune, i mars 2015, men der verken oxen eller pila ble funnet etter søk i området. Omtrent en måned senere blir så oxen fotografert av et viltkamera ved en føringstasjon ca. 1 km unna med en pil i flanken (se bilde). Lokale viltmyndigheter ble informert og personell gjennomførte området i håp om å observere og avlive dyret, men uten suksess. I tillegg distribuerte vi informasjon med bilde til alle jaktlagene som jakter i studiekommunene med oppfordring om å vise akt-somhet under slaktingen dersom oxen ble felt (vedlegg 2). Ingen av jaktlagene har siden rapportert å ha felt en okse med pil eller pilspiss i siden, eller med karakteristikker som matcher den aktuelle elgen (se distinkt arr over ryggen).



Okse påskutt med bedøvelsespil i mars 2015, men som ikke ble funnet. Senere ble oxen med pil fotografert av et viltkamera ved en føringstasjon ca. 1 km lenger sør. Legg merke til det distinkte arret over ryggen på høre side (Foto fra viltkamera).

2.3 Merker og sendertyper

Elgene ble påsatt øremerker med individnummer, og halsbånd påskrevet et halsbåndnummer. Elgkyrne ble hovedsakelig merket med VHF/GPS/SMS-halsbånd med drop-off-funksjon (GPS-sendere), mens oksene fikk påmontert VHF/GPS/Satellitt-halsbånd uten drop-off (satellittsendere). I tillegg ble 4 elgkyr merket med satellittsendere i 2015. Basert på VHF-funksjonen er det mulig å radiopelle individene fra bakken eller fra fly, mens GPS-funksjonen benyttes til å registrere elgens posisjon på angitte tidspunkt. Disse posisjonene blir så videresendt til NINA via mobiltelefonnettet (for kyr) eller via satellitt (for okser + 4 kyr). Posisjoner som registreres når GPS-sendere er utenfor mobildekning blir ettersendt når de igjen er innenfor dekningsområdet. I tillegg lagres posisjonene i halsbåndene.

Foruten posisjoner registrerer GPS-senderne også kyrnes aktivitet målt som antallet bevegelser av radiohalsbåndet i to retninger (framover-bakover, høyre-venstre). Denne informasjonen er imidlertid for krevende å sende over telefonnettet og lagres derfor kun i senderen. For å få tilgang til denne informasjonen ble de aller fleste ku-senderne påmontert en drop-off-funksjon. Denne får halsbåndet til å falle av dyret på et angitt tidspunkt, og ble programmert til å utløse ca. 2 år etter at senderen ble påsatt. Alle senderne med drop-off-funksjon som ble påmontert i 2014 (23 kyr) og 2015 (2 kyr) er nå avmontert dyret (vedlegg 1, kap. 6.1).

2.4 Senderfunksjon og tap av sendere

Alle senderne fungerte etter planen i hele eller deler av studieperioden, men flere av dyrene befant seg tidvis utenfor dekningsområdet for mobilnettet. Posisjonene til disse dyrene ble følgelig først tilgjengeliggjort etter at dyret igjen var innenfor dekningsområdet.

Kun 2 sendere gikk tapt før prosjektslutt. Ku 2606 mistet sin sender 2. juni 2014, og okse 2604 tapte sin sender 12. oktober 2014. Kusenderen ble funnet samme sommeren, mens oksesenderen først ble gjenfunnet i mai året etter. I første tilfellet hadde halsbåndet sklidd over hodet på

dyret, mens kun radioenheten og batteriet ble funnet fra oxen. Oksen går derfor mest sannsynlig fortsatt med et intakt halsbånd. Begge dyrene ble merket vinteren 2014.



Ku 2623 ('frøken Vassfaret') fotografert med kalv i juli 2016. Kua gikk med radiosender fra hun ble merket i februar 2014 til halsbåndet ble planmessig 'droppet' i april 2016. Øremerket vil sitte i dyret livet ut (Foto: Viltkamera, Marius Omsrud).

2.5 Oppfølging av merkaelg

De radiomerkede individene ble i all hovedsak overvåket basert på posisjonsdata innsendt fra radiosenderne via mobilnettet eller satellitt. I tillegg ble kyrne oppsøkt i kalvingsperioden for å registrere kalveproduksjonen (se under) og alle individer ble oppsøkt dersom bevegelsesmønstret antydte unormal atferd (død).

Loggefrekvensen var i utgangspunktet én posisjon hver 3. time for elgkyrne, mens satellittsenderne kun sendte to posisjoner pr. døgn. Disse ble tatt med 13 timers mellomrom slik at posisjonene over tid fordelte seg gjennom hele døgnet.

I kortere perioder omprogrammerte vi enkelte kusendere til å registrere posisjoner med høyere frekvens enn hver 3. time. Dette kan gjøres via mobilnettet. Hensikten var å studere elgenes atferd når de befant seg nærme veg og jernbane vinterstid. Dette ble kun gjennomført for et fåtall elgkyr i kortere perioder og følgelig fikk vi lite data fra slike hendelser. Satellittsenderne er ikke mulig å omprogrammere etter at de er påmontert dyret.

2.5.1 Dødelighetsrater og årsaker

I løpet av studieperioden døde det 6 merka individer. De fleste døde i trafikken eller av jakt og følgelig ble de registrert og rapportert inn til prosjektledelsen via lokale kontakter. Når merka elg døde ute i terrenget ble lokale medarbeidere sendt i felt for å registrere mulige årsaker. De døde individene ble vanligvis raskt identifisert på bakgrunn av manglende bevegelser og var derfor relativt lite kadaverøse når de ble funnet.

2.5.2 Kalveproduksjon

Kalveproduksjonen til de merka elgkyrne ble undersøkt ved å oppsøke kyrne i kalvingsperioden etter at GPS-posisjonene antydte at kua hadde kalvet. Typisk for kyrne når de kalver er at de beveger seg innenfor et svært lite område over noen dager. Feltpersonell i de ulike kommunene benyttet deretter radiosenderen til å peile seg inn til dyret, ofte etter først å ha grovlokalisert kua

basert på GPS-posisjonene rapportert fra halsbåndet. Antallet kalver i følge med kua ble så registrert og kalvens alder estimert på bakgrunn av størrelse og eventuelle tidligere observasjoner av kua før hun hadde kalvet.

I tillegg til denne metoden, fikk vi også data på kalveproduksjon basert på tilfeldige observasjoner i løpet av sommeren, fra merkakyr sett under jakta (se under) og fra viltkamera i studieområdet.

2.6 Sett elg-data og sett merkaelg

Foruten data fra merka individer har vi inkludert sett elg-data som registreres av de ulike jaktlagene som jakter i studieområdet, og som benyttes av kommunene i den løpende forvaltningen av elgbestandene i området. I alle de aktuelle kommunene har sett elg-data vært samlet inn i studieperioden og i flere kommuner også før dette. I starten av denne perioden ble data kun rapportert på kommunenivå for hele jaktperioden, men i de siste årene er sett elg-data også rapportert på vald- og dagnivå.

I rapporten har vi benyttet sett elg-data til å studere utviklingen i bestandstetthet og kalveproduksjon. Av spesiell interesse har det vært å sammenligne kalveproduksjonen registrert fra sett elg-data med kalveproduksjonen estimert fra eggstokk-analysene og de radiomerkede individene.

I tillegg til den ordinære sett elg-registreringen, sendte vi også ut et spesifikt skjema for rapportering av observerte radiomerkede individer til alle jaktlagene i studieområdet ('sett merkaelg', se vedlegg 3, kap. 6.3). På skjemaet ba vi jegerne rapportere kjønn og tidspunkt for alle merka elg som ble observert og hvorvidt merka elgkyr var i følge med kalv. Sett merkaelg ble samlet inn fra jakta i 2014, 2015 og 2016.

2.7 Data fra skutte elg og fallvilt

I rapporten analyserte vi også data fra elg skutt under jakta, og elg rapportert døde av andre årsaker (fallvilt). Antall, kjønn og alderskategori på felte elg og fallvilt har vi hentet fra SSB (www.ssb.no) som mottar årlige rapporter fra kommunene. I tillegg benyttet vi slaktevekter, alder og eggstokkdata fra skutte elg. Slaktevekt og alder har i en årrekke blitt samlet inn i området som et ledd i overvåkingen av bestandene i de ulike kommunene. Det meste av materialet ble i den forbindelse bearbeidet og analysert av Faun naturforvaltning, som i sin tur har gitt oss tilgang til materialet. De fleste elgene som inngår i materialet ble aldersbestemt, enten basert på tannmønster og tannutvikling (kalv og ungdyr) eller ved snitting og avlesning av vekstsoner i rotspissen på en framtann for eldre individ (Rolandsen mfl. 2008). Slaktevektene ble veid som standard slaktevekt, utblødd og uten innvoller, hode, skinn og nedre del av for- og bakben.

For å få bedre kunnskap om kalveproduksjonen i området, gjennomførte vi i studieperioden også en innsamling av eggstokker fra skutte elgkyr. Alle jegerne i området ble oppfordret til å ta vare på eggstokkene fra skutte elgkyr, og instruks for utskjæring og innsamling ble sendt til alle lagene.

Fra eggstokkene registrerte vi antallet gule legeme (*corpora luteum*), brune legeme (*corpora rubra*) og hvite legeme (*corpora albicans*). Gule legeme viser antallet egg som løsnet (ovulert) i inneværende brunsts sesong og som kunne ha blitt til kalv eller kalver påfølgende sommer dersom kua ikke var skutt. Dersom kua ikke har gule legeme betyr det at hun ikke er kjønnsmoden eller at hun ble skutt før hun hadde eggøsning (var brunstig) inneværende sesong. Ved å studere hvordan andelen elgkyr med eggøsning varierer i løpet av jaktsesongen kan vi få kunnskap om når brunsten foregår i området og når den er på sitt mest intense. I tillegg kan vi få en oversikt over andelen åringsskyr (ungdyr) som blir kjønnsmodne, noe som er indikator på dyrets og bestandens samlede kondisjon. Jo høyere vekt kua har, desto mer sannsynlig er det at hun blir kjønnsmoden som åringsskyr (Solberg mfl. 2006).

Brune legeme viser antallet kalver som er født av kua i inneværende år og følgelig kan vi fra et representativt utvalg av skutte elgkyr få et estimat på kalveproduksjonen i bestanden. De fleste

jegere vil imidlertid være selektive i sitt valg av hvilken ku som felles, og derfor er kyrne i jaktuttaket sjeldent et representativt utvalg fra bestanden. Fordi jegere sjeldent feller kua fra kalven eller kalvene, er det ofte de minst produktive elgkyrne som blir felt. Reproduksjonsratene estimert fra skutte elgkyr er derfor ofte et underestimat, særlig i områder der en liten andel av jaktuttaket består av kalv. I slike områder vil de fleste eldre elgkyr ha med seg en kalv gjennom jakta og ikke bli skutt. Det motsatte er å forvente i områder der en stor andel av jaktuttaket består av kalv. Hvite legeme i eggstokkene viser spor av kalver født i tidligere år.

2.8 Elg og trafikk

I Hallingdal har det siden 1990-tallet vært store problemer med påkjørsler av elg på veg og jernbane, og delvis av den grunn ble det i 2010 igangsatt et større prosjekt (Vilt og Trafikk Hallingdal) med fokus på vilt og trafikk i Flå, Nes, Gol, Ål og Hol kommune (Anon 2013). De ulike tiltakene ble iverksatt fra 2010 til 2017, og følgelig er det å forvente at effekten av tiltakene var størst mot slutten av perioden (Fig. 2.8.1). I starten ble skog og vegetasjon ryddet langs begge sider av Bergensbanen i alle de aktuelle kommunene (2010), og deretter ble det etablert viltgjerd (hvorav noen elektriske) langs deler av jernbanen i Nes (2010, 2015, 2016, 2017), Gol (2011), Flå (2013, 2014 og 2017) og Ål (2016). I tillegg ble det i perioden 2010-2013 gjennomført vegetasjonsrydding langs flere strekninger av Riksveg 7 i Flå (2 strekninger), Gol (3), Ål (5) og Hol (3), og det ble etablert en elektronisk detektor for varslings av vilt som krysser Riksveg 7 via en passeringsport i det elektriske viltgjerdet. For å holde elgen borte fra jernbanen ble det i 2010-2013 også etablert 25 km med brøytta skogsbilveg (ledeveger) langs jernbanen i Gol og Ål, og i alle kommunene ble det i starten av perioden etablert føringsstasjoner (Anon 2013). Hensikten med disse var å stoppe elgen fra å trekke ned i dalbunnen der jernbanen og de mest trafikkerte vegene befinner seg. I de etterfølgende årene (2014-2016) var målsettingen å vedlikeholde viltgjerdene og de vegetasjonsrydda strekningene, samt forlenge enkelte gjerder og vegetasjonsrydde nye strekninger langs vegnettet (Anon 2014). De aller fleste av disse tiltakene ble iverksatt (Anon 2016).

Som en del av prosjektet ønsket vi å studere hvordan de radiomerkede elgene forholdt seg til de ulike tiltakene. Av særlig interesse var det å undersøke i hvilken grad føringsstasjoner avholdt elgen fra å benytte andre, mer risikofylte områder til næringssøk, og i hvilken grad viltgjerdene og de vegetasjonsrydda strekningene påvirket krysningsatferden. Førstnevnte studerte vi hovedsakelig ved å undersøke hvorvidt de etablerte føringsstasjonene ble benyttet av de radiomerkede individene og i hvilken grad dette synes å prege atferden deres. Relativt mange av de radiomerkede elgene befant seg i områder med føringsstasjoner, men det var i utgangspunktet uklart hvorvidt de benyttet tilbudet.

Til forskjell fra føringsstasjonene, var det relativt få merka individer som befant seg i nærheten av veg- og jernbanestrekninger som var vegetasjonsrydda og/eller skjermet med viltgjerder, og følgelig var det vanskelig å studere atferden i nærheten av slike tiltak. Slike studier krever dessuten at posisjoner registreres relativt ofte (eks. hvert 10. minutt) for å kunne få eksakte data på bevegelsesmønster. En slik loggefrekvens forbruker mye batterikapasitet og av den grunn var det bare unntaksvis at vi programmerte senderne til å registrere posisjoner så ofte.

Som et alternativ til å forstå betydningen av de etablerte vilt-trafikk-tiltakene, gjennomførte vi en analyse av utviklingen i antallet dødelige elgpåkjørsler i studieområdet før og etter 2010. I årene etter at tiltakene ble iverksatt er det registrert en vesentlig reduksjon i antallet elgpåkjørsler i de aktuelle kommune og mange er derfor av den formening at tiltakene har hatt en ønsket effekt. Utfordringen med slike tiltak er imidlertid at vi ikke alltid vet hva vi skulle forventet dersom tiltakene ikke var iverksatt. Mange faktorer som potensielt kan påvirke antallet viltulykker kan endre seg over tid, og dersom disse utvikler seg i positiv retning (for elgen), kan vi feilaktig konkludere med at tiltakene har hatt en effekt. For eksempel vet vi fra andre studier at bestandstettheten og snøforholdene har stor innvirkning på antallet elg som påkjøres (Solberg mfl. 2009, Rolandsen mfl. 2011) og dette er faktorer som også kan ha endret seg i studieperioden. I tillegg kan det eksistere andre påvirkningsfaktorer som vi ikke har full oversikt over (eks. variasjon i trafikkvolum). Før vi kan konkludere med hensyn til tiltakenes effekt, er det derfor nødvendig å kontrollere

for betydningen av andre kjente påvirkningsfaktorer, samt - etter beste evne - effekten av ukjente påvirkningsfaktorer. Sistnevnte kan vi best kontrollere for ved å sammenligne utviklingen i studieområdet med utviklingen i et kontrollområde uten tiltak (Solberg mfl. 2012a).

Til disse studiene benyttet vi fallviltdata innrapportert fra kommunene til SSB (www.ssb.no) i perioden 1990-2016, samt data på bestandstetthet og gjennomsnittlig snødybde i studieområdet. Som mål på bestandstettheten benytter vi antallet elg sett pr. jegerdag, mens snødybden er basert på data fra snømodeller utarbeidet av Meteorologisk institutt (www.dnmi.no), og data fra meteorologiske stasjoner i området (vedlegg 7, kap. 6.7).

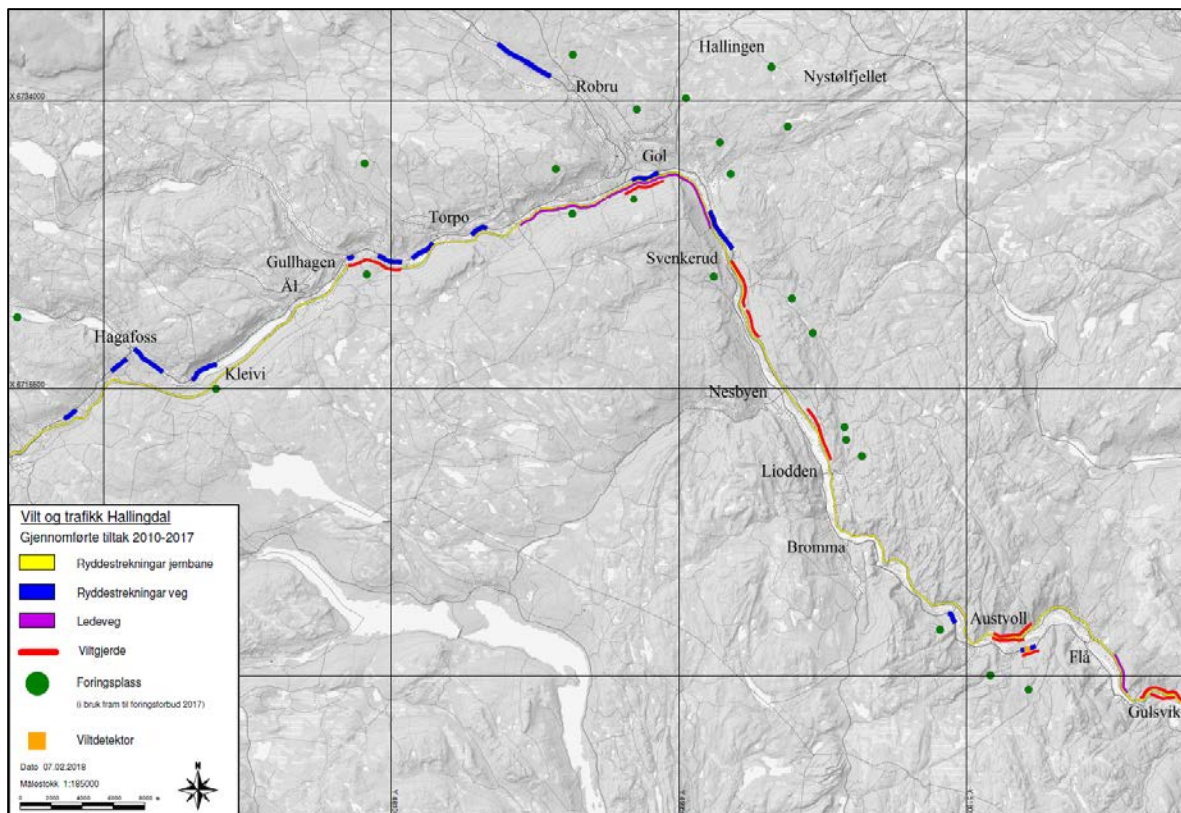


Fig. 2.8.1. Fordeling av vilttiltak i Hallingdal som del av prosjektet 'Vilt og trafikk Hallingdal' (<http://www.viltogtrafikk.no>).

2.9 Beitetilbud og beitetrykk

For å få et bedre inntrykk av beitetilbud og beitetrykk i området, benyttet vi data innsamlet av Landsskogtakseringen ved Norsk institutt for bioøkonomi (www.nibio.no). Landsskogtakseringen har et landsdekkende nett av permanente prøveflater (250 m²) som besøkes med 5 års mellomrom og der det registreres en rekke skogrelevante parametere. Disse er først og fremst av interesse for skogbruket, men i økende grad er det også samlet inn data av interesse for andre brukergrupper. Data på beitetilbud og beitetrykk fra hjortedyr er samlet inn siden 2005, og i skrivende stund er data tilgjengelig fra to fulle takster (takst 9: 2005-2009, takst 10: 2010-2014) samt fra de to første årene av 11. takst (2015-2019). I våre analyser har vi benyttet data innsamlet i perioden 2012-2016. I denne perioden ble alle flatene i studieområdet taksert og 5-årsperioden overlapper rimelig bra med studieperioden (2014-2017).

Landsskogtakseringens prøveflater er fordelt i et 3x3 km nettverk under barskoggrensa og i et 3x9 km nettverk over barskoggrensa. Av den grunn kreves det relativt store områder for å få et representativt bilde på tilstanden. Vanligvis presenteres resultatene på fylkesnivå, men andre arealenheter av tilstrekkelig størrelse kan også velges. I våre analyser har vi valgt å fokusere på tilstanden i kommunene i studieområdet samlet (dvs. Vang, Vestre-Slidre, Nord-Aurdal, Sør-

Aurdal, Flå, Nes, Gol, Hemsedal, Ål, Hol) og splittet på Valdres- og Hallingdalkommuner. I tillegg sammenligner vi tilstanden i studieområdet med tilstanden i omkringliggende kommuner i Oppland og Buskerud, samt i andre fylker på Østlandet (dvs. Østfold, Akershus, Hedmark, Vestfold og Telemark).

I rapporten viser vi gjennomsnitt- og variansverdier (± 1 SE) for de ulike tilstandsparameterne, der verdiene er vektet for arealet de respektive prøveflaterne representerer (dvs. hvorvidt de er fra 3x3 km eller 3x9 km nettet). Totalt benyttet vi data fra 5979 prøveflater, hvorav 465 flater var fra studieområdet (254 fra Hallingdal og 211 fra Valdres) og 1611 flater var fra kommuner i Oppland og Buskerud utenom studieområdet. Alle flatene var fra skog og myrområder under tregrensa, der tregrensa innen kommune ble definert som høyden over havet til den høyest liggende prøveflaten med registrert trevegetasjon. Elgen kan også benytte lavalpine områder, dvs. områder med vierkratt og dvergbjørk, men disse områdene er vanskelig å skille fra høyereliggende områder og er ikke inkludert i analysene.

Som mål på tilstanden benyttet vi beitetilbudet av elgens viktigste vinterbeiteplanter samt beitestrykket på de samme artene. Artene som inngår er furu, bjørk (dunbjørk og hengebjørk), og rogn, osp og selje/vier i en gruppe (ROS). Antallet beitetrær pr. ha er beregnet basert på antallet trær med brysthøydiameter (dbh = 1,3 m over bakken) < 50 mm som er registrert innenfor 4 småflater (å 5,3 m²) systematisk fordelt på den permanente prøveflaten. Trærne er i tillegg inndelt i tre høydeklasser (1: 0,3-1,3 m, 2: dbh=0-25 mm, 3: dbh=25-49mm), hvorav de to laveste høydeklassene benyttes mest av elgen (dvs. trær fra 0,3 m til 25 mm i brysthøyde). I analysene har vi derfor kun inkludert beitetrær i de to laveste høydeklassene som mål på beitetilbudet. I tillegg viser vi andelen av trær i de tre høydeklassene som en indikasjon på hvor brorparten av beitetilbudet befinner seg i busksjiktet. Flest beitebare skudd kan forventes å befinne seg i høydesegment 2. Beitestrykket ble målt i høydeintervallet 0,3-3,0 m innenfor de samme småflatene, og ble målt som andel beita fjorårsskudd (og ikke som akkumulert antall beita skudd som i mange andre takster).

Vi undersøkte også tilbudet av viktige beiteplanter i feltsjiktet basert på data fra prøveflatene. Elgen utnytter mange planter i felt- og bunnsjiktet, spesielt store flerårige urter og bregner, som for eksempel mjørdurt, turt og strutseving. I Landsskogtakseringen gjøres det ingen registreringer av disse plantene, men vegetasjonstypen på prøveflaten bestemmes. Flere av disse er assosiert med store urter og bregner (storbregneskog, høgstauteskog, gråorskog, flommarkskog, or-askeskog og viersump) og følgelig kan vi få en viss oversikt over områdenes kvalitet med hensyn til beiteplanter i feltsjiktet (se Solberg mfl. 2012). Det samme gjelder med hensyn til blåbærlyng som er en viktig beiteplante for elgen i barmarkspereoden. I Landsskogtakseringen registreres dekningsgraden av blåbærlyng på alle permanente prøveflater i produktiv skog, uproduktiv skog og på annet tresatt areal, men beitestrykket på blåbærlyng registreres ikke. For å se den geografiske variasjonen i elgens beitetilbud og beitestrykk i Norge viser vi til oppsummeringsrapportene fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt (Solberg mfl. 2012b, 2017).

2.10 Datautvalg og statistiske analyser

I analysene benyttet vi posisjonsdata (også kalt lokasjonsdata) fra tidspunktet elgene ble merket til dyret døde eller mistet senderen (utilsiktet eller ved «drop-off»), eller til studieperiodens slutt (1. april 2017). Før analyser ble alle posisjonsdata sjekket for feil basert på prosedyrene beskrevet i Bjørneraas mfl. (2010). Denne prosedyren luker ut posisjoner som av ulike grunner ikke kan være riktige (eks. urealistisk langt fra tidligere posisjoner). Tilbake hadde vi tilgjengelig 236 998 posisjoner fra totalt 40 radiomerkede individer.

I analysene av posisjonsdata benyttet vi ofte kun deler av materialet for å unngå systematiske skjevheter. Dette var fordi individer med GPS-sendere (kun kyr) og satellittsendere (okser og 4 kyr) logget posisjoner med ulike mellomrom, og fordi noen kyr med GPS-sendere i perioder ble programmert til å logge posisjoner med spesielt kort mellomrom (eks. hver time eller 10. minutt). Dette kan skape ubalanse i analysene som omhandler forflytningshastighet og arealbruk. I disse

analysene benyttet vi derfor kun posisjoner som ble tatt ca. hver 13. time for dyr med satellitts-ender og hver 3. time for dyr med GPS-sender. Sistnevnte fordelte seg gjennom døgnet med første posisjon kl. 00. Overskytende posisjonsdata ble utelatt.

For å unngå systematiske skjevheter droppet vi også data fra enkelte individer med ufullstendig datamateriale innenfor en tidsperiode (eks. måned, sesong, år), og i analyser av variasjonen mellom individ kontrollerte vi for ulikheter i studieperiode ved å først beregne individuelle gjennomsnitt.

Datamaterialet ble i hovedsak analysert ved hjelp av generelle og generaliserte lineære modeller i Spss (IBM SPSS Statistics, release 25.0.0.1) og det meste av grafikken ble produsert ved bruk av samme program, samt R (R Core Team 2015) og ArcGIS (ESRI, versjon 10.4). For å øke leservennligheten har vi kun unntaksvis presentert statistikken fra de ulike testene i teksten. I stedet har vi valgt å illustrere de fleste av resultatene i figurform, og i teksten forklare hvorvidt forskjeller og sammenhenger er å betrakte som statistisk sikre med stor eller liten sannsynlighet. Enkelte resultater kan vise en trend i en eller annen retning, men på grunn av et lite datautvalg eller stor variasjon i utvalget, er det umulig å konkludere med stor grad av statistisk sikkerhet. Dette antyder vi enkelte steder ved å vise til at p-verdien er høy ($p > 0,10$). I prinsippet betyr det at resultatet kan ha framkommet som følge av en tilfeldighet. Likevel kan det være av interesse å vite noe om tendensen i materialet.



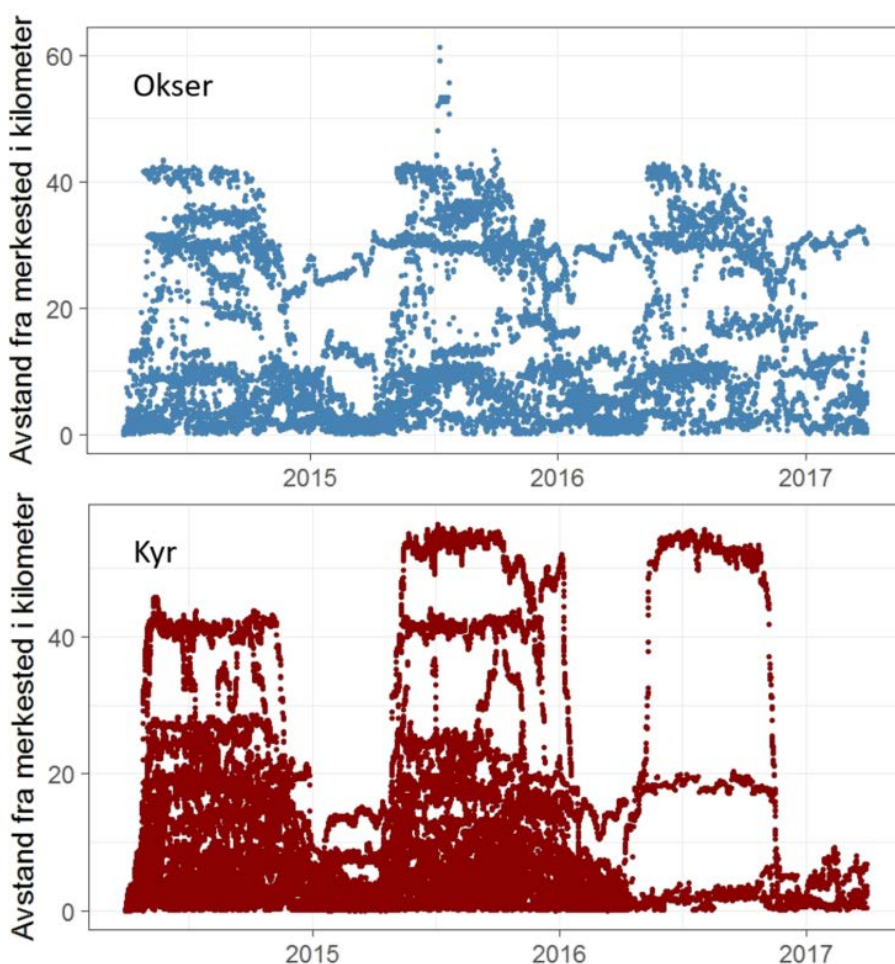
Satellittsendere ble hovedsakelig montert på oksene da disse ofte beveger seg over større avstander enn kyrne og i mindre grad befinner seg innenfor dekningsområdet for mobiltelefonnettet (Foto: Paul Ole Kleven).

3 Resultat

3.1 Trekkelg og stasjonærelg

Elgen er en svært bevegelig art og kan trekke over lange avstander for å finne mat. Sesongtrekk mellom vinterleveområder og sommerleveområder er det mest typiske trekket i norske bestander (Rolandsen mfl. 2010, Sæther mfl. 1992), og det var også tilfelle i studieområdet i Valdres og Hallingdal. I figur 3.1.1 viser vi avstanden fra merkeposisjonen for alle merka okser og kyr i studieperioden. Ved merketidspunktet, i februar og mars i 2014 eller 2015, er avstanden null km. Deretter er det stor variasjon i hvor langt de ulike elgene beveger seg. Flere individer beveger seg til dels langt fra merkestedet i løpet av sommerhalvåret, men kommer tilbake til merkeområdet vinterstid. Dette er hva vi kaller sesongtrekkende individer.

Særlig blant kyrne gjentar det samme mønsteret seg mellom år. I vinterperioden, fra januar til mars, befinner alle kyrne seg relativt nærme merkeposisjonen, hvorpå mange trekker til områder langt unna i sommersesongen, fra april til november. Noen individer blir imidlertid stående i nærheten av merkeområdet hele året og beveger seg sjeldent over lange avstander. Dette er typisk for hva vi kaller stasjonære elger. Mønsteret som vises i figur 3.1.1 er typisk for hva vi kaller en delvis sesongtrekkende elgbestand.



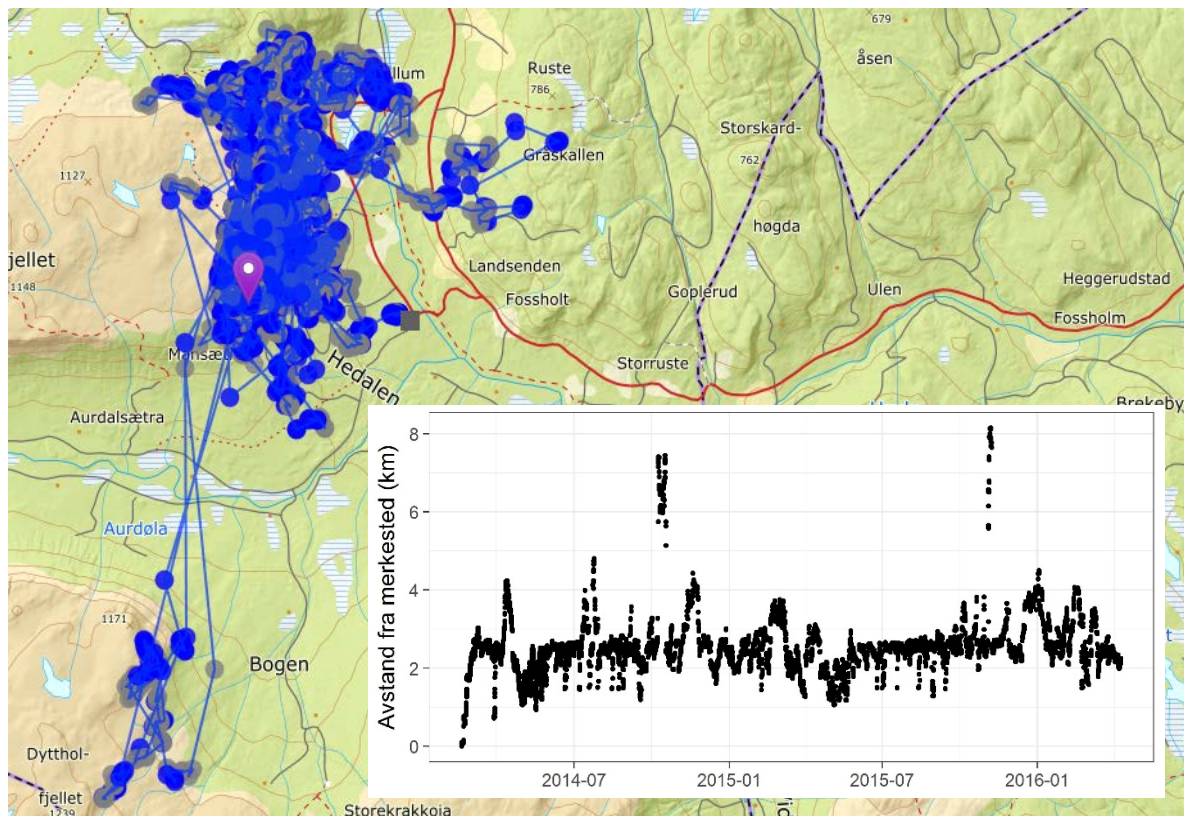
Figur 3.1.1. Trekkavstand for okser og kyr i studieområdet. Figuren viser avstanden fra merkelokaliteten til oppholdslokaliteten senere i studieperioden. Data kun fra elg med ett eller flere hele år med data.

3.1.1 Forskjeller i vandringsmønster

I figur 3.1.1 viser vi det generelle mønsteret for alle de merka individene samlet, men det er ikke like lett å følge bevegelsen til de ulike individene. Under viser vi i detalj hvordan de ulike vandringsmønstrene fortoner seg. Tilsvarende figurer fra hvert enkelt individ er vist i vedlegg 5 (kap. 6.5).

3.1.1.1 Stasjonære individ

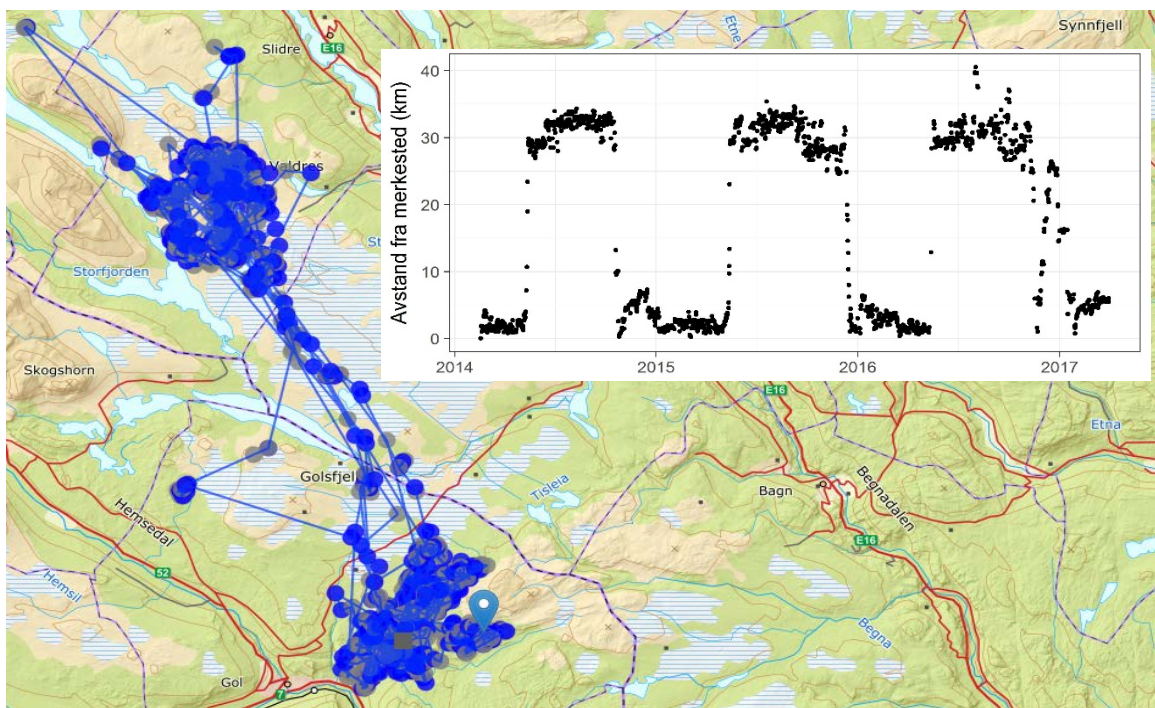
Stasjonære individer særmerkes av å oppholde seg i samme hjemmeområdet gjennom hele året, og med lite sesongvariasjon i hvor det oppholder seg. Et typisk eksempel er ku 2617 som gjennom de to årene vi fulgte henne oppholdt seg innenfor et relativt begrenset område i Hedalen i Sør-Aurdal (Fig. 3.1.2). For det meste befant hun seg innenfor 3 km fra merkeposisjonen og i liten grad skiftet hun oppholdssted mellom sommer og vinter, eller mellom år. Riktignok hadde hun et par lengre ekskursjoner ut av kjerneområdet, som begge inntraff på høsten og til samme område, men dette var ikke sesongtrekk. Mest sannsynlig ble hun på dette tidspunktet forstyrret under elgjakta og flyktet til et alternativt område. I vedlegg 5 viser vi flere eksempler på stasjonære individer, hvorav noen også viser tendenser til å være sesongtrekkende.



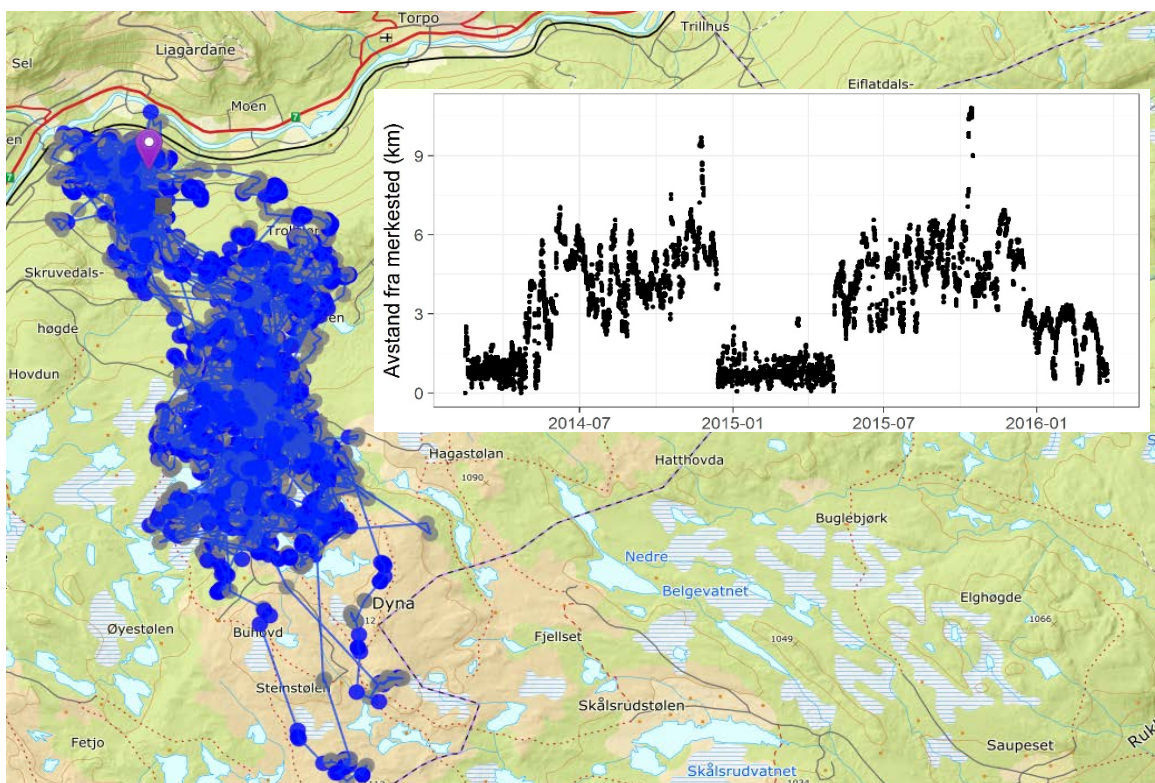
Figur 3.1.2. Eksempel på stasjonær elgku (2617) i Hedalen i Sør-Aurdal. Innfelt figur viser avstanden til merkeposisjonen i studieperioden. Nesten alle posisjonene befinner seg innenfor 4 km fra merkeposisjonen og det er lite variasjon i oppholdssted mellom sesonger.

3.1.1.2 Sesongtrekkende individ

Sesongtrekkende elg vandrer mellom ulike sesongleveområder som er mer eller mindre distinkte i utstrekning, og som i liten grad varierer mellom år. Et typisk eksempel er okse 2625 som vi fulgte i mer enn tre år. I hele denne perioden fulgte den nesten slavisk det samme sesongtrekket fra nordøst i Gol, der den ble merket vinteren 2014, til sommerområdet nordøst for Storfjorden i Vestre Slidre, en distanse på omkring 30 km (Fig. 3.1.3). Det var ingen overlapp mellom sommer- og vinterområdet. Også tidspunktet for vårtrekket var veldig likt mellom år, mens det var mer variasjon med hensyn til når den gjennomførte høsttrekket.



Figur 3.1.3. Eksempel på sesongtrekkende elgokse (2625) med lang trekkdistanse. Innfelt figur viser avstanden til merkeposisjonen i studieperioden. Oksen oppholdt seg i Gol vinterstid og i Vestre Slidre i sommerhalvåret. Samme sesongtrekk (30 km) ble gjennomført ved nesten samme tidspunkt i 3 år.



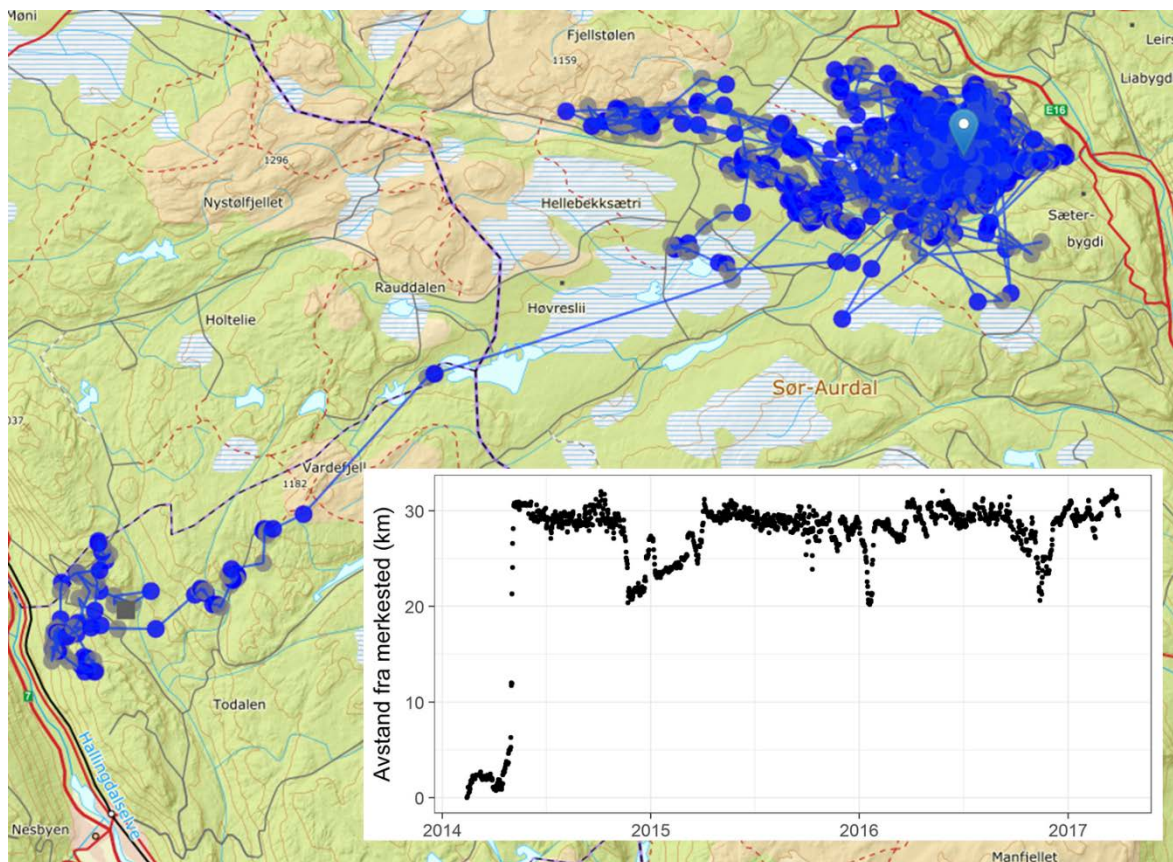
Figur 3.1.4. Eksempel på sesongtrekkende elgku (2612) med kort trekkdistanse (4-5 km). Innfelt figur viser avstanden til merkeposisjonen i studieperioden. Kua oppholdt seg sør for Riksveg 7 i Ål kommune og forflyttet seg mellom en fôringsplass i dalbunnen vinterstid og høyereliggende terreng lenger sør sommerstid. Sesongtrekket var mest framtrædende i 2014-2015.

Sesongtrekk kan også foregå over kortere avstander og med større overlapp mellom sommer- og vinterområder. Et avgjørende kriterium er imidlertid at dyret viser klare forskjeller i hvor det oppholder seg i ulike sesonger. Et individ med kort trekkdistanse var ku 2612 som i gjennomsnitt flyttet seg kun 3-4 km mellom sommer- og vinterområdet. Hun hadde likevel svært distinkte sesongleveområder og kun i liten grad var hun i sommerområdet på vinterstid (Fig. 3.1.4). Ku 2612 ble merket i nærheten av en fôringsstasjon og det er mulig at det var denne matkilden som fikk henne til å trekke til området vinterstid. Også ku 2628 ble merket ved denne fôringsstasjonen og gjennomførte et kort sesongtrekk til den samme matkilden vinterstid (ca. 4 km, vedlegg 5). Det er uklart hvorvidt fôringsstasjonen i seg selv har vært utløsende for dette trekket eller om disse individene allerede hadde et etablert trekk til dette området da stasjonen ble etablert.

3.1.1.3 Utvandrende individ

Elgene som ble merket var et mer eller mindre tilfeldig utvalg fra bestanden, hvilket betyr at flere individer kan ha vært relativt unge. Under merkingen ble minst 7 individer vurdert til å være åringsdyr (dvs. mellom 1 og 2 år) og i tillegg kan det ha vært flere 2-åringer i utvalget. Elgen bruker gjerne 1-3 år før de etablerer seg i et fast område og i denne perioden kan bevegelsesmønsteret bære preg av dette. Dette gjelder spesielt individer som utvandrer (eller sprer seg) langt fra hjemmeområdet til mora. Vi understreker imidlertid at aldersvurderingen som gjøres under merking gjøres på bakgrunn av en vurdering av framtenner og kroppsstørrelse, og vi vet dette gir langt mindre sikker aldersbestemmelse enn ved avlesing av tannsnitt.

Blant de radiomerkede individene var det kun okse 2622 som viste et entydig mønster som svarer med spredning eller utvandring (Fig. 3.1.5). Oksen ble merket i Todalen i Nes kommune i 2014 og utvandret til Begnadalen i Sør-Aurdal der den siden oppholdt seg de neste 3 årene som et stasjonært individ. Oksen viste seg å være 2,5 år gammelt under merking, og fortsatt ung da den utvandret og etablerte seg i det nye området.



Figur 3.1.5. Eksempel på elgokse (2622) som utvandret fra Nes til Sør-Aurdal (ca. 30 km). Innfelt figur viser avstanden til merkeposisjonen i studieperioden. Oksen var siden relativt stasjonær i Sør-Aurdal.

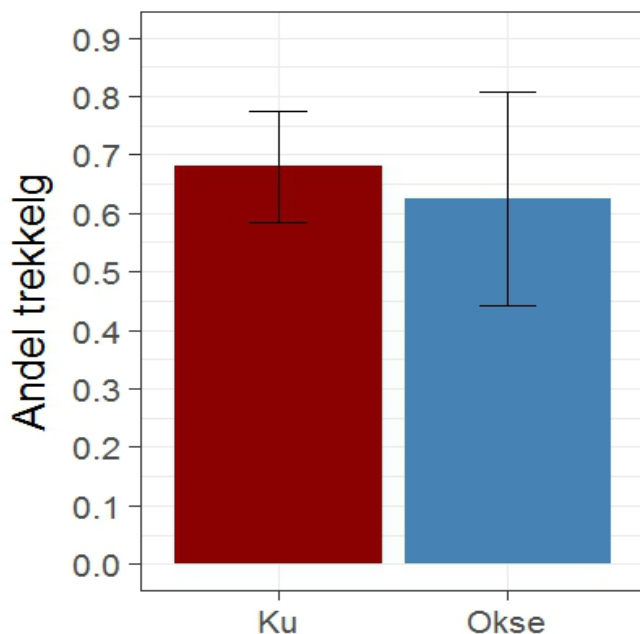
Også ku 2641, ku 2630 og okse 2635 hadde et vandringsmønster i samsvar med spredning eller sesongtrekk (se vedlegg 5). Ku 2641 og okse 2635 var henholdsvis 1,5 og 2,5 år ved merking, og altså i samsvar med alderen da elgen vanligvis sprer seg. Imidlertid døde alle 4-9 måneder etter merking og følgelig var det umulig å avgjøre hvorvidt dette var individer som kunne ha vandret tilbake til vinterområdet der de ble merket.

3.1.1.4 Nomadiske individ

I tillegg til de tre overnevnte vandringsmønstrene kan elgen også opptre som mer nomadiske individer. Dette er individer som beveger seg over større områder, men ikke følger et systematisk mønster fra år til år (som sesongtrekkende individer gjør). Slike individer kan være vanskelig å skille fra stasjonære individer som benytter store leveområder, og utvandrende individer som bruker lang tid på å finne et egnet leveområde. Vi er derfor avhengig av mange år med data før vi med sikkerhet kan avgjøre om slike elger er nomadiske. Ingen av de radiomerkede individene i studieområdet var karakterisert med et slikt vandringsmønster. Fra andre hjorteviltarter vet vi også at det kan være stor mellomårsvariasjon i vandringsstrategier og at det er en glidende overgang mellom de ulike vandringsmønstrene. Hvor tydelig forskjeller det er mellom individer og år kan blant annet variere med klimatiske forhold og andre levebetingelser (f.eks. Cagnacci mfl. 2010)

3.1.2 Andelen trekkende og stasjonære individer

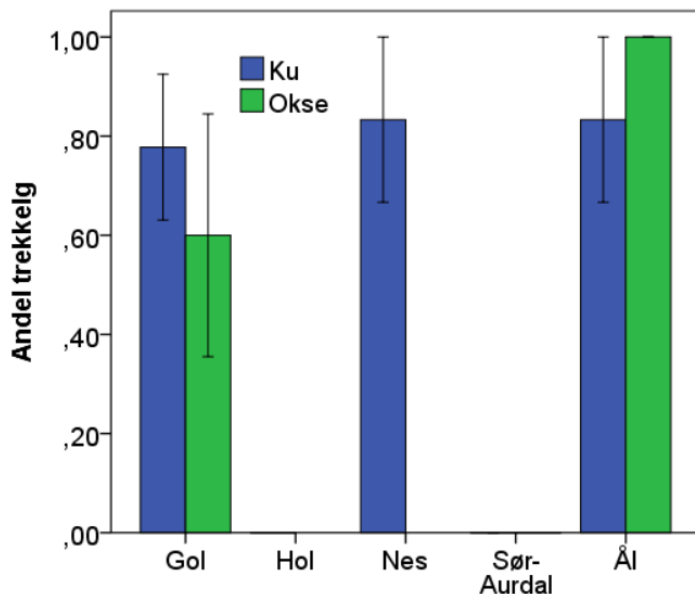
Av de 40 merka individene var vi i stand til å kategorisere 34 individer til ulike vandringsmønstre. Av disse var 22 (65 %) å betrakte som sesongtrekkende individer, mens 11 (31 %) var stasjonære. Det siste individet (3 %) var en utvandrende okse (2622, se Fig. 3.1.5). Oksen ble fulgt i ytterligere 3 år og var i denne perioden et relativt stasjonært individ. Vi fant ingen statistisk sikre forskjeller mellom andelen okser og kyr som gjennomførte sesongtrekk (Fig. 3.1.6).



Figur 3.1.6. Andelen trekkende okser og kyr i studieområdet. Data fra 33 merka elg.

For de resterende 6 individene var perioden med posisjonsdata for kort til å avklare med sikkerhet hvilken vandringsstrategi dyrene fulgte, eller strategien var umulig å definere med særlig sikkerhet (ku 2623). Førstnevnte var dyr som døde eller mistet senderen før vi hadde fått data fra et helt år. Med bakgrunn i de posisjonene som ble rapportert, er det sannsynlig at fire av disse individene var sesongtrekkende eller utvandrere (vedlegg 5).

I merke kommunene fant vi flest trekkende i Gol (3 okser, 7 kyr) etterfulgt av Ål (2 okser, 5 kyr) og Nes (5 kyr), og færrest i Sør-Aurdal (0) og Hol (0). Andelen trekkende individer fordelte seg ganske likt mellom Gol, Ål og Nes (Fig. 3.1.7) og var nødvendigvis lavest i Sør-Aurdal og Hol.

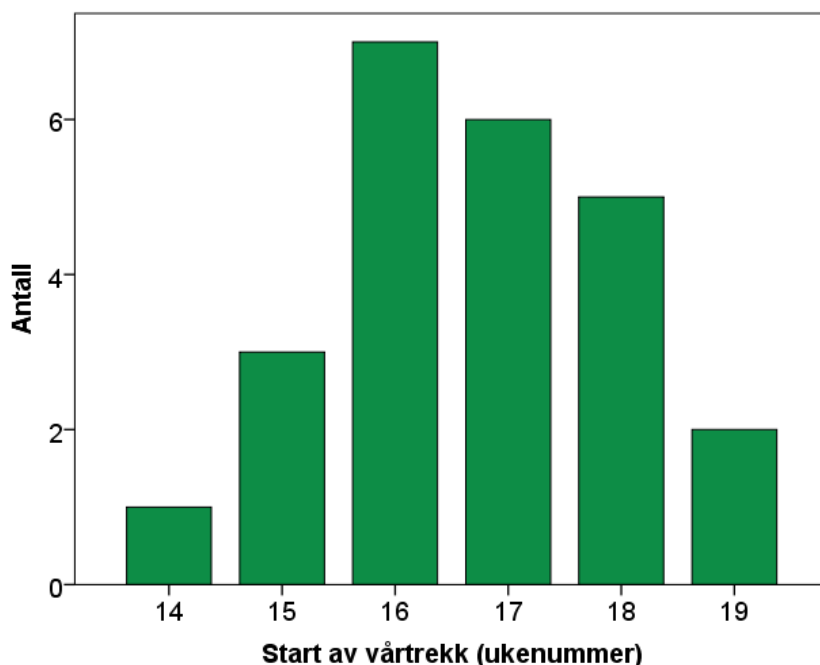


Figur 3.1.7. Andelen trekkende okser og kyr fordelt på merke-kommune. Data fra 33 merka elg.

3.1.3 Vår- og høsttrekk

Med bakgrunn i vandringsmønsteret kan vi også si noe om når vår- og høsttrekket starter og avsluttes i studieområdet og i hvilken grad det er forskjeller mellom okser og kyr.

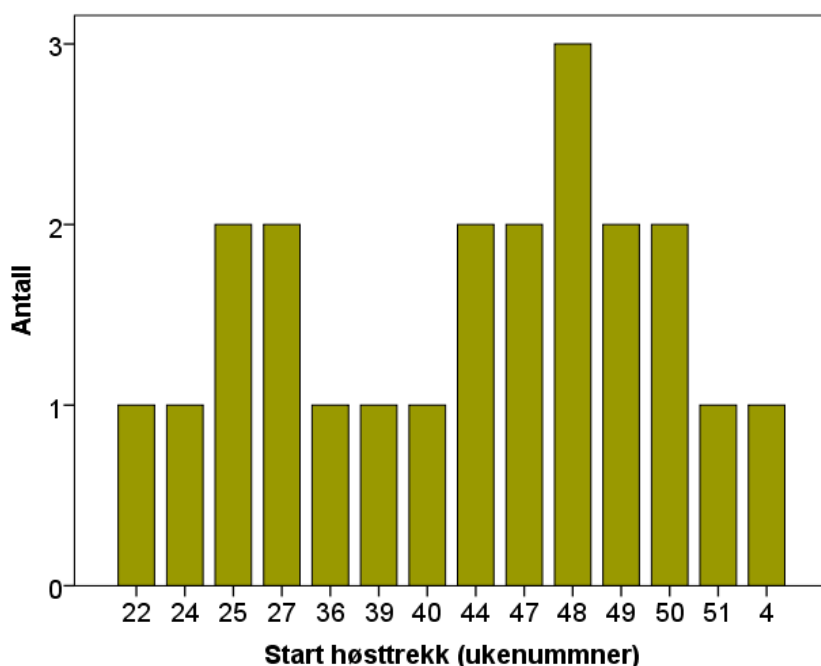
Det meste av vårtrekket ($n = 24$) foregikk i løpet av april og mai måned (Fig. 3.1.8), mens høsttrekket ($n = 22$) fordelte seg over hele høsthalvdelen av året (Fig. 3.1.9). I gjennomsnitt startet vårtrekket rundt 23. april (median 22. april), men enkelte individer startet så tidlig som 7. april (snitt innen individ) og andre så sent som 11. mai (snitt innen individ). Vårtrekket varte fra 2 til 42 dager (15 dager i gjennomsnitt). Det betyr at de fleste individene var framme i sommerområdet i løpet av mai.



Figur 3.1.8. Antall elg fordelt på ukenummet da vårtrekket startet. For individer med mer enn ett år med data er gjennomsnittlig starttidspunkt først beregnet innen individ. I gjennomsnitt startet vårtrekket 23. april (uke 17) og varte i 15 dager.

Høsttrekket startet for enkelte individer allerede rundt Sankthans, mens andre først startet etter jul (Fig. 3.1.9). Start og slutt av høsttrekket var imidlertid vanskelig å definere da flere individer stoppet i lengre perioder underveis og gikk delvis også tilbake mot sommerområdet i løpet av trekket. I gjennomsnitt startet høsttrekket den 9. oktober, men de fleste individene startet senere.

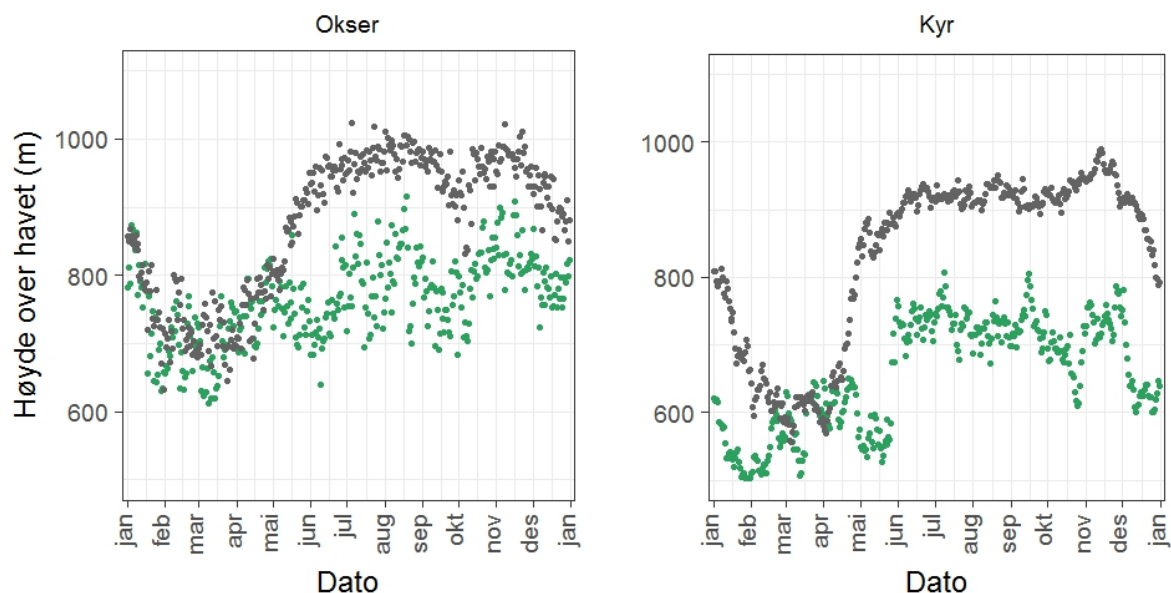
(median 13. november). Den relativt lave gjennomsnittsdatoen skyldes at enkelte individer startet høsttrekket allerede på sommeren. I gjennomsnitt varte høsttrekket i 86 dager, hvilket er nesten seks ganger så lenge som vårtrekket. Vi fant ingen statistisk sikre forskjeller i start og slutt av vår- og høsttrekk mellom år eller mellom okser og kyr ($p > 0,10$).



Figur 3.1.9. Antall elg fordelt på ukenummet da høsttrekket startet. For individer med mer enn ett år med data er gjennomsnittlig starttidspunkt først beregnet innen individ. I gjennomsnitt startet høsttrekket 9. oktober (uke 41), men de fleste individene startet senere (median: 13. november, uke 46).

3.1.4 Sesongvariasjon i høyden over havet

Foruten å vandre langt, foretar elgen også en viss vertikalforflytning fra vinter- til sommerområder. I gjennomsnitt var vinterområdene omkring 300 meter lavere i terrenget enn sommerområdene for trekkende okser og kyr, og oksene oppholdt seg noe høyere i terrenget gjennom hele året (Fig. 3.1.10). En tilsvarende vertikalforflytning finner vi i andre trekkende elgbestander, noe som sannsynligvis skyldes at elgen prøver å unngå de snørike, høyereliggende delene av terrenget vinterstid (Rolandsen mfl. 2010).

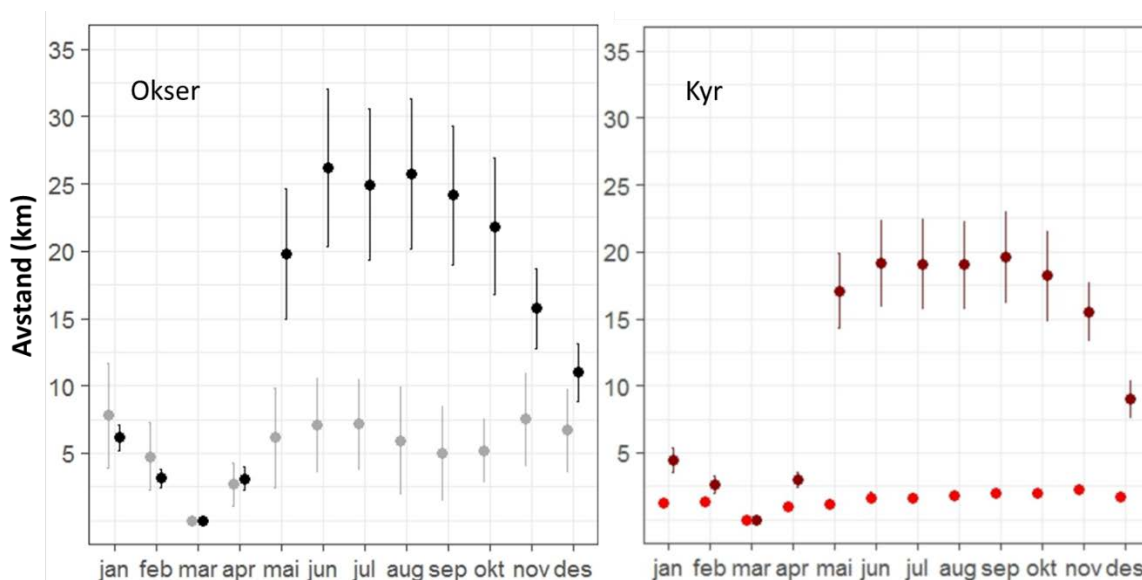


Figur 3.1.10. Gjennomsnittlig høyde over havet pr. dag for trekkende (mørkegrå sirkler) og stasjonære (grønne sirkler) okser og kyr gjennom året. Data fra alle okser og kyr med ett eller flere hele år med data.

Interessant nok ser vi at de stasjonære individene også har en viss forflytning til høyere terreng sommerstid, men i mindre grad enn sesongtrekkende individer (Fig. 3.1.10). Dette er sannsynligvis individer som har leveområdet sitt i bratt terreng og som innenfor relativt korte avstander kan forflytte seg mange høydemeter. Det faktum at det er en slik vertikalforflytning også for stasjonære individer vitner dessuten om at det er en glidende overgang mellom sesongtrekkende og stasjonære individer. Det er lite sannsynlig at elgen er genetisk disponert til å være enten sesongtrekkende eller stasjonære (selv om dette er lite undersøkt). Mest sannsynlig er det andre forhold, som levebetingelsene i landskapet der elgen befinner seg, som avgjør hvilken strategi som velges.

3.1.5 Trekkdistanser for okser og kyr

For å studere trekkdistansene beregnet vi avstanden fra individenes hjemmeområde (gjennomsnittlige posisjon) i mars med hjemmeområdet i andre måneder i året. Som forventet var avstanden størst mellom marsleveområdet og leveområdene sommerstid, og spesielt for trekkende okser og kyr (Fig. 3.1.11). I gjennomsnitt forflyttet sesongtrekkende okser seg 25 km, mens sesongtrekkende kyr forflyttet seg 20 km. Enkelte okser hadde imidlertid trekkdistanser over 40 km, og en okse befant seg hele 60 km fra merkeposisjonen i en kort periode på sommeren 2015 (Fig. 3.1.1). Også flere av kyrne hadde sesongtrekk som strakte seg over 40 km, hvorav en ku hadde sommerområdet sitt mer enn 50 km fra vinterbeiteområdet (Fig. 3.1.1).

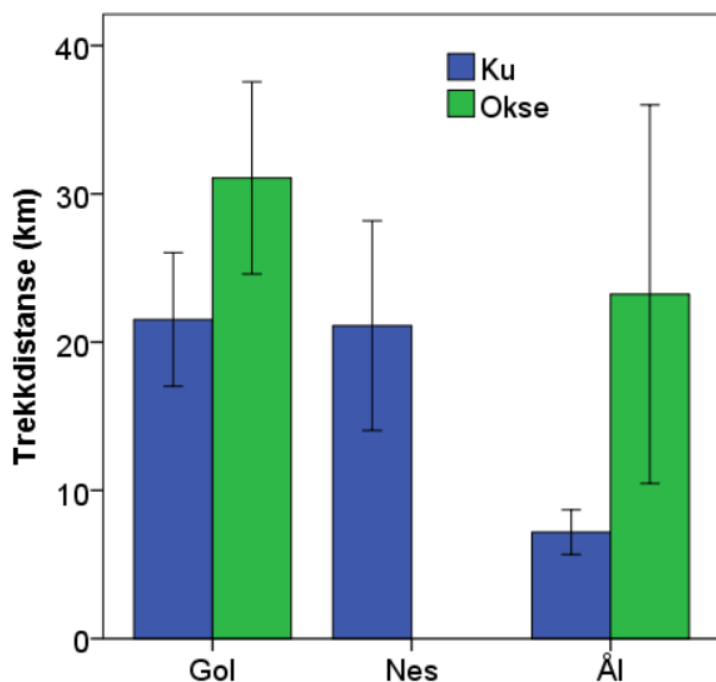


Figur 3.2.11. Avstand fra gjennomsnittlig posisjon i mars til gjennomsnittlig posisjon i andre måneder i året for trekkende og stasjonære okser (venstre) og kyr (høyre). Punktene viser gjennomsnittlig avstand ($\pm 1SE$) for alle individene som inngår. For individer med mer enn ett år med data er det først beregnet et gjennomsnitt mellom år.

De stasjonære individene forflyttet seg nødvendigvis over langt kortere avstander mellom vinter og sommerområder, men som det framgår av figur 3.1.11 gjennomfører også disse en viss forflytning. Spesielt gjelder dette oksene som i gjennomsnitt forflytter seg lenger enn kyr.

For sesongtrekkende individer fant vi ingen vesentlige forskjeller i trekkavstand mellom kommuner. Elgkyr merket i Ål trakk i gjennomsnitt over kortere avstander enn elgkyr merket i Gol og Nes (Fig. 3.1.12), men resultatet er usikkert på grunn av få individer i hver gruppe.

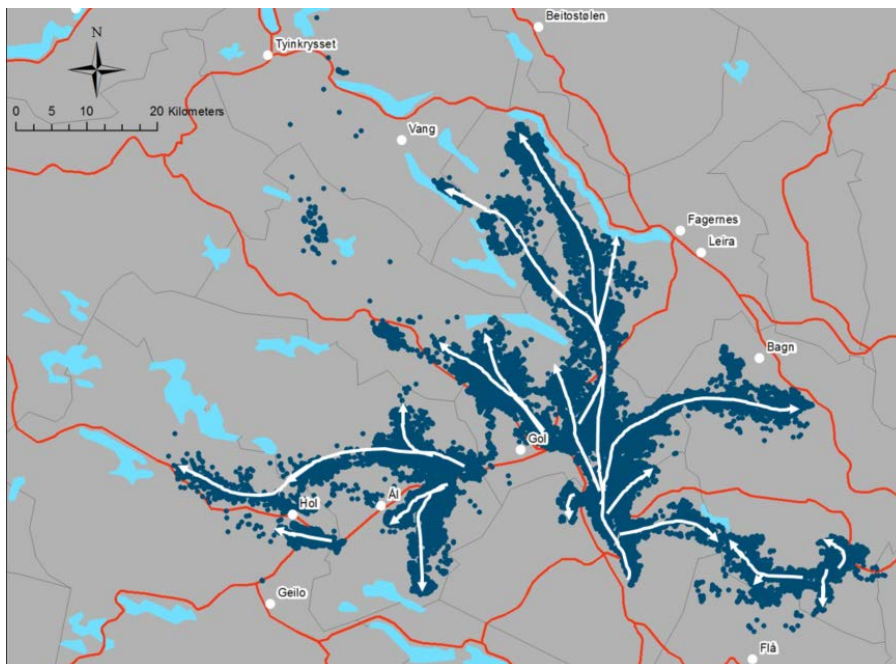
Vi testet også hvorvidt elg merket på rundball oppførte seg annerledes enn andre merka elg med hensyn til trekkavstand, men fant ingen forskjell (gjennomsnittlig trekkavstand, 'rundballelg': $20,36 \text{ km} \pm 6,38 \text{ SE}$, 'annen elg': $19,50 \text{ km} \pm 3,49 \text{ SE}$). Tilsvarende var det ingen signifikant forskjell i andelen sesongtrekkende elg blant de merket på rundball ($0,58 \pm 0,14 \text{ SE}$) og de merket ellers i terrenget ($0,71 \pm 0,10 \text{ SE}$).



Figur 3.1.12. Gjennomsnittlig (1 SE) migrasjonsavstand for sesongtrekkende okser og kyr fordelt på merkekommune. Data fra 22 sesongtrekkende elg.

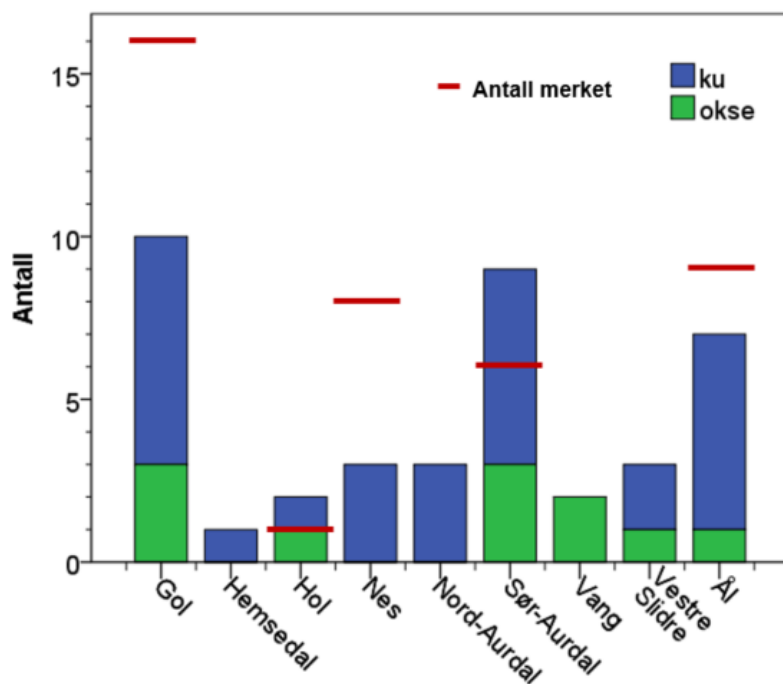
3.1.6 Trekkretning

De fleste sesongtrekkende individer som ble merket i Hallingdalkommunene trakk mot nord, øst eller vest, mens individene som ble merket i Valdres (Sør-Aurdal) stort sett var stasjonære (Fig. 3.1.13, se vedlegg 5 for detaljer). Kun et fåtall av individene trakk mot sør sommerstid, og hovedsakelig individer merket sør for Riksveg 7 i Ål. Mange elg med et nordlig og østlig trekk, forflyttet seg over til Valdreskommune der de oppholdt seg om sommeren og under jakta. Dette gjaldt imidlertid ikke alle. Noen forflyttet seg kun noen få kilometer og ble stående i samme kommunen også sommerstid. I vest var det en tendens til at elgen trakk vestover langs Riksveg 52 (Hemsedal) og Fylkesveg 50 (Ål, Hol).



Figur 3.2.13. Fremtredende trekkretninger fra vinter- til sommerleveområde. Blå punkter viser elgenes posisjoner, mens pilenes retning og lengde antyder trekkeretning og -distanse for ett eller flere dyr. Punktene i nord-vest er fra okse 2635 som døde etter 7 måneder.

Som følge av sesongtrekket var det en langt bedre fordeling av merkaelg innen studieområdet på sommeren og under jakta enn vinterstid (Fig. 3.1.14). Særlig mange merkaelg trakk ut av Gol (8) og Nes (4) sommerstid (hvorav en til Gol), mens dyr merket i Sør-Aurdal stort sett ble stående i kommunen hele året. Vestre Slidre, Nord-Aurdal og Sør-Aurdal mottok tre merkaelg hver sommerstid – alle fra Gol og Nes. Også til Gol (2, fra Ål og Nes), Vang (2, fra Gol), Hemsedal (1, fra Gol) og Hol (1, fra Ål) trakk det inn merkaelg sommerstid. Flere av de sesongtrekkende elgene befant seg også i mindre grad i andre kommuner på sommeren og under jakta (Fig. 3.2.14). Av alle dyr merket i Hallingdal beveget 32 % seg over til Valdreskommunene på sommeren. Dette inkluderte både sesongtrekkende og utvandrende individer. Ingen av de 6 elgene merket i Valdres (Sør-Aurdal) trakk over til Hallingdal sommerstid.



Figur 3.2.14. Antall merkaelg fordelt på kjønn og kommunen de oppholdt seg mest i på sommeren og under jakta. Rød horisontal linje antyder antallet elg merket i den aktuelle kommunen.



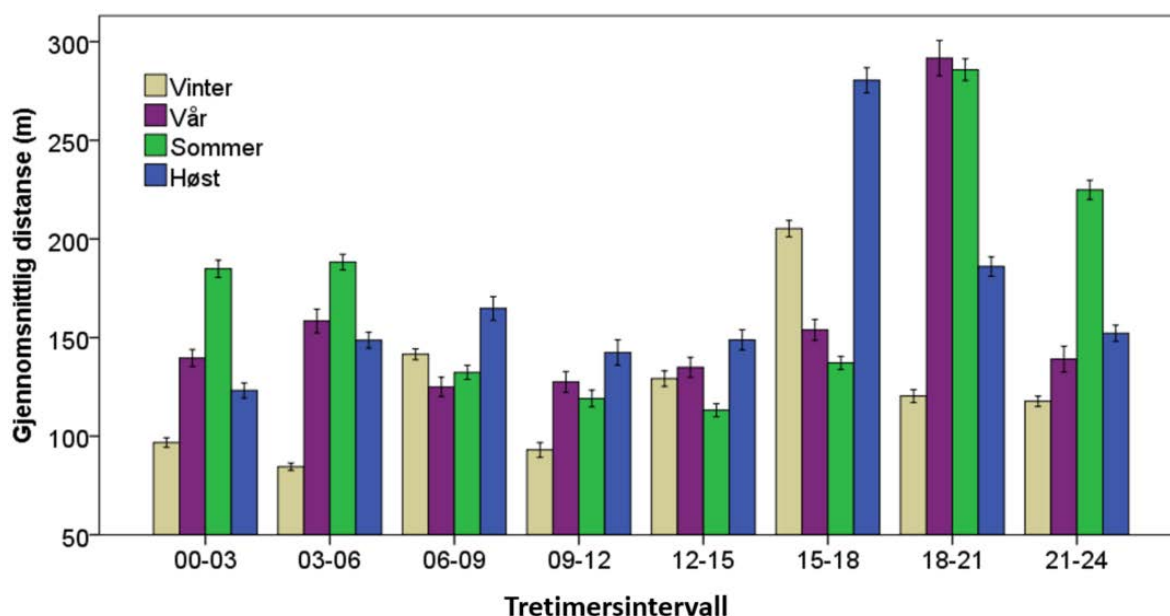
Ku 2630 ble merket ved Oppheim i Ål i februar 2014. Hun vandret deretter over til Gol hvor hun døde allerede etter 4 måneder som følge av komplikasjoner under kalvingen (Foto: Christer M. Rolandsen).

3.2 Elgens forflytningshastighet

Selv om elgen kan bevege seg over store avstander i løpet av året, forflytter den seg sjeldent veldig raskt — med mindre den forstyrres. I studieområdet beveget elgkyrne seg med en gjennomsnittlig hastighet på 153 m pr. 3-timersintervall, mens oksene beveget seg 793 meter i gjennomsnitt pr. 13-timersintervall. Fordi elgen sjelden beveger seg i en rett linje kan vi ikke beregne den faktiske forflytningshastigheten, men den er nok vesentlig høyere enn antydning innenfor de respektive tidsintervallene. Tidligere studier antyder at oksene beveger seg noe raskere enn kyr i det meste av året (eks. Rolandsen mfl. 2010). Det er viktig å merke seg at den estimerte forflytningshastigheten inkluderer inaktive perioder når elgen hviler, drøvtygger og fordøyer maten.

3.2.1 Aktivitet gjennom døgnet

I løpet av døgnet beveget elgen seg med større hastighet på ettermiddag og kveld enn på natt, morgen og formiddag. Aller minst aktiv er den midt på dagen (Fig. 3.2.1). Dette mønsteret varierer noe i løpet av året. På høst og vinter beveger elgen seg mest på ettermiddagen (fra kl. 15-18), mens den på vår og sommer er mest aktiv på kveldstid (kl. 18-21). Dette har sannsynligvis sammenheng med at lysforholdene endrer seg i løpet av året. På vinter og høst kommer skumringen tidligere enn på vår og sommer, og ettersom elgen forholder seg til lysforholdene vil hovedaktiviteten starte senere på dagen i den lysere delen av året. Vi ser det samme mønsteret på morgenen, men i motsatt retning. På vår og sommer gryr dagen tidligere enn på høst og vinter og følgelig er elgen mest aktiv tidlig på morgenen (kl. 03-06) i den lyse delen av året og senere (kl. 06-09) i den mørke delen av året (Fig. 3.2.1). På sommeren, når det er tussmørke gjennom det meste av natta, er elgen også svært aktiv nattestid.



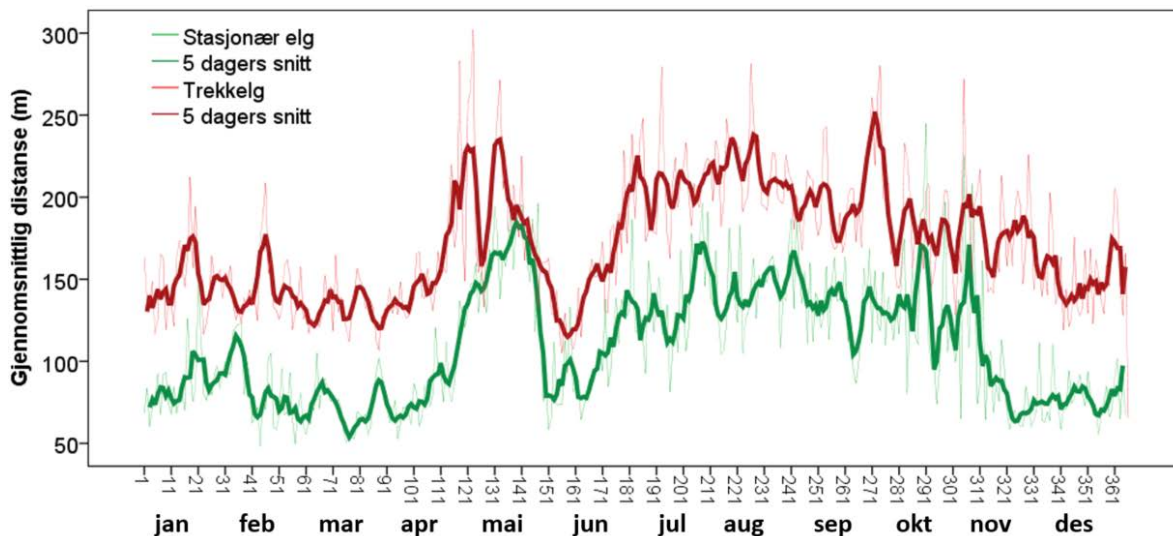
Figur 3.1.1. Gjennomsnittlig (95 % CI) bevegelseshastighet i ulike deler av døgnet for elgkyr. Hastigheten er målt som distansen mellom posisjoner tatt hver 3. time.

3.2.2 Forflytningshastighet gjennom året

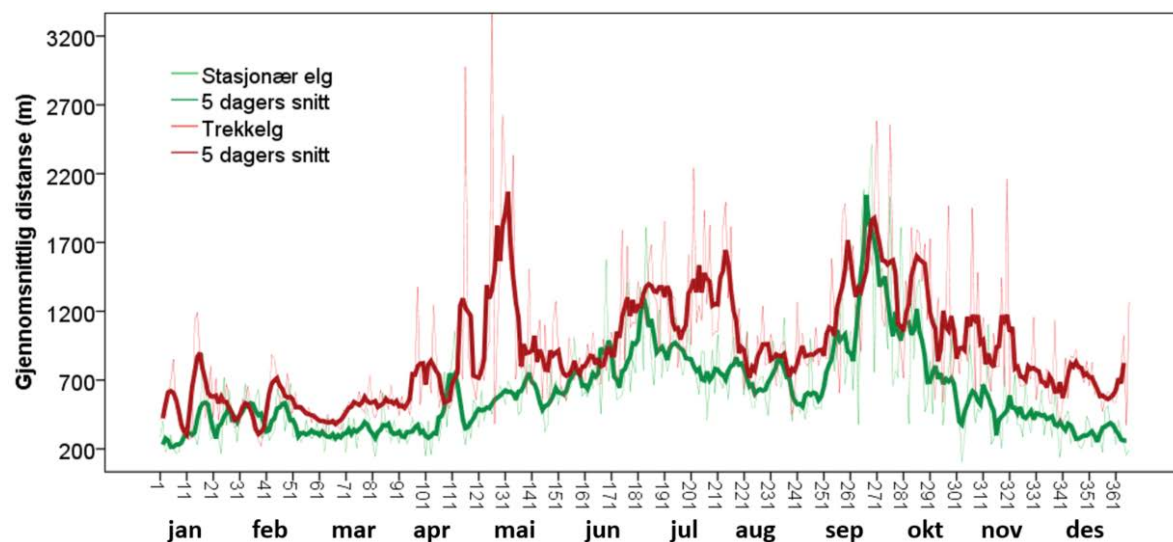
I studieområdet var det stor variasjon i bevegelseshastighet mellom sesonger. Elgen er mest aktiv i sommerhalvåret, fra mai til oktober, og beveger seg langt mindre i vinterhalvåret. I det minste gjelder dette for elgkyrne (Fig. 3.1.2), men mest sannsynlig er det et tilsvarende mønster for okser (Rolandsen mfl. 2010).

Variasjonen i bevegelseshastighet er nært korrelert med tilbudet og kvaliteten på maten, og sannsynligvis er matkvaliteten også årsaken til det overordna mønsteret vi ser i figur 3.2.2 og 3.2.3. Elgen er en drøvtygger og i løpet av døgnet vil det meste av tiden gå med til perioder med beiting etterfulgt av perioder i liggende stilling når maten drøvtygges og fordøyes. Dersom føret

er grovt og av lav kvalitet, krever det mye drøvtygging og lang fordøyelsestid, og følgelig også lang tid før elgen på nytt kan begynne å beite.



Figur 3.2.2. Gjenomsnittlig bevegelseshastighet for trekkende og stasjonære elgkyr fordelt på dagnummer og måned (dagnummer 1 er 1. januar, dagnummer 152 er 1. juni, dagnummer 268 er 25. september). Hastigheten er målt som distansen mellom posisjoner tatt hver 3. time. Tynn linje er gjennomsnittlig hastighet innen dag, mens tykk linje er et løpende gjennomsnitt over 5 dager.



Figur 3.2.3. Gjenomsnittlig bevegelseshastighet for trekkende og stasjonære elgokser fordelt på dagnummer og måned (dagnummer 1 er 1. januar, dagnummer 152 er 1. juni, dagnummer 268 er 25. september). Hastigheten er målt som distansen mellom posisjoner tatt hver 13. time. Tynn linje er gjennomsnittlig hastighet innen dag, mens tykk linje er et løpende gjennomsnitt over 5 dager.

Elgens fôrplanter er av høyest kvalitet i vekstsesongen, og mest fordøyelig er plantene på starten av sommeren før de er utvokste. Dette ser vi igjen i form av en høy bevegelseshastighet fra slutten av mai til august (Fig. 3.2.2), når vekstsesongen er som mest intensiv. I denne perioden bruker elgen kortere tid på å fordøye maten og mer tid kan avsettes til å vandre rundt og finne mat. Høyest er aktiviteten i slutten av juni når mattilbudet (mengde og kvalitet) er på sitt beste. Deretter følger en gradvis nedgang i bevegelseshastighet som sammenfaller med at beiteplantene blir stadig mindre fordøyelig. Lavest er kvaliteten og beitetilbudet i vinterhalvåret, etter at

snøen har dekt feltsjiktet. I denne årstiden beiter elgen nesten utelukkende på kvist, som er en mager kost sammenlignet med lauv, urter og lyng.

I løpet av året er det kortere perioder med avvikende bevegelseshastighet (Fig. 3.2.2). Mest markant er reduksjonen i elgkyrnes hastighet i slutten av mai og begynnelsen av juni. Dette er elgens kalvesesong, og i den første fasen av kalvens liv velger kua å bevege seg relativt lite. Dette endrer seg så snart kalven blir mer mobil og allerede etter 1-2 uker er aktiviteten tilbake til nivået før kalving. Som forventet er det ingen tilsvarende reduksjon i oksenes forflytningshastighet i starten av juni (Fig. 3.2.3).

Det er også en noe forhøyet aktivitet i slutten av september, og i april. Den første fasen sammenfaller med elgens brunstsesong som i det meste av Norge toppe seg rundt 1. oktober (dagnummer 274). I tillegg starter jakta i slutten av september, med det som følger med av forstyrrende elementer. Hastighetsendringene er større for okser enn for kyr, noe som stemmer overens med at oksene i brunstperioden oppsøker og bedekker så mange elgkyr som mulig.

Aktivitetsøkningen i april sammenfaller med perioden da den sesongtrekkende delen av elgbestanden beveger seg fra vinter- til sommerområder. Dette trekket skjer relativt synkront innenfor en relativt kort tidsperiode. Trekket tilbake til vinterområdene fordeler seg over et langt større tidsspenn og er følgelig mindre markant.

Som det framgår av figur 3.2.2 og 3.2.3 er det også forskjeller i forflytningshastighet mellom trekkende og stasjonære individer. Dette er som forventet i trekkperiodene når den trekkende delen av bestanden beveger seg over lange avstander, men det er mindre opplagt hvorfor forflytningshastigheten også er høyere i vinterperioden. Dette kan ha sammenheng med ulike bevegelsesstrategier mellom trekkende og stasjonære individer eller det kan skyldes ulik fordeling av ressursene i miljøet der elgen lever (Van Morter mfl. 2013, Mason & Fortin 2017). Selv om trekkende og stasjonære elg stort sett oppholder seg i samme områder vinterstid, er det små forskjeller i f. eks. høyden over havet (Fig. 3.1.10) som kan skape forskjeller i fordelingen av maten og derigjennom bevegelsesmønsteret.

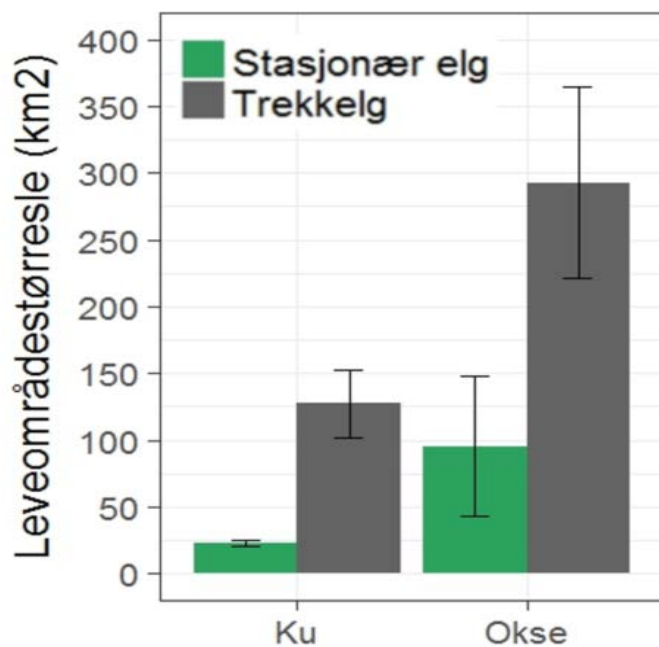
3.3 Elgens leveområder

Elgens leveområde (eller hjemmeområde) ble beregnet som 100 % MCP og omslutter således alle de registrerte posisjonene til den aktuelle elgen. I figur 3.3.1 viser vi fordelingen av alle årsleveområdene i studieområdet. Her ser vi at mange områder også inkluderer arealer som tilsynelatende ikke benyttes av elgen (ingen punkter). Dette er fordi elgens bruk av landskapet sjeldent fordeler seg som en sirkel, med den følge at også noe ubrukt areal inngår i det estimerte leveområdet. Samtidig er det viktig å huske at kuserne logger én posisjon hver 3. time, mens oksesenderne (og noen kusendere) kun logger en posisjon hver 13. time. Elgen kan potensielt bevege seg lagt i den mellomliggende perioden og i flere tilfeller kan elgen ha benyttet større arealer enn det som framgår. De estimerte hjemmeområdene er derfor bare delvis i stand til å beskrive størrelsen på det arealet som elgen faktisk benytter. Leveområdestørrelsen kan imidlertid antyde i hvilken grad ulike kategorier av elg benytter landskapet forskjellig i løpet av året. De mest typiske kategoriene å sammenligne er okser og kyr, og sesongtrekkende og stasjonære individer.

I gjennomsnitt fant vi at okser benytter større leveområder enn kyr og at sesongtrekkende elg benytter større områder enn stasjonære individer (Fig. 3.3.2). Oksenes leveområde varierte mellom et snitt på ca. 100 km² for stasjonære individer og 300 km² for trekkende individer. Til sammenlignet benyttet de stasjonære kyrne kun omkring 25 km² i løpet av året, mens de trekkende kyrne hadde leveområder som var fem ganger så store (i snitt ca. 125 km², Fig. 3.3.2). De største leveområdene fant vi for 2 migrerende okser (2625 og 2627), som hadde årsleveområder på henholdsvis 370 og 500 km². Tilsvarende hadde 2 migrerende elgkyr leveområder som strakte seg over 330 og 340 km². Til sammenligning benyttet den stasjonære elgkua 2639 kun et område på 11 km² gjennom året, mens oxen 2615 benyttet et område på 38 km². Denne variasjonen var som forventet basert på studier fra andre deler av landet (eks. Rolandsen mfl. 2010).



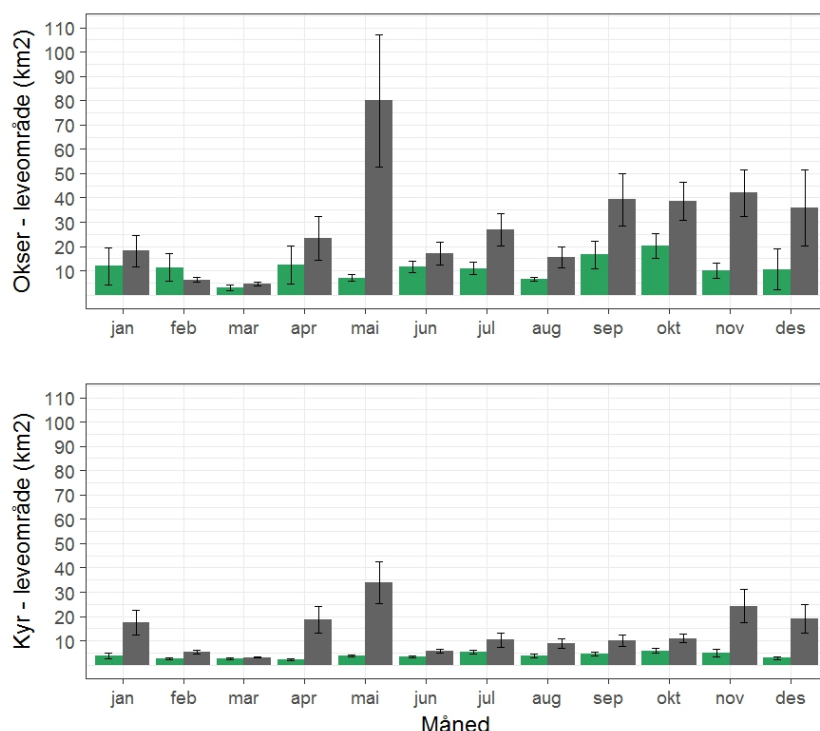
Figur 3.3.1. Årlig leveområde (100 % MCP) og posisjonsdata for radiomerket elg i studieområdet. Kun posisjoner fra elg med data fra ett eller flere hele år.



Figur 3.3.2. Størrelsen av det årlige leveområdet for stasjonære og trekkelige elgkyr og elgokser. Data fra radiomerket elg med informasjon fra ett eller flere jaktår.

Leveområdets utstrekning varierer også innenfor året (Fig. 3.3.3). Størst er leveområdene på vår og senhøst når de sesongtrekkende individene gjennomfører trekket til og fra sommerområdene. I tillegg ser vi at oksenes leveområder er større i september og oktober, i elgens brunst. I denne perioden er oksene mer enn gjennomsnittlig aktive og beveger seg over store arealer på søken etter mottakelige elgkyr (eks. Rolandsen mfl. 2010). Elgkyrne bruker til sammenligning mindre

arealer i denne perioden. Aller minst er hjemmeområdene i februar og mars, etter at høsttrekket er avsluttet og før vårtrekket er påbegynt. I denne perioden er det sannsynlig at dyp snø gjør det lite attraktivt å bevege seg over store avstander. Dette gjelder spesielt der matressursene er konsentrert innenfor et lite område, som ved fôringsstasjoner.



Figur 3.3.3. Gjenomsnittlig hjemmeområdestørrelse for trekkende og stasjonære okser (øverst) og kyr (nederst). Data fra okser og kyr med informasjon fra ett eller flere jaktår.

I studieområdet har det vært utstrakt vinterfôring av elg — delvis for å holde elgen borte fra større veger og jernbane — og slike ressurser kan påvirke arealbruken vinterstid. Dersom mattilbudet er rikelig, bør vi forvente et mindre behov for å lete opp mat i et større område. For å undersøke dette sammenlignet vi vinterhjemmeområdet til elg som var merket ved fôringsstasjon med områdene til elg som var merket i andre deler av terrenget. Vinterhjemmeområdet definerte vi som arealet (100 % MCP) som ble benyttet i februar-mars. Vi inkluderte ikke arealbruken i januar da flere sesongtrekkende elg ennå ikke var framme i vinterområdet på dette tidspunktet.

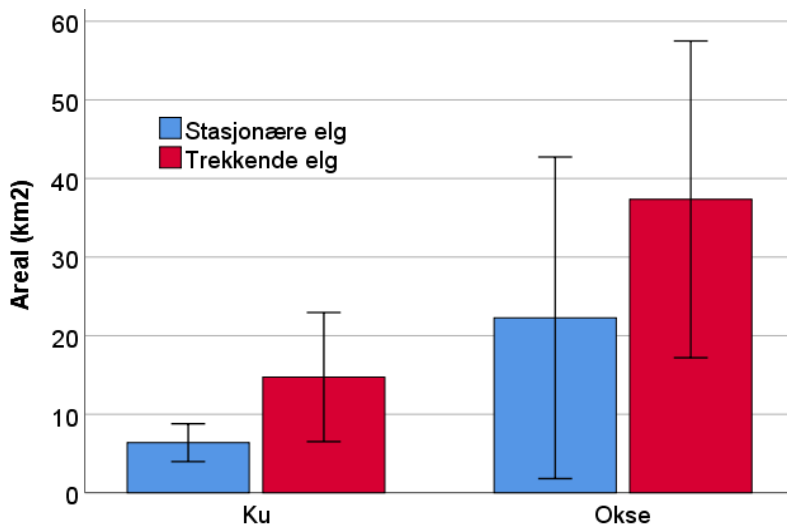
Ingenting tydet på at det var en slik forskjell hverken for okser eller kyr. Faktisk var det heller tendens til det motsatte forholdet, at elg merket ved rundball hadde større vinterleveområde (gjenomsnittlig leveområde: $4,0 \text{ km}^2 \pm 0,31 \text{ SE}$) enn de som var merket i andre deler av området ($4,9 \text{ km}^2 \pm 0,94 \text{ SE}$), men denne forskjellen var ikke statistisk signifikant.

3.3.1 Leveområdestørrelse under jakta

Fordi elgen er gjenstand for jakt, er det av spesiell interesse å studere hvordan de ulike kjønns- og aldersgruppene fordeler seg i løpet av jaktseasonen. Jaktseasonen for elg er etter hvert blitt svært lang (september-desember) og overlapper nå både med elgens brunst og trekkperioden senhøstes. Trekktidspunktet er ofte påvirket av de første snøfallene, hvilket kan skape store forskjeller i trekktidspunkt mellom år. Av den grunn velger vi å fortrinnsvis se på leveområdet slik det fortøner seg under første del av jakta, fra siste del av september og ut hele oktober

Som forventet var det oksene som hadde størst hjemmeområde i denne perioden (26 km^2), nesten dobbelt så stort som kyrne (14 km^2). I tillegg var det en signifikant effekt av vandringsmønster ($p = 0,05$), der trekkende individer hadde større hjemmemråder enn stasjonære individer (Fig. 3.3.4).

Til sammenligning var det i de 10 studiekommunene omkring 212 jaktfelt med elgjakt i studieperioden, fordelt over et jaktareal (tellende areal) på 5078 km² (www.hjorteviltregisteret.no). Dette gir et gjennomsnittlig jaktfeltareal på 24 km², hvilket er større enn et gjennomsnittlig jaktleveområde for ei ku og noe mindre enn et gjennomsnittlig jaktleveområde for en okse. Det betyr at mange jaktfelt bare unntaksvis omfavner hele jaktleveområdet til en elg, i det minste for okser, og at elgen derfor er gjenstand for jakt fra flere jaktlag. Dette er i enda større grad tilfelle i høyereliggende jaktfelt der de fleste elgene sannsynligvis er trekkindivider.



Figur 3.3.43. Gjennomsnittlig hjemmeområdestørrelse (100 % MCP) for trekkende og stasjonære okser og kyr under jaktperioden (25. september - 31. oktober). Basert på individuelle gjennomsnitt fra okser og kyr med informasjon fra 1-3 jaks sesonger.



Okse 2631 ble funnet død i oktober 2016 i Ål kommune. En knekt gevirstang samt det faktum at oxen døde midt i brunstperioden, antyder at indre skader som følge av sammenstøt med en annen okse kan ha vært dødsårsaken (Foto: Kai H. Stein).

3.4 Elgens arealbruk

Elgens arealbruk varierer gjennom døgnet og året, avhengig av hvilke ressurser som til enhver tid er viktig for elgen. De viktigste ressurser er mat og skjul, men i deler av året kan også andre ressurser være viktige. I brunsten vil oksene ofte nedprioritere mat til fordel for makesøk og parring, og i hele året må elgen tidvis krysse områder som hverken kan tilby mat eller skjul for å komme seg til mer ressursrike habitater. Elgen må dessuten ofte avveie forholdet mellom mat og skjul. Storskogen kan tilby skjul hele året, men har ikke alltid de beste matressursene å tilby. Motsatt kan innmarka tilby mat av høy kvalitet i sommerhalvåret, men skjulmulighetene er få. Et kompromiss er da at elgen benytter innmarka hovedsakelig i den mørke delen av døgnet, mens den tilbringer dagen i skogen. Vinterstid kan den også driste seg helt inn i bebyggelsen i skjul av mørket og utnytte de ressursene som finnes i villahager og bolignære skogpartier.

I dette kapittelet undersøker vi hvordan elgen benytter de ulike habitattypene i studieområdet. Med habitater mener vi elgens levesteder, som i sin tur kan kategoriseres i ulike typer. Skogen er en viktig habitattype for elgen, men den kan også benytte innmark, myr og andre åpne arealer, som for eksempel arealet over tregrensa. I tillegg kan skogen deles inn i ulike skogtyper basert på trearts sammensetning og bonitet (produktivitet), og innmarka kan deles inn i forhold til grøden som dyrkes (eks. gras, potet, korn). Å dele inn leveområdet i for mange ulike habitattyper gjør det imidlertid vanskelig å finne generelle mønstre og av den grunn velger vi her å benytte relativt få habitattyper (Tabell 3.4.1). I tabellen viser vi også de ulike habitattypenes beiteverdi og skjulverdi. Vi benyttet kun én kategori for innmark da det i studieområdet nesten utelukkende er grasproduksjon.

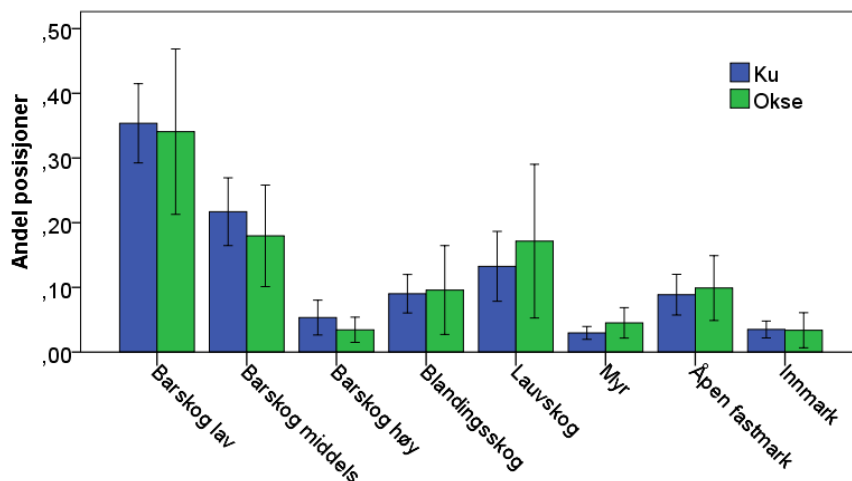
I utgangspunktet hadde vi tilgjengelig 236998 posisjoner fra de radiomerkede individene, men før analysene fjernet vi enkelte data. Først fjernet vi posisjoner som ikke havnet på de fire markslagene antydnet i tabell 3.4.1. Dette var posisjoner som havnet i kategorien bebygd areal (85, 0,04 %), samferdsel (dvs. veg og jernbane: n = 402, 0,17 %), vann (n = 368, 0,15 %) og ikke kartlagt areal (n = 225, 0,09 %). I tillegg fjernet vi data fra individer og perioder med høy loggefrekvens. Tilbake hadde vi da 149593 posisjoner som ble benyttet i analysene.

Tabell 3.4.1. Habitattyper og deres antatte beiteverdi (L = lav, M = middels, H = høy) og skjulverdi for elgen i løpet av året. Beite- og skjulverdien av ulike skogtyper vil variere med skogbestandens alder. I unge bestander kan beiteverdien være høy og skjulverdien lav. Lavbonitet skog blir sjeldent benyttet til skogbruksformål og følgelig vil det være få unge bestander i denne skogtypen.

Habitattype	Beiteverdi				Skjulverdi			
	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter
Markslag								
Skog	M	M	M	M	H	H	H	H
Myr	L	L	L	L	L	L	L	L
Åpen fastmark	L	M	M	L	L	L	L	L
Dyrkamark	M	H	H	L	L	L	L	L
Skogtype								
Barskog	M	M	M	M	H	H	H	H
Blandingsskog	M	M	M	M	H	H	H	H
Lauvskog	H	H	H	M	H	H	H	H
Skogbonitet								
Høy	M	M	M	M				
Middels	M	M	M	M				
Lav	L	L	L	L				

3.4.1 Habitatbruk gjennom året

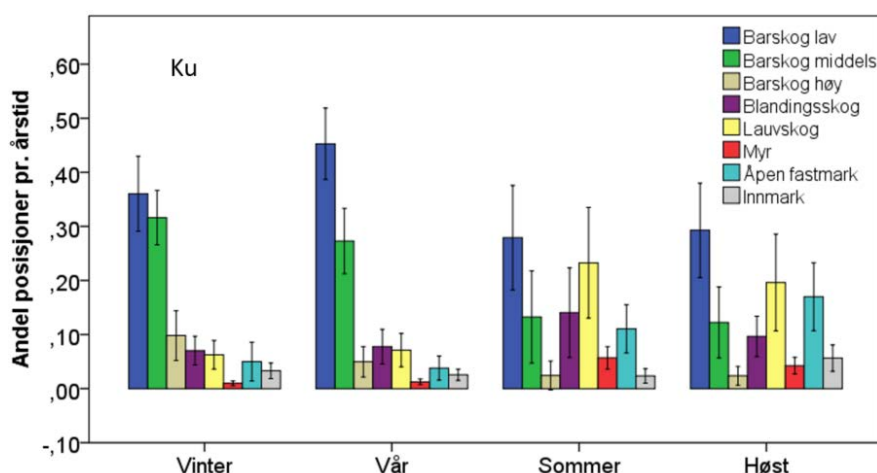
I figur 3.4.1 viser vi hvordan de merke elgene fordelte seg på ulike habitattyper i løpet av året. Som forventet oppholdt elgen seg mest i skog (85 % av tiden) og i mindre grad i åpne områder som myr (3 %), åpen fastmark (9 %), hovedsakelig over tregrensa) og på innmark (3 %). Det var også mye variasjon mellom skogtypene benyttet av elgen. Elgen benyttet mest lavbonitet barskog (35 % av tiden), mens høybonitet barskog ble lite brukt (4 %). Det er viktig å merke seg at habitatbruken ikke nødvendigvis avspeiler elgens preferanser. Den viktigste årsaken til varierende habitatbruk er at tilbudet av de ulike habitattypene varierer (se under). Dersom det er lite av en habitattype i elgens leveområde, er det vanskelig å tilbringe mye tid der.



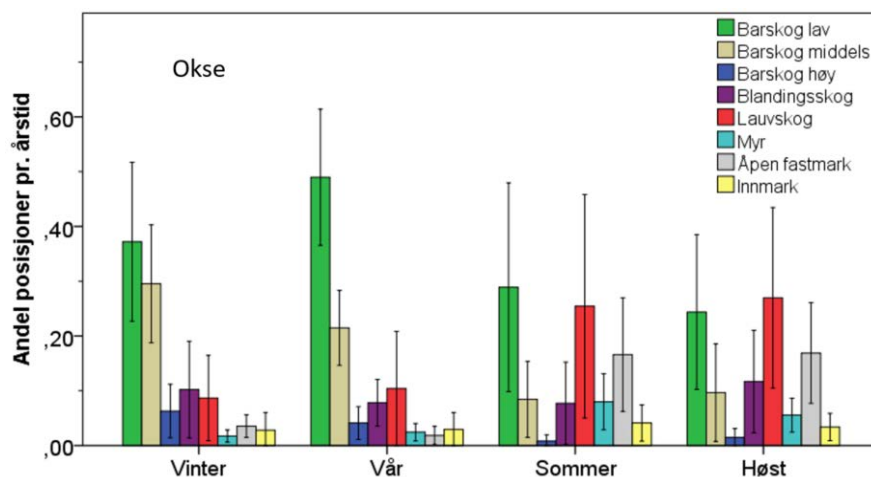
Figur 3.4.1. Gjennomsnittlig andel posisjoner i ulike habitattyper for okser og kyr i studieområdet. Variasjonen i habitatbruken er et resultat av elgens preferanser og hvor vanlig habitattypene er i elgens leveområde.

Dette er sannsynligvis også noe av årsaken til at elgen varierer habitatbruken gjennom året. Særlig gjelder dette for de trekkende individene som beveger seg fra lavereliggende vinterområder til høyereliggende sommerområder – ofte flere 10-talls km unna. Sommer- og vinterområder kan ha veldig ulik habitatsammensetning og det avspeiler seg delvis i elgens bruk.

De mest framtrepende forskjellene mellom sesonger er den høyere bruken av barskog i forhold til lauvskog og åpen fastmark på vinter og vår og det motsatte mønsteret på sommer og høst (Fig. 3.4.2). Det samme mønsteret er tilstede for både okser og kyr, og stemmer godt overens med fordelingen av de ulike habitattypene i sommer- og vinterområdene til elgen. Mest lauvskog og åpen fastmark finner vi i de høyereliggende delene av studieområdet (Fig. 2.1.1) der elgen fortrinnsvis holder seg i sommerhalvåret.



Figur 3.4.2. Gjennomsnittlig andel posisjoner i ulike habitattyper fordelt på årstid. Data fra radiomerkede elg-kyr. Årstider: Vinter (desember-mars), vår (april-mai), sommer (juni-august), høst (september-november).



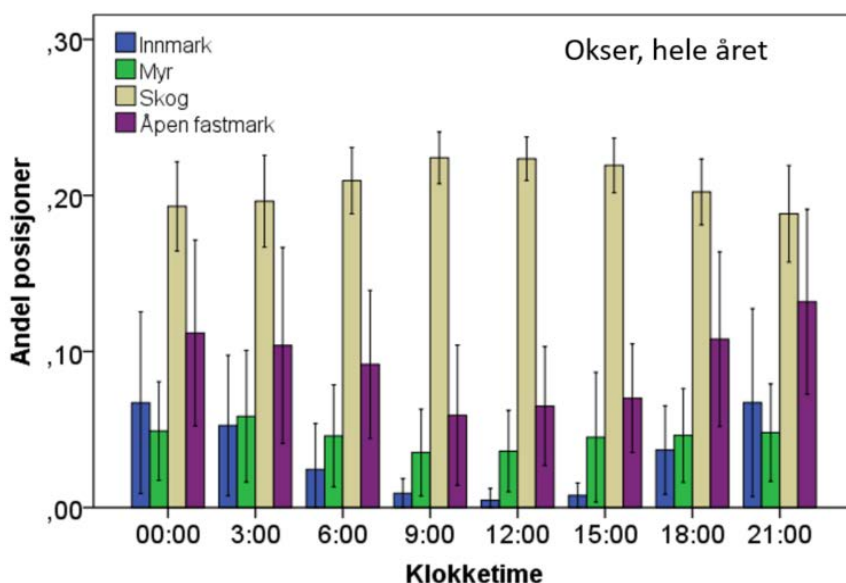
Figur 3.4.3. Gjennomsnittlig andel posisjoner i ulike habitattyper fordelt på årstid. Data fra radiomerkede okser. Årstider: Vinter (desember-mars), vår (april-mai), sommer (juni-august), høst (september-november).

3.4.2 Habitatbruk gjennom døgnet

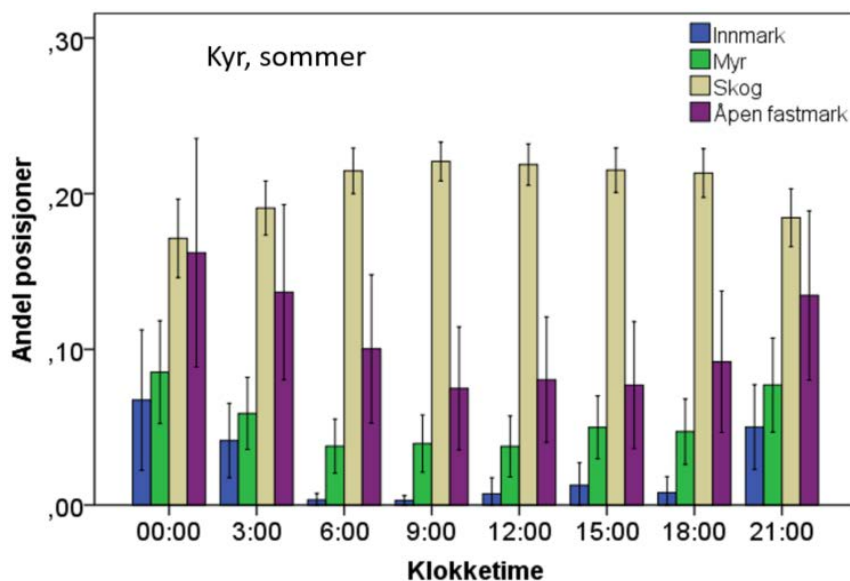
I tillegg til sesongmessige forskjeller, varierer elgens habitatbruk gjennom døgnet. Som vist i figur 3.1.1 er elgen mest aktiv i den mørkere delen av døgnet og i denne perioden er det også sannsynlig at den føler seg mindre eksponert for rovdyr (mennesker) og forstyrrelser i åpne områder. I samsvar med denne antagelsen viser tidligere studier at elgen oftere benytter innmark og andre åpne områder på morgen, kveld og natt, og i større grad holder seg i skogen på dagtid (eks. Rolandsen mfl. 2010). Det samme mønsteret ser vi i Hallingdal og Valdres.

Mest framtrædende er den store variasjonen i bruken av innmark (Fig. 3.4.4 – Fig. 3.4.6). I gjennomsnitt oppholdt elgen seg mer enn 10 ganger så ofte på innmark på natta (eks. kl. 24) som på dagen, mens forskjellen var noe mindre for andre åpne habitattyper (myr og åpen fastmark). I motsatt retning ser vi at skogen ble benyttet mer på dagen enn på kvelden og natta (merk at andelen posisjoner i skog er dividert med 4 for å unngå for store forskjeller mellom habitattyper i figurene).

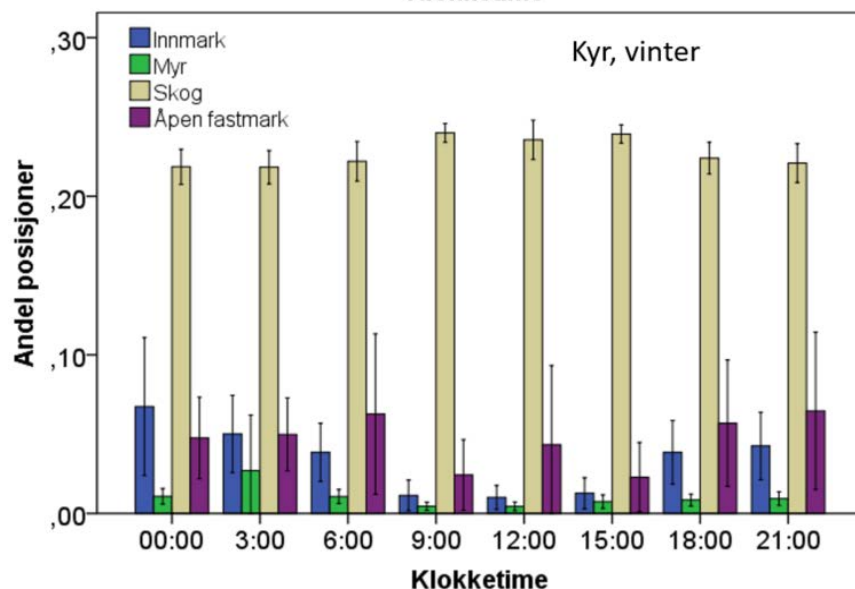
For kyrne viser vi også hvordan døgnvariasjonen varierer mellom sommer og vinter. På sommeren er det først og fremst på kvelden og natta at elgen benytter innmarka, mens den i perioden fra kl. 6 til 18 i liten grad benytter denne habitattypen. Dette endrer seg på vinteren når elgen i ly av mørke også kan bruke åpne habitattyper senere på morgenen og tidligere på kvelden. Nytteverdien av innmarka er lav når vekstsesongen er over og snøen har lagt seg, men i kantsonen mot skogen er det ofte attraktive busker og trær.



Figur 3.4.4. Gjennomsnittlig andel posisjoner fra okser fordelt på habitattype og tid på døgnet (standardtid). Data fra hele året. Andelen posisjoner i skog (alle skogtyper samlet) er dividert med 4 for å bedre kunne illustrere variasjonen.



Figur 3.4.5. Gjennomsnittlig andel posisjoner fra elgkyr fordelt på habitattype og tid på døgnet (standardtid). Data fra perioden juni-august. Andelen posisjoner i skog (alle skogtyper samlet) er dividert med 4 for å bedre kunne illustrere variasjonen.



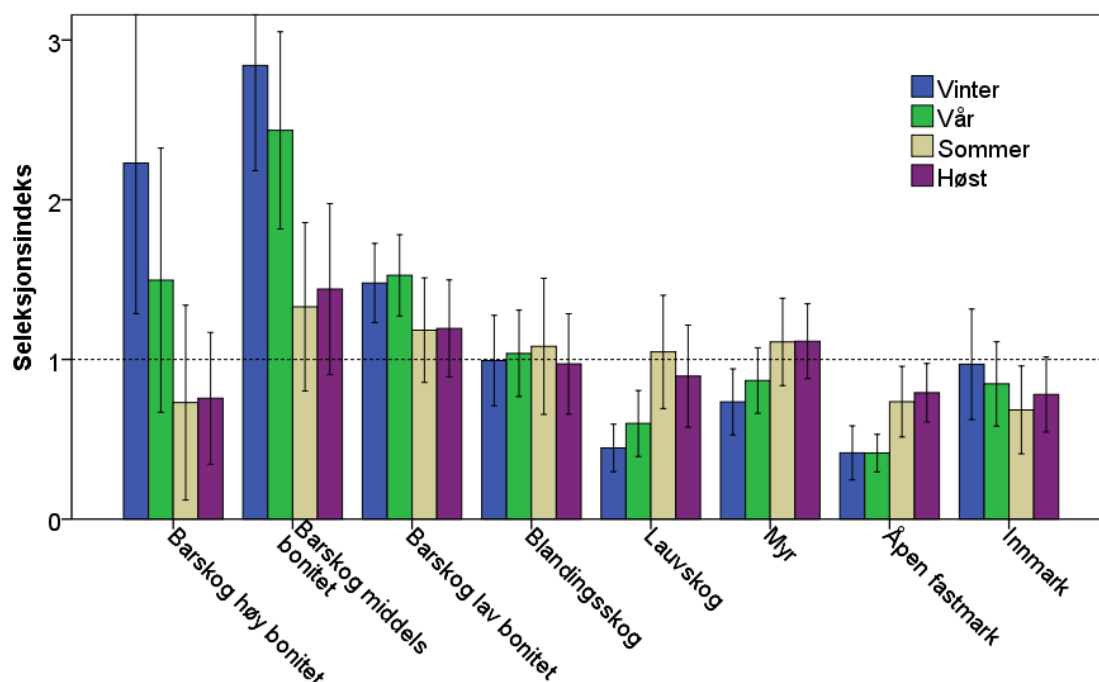
Figur 3.4.6. Gjennomsnittlig andel posisjoner fra elgkyr fordelt på habitattype og tid på døgnet (standardtid). Data fra perioden desember-mars. Andelen posisjoner i skog (alle skogtyper samlet) er dividert med 4 for å bedre kunne illustrere variasjonen.

3.4.3 Habitatseleksjon

En stor andel posisjoner i en habitattype viser at denne ofte benyttes av elgen, men det betyr ikke nødvendigvis at elgen foretrekker å bruke denne habitattypen. Før vi kan si noe om preferansen må vi også vite noe om hvor vanlige de ulike habitattypene er i elgens leveområde (dvs. habitattilbudet). Dersom elgen bruker en habitattype oftere enn tilbudet skulle tilsi, sier vi at elgen selekterer (eller foretrekker) denne habitattypen. Det motsatte er tilfelle dersom elgen bruker en habitattype sjeldnere enn tilbudet skulle tilsi. Under viser vi hvordan graden av habitatseleksjon (bruk i forhold til tilbud) varierer gjennom året i studieområdet (se Manly mfl. 2002 for metode). Tilbudet er beregnet som dekningsgraden av de ulike habitattypene innenfor elgens hjemmeområde eller i hele studieområdet til ulike årstider. Hjemmeområdet ble beregnet som 100 % MCP, mens studieområdet ble beregnet som 100 % MCP for alle dyr samlet.

Først undersøkte vi hvordan habitatsammensetningen i hjemmeområdet til de radiomerkede elgene forholdt seg til habitatsammensetningen i hele studieområdet. Denne analysen viste at elgen ikke velger hjemmeområdet sitt tilfeldig i noen del av året ($p < 0,05$). I vinterhalvåret tenderer den til å velge hjemmeområder som består av mer skog og mindre åpen fastmark, innmark og myr enn området for øvrig (dvs. studieområdet), og i tillegg ser vi at skogen i hjemmeområdene hovedsakelig består av barskog (Fig. 3.4.7). Dette stemmer overens med at elgen trekker

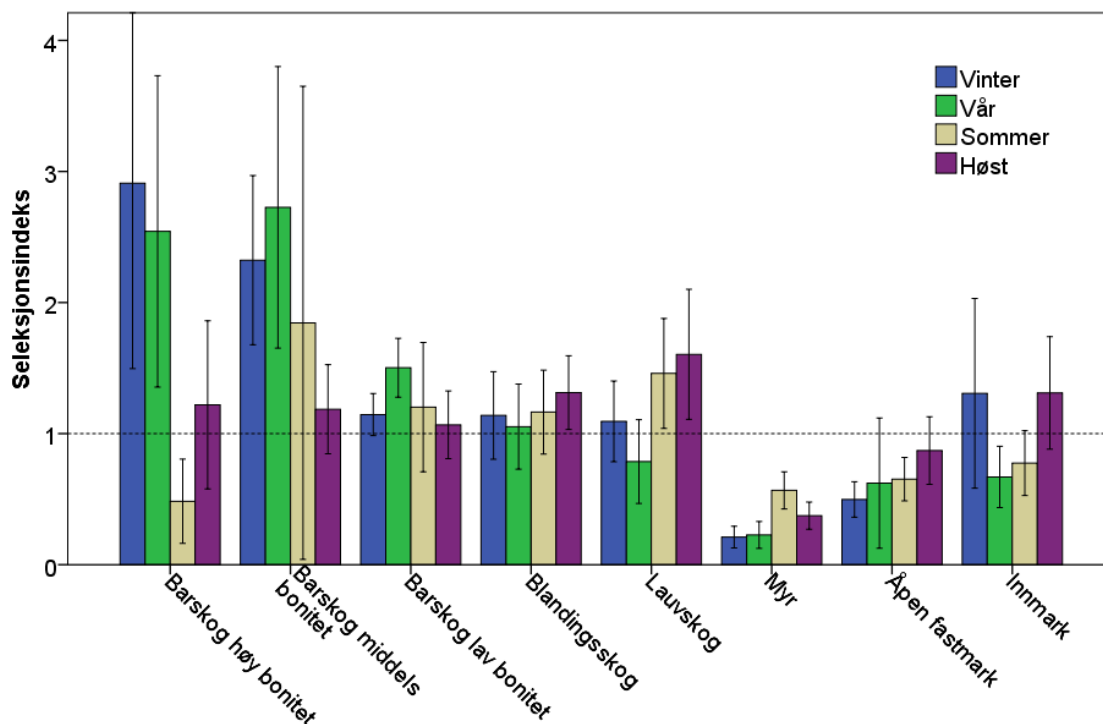
mot lavlandet vinterstid og at barskogen er mer utbredt i de lavereliggende delene av studieområdet. Motsatt velger elgen sommerhjemmeområder som har mer lauvskog og mindre barskog, i samsvar med at elgen trekker mot høyereliggende områder på sommeren og at skogen i høyden er mer dominert av lauvtrær (bjørk).



Figur 3.4.7. Gjennomsnittlig preferanse (95 % CI) for habitattyper i hjemmeområder i forhold til sammensetningen av studieområdet. En seleksjonsindeks over 1 betyr at andelen av den gjeldende habitattypen er større i elgens hjemmeområde (100 % MCP) enn i studieområdet. Årstid: Vinter (desember-mars), vår (april-mai), sommer (juni-august), høst (september-november).

I den andre analysen undersøkte vi elgens habitatvalg innenfor hjemmeområdet i ulike årstider. Denne viser at elgen stort sett foretrekker å oppholde seg i skog i alle årstider, men at den prefererte skogtypen varierer noe gjennom året. På sommer og høst har den størst forkjærlighet for lauvskogen, mens den på vinter og vår foretrekker å oppholde seg i barskog av høy og middels bonitet (Fig. 3.4.8). Begge deler var å forvente tatt i betraktning hvordan de ulike skogtypene fordeler seg i studieområdet og hvilke ressurser de har å tilby på sommer og vinter. Preferansen for barskog med høy og middels bonitet er imidlertid forbundet med mye usikkerhet da ikke alle individene hadde disse to habitattypene representert i hjemmeområdet i alle årstider.

I alle årstider er habitattypene åpen fastmark, myr og delvis innmark lite preferert. Myr og åpen fastmark har relativt lite mat å tilby en elg og følgelig er det å forvente at disse habitattypene benyttes lite i forhold til tilbudet. Dette er i mindre grad tilfelle for innmarka, som spesielt på sommer og høst har mye tilgjengelig mat. En kan derfor spørre seg hvorfor denne habitattypen ikke foretrekkes i større grad? Her er det imidlertid viktig å merke seg at habitatvalget er beregnet som bruken i forhold til tilbudet, uavhengig av tidspunkt på døgnet. Som vist i figur 3.4.4. og figur 3.4.5 benytter elgen innmarka langt oftere på nattestid enn på dagtid på sommeren, mens det motsatte er tilfelle med bruken av skogen. Det er derfor nærliggende å tro at elgen foretrekker (seleterer) å utnytte innmarka på natta i sommerhalvåret, til tross for at den gjennomsnittlige bruken gjennom døgnet antyder at innmarka velges bort (Fig. 3.4.8).



Figur 3.4.8. Gjennomsnittlig preferanse (95 % CI) for habitattyper i elgens hjemmeområde (100 % MCP). En seleksjonsindeks over 1 betyr at andelen posisjoner i den gjeldende habitattypen er større enn habitattypens andel av hjemmeområdet. Årstid: Vinter (desember-mars), vår (april-mai), sommer (juni-august), høst (september-november).

3.4.4 Bruken av fôringsplasser

Resultatene over antyder at elgens arealbruk påvirkes av ressursene som befinner seg i de ulike habitattypene. Den lave preferansen for myr og åpen fastmark kan enkelt forklares med at elgen ikke finner matressurser eller skjul i disse habitattypene, mens preferansen for skog skyldes høyt tilbud av begge ressurser. Hvorfor elgen benytter innmarka så mye på vinterstid kan imidlertid framstå som en gåte. På denne årstiden er vekstsesongen over og innmarka er for det meste dekt av snø. En mulighet er at elgen utnytter busker og trær i kantsonen mot skogen i denne årstiden, men vel så sannsynlig er at det er elgens bruk av fôringsstasjoner som ligger til grunn. Mange av fôringsstasjonene er plassert på eller rett i nærheten av innmark, og følgelig kan innmarka framstå som et attraktivt habitat for elgen også på vinteren.

For å undersøke hvorvidt dette er tilfelle, sammenlignet vi preferansen for innmark vinterstid med individenes avstand til nærmeste fôringsstasjon. Denne analysen viste at individer som oppholdt seg nærme fôringsstasjoner, og med stor sannsynlighet brukte disse, også hadde en høyere preferanse for innmark vinterstid. Spesielt tre individer (2612, 2628, 2632) utmerket seg med både høy preferanse for innmark (seleksjonsindeks 4-12) og en jevnlig bruk av områder nærme fôringsstasjon (< 50 m). Individene var også merket i tilknytning til fôringsstasjonene som alle lå på eller nærme innmark i Ål kommune. Når vi fjernet disse individene fra analysen, fant vi naturlig nok at den gjennomsnittlige preferansen for innmark ble redusert (seleksjonsindeks = 0,81, SE = 0,18), men ikke mer enn at innmarka fortsatt framsto like attraktiv på vinteren som i de andre årstidene. En medvirkende årsak til dette kan være at vi mangler oversikt over alle fôringsstasjoner, at fôringsstasjonene er angitt med unøyaktig beliggenhet (eks. Fig. 3.8.7) eller at elgen bruker andre forressurser (eks. ødelagte rundballer) i tilknytning til innmarka også andre steder enn der det ble drevet organisert fôring.

3.5 Reproduksjon og fruktbarhet

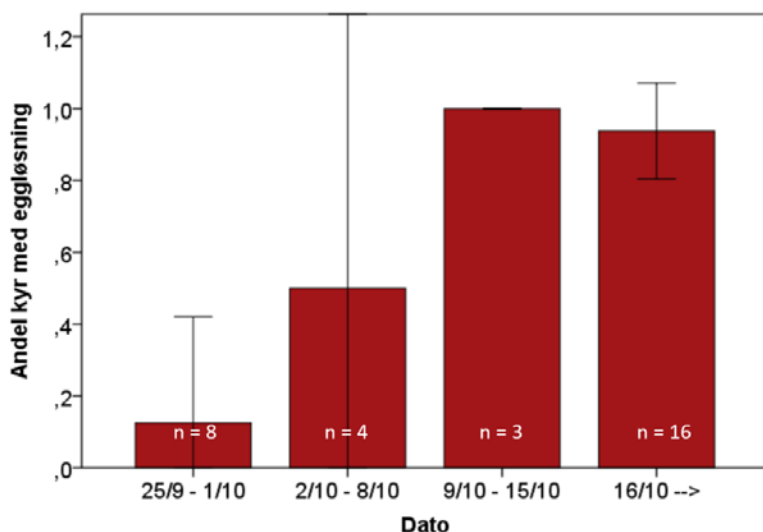
3.5.1 Reproduksjonsforhold fra eggstokkanalysene

I studieperioden samlet vi inn reproduksjonsdata fra i alt 184 elgkyr skutt under jakta, men som følge av ulike forhold benyttet vi data fra kun 118 elgkyr i analysene. Prøver fra 66 elgkyr måtte avvises fordi reproduksjonsorganet var feilkappet slik at kun en eller ingen av eggstokkene var med i prøven. Dessverre må begge eggstokkene inkluderes for å avklare kuas kalveproduksjon og egggløsningsrate. I ytterligere 48 tilfeller var begge eggstokkene med, men det var umulig å koble reproduksjonsdata til andre data (alder, vekt) for det aktuelle individet.

For de gjenværende 70 individene hadde vi slaktevekt fra 68 (92 – 206 kg) og alder fra 62 (1 – 17 år). Vi fjernet imidlertid alder for ett individ som var oppgitt til å være ett år, men der eggstokkdata antydte at kua hadde hatt kalv både siste år (brune legeme ≥ 1) og i tidligere år (hvite legeme ≥ 1). Her har det tydeligvis vært en feilkobling eller feiltolking av prøver. I tillegg endret vi dato for ei ku oppgitt skutt 15 september, til 15. oktober. Fleste elgkyr med 2 eggstokker ble samlet inn i 2014 (n = 54) og 2015 (n = 30) og færrest i 2013 (n = 16) og 2016 (n = 16).

Basert på andelen elgkyr med egggløsning i forhold til fellingstidspunkt, fant vi at brunsten i hovedsak foregikk i den siste uka av september og den første uka av oktober i studieperioden (Fig. 3.5.1). Resultatene er beheftet med noe usikkerhet som følge av få antall individer i analysen (n = 31). Vi benyttet kun individer som hadde hatt kalv i inneværende eller tidligere år, og som følgelig kunne forventes å få egggløsning den høsten de ble skutt. Etter 9. oktober var det kun ett av 19 kjønnsmodne individer som ikke hadde hatt egggløsning, noe som antyder at det meste av brunsten er over på dette tidspunktet. Resultatene stemmer godt overens med hva vi ville forvente basert på andre studier i Sør-Norge (eks. Solberg mfl. 2006).

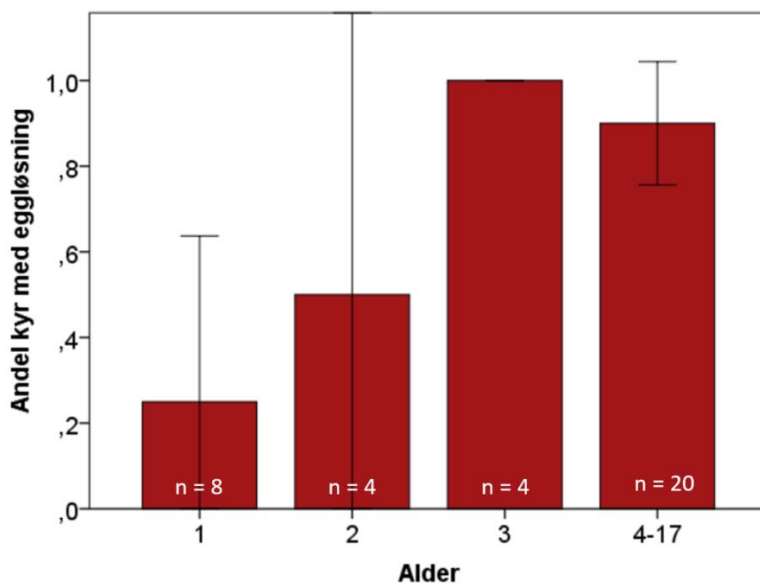
For individene skutt etter brunsten (9. oktober) økte andelen med egggløsning i forhold til alder (Fig. 3.5.2). Drøye 20 % av alle åringene hadde på det tidspunktet hatt egggløsning, hvilket betyr at de var kjønnsmodne. Estimater var imidlertid usikkert som følge av få individer i utvalget (n = 8). Dette gjaldt i enda større grad for 2-åringene, der 50 % av kun 4 individer viste spor av egggløsning. For 3 år og eldre individer hadde de aller fleste som ble skutt etter brunsten hatt egggløsning (22 av 24, 92 %).



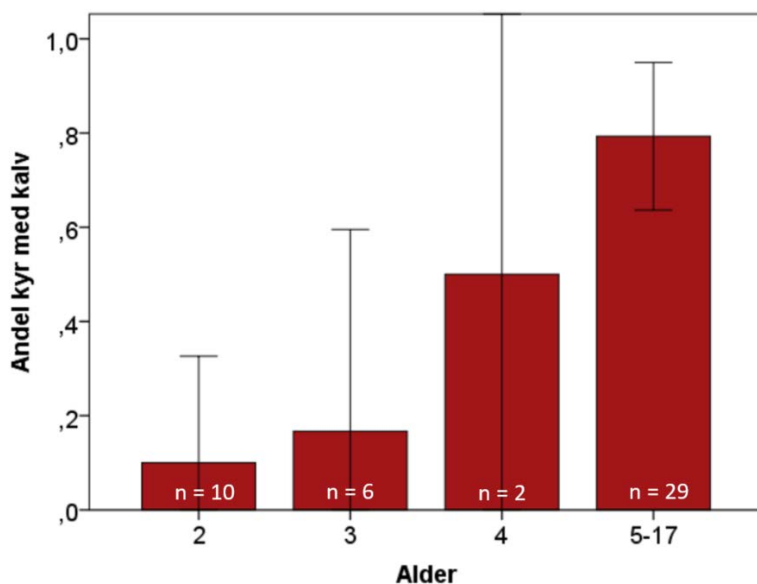
Figur 3.5.1. Andel elgkyr (95 % CI) med egggløsning fordelt på datoen de ble skutt. Data fra 31 individer som basert på eggstokkanalysene, hadde hatt kalv siste eller tidligere år og som derfor var kjønnsmodne.

Ser vi på andelen skutte elgkyr som viser spor av kalveproduksjon siste år, finner vi mye av det samme aldersspesifikke mønsteret (Fig. 3.5.3). Verdiene er imidlertid lavere. Kun 10 % (1 av 10) 2-åringene hadde hatt kalv siste år, mens snau 20 % av 3-åringene hadde det samme. Til sammenligning hadde 20 % av åringene og 50 % av 2-åringene egggløsning. Selv i den eldste aldersklassen var det kun 80 % av kyrne som hadde hatt kalv. De lavere verdiene for andelen kyr med

kalv skyldes sannsynligvis jaktseleksjon, der jegerne foretrekker å felle kyr uten kalv. Av den grunn vil det være en overhyppighet av de minst produktive individene i jaktmaterialet.



Figur 3.5.2. Andel elgkyr (95 % CI) med eggløsning fordelt på alder. Data fra 36 individer som var felt etter 9. oktober og som vi derfor forventet skulle hatt eggløsning dersom de var kjønnsmodne.



Figur 3.5.3. Andel elgkyr (95 % CI) som hadde hatt kalv eller kalver siste år i forhold til alder. Data fra 47 individer som potensielt kunne ha hatt kalv (2 år og eldre).

Fra eggstokkene kan vi også få en viss formening om tvillingproduksjonen i bestanden. Av totalt 53 individer med eggløsning var 6 (11 %) registrert med 2 egg. Kun en av disse kyrne var aldersbestemt (10 år). Tilsvarende fant vi at hele 42 % (11 av 26) av kyrne med registrert kalv/kalver, hadde spor av 2 kalver. Dette er en høy andel og mest sannsynlig et overestimat. Årsaken er sannsynligvis at en del spor av kalver født i tidligere år er tolket som kalv av året. Kyrne med tvillingkalv var alle mellom 5 og 16 år.

3.5.2 Kalveproduksjon hos merka elgkyr

Kalveproduksjonen til de merka elgkyrne ble registrert under radiomerking, ved hjelp av peileutstyr og oppsøking i felt, fra viltkamera, og basert på tilfeldige observasjoner under jakta og på andre tider av året. Totalt registrerte vi 60 kalver i følge med 23 ulike merka elgkyr i perioden 2013-2016. Kun 5 merka elgkyr ble aldri registrert med kalv. Disse kyrne ble enten aldri observert eller de hadde ikke kalv på det tidspunktet de ble observert. Vi kan derfor ikke si noe sikkert om andelen merkakyr som kalvet hvert år.

I tabell 3.5.1 viser vi maksimum antall kalv registrert pr. ku i de ulike årene. Vi har også inkludert antall kalv pr. ku i 2013 basert på kalvene som ble sett i sammen med kua under merking vinteren 2014. Tilsvarende er antall kalv pr. ku i 2014 registrert for 4 kyr som først ble merket vinteren 2015. Kun én ku hadde data fra alle fire årene (2013-2016), mens 15 hadde data fra 3 år. De aller fleste registreringene var basert på kalv observert sammen med kua under merking (type 1, Tabell 3.5.1) og under jakta (type 2), mens en noe mindre andel var basert på peiling og oppsøking av dyrene i felt i sommersesongen (type 3). Interessant nok ble 5 merkakyr med kalv også avbildet med viltkamera i studieområdet (type 4).

Det ble også registrert noen få kalver i 2017, etter at den ordinære datainnsamlingen var avsluttet (1. april). Blant de gjenværende 4 kyrne med radiosender, ble det registrert 2 av årets kalver i følge med ku 2640, og én kalv med ku 2638. I tillegg ble registrert én kalv i følge med ku 2607. Denne kua var uten radiosender, men ble gjenkjent fra øremerket. Vinteren 2018 fikk vi rapport om at ku 2019 var observert med kalv i Herad i Gol. Også denne kua ble identifisert fra øremerke.

Tabell 3.5.1. Maksimum antall kalver (kalv) registrert i følge med kua i de ulike årene i studieperioden. Kalver registrert under merking på vinteren inngår i antallet kalver året før. Antall registreringer er angitt i kolonnen reg. Type registrering (typ) er 1: sett under merking, 2: sett under jakta, 3: sett på annen tid av året, 4: registrert på viltkamera.

Regnr	2013			2014			2015			2016		
	kalv	reg	typ	kalv	reg	typ	kalv	reg	typ	kalv	reg	typ
2601	1	1	1	0	1	?						
2602	1	1	1				1	2	2			
2606	0	1	1									
2607	0	1	1	1	4	3,2	1	1	?			
2608	0	1	1	2	1	3						
2609	0	1	1	1	2	3	1	1	3			
2610	2	1	1	1	1	3	1	1	3			
2611	1	1	1	1	1	4	1	1	2	1	1	2
2612	0	1	1	1	1	2	1	2	3,2			
2614	0	1	1	2	1	3	1	1	3			
2616	0	1	1				1	2	3,4	1	1	4
2617	1	1	1	1	1	3	1	1	2			
2618	0	1	1							1	1	3
2619	0	1	1									
2620	2	1	1	1	1	3						
2621	1	1	1				1	1	2			
2623	0	1	1	0	1	?				1	1	4
2624	0	1	1	1	2	3,2	1	3	3,2			
2626	1	1	1	1	4	3,2						
2628	0	1	1	1	2	2	1	1	2			
2629	2	1	1	1	1	?	2	2	3,2			
2630	2	1	1									
2632	1	1	1	1	2	2,3	1	1	2			
2636				0	1	1	1	4	3,2	1	1	3
2637				0	1	1				1	1	3
2638				1	1	1	1	2	3,2	1	1	3
2639				0	1	1	1	1	4	1	1	3
2640							1	1	3	1	1	2
2641				0	1	1	0	1	2			
Kalv/ ku	0,65			0,81			1,0			1,0		
Kalv/ kalvku	1,36			1,14			1,05			1,0		

I løpet av studieperioden 2013-2016 var det en økning i antall kalv pr. ku, men dette skyldes sannsynligvis at registreringene i 2013 og 2014 helt eller delvis inkluderte kyr merket på vinteren — etter at flere kalver var fraskutt kua. På den annen side registrerte vi en uforholdsmessig større andel kyr med tvillingkalver i starten av studieperioden, mens tvillingkalver nesten var fraværende i de to siste årene (Tabell 3.5.1). Tatt i betraktning at gjennomsnittsalderen på de radiomerkede kyrne økte mot slutten av studieperioden, og at sannsynligheten for å produsere tvillinger øker med kyrnes alder, var dette motsatt av hva vi hadde forventet. En mulig forklaring kan være at flere tvillingkalver forblir uoppdaget når dyrene kun observeres fra bakkenivå.

For studieperioden sett under ett ble det registrert 1,13 kalv pr kalvku. Dersom vi utelukkende inkluderte kyr observert før eller under jakta, var antallet 1,08 kalv pr. kalvku. Dette er relativt lave verdier, men de stemmer rimelig godt overens med resultatene som framkommer fra eggstokkanalysene (se over) og fra sett elg-materialet (Meland og Roer 2016).



Elgkyr i studieområdet produserer hovedsakelig én kalv. Her ser vi A) ku 2639 med kalv ved saltstein (21.07.2015) i Nes kommune (Foto: Viltkamera, Arne Grøtt), B) ku 2611 med kalv ved saltstein i Ål kommune i august 2014 (Foto: Viltkamera, John Bjella), ku 2616 med kalv (til venstre) ved saltstein i Gol kommune i juni 2016 (Foto: Viltkamera, Odd Willy Møllevoid Hammerstad), og ku 2632 med kalv i Vestre-Slidle i 2014 (Foto: Svein Erik Ski).

3.6 Dødelighet

Av i alt 40 radiomerkede elg, døde 10 individer i løpet av studieperioden (1. februar 2014 - 30. april 2017, Tabell 3.6.1). Av disse var det 6 kyr og 4 okser. Elgene døde som følge av trafikkulykker på jernbane (1) og veg (2), og som følge av jakt (4). I tillegg døde 2 elgkyr i kalvingsperioden, sannsynligvis på grunn av komplikasjoner under kalving. I forkant av hver jaktperiode ble jegerne oppfordret til å ikke felle merkedyr, og dette ble jevnt over respektert. Den oppgitte grunnen til at noen av dyrene likevel ble skutt var at halsbåndet ikke var synlig i den gjeldende jakt-situasjonen.

Innsamlingen av posisjonsdata ble avsluttet i april 2017 og følgelig var det ikke lenger ønskelig å skjerme de gjenværende merkadyrene for jakt. Jaktlagene i områdene med merkaelg ble derfor oppfordret til å felle de de gjenværende 10 elgene med radiosendere. I jaktseasonen 2017 ble tre okser (2622, 2615, 2625) og tre kyr felt (2637, 2638, 2640). I tillegg ble ku 2624 skutt i 2017 (droppet sender i april 2016). Vi håper at så mange som mulig av de gjenværende elgene med radiosender (4) blir skutt i 2018 da det ikke er ønskelig å ha merkedyr i området etter at prosjektet er avsluttet.

Tabell 3.6.1. Merkede individer registrert døde i perioden februar 2014 - desember 2017.

Individ-nummer	Kjønn	Merke-kom-mune	Merke-år	Dødstids-punkt	Sted	Dødsårsak
2630	Ku	Ål	2014	2-3/6 2014	Ål	Komplikasjoner under kalving?
2608	Ku	Nes	2014	4/2 2015	Nes	Påkjørt på jernbanen
2601	Ku	Hol	2014	3/6 2015		Komplikasjoner under kalving?
2635	Okse	Gol	2015	13/10 2015	Hemsedal	Skutt under jakt
2602	Ku	Gol	2014	11-12/11 2015	Nord-Aurdal	Skutt under jakt
2641	Ku	Gol	2015	19/12 2015	Gol	Påkjørt og siden avlivet
2603	Okse	Gol	2014	15/10 2016	Gol	Skutt under jakt
2631	Okse	Ål	2014	21/10 2016	Ål	Funnet (død 1-2 uker), knekt gevir, brunstkamp?
2634	Okse	Ål	2014	15/10 2016	Hol	Skutt under jakt
2618	Ku	Ål	2014	23/12 2016	Ål	Påkjørt på Rv 7
2622	Okse	Nes	2014	29/9 2017	Sør-Aurdal	Skutt under jakt
2615	Okse	Sør-Aurdal	2014	15/10 2017	Sør-Aurdal	Skutt under jakt
2625	Okse	Gol	2014	2017	V-Slidre	Skutt under jakt
2637	Ku	Nes	2015	23/10 2017	V-Slidre	Skutt under jakt
2640	Ku	Gol	2015	18/11 2017	Hemsedal	Skutt under jakt m 2 oksekalver
2638	Ku	Gol	2015	25/11 2017	Gol	Skutt under jakt, uten kalv

Med bakgrunn i de døde merkadyrene er det å anta at dødeligheten utenom jakt er relativt lav i studieområdet. I dødelighetsanalysene benyttet vi kun de 9 individene som hadde funksjonelle sendere da de døde (ku 2618 droppet senderen i april 2016). Av disse døde 5 av 40 (12,5 %) av andre årsaker enn jakt (4 kyr og 1 okse). Kontrollerer vi samtidig for antallet dyr som var i live i starten av hver måned, tilsier dette en årlig naturlig dødelighetsrate på 6,1 %. Dødelighetsraten framsto som høyere for kyr (7,5 %) enn for okser (3,5 %), men forskjellen var ikke

statistisk sikker ($p > 0,10$). Det relativt lave antallet merkadyr og få døde individer gjør det umulig å teste for forskjeller i dødelighet mellom år, kommuner og årstider.

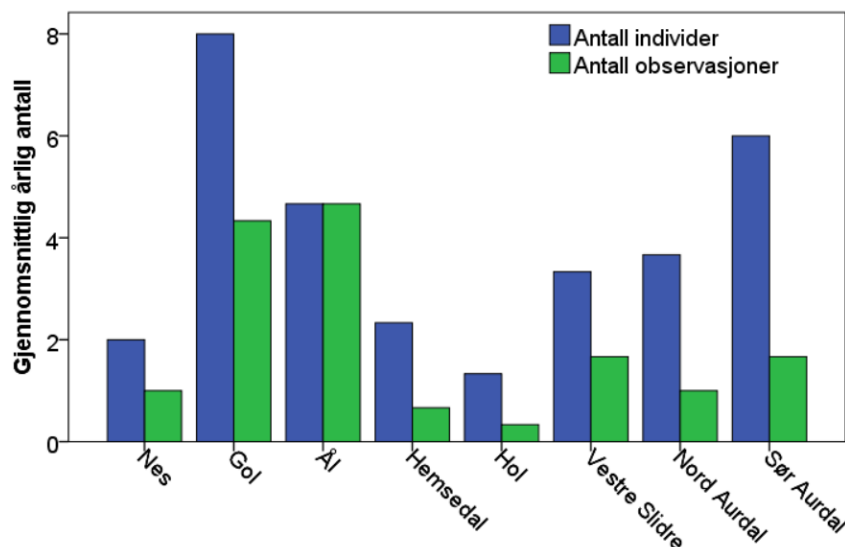
Vi beregnet også en minimum årlig dødelighetsrate basert på antallet fallvilt av elg i de 10 studiekommunene i 5 års-perioden 2012-2016. I denne perioden var det grovt anslått 4500 elg i studieområdet (estimert fra sett elg- og fellingsdata, samt naturlig dødelighetsrater fra merkadyr, se Rolandsen mfl. 2010 for metode), mens det ble registrert i gjennomsnitt 78 fallvilt av elg pr. år (hvorav 53 drept i trafikken). Det betyr at omkring 1,7 % av vinterbestanden ble registrert døde hvert år. Dette er lavere enn dødelighetsraten beregnet fra merkadyr (6,1 %), noe som kan skyldes flere forhold. For det første er det en viss mulighet for at bestanden er noe overestimert (heller enn det motsatte). Dersom den faktiske bestanden er nærmere 4000 individer, vil den estimerte dødelighetsraten være omkring 2 %. Derne er det lite sannsynlig at alle elg som dør blir funnet og rapportert som fallvilt. Det gjelder særlig elg som dør langt fra folk og i utilgjengelig terreng. Det faktum at de merka individene hovedsakelig befant seg i Hallingdal på vinteren — der sannsynligheten for å bli påkjørt i trafikken er høyere (se under) — kan også spille inn. Til slutt er det viktig å merke seg at dødelighetsestimatet fra merkadyr er basert på svært få individer (5 av 40). Det betyr at tilfeldighetene kan ha stor innvirkning på estimatet. Av den grunn kan den faktiske dødelighetsraten i bestanden være både vesentlig lavere og høyere enn 6,1 %.



Okse 2622 (halsbåndnr. 989) etter at den var skutt høsten 2017. Dyret veide 267 kg som slakt og hadde 11 takker. Oksen ble klassifisert som åringsdyr basert på tannslitasje da den ble merket vinteren 2014, mens tannanalyser antyder at den var 6,5 år da den døde. Den må derfor ha vært 2,5 år da den ble merket (Foto: Ingrid Øyhus).

3.7 Sett merkaelg under jakta

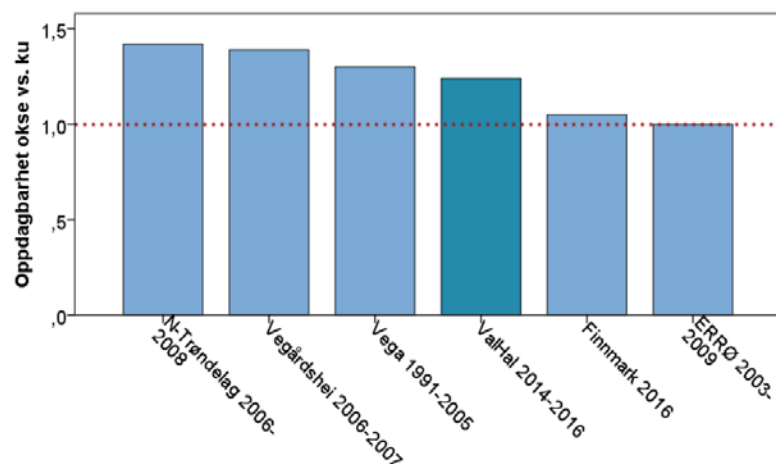
Fra jakta i 2014, 2015 og 2016 ble det rapportert 43 observasjoner av elg merket med radiosender samt tre kyr merket med kun øremerke (Fig. 3.7.1). Tre radiomerkede okser og ei ku ble også rapportert skutt. Det samme gjaldt kalven til to av merkakyrne. Flere av observasjonene var av samme dyr, men med bakgrunn i observerte halsbåndnummer eller øremerkenummer, var det minst 18 ulike individer.



Figur. 3.7.1. Antall merkedyr tilstede (blå) og antall observasjoner av merkedyr (grønn) under jakta i ulike studiekommunene i perioden 2014-2016.

Flest merkaelg ble rapportert sett i Ål kommune (14), etterfulgt av Gol (13), Sør-Aurdal (5), Vestre Slidre (5) og Nord-Aurdal (3). Det ble også registrert et fåtall observasjoner av merkedyr i Hemsedal (2) og Hol (1). Fordelingen stemmer rimelig godt overens med hvor det befant seg flest merka individer under jakta (Fig. 3.2.14). Størst avvik var det i Ål (like mange observasjoner som antall merkaelg) og Nord- og Sør-Aurdal (antall observasjoner var 27 % av antallet merkaelg under jakta).

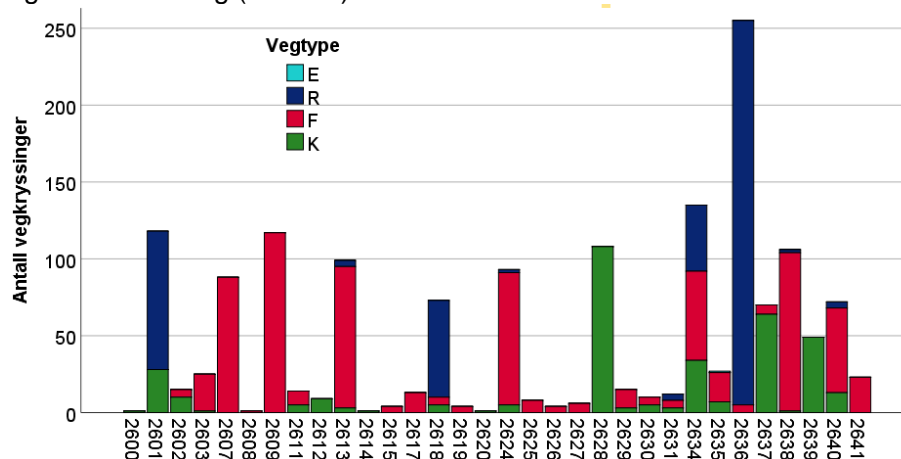
Av de radiomerka elgene ble det observert flere kyr (25) enn okser (18), men det var hovedsakelig fordi det i gjennomsnitt over år var flere merka kyr (16,7) enn merka okser (9,7) i studieområdet under jakta. Når vi sammenlignet antallet observasjoner med antallet merka individer som befant seg i studieområdet, fant vi at oksene ble sett med 24 % større sannsynlighet enn kyr (Fig. 3.7.2). Det var noe variasjon mellom år, men denne var ikke statistisk sikker ($p > 0,10$). Resultatene er i samsvar med erfaringene vi har fra andre merkeprosjekt i Norge, som nesten alle viser at oksene er lettere å oppdage enn kyr under jakta (Fig. 3.7.2).



Figur. 3.7.2. Sannsynligheten for å se en gitt okse i forhold til ku under jakta i ulike deler av landet. Data fra diverse radiomerkestudier i regi av NINA og samarbeidspartnere. Data fra Vegårshei er hentet fra Roer og Gangsei (2008). Estimater for Valdres og Hallingdal (ValHal 2014-2016) er uthøvet i kraftigere farge.

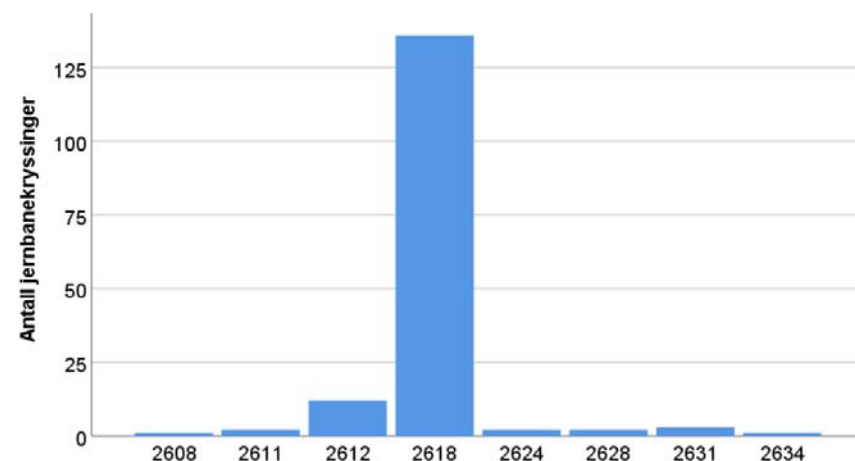
3.8 Elg og trafikk

Et element i merkeprosjektet var å studere elgens atferd i forhold til veg og jernbane, og av den grunn ble mange av dyrene merket relativt sentralt i Hallingdalkommunene (vedlegg 4). De aller fleste elgene ($n = 32$) krysset da også en eller flere offentlige veger i løpet av studieperioden (Fig. 3.8.1), men kun et fåtall oppholdt seg jevnlig nærme de største kommunikasjonsårene i dalbunnen (Rv7 og jernbanen). Totalt registrerte vi 1576 kryssinger av veg og 159 kryssinger av jernbanen. Oftest var det en fylkesveg som ble krysset ($n = 757$), etterfulgt av riksveg ($n = 462$) og kommunal veg ($n = 356$).



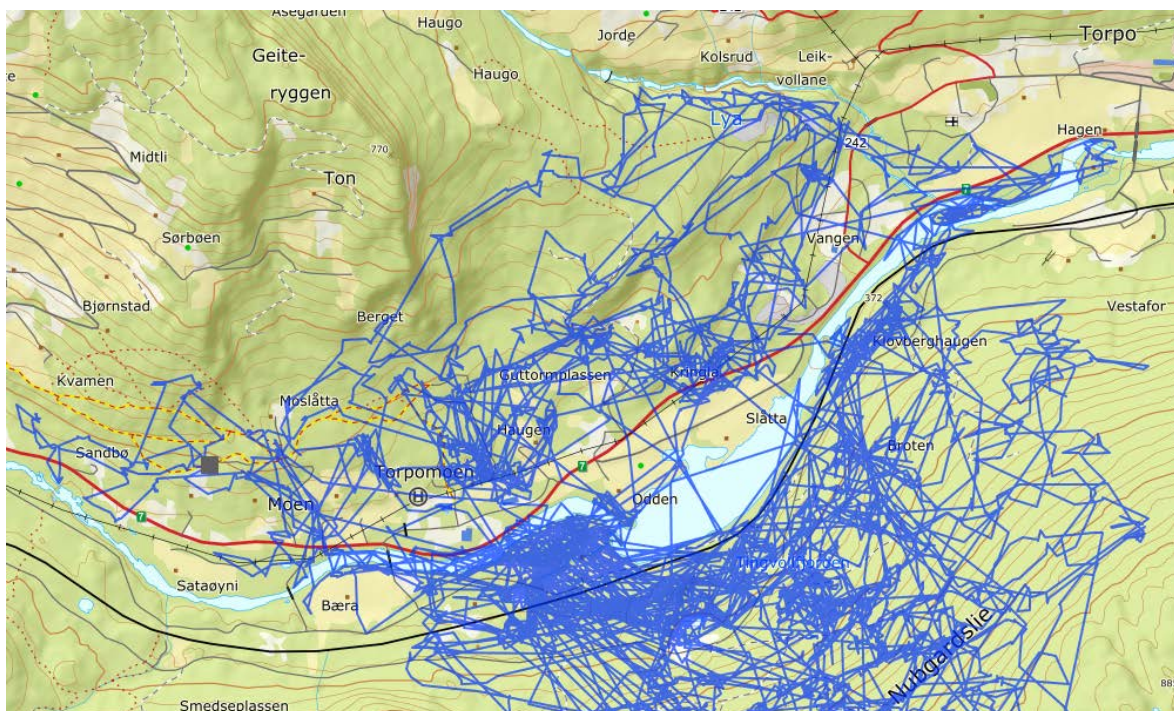
Figur. 3.8.1. Antall kryssinger av veg i studieperioden fordelt på individnummer.

Mest utsatt for trafikkpåkørsel var 13 dyr som i hovedsak oppholdt seg i Gol og Ål vinterstid (Fig. 3.8.1 og Fig. 3.8.2). Dette var dyr som ofte krysset fylkesveger, riksveger og/eller jernbanen (> 50 kryssinger) og slik sett utsatte seg selv for risiko oftere enn andre merka individer. Av disse døde kun ku 2618 i møte med bil i løpet av studieperioden. Kua hadde både Rv7 og jernbanen som en integrert del av leveområdet og krysset offentlig veg (hovedsakelig Rv7) og jernbanen minst 73 og 136 ganger i løpet av de to årene hun gikk med sender (Fig. 3.8.3). Til slutt måtte hun bøte med livet da hun ble påkjørt på Rv7 nesten 3 år etter at hun ble merket.



Figur. 3.8.2. Antall kryssinger av jernbane i studieperioden fordelt på individnummer

Også ku 2608 (Nes/Gol) døde i trafikken (på jernbanen), men var i utgangspunktet ingen våghals. I løpet av det året vi fulgte henne krysset hun jernbanen én gang og Fylkesveg 213 to ganger før hun forulykket i sin andre kryssing av jernbanen. Likeledes døde ku 2641 (Gol) i møte med bil etter kun et 20-talls kryssinger av Fylkesveg 224 og Fylkesveg 221 i de 9 månedene hun gikk med sender. Selv om datamaterialet er lite, antyder dette at det ikke kun er individene med mange veg- eller jernbanekryssinger som er utsatt for ulykker.



Figur 3.8.3. Et utvalg av strekningene ku 2618 beveget seg i de to årene hun gikk med sender. Kua hadde tilhold i Ål kommune, nord og sør for Riksveg 7, elva og jernbanen. I løpet av studieperioden krysset hun veg 73 ganger og jernbanen 136 ganger. Hun ble til slutt påkjørt og drept på Rv7 i desember 2016, drøye 8 måneder etter at senderen var tatt av.

3.8.1 Hvor ofte krysser elgen veg og jernbane?

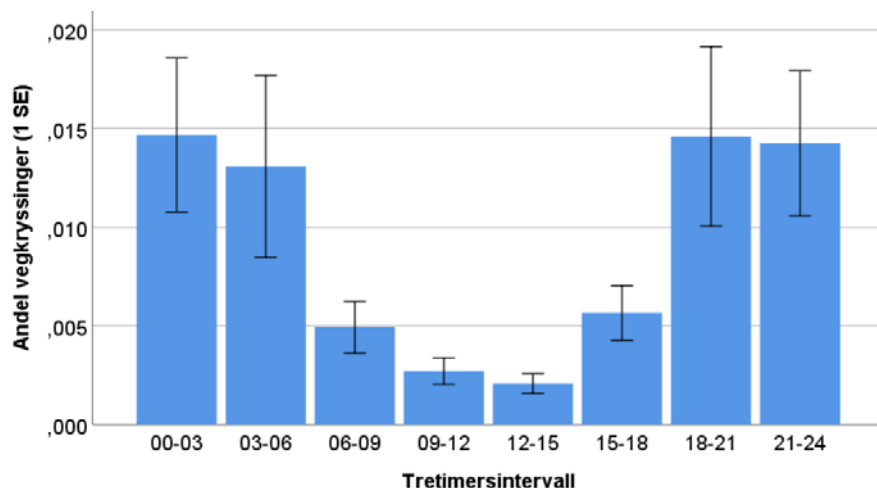
For materialet sett under ett fant vi at ei elgku (utenom satellittkyr) krysset en offentlig veg (kommune-, fylke-, riks- eller europaveg) i 1,7 % (varierende fra 0 til 10 % mellom individ) av steglengdene hun beveger seg (steglengde = strekning fra en posisjon til neste), mens en okse krysset veg i 2,4 % av steglengdene (varierende fra 0 til 9 %). Andelen av steglengdene som krysset jernbanen var vesentlig lavere (0,1 % for kyr, 0,02 % for okser). Forskjellene mellom kjønn var ikke statistisk sikre ($p > 0,10$) for hverken veg eller jernbane, og sannsynligvis er tendensen mest et utslag av ulike sendertyper på okser og kyr. En okse kan bevege seg over lengre avstander mellom hver posisjon (hver 13. time) og vil med større sannsynlighet ha krysset en veg eller jernbane på denne strekningen. På grunn av det lange tidsintervallet mellom posisjoner, kan oksene også ha gjennomført vegkryssinger som ikke er registrert.

For elgkyrne er det sannsynligvis langt færre vegkryssinger som ikke er registrert. Det betyr at ei gjennomsnittsku i studieområdet må bevege seg omkring 111 steglengder (med tre timers intervall), eller over nesten 14 dager (111 steglengder/8 steglengder pr. dag = 13,9 dager) før hun krysser en veg – gitt at utvalget av merkekyr er representativt for bestanden. I løpet av ett år tilsier det drøye 26 vegkryssinger pr. ku. Om vi antar at det befinner seg ca. 4500 elg (ca. 1 elg pr. km² skog og myr) i de 10 studiekommunene vinterstid (se kap. 3.6), og at oksene oppfører seg som kyrne, vil elgen krysse en offentlig veg ca. 320 ganger pr. dag eller 117 000 ganger i året. Til sammenligning ble det i studieområdet drept omkring 37 elg på veg pr. år i perioden 2012-2016. Det betyr at en elg blir drept i møte med bil i kun 0,03 % av vegkryssingene. Dette stemmer godt overens med en tilsvarende analyse fra Nord-Trøndelag der vi fant at 0,02 % av alle elgens vegkryssinger endte med en ulykke der elgen døde (Rolandsen mfl. 2010). Fordi vi har mange elg i Norge og elgen i gjennomsnitt krysser veger relativt ofte, blir det likevel påkjørt et anseelig antall hvert år.

3.8.2 Kryssingsfrekvens gjennom døgnet og året

Noe av grunnen til at elgen ikke påkjøres oftere, til tross for det store antallet vegkryssinger (og jernbanekryssinger), er sannsynligvis fordi elgen ikke krysser vegen tilfeldig i løpet av døgnet og

året. Som vist i figur 3.1.1 er elgen mest aktiv på kvelden, natta og morgenen, og det samme gjelder med hensyn til når elgen oftest krysser vegen (Fig. 3.8.4). Størst kryssingsfrekvens er det på kveldstid og natt og lavest på morgen, formiddag og ettermiddag. Et tilsvarende mønster var tilstede for når elgen krysset jernbanen. I Norge er trafikkintensiteten på vegnettet høyest på morgen, dagtid og tidlig kveld (e.g. Huseby 2013), og følgelig er det lav sannsynlighet for at en gjennomsnittlig trafikant skal påkjøre en elg. Sannsynligheten er langt høyere for dem som velger å kjøre bil på kveld og nattetid når elgen i større grad velger å krysse vegen.



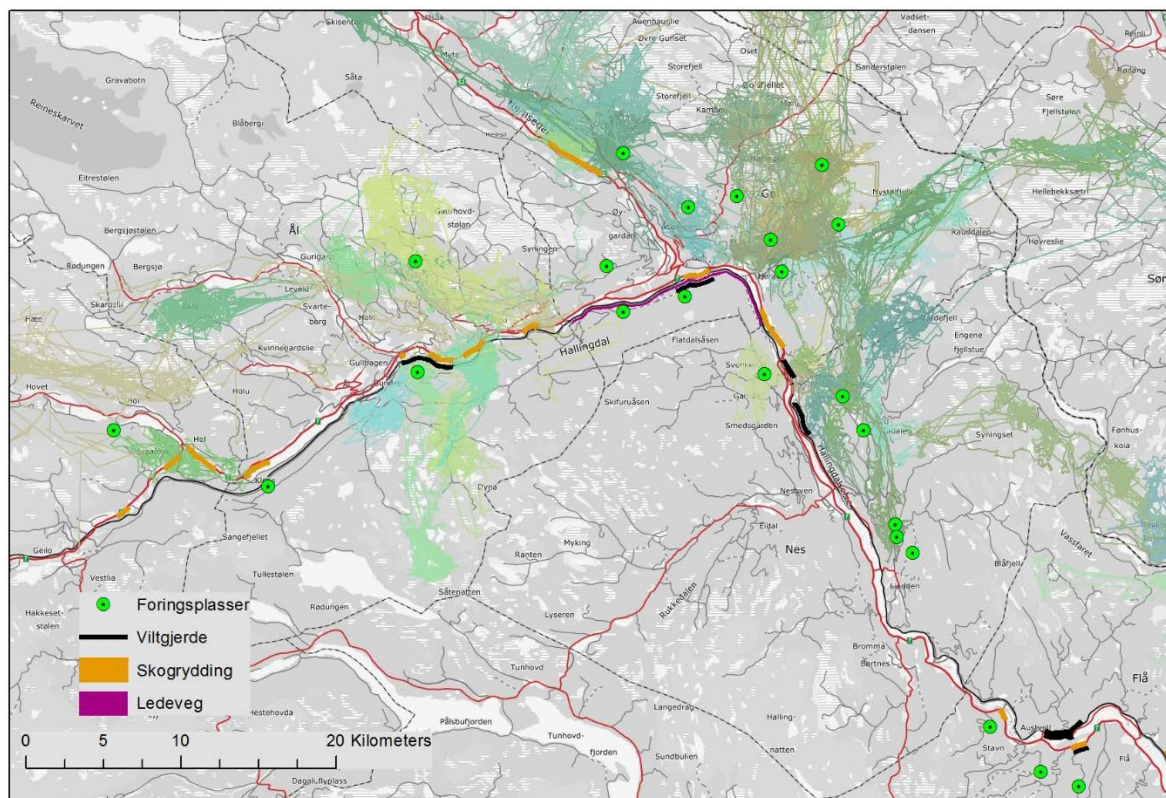
Figur. 3.8.4. Andel kryssinger av veg fordelt på tidesintervall i døgnet. Data kun fra elgkyr med GPS/GSM-sendere.

Det var også tendenser til variasjon i antallet veg- og jernbanekryssinger gjennom året. Både på veg og jernbane var det lavest andel kryssinger på sommeren, men på grunn av stor variasjon mellom individer var denne forskjellen ikke statistisk sikker ($p > 0,10$). På den annen side fant vi at stasjonære elgkyr var langt mer tilbøyelig til å krysse veg (2,4 % av steglengdene) og jernbanen (0,3 % av steglengdene) i løpet av året enn sesongtrekkende individer (0,5 % på veg og 0,05 % på jernbane). Dette skyldes sannsynligvis mest at trekkende elgkyr befinner seg høyere i terrenget i sommerhalvåret, i områder med få veger og ingen jernbane. Vi fant ingen tilsvarende forskjell mellom stasjonære og trekkende okser ($p > 0,10$).

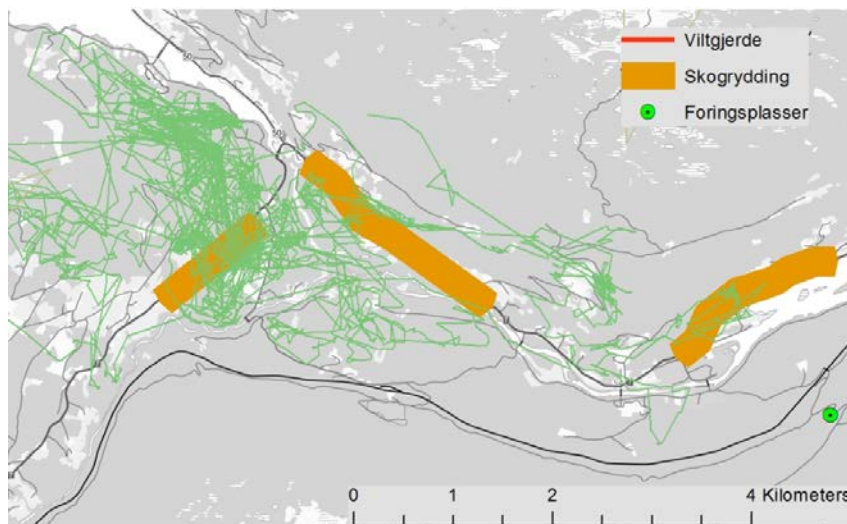
3.8.3 Atferd i forhold til vilttiltak

En rekke viltulykkesreducerende tiltak er iverksatt i Hallingdal, hovedsakelig i tilknytning til Riksveg 7 og jernbanen langs Hallingdalselva (Fig. 2.8.1). I dette området hadde vi få merka individer og følgelig har vi lite data tilgjengelig for å se på elgens atferd i forhold til tiltakene. De mest aktuelle individene er ku 2601 som oppholdt seg rundt Riksveg 7 i Hol og Ål, ku 2618 som oppholdt seg rundt Riksveg 7 og jernbanen i Ål, okse 2634 som vinterstid oppholdt seg rundt Riksveg 7 og jernbanen i Ål og Gol og ku 2636 som oppholdt seg rundt Riksveg 52 i Gol (Fig. 3.8.5, vedlegg 5). Disse individene hadde flere av tiltakene innenfor leveområdet og krysset jevnlig riksvegene (Fig. 3.8.1) og jernbanen (hovedsakelig 2618, Fig. 3.8.2). Også en rekke andre individer oppholdt seg regelmessige i nærheten av veger og jernbanestrekninger med vilttiltak, men krysset bare unntaksvis disse strekningene. Dette kan selvfølgelig skyldes tiltakene eller at elgen av andre grunner fant det formålstjenlig å ikke inkludere disse strekningene i hjemmeområdet.

For de fire mest aktuelle individene var det vanskelig å se noen direkte effekter av tiltakene i dyrenes atferd. Den mest opplagte responsen ville være om elgen valgte å krysse veg eller jernbane før tiltaket ble iverksatt, men ikke etter. Dessverre hadde vi ingen merkaelg som befant seg i områder der tiltaket ble etablert i løpet av perioden dyret gikk med sender. Vi hadde imidlertid flere eksempler på at tiltaket ble etablert før perioden dyret gikk med sender. Dette gjelder blant annet i østlige deler av Hol, der det var vegetasjonsryddet langs tre strekninger av Riksveg 7 i leveområdet til ku 2601 (Fig. 3.8.6), og i Gol, der en lengre strekning av Riksveg 52 ble vegetasjonsryddet i leveområdet til ku 2636 (Fig. 3.8.7). I begge tilfellene synes de vegetasjonsrydda strekningene å ha liten demper på elgens vilje til å krysse.

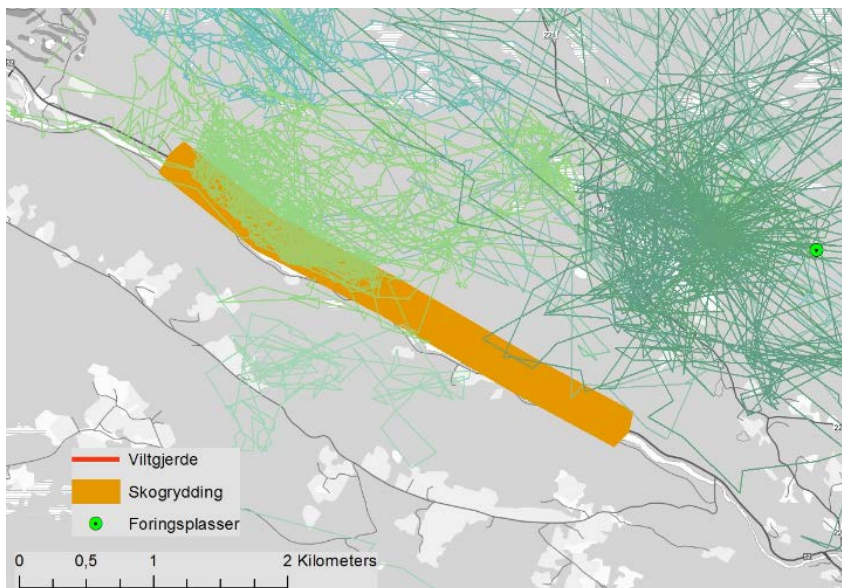


Figur. 3.8.5. Fordeling av merkadyr (sporløyper i ulike farger) og ulykkesdempende tiltak i Hallingdal. I forkant av studieperioden ble det i tillegg vegetasjonsryddet langs hele jernbanen i området. Mange av tiltakene var etablert i områder uten merkaelg, eller de ble først etablert etter at de merka elgene var døde eller hadde mistet senderen.



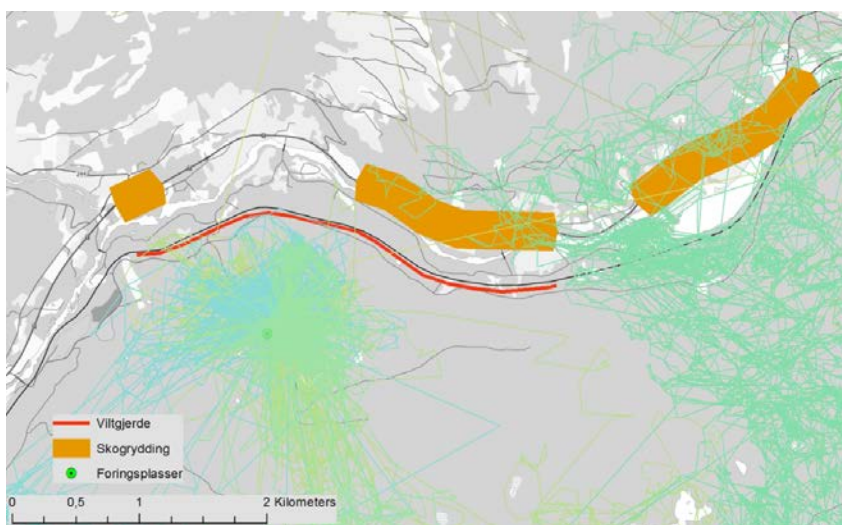
Figur. 3.8.6. Bevegelsesmønsteret til ku 2601 i tilknytning til tre vegetasjonsrydda strekninger av Riksveg 7 i Hol.

Også okse 2634 og ku 2618 (Fig. 3.8.8) krysset jevnlig Riksveg 7 på strekninger som var vegetasjonsrydda og dette kan ha vært medvirkende til at de ikke ble påkjørt. Ku 2618 ble likevel påkjørt til slutt, men det var på en del av Riksveg 7 som ikke var vegetasjonsrydda (K. H. Stein pers., med.).



Figur. 3.8.7. Bevegelsesmønsteret til ku 2636 (lys grønn) i tilknytning til en vegetasjonsrydda strekning av Riksveg 52 i Gol. Legg merke til hvordan aktiviteten til ku 2638 konsentreres rundt et punkt 500 m vest for føringssstasjonen. Vi antar dette skyldes at posisjonen til føringssstasjonen er upresis.

I to tilfeller hadde vi radiomerket elg som oppholdt seg tett på jernbanestrekninger med viltgjerde. I hjemmeområdet til ku 2612 ble det etablert et viltgjerde (2 m høyt, ikke elektrisk) langs en lengre strekning av jernbanen i august-september 2016 (i Ål). Kua krysset gjentatte ganger jernbanen i det aktuelle området inntil hun droppet senderen i mars 2016 (Fig. 3.8.8). Dette var altså før viltgjerdet ble etablert og det er derfor uklart hvordan hun siden forholdt seg til gjerdet.

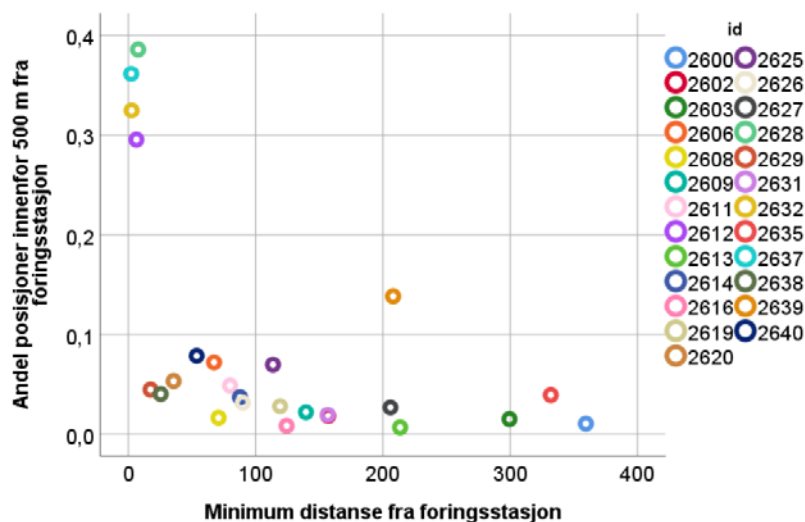


Figur. 3.8.8. Bevegelsesmønsteret til ku 2612 (turkis, til venstre) ved jernbanen der det senere ble etablert elektrisk viltgjerde. Til høyre i bilde ser vi bevegelsesmønsteret til ku 2618 som regelmessig krysset Riksveg 7 — også der det var vegetasjonsrydda.

Også ku 2608 krysset jernbanen i et område med viltgjerde i Gol (ca. 1,8 m høyt, ikke elektrisk) og ble der påkjørt av tog i sin andre kryssing (2015). Det var mye snø i området og kua hadde delvis presset ned og siden forsert gjerdet (se bildet i kap. 4). Den lave høyden gjør slike gjerder dårlig egnet til å hindre elgen fra å forsere dersom den ønsker det.

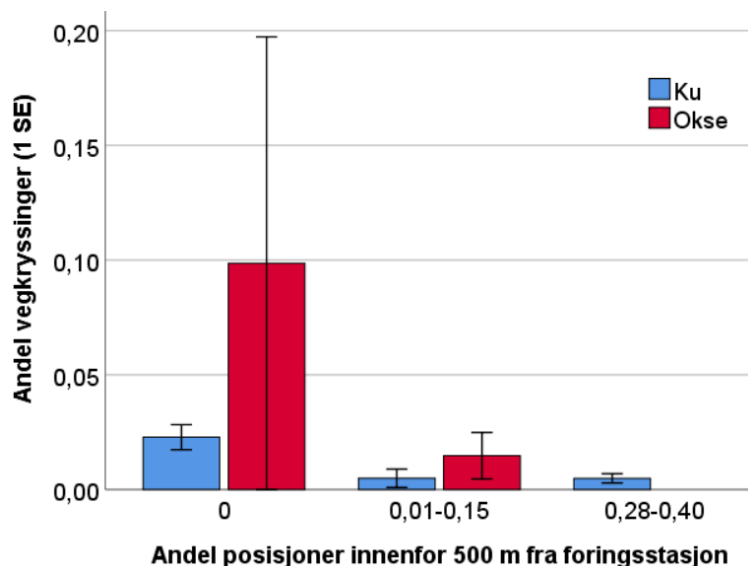
I tillegg til tiltakene som var etablert i direkte tilknytning til veger og jernbanen, er det i Hallingdal opprettet flere føringssstasjoner der elgen blir tilbudt rundballer med gras (høy og silo, se Fig. 3.8.5). Hensikten med disse er å hindre at elgen trekker mot dalbunnen og følgelig er de fleste av føringssstasjonene etablert et stykke fra de mest trafikkerte vegene og jernbanen i hoveddalføret. Føringssstasjonene blir jevnlig besøkt av elg, og av alle de radiomerkede elgene som var i Hallingdal på vinteren ($n = 34$), befant 30 individer (88 %) seg innenfor en radius av 1000 meter og 25 individer (73 %) innenfor en radius av 500 m, én eller flere ganger i studieperioden. Flere av individene uten tilknytning til føringssstasjon kan likevel sporadisk ha besøkt føringssstasjonene, særlig individer med 13. timers loggeintervall, men det er mindre sannsynlig.

Typisk for individer med kortest minimumsavstand til fôringsstasjon var at andelen posisjoner nærme fôringsstasjonen var høy. Særlig gjaldt dette fire individer (ku 2637, ku 2632, ku 2612 og ku 2628), se Fig. 3.8.9) som en eller flere ganger var innenfor 10 m fra en fôringsstasjon og innenfor 500 m i 29-38 % av tiden. For andre individer var minimumsavstanden fra fôringsstasjon lengre, og de befant seg en lavere andel av tiden ($< 14\%$ av tiden) innenfor en radius på 500 m (Fig. 3.8.9).



Figur. 3.8.9. Andelen posisjoner innenfor 500 m fra en fôringsstasjon i perioden desember-mars i forhold til minimumsavstanden de ulike individene var fra fôringsstasjon. Kun for individer med minimumsavstand innenfor 500 m.

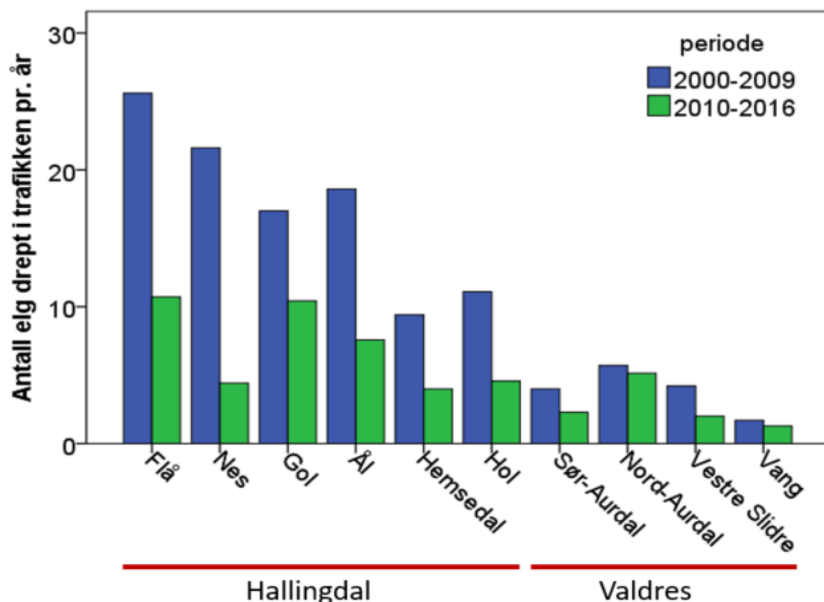
Dersom fôringsstasjonene skal ha en avbøtende effekt på antallet elg som påkjøres i trafikken, forventer vi at elg som benytter seg av fôringsstasjoner i mindre grad skal utsette seg for risikoen for å bli påkjørt på veg og jernbane. Resultatene viste en tendens i denne retningen ved at elg som oppholdt seg nærme fôringsstasjoner på vinteren også krysset veg sjeldnere enn elg som i liten grad benyttet fôringsstasjoner (Fig. 3.8.10). En tilsvarende tendens var også tilstede med hensyn til andelen jernbanekryssinger (ikke vist). Resultatene var imidlertid preget av stor variasjon mellom individene og derfor ikke statistisk signifikante ($p > 0,10$). Det er derfor usikkert hvorvidt elg som benytter fôringsstasjoner i mindre grad utsetter seg for risikoen for å bli påkjørt.



Figur. 3.8.10. Andelen vegkryssinger vinterstid av okser og kyr i forhold til andelen posisjoner de hadde innenfor 500 m fra en fôringsstasjon i perioden desember-mars.

3.9 Trafikkdødelighet over tid og mellom kommuner

I løpet av de siste 25 årene har det i studieområdet blitt påkjørt til dels svært mange elg (vedlegg 7, kap. 6.7), og langt flere i Hallingdalkommunene enn i Valdreskommunene (Fig. 3.9.1). Det siste skyldes delvis at elgen dør både på veg og jernbanen (51 % av alle i perioden 2000-2016) i Hallingdal, mens det kun er vegene som utgjør en trussel i Valdres. Likevel påkjøres det i gjennomsnitt mer enn dobbelt så mange elg på veg i Hallingdalkommunene som i Valdreskommunene (Fig. 3.9.1).

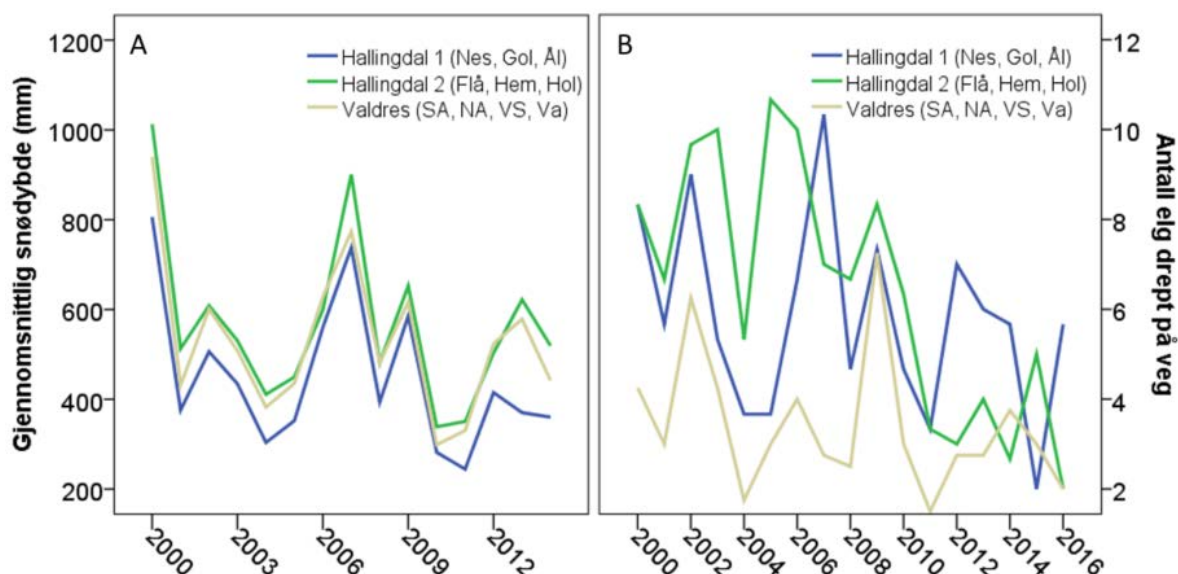


Figur 3.9.1 Gjennomsnittlig antall elg drept i trafikken i studieområdet i periodene 2000-2009 og 2010-2016, fordelt på kommune.

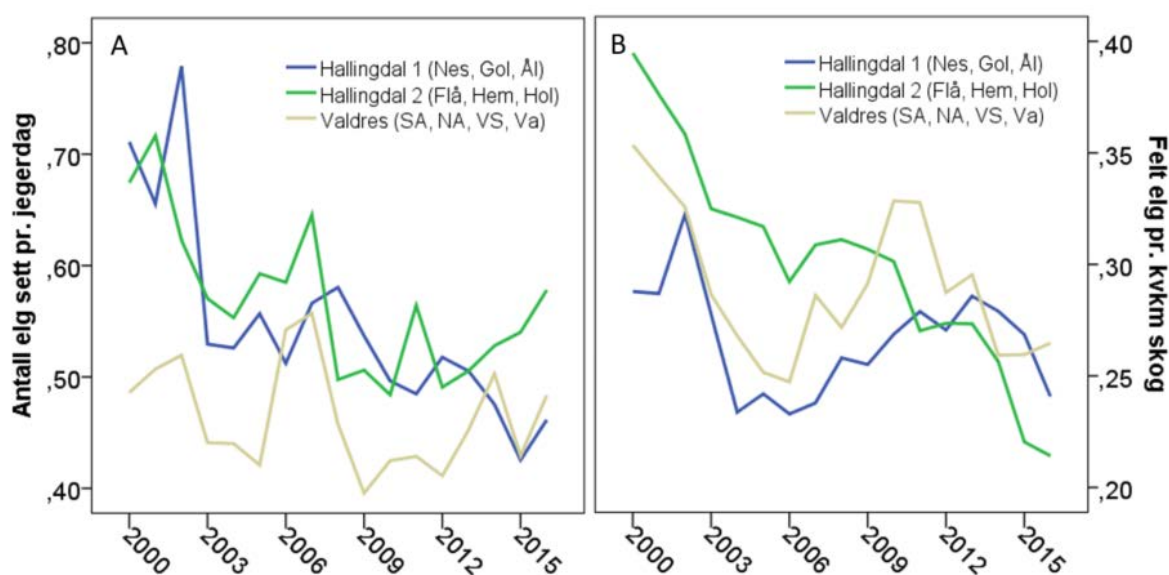
I begge dalførene finner vi en nedgang i antallet elg drept i trafikken de siste årene (Fig. 3.9.2). I perioden 2010-2016 utgjorde antallet trafikkdrepte elg kun 50 % av antallet drept i perioden 2000-2009, hvilket må sies å være en betydelig reduksjon. Prosentvis var nedgangen større i Hallingdal (59 %) enn i Valdres (31 %), noe som antyder at de omfattende tiltakene som er iverksatt i Hallingdal siden 2010 kan ha hatt en avbøtende effekt. Spørsmålet er imidlertid om nedgangen er forårsaket av tiltakene, eller om det også er andre faktorer som helt eller delvis har medvirket.

En alternativ forklaringsfaktor er snødybden (Rolandsen mfl. 2011, Olson mfl. 2015). Denne kan variere svært mye fra år til år, og som det framgår i figur 3.9.2A så har det vært minst 5 relativt snørike vintre i studieområdet siden 2000. Dette var vinteren 2001, 2003, 2008, 2010 og 2014 (men som i figuren vises som 2000, 2002, 2007, 2009 og 2013 fordi vinteren inngår i siste delen av jaktåret). Toppene i snødybde stemmer rimelig godt overens med toppene i påkjørselsfrekvens (Fig. 3.9.2B), og en tilsvarende sammenheng finner vi når det er lave verdier (se vedlegg 6.7 for utviklingen i antall elg drept på jernbanen). Samtidig ser vi at snødybden i gjennomsnitt er redusert siden 2000 (Fig. 3.9.2). Med andre ord kan vi ikke utelukke at mindre snø er en medvirkende årsak til det lavere antallet trafikkdrepte elg i siste delen av perioden.

En annen mulig forklaring på reduksjonen i antall trafikkdrepte elg er at bestandstetthet er redusert. I likhet med snødybden varierer antallet elg sett pr. jegerdag fra år til år og den viser også en nedadgående trend siden 2010 (Fig. 3.9.3). Deler av årsvariasjonen skyldes sannsynligvis tilfeldigheter i antallet elg som observeres under jakta, men dette kan neppe forklare nedgangen over tid. Nedgangen var størst i Hallingdal, og var jevnt over større i starten av perioden (2000-2009) enn i slutten (2010-2016). Også avskytingen av elg har falt i perioden, og mest i perioden etter 2010 (Fig. 3.9.3). Det er derfor god grunn til å tro at bestandstettheten av elg i Hallingdal og Valdres er redusert, og at det er et høyt jakttrykk som ligger til grunn for dette.



Figur. 3.9.2. Årlig variasjon i gjennomsnittlig snødybde (A) og antall elg drept på veg (B) i kommuner i Valdres, Hallingdal 1 og Hallingdal 2 i perioden 2000-2016. Antall fallvilt er vist for første kalenderåret i jaktåret (eks. 2010 er for perioden 1. april 2010 – 31. mars 2011). Snødybden er for perioden januar-mai og er vist for år-1 (f. eks. verdien fra 2010 er vist for 2009 i figuren). Sistnevnte er for å kunne koble snødybden til den delen av jaktåret (vinteren) med størst antall elg drept i trafikken. I figurene er Hallingdal delt i to for å belyse hvorvidt utviklingen varierer innenfor tiltaksområdet. Hallingdal 1 inkludere de mest sentrale kommunene i merkeprosjektet, mens Hallingdal 2 dekker de mer perifere kommunene Hol, Hemsedal og Flå. Deler av Hol og Flå inngikk også i vilt og trafikk-prosjektet, men ikke Hemsedal.



Figur. 3.9.3. Årlig variasjon i gjennomsnittlig antall elg sett pr. jegerdag (A) og antall elg felt pr. km² skog (B) i kommuner i Valdres, Hallingdal 1 og Hallingdal 2 i perioden 2000-2016.

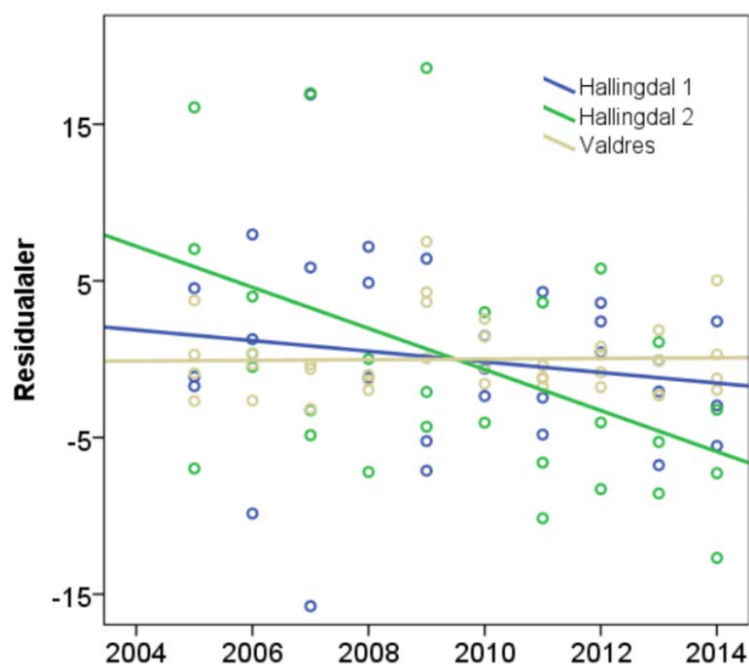
For å avklare hvorvidt nedgangen i snødybde og bestandstetthet alene er tilstrekkelig til å forklare nedgangen i antall elg drept i trafikken benyttet vi først en statistisk modell med data fra 2005 til 2014. På det viset inkluderte vi data fra 5 år før tiltakene ble iverksatt i Hallingdal (2005-2009) og 5 år etter (2010-2014). Vi avsluttet tidsrekken i 2014 da vi kun hadde snømodelldata fram til og med vinteren 2015 (dvs. siste del av jaktåret 2014). I 10-årsperioden var det en negativ

utvikling i både snødybden (Valdres: -24%, Hallingdal 1: -41 %, Hallingdal 2: -19 %) og bestandstettheten (Valdres: -2 %, Hallingdal 1: -18 %, Hallingdal 2: -9 %), samt i antallet elg drept i trafikken (Valdres: -25 %, Hallingdal 1: -68 %, Hallingdal 2: -71 %) i alle delområdene.

I den statistiske modellen testet vi bestandstetthet både som offsetvariabel og som kovariat i separate modeller. Begge gav mye det samme resultatet og følgelig benyttet vi tetthet kun som offset i modellene der vi også testet for effekten av snødybde og delområde. Som forventet var antallet trafikkdrepte elg høyere i Hallingdal enn i Valdres og høyere i år med mye snø enn med lite snø. Det var også en svak interaksjon mellom snødybde og delområde.

Den gjenværende variasjonen i antallet elg drept i trafikken testet vi så mot år og interaksjonen år*delområde. Denne modellen gav signifikant utslag for interaksjonsleddet og antyder at det var en større nedgang i antallet elg drept i trafikken i Hallingdal enn i Valdres (Fig. 3.9.4). I Valdres var det faktisk ingen nedgang i antallet elg drept, etter at vi kontrollerte for variasjonen i snø og bestandstetthet. Forskjellen var størst mellom Valdres og Hallingdal 2, og mindre mellom Valdres og Hallingdal 1. Vi testet også modeller med kun antallet elg drept på veg (og ikke veg og jernbane) og fant mye det samme resultatet. Tilsvarende testet vi modeller med ulik lengde på tidsrekken (2007-2014, 2009-2014) uten at dette forandret mye.

I den neste tilnærmingen testet vi først effekten av de aktuelle påvirkningsfaktorene på antallet elg drept i trafikken før tiltakene ble iverksatt (1990-2009) og beregnet deretter hva vi skulle forventet av påkjørsler fra og med 2010 dersom ingen av de ulykkesforebyggende tiltakene var iverksatt. Vi benyttet data kun fra kommuner med jernbane (Flå, Nes, Gol, Ål, Hol), og droppet følgelig data fra Hemsedal. For å kunne estimere forventet påkjørselsfrekvens i de aller siste årene (2015-2016), benyttet vi i denne modellen gjennomsnittlig snødybde fra to meteorologiske stasjoner som begge har data fra Hallingdal i hele perioden (25320 (Ål) og 25640 (Hol)). Grunnlagsmaterialet er vist i vedlegg 7 (kap. 6.7).

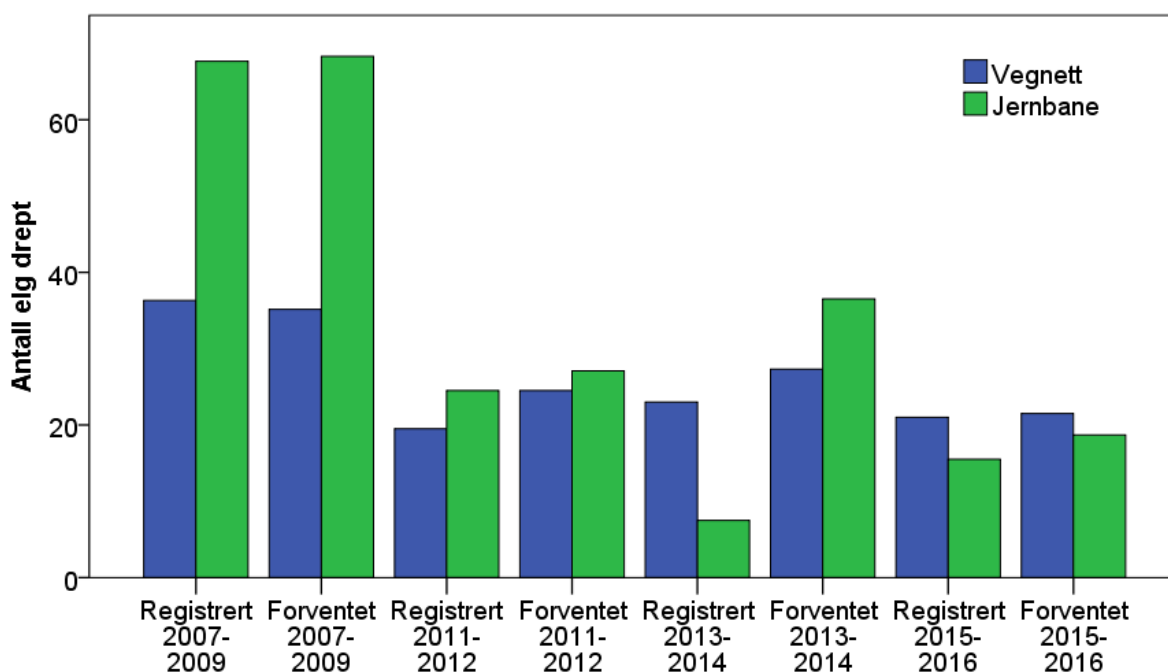


Figur 3.9.4 Gjenværende variasjon (residualvariasjon) etter å ha kontrollert for snødybde, bestandstetthet (sett pr. jegerdag) og delområde, mot år. Kun Hallingdal 2 og Valdres viser signifikant forskjellig trend.

I perioden 1990-2009 var det et nært forhold mellom det årlige antallet elg drept på veg og på jernbane ($r_{sp} = 0,69$, $n = 20$, $p < 0,001$, kap 6.7) og begge økte med snødybden ($p < 0,001$) og bestandstettheten (men ikke signifikant, $p > 0,10$). Økningen med snødybden var dessuten større for antallet elg drept på jernbanen (log B: 0,025, SE = 0,002) enn på veg (log B: 0,009, SE = 0,002). Fra denne modellen beregnet vi så hvor mange elg vi kunne forvente ble drept på veg og jernbane i fravær av de iverksatte tiltakene. Vi valgte her å se på utviklingen i tre perioder (2011-2012, 2013-2014, 2015-2016) med økende antall tiltak (se Metode). I disse årene var det

i gjennomsnitt mellom 33 og 84 cm snø i Hallingdal (januar-mars) og det ble sett mellom 0,49 og 0,56 elg pr. jegerdag under jakta.

Basert på modellen og disse parameterverdiene skulle vi forvente at det ble drept i gjennomsnitt 35 elg pr. år på vegnettet og 68 elg pr. år på jernbanen i 2007-2009, mens det ble registrert henholdsvis 36 og 68 elg drept (Fig. 3.9.5). Dette er i prinsippet det samme antallet og skyldes selvfølgelig at data fra 2007-2009 inngår i datamaterialet som modellen er bygd over. I de neste periodene ser vi større forskjeller, og alltid fordi antallet registrert drept er lavere enn antallet forventet drept (Fig. 3.9.5). Størst er forskjellen på jernbanen, og særlig i perioden 2013-2014. I disse to årene ble det kun registrert drept 7,5 elg på jernbanen i gjennomsnitt, mens vi fra modellen forventet 36 elg drept. Dette må sies å være en vesentlig forskjell, og er med på å sannsynliggjøre at tiltakene har hatt en effekt. På den annen side ser vi at forskjellen er mye lavere i perioden 2015-2016 (Fig. 3.9.5). I denne perioden forventet vi i gjennomsnitt 21 og 19 elg drept på henholdsvis veg og jernbane og registrerte 21 og 16 elg drept. Dette er 3 (16 %) færre enn forventet på jernbanen, og ingen forskjell på vegnettet. Tatt i betraktning at stadig flere tiltak ble iverksatt i årene etter 2010, er dette resultatet mindre overbevisende med hensyn til tiltakenes samlede effekt.

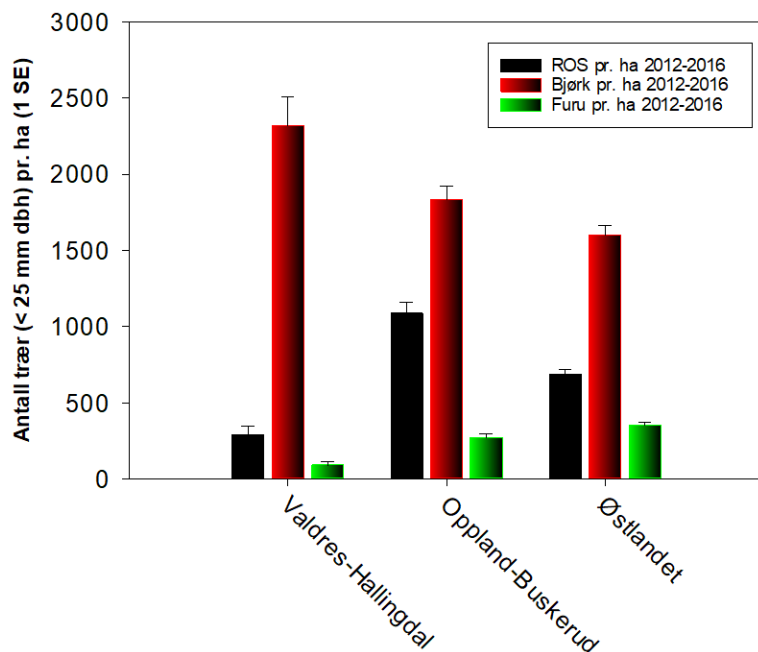


Figur 3.9.5 Gjennomsnittlig antall elg registrert og forventet påkjørt pr. år på veg og jernbane i Hallingdal (Flå, Nes, Gol, Ål, Hol) i tre perioder (2007-2009, 2011-2012, 2013-2014 og 2015-2016). Forventet antall elg påkjørt er basert på det modellerte forholdet mellom antallet elg påkjørt, snødybden og bestandstettheten i Hallingdal i perioden 1990-2009.

Alt i alt betyr dette at antallet elgpåkjørsler i Hallingdal er redusert mer enn hva vi kan forvente ut fra endringene i snødybde og bestandstetthet alene — men ikke mye. Faktisk er det aller meste av nedgangen etter 2010 en konsekvens av mindre snø og lavere bestandstetthet og kun en mindre andel kan tilskrives tiltakene og/eller andre forhold. Nedgangen i antallet elg drept som følge av tiltakene ser ut til å være større på jernbanen enn på vegnettet. I tillegg ser vi tendenser til at nedgangen i større grad skyldes utviklingen i kommunene Flå, Hol og Hemsedal og i mindre grad i Nes, Gol og Ål (Fig. 3.9.4). I Valdres ser det ut til at hele nedgangen kan forklares med endringer i bestandstetthet og snødybde alene. Her er påkjørselsfrekvensen av elg lavere enn i Hallingdal (Fig. 3.9.1), og så vidt oss bekjent har det i disse kommunene ikke vært gjennomført vesentlige tiltak for å redusere antallet elg som påkjøres. Se Diskusjonen for ytterligere kommentarer omkring disse resultatene.

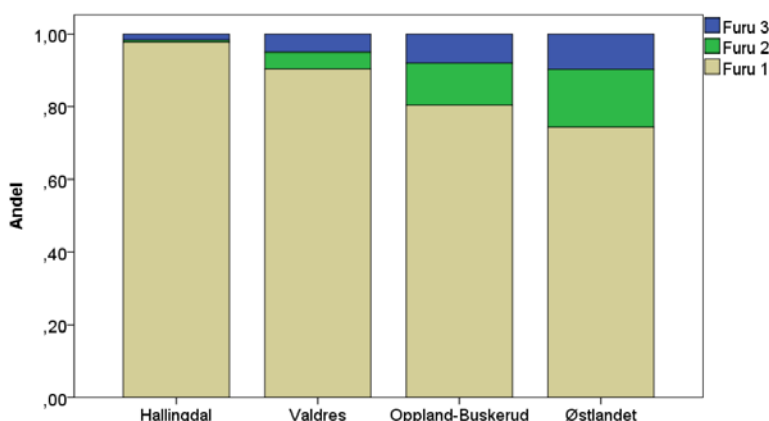
3.10 Elg, skog og beitetrykk

Basert på datamaterialet fra Landsskogtakseringen finner vi at antallet beitetrær i studieområdet preges av bjørk, mens ROS-artene (rogn, osp, selje/vier) og furu er mindre utbredt (Fig. 3.10.1). Dette avviker noe fra de andre kommunene i Oppland og Buskerud der tettheten av beitetrær er høyere og andelen bjørk er vesentlig lavere. Også på Østlandet for øvrig er beitetilbudet av ROS og furu høyere enn i studieområdet. Vi fant ingen signifikante forskjeller i tettheten av beitetrær mellom Valdres- og Hallingdalkommunene, og følgelig er datamaterialet fra alle kommunene slått sammen i figuren (Fig. 3.10.1).



Figur 3.10.1. Gjennomsnittlig antall beitetrær pr. ha i perioden 2012-2016 fordelt på artsgruppe og område. Kun trær med brysthøydiameter (dbh) mindre enn 25 mm. Søylene for Hallingdal og Valdres viser tilstanden i studieområdet. Oppland-Buskerud viser tilstanden i de samme fylkene utenom studieområdet. Østlandet viser tilstanden på Østlandet (fra Østfold til Telemark) utenom Oppland og Buskerud (se kap. 2.9).

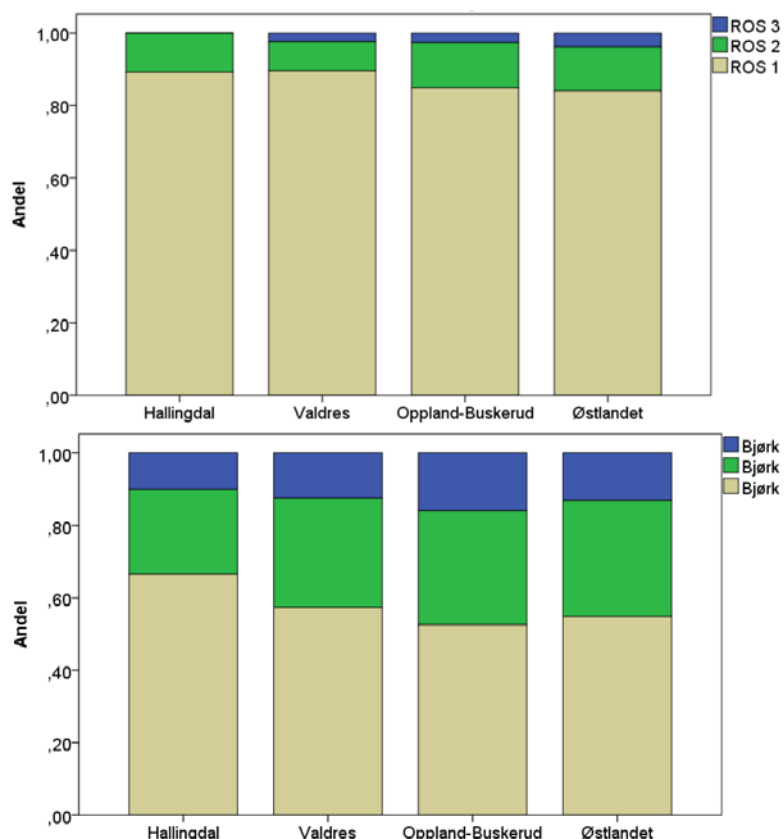
Høydefordelingen av beitetrærne var dominert av de laveste individene i alle områder, men mest i Hallingdal. Særlig framtrædende var dette for furua som nærmest ikke var til stede i høydeklasse 2 og 3 i Hallingdal, og heller ikke veldig vanlig i Valdres (Fig. 3.10.2). Dette er foruroligende med tanke på rekrutteringen av furu i studieområdet, og kan medføre at furua på sikt vil få en enda lavere betydning i det lokale skogbruket.



Figur 3.10.2. Andel furu i ulike høydeklasser i perioden 2012-2016. Høydeklasser: 1) 0,3-1,3 m, 2) 0-25 mm dbh, 3) 25-49 dbh (se kap. 2.9). For regioninndeling se Fig. 3.10.1.

Også for de andre beitetrærne dominerte de lavere individer, spesielt for ROS-artene. Av aktuelle beitetrær var kun 10 % av ROS-individene høyere enn 1,3 m (Fig. 3.10.3), mens 30-40 % av bjørka var i de samme høydeklassene (Fig. 3.10.4). De minste individene produserer få beitebare skudd og mange av dem vil i tillegg befinne seg under snøen i en normal vinter — i det minste i høyereliggende områder. Det betyr at furu og ROS i liten grad bidrar til beitetilbudet i

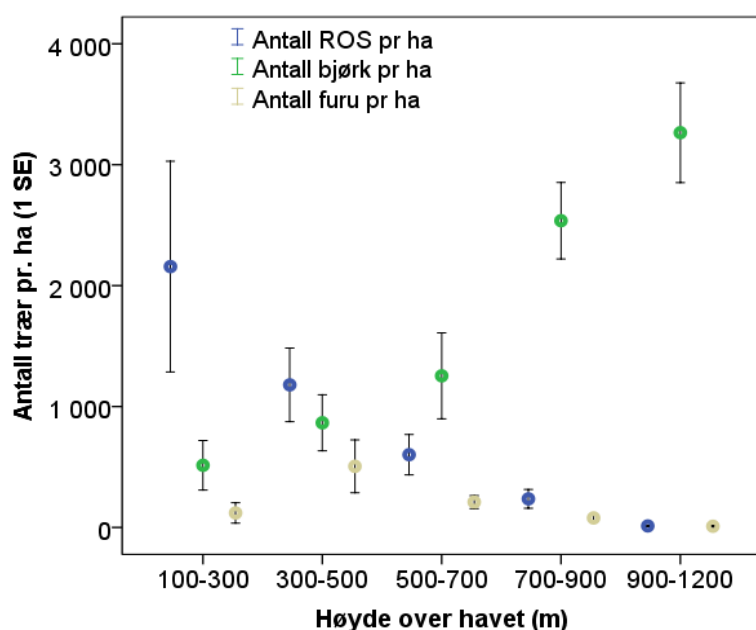
studieområdet, og at bjørka og andre lauvtrearter (hovedsakelig gråor) sannsynligvis står for det meste av elgens næringsinntak vinterstid.



Figur 3.10.3. Andel ROS i ulike høydeklasser i perioden 2012-2016. Høydeklasser: 1) 0,3-1,3 m, 2) 0-25 mm dbh, 3) 25-49 dbh (se kap. 2.9). For regioninndeling se Fig. 3.10.1.

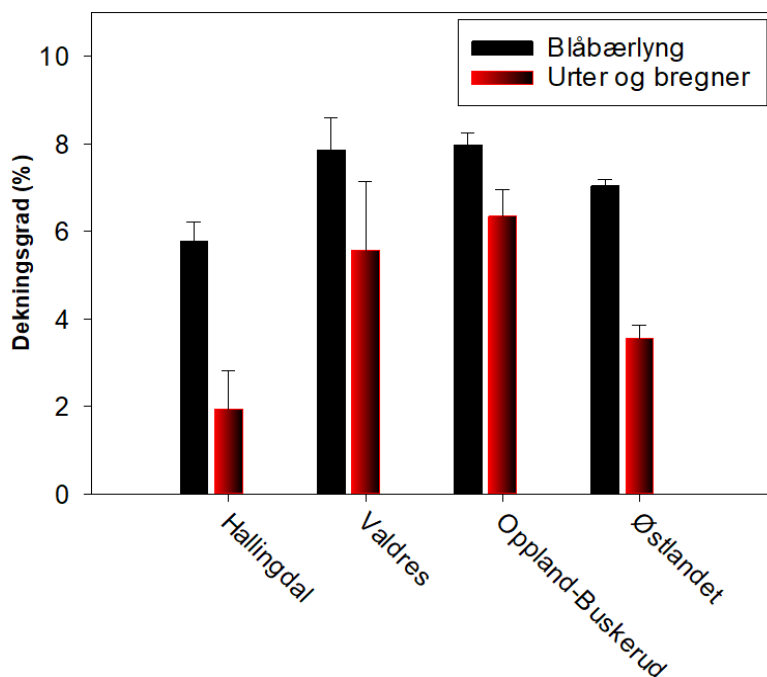
Figur 3.10.4. Andel bjørk i ulike høydeklasser i perioden 2012-2016. Høydeklasser: 1) 0,3-1,3 m, 2) 0-25 mm dbh, 3) 25-49 dbh (se kap. 2.9). For regioninndeling se Fig. 3.10.1.

Innenfor studieområdet fordeler de beitebare trærne seg også ulikt i forhold til høyden over havet. Spesielt tydelig er dette for bjørka og ROS-artene som viser en sterk høydegradient (Fig. 3.10.5). I lavlandet dominerer ROS-artene blant beitetrærne, mens de nærmest forsvinner som beitetrær over 700 m. Motsatt ser vi at bjørka øker i antall mot fjellet og er spesielt dominerende over ca. 700 m. Furu har en generelt lav tetthet i studieområdet og er mest dominerende i høydesonen 300-500 m.



Figur 3.10.5. Gjennomsnittlig antall beitetrær pr. ha i perioden 2012-2016 fordelt på artsgruppe og høyde over havet i studieområdet. Kun trær med brysthøydediameter (dbh) mindre enn 25 mm. Bjørka øker i antall med økende høyde, mens antallet ROS og furu synker.

Beitetilbudet i feltsjiktet i studieområdet er dominert av blåbærlyng, mens urter og bregner er mindre utbredt (Fig. 3.10.6). Høyest feltsjikttilbud fant vi i Valdreskommunene, hvor tilstanden var som i resten av fylket. Urter og bregner er mindre utbredt som beiteplanter i den delen av studieområdet som dekkes av Hallingdalkommunene (Fig. 3.10.6). Mye tyder på at elgen foretrekker å beite på urter og bregner sommerstid i områder der tilbudet er høyt (Bergstrøm & Hjeljord 1987, Sæther & Heim 1993, Wam & Hjeljord 2010), og følgelig er det grunn til å tro at disse artene har næringsmessig høy verdi for elgen. Det generelt lave tilbudet av urter og bregner i Hallingdalkommunene kan være en av årsakene til at mange elg velger å vandre nordover til Valdres sommerstid.

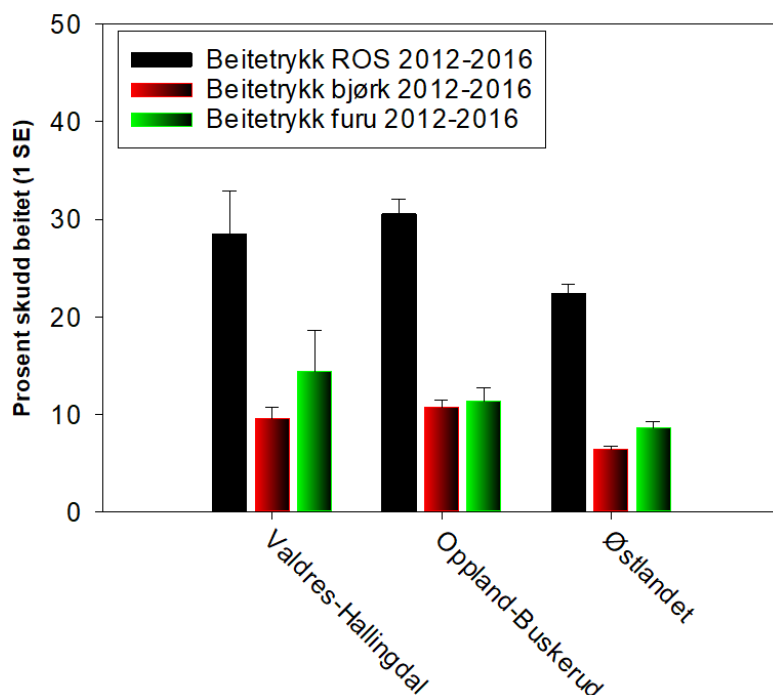


Figur 3.10.6. Gjennomsnittlig dekningsgrad av blåbærlyng og prosentandel flater med beiterike vegetasjonstyper (urter og bregner) i perioden 2012-2016 fordelt område. Søylen for Hallingdal og Valdres viser tilstanden studieområdet. Oppland-Buskerud viser tilstanden i de samme fylkene utenom studieområdet. Østlandet viser tilstanden på Østlandet (fra Østfold til Telemark) utenom Oppland og Buskerud (se kap. 2.9).

Sammenlignet med andre regioner i landet skårer studieområdet relativt høyt for beitetilbudet av bjørk, men lavt for ROS, furu, og urter og bregner i feltsjiktet (se vedlegg 6 for tilstanden i resten av landet). Bjørka er trolig elgens viktigste beiteplante gjennom året i de fleste delene av landet, men er sannsynligvis ikke den mest næringsrike. Vinterstid foretrekker elgen å beite på ROS og einer framfor bjørk og furu og sommerstid er større urter og bregner mer foretrukket enn bjørkelauv. Kvalitetsmessig er det derfor grunn til å tro at studieområdet befinner seg noe under gjennomsnittet hva beitetilbud angår. Uheldigvis befinner en stor andel av beitetrærne seg i den høyere delen av studieområdet, i et område som i mindre grad benyttes av elgen på vinteren.

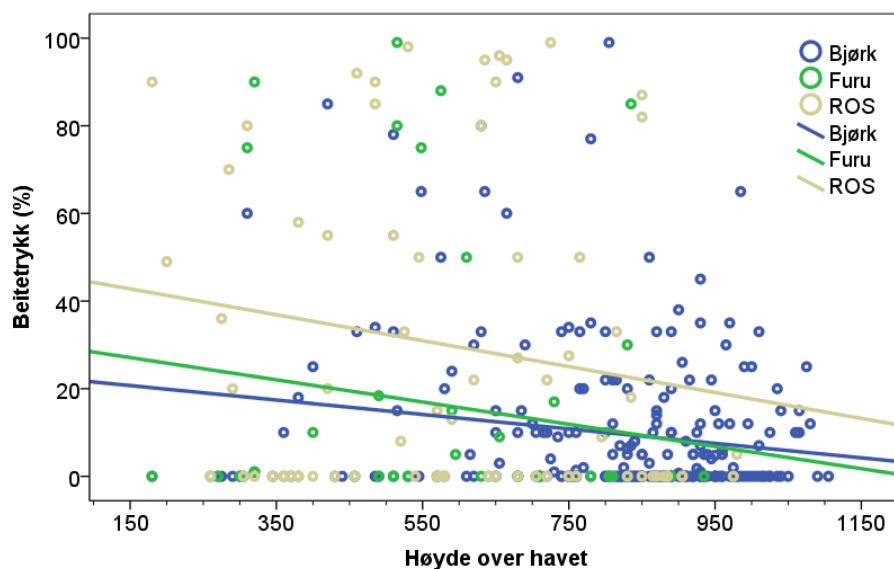
Beitetrykket i studieområdet er jevnt over høyt på ROS-artene og moderat til lavt på bjørk og furu (Fig. 3.10.7). Det er i denne sammenhengen viktig å merke seg at beitetrykket er målt som prosentandelen skudd som er beitet siste året (vinteren) og ikke som det akkumulerte beitetrykket over tid. Sistnevnte vil vanligvis være langt høyere enn siste års beitetrykk. Det høyere beitetrykket på ROS-artene avspeiler den generelt høyere preferansen elgen har for disse artene sammenlignet med bjørk og furu.

Beitetrykket i studieområdet avviker lite fra gjennomsnittet i de andre kommunene i Oppland og Buskerud, men er noe over beitetrykket som registreres på Østlandet for øvrig (Fig. 3.10.7). Også sammenlignet med andre regioner i landet ligger beitetrykket i studieområdet over gjennomsnittet (vedlegg 6).



Figur 3.10.7. Gjennomsnittlig beitetrykk i perioden 2012-2016 fordelt på artsgruppe og område. Beitetrykket er prosentandelen skudd i høydeintervallet 0,3-3,0 m som er beitet siste år. Søylene for Hallingdal og Valdres viser tilstanden studieområdet. Oppland-Buskerud viser tilstanden i de samme fylkene utenom studieområdet. Østlandet viser tilstanden på Østlandet (fra Østfold til Telemark) utenom Oppland og Buskerud (se kap. 2.9).

I likhet med fordelingen av beitetrær (Fig. 3.10.5) er ikke beitetrykket like høyt i alle deler av studieområdet. Høyst er beitetrykket i de lavereliggende områdene, mens det er relativt moderat i høyden (Fig. 3.10.8). For eksempel var beitetrykket på ROS-artene omkring 35 % i områdene under 800 meter over havet, mens kun 16 % av skuddene var beitet i områdene over. Tilsvarende tall for bjørk og furu var henholdsvis 16 % og 18 % under 700 m og 7 % og 11 % over 700 m. Dette mønsteret samsvarer med det faktum at de radiomerkede elgene i stor grad valgte å trekke til lavereliggende deler av studieområdet vinterstid (Fig. 3.1.10).



Figur 3.10.8. Beitetrykk i forhold til art og høyde over havet i studieområdet. Variasjonen i beitetrykk var best forklart som en lineær funksjon av høyde over havet, uten interaksjon med art.

4 Diskusjon

Elgen i Valdres og Hallingdal lever i et heterogent miljø med store variasjoner i klima, mattilbud, terrengforhold og menneskelig infrastruktur. Innenfor studieområdet strekker skogen seg fra dalbunnen til tregrensa og i hele området lever det elg. Langs høydegradienten varierer snødybden, vegetasjonssammensetning, og vekstsesongens lengde, og alt dette er med på å påvirke elgens fordeling i landskapet gjennom året. I vinterhalvåret kommer snøen først i de høyereliggende områdene og der akkumuleres det også mer snø gjennom vinteren. Av den grunn velger gjerne elgen å trekke mot lavereliggende områder vinterstid der snøen er mindre dyp og leveste betingelsene bedre. Motsatt trekker mange elger tilbake til høyden på våren, sannsynligvis for å slippe unna konkurransen om beiteressursene i lavlandet. Sommerstid er det gode beiteforhold langs hele høydegradienten og ingen grunn til å krangle om maten.

Et slikt gjentakende mønster, der deler av bestanden trekker mellom sommer og vinterområder, særmerker mange elgbestander i Norge. Spesielt gjelder dette for bestander i høyereliggende områder i Sør-Norge og i mye av Nord-Norge (Lorentsen mfl. 1991, Sæther mfl. 1992, Rolandsen mfl. 2010, Milner mfl. 2012), der varierende terreng- og høydeforhold skaper store forskjeller i klima, vegetasjon, og i neste omgang elgens leveste forhold. I slike områder kan elgen i ekstreme tilfeller trekke opp til 15-20 mil mellom sesongleveste områder (eks. Rolandsen mfl. 2010). Elgen er med andre ord villig til å vandre langt for å oppnå bedre leveste betingelser.

Å trekke mellom sesongleveste områder er sannsynligvis fordelaktig for elgen (Rolandsen mfl. 2017b), men skaper hodebry for forvaltningen. Særlig problematisk er det at elgen ofte hopper seg opp i viktige vinterbeiteområder, der høye konsentrasjoner av elg kan føre til skader på skog (Milner mfl. 2012) og øker risikoen for viltulykker i trafikken (Rolandsen mfl. 2010). I tillegg forsterkes problemet ved at deler av vinterbestanden ofte består av elg som ikke er tilstede i kommunen i jakt sesongen. Viktige vinterbeitekommuner kan derfor i verste fall måtte ta det meste av kostnaden med elgen, mens omkringliggende kommuner høster fordelene av et rikt jakttilbud. En slik ubalanse i fordelingen av inntekter og kostnader er til stede i mange deler av landet, og er ofte bakteppet når lokalforvaltningen ønsker å gjennomføre merkestudier av elg i deres område (Rolandsen mfl. 2010).

4.1 Hvor vandrer elgen, og hvorfor?

I deler av Hallingdal har det de siste 10-årene vært høye tettheter av elg med påfølgende mange vilt påkjørsler på veg og jernbane (eks. Fig. 3.9.1), og tydelige beiteskader i skogen (kap. 3.10). Dette skyldes delvis at den lokale elgstammen har vært høy, men i tillegg er mange av den formening at Hallingdal også mottar mye elg fra omkringliggende kommuner på vinteren. Basert på bevegelsesmønsteret til de radiomerkede elgene er det mye som tyder på at dette er riktig. Av 34 elg merka i Hallingdal, trakk 11 ut av dalføret på våren, hovedsakelig nordover og østover til Valdres.

På den annen side vet vi mindre om mulige trekk den motsatte retningen, det vil si fra Hallingdal til Valdres på høsten. Data fra elg merket i Sør-Aurdal tyder på at det i mindre grad er tilfelle, men antallet merke dyr er lavt og dessuten ble ingen elg merket i Vang, Nord-Aurdal og Vestre Slidre. Teoretisk sett kan det derfor foregå slike kryssende trekk, selv om vi anser det som mindre sannsynlig. Også det generelt lave antallet påkjørsler av elg i Valdres antyder at få elg trekker til dette dalføret vinterstid.

Årsaken til nettoforflytningen av elg fra nord til sør er ikke opplagt, men kan skyldes forskjeller i snødybde og mattilbud. Snømodelldata viser at snødybden i gjennomsnitt er den samme i Hallingdal og Valdres (Fig. 3.9.2), og i gjennomsnitt befinner skogen seg også innenfor mye av det samme høydeintervallet i de to dalførene. Beiteforholdene i feltsjiktet framstår dog noe bedre i nord enn i sør, og dette kan være en medvirkende årsak til at elgen vandrer til Valdres på sommeren. Samtidig er det viktig å merke seg at mange individer som trakk nordover på våren likevel ble værende innenfor den samme kommunen som på vinteren.

En medvirkende forklaring på hvorfor elgen i hovedsak trekker nord og øst på sommeren kan være barriereeffekten av infrastrukturen og elva i Hallingdal. Ingen sesongtrekkende individer merket nord og øst for hoveddalføret hadde trekk som gikk sør og vest for elva på vår og sommer (eks. Fig. 3.3.1), og kun unntaksvis tok disse dyrene en ekskursjon over elva vinterstid (eks. ku 2624, okse 2631). Det motsatte var tilfelle for trekkende individer som var merket sør og vest for elva. At dalbunnen med alt som følger av bebyggelse, veger, jernbane og den større elva kan virke avskrekkende på elgen framstår som en logisk forklaring, men det er sjelden vi tenker gjennom konsekvensene dette har for elgens (og andre dyrs) trekk og vandring.

På den annen side er det ikke slik at dalbunnen definerer grensen av hjemmeområdet til alle elgene i området. Det ser vi spesielt for de stasjonære individene ku 2601 og ku 2618 som villig vekk krysset både riksvegen, elva og jernbanen, og på mange vis framsto upåvirket av disse utfordringene. Muligens er denne toleransen en egenskap som utvikles over tid hos stasjonære individer som lever tett på menneskelige forstyrrelselementer, eller det kan være personlighetstrekk som gjør enkelte individer bedre i stand til å slå seg ned i nettopp slike områder.

4.2 Elgens atferd i trafikken

For arealkrevende art som elgen utgjør veger og jernbane en vesentlig risiko for død og lemlestelse, særlig i områder med mye infrastruktur. I studieområdet finnes det noen større arealer uten veger, men i det store og hele er vegtettheten relativt høy. Av den grunn krysset de aller fleste merkaindividene veg eller jernbane en eller flere ganger i perioden de gikk med sender (kun 8 individer krysset aldri offentlig veg). Gjennomsnittlig kryssingsfrekvens var likevel ikke veldig høy. Av alle steglengdene (strekning fra en posisjon til den neste) for radiomerkede elgkyr, krysset kun én prosent en veg eller jernbanen. Variasjonen var imidlertid stor og enkelte individer krysset veger relativt hyppig.

Det mest ekstreme individet var ku 2636 som krysset veger mer enn 250 ganger i studieperioden, hvorav de aller fleste var på tvers av riksveg 52. Disse utgjorde hele 8 % av alle steglengdene til denne kua, hvilket betyr at hun brukte mye tid på å krysse veger i hjemmeområdet sitt. Det samme gjaldt ku 2601 som krysset riksveg 7 og omkringliggende kommuneveger mer enn 130 ganger og i snau 4 % av steglengdene. Riksveger har gjerne et høyt trafikkvolum (mange biler) og høy fartsgrense, og sannsynligheten for å møte en bil når en krysser slike veger er derfor stor. Imidlertid ble hverken 2636 eller 2601 påkjørt i perioden de gikk med radiosender, og 2636 er heller ikke registrert påkjørt og død etter at radiosenderen falt av i 2015. Et nærliggende spørsmål er derfor hvordan dette er mulig, og hva er det som eventuelt særmerker individer som krysser veger så ofte?

En av de mest opplagte forklaringene for hvordan elgen unngår å bli påkjørt er at den hovedsakelig krysser veger i perioder av døgnet med lav trafikkintensitet. For elgkyrne foregikk de fleste vegkryssingene i løpet av kvelden og natta (Fig. 3.8.4), mens få kryssinger foregikk på morgen og dagtid når trafikkintensiteten er som høyest (Huseby 2013). Dette er det samme mønsteret vi observerer i andre deler av landet (eks. Rolandsen 2010) og kan forklare hvorfor en så lav andel av vegkryssingene ender opp i en ulykke. I tillegg kan det være at individer med mye erfaring fra ett område delvis lærer seg trafikk-kultur. Både ku 2601 og 2636 var stasjonære individer, og det samme var tilfelle for ku 2618. Riktignok døde 2618 i en ulykke på riksveg 7, men det var først etter at hun i flere år hadde vandret nesten daglig fram og tilbake over riksvegen og/eller jernbanen (Fig. 3.8.1., Fig. 3.8.2). I gjennomsnitt krysset stasjonære individer veg og jernbane langt oftere enn sesongtrekkende individer (kap. 3.8.2) og vegene de krysset var i gjennomsnitt preget av høyere trafikkintensitet (riksveger vs. fylkes- og kommuneveger). Likevel var kun én av tre merkaelg påkjørt i trafikken stasjonære (2608, 2618, 2641), mens de resterende to var sesongtrekkende (ku 2608) eller sannsynlig sesongtrekkende (2641).

Dersom sesongtrekkende individer er mer naive med hensyn til kryssing av veg, kan vi forvente flere påkjørsler i år når sesongtrekkende individer blir presset inn i områder med mange veger. Dette er typisk for hva vi forventer i snørike vintre når vanskelige levetilstander i høyden gjør det

spesielt presserende å trekke ned mot dalbunnen. I studieperioden sto de sesongtrekkende individer høyere enn de stasjonære individene også på vinteren (Fig. 3.1.10), men studieperioden var preget av relativt lite snø. Dette bildet kan derfor endre seg i mer snørike vintre. Hvis det er tilfelle vil ikke bare antallet elg som oppholder seg nærme veg og jernbane øke, men i tillegg vil andelen elg som er naive med hensyn til hvor, når og hvordan veger bør krysses være høyere. Dette kan være en medvirkende årsak til det store antallet påkjørsler i snørike vintre (men se Rolandsen mfl. 2017a).

For å avbøte problemet med viltulykker er det i Hallingdal etablert en rekke tiltak siden 2010. Disse inkluderer flere strekninger med viltgjerder og ledeveger samt vegetasjonsrydding langs riksveger og jernbanen. I tillegg er det i noen områder etablert fôringsstasjoner for å forhindre at elgen trekker ned til de mest trafikkintensive vegene. Med unntak for fôringsstasjoner var det kun et fåtall individer som oppholdt seg rundt disse tiltakene, men noen erfaringer er det verdt å merke seg.

I utgangspunktet hadde vi størst forventninger til effekten av viltgjerdene ettersom disse tidligere har vist seg godt egnet til å holde større pattedyr som elgen borte fra veger og jernbane, særlig dersom de er over en viss lengde (Rytwinski mfl. 2015, Huijser mfl. 2016). I det ene tilfelle der vi hadde en radiomerket elg i område med viltgjerde, var imidlertid effekten fraværende. Ku 2608 krysset jernbanen to ganger i den perioden hun gikk med radiosender, og i det andre forsøket døde hun i møte med tog. Før det hadde hun hoppet over og delvis presset ned gjerdet langs jernbanen (se bildet under). Gjerdet var imidlertid langt lavere og svakere enn standard viltgjerder og var lite egnet til å hindre en elg fra å forsere. Dessverre var det ingen andre radiomerkede individer i området og følgelig fikk vi ingen anledning til å se hvorvidt gjerdet i andre situasjoner stoppet dyr fra å krysse.



Mange elg i Hallingdal ender sine liv på jernbanen: Ku 2608 døde 4. februar 2015 sørøst for Gol sentrum. Kua kom seg over det 1,8 m høye gjerdet (nederst) og ble deretter påkjørt av toget. Dette var andre gangen kua krysset jernbanen i løpet av det året hun gikk med radiosender (Foto: Paul Ole Kleven).

Av de andre tiltakene var det først og fremst fôringsstasjoner og noen av de vegetasjonsrydda strekninger som overlappet med de radiomerkede elgenes leveområder. En stor andel av de radiomerkede individene i Hallingdal ser ut til å benytte seg av fôringsstasjoner og flere av disse ble også merket på eller i nærheten av fôringsstasjoner. Det er likevel et spørsmål hva som kan karakteriseres som bruk av fôringsstasjoner da kun et fåtall av merkedyrene ble registrert med en posisjon rett ved fôringsstasjonen. Langt flere (73 %) oppholdt seg innenfor 500 m og vi antok at disse også i perioder kunne ha benyttet seg av fôringsstasjonene. Med det som utgangspunkt var det ingen sammenheng med bruken av fôringsstasjoner og hvor ofte dyra utsatte seg for risiko ved å krysse veg eller jernbane. Dette gjaldt også dersom vi utelukkende ser på de fire dyra som oppholdt seg mest ved fôringsstasjoner (Fig. 3.8.9). På den annen side var dette individer som hovedsakelig krysset fylkes- og kommuneveier og således var utsatt for lavere risiko på grunn av lavere trafikkintensitet. Fôringsstasjonene kan således ha en effekt på antallet elg som trekker mot de største kommunikasjonsårene, men langt bedre studier må til før det kan avgjøres med sikkerhet. Her, som for de andre tiltakene, bør elgens atferd også studeres i år med varierende værforhold. Studieperioden var preget av relativt lite snø, og konsekvensene av å fore elgen kan være langt annerledes i år med mye snø.

Når det gjelder vegetasjonsrydding langs veg og jernbane er det vanskelig å avgjøre effekten ved å studere atferden til radiomerkede individer. Som vist i kap. 3.8.3 var det vegetasjonsrydda strekninger innenfor leveområdet til flere av de radiomerkede individene og disse strekningene ble tilsynelatende krysset vel så ofte som andre vegstrekninger. Vi kan imidlertid ikke utelukke at det er en viss effekt også på elgens kryssfrekvens da vi ikke besitter data fra før strekningene ble rydda. På den annen side er det vanligvis ikke endring av elgens atferd som er hovedintensjonen med tiltaket. Vegetasjonsrydding gjennomføres først og fremst for å øke sannsynligheten for at trafikanter skal se en kryssende elg, og i så hensende kan tiltakene ha hatt en ønsket effekt. For eksempel krysset både ku 2601, ku 2618 og ku 2636 vegetasjonsrydda strekninger langs riksveg 7 og riksveg 52 og vi kan ikke utelukke at dette har medvirket til at disse dyrene overlevde så mange vegkryssinger. Særlig påtagelig er dette for ku 2636 som nesten konsekvent krysset riksveg 52 på en vegtasjonsryddet strekning (Fig. 3.8.7).

4.3 Hva kan best forklare variasjonen i antallet viltulykker over tid?

Selv om de ulykkesdempende tiltakene kan ha hatt en effekt på elgens atferd, bør vi likevel være forsiktig med å trekke konklusjonene for langt. Elgens atferd påvirkes av mange forhold og det er på ingen måte sikkert at tiltakenes effekt på lokalt nivå kan oppskaleres til regionale nivå. For eksempel vil gjerder som forhindrer at elgen krysser en veg eller jernbane på en gitt strekning, ikke nødvendigvis forhindre dem fra å gjøre det et annet sted. Mange har erfart at hjortedyr som blir stoppet av et viltgjerde i stedet ender opp med å bli påkjørt i enden av gjerde, eller de omdirigeres i andre retning som også medfører risiko (e.g. Rolandsen mfl. 2015, Rolandsen mfl. 2017a). Konsekvensene kan i verste fall være at tiltak som framstår svært effektive lokalt fører til flere påkjørsler regionalt.

For å delvis kontrollere for slike forhold gjorde vi også en analyse av variasjonen i antallet elgpåkjørsler med dødelig utgang på veg og jernbane før og etter at tiltakene var iverksatt. I denne analysen benyttet vi alle elgene som var påkjørt og drept i de aktuelle kommunene og ikke kun de som var påkjørt der tiltakene var gjennomført. I tillegg inkluderte vi informasjon om variasjonen i elgens bestandstetthet samt variasjon i gjennomsnittlig snødybde i området. Både snødybde og bestandstetthet kan ha stor betydning for antallet elg som blir påkjørt (eks. Solberg mfl. 2009, Rolandsen mfl. 2011), og uten kunnskap om disse faktorene kan vi konkludere veldig feil med hensyn til hvor effektive tiltakene er på regional skala.

Konklusjonene fra disse analysene er at tiltakene som er gjennomført sannsynligvis har hatt en ulykkesdempende effekt i Hallingdal, men at effekten er langt lavere enn hva vi kan forledes til å tro basert på nedgangen i ulykkesfrekvens alene. Som i andre deler av landet er det i Hallingdal et nært forhold mellom antallet elg påkjørt i et gitt år og den gjennomsnittlige snødybden (Solberg mfl. 2009), og i tillegg påkjøres det færre elg når bestandstettheten er lav. Fordi både snødybden

og bestandstettheten har vært vesentlig lavere i årene etter 2010 enn før, kan derfor det meste av nedgangen i antallet trafikkdrepte elg tilskrives denne endringen.

Vi ser også en tendens til at effekten av tiltakene er større på jernbanen enn på veg, noe som kan ha sammenheng med hvordan tiltakene påvirker elgens atferd. Den antatte årsaken til at elgen påkjøres med større hyppighet i snørike vintre er at flere elg trekker ned i dalbunnen hvor de oppholder seg rundt veg og jernbane (dvs. økt lokal tetthet av elg), og at elgen i tillegg benytter jernbanen (men i liten grad vegene) som transportkorridor. I 2013 og 2014 var snøen moderat dyp i Hallingdal, mens antallet påkjørsler på jernbanen var rekordlav. Det var ingen tilsvarende stor nedgang i antallet elg påkjørt av bil, noe som kan skyldes at det er elgens tendens til å bruke jernbaneskinna som transportkorridor når snøen er dyp som reduseres av tiltakene. I så fall kan dette også forklare den relativt lave effekten av tiltakene når snødybden er lav (eks. 2015-2016). I slike år benytter elgen i liten grad jernbanen som transportkorridor, og det er først elg som tilfeldigvis krysser jernbanen som blir påkjørt.

I det store og hele betyr dette at de skadeforebyggende tiltakene i Hallingdal påvirker elgens atferd, men det er mindre klart hvordan denne atferdsendringene gir seg utslag i antallet ulykker. Både lokalt (ved tiltakene, Anon 2018) og regionalt (i kommunene) har det vært en nedgang i antallet elgpåkjørsler, men sannsynligvis er mye av dette forårsaket av redusert bestandstetthet regionalt og lokalt (konsentrerende effekt av dyp snø). Det er vanskelig å avklare nettoeffekten av tiltakene ettersom disse har økt i omfang siden 2010, og i tillegg er det et problem at snødybden og bestandstettheten aldri har nådd de samme høye verdiene etter 2010 som i årene før. Årets snørike vinter i Sør-Norge (2017-2018) kan i så henseende bidra med bedre kunnskap om tiltakenes effekt. Dersom snødybden når de samme høye verdiene som under vinteren i 1993-1994, 2000-2001 eller 2007-2008 (Fig. 6.7.3, Fig. 6.7.4), kan vi i verste fall forvente svært mange påkjørsler på jernbanen. Motsatt vil vi forvente kun en moderat økning dersom tiltakene har en stor effekt.

Analysene over har sine begrensninger og resultatene må tolkes i lys av disse. Sett elg-data er ikke optimale med hensyn til å beskrive variasjon i elgens bestandstetthet, og store feilavvik kan ha påvirket prediksjonsstyrken av modellene. Basert på utviklingen i antallet elg felt er det mye som tyder på at bestandstettheten er noe overestimert i sett pr. jegerdag-indeksen på starten av 1990-tallet, sannsynligvis fordi kun et fåtall jaktlag bidro med sett elg-data i denne perioden. Dette kan forklare den noe lave effekten av bestandstetthet i påkjørselsmodellen for perioden 1990-2009. Tilsvarende kan det være at snødybden fra to meteorologiske stasjonene ikke i tilstrekkelig grad klarer å beskrive variasjonen i snøforholdene i hele den aktuelle delen av Hallingdal (Flå, Nes, Gol, Ål, Hol). Den nære sammenhengen med snømodelldata fra 1990-2014 tilsier dog at data fra de meteorologiske stasjonene gir et rimelig godt bilde på variasjonen i snødybden i hele området (kap. 6.7). Det er også viktig å merke seg at konklusjonene omhandler antallet elg drept i trafikken og ikke omfanget av skade på personer og materiell, eller påkjørsler der elgen unnslipper tilsynelatende uten alvorlige skader. Selv om tiltakene i enkelte perioder har hatt begrenset betydning for antallet elg påkjørt på regionalt nivå, kan de ha en hatt stor betydning som trafikksikkerhetstiltak lokalt. Dette gjelder ikke minst der høy fartsgrense gjøre det ekstra risikofullt å påkjøre en elg.

4.4 Arealbruk og habitatvalg

I løpet av året må elgen tilegne seg nok ressurser til at den kan overleve og reproducere. På sommer og høst inntar elgen mye mat av tilstrekkelig høy kvalitet til at den kan vokse og bygge kroppsreserver, som den siden benytter til å overleve vinteren. Vinterstid er matkvaliteten lav og elgen taper vekt. Dersom reservene er lave og energitapet stort, kan kua miste den ufødte kalven og i verste fall selv dø. For elgen er det derfor maktpåliggende at den klarer å disponere tid og kroppsreserver riktig i løpet av året, slik at den til enhver tid har tilstrekkelig energi til de utfordringene som venter. Dette gjør den best ved å beite i områder med mat av høy kvalitet, samtidig som den avveier bruken av et område mot risikoen ved å oppholde seg der.

I studieområdet ser vi disse valgene reflektert i de merkede elgenes arealbruk og habitatvalg i løpet av året. Elgen er først og fremst knyttet til skogen, hvor den lever av kvister, lauv, lyng og større urter, men tidvis bruker den også tid i andre habitattyper. For eksempel er det ikke uvanlig at elgen utnytter gras og annen grøde på innmarka, og særlig i perioder når plantekvaliteten er lav i skogen. Det siste er gjerne tilfelle på vår og høst, før og etter planteveksten i skogen. I denne perioden er sannsynligvis energigevinsten høyere ved å beite på innmarka enn i skogen, men den kommer med en risiko.

Ulempen ved å beite på innmarka er at elgen da er langt mer eksponert for rovdyr, som i Norge stort sett betyr mennesker. Riktignok jantes elgen kun på høstes og selv på denne årstiden er det uvanlig at elgen felles på innmark. Dårlige erfaringer med mennesker over generasjoner gjør seg likevel gjeldene på elgens atferd året rundt og er med på å forme hvor den oppholder seg til ulike deler av døgnet. For eksempel ser vi at elgen hovedsakelig benytter innmarka i den mørkere delen av døgnet på sommeren, mens den holder seg i skogen på dagtid. Slik anti-predatoratferd, selv i perioder uten reel risiko, blir ofte kalt 'fornemmet predasjonsrisiko' (perceived predation risk, Frid & Dill 2002), og er sannsynligvis medvirkende til mange atferdstrekk hos elgen som ikke uten videre lar seg forklare ut av elgens behov for mat og reproduksjonsmuligheter.

Det meste av tiden bruker elgen i ulike skogtyper, men også disse med varierende preferanse. Sommerstid spiser elgen først og fremst lauv fra ulike lauvtrearter, med mindre det også er et rikt tilbud av store urter og bregner i leveområdet. Sistnevnte er lite utbredt i studieområdet (Fig. 3.10.6) og derfor består trolig dietten mest av lauv fra bjørk og ROS-artene i sommerhalvåret. Dette reflekteres i elgens preferanse for arealer med lauvskog på sommer og høst (Fig. 3.4.8). På denne årstiden står mye av elgen høyt i terrenget og sannsynligvis er det fjellbjørka som er mest beita.

På vinteren endrer dette mønsteret seg ved at det er barskogen av middels til høy bonitet som er mest ettertraktet (Fig. 3.4.8). På det tidspunktet har de fleste elgene vandret ned fra fjellet, og fjellbjørkeskogen er ikke lenger et aktuelt tilbud. Likevel er det neppe grana som trekker mest på elgen vinterstid. På vinteren beiter elgen først og fremst kvist fra lauvtrær og furu, mens barskogen i studieområdet domineres av gran. Sannsynligvis er det derfor lauvtrærne på ungskogflatene som er grunnen til elgens preferanse for barskog i denne perioden. Oppslaget av lauv er gjerne høyt i de første 20 årene etter at en granbestand er avvirka, og dersom de ikke ryddes kan disse flatene tilby gode beitebetingelser i mange år. Det samme gjelder for ungskogflater i barblandingsskog eller i rene furubestand. Problemet her er imidlertid at furua til forskjell fra grana, også er en attraktiv vinterbeiteplante, og kommersiell furuproduksjon kan derfor være en prøvelse i områder med mye elg.

En begrensende faktor i analysene av arealbruk og habitatvalg er at vi sjelden besitter detaljkunnskap om ressursene som befinner seg i de ulike habitattypene. Vi har mye generell kunnskap om fordelingen av viktige beiteressurser i de ulike skogkategoriene, men variasjonsbredden er stor og mulige feilkilder mange. Ett eksempel er skogalder – som vist til over. En ung og eldre barskogbestand kan være veldig forskjellig med hensyn til mengden tilgjengelig mat for elgen (eks. Wam mfl. 2010), og uten kunnskap om skogalder kan det være vanskelig å avgjøre hvorfor bruken varierer. Det finnes digitale kartverk som viser skogens alder (eks. SatSkog, www.ni-bio.no), men med mindre de jevnlig oppdateres mister de fort sin verdi. En hogstmoden granbestand vil for eksempel endre seg mye med hensyn til beitbar biomasse i de første 10 årene etter at den er hogd.

Et annet problem er etablering av fôringsstasjoner og salteplasser (saltsteiner) som tidvis trekker elgen til habitattyper som i fravær av disse ressursene, ikke er spesielt attraktive. Bruken av saltsteiner er sannsynligvis et mindre problem da elgen sjeldent benytter mye tid på disse lokalitetene, men det samme er ikke tilfelle for fôringsstasjoner. Som vist i figur 3.8.5 ligger det mange fôringsstasjoner innenfor merkaelgenes hjemmeområder, og flere av disse benyttes av de radiomerkede individene (eks. Fig. 3.8.9). Den relativt høye bruken av innmarksarealer vinterstid tror

vi delvis kan skyldes fordelingen av disse fôringsstasjonene, og delvis at posisjonen til de etablerte fôringsstasjonene er unøyaktig. Problemet kan forsterkes dersom det også eksisterer andre kunstige matkilder i studieområdet (eks. ødelagte rundballer).

4.5 Beitetilbud, kondisjon, reproduksjon og overlevelse

For at elgen skal kunne vokse og reprodusere maksimalt må leveområdet kunne tilby tilstrekkelig ressurser av god kvalitet til alle individene som lever der. Dette er sjelden tilfelle i dagens Norge som følge av generelt høye tettheter av hjortevilt (dvs. høyt antall dyr pr. arealenhet). I nesten alle områder vil det derfor være en viss konkurranse om maten mellom de individene som lever der (tetthetsavhengig næringsbegrensning). Utfallet av denne konkurransen gir seg utslag på mange nivå, og hvor styrken av avhenger av hvor mange individer som må dele på en begrenset ressurs (Solberg mfl. 2006).

På det laveste nivået vil vi se det i form av at beitetrykket øker og at mengden beitbar plantebiomasse per individ synker når bestandstettheten øker. I praksis betyr det at elgen beiter en økende andel av årsskuddene på de ulike beitetreartene med den følge at trærnes vekst reduseres eller stagnerer, og treet i verste fall dør. Fordi mindre mat blir tilgjengelig per individ, vil elgen da vokse med en lavere takt, og bli småfallen og mindre produktiv som voksen. På bestandsnivå gir dette seg utslag i generelt lavere slaktevekter på alle alderstrinn og at den samlede kalveproduksjonen for en gitt vinterbestand synker. Til slutt, når bestandstettheten er blitt virkelig stor, går det på livet løs. Når kroppskondisjonen er svekket, blir elgen mindre motstanddyktig mot sykdommer, parasitter og ekstreme miljøforhold (eks. en streng vinter) og en høyere andel av bestanden dør av andre årsaker enn jakt (naturlig dødelighet). I sin ytterste konsekvens kan denne dødeligheten være lik eller større enn kalveproduksjonen. I en slik bestand er det ikke lenger et høstbart overskudd, mens kostnadene i form av skogskader og viltulykker vil være høye.

I studieområdet er bestanden på ingen måte på et slikt nivå, men i likhet med mange elgbestander i landet ser vi mange og tydelige tetthetsavhengige effekter. Beitetrykket i studieområdet er generelt høyt (Fig. 3.10.7) og sammenlignbart kun med det høyeste beitetrykket vi ser på fylkeskala i resten av Norge (Fig. 6.6.2). Med et så høyt beitetrykk vil også skogbruket kunne bli skadelidende, spesielt i områder med mye furu. Selv om grana utgjør brorparten av bartrærne i studieområdet (7 ganger mer gran enn furu), er det likevel en del bestander med furu som sliter fordi beitetrykket er høyt. I gjennomsnitt ble omkring 12 % av kvistbiomassen beitet hvert år på ungfurue i studieområdet, hvilket er mye når dette gjentas år etter år.

For elgens del er konsekvensene av høye bestandstettheter og medfølgende høyt beitetrykk at slaktevektene og rekrutteringsratene synker. Analyser av elgens slaktevekter og rekrutteringsrater har ikke vært en del av prosjektet, men resultater fra den årlige vekt- og sett elg-observasjonen i området (eks. Meland og Roer 2017) og data fra hjorteviltregisteret (www.hjorteviltregisteret.no) vitner om at verdiene er relativt lave og at trenden over tid er negativ i flere av delområdene. Særlig gjelder dette rekrutteringsratene (tvillingrate og kalvkuandelen) som er indekser på kalveproduksjonen i bestanden, og hva som til syvende og sist er det høstbare overskuddet. I gjennomsnitt ligger tvillingratene nå omkring 15 % i studiekommunene (1,15 kalv pr. kalvku), hvilket er under landsgjennomsnittet (ca. 24 %) og omkring snittet for Øst- og Sørlandet (Solberg mfl. 2017). Til sammenligning var tvillingratene i studiekommune omkring dagens landsgjennomsnitt på begynnelsen av 1990-tallet, og i andre deler av landet, der tettheten er lav og beitesituasjonen bedre, er tvillingratene fortsatt over 30 % (Solberg mfl. 2017).

Det er ikke sikkert at tvillingratene noen gang har vært (eller kan bli) så høye i studieområdet, til det er de naturgitte betingelsene kanskje for begrensende. Geologien i mye av studieområdet er preget av relativt sure og næringsfattige bergarter (granitt, gneis, Moen 1998), og selv om morenedekket stedvis er tykt, gir det ikke grobunn for større arealer med rike vegetasjonstyper (Fig. 3.10.6). Men, ved å redusere på tettheten, er det likevel mulig å gjøre beitesituasjonen bedre for de individene som er tilbake i bestanden. Motsatt vil en bestandsøkning kunne føre til økte skogskader, redusert bestandskondisjon og den naturlige dødeligheten vil øke. Med bakgrunn i de

radiomerkede individene er det ingenting som tyder på at dagens naturlige dødelighetsrater er spesielt høye (kap. 3.6), men dette kan endre seg dersom bestandstettheten økes vesentlig. Konsekvensene kan vi forvente blir størst i år med spesielt harde vintre.



Kongen er død: Okse 2615 (halsbåndnr. 994) etter at den var skutt høsten 2017. Dyret ble merket vinteren 2014 og framsto da som et dyr i sin beste alder. Mange hadde derfor store forventninger til oksens framtidige vekt og gevir — forventninger som i liten grad ble innfridd. Da oxen ble skutt i 2017 hadde den et beskjedent gevir med 4 takker og veide 214 kg. Påfølgende aldersanalyse viste at den var 11,5 år, og som returokse å betrakte da den ble skutt (Foto: Per Olav Kjensrud).

4.6 Veien videre

Resultatene over har forhåpentligvis bidratt til at elgforvaltere og andre interesserte i studieområdet har fått ny innsikt i elgens økologi, og at noen av spørsmålene forvaltningen stilte har fått et tilfredsstillende svar. Å besvare alle spørsmål basert på et relativt lite merkeprosjekt er imidlertid en umulig oppgave, og studiet bør derfor hovedsakelig betraktes som et fundament for å skaffe seg ytterligere kunnskap fra bestanden. Denne kunnskapen kan skaffes tilveie ved å fortsatt overvåke bestandsutviklingen basert på innsamling av slaktevekt- og sett elg-data og ved å systematisk skaffe seg erfaring med bruk av ulike tiltak for å begrense skadevirkningene av mye elg.

I Hallingdal er det allerede gjennomført mange ulykkesdempende tiltak og disse synes å ha en viss effekt på antallet elg som drepes i trafikken. Det er likevel uklart hvordan de vil virke i snørike vintre, men dette er erfaringer som kan høstes over tid (kanskje allerede i 2018). Det er imidlertid et problem at det mangler gode referanseområder og at mange ulike tiltak iverksettes samtidig. Som påpekt i rapporten kan mange relevante forhold endre seg over tid og det er derfor ikke gitt at en endring i antallet trafikkulykker alltid skyldes tiltakene. Ved eventuell etablering av nye tiltak foreslår vi derfor at det også opprettes representative referanseområder uten tiltak og at ulykkesfrekvensen overvåkes før, under og etter at tiltakene er etablert. Kun på det viset vil vi være i stand til å avgjøre hvilke tiltak som faktisk fungerer og hvilke som er uten effekt (Solberg mfl. 2012a, Rytwinski mfl. 2015). Erfaringer fra godt gjennomførte prosjekter har stor verdi, og kan forhindre at kostbare og lite effektive tiltak etableres i andre områder.

Erfaringene fra prosjektet bør også benyttes til å se elgen i Hallingdal i et større perspektiv. Mye av elgen som står i Hallingdal på vinteren kommer med stor sannsynlighet som trekkende individer fra Valdres, hvilket betyr at Valdreskommunene også har et ansvar for antallet vinterelg i Hallingdal. Bestandsstørrelsen kontrolleres hovedsakelig via antallet elg som felles, og aller mest effektiv er uttaket i september og oktober før snøen kommer og trekker begynner. For å få til en god forvaltning av en felles ressurs bør derfor kommunene samarbeide om et felles mål for bestandens størrelse. Dette kan være vanskelig når problemomfanget varierer mellom kommuner, men er trolig det beste for alle parter på lengre sikt.

Et alternativ til en omforent forvaltning er at mottakerkommunene utsetter mer av jaktuttaket til etter at sesongtrekket er godt i gang. I studieområdet var median oppstart av høsttrekket i første halvdel av november, hvilket betyr at mye av trekkelgen først er tilstede i Hallingdal i desember. For å få til effektivt uttak av trekkelg i Hallingdal uten å redusere for mye på stedegen bestand, må derfor mye av kvoten effektueres i desember. Jakt på trekkende individer kan også effektiviseres ved spesifikt å øke jakttrykket i de høyereliggende områdene som først mottar trekkende individer. Fordi desember preges av kulde, snø og korte dager er det likevel begrenset hvor effektivt elgjakta kan gjennomføres i denne perioden.

Materialet fra de radiomerkede elgene i ValHal inngår nå i NINAs database, men en kopi av materialet kan overføres til kommunene i studieområdet dersom det er ønskelig. Innsyn i de merka elgenes bevegelser vil også være tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no). Utover dette vil materialet bli benyttet i ulike studier av elgens økologi i Norge. Av aktuell interesse er studier av elgens romlige dynamikk i forhold til andre hjortedyr. Dette er kunnskap som er etterspurt som følge av oppdagelsen av skrantesyke i Norge, og fordi smitteoverføring mellom bestander og arter av hjortevilt er en mulig mekanisme for spredning av sykdommen i Skandinavia. I den forbindelse kan det også være aktuelt å merke flere elg i Hallingdal og Valdres i nær framtid. Så langt er Nordfjella den eneste kjente lokaliteten med klassisk skrantesyke i Norge og det er viktig at sykdommen ikke sprer seg derfra. Valhal og øvre Hallingdal er første skanse øst for Nordfjella og både fallvilt og hjortedyr som felles i området undersøkes derfor nøye for mulige sykdomstilfeller. Kunnskap om sesongtrekk og spredning av elg i studieområdet og i andre deler av landet har vært medvirkende til å avgrense slike overvåkingssoner, men her er det fortsatt mye å lære.

5 Referanser

- Anon 2013. Vilt og trafikk Hallingdal. Prosjektrapport. Vilt og trafikk Hallingdal (www.viltogtrafikk.no).
- Anon 2014. Vilt og trafikk Hallingdal 2010-2013. Handlingsplan 2014-2016. Vilt og trafikk Hallingdal (www.viltogtrafikk.no).
- Anon 2018. Vilt og trafikk. Prosjektrapport 2010-2017 - Handlingsplan 2018-2020. Vilt og trafikk Hallingdal (www.viltogtrafikk.no).
- Bergström, R., & Hjeljord, O. 1987. Moose and vegetation interactions in northwestern Europe and Poland. *Swed. Wildl. Res. Suppl.* 1: 213-228.
- Bjørneraas, K., B. Van Moorter, C. M. Rolandsen & I. Herfindal. 2010. Screening global positioning system location data for errors using animal movement characteristics. *Journal of Wildlife Management* 74:1361-1366.
- Cagnacci, F., S. Focardi, M. Heurich, A. Stache, A. J. M. Hewison, N. Morellet, P. Kjellander, J. D. C. Linnell, A. Mysterud, M. Neteler, L. Delucchi, F. Ossi, & F. Urbano. 2011. Partial migration in roe deer: migratory and resident tactics are end points of a behavioural gradient determined by ecological factors. *Oikos* 120:1790-1802.
- Frid, A., & L. Dill. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6 (1):11.
- Huijser, M. P., E. R. Fairbank, W. Camel-Means, J. Graham, V. Watson, P. Basting, & D. Becker. 2016. Effectiveness of short sections of wildlife fencing and crossing structures along highways in reducing wildlife-vehicle collisions and providing safe crossing opportunities for large mammals. *Biological Conservation* 197:61-68.
- Huseby, O. 2013. Spatio-temporal variation in moose-vehicle collisions: the effects of varying moose activity, traffic intensity and light conditions. Master of Science thesis. Department of Biology, Norwegian University of Science and Technology. Summer 2013.
- Lorentsen, Ø., B. Wiseth, K. Einvik, & P. H. Pedersen. 1991. Elg i Nord-Trøndelag - Resultater fra elgundersøkelsene 1987 - 1990 om vandringsmønster, brunst, kalvinger og dødelighet.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L., Thomas, D.L., McDonald, T.L. & Erickson, W.P. 2002. *Resource Selection by Animals: Statistical Analysis and Design for Field Studies*, 2nd edn. Kluwer, Boston.
- Mason, T. H. E & D. Fortin. 2017. Functional responses in animal movement explain spatial heterogeneity in animal-habitat relationships. *Journal of Animal Ecology* 86: 960-971.
- Meland, M. & O. Roer 2016. Aldersregistrering og bestandsvurdering av elg i ValHal etter jakta 2016. Faun rapport 019-2017.
- Milner, J. M., T. Storaas, F. M. v. Beest, & G. Lien. 2012. Sluttrapport for elgføringsprosjektet. Høgskolen, Elverum.
- Moen, A. 1998. National Atlas of Norway – Vegetation. Norwegian Mapping Authority. Hønefoss.
- Olson, D. D., J. A. Bissonette, P. C. Cramer, K. D. Bunnell, D. C. Coster, & P. J. Jackson. 2015. How does variation in winter weather affect deer—vehicle collision rates? *Wildlife Biology* 21:80-87.
- R Core Team 2015. R: A language and environment for statistical computing [2.2.0.] in R. F. f. S. Computing, editor., Vienna, Austria.
- Roer, O & L. E. Gangsei 2008. Sluttrapport – "Elgens områdebruk – Vegårshei & omegn" Faun rapport 020-2008.
- Rolandsen, C. M., E. J. Solberg, M. Heim, F. Holmstrøm, M. I. Solem & B. E. Sæther. 2008. Accuracy and repeatability of moose (*Alces alces*) age as estimated from dental cement layers. *European Journal of Wildlife Research* 54:6-14.
- Rolandsen, C. M., E. J. Solberg, K. Bjørneraas, M. Heim, B. Van Moorter, I. Herfindal, M. Garel, P. H. Pedersen, B. E. Sæther, O. Lykkja, & Ø. Os. 2010. Elgundersøkelsene i Nord-Trøndelag, Bindal og Rissa 2005 - 2010 - Sluttrapport.
- Rolandsen, C. M., Solberg E. J. Herfindal, I., Van Moorter, B & Sæther, B.-E. (2011) Large-scale spatiotemporal variation in road mortality of moose – is it all about population density? *Ecosphere* 2(10):113. doi:10.1890/ES11-00169.1. <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/ES11-00169.1>.
- Rolandsen, C. M., E. J. Solberg, B. Van Moorter, & O. Strand. 2015. Dyrepåkjørsler på jernbanen i Norge 1991-2014. NINA Rapport 1145. 111 s.

- Rolandsen, C. M., K. Langeland, H. Tømmervik, A. Hesjedal, M. Kjørstad, B. V. Moorter, I. E. Danielsen, T. Tveraa, & E. J. Solberg 2017a- Tamreinpåkjørsler på Nordlandsbanen. Utfordringer og tiltak i Nord-Trøndelag og Nordland. Norsk institutt for naturforskning.
- Rolandsen, C. M., Solberg, E. J., Sæther, B.-E., Van Moorter, B., Herfindal, I., & Bjørneraas K. 2017b. On fitness and partial migration in a large herbivore – migrant females have higher reproductive performance than resident females. *Oikos*. DOI: 10.1111/oik.02996.
- Rytwinski, T., R. van der Ree, G. M. Cunningham, L. Fahrig, C. S. Findlay, J. Houlahan, J. A. G. Jaeger, K. Soanes, & E. A. van der Grift. 2015. Experimental study designs to improve the evaluation of road mitigation measures for wildlife. *Journal of Environmental Management* 154:48-64.
- Sæther, B. E., K. Solbraa, D. P. Sodal, and O. Hjeljord. 1992. Sluttrapport Elg-Skog-Samfunn. NINA Forskningsrapport 28.
- Sæther, B.-E., & Heim, M. 1993. Ecological correlates of individual variation in age at maturity in female moose (*Alces alces*): the effects of environmental variability. *J. Anim. Ecol.* 62: 482-489.
- Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Heim, M., Grøtan, V., Garel, M., Sæther, B.-E., Nilsen, E. B., Austrheim, G., Herfindal, I. 2006. Elgen i Norge sett med jegerøyne. En analyse av jaktmaterialet fra overvåkningsprogrammet for elg og det samlede sett elg-materialet for perioden 1966-2004. NINA Rapport 125. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2006/125.pdf>.
- Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Herfindal, I. & Heim, M. 2009. Hjortevilt og trafikk i Norge: En analyse av hjorteviltrelaterte trafikkulykker i perioden 1970-2007 - NINA Rapport 463. 84 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2009/463.pdf>.
- Solberg, E. J., C. M. Rolandsen & H. Gundersen 2012a. Hjortevilt og trafikk. S 191-201 i Bjørneraas, K. (red.). 2012. Klauvvilt i norsk natur - historie, biologi og forvaltning. Akademia forlag, Trondheim.
- 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. 2012b. Hjortevilt 1991-2011 – Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. – NINA Rapport 885. 156 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2012/885.pdf>.
- 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. 2017. Hjortevilt 1991–2016: Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt - NINA Rapport 1388. 125 s. <http://hdl.handle.net/11250/2453679>.
- Van Moorten, B. Bunnefeld, N., Rolandsen, N., Solberg, E. J., M. Panzacchi & Sæther, B.-E. 2013. Understanding scales of movement: Animals ride waves and ripples of environmental change. *Journal of Animal Ecology*. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23414218>
- Wam, H.K., Hjeljord, O. & Solberg, E. J. 2010. Differential forage utilization makes carrying capacity equivocal on ranges of Scandinavian moose (*Alces alces*). *Can J Zool.* 88: 1179-1191.
- Wam, H. K., & O. Hjeljord. 2010. Moose summer and winter diets along a large scale gradient of forage availability in southern Norway. *European Journal of Wildlife Research* 56:745–755.

6 Vedlegg

6.1 Vedlegg 1.

Oversikt over elg merka i studieområdet. Alle dyrene ble merket med hvite halsbånd med GPS-mottaker og radio (VHF). Data fra de fleste kusenderne (GPS Pro light, Vectronics) ble lastet ned via GSM, mens data fra oksesenderne og 4 kusendere (Vertex survey, Vectronics) ble lastet ned via satellitt. **Estimert alder** ved merking er basert på tannslitasje, tannfarging og kroppsstørrelse. **Fødselsår** er beregnet etter at dyret er dødt og alder bestemt fra tannsnitt. **Data mnd** angir antallet kalendermåneder med posisjonsdata fra det aktuelle dyret.

Ind. nr.	Hals-bånd-nr.	Hals-bånd-type	Kjønn	Est. alder	Fødsels-år	Merke-dato	Merkested	Merke-kommune	Rund ball	Mistet sender / Drop-off	Død	Slakte-vekt	Data mnd
2600	995	Satellitt	okse	2,5		16.02.14	Golsfjellet	Gol					
2601	034	GPS/SMS	ku	4,5		11.03.14	Perstølen	Hol	ja		03.05.15		14
2602	039	GPS/SMS	ku	3,5		15.02.14	Golsfjellet	Gol			11.11.15	136	21
2603	990	Satellitt	okse	1,5	2012	18.02.14	Golsfjellet	Gol	ja		15.10.16	172	32
2604	993	Satellitt	okse	2,5		17.02.14	Vassfaret	Sør-Aurdal		12.10.14			8
2606	037	GPS/SMS	ku	10,5		16.02.14	Todalen	Nes		02.06.14			4
2607	027	GPS/SMS	ku	3,5		18.02.14	Vassfaret	Sør-Aurdal		10.04.16			26
2608	047	GPS/SMS	ku	5,5		16.02.14	Todalen	Nes			04.02.15		12
2609	043	GPS/SMS	ku	5,5		16.02.14	Golsfjellet	Gol	ja	10.04.16			26
2610	049	GPS/SMS	ku	4,5		14.02.14	Todalen	Nes		10.04.16 ¹			25
2611	029	GPS/SMS	ku	12,5		14.02.14	Oppheim	Ål		09.04.16			26
2612	038	GPS/SMS	ku	3,5		14.02.14	Myro	Ål	ja	26.03.16			25
2613	987	Satellitt	okse	1,5		14.02.14	Golsfjellet	Gol					
2614	030	GPS/SMS	ku	2,5		15.02.14	Golsfjellet	Gol		10.04.16 ²			21 ²
2615	994	Satellitt	okse	8,5	2006	16.02.14	Vassfaret	Sør-Aurdal			15.10.17	214	44
2616	044	GPS/SMS	ku	5,5		13.02.14	Todalen	Nes		10.04.16			26
2617	031	GPS/SMS	ku	4,5		18.02.14	Vassfaret	Sør-Aurdal		10.04.16			26
2618	040	GPS/SMS	ku	4,5		13.02.14	Torpomoen	Ål		10.04.16	23.12 16		26
2619	033	GPS/SMS	ku	2,5		17.02.14	Golsfjellet	Gol		30.03.16			25
2620	045	GPS/SMS	ku	4,5		13.02.14	Todalen	Nes		10.04.16			26
2621	032	GPS/SMS	ku	4,5		16.02.14	Vassfaret	Sør-Aurdal		10.04.16			26

2622	989	Satellitt	okse	1,5	2011	13.02.14	Todalen	Nes			29.09.17	267	43
2623	046	GPS/SMS	ku	1,5		17.02.14	Vassfaret	Sør-Aurdal		10.04.16			26
2624	048	GPS/SMS	ku	3,5	2011	13.02.14	Oppheim	Ål		10.04.16	14.10.17	175	26
2625	985	Satellitt	okse	1,5		16.02.14	Golsfjellet	Gol			2017		
2626	028	GPS/SMS	ku	3,5		15.02.14	Golsfjellet	Gol		01.04.16			25
2627	991	Satellitt	okse	2,5		14.02.14	Golsfjellet	Gol					
2628	036	GPS/SMS	ku	2,5	2010	13.02.14	Myro	Ål	ja	26.03.16	2017		25
2629	041	GPS/SMS	ku	10,5		14.02.14	Golsfjellet	Gol	ja	02.04.16			25
2630	042	GPS/SMS	ku	2,5+		12.02.14	Oppheim	Ål			02.06.14		4
2631	992	Satellitt	okse	3,5		12.02.14	Oppheim	Ål			26.10.16		32
2632	026	GPS/SMS	ku	2,5+		12.02.14	Myro	Ål	ja	28.03.16			25
2634	988	Satellitt	okse	1,5		12.02.14	Oppheim	Ål			15.10.16		32
2635	986	Satellitt	okse	2,5	2012	04.03.15	Klepp	Gol	ja		13.10.15	164	7
2636	035	GPS/SMS	ku	5,5		04.03.15	Klepp	Gol	ja	10.04.16			13
2637	025	GPS/SMS	ku	2,5		04.03.15	Todalen	Nes	ja		23.10.17	178	31
2638	7302	Satellitt	ku	8,5		04.03.15	Robru	Gol	ja		28.11.17		32
2639	7308	Satellitt	ku	4,5		04.03.15	Garnås	Nes	ja				
2640	7306	Satellitt	ku	3,5	2010	19.03.15	Klepp	Gol	ja		18.11.17	180	32
2641	7307	Satellitt	ku	1,5	2013	19.03.15	Stakeberg	Gol	ja		19.12.15	135	9

¹ Sender ikke funnet. Sluttet å sende posisjoner 14.03.2016

² Sender sluttet å logge posisjoner 14.11.2015

³ Kalven skutt samtidig, oksekalv, 67 kg

6.2 Vedlegg 2.

Advarsel sendt til alle jaktlag i 2015.

Advarsel: Elgokse med bedøvelsespil i flanken

Vinteren 2014 og 2015 ble det fanget og radiomerket 40 elg i Gol, Hol, Nes, Sør-Aurdal og Ål kommune som en del av prosjektet: **Merkeprosjekt elg i ValHal og øvre Hallingdal**. Prosjektet eies av kommunene i Hallingdal og Valdres samt prosjektet Vilt og trafikk i Hallingdal. Norsk institutt for naturforskning (NINA) er prosjektleder og står for driften i samarbeid med en lokal styringsgruppe.

Under innfangningen ble elgene påskutt med bedøvelsespil fra helikopter eller fra bakken. Dette er en effektiv metode som i de fleste tilfeller fører til rask immobilisering (bedøving) av elgen. Under merking i Nes kommune i mars 2015 opplevde vi likevel at en okse ikke ble immobilisert etter påskyting fra bakken. Aktiv sporing og søk i området gav ingen indikasjoner på at dyret var immobilisert og lenge var det usikkert om dyret overhode var truffet av pila. Noen uker senere blir så dyret fanget på et viltkamera noen kilometer unna, der det tydelig framgår at pila sitter i flanken på dyret (se bilde). Elgen ble senere aldri observert etter aktiv søk i området, og det er usikkert om den fortsatt går med pila i siden.



Elgoksen med bedøvelsespil i flanken. Foto fra viltkamera.



Samme dyret fotografert fra motsatt side. Legg merke til det distinkte arret over ryggen. Foto fra viltkamera.

Fordi vi ikke helt kan utelukke at pila eller kanylen (nålen) fortsatt sitter i dyret, ønsker vi å komme med en generell advarsel til elgjegere som jakter i området. **Bedøvelsesmидdelet**

som benyttes til å immobilisere elg er å betrakte som svært giftig for mennesker og det er derfor viktig å ikke å ha hudkontakt med dette medikamentet. Selv små gjenværende rester i pilen kan være farlig. Dersom elgoksen felles med en bedøvelsespil i flanken ber vi derfor om at denne behandles med stor forsiktighet og det samme gjelder om kun kanylen sitter i dyret. Det beste er å trekke ut kanylen og eventuell medfølgende plastikkspørte ved bruk av en tang og/eller en grov hanske og siden legge den i en tom plastikkflaske. Det samme gjelder dersom pilen blir funnet på bakken under jakt eller annen aktivitet. Flasken med pil kan siden leveres til viltansvarlig i kommunen og/eller prosjektledelsen.



Bedøvelsespil som benyttes til immobilisering av elg. Pilen består av en kanyle (nål), en plastikkspørte med bedøvelsesmiddel og en styringsdusk (rød) i enden.

Oksen ble påskutt med pil i den østlige delen av Nes kommune (Todalen), men okser generelt er svært mobile. Oksen kan følgelig befinne seg i flere omkringliggende kommuner under jakta. Enhver elgokse som felles i kommuner i Hallingdal eller Valdres bør derfor undersøkes med hensyn til om den har en pil eller kanyle i venstre flanke (se bildet). Oksen synes å være relativt ung og i tillegg hadde den et distinkt arr over den høyre delen av ryggen (se bildet).

Kjøtt fra elg som bedøves vinterstid kan konsumeres på lik linje med kjøtt fra annen elg og det er ikke rapportert at bedøvelsesmiddelet forringer kjøttkvaliteten. Dersom medikamentet fortsatt befinner seg i pilen (som vist på bildet) har den ikke vært bedøvd og kjøttet kan benyttes som normalt. Dersom pilen er helt eller delvis tom, bør dette vurderes av mattilsynet (telefon: 22400000) i samråd med oss.

Vi vil svært gjerne bli kontaktet dersom pilen blir funnet. I tillegg kan følgende personer kontaktes for avklarende opplysninger:

Prosjektleder NINA: Erling J. Solberg, NINA, erling.solberg@nina.no, 93466772

Ansvarlig veterinær NINA: Bjørnar Ytrehus, bjornar.ytrehus@nina.no, 97641431

Prosjektmedarbeider NINA: Christer M. Rolandsen, christer.rolandsen@nina.no,

Formann i styringsgruppa, Valhal: Paul Ole Kleven, pol-kl@online.no,

Sekretær i styringsgruppa, Gol kommune: Jørn Magne Forland, Jorn-Magne.Forland@gol.kommune.no.

Erling J. Solberg, NINA
Prosjektleder

Skutt Merkaelg

Opplysninger om felte mer'kaelg og kalver til disse.

Fyll inn mest mulig opplysninger. Alle opplysningene er viktige, men øremerkenummer viktigst!

Opplysninger om felling av kalver fra merkadyr er også viktig. Oppgi da farge og nummer på moras halsbånd og/eller øremerkenummer.

NB! Vi ønsker svært gjerne underkjerne med frantenner fra alle merkelegsluk at vi kan få dem aldersbestemt. Hvis mulig, ønsker vi også ovarier fra merkelegsluk. Merk kjerve og ovarier med øremerkenummer eller halsbåndnummer.

[illegible]

a) Kalv / Åring / Voksen

6.4 Vedlegg 4.

Merkeposisjoner i ulike kommuner



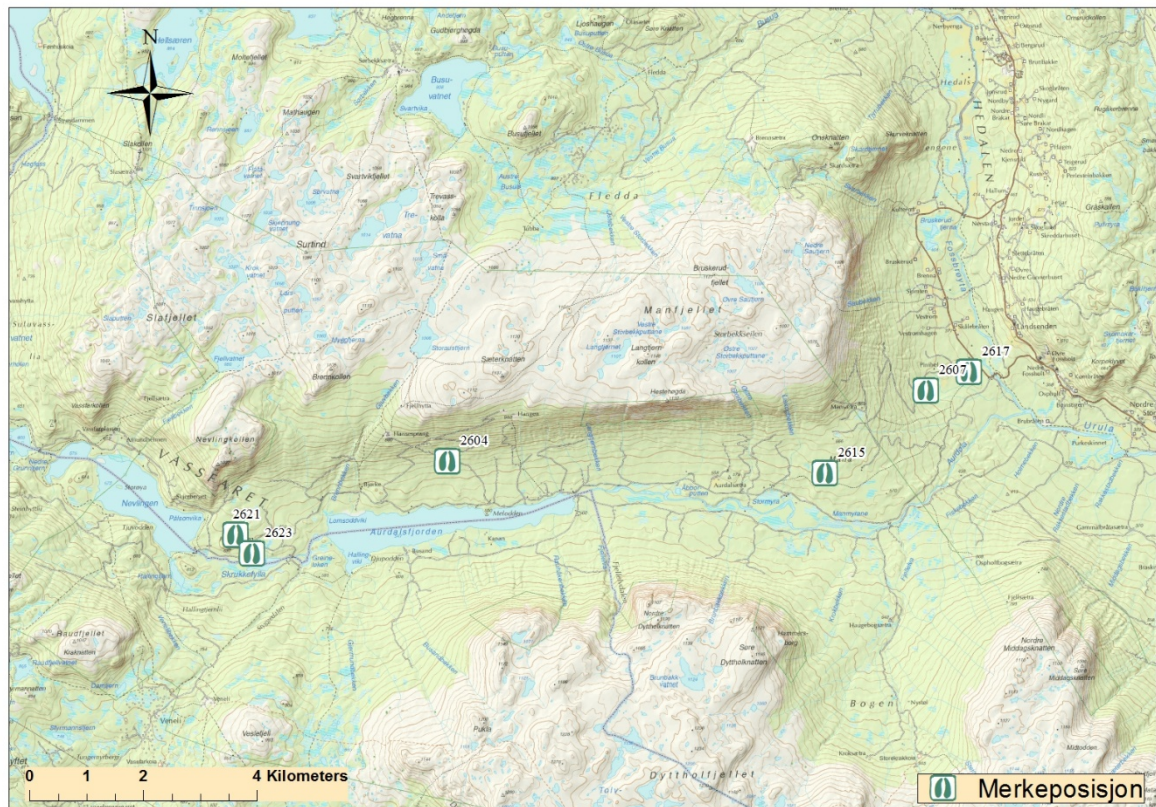
Merkeposisjoner i Ål kommune



Merkeposisjoner i Nes kommune



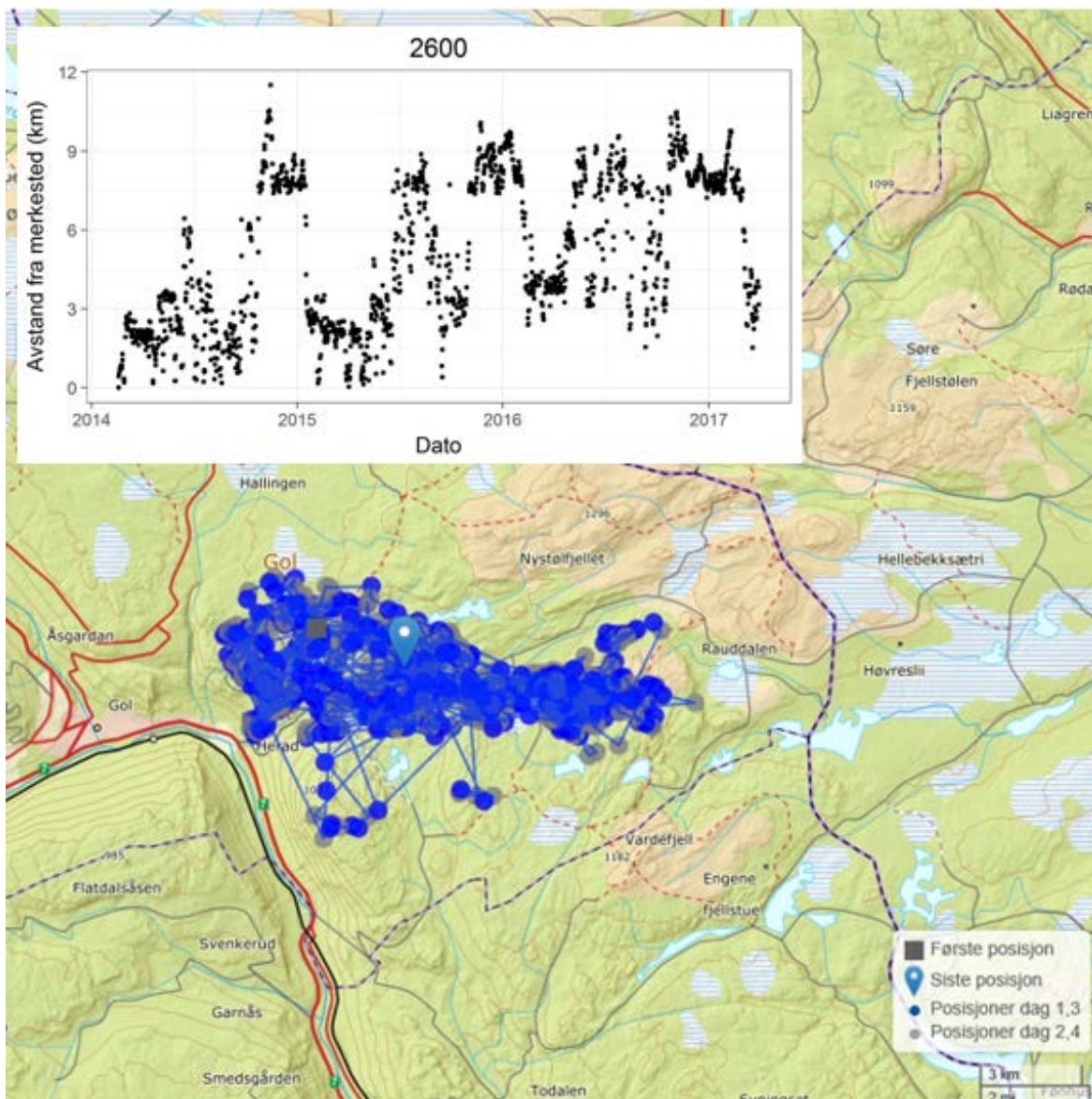
Merkeposisjoner i Gol kommune



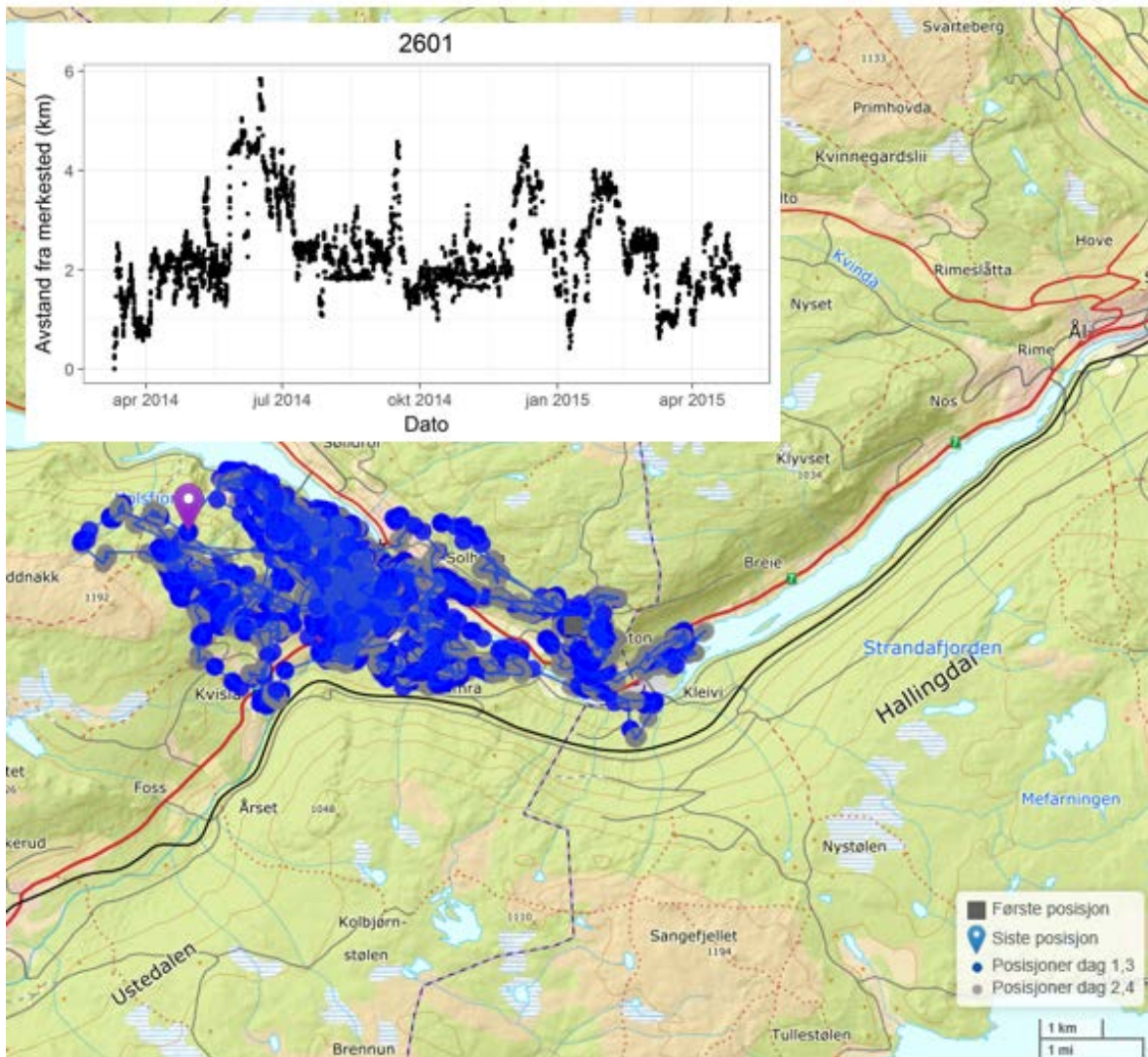
Merkeposisjoner i Sør-Aurdal kommune

6.5 Vedlegg 5.

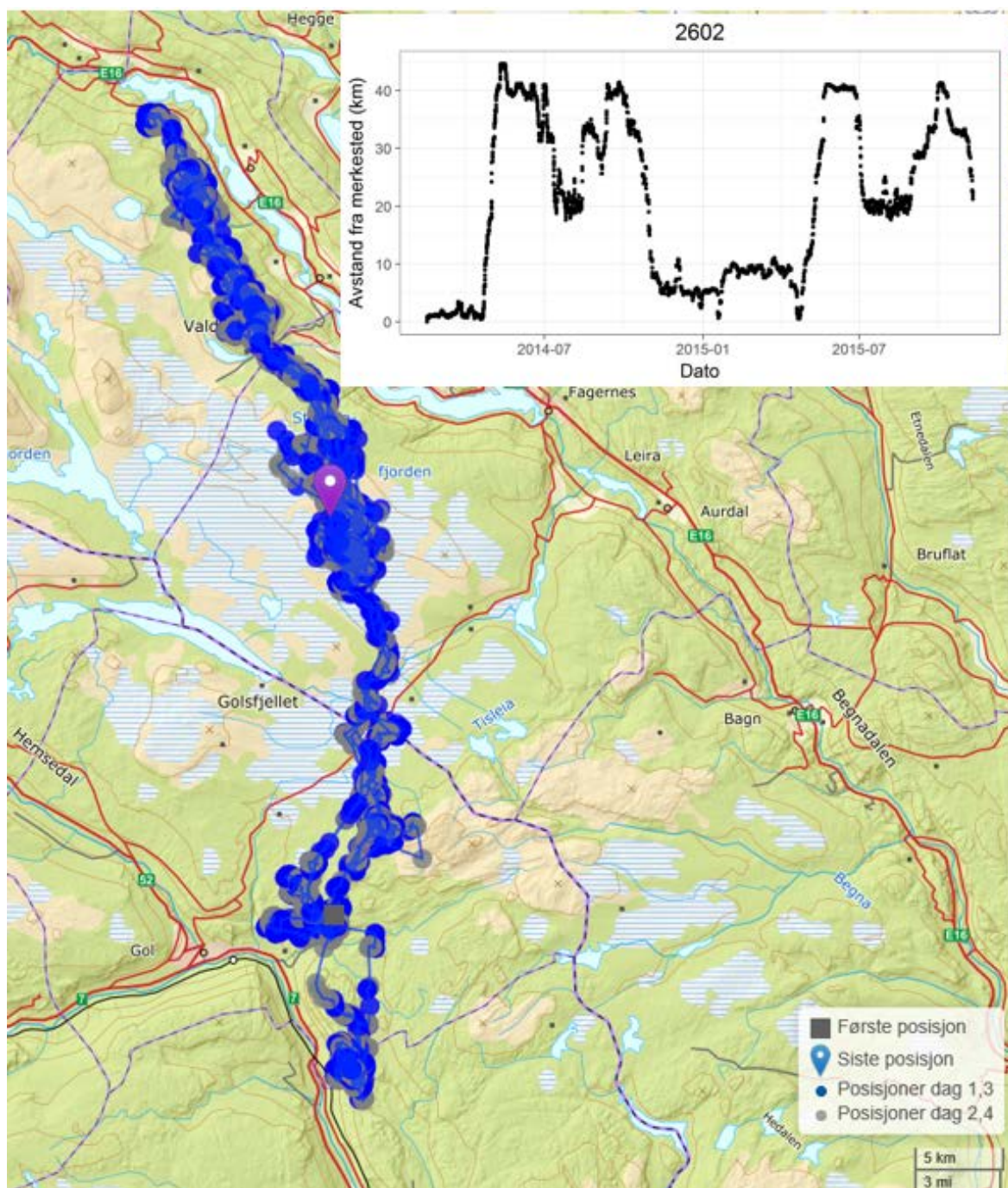
Geografisk fordeling av alle posisjoner for merkaelg i prosjektet. Innfelt vises avstand til merkeposisjonen i løpet av perioden dyret gikk med sender.



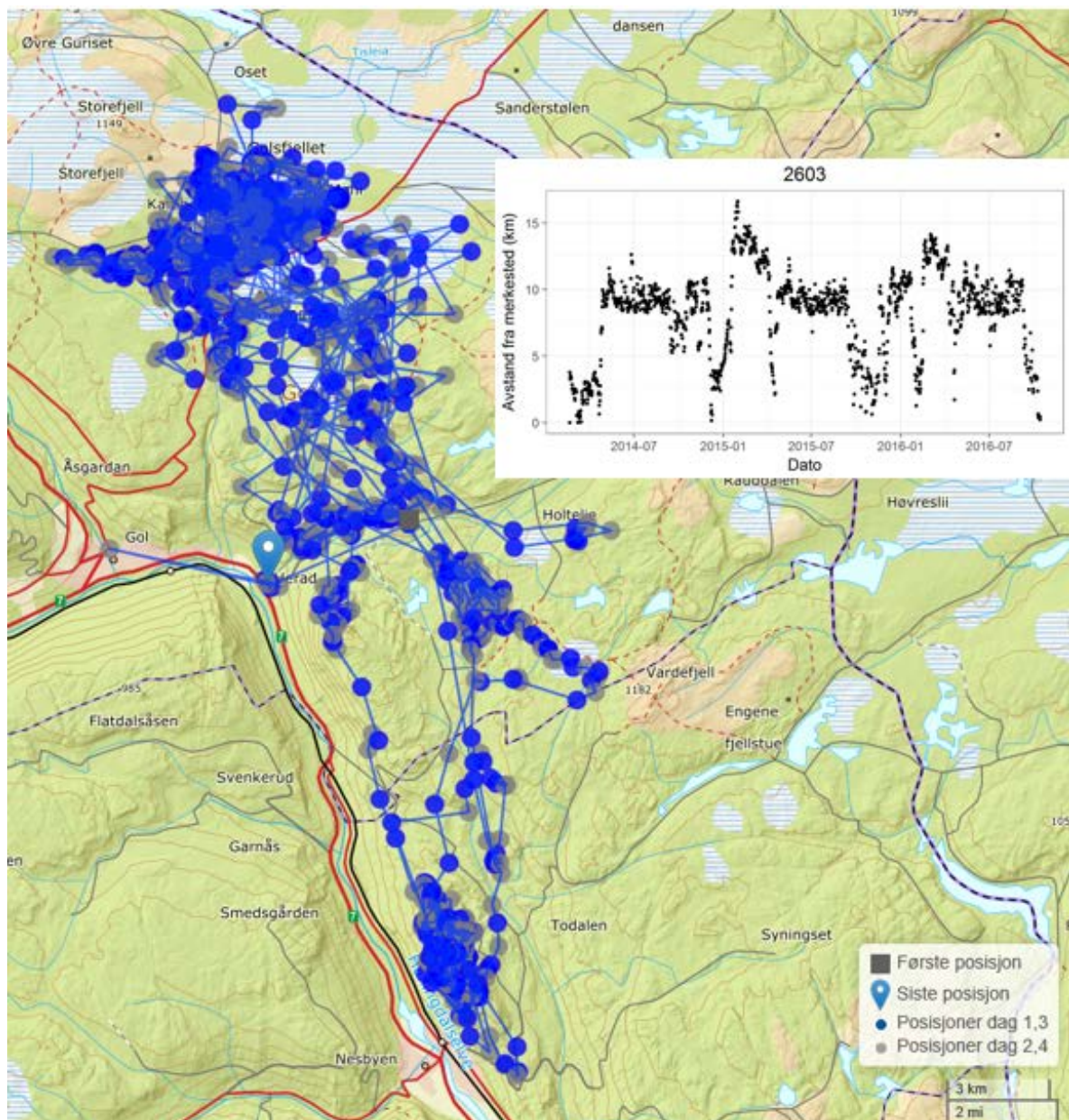
Okse 2600 oppholdt seg i Gol kommune rett øst for Gol sentrum i hele studieperioden og var et relativt stasjonært individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i [Dyreposisjoner \(www.dyreposisjoner.no\)](http://www.dyreposisjoner.no).



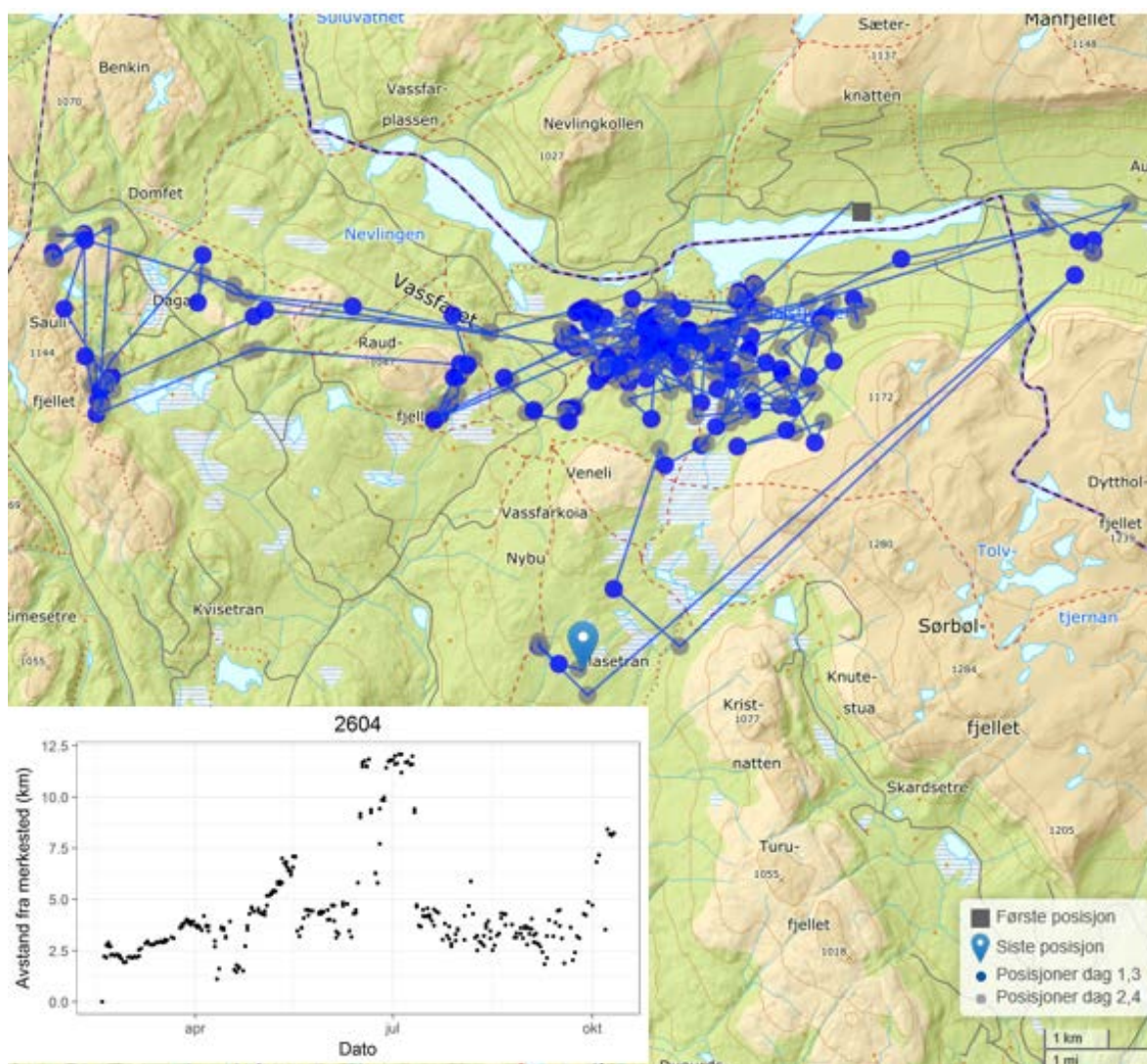
Ku 2601 oppholdt seg i Hol og Ål kommune, rett vest for Ål sentrum, i hele studieperioden og var et stasjonært individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



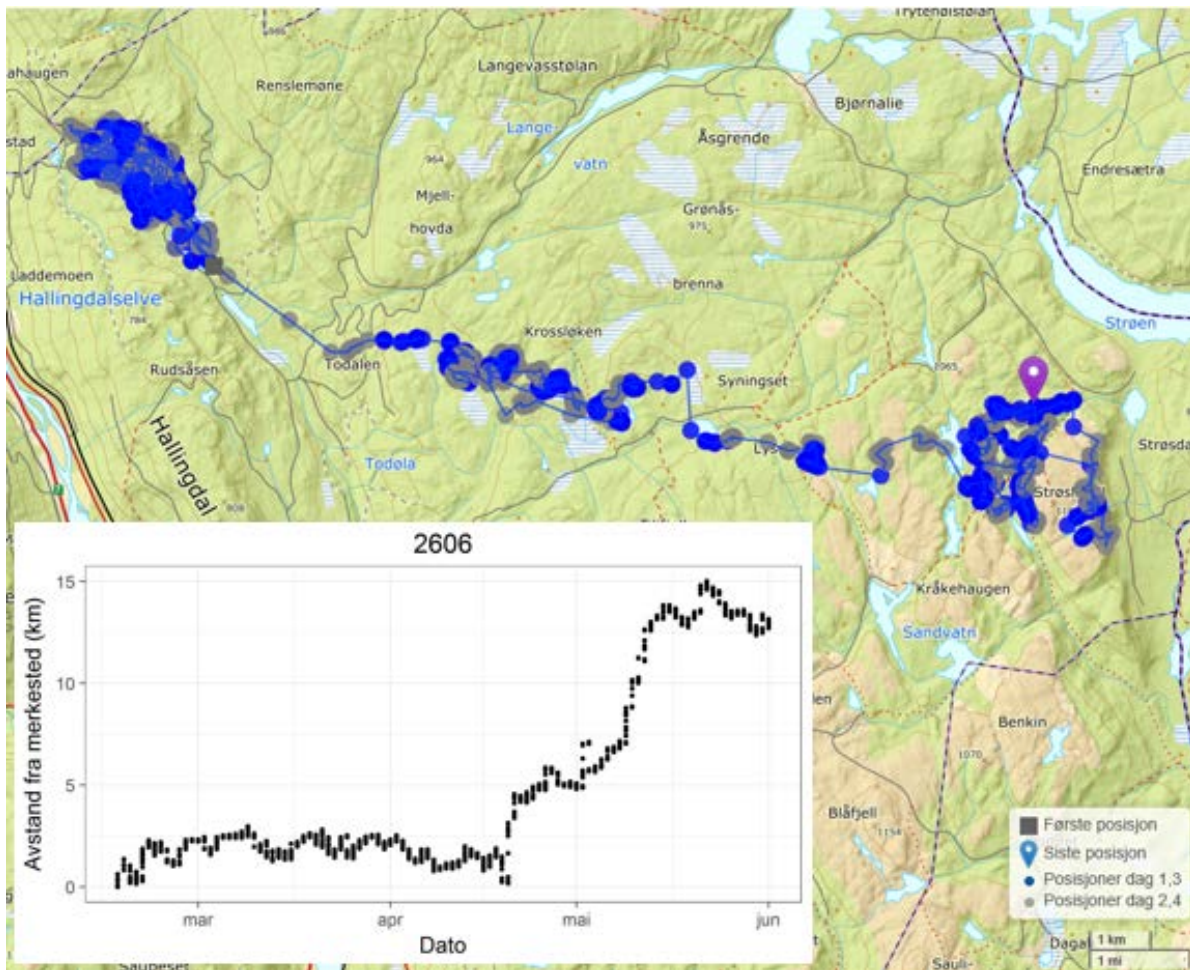
Ku 2602 oppholdt seg i Nes, Gol, Nord-Aurdal og Vestre Slidre kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Vinteren ble tilbrakt i sør og sommeren i nord. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



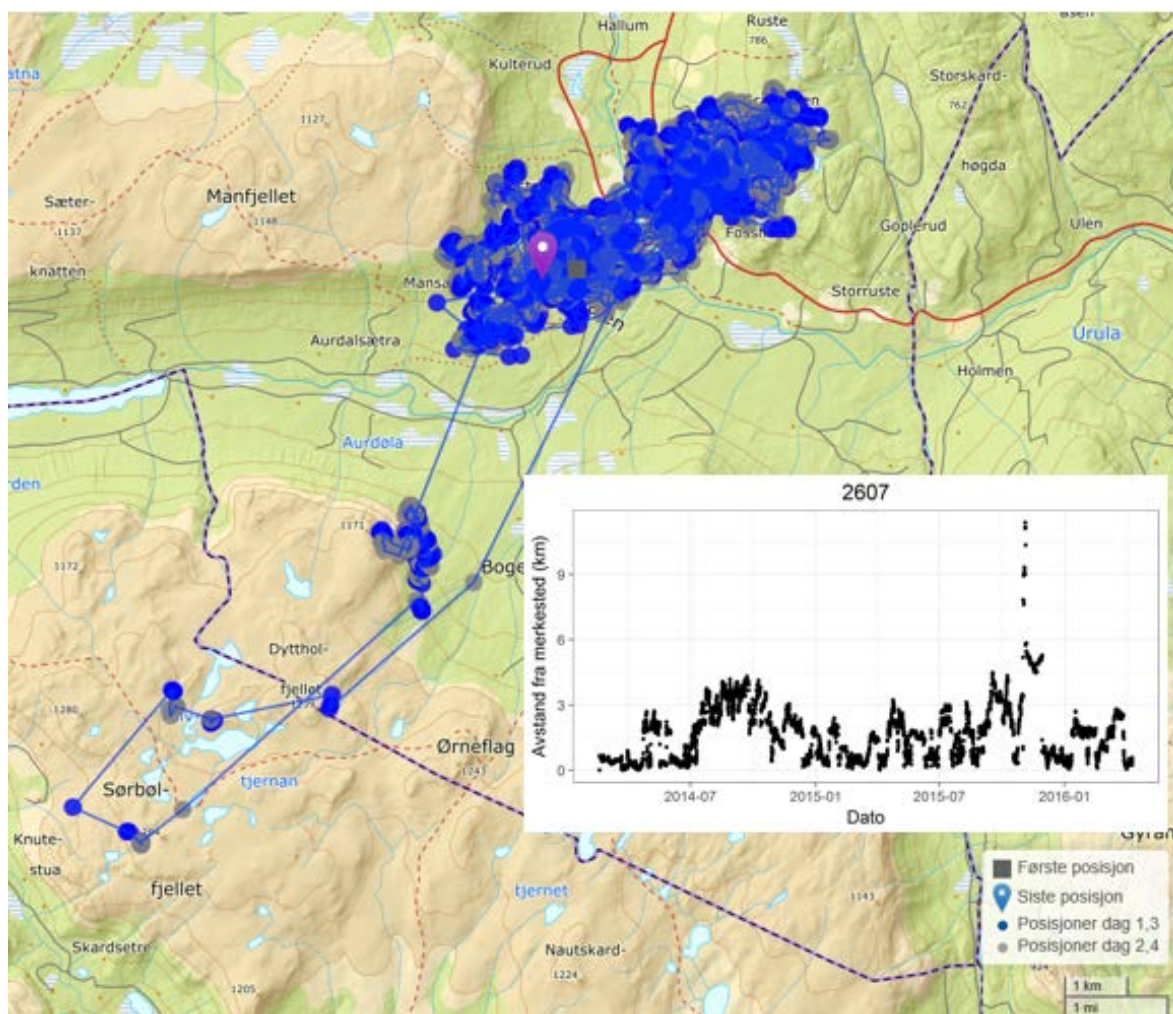
Okse 2603 oppholdt seg i Nes og Gol i studieperioden og var et relativt stasjonært individ. Okse 2603 fordelt seg likevel noe forskjellige i hjemmeområdet gjennom året. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



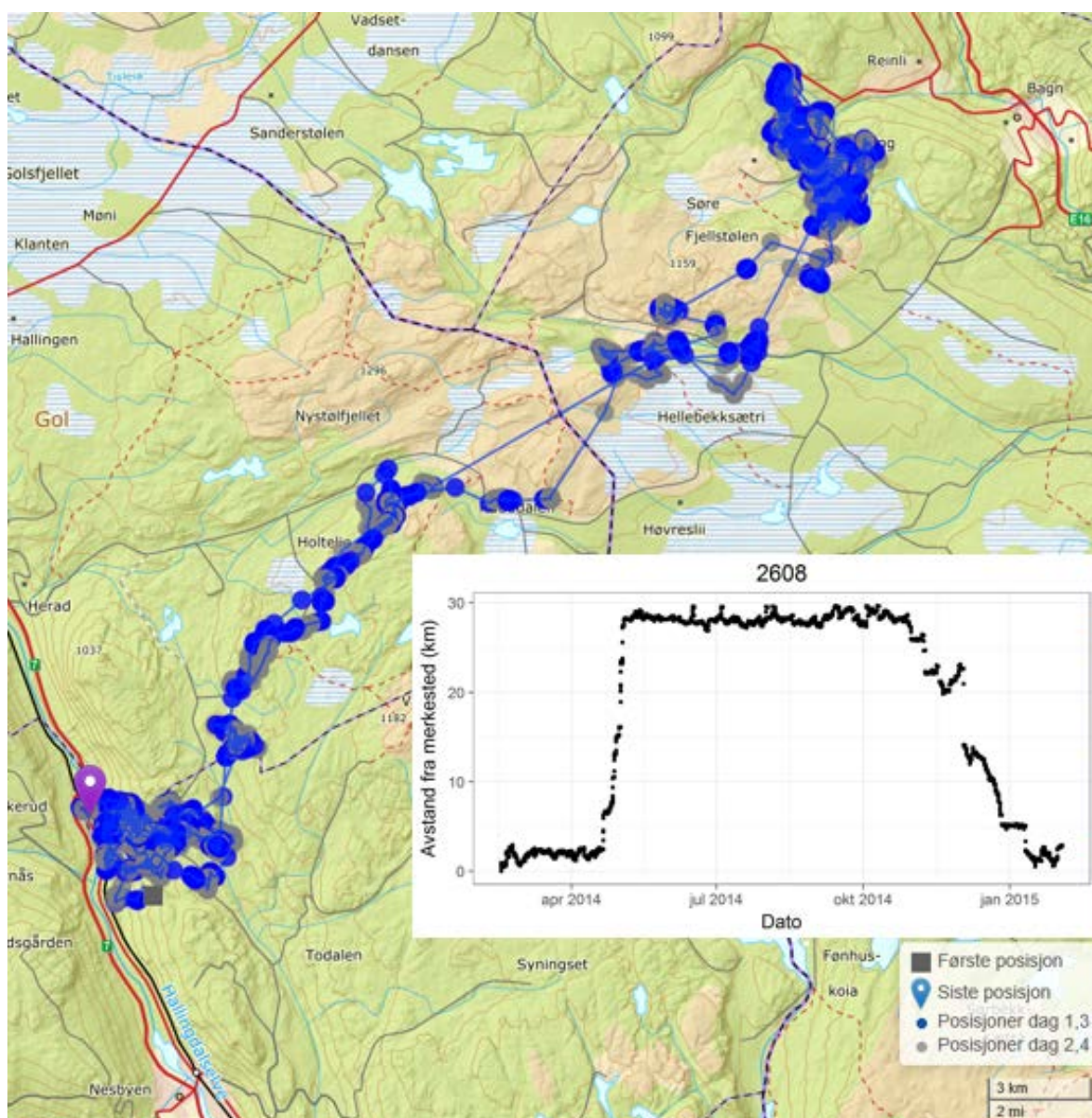
Okse 2604 oppholdt seg i Vassfaret i Flå og Sør-Aurdal kommune i studieperioden, men mistet senderen etter 8 måneder. Bevegelsesmønsteret antyder at det var et relativt stasjonært individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



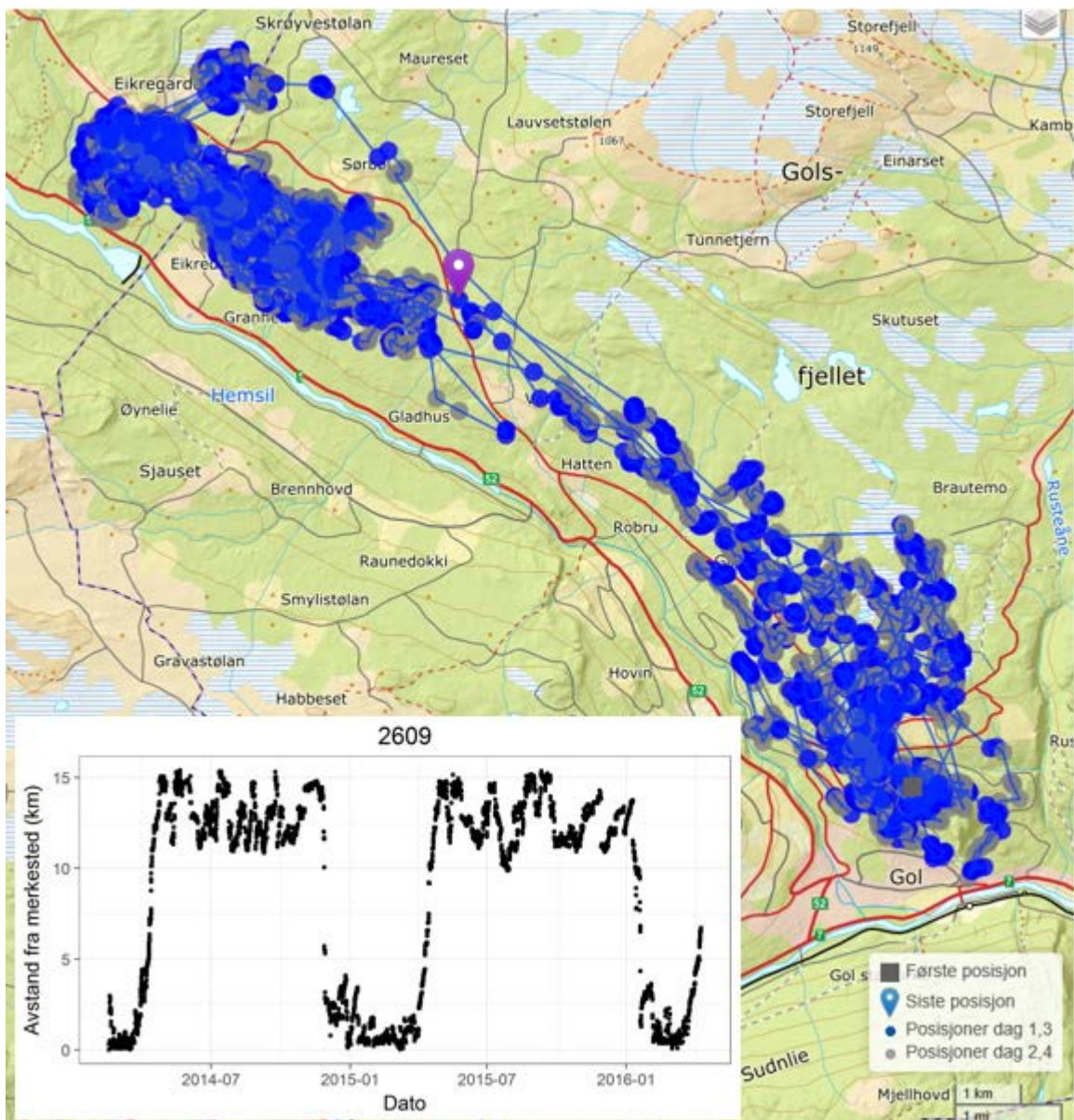
Ku 2606 oppholdt seg nord og øst for Nesbyen i Nes kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende eller utvandrende individ. Kua mistet senderen i juni 2014, drøye 3 måneder etter at den var merket. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



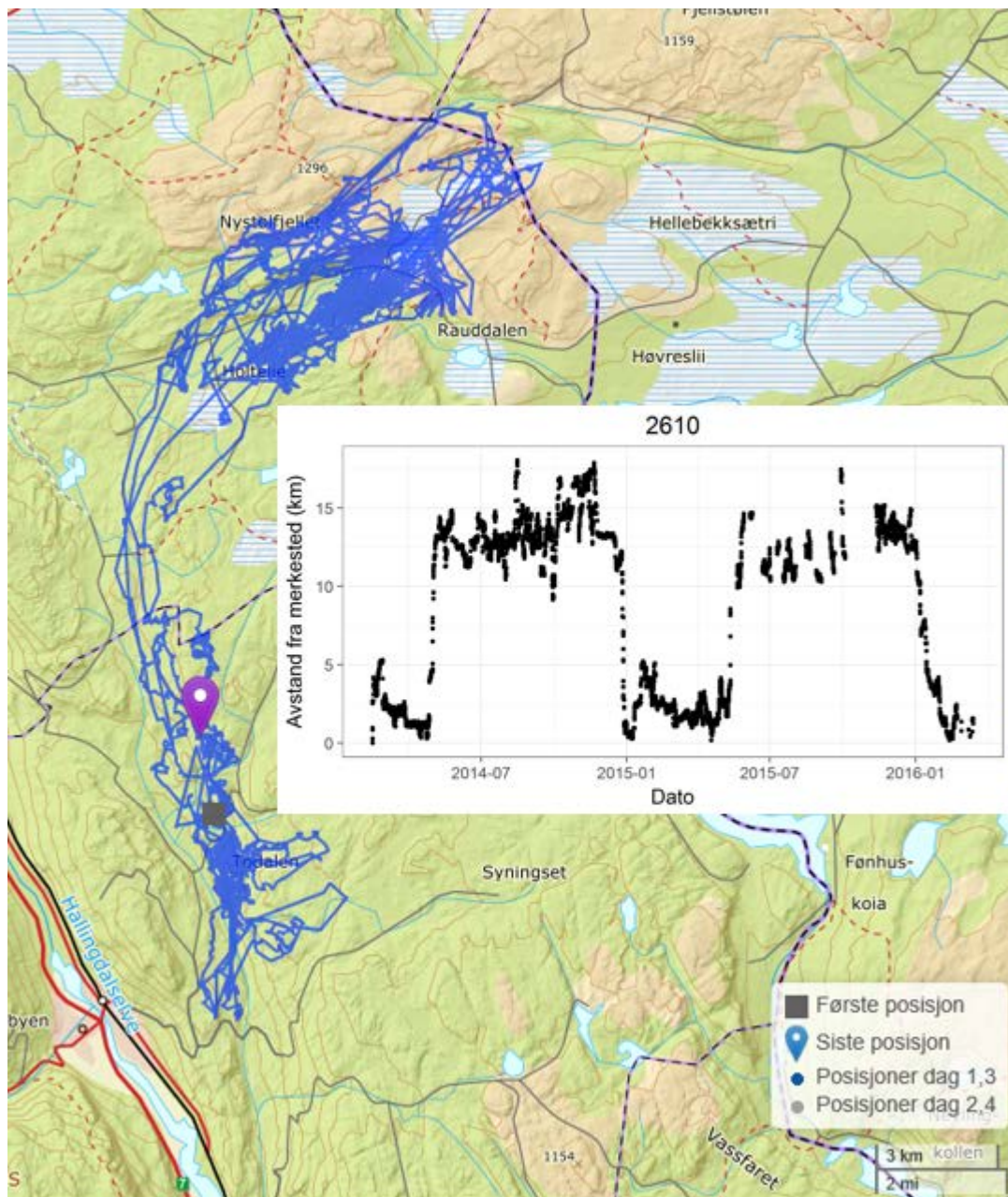
Ku 2607 oppholdt seg hovedsakelig i Hedalen i Sør-Aurdal kommune i studieperioden og var et stasjonært individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



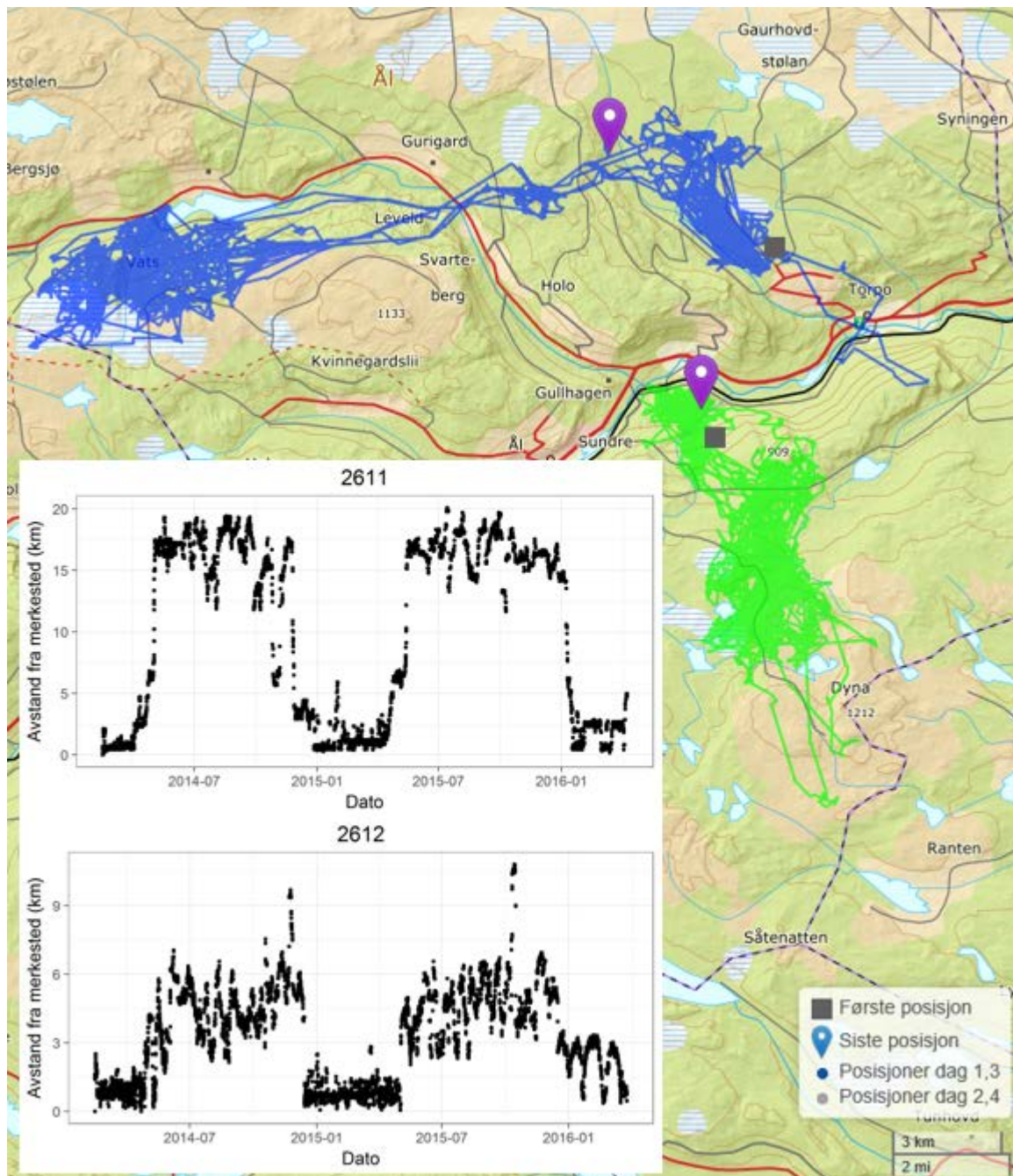
Ku 2608 oppholdt seg i Nes, Gol og Sør-Aurdal kommune i studieperioden og var et sesongt-rekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



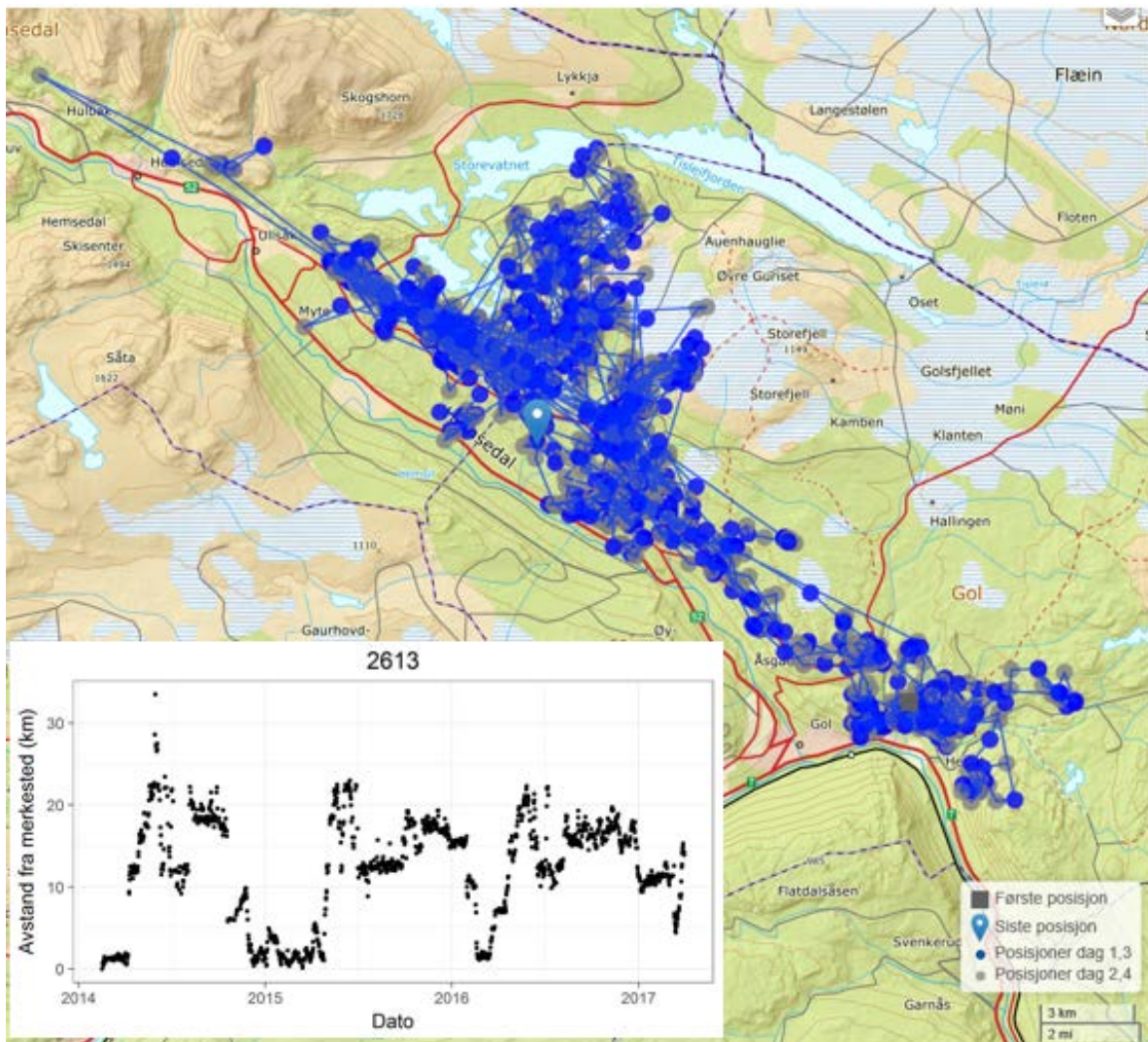
Ku 2609 oppholdt seg i Gol og Hemsedal kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Vinteren ble tilbrakt rett nord for Gol sentrum, og sommeren i nord-vest. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



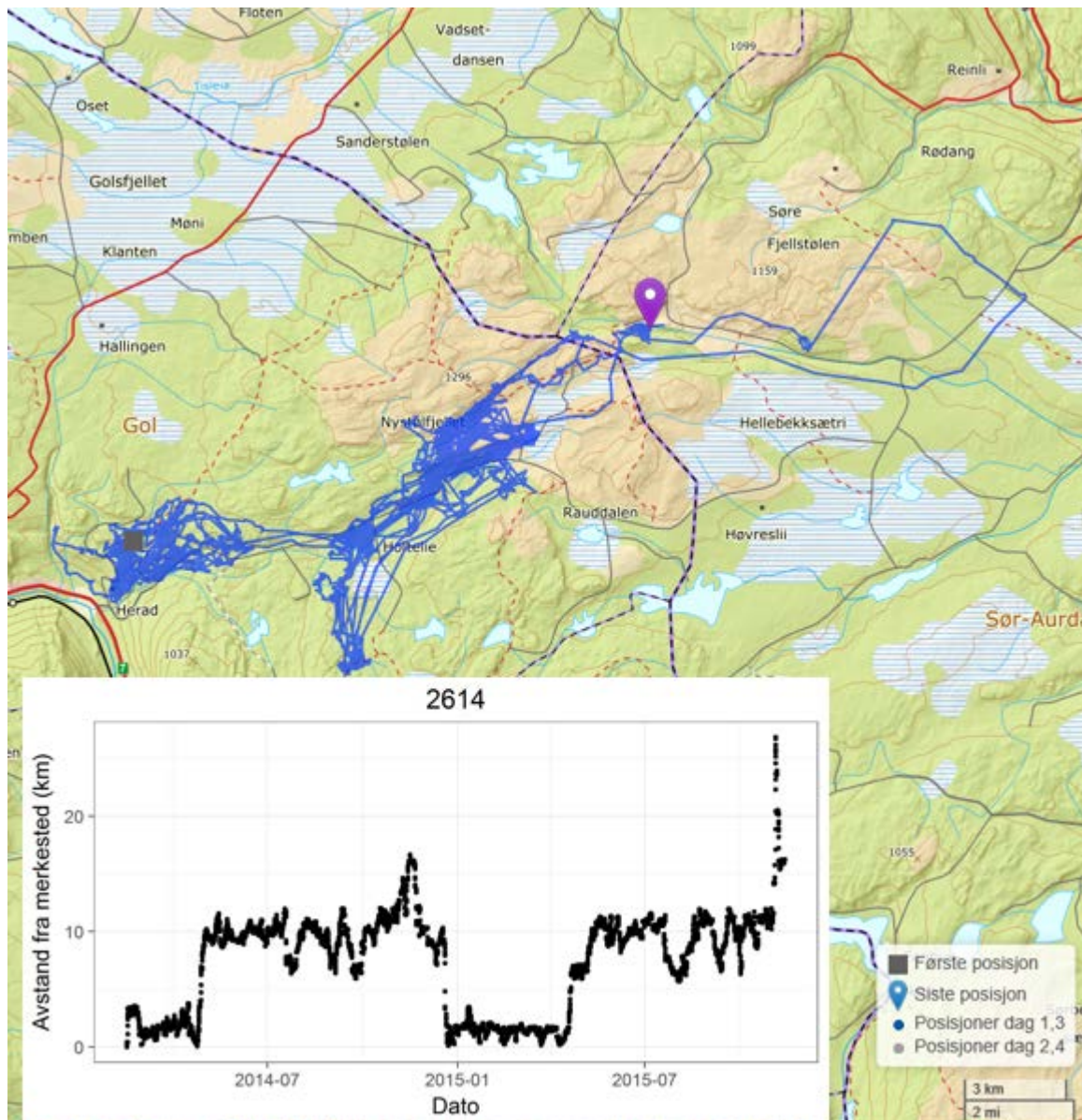
Ku 2610 oppholdt seg øst og sør for Gol sentrum i Nes og Gol kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Vinteren ble tilbrakt i sør og sommeren i nord. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



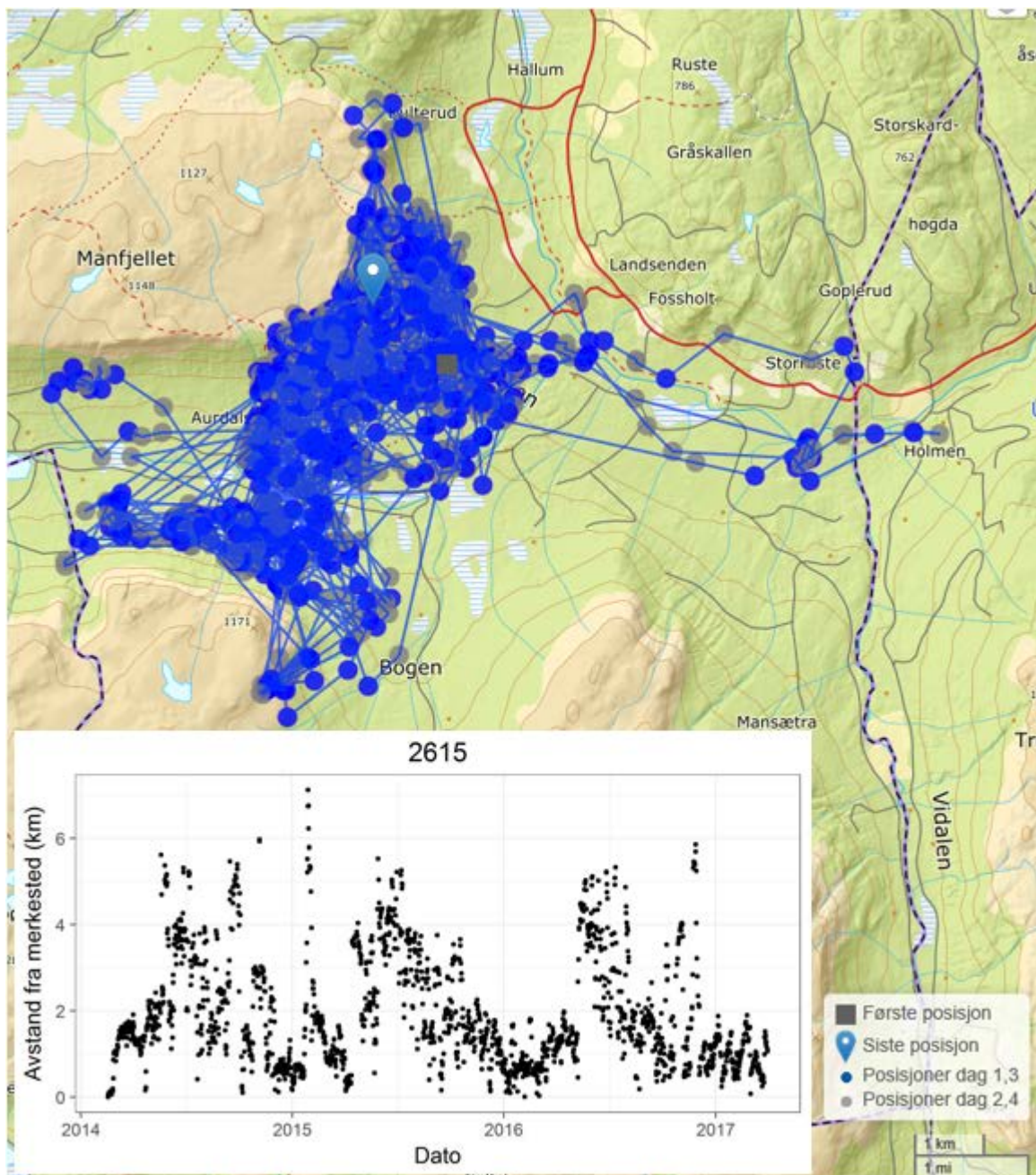
Ku 2611 og ku 2012 oppholdt seg henholdsvis nord og sørøst for Ål sentrum i Ål kommune i studieperioden. Ku 2011 var sesongtrekkende og tilbrakte sommeren vest i kommunen. Også ku 2012 var sesongtrekkende, men over en kortere strekning. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyrene. Posisjonsdata er tilgjengelig i [Dyreposisjoner \(www.dyreposisjoner.no\)](http://www.dyreposisjoner.no).



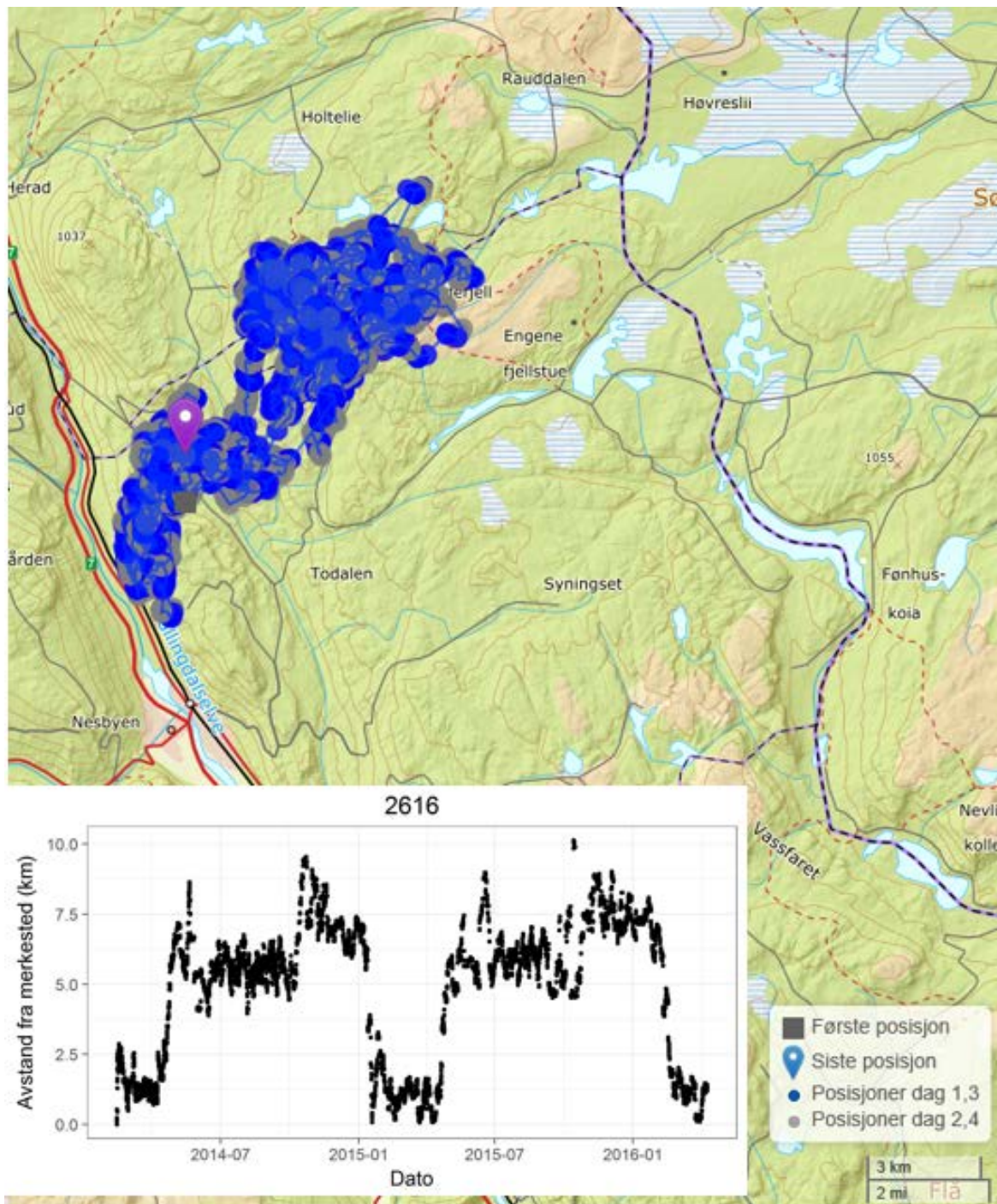
Okse 2613 oppholdt seg i Gol og Hemsedal kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Vinteren ble tilbrakt i sørøst og sommeren i nordvest. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



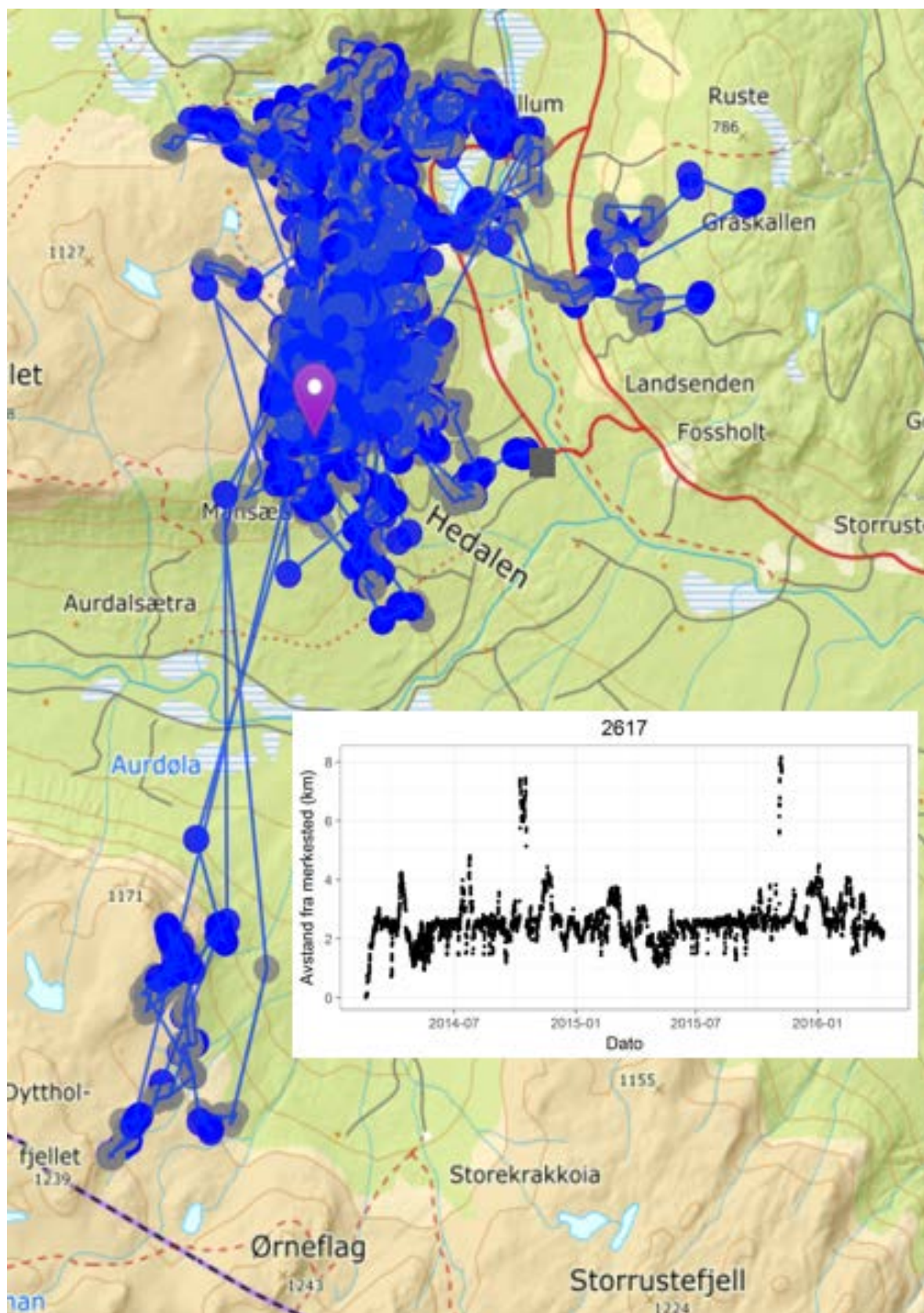
Ku 2614 oppholdt seg øst for Gol sentrum i Gol og Sør-Aurdal kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Vinteren ble tilbrakt i vest og sommeren i øst. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



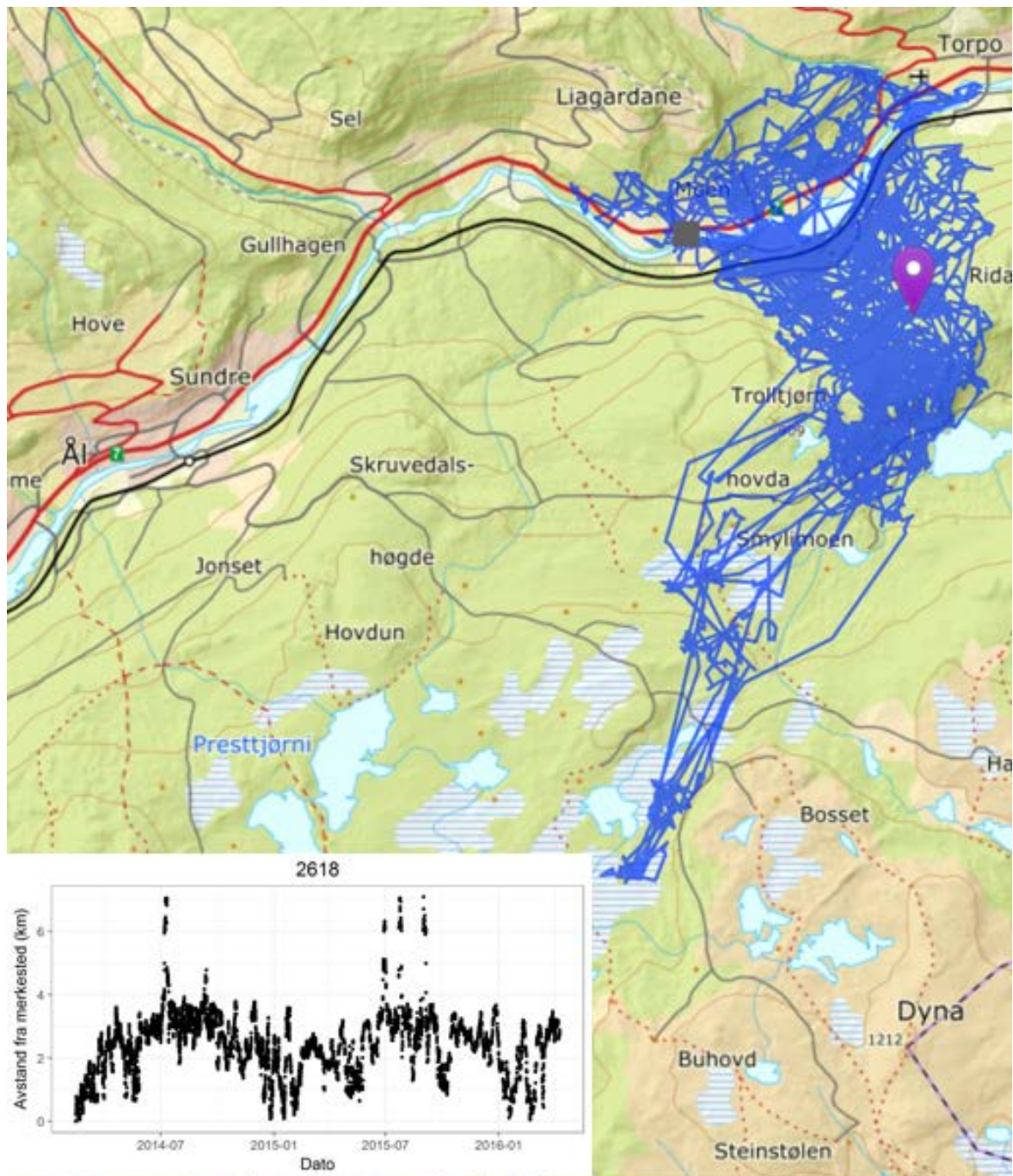
Okse 2615 oppholdt seg i Hedalen i Sør-Aurdal kommune i studieperioden og var et stasjonært individ. Dyret fordelt seg likevel noe forskjellig mellom sesonger, men gjennomførte flere ekskursjoner tilbake til vinterområdet i løpet av sommeren. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



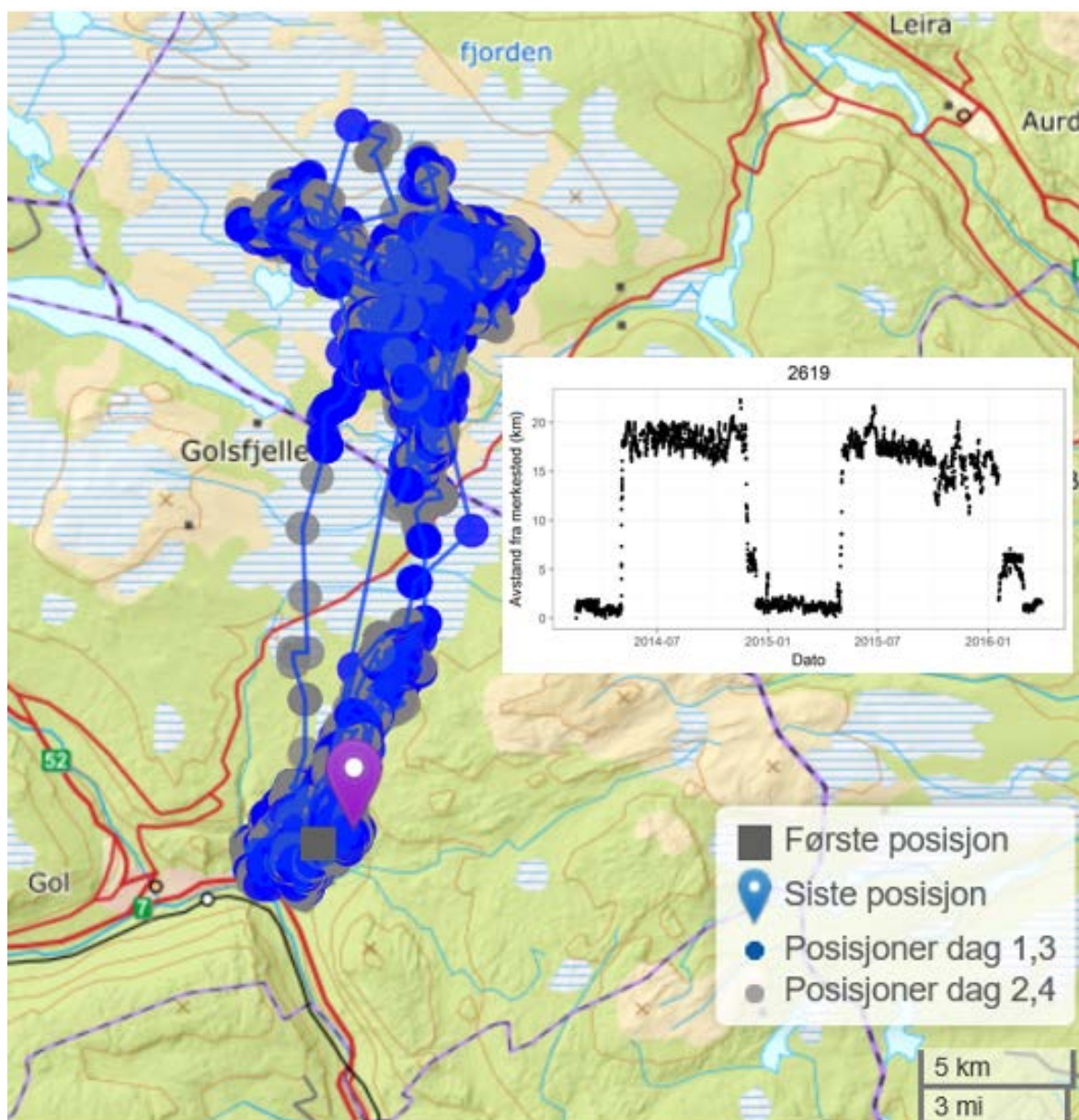
Ku 2616 oppholdt seg nord for Nesbyen i Nes og Gol kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



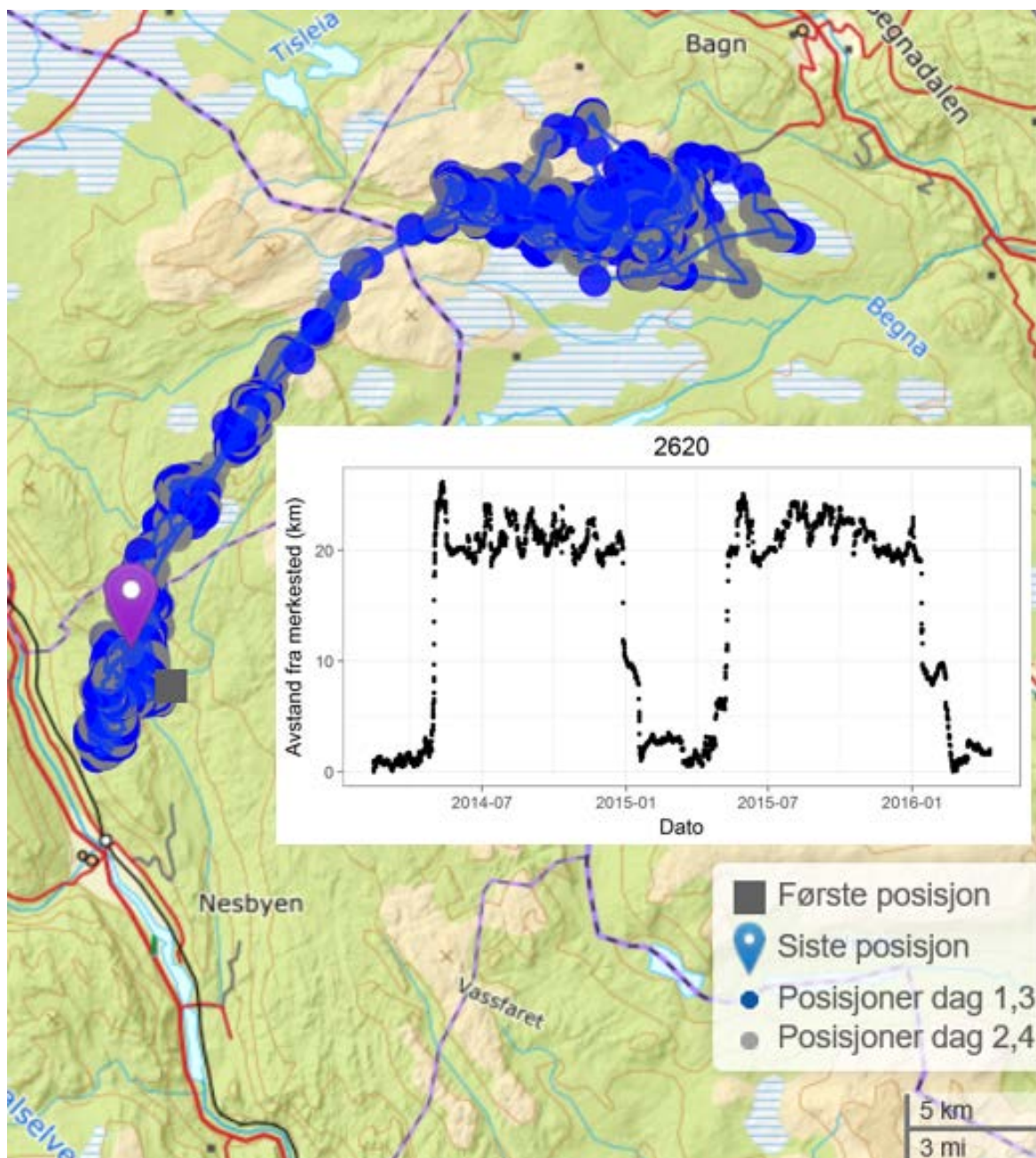
Ku 2617 oppholdt seg i Hedalen i Sør-Aurdal kommune i studieperioden og var et stasjonært individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



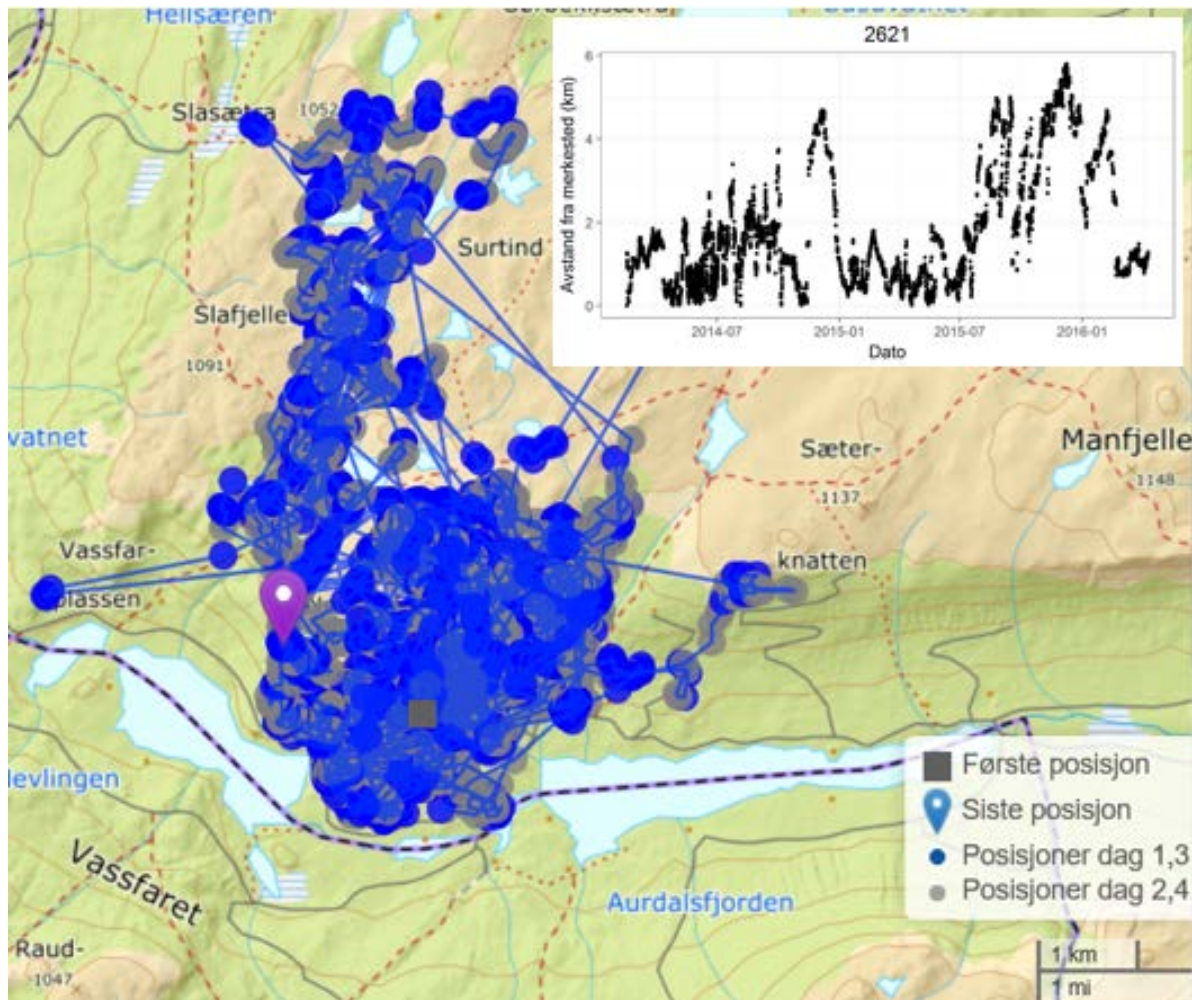
Ku 2618 oppholdt seg sør for Torpo i Ål kommune i studieperioden og var et stasjonært individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



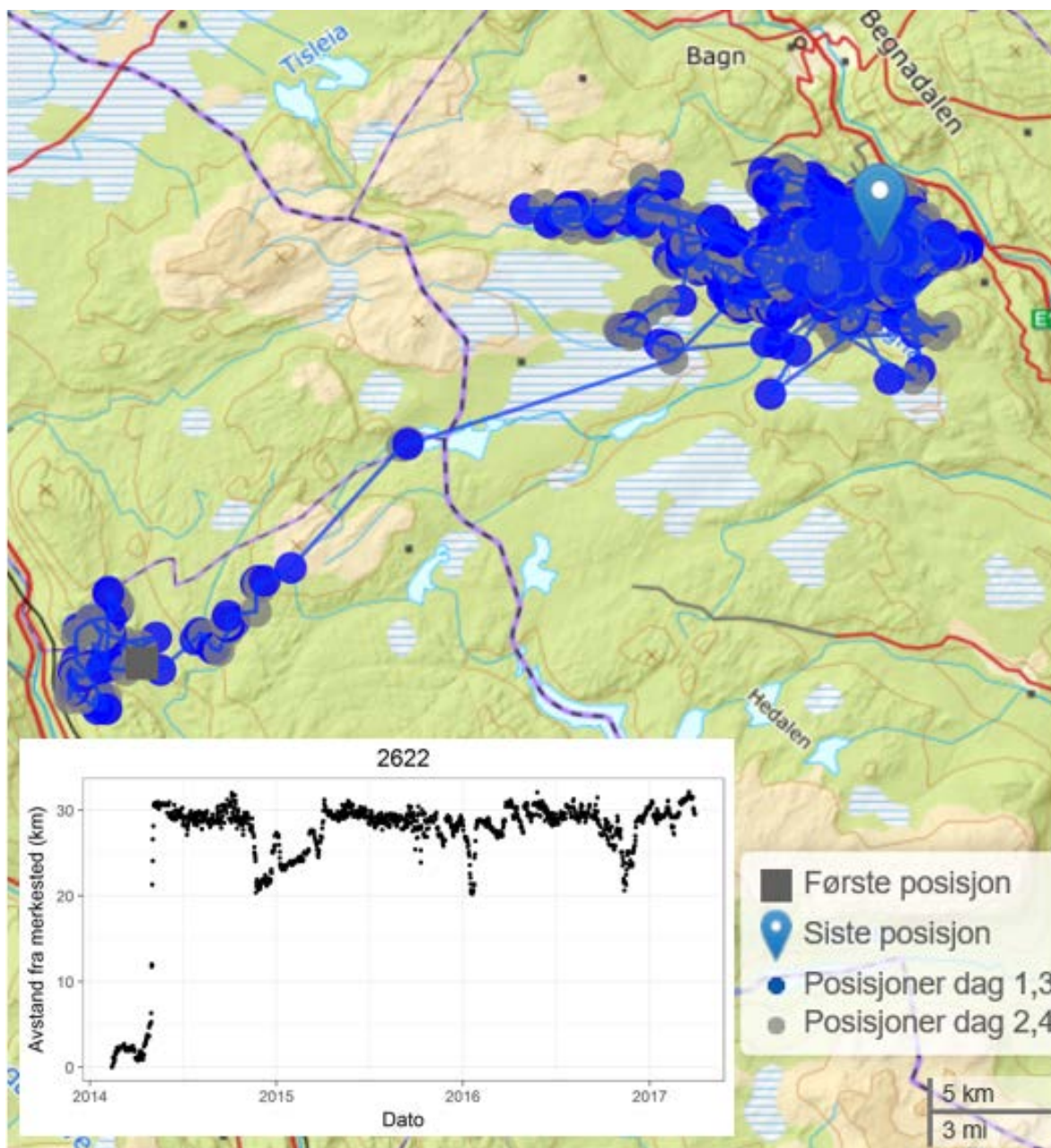
Ku 2619 oppholdt seg i Gol og Nord-Aurdal kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



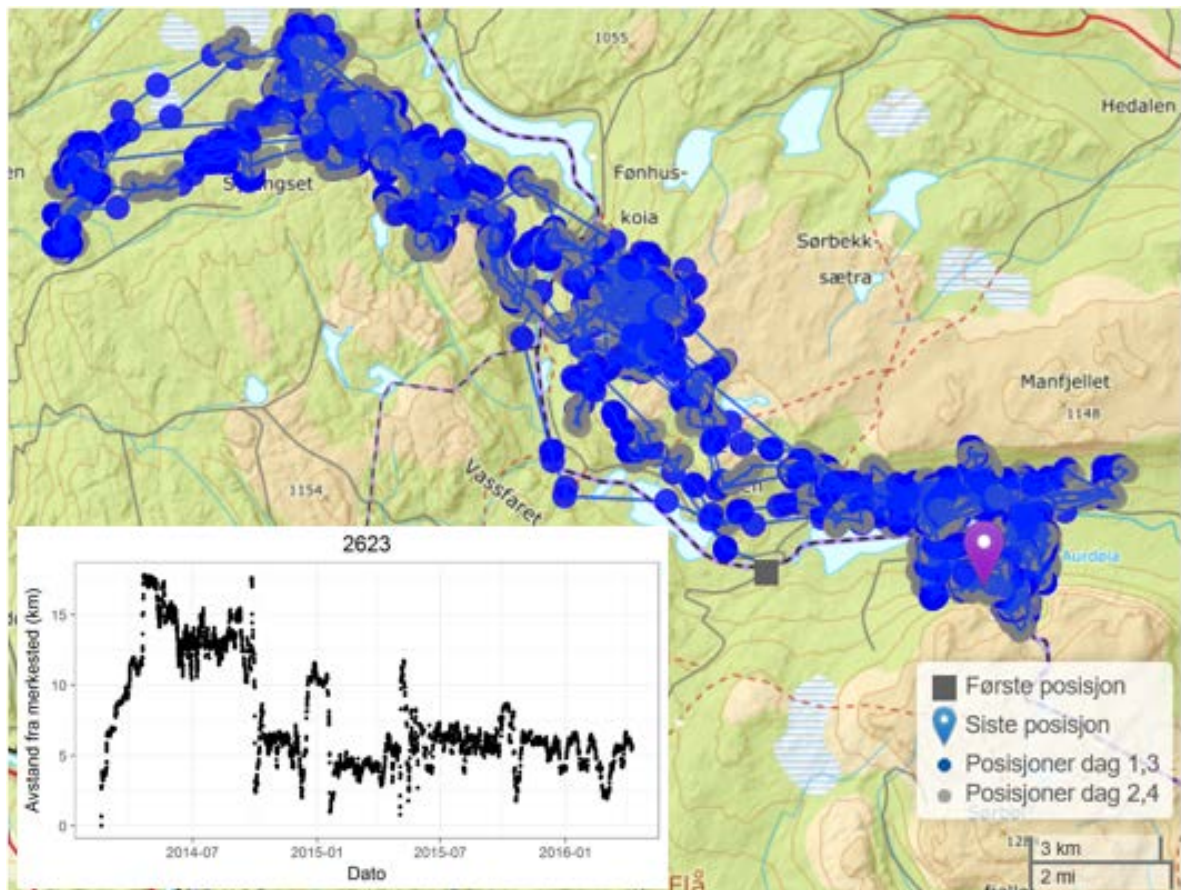
Ku 2620 oppholdt seg nord for Nesbyen i Nes, Gol og Sør-Aurdal kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



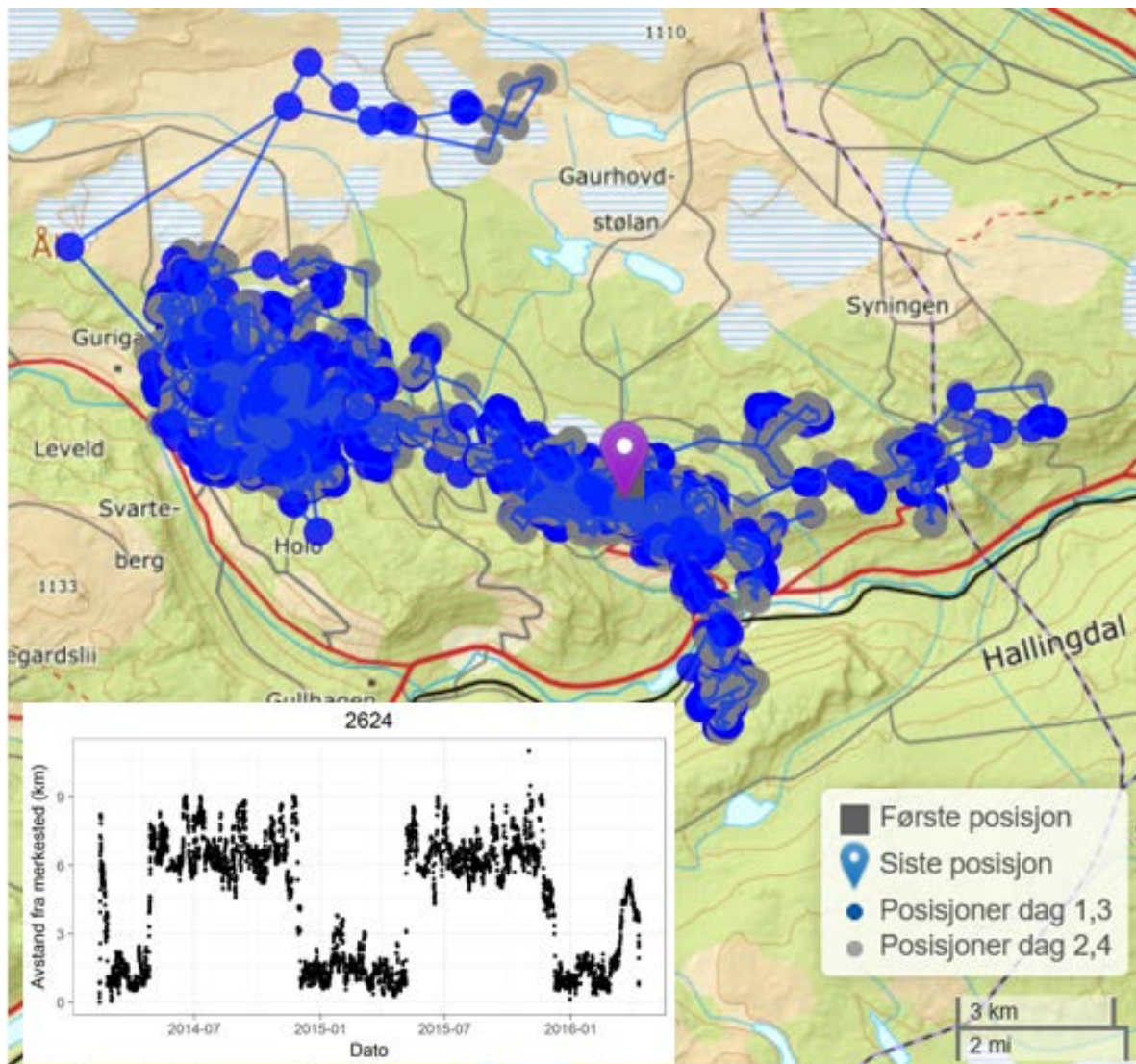
Ku 2621 oppholdt seg i Vassfaret i Sør-Aurdal kommune i studieperioden og var et relativt stasjonært individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



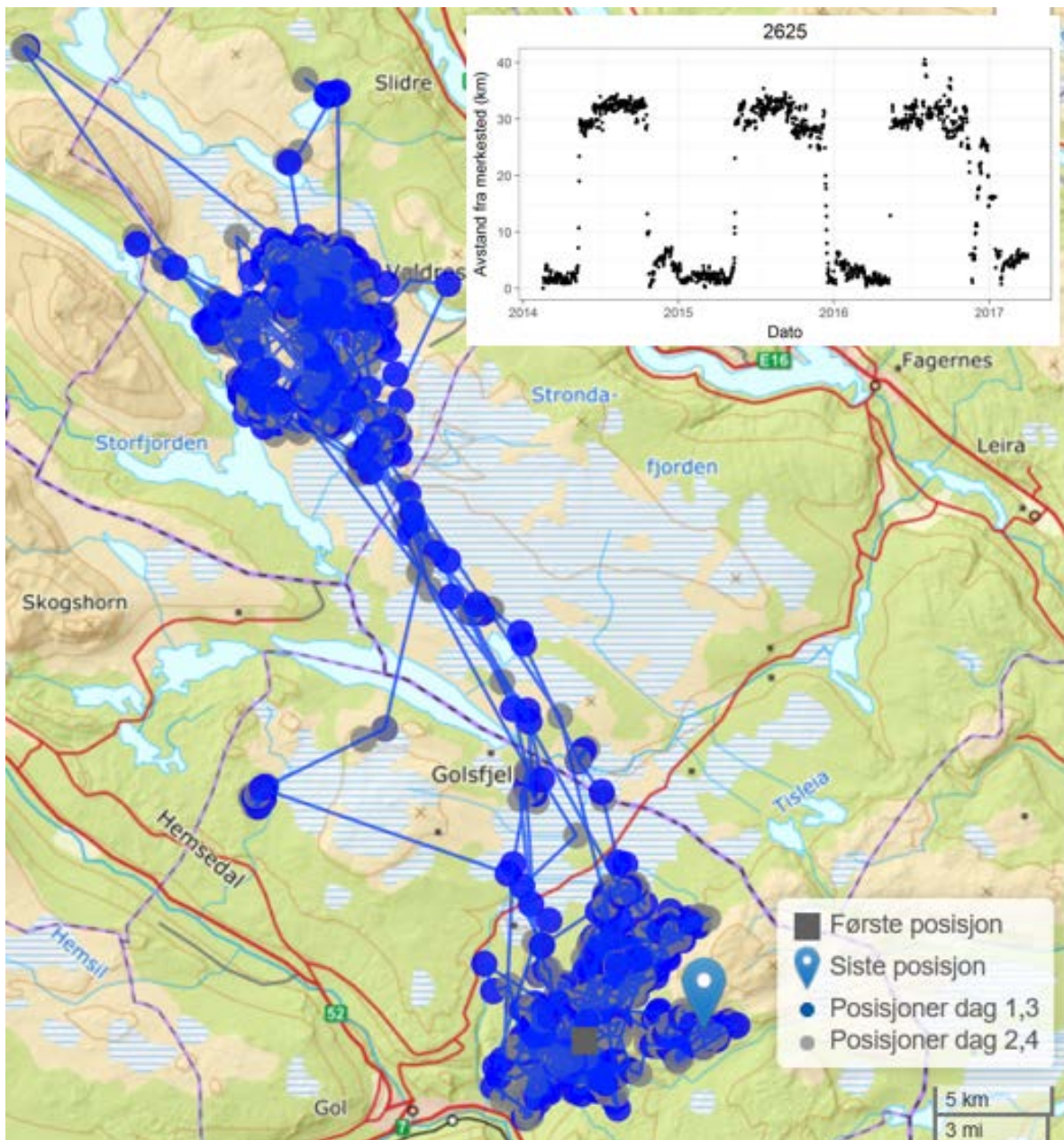
Okse 2622 utvandret fra Todalen i Nes kommune, der den ble merket, til nord i Sør-Aurdal kommune, der den oppholdt seg resten av livet som et stasjonært individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



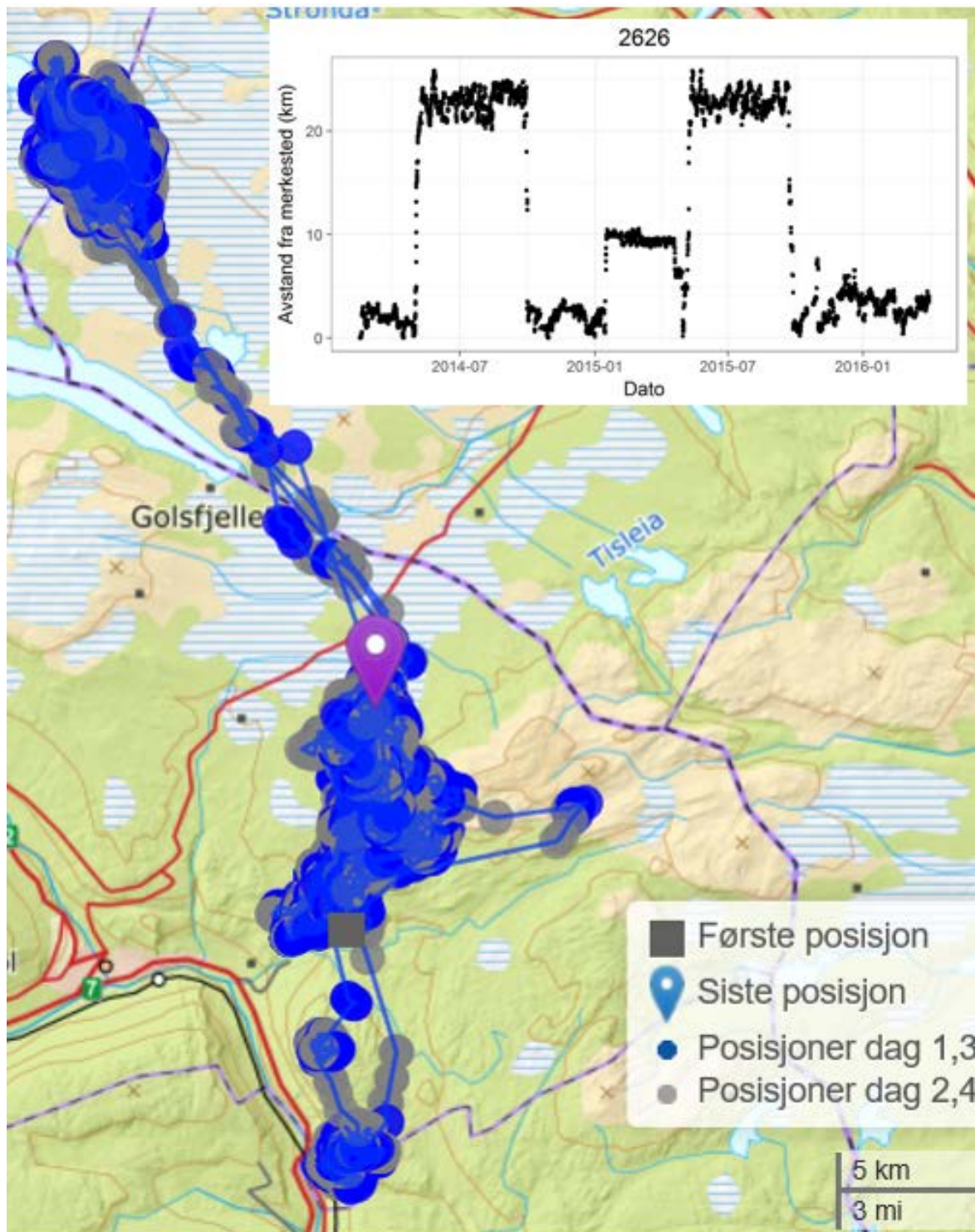
Ku 2623 oppholdt seg Nes og Sør-Aurdal kommune i studieperioden. Kua trakk vestover etter merking, men kom siden tilbake og ble stasjonær i merkeområdet. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



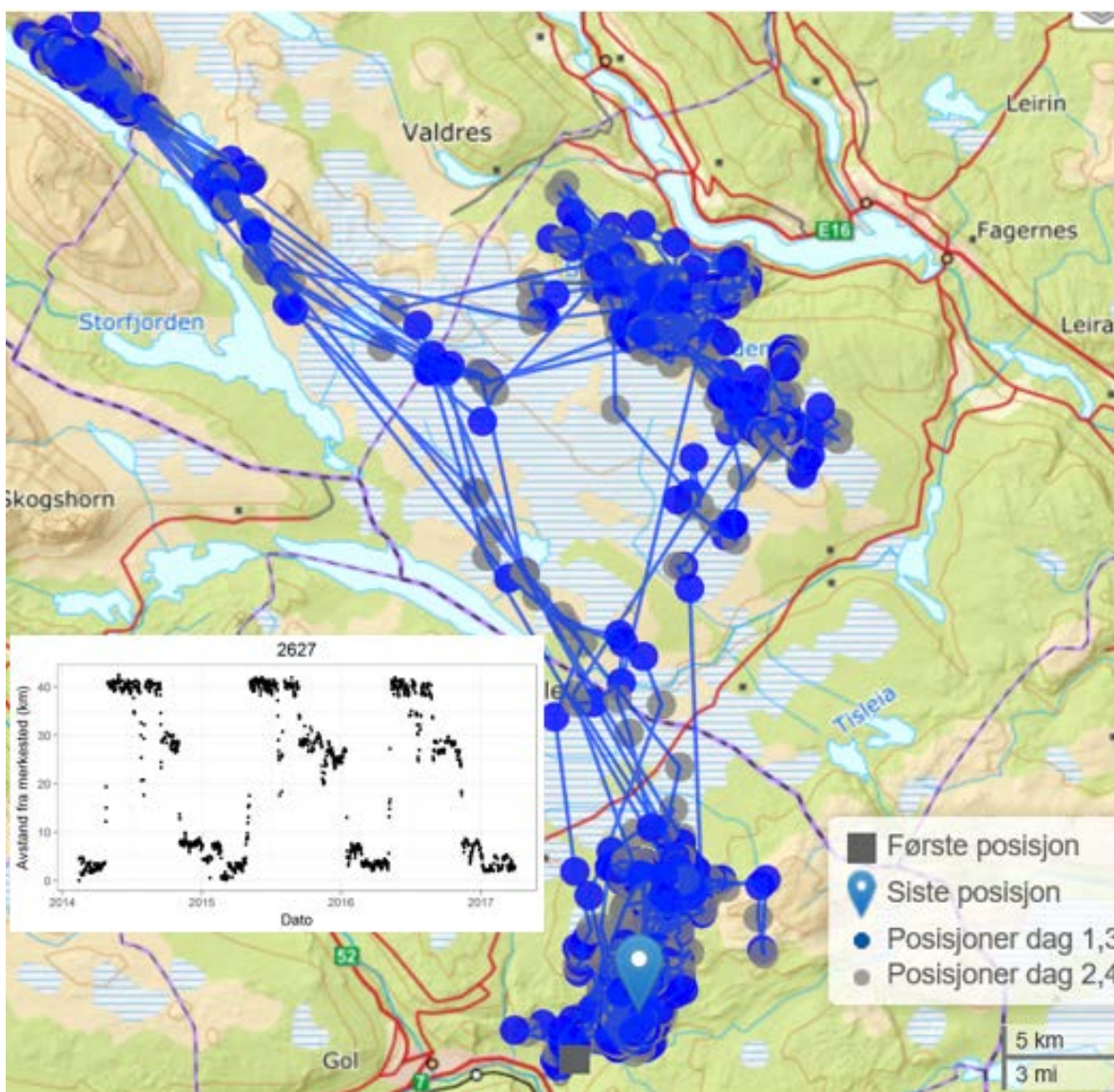
Ku 2624 oppholdt seg i Ål og Gol kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



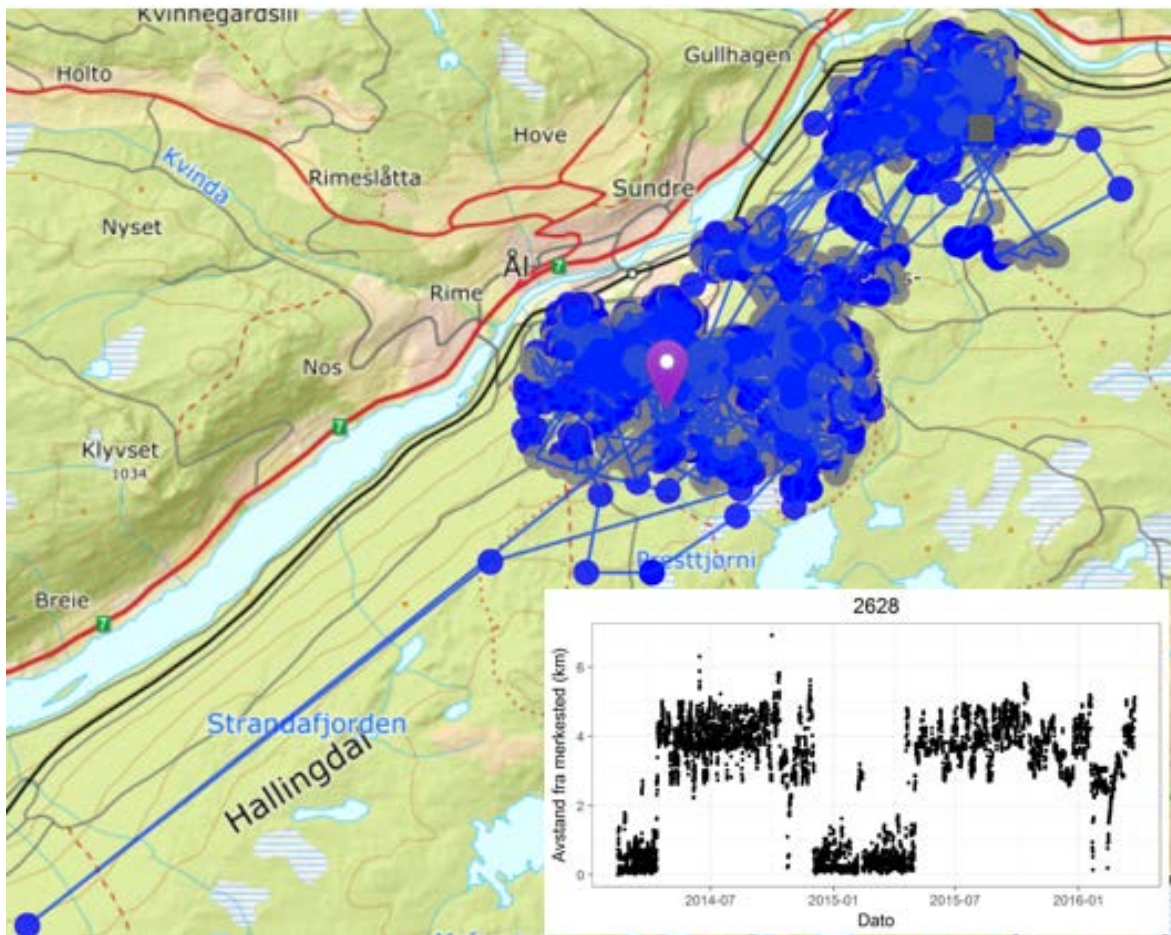
Okse 2625 vandret mellom Gol (vinter) og Vestre-Slidle kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



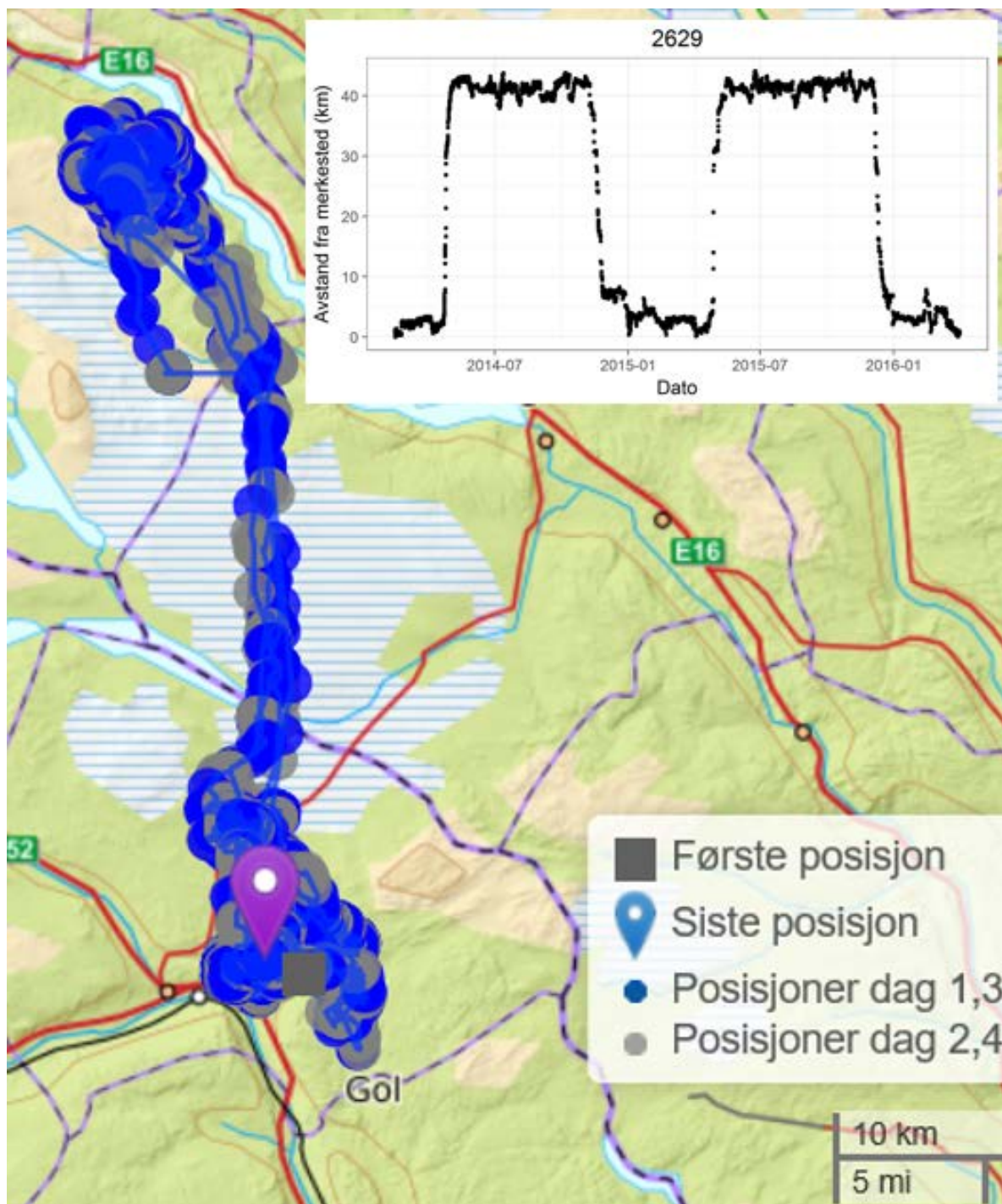
Ku 2626 vandret mellom Gol, Nord-Aurdal og Vestre Slidre kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



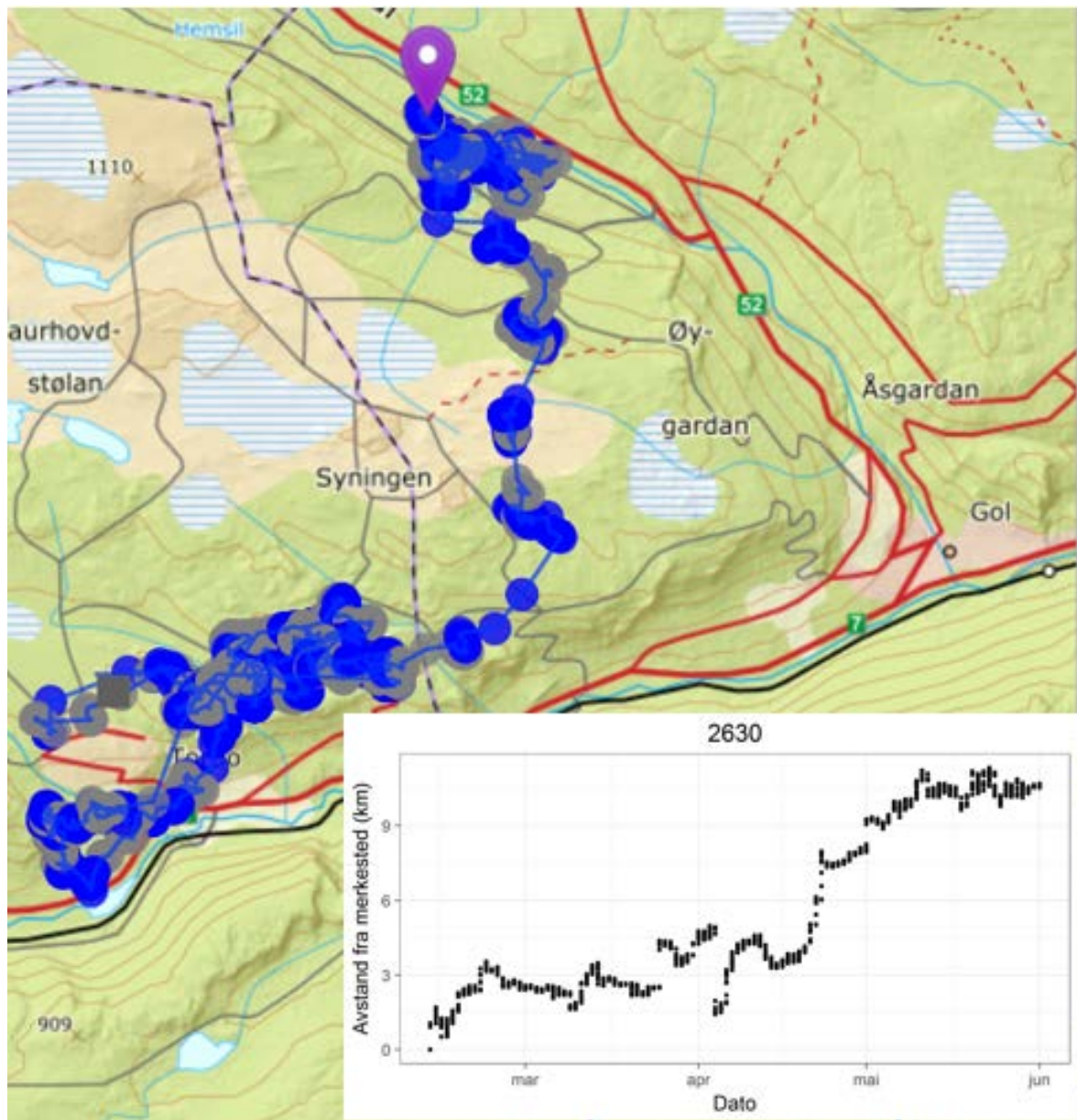
Okse 2627 vandret mellom Gol (vinter), Nord-Aurdal, Vestre Slidre og Vang kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i [Dyreposisjoner](http://www.dyreposisjoner.no) (www.dyreposisjoner.no).



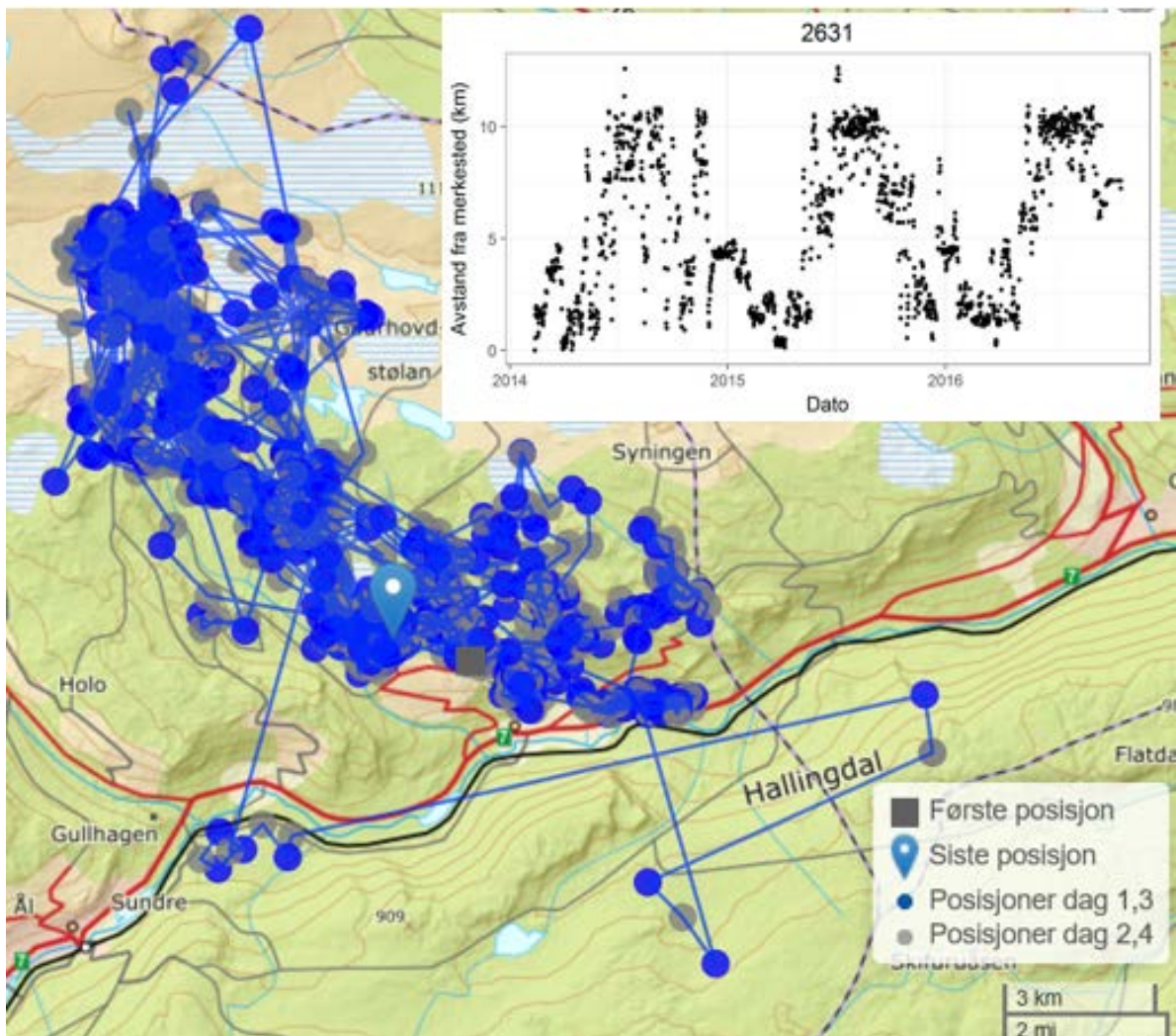
Ku 2628 oppholdt seg øst for Ål sentrum i Ål kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



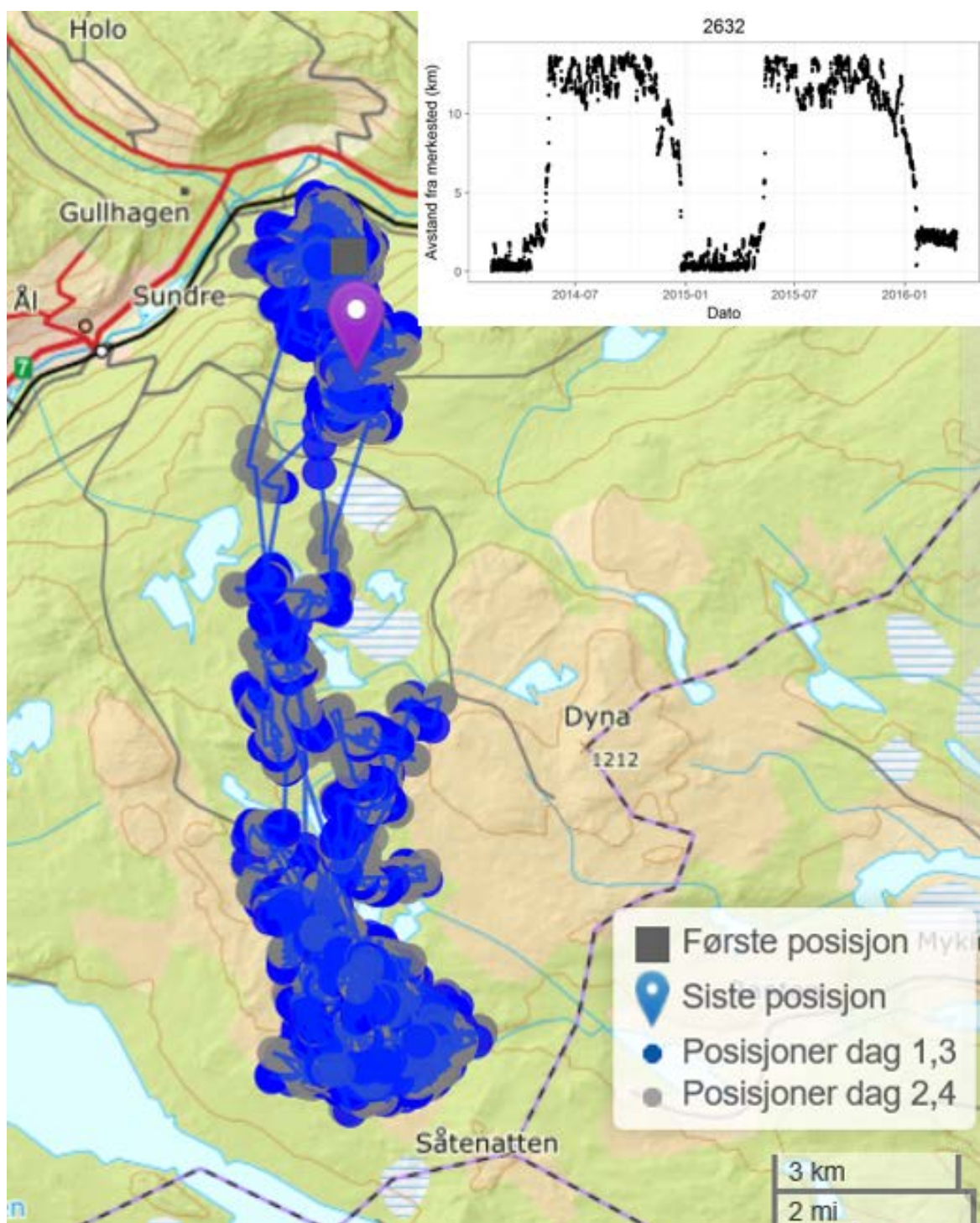
Ku 2629 vandret mellom Gol og Vestre Slidre kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



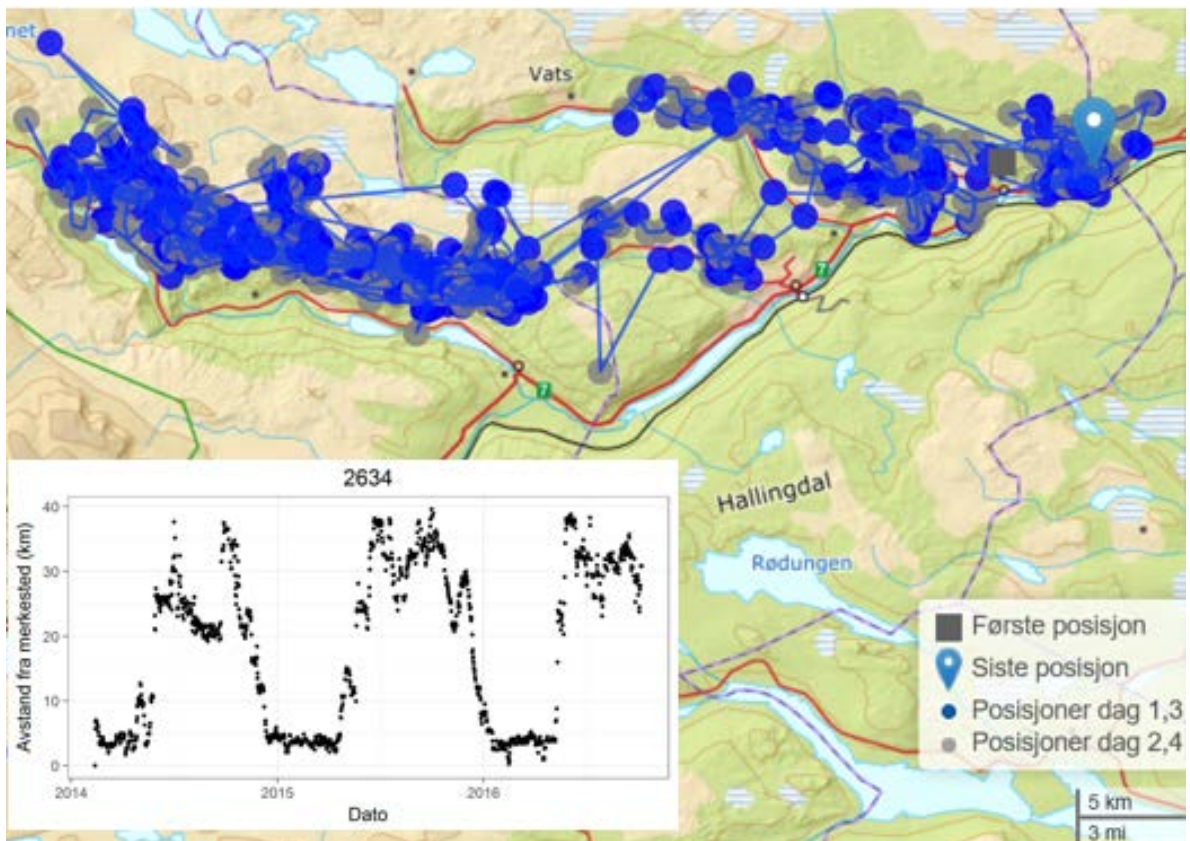
Ku 2630 vandret fra Torpo i Ål kommune til nordvest i Gol kommune men døde allerede etter 4 måneder. Sannsynligvis var hun et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



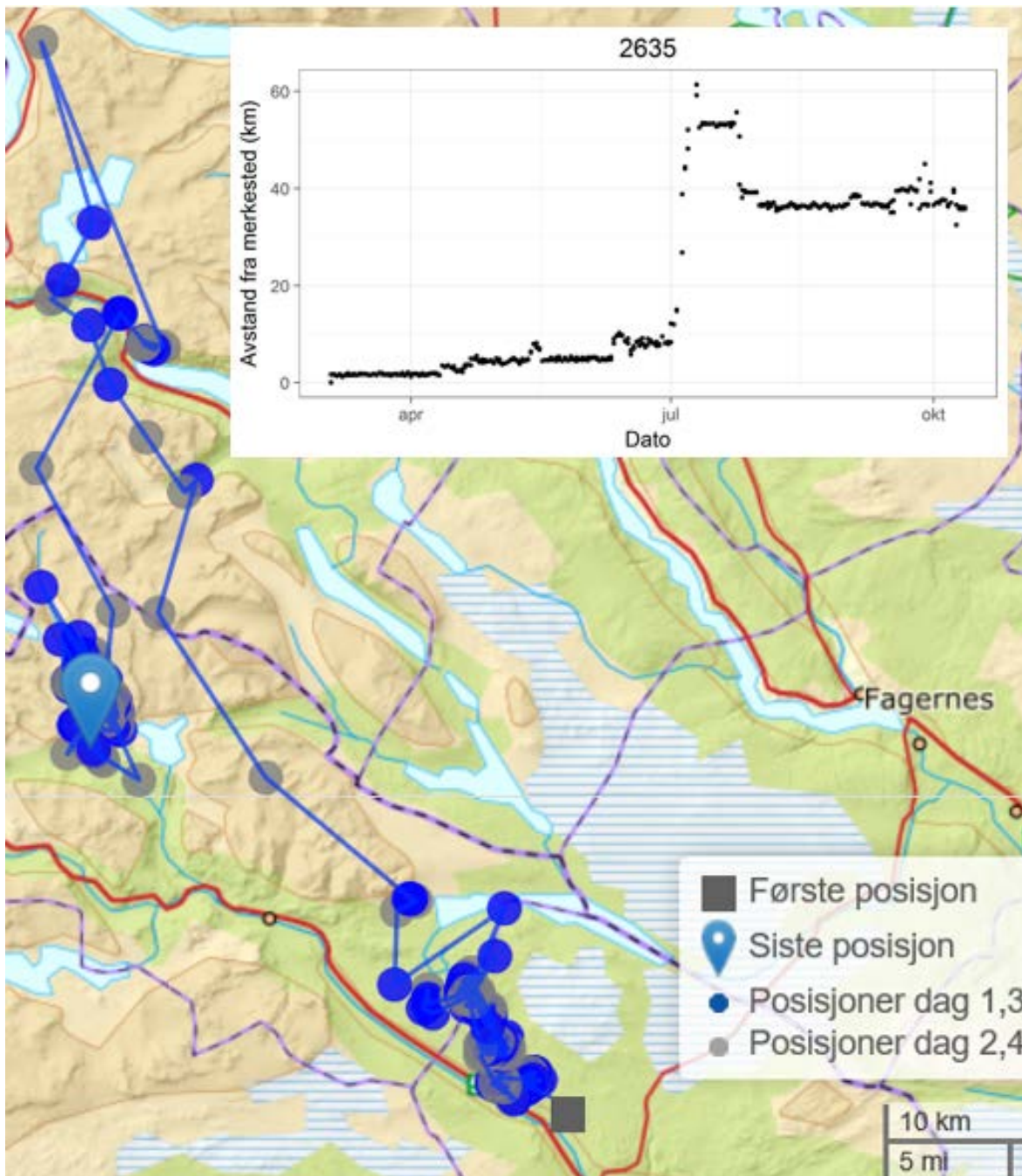
Okse 2631 oppholdt seg hovedsakelig i Ål kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Oksen hadde tidvis ekskursionsjoner tilbake til vinterområdet på sommeren. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



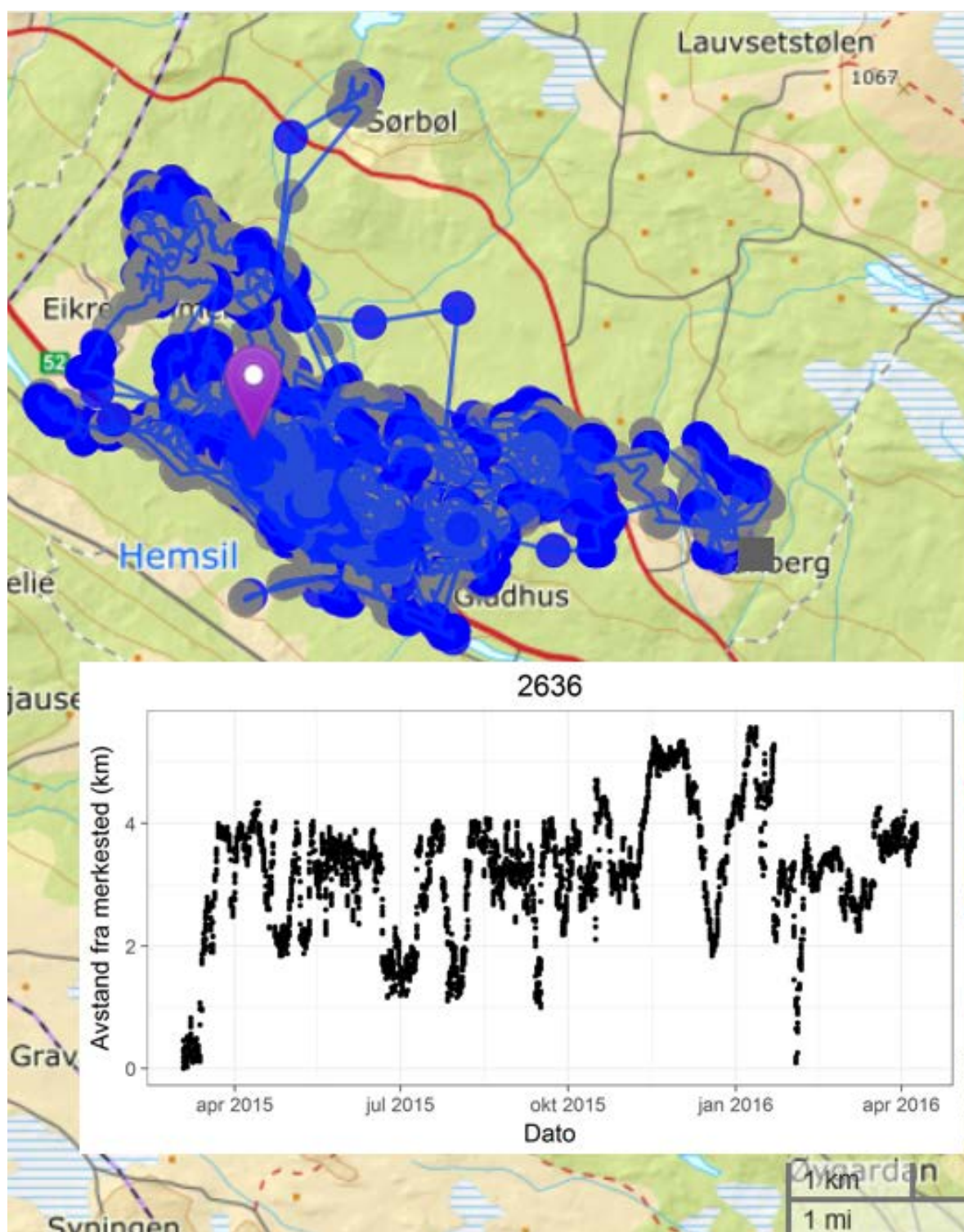
Ku 2632 oppholdt seg sør i Ål kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



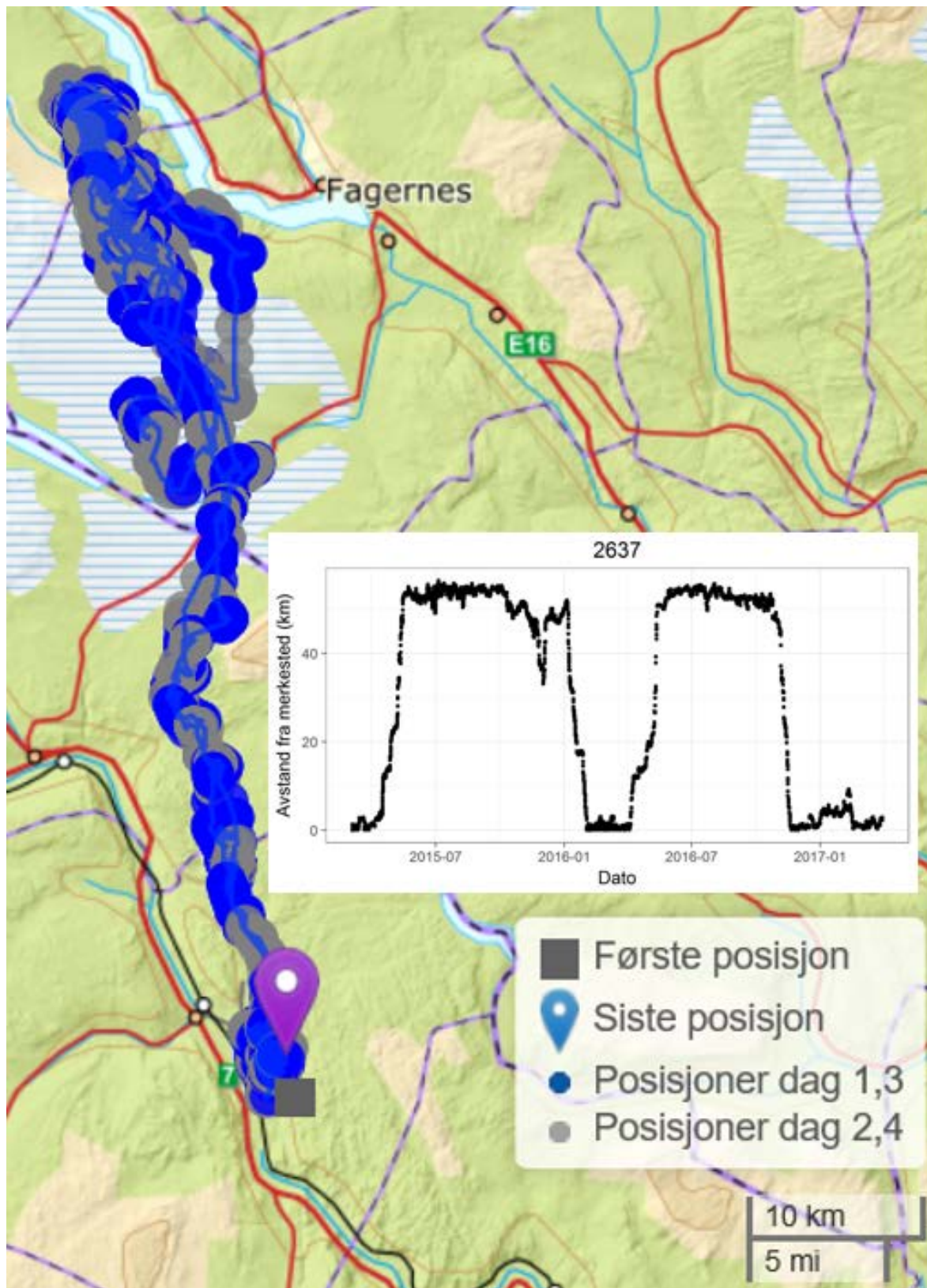
Okse 2634 vandret mellom Ål (vinter) og Hol kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



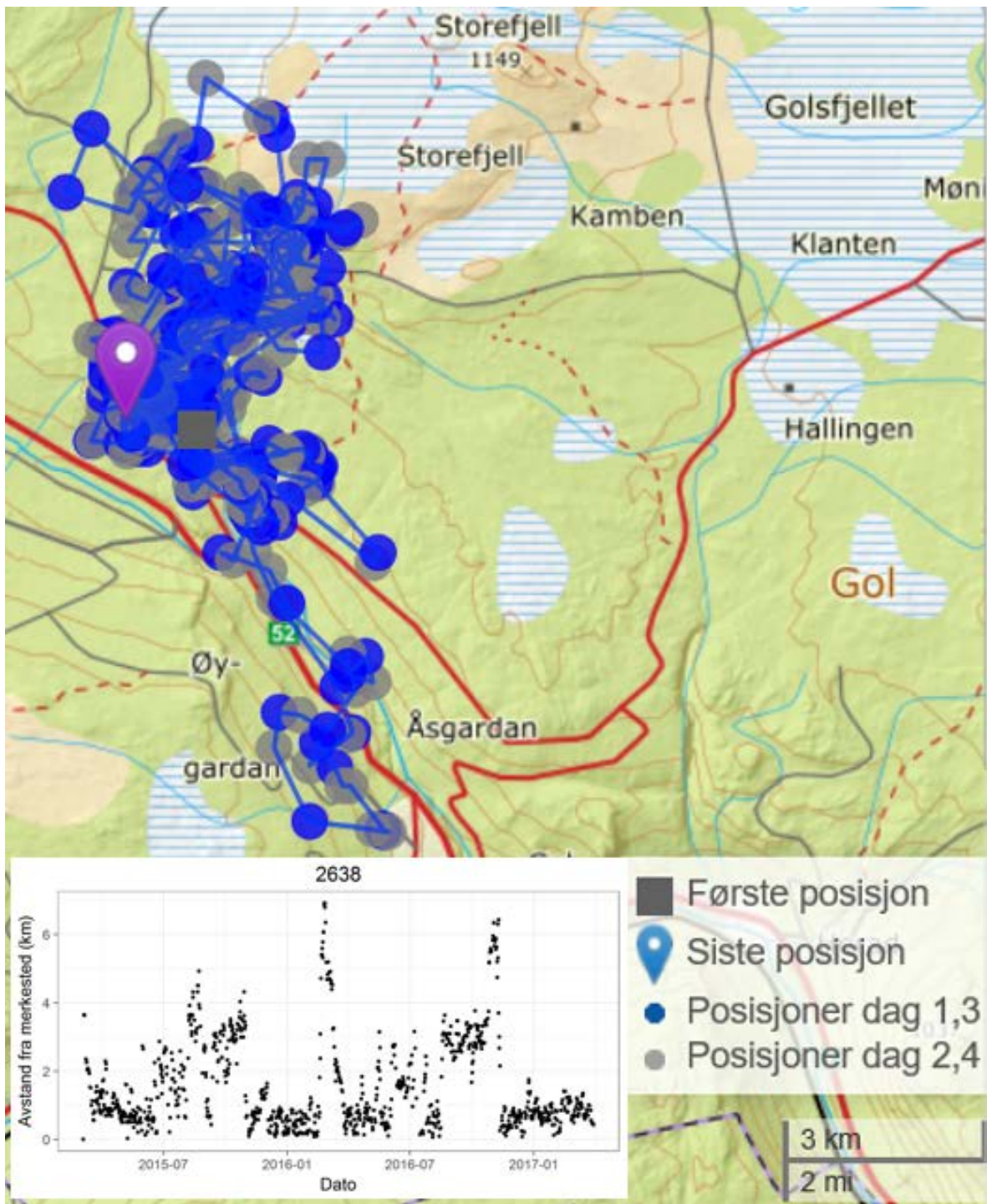
Okse 2635 vandret mellom Gol, Hemsedal og Vang kommune, men ble skutt allerede 7 måneder etter merking. Lite er derfor kjent om vandringsmønsteret, men mest sannsynlig var oxen sesongtrekkende eller en utvandrer. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



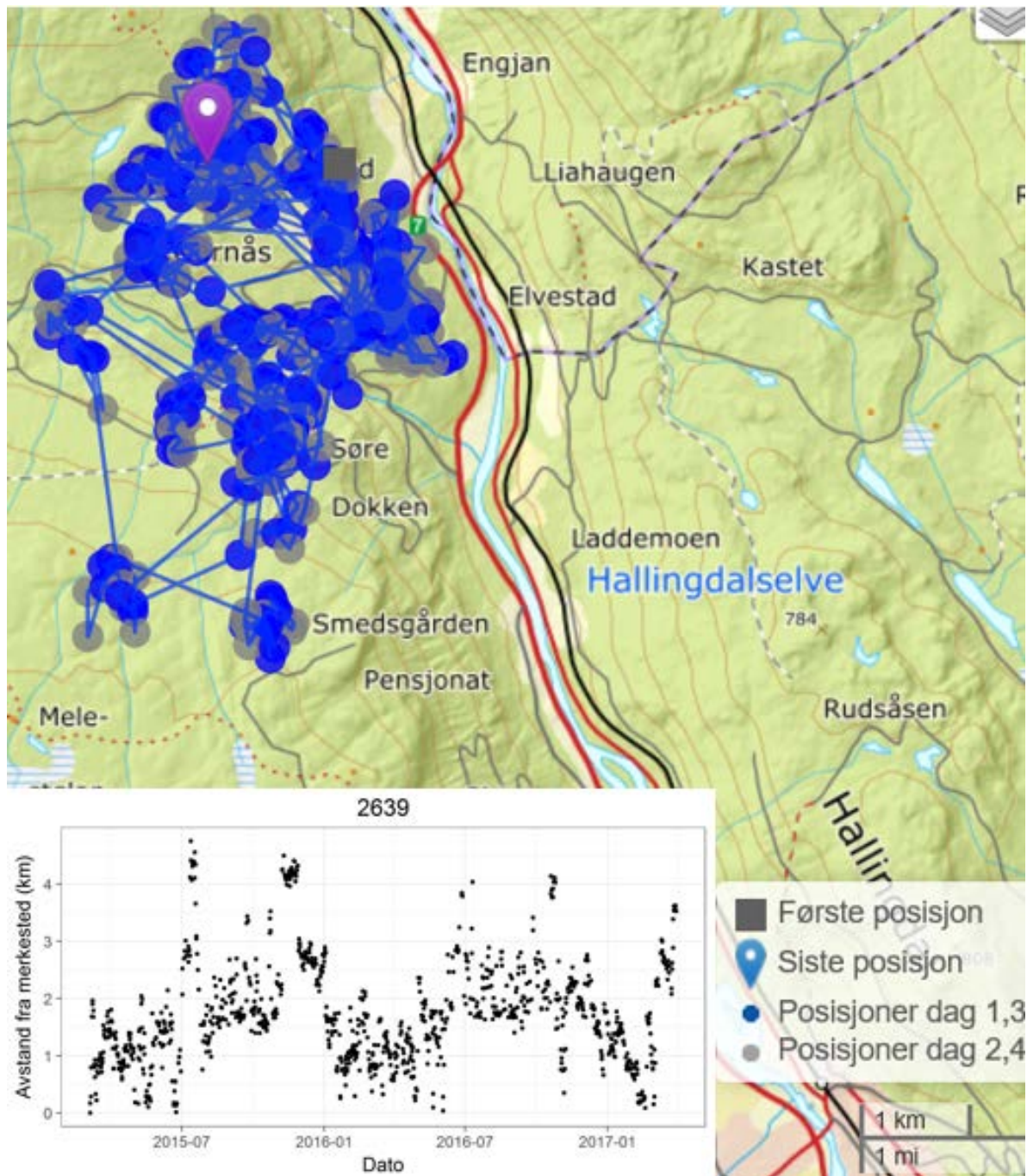
Ku 2636 oppholdt seg nordvest i Gol kommune i studieperioden og var et meget stasjonært individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



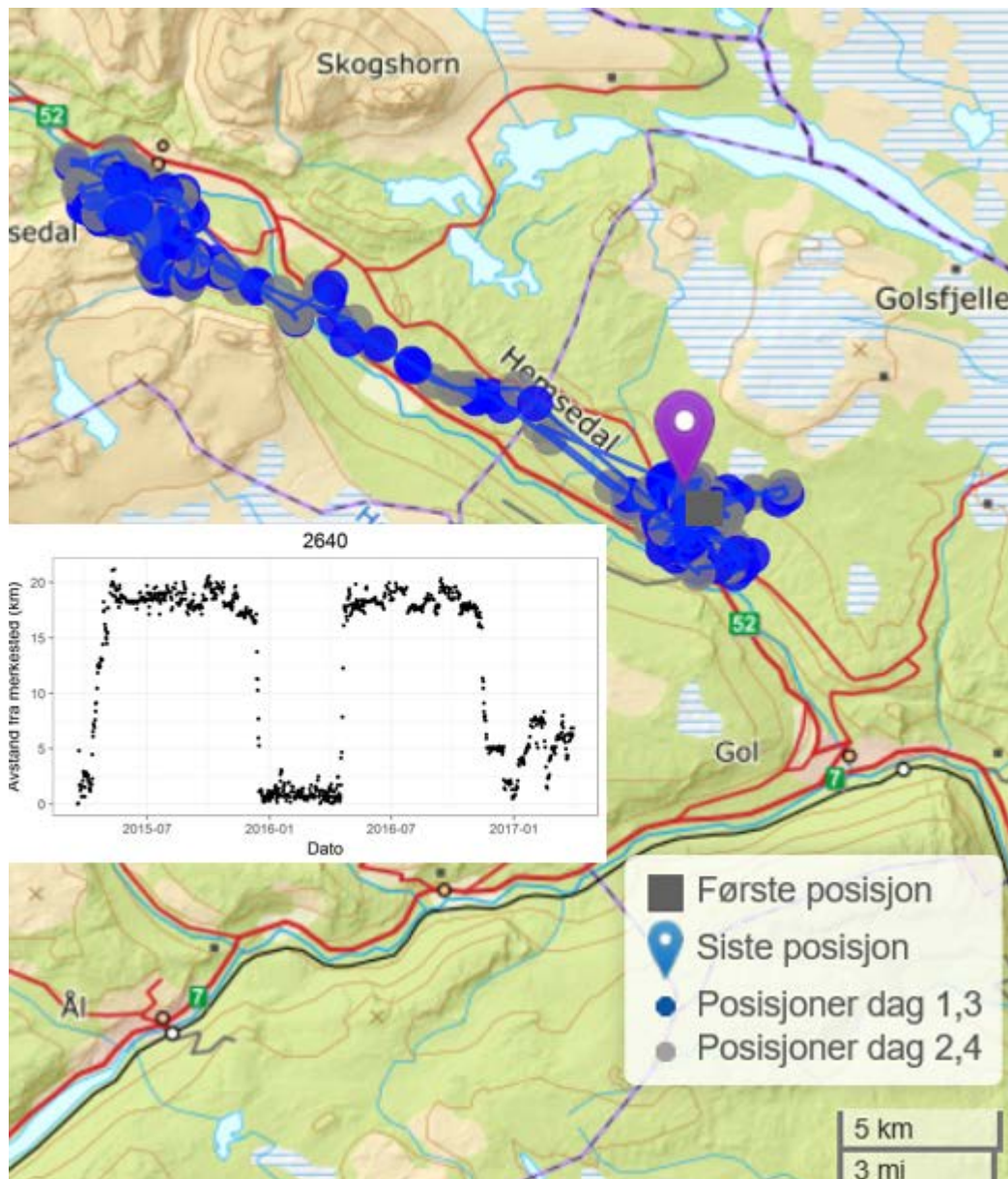
Ku 2637 vandret mellom Nes (vinter) og Vestre Slidre kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



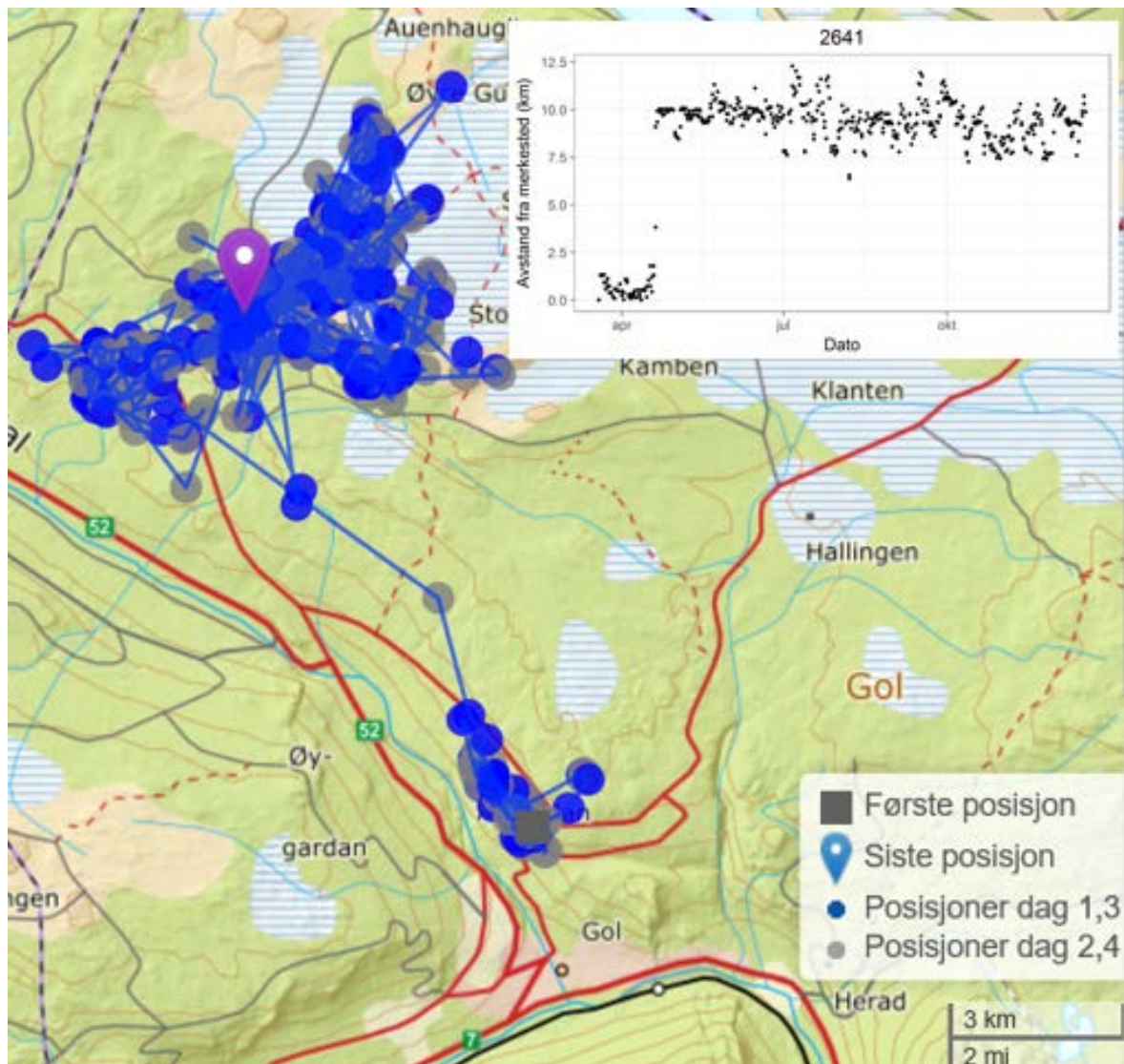
Ku 2638 oppholdt seg nord for Gol sentrum i Gol kommune i studieperioden og var et stasjonært individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



Ku 2639 oppholdt seg nordvest for Nesbyen i Nes kommune i studieperioden og var et relativt stasjonært individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



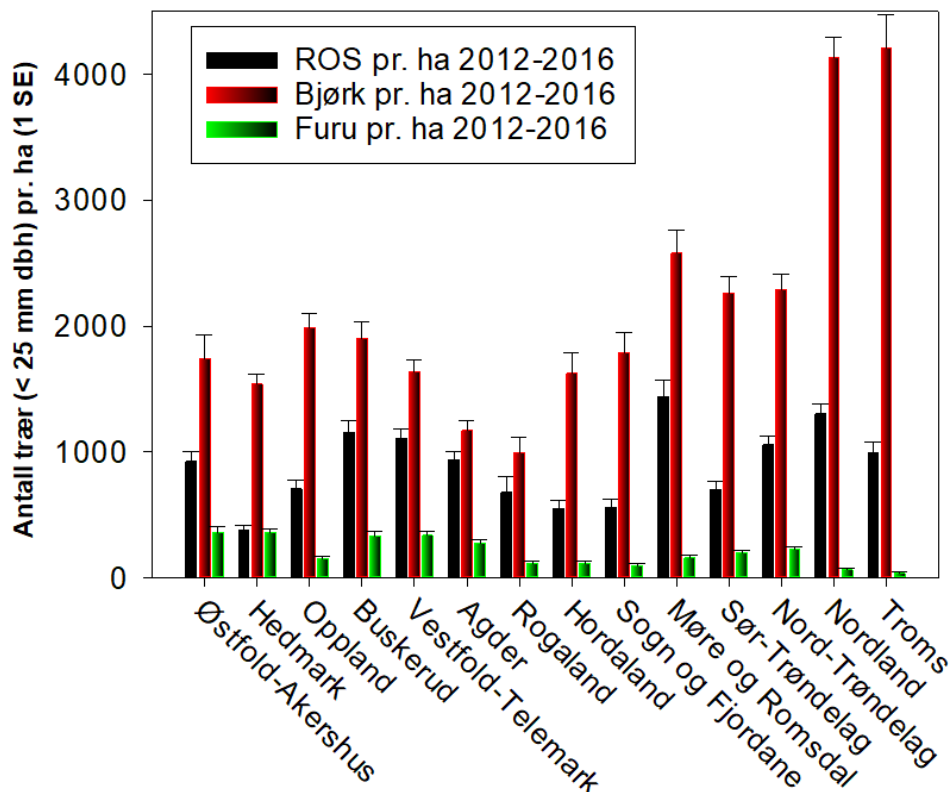
Ku 2640 vandret mellom Gol og Hemsedal kommune i studieperioden og var et sesongtrekkende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).



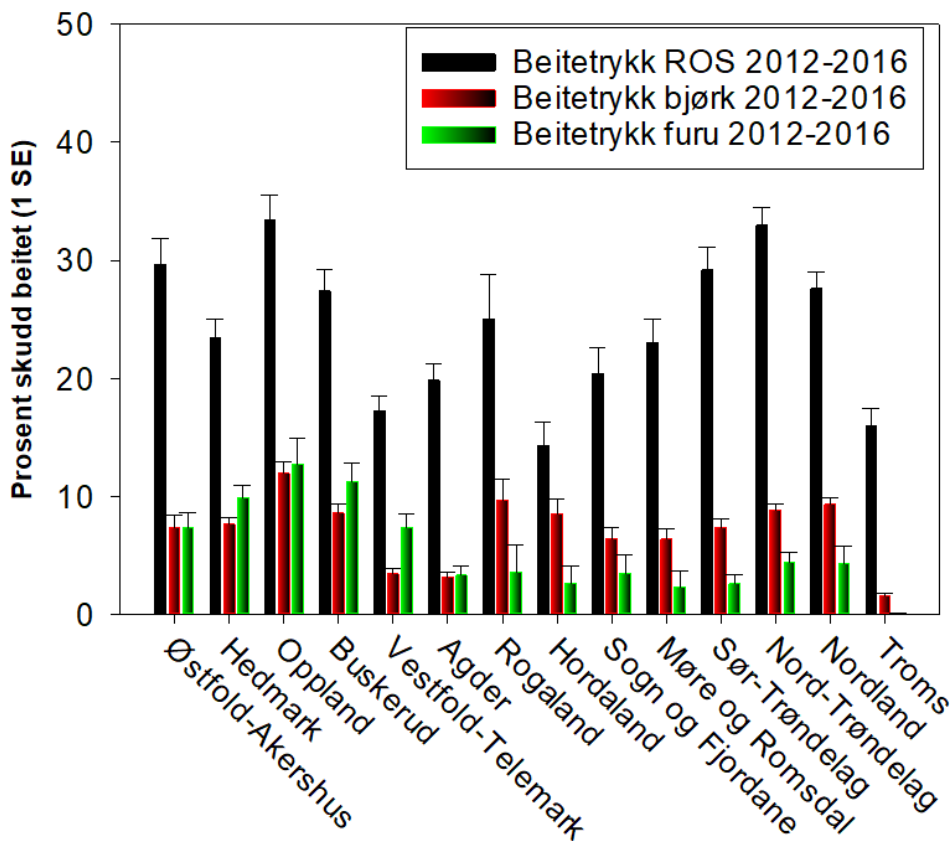
Ku 2641 befant seg nordvest i Gol kommune i studieperioden, men levde kun i 9 måneder etter merking. Sannsynligvis var hun sesongtrekkende eller et utvandrende individ. Se vedlegg 1 for estimert alder ved merking og andre opplysninger om dyret. Posisjonsdata er tilgjengelig i Dyreposisjoner (www.dyreposisjoner.no).

6.6 Vedlegg 6.

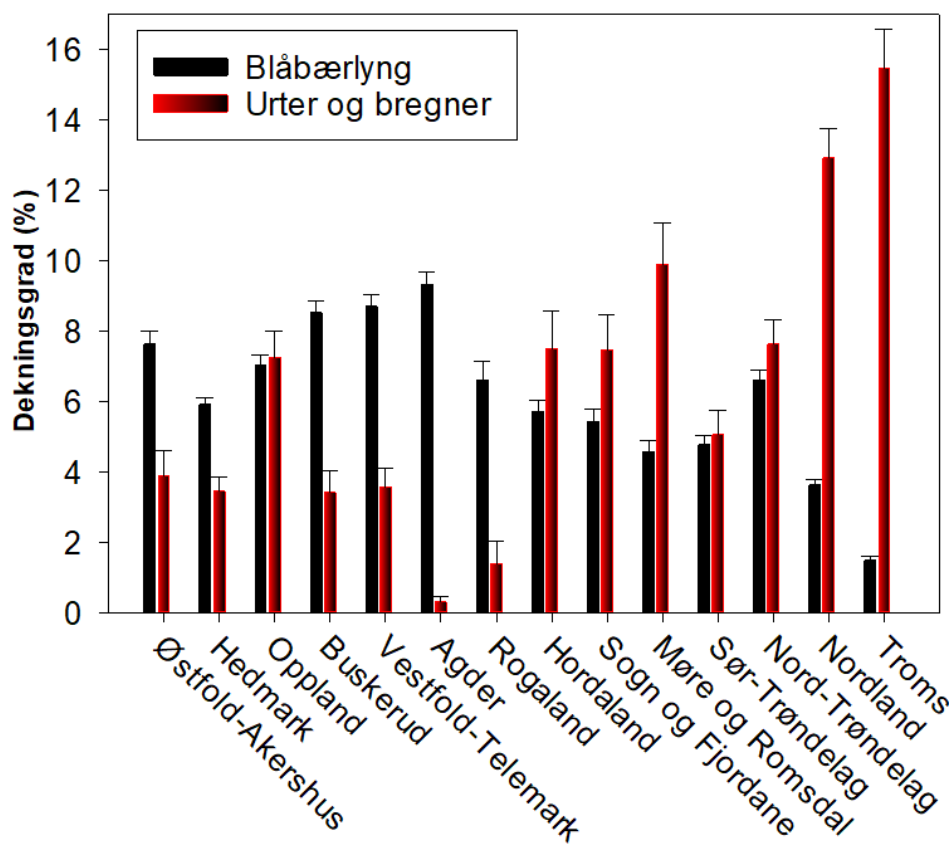
Beitetilbud og beitetrykk i norske fylker



Figur 6.6.1. Gjennomsnittlig antall beitetrær pr. ha i perioden 2012-2016 fordelt på artsgruppe og fylke. Kun trær med brysthøydediameter (dbh) mindre enn 25 mm.



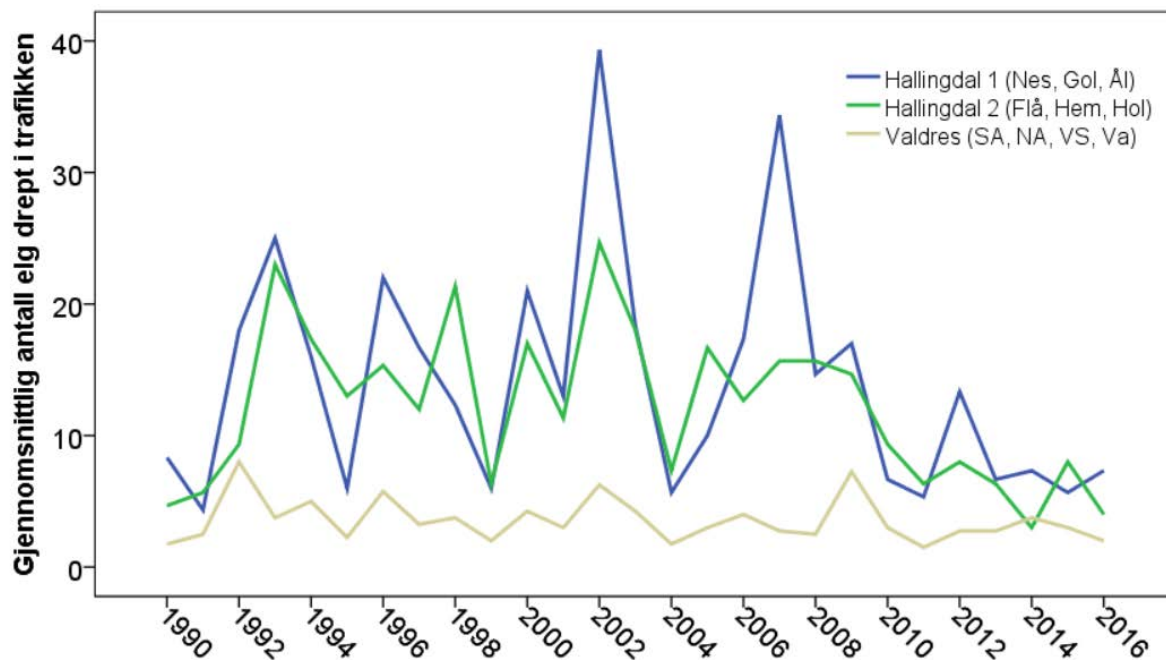
Figur 6.6.2. Gjennomsnittlig beitetrykk i perioden 2012-2016 fordelt på artsgruppe og fylke. Beitetrykket er prosentandelen skudd i høydeintervallet 0,3-3,0 m som er beitet siste år.



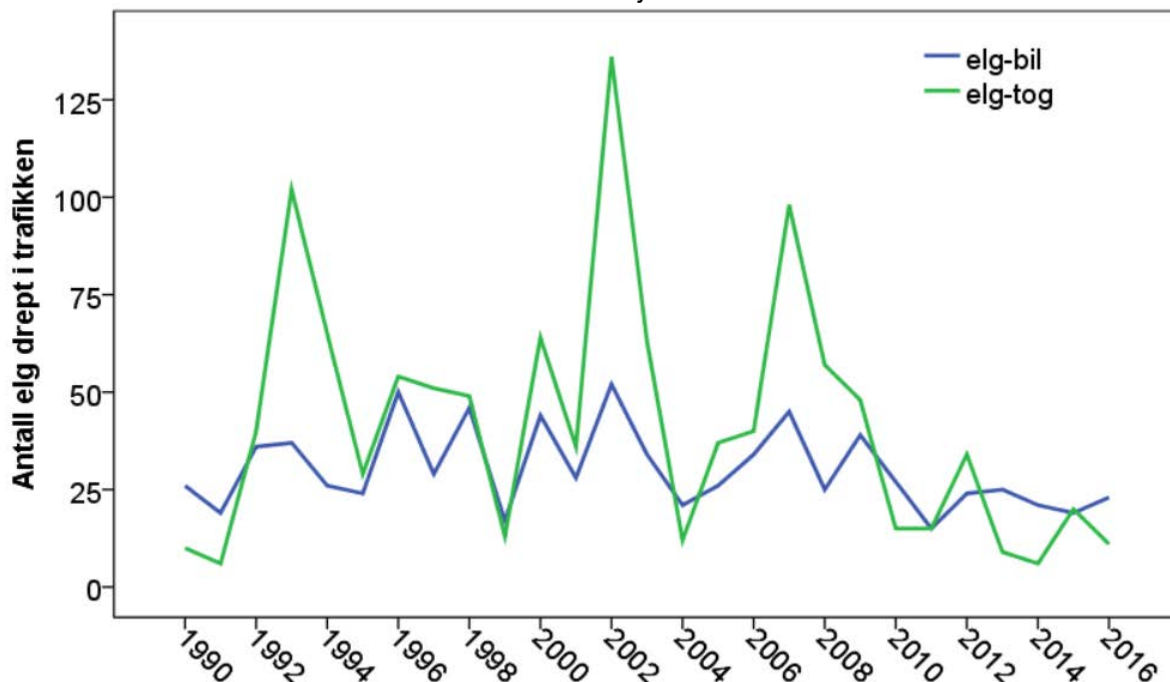
Figur 6.6.3. Gjennomsnittlig dekningsgrad av blåbærlyng (%) og prosentandel flater med beiterike vegetasjonstyper (urter og bregner) i perioden 2012-2016 fordelt fylke.

6.7 Vedlegg 7

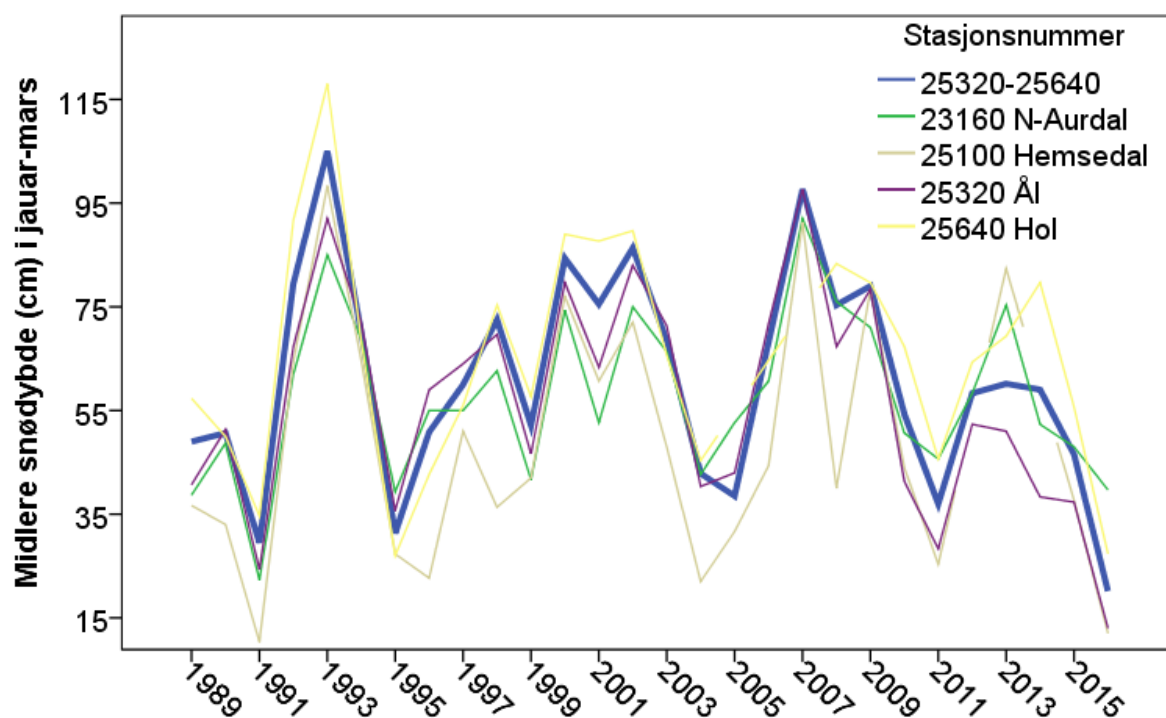
Utviklingen i antallet trafikdrepte elg, snødybde og bestandstetthet (sett elg pr. jegerdag) siden 1990.



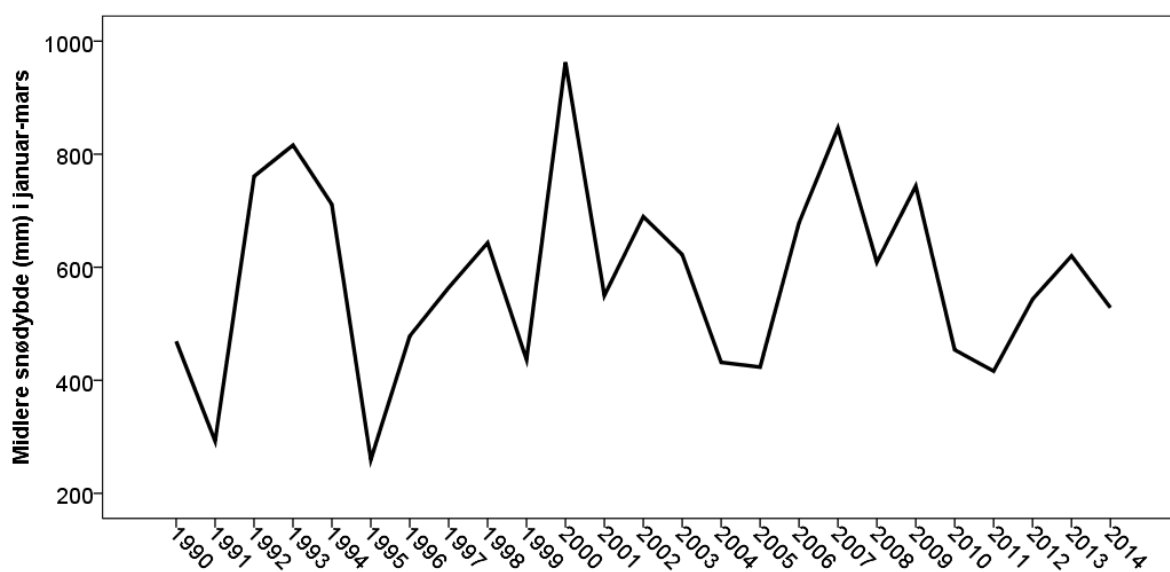
Figur 6.7.1. Gjennomsnittlig antall elg drept i trafikken pr. kommune og år i tre delområder i perioden 1990-2016. Årstallet er første kalenderåret i jaktåret.



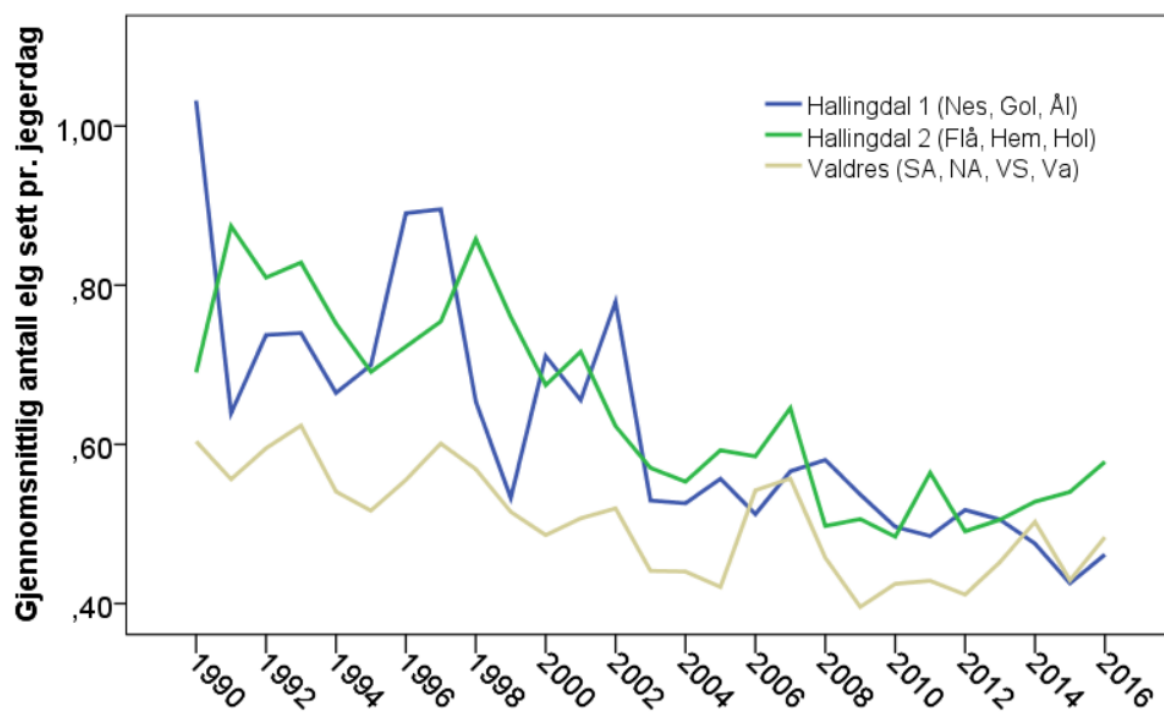
Figur 6.7.2. Antall elg drept i trafikken fordelt på årsak (veg, jernbane) og år i perioden 1990-2016. Årstallet er første kalenderåret i jaktåret. Data fra Flå, Nes, Gol, Ål og Hol.



Figur 6.7.3. Gjennomsnittlig snødybde i januar-mars ved fire meteorologiske stasjoner i studieområdet i perioden 1990-2017. I figuren er data vist i forhold til første kalenderåret i jaktåret (eks. data for vinteren 1991 er i figuren vist for første kalenderåret i jaktåret 1990-1991). Tykk linje viser utviklingen i gjennomsnittlig snødybde ved stasjon 25320 (Ål) og 25640 (Hol) samlet.



Figur 6.7.4. Gjennomsnittlig snødybde i januar-mars i kommunene Flå, Nes, Gol, Ål, Hol i perioden 1990-2017. Data fra snømodell. I figuren er data vist i forhold til første kalenderåret i jaktåret (eks. data for vinteren 1991 er i figuren vist for første kalenderåret i jaktåret 1990-1991).



Figur 6.7.5. Gjennomsnittlig antall elg sett pr. jegerdag pr. år i kommuner i tre delområder i perioden 1990-2016.

*Norsk institutt for naturforskning, NINA,
er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og
samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i
Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø,
Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA
Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal,
og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i
Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både fors–kning
og utredning, miljøovervåking, rådgivning og
evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og
erfaring med både naturvitere og sam–funnsvitere
i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene,
samfunnets bruk av naturen og sammenhenger
med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3122-0

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger