

Bioforsk Rapport

Vol. 6 Nr. 68 2011

Merke- og utviklingsprosjekt hjort - Nordmøre og Sør-Trøndelag 2006-2010

Sluttrapport

Erling L. Meisingset, Øystein Brekkum & Unni Støbet Lande

Bioforsk Økologisk, Tingvoll





Hovedkontor
Frederik A. Dahls vei 20,
1432 Ås
Tlf: 03 246
Fax: 63 00 92 10
post@bioforsk.no

Bioforsk Økologisk
Gunnars vei 6
6630 Tingvoll
Tlf: 452 30 200
Faks: 71 53 44 05
okologisk@bioforsk.no

| |
|--|
| <i>Tittel/Title:</i> Merke og utviklingsprosjekt hjort - Nordmøre og Sør-Trøndelag 2006-2010 - Sluttrapport |
| <i>Forfatter(e)/Autor(s):</i> Erling L. Meisingset, Øystein Brekkum & Unni Støbet Lande |

| | | | |
|--|--|---|---|
| <i>Dato/Date:</i> 15.12.11 | <i>Tilgjengelighet/Availability:</i> Åpen | <i>Prosjekt nr./Project No.:</i> 2010009 | <i>Arkiv nr./Archive No.:</i> |
| <i>Rapport nr./Report No.:</i> Nr 68/2011 | <i>ISBN-nr.:</i> 978-82-17-00793-7 | <i>Antall sider/Number of pages:</i> 94 | <i>Antall vedlegg/Number of appendix:</i> |

| | |
|--|--|
| <i>Oppdragsgiver/Employer:</i> Merke- og utviklingsprosjekt hjort Nordmøre og Sør-Trøndelag | <i>Kontaktperson/Contact person:</i> Ivar Syrstad |
|--|--|

| | |
|---|---|
| <i>Stikkord/Keywords:</i> Hjort, arealbruk, GPS halsbånd, leveområder, sesongtrekk, bevegelse, Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag Red deer, space use, migrations, home range, GPS tracking, Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Norway | <i>Fagområde/Field of work:</i> Økologisk mat og landbruk Organic food and farming division |
|---|---|

Sammendrag

Denne rapporten oppsummerer "Merke- og utviklingsprosjekt hjort - Nordmøre og Sør-Trøndelag". Prosjektet har vært gjennomført i perioden 2006-2011. Prosjektets hovedsatsing har vært å utvikle kunnskap om hjortens arealbruk som grunnlag for forvaltningen av i Sør-Trøndelag og i Møre og Romsdal. Hovedsatsningen har vært å merke dyr med GPS halsbånd og skaffe posisjonsdata. Denne rapporten oppsummerer en del av hovedresultatene fra prosjektet.

Summary:

This report summarizes a study where we have used red deer position data achieved from GPS collared deer's and deer collision data in municipalities in Møre & Romsdal and Sør-Trøndelag counties in Norway. The results summarize analyses of red deer position data from GPS tracking about migration patterns, home range analyses, habitat use. The report also summarizes analyses done about avoidance to roads, road crossing and crossing frequency, trends in deer collisions in the region and mitigation effects of eliminating vegetation roadsides.

Godkjent / Approved

Prosjektleder/Project leader

Atle Wibe, forskningssjef

Erling L. Meisingset, forsker

Forord

Denne rapporten oppsummerer hovedresultatene fra Merke- og utviklingsprosjekt hjort - Nordmøre og Sør-Trøndelag - «Hjortmerk» - hvor hjortens arealbruk har stått i fokus. Dette 5 årige prosjektet med prosjektperiode fra 2006-2010 har vært et samarbeid mellom 17 kommuner i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag, og Bioforsk Økologisk, Tingvoll. Sluttrapporten er i første rekke ment som en tilbakemelding til alle som har finansiert prosjektet, men også som generell oppsummering av resultater knytta til prosjektet.

En økt hjortebestand de siste 30-40 åra har gitt nye muligheter for jaktutbytte og næring, men også utfordringer knytta til forvaltningen og fordeling av fordeler og ulemper en stor bestand fører med seg. Utfordringene for den lokale forvaltningen har blitt større med både økt bestand og flere oppgaver, og ei bærekraftig forvaltning krever kunnskap om hjorten og ikke minst om hjortens arealbruk. Dette var den viktigste bakgrunnen for at prosjektet ble satt i gang. I løpet av prosjektperioden har avskytingen økt med 48 % i prosjektkommunene til sammen (fra 4909 i 2005 til 7250 i 2010) noe som ytterligere har bidratt til å aktualisere problemstillingene.

Vi ønsker å takke alle frivillige som har bidratt til at prosjektet kunne gjennomføres på en så god måte. Dette inkluderer alle som har bidratt med tilrettelegging og foring av hjort, bistand ved innfangning og merking av hjort og ved innsamling av materiale fra blant annet felte hjort. En stor innsats fra alle frivillige har vært en viktig nøkkel til at prosjektet har vært vellykket.

Vi vil også understreke det gode samarbeidet vi har hatt med flere kollegaer i løpet av prosjektet. I første rekke gjelder dette Atle Mysterud, UiO og Leif Egil Loe, UMB, men også de andre forskningsmiljøene som studerer hjortens økologi (NINA og Høgskolen i Hedmark). Hjortmerk var en viktig forutsetning for at et felles forskningsprosjekt ble satt i gang, og har således vært viktig for forskningsinnsatsen som har blitt lagt ned de senere åra om hjortens arealbruk. Samarbeidet mellom forvaltningen på lokalt/regionalt plan og forskningsinstitusjoner har vært meget fruktbart og sikra at relevante spørsmål har blitt satt på dagsordenen.

Bioforsk Økologisk vil benytte anledningen til å takke for samarbeidet med styringsgruppa og involverte kommuner. Vi håper at prosjektet har vært til nytte for alle som har vært involvert, og at informasjon og kunnskap som arbeidet har ført til kommer til forvaltningen både for rettighetshaverne og i kommunene. Vi mener at bidraget fra prosjektet har flytta kunnskapen om hjortens arealbruk flere hakk. Det er derfor en glede å kunne presentere hovedresultatene fra prosjektet gjennom denne rapporten.

Tingvoll, desember 2011

Erling L. Meisingset
Prosjektleder

Innhold

| | | |
|---------|--|----|
| 1. | Sammendrag | 1 |
| 2. | Innledning | 6 |
| 2.1 | Bakgrunn | 6 |
| 2.1.1 | Hjortens bestandsutvikling og kunnskapsgrunnlaget om hjorten | 6 |
| 2.1.2 | Nye utfordringer i forvaltningen av hjorten | 7 |
| 2.2 | Oppstart, organisering av og deltakelse i prosjektet | 8 |
| 2.3 | Mål i prosjektet | 8 |
| 2.3.1 | Hovedmål | 8 |
| 2.3.2 | Delmål | 8 |
| 2.3.3 | Fokusområder og problemstillinger | 9 |
| 2.4 | Publikasjoner fra prosjektet | 9 |
| 2.4.1 | Nettside og webgis | 9 |
| 2.4.2 | Skriftlige publikasjoner og muntlige presentasjoner | 9 |
| 3. | Metoder og materiale | 11 |
| 3.1 | Geografisk utstrekning av studieområde | 11 |
| 3.2 | Merking av hjort | 12 |
| 3.2.1 | Merkeplasser | 12 |
| 3.2.2 | Feltpersonell | 12 |
| 3.2.3 | Fordeling av dyr med GPS halsbånd og øremerker | 13 |
| 3.2.4 | Antall merka hjort | 13 |
| 3.2.5 | Merkeprosedyrer og dataregistrering ved merking av hjort | 14 |
| 3.2.6 | GPS halsbånd | 16 |
| 3.2.7 | Behandling av posisjonsdata | 17 |
| 3.3 | Annen datainnsamling | 19 |
| 3.3.1 | Materiale og datainnsamling fra felte merkedyr | 19 |
| 3.3.2 | Kalvingsdata for GPS koller | 19 |
| 3.3.3 | Observasjonsdata av merkedyr | 19 |
| 3.4 | Valldata | 19 |
| 3.5 | Kartdata | 19 |
| 3.6 | Påkjørselsdata | 20 |
| 3.7 | Analyser og definisjoner | 20 |
| 3.7.1 | Definisjon av arealbruk og trekk | 20 |
| 3.7.2 | Leveområder og aktivitet | 22 |
| 3.7.3 | Habitatbruk og -valg | 23 |
| 3.7.4 | Utvandring og spredning | 23 |
| 3.7.5 | Hjortens atferd og trafikkanalyser | 23 |
| 3.7.6 | Statistiske analyser | 23 |
| 3.7.7 | Analyseverktøy | 23 |
| 3.7.8 | Definisjoner av ord og uttrykk | 23 |
| 4. | Resultater | 26 |
| 4.1 | Hjortens trekk og trekkmønster | 26 |
| 4.1.1 | Andel trekkhjort | 26 |
| 4.1.2 | Trekkdiranser | 34 |
| 4.1.3 | Trekktidspunkt og varighet på trekkene | 44 |
| 4.1.3.1 | Vårtrekket | 44 |
| 4.1.3.2 | Høsttrekket | 45 |
| 4.1.4 | En gang trekkhjort - alltid trekkhjort? | 47 |
| 4.2 | Leveområder | 50 |
| 4.2.1 | Årlige leveområder | 50 |
| 4.2.2 | Månedlige leveområder | 51 |
| 4.2.3 | Jakttidsleveområder | 52 |
| 4.3 | Hjortens bevegelser og atferd | 54 |
| 4.3.1 | Aktivitetsmønster gjennom døgnet og året | 54 |
| 4.3.2 | Bevegelseshastighet | 55 |
| 4.3.3 | Påvirkes hjortens bevegelser av jakta? | 58 |
| 4.4 | Hjortens habitatvalg | 59 |
| 4.4.1 | Hjortens bruk av ulike habitatklasser | 59 |

| | | |
|--------|--|----|
| 4.4.2 | Hjortens habitatvalg gjennom døgnet og til ulike årstider | 59 |
| 4.4.3 | Hjortens bruk av høydegradienten..... | 62 |
| 4.5 | Hjortens utvandring og spredning..... | 64 |
| 4.5.1 | Gjefangstrate av øremerka dyr | 64 |
| 4.5.2 | Gjefangstkommune..... | 65 |
| 4.5.3 | Avstand fra merkeplass til gjefangststed | 65 |
| 4.5.4 | Hvilke dyr utvandrer og hvor drar de?..... | 67 |
| 4.5.5 | Utvandringsfrekvens | 67 |
| 4.5.6 | Hvordan kan vi forholde oss til hjortens ut- og innvandring i forvaltningen? | 69 |
| 4.6 | Hjortens arealbruk og skala i forvaltningen | 70 |
| 4.6.1 | Kommunenes areal og tellende areal | 70 |
| 4.6.2 | Habitatpotensialkart - et virkemiddel for beregning av tellende areal? | 70 |
| 4.6.3 | Antall og areal på vald i regionen..... | 72 |
| 4.6.4 | Hjortens trekkmonster sett mot administrative grenser | 73 |
| 4.7 | Er dagens vald av hensiktsmessig størrelse i forhold til hjortens arealbruk?..... | 76 |
| 4.8 | Variasjon i bestandstetthet på lokalt nivå - betydning av trekk | 77 |
| 4.9 | Regional forvaltning | 78 |
| 4.10 | Hjort og trafikk..... | 81 |
| 4.10.1 | Utvikling av antall trafikkdrepte hjort i studieområder | 81 |
| 4.10.2 | Utvikling i forholdet mellom antall trafikkdrepte hjort og antall felte. | 81 |
| 4.10.3 | Når blir hjorten påkjørt?..... | 82 |
| 4.10.4 | Hjortens bruk av områder nært vei..... | 82 |
| 4.10.5 | Hjortens krysningsfrekvens av vei..... | 82 |
| 4.10.6 | Hjortens krysningspunkter sammenligna med påkjørselspunkter | 84 |
| 4.10.7 | Fordeling av krysninger og påkjørsler i forhold til dominerende habitattype og sesong?84 | |
| 4.10.8 | Varierer sannsynlighet for påkjørsler med endringer habitat og fartsgrense? | 86 |
| 4.10.9 | Tiltaksstrekninger - påkjørsler før og etter siktrydding langs vei | 86 |
| 5. | Diskusjon | 88 |
| 5.1 | Oppsummering..... | 88 |
| 5.2 | Veien videre | 89 |
| 6. | Referanser | 91 |

1. Sammendrag

Hjortebestanden i Norge har hatt en nærmest eventyrlig utvikling i løpet av de siste 40 år. Årsakene til økningen i hjortestammen er flere og sammensatte. Innføringen av retta avskytning tidlig på 1970-tallet er en viktig og direkte årsak til at hjortestammen begynte å øke. Endringer i skogbruk og landbruk har også hatt en viktig betydning. Når man skal forvalte en art som hjorten er det viktig og av avgjørende betydning å ha kunnskap om artens arealbruk. I viltforvaltningen er myndighet flyttet fra den sentrale og regionale stat til kommunene. I tillegg til at kommunene har fått en utvidet rolle, har også private rettighetshavere fått et økt ansvar for forvaltning av viltressursene. Et større lokalt ansvar både med hensyn til målsettinger og utøvelse har skapt nye problemstillinger og utfordringer. På bakgrunn av behovet for konkret kunnskap om hjortens arealbruk ble Merke- og utviklingsprosjekt hjort - Nordmøre og Sør-Trøndelag - kalt Hjortmerk - startet i 2006 som et samarbeidsprosjekt mellom 17 kommuner i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag og Bioforsk Økologisk, Tingvoll. Hovedmålet i Hjortmerk-prosjektet har vært å bidra til økt kunnskap om hjortens trekkmonster og arealbruk som grunnlag for forvaltning og næringsutvikling i regionen, og å bidra til økt kunnskap om hjortens krav til og bruk av leveområdene. Det bærende datamaterialet har vært å merke dyr med øremerker og GPS halsbånd. Følgende tema har vært undersøkt og analysert nærmere i sluttrapporten: (1) Hjortens trekk og trekkmonster i regionen; (2) Størrelse på leveområdene til hjorten; (3) Hjortens bevegelser/forflyttinger og atferd; (4) Hjortens habitatbruk; (5) Hjortens utvandring og spredning; (6) Hjortens arealbruk sett mot skala i forvaltningen og (7) Hjort og trafikk.

Det ble tidlig etablert ei nettside for prosjektet som har vært brukt aktivt gjennom prosjektperioden. I tillegg ble det også etablert en webgis løsning hvor GPS dyras posisjoner har vært publisert daglig gjennom hele perioden. Siden starten har prosjektet blitt presentert en rekke ganger både som foredrag i ulike sammenhenger og ikke minst i media. Prosjektet har hatt flere innslag og reportasjer på TV både lokalt og nasjonalt. Totalt har det blitt holdt om lag 40 foredrag ved ulike anledninger. Siden data fra Hjortmerk har vært brukt i prosjektet «Innmark og utmark som basis for produksjon av hjort i Norge» har dette medført flere andre publikasjoner. Dette prosjektet ble oppsummert med en sluttrapport desember 2011 med tittelen «Hjorten i det norske kulturlandskapet; arealbruk, bærekraft og næring» (Mysterud *et al.*, 2011a).

Studieområdet i Hjortmerk inkluderte 18 kommuner i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag, avgrenset mot Trondheimsfjorden i nordøst, Romsdalsfjorden i sørvest, Dovre i sør og Gauldalen/Forollhogna i øst. Studieområdet var om lag 20 000 km² med store topografiske forskjeller fra et variert kystlandskap og øyer til større daler og skogsområder og fra lavereliggende til høyereliggende områder.

I løpet av fire merkesesonger fra 2007 til og med 2010 ble det merka til sammen 475 dyr. Av disse ble 155 voksne dyr (2,5 år og eldre) merka med GPS halsbånd, hvorav 97 koller og 58 bukker. Det ble til sammen merka 320 dyr med kun øremerker, hvorav 155 kalver (48,4 % av alle øremerka dyr), 93 fjorsdyr (29,1 %) og 72 voksne dyr (22,5 %). Av Hjortmerk - kommunene var det kun i Rindal kommune det ikke ble merka hjort, og grunnen var at man ikke fant vinteropphold på aktuelle merkesteder. Innfangningen ble gjennomført ved å bedøve hjorten ved kjemisk immobilisering gjennom å skyte piler med luftvåpen etter standard prosedyre. Av GPS dyra ble 80 % merka ved foringsplass, mens resten ble fanget i vinterområder langs veier. Mange av halsbåndene ble tatt inn enten ved merking eller ved at dyr ble skutt under jakta og halsbåndene resirkulert i løpet av prosjektperioden.

I gjennomsnitt ga 90,5 % av alle forsøk med å ta en posisjon en suksess, med en variasjon fra 61 % til 99,5 % mellom ulike halsbånd. Etter prosedyrer for sletting av feilposisjoner og unøyaktige posisjoner var totalt antall tilgjengelige posisjoner for analyser 1 038 150, fordelt på 151 individ; 56 bukker og 95 koller. Det betyr at 4 halsbånd gav så lite data (noen få punkter) på grunn av svikt i halsbåndene at disse ikke ble brukt og ble ekskludert fra analysene. De 151 halsbåndene gav i snitt 6875 posisjoner med en spredning fra 141 til 16539.

Når et merkedyr senere ble felt ønsket vi informasjon om dato og lokalitet for felling, kjønn og slaktevekt. Vi ønsket også at underkjeve ble skåret ut i hel lengde. For koller ba vi om at livmor med eggstokker ble skåret ut, og i tillegg informasjon om kolla hadde kalv og om kalven også ble felt. Annen datainnsamling har vært observasjoner av merkedyr og innsamling av valddata fra kommuner (arealbegrensninger og fellingsstatistikk).

I denne studien har vi definert trekkhjort hvor disse ikke hadde overlappende leveområder sommer- og vinterområde og hvor sentrum i disse sesongleveområdene minst var 3 km fra hverandre (i luftlinje). Vi inkluderte kun dyr som gav data lenge nok til at vi med sikkerhet kunne fastslå det enkelte dyrets arealbruk, noe som innebar at vi måtte ha så lang tidsserie pr dyr at vi kunne fastslå at dyret var stasjonært eller trekkende. Til sammen gav dette et utvalg på 140 dyr fra åra 2007-2010, hvorav 87 koller og 53 bukker. Vi brukte kun ett år pr dyr i analyser av andel trekkdyr og trekkdistanser. Leveområdenes areal har vi definert via leveområdenes ytre grenser, man trekker rette linjer mellom de ytterpunktene blant alle punktene man har pr individ innen et gitt tidsrom. GPS halsbånda brukt i Hjortmerk hadde mulighet til å registrere om dyret var i aktivitet/bevegelse eller ikke i den tidsperioden som GPS posisjonene ble tatt. Bevegelses- eller forflytningshastighet er beregnet som avstanden i meter i luftlinje mellom registrerte posisjoner i forhold til tida mellom posisjonene. Habitatanalysene er basert på data av alle posisjoner fra 2007 og 2008 i prosjektet, til sammen 68 dyr (bukker; n=22, koller; n=46) og vel 370 000 posisjoner. For hver enkelt posisjon ble det definert en habitattype ved bruk av digitalt markslagskart og kartgrunnlaget som ble brukt var fra AR-5 serien. I utgangspunktet ble veiene i studieområdet definert som europavei (E), riksvei (R), fylkesvei (F), kommunevei (K) og private vei (P), etter definisjonen av veinettet før 2010. Vi grupperte disse videre inn i tre kategorier; europa- og riksveier (ER), fylkes- og kommune (FK) veier, og private veier (P). Analyser av krysningsfrekvens, habitatsammensetning ved krysnings- og påkjørselspunkt og risiko for påkjørsler ble analysert med dette utgangspunktet.

Av totalt 155 GPS merka hjort kunne vi følge 140 dyr over så langt tidsrom at vi med sikkerhet kunne fastslå trekkstrategi. Av disse 140 hjortene ble 82 eller 58,6 % definert som trekkdyr. Det var en klar forskjell i andel trekkdyr mellom kjønn. Av kollene ble 50,6 % var trekkdyr, mens 71,7 % av bukkene var trekkdyr. Det er tydelige forskjeller i andel trekkdyr mellom dyr på øyer og dyr på fastlandet. I øykommunene Hitra, Smøla og Kristiansund, og øyene i Aure kommune var andelen trekkdyr totalt sett 24,1 %. Knappe 19 % av kollene ble definert som trekkende dyr og blant bukkene var vel det 30 % trekkdyr, som var klart lavere enn på fastlandet. Analysene viser at andel trekkhjort er større i kommuner med en variert topografi for begge kjønn. Andel trekkhjort viste en negativ sammenheng mellom tetthet i bestanden i vinterområdet (antall felte dyr pr arealenheter på kommunenivå). Selv om hjorten i denne rapporten enten er definert som trekkende eller stasjonær var det enkelte dyr som hadde en mer komplisert arealbruk i løpet av året. Noen stasjonære dyr hadde kortere eller lengre trekk eller ekskursjoner om høsten. Disse høsttrekka er sannsynligvis knyta til brunst og disse dyra trakk gjerne til egne brunstområder i en avgrensa periode. Det var også enkelte dyr som ble definert som stasjonære som tok ekskursjoner på våren eller sommeren ut av sitt faste leveområde. Dette var korte turer eller opphold som ikke kan defineres som sesongtrekk. Det var også enkelte stasjonære dyr som "pendlet" mellom to (eller flere) områder i løpet av sommersesongen.

For alle dyra som ble definert som trekkdyr var trekkdistansen i gjennomsnitt 30,6 km. Av kollene var det 34,1 % som trakk mindre enn 10 km i luftlinje mellom vinter- og sommerområdet, mens 26,3 % av bukkene trakk mindre enn 10 km. Andelen som trakk over 50 km var henholdsvis 12,4 % blant kollene og 26,3 % av bukkene. Det lengste trekket blant kollene var 73,9 km i luftlinje, mens blant bukkene var det hele 278,4 km. Det var også en betydelig variasjon i gjennomsnitt trekkdistanse mellom ulike kommuner. For alle dyr sett under ett (både de som ble definert som trekkdyr og stasjonære dyr) så gikk trekkdistansen ned med økende tetthet i bestanden, mens trekkdistansen økte med økende andel høyereliggende områder. Trekkdistansen var kortere for hjort som ble merka på øyer enn i områder som ble definert som kyst- og innlandsstrøk.

Vårtrekket starta i gjennomsnitt den 2. mai sett over alle år og for begge kjønn. Alle åra sett under ett så starta om lag 75 % av dyra trekket i perioden 20.april til 20. mai, og fordelingen var i all hovedsak lik mellom kjønn. Hjorten brukte i gjennomsnitt 10 dager på vårtrekket. Bukkene brukte i gjennomsnitt 13,5 dager på trekket, mens kollene i snitt brukt 7,5 dager. I all hovedsak skyldes dette at bukkene i snitt trakk lengre enn kollene. Høsttrekket starta i gjennomsnitt den 20. september alle år og begge kjønn under ett. Bukkene starta i snitt den 19.september og kollene den 21. september. Hjorten brukte i gjennomsnitt i overkant av 7 dager på høsttrekket. Bukkene brukte i snitt 10 dager, mens kollene gjorde unna trekket på 5 dager i snitt. Høsttrekket tok kortere tid enn vårtrekket, noe som også var en statistisk sikker forskjell.

Er det slik at et trekkdyr alltid forblir ett trekkende dyr eller er det noen som endrer strategi? Vi hadde data for 48 dyr over minst to sesonger slik at vi hadde mulighet for å følge dyras arealbruk gjennom to år. Av disse var det 15 bukker og 33 koller. Alle dyra ble klassifisert i samme klasse begge åra. Med andre ord, stasjonære dyr forble stasjonære og trekkende fortsatte å være det. Av de 33 trekkdyra var det 32 dyr som gjennomførte det samme trekket begge åra. Kun ett dyr gjennomført et trekk som var

vesentlig annerledes andre året vi hadde data. Det er ikke gjennomført analyser av i hvor stor grad dyra hadde overlappende leveområder - pr sesong - i de to etterfølgende åra. Sett ut fra visuelle mønstre er det likevel grunn til å anta at leveområdene både vinter og sommer i stort grad er overlappende fra ett år til det neste for de aller fleste dyra.

Størrelsen på de årlige leveområdene for hjorten i vårt område varierte betydelig. De minste registrerte årsleveområdene var faktisk under 1 km², mens de aller største var over 1500 km². Få dyr har likevel leveområder over 1000 km². Bukkene hadde betydelig større leveområder i snitt enn kollene. Det gjelder både for stasjonære og blant trekkende dyr. Stasjonære bukker hadde omtrent 4 ganger så stort leveområde som stasjonære koller, mens blant trekkende dyr hadde bukkene nær dobbelt så store leveområder som kollene i gjennomsnitt. Blant kollene så hadde trekkdyr om lag 20-30 ganger så stort leveområde som stasjonære dyr mens blant bukken hadde trekkende dyr 11 til 14 ganger så stort årsleveområde. Leveområdene er større for dyr på fastlandet enn på øyer for begge kjønn.

Årsleveområdene var større for dyr som har vinterområde i kommuner med variabel topografi og i områder med en høyere bestandstetthet tenderer hjorten til å ha mindre leveområder. Det er betydelig variasjon i månedlig leveområdestørrelser gjennom året. De minste leveområdene finner vi stort sett i de tre vintermånedene fra januar til mars. Jaktidsleveområdenes størrelse var som forventet betydelig større blant trekkdyra enn for de stasjonære dyra. Som for de årlige leveområder er fordeling av størrelsen forskjøvet i forhold til gjennomsnittet. For de stasjonære dyra var størrelsen på leveområdet i løpet av jakttida omtrent på samme nivå som det årlige leveområdet. Trekkdyr som var ferdige med hovedtrekket sitt før jakta starter har gjerne ikke større jaktleveområder enn stasjonære dyr.

Andel av dyra som ble registrert aktive ved hver hele time gjennom døgnet varierer fra 30 til 70 %. Andelen aktive var størst mellom klokken 4 og 6 på morgenen og klokken 20 til 22 om kvelden. I vinterhalvåret kommer aktivitetstoppene tidligere på kvelden og seinere om morgenen enn om sommeren. På kveldene kommer toppene for kollene og bukkene samtidig, mens på morgensida har bukkene en tidligere topp enn kollene. Bevegelseshastigheten har generelt sett to topper gjennom døgnet og for hele året sett under ett så er den størst mellom klokken 5 og 6 på morgenen og mellom klokken 20 og 21 om kvelden. Bevegelseshastigheten varierer gjennom året og man finner to topper i løpet av året, en om våren og en om høsten. Kollenes bevegelseshastighet er lav i juni, som ofte er knytta til kalving. Bukkene øker sin bevegelseshastighet utover i september og oktober og høyeste bevegelseshastighet fant vi i midten av oktober. Sammenfallende med jaktstarten øker spesielt bukkene sin bevegelseshastighet betydelig. Kollene derimot ser ut til å reagere mindre og endrer sin bevegelseshastighet i mindre grad.

Hjorten habitatvalg varierte gjennom døgnet og året. Innmarka brukes mest i løpet av døgnet mørke timer og dyra unngikk tydelig innmarka om dagen, da prefereres produktiv skog som gjerne gir godt skjul. Begge kjønn prefererer å bruke innmarka i størst grad om høsten og vinteren, mens dette ikke er tilfelle om våren og sommeren. Hjorten bruker høydegradienten (høyde over havet) aktivt gjennom året og det skjer relativt store endringer mellom sesongene. Det var også tydelige forskjeller mellom kjønn og mellom stasjonære og trekkende dyr. De store sesongmessige variasjonene er knytta til dyras trekk og opphold i vinter- og sommerområdene, mens endringene i bruk av høydegradient om høsten skjer rimelig raskt omtrent ved jaktstart for de trekkende dyra. Det viser seg at for begge kjønn så påvirkes bruken av høydegradient av trekkdistansen, og jo lengre dyra trakk jo høyere over havet har de tilhold i sommermånedene. Enda mer interessant var det at også bestandstettheten i området påvirker bruken av høydegradienten. Analysene viser at med økende tetthet så benytter hjorten generelt seg mindre av høyere høydeler, selv om man kontrollerer både for om det enkelte dyret var trekkdyr eller ikke og trekkdistansen.

Hjorten koloniserer nye områder ved at enkelte dyr vandrer ut fra det området de er født og oppvokst i. Utvandring defineres gjerne som at et dyr etablerer seg i et leveområde som ikke overlapper med moras. Av de 252 dyra merka som kalv eller åring ble 102 dyr blitt rapportert døde i perioden fra 2007 til og med høsten 2011. Gjenfangsten av øremerka kalver og åringer viste at 61 av 102 dyr eller 59,8 % skutt/gjenfanget i samme kommune som de ble merka i. Mens 78,9 % av kollene ble gjenfanga i merkekommunen i løpet av studieperioden, så ble 48,4 % av bukkene det samme. Avstanden mellom merkeplass og gjenfangststed var i gjennomsnitt forskjellig for koller og bukker. For bukkene var avstanden i snitt 31,1 km, mens den blant kollene i snitt var 12,0 km. Avstanden var også relatert til alder ved gjenfangst. Dyr som ble skutt som åringer (og merka som kalver) ble i snitt gjenfanga

nærmere merkestedet enn dyr skutt som toåring og eldre. Vår studie viser at det var en dyr som utvandret i snitt var tyngre enn de som valgt å bli værende i moras hjemmeområde, og dette gjaldt for begge kjønn som ble merka som kalver. Det viste seg at bukkene blir gjenfanga i områder med lavere bestandstetthet enn merkestedet, mens vi ikke finner dette mønsteret hos kollene. Videre ble utvandrede bukker blir skutt i områder med lavere tetthet enn ikke-utvandrede bukker. Det er også verdt å merke seg at alder ved gjenfangst også betyr noe. Hanndyr som gjenfanges som ett og to åring ble skutt i områder ved lavere bestandstetthet enn i merkeområdet, mens dette ikke var tilfelle for dyr 3 år og eldre. Våre resultater tyder på at utvandring og spredning i størst grad skjer mellom ett og toårs alder, sannsynligvis i løpet av sommeren når hjorten er to år gamle. Hvis man bruker en definisjon på utvandring som minst 8,7 km fra merkeområdet så betyr det at 65 % av bukkene og 25 % av kollene utvandrer fra moras vinterområde. Utvandring og innvandring av dyr kan påvirke hvordan vi forvalter hjorten i et gitt område. Uavhengig av hvilken avstandsdefinisjon vi ser på som utvandring, så vil disse forflytningene kunne påvirke effekten av forvaltningstiltak forskjellig alt etter hvilken skala tiltakene settes i gang på. I praksis vil det si at man i større grad vil kunne bestemme veksten i bestanden i lokalt fordi (til)veksten er mest avhengig av dødeligheten hos produktive koller (Langvatn & Loison, 1999a) (Langvatn & Loison, 1999a) (Langvatn & Loison, 1999a) (Langvatn & Loison, 1999a) (Langvatn & Loison, 1999a). Andelen bukk i bestanden styres også totalt sett av avskytingen, men i mindre grad lokalt både på grunn av utvandringsfrekvensen og den årlige arealbruken. Dermed bør avskytingen av bukk i bestanden styres på et mer regionalt nivå, og gjerne sett over flere kommuner i sammenheng for å kunne oppnå de effektene man er ute etter og kunne nå de måla man setter seg.

Det er et overordna mål i forvaltningen av hjortevilt i Norge at den skal være bestandsretta, det vil si at mål og strategier som legges i forvaltningen skal rettes inn mot bestandene. Samtidig er det et prinsipp at forvaltningen skal foregå på det laveste leddet i forvaltningshierarkiet. Pr i dag er det valda - grunneiernes forvaltningsenhet - som har ansvaret for å utforme sine mål for hjortebestandens utvikling, mens kommunene har ansvar for å utforme retningslinjer og overordna mål for forvaltningen. Vald størrelsen (etter vår utregning basert på digitale kart) i kommunene i vårt studieområde var i gjennomsnitt 30,4 km². Variasjonen var imidlertid stor både innad i og mellom kommuner både i størrelse på vald og antallet vald pr kommune. Det minste valdet var under 1 km² og det største om lag 195 km². Antallet vald pr kommune varierte fra 4 til 52, med et gjennomsnitt på 16,2. Totalt sett i regionen var 38,5 % av valda under 10 km² mens bare om lag 20 % av valda dekker et areal på 50 km² eller mer. I løpet av ett år besøkte en gjennomsnittlig GPS hjort 1,7 kommuner. Mens kollene i snitt var innom 1,5 kommune, så brukte bukkene 2,2 kommuner. 68 % av kollene og 43 % av bukkene holdt seg innenfor en kommune i løpet av året, mens 8 % av kollene og 26 % av bukkene brukte 3 eller flere kommuner i løpet av året. I gjennomsnitt brukte GPS hjortene 5 vald i løpet av året. Variasjonen ligger fra 1 til 21 vald. Bukkene bruker i snitt flere vald enn kollene. Øydyr av begge kjønn bruker da også færre vald i løpet av året enn dyr på fastlandet. Naturlig nok var det stor forskjell mellom stasjonære dyr og trekkdyr i hvor mange vald som blir brukt i løpet av ett år.

I en optimal forvaltningsverden bør administrative enheter i størst mulig grad fange opp dyras årlige arealbruk. Et gjennomsnittlig vald i regionen har i dag potensiale til å fange opp om lag 60 % av kollene og 30 % av bukkene, men det avhenger av både formen og beliggenheten av valdet. Når vi i tillegg vet at 65 % av valda er mindre enn gjennomsnittlig valdstørrelse tilsier dette at de fleste valda fanger opp en liten andel av dyra, og vesentlig mindre enn gjennomsnittet skulle tilsi. Hvis man setter et mål om å ha 80 % av bestanden innen et vald så tilsier hjortens årlige arealbruk at et vald bør være mellom 50 og 300 km² avhengig av beliggenhet. Vår påstand er at dagens hjortebestand i hovedsak forvaltes i vinterområdene. Det er likevel et betydelig antall dyr som har tilhold utenfor disse områdene i løpet av sommerhalvåret, og det er grunn til å tro at det er relativt liten samkjøring av forvaltningen mellom sommer- og vinterområdene til hjorten. For at man skal kunne høste et riktig antall dyr og at fordelingen av fordeler og ulemper hjortebestanden bringer skal blir bedre mellom ulike grunneiere, må hjortens totale leveområder i løpet av året i større grad sees under ett.

Resultatene fra Hjortmerk viser at bestanden i enkelte kommuner er mer «knyttet sammen» enn i andre kommuner. Man kan gjerne si at enkelte kommuner er mer typiske «vinterkommuner», hvor dyra trekker ut fra, mens andre kommuner er mer «sommerkommuner», hvor dyra fra andre kommuner trekker inn. Typiske vinterkommuner er gjerne kystnære kommuner med stor andel lavereliggende arealer, mens sommerkommunene er gjerne innlandskommuner med mer høyereliggende arealer. Det er kanskje naturlig at samarbeid på tvers av kommunegrensene bør omfatte både vinter- og sommerkommuner. De kommunene som i størst grad kan stå på egen «forvaltningsbein» er øykommunene.

Totalt ble det registrert 1969 trafikkdrepte hjort langs vei i Hjortmerk kommunene i perioden 1987 - 2008, og det har vært en klar økning i denne perioden. Antallet trafikkdrepte hjort varierer gjennom året med flest i oktober og færrest i juli. En analyse av hjortens kryssninger av vei viser at den har lavere kryssningsfrekvens av ER (Europa og riksveier) enn FK (fylkes og kommunale veier, etter definisjonen før 2010) og P (private veier). Videre var kryssningsfrekvensen lavere om våren og sommeren enn om høsten, mens den var høyere om vinteren enn i de andre sesongene. Koller viste høyere kryssningsfrekvens enn bukker. Ved påkjørselspunktene var det en lavere andel innmark enn ved kryssningspunktene, mens det var motsatt for andelen skog. Relativ sannsynlighet for påkjørsel økte med økende fartsgrense, og viste en terskel mellom 60 og 70 km/t. Det var 90 % større risiko for påkjørsel på ER enn på FK, og denne effekten var uavhengig av fartsgrense. Når avstanden var mer enn 25 m fra nærmeste innmark, så økte risikoen med 48 % kontra ved innmark. Analysene viste også at det var større sannsynlighet for påkjørsler om vinteren enn vår og sommer, mens risiko om høsten var mellom de andre sesongene. Vi hadde mulighet til å teste effekten av rydding lang veikant gjennom Sundalen i Sunndal kommune. Rydding ble foretatt sommeren 2008 og det ble registrert antall påkjørsler i perioden før og etter rydding. Rydding gav en nedgang i antall påkjørsler pr måned i løpet av vintersesongen, mens dette ikke er tilfelle i løpet av sommersesongen.

Det blir nå en utfordring for forvaltningen på ulike nivåer å nyttiggjøre seg kunnskapen som er fremkommet gjennom prosjektet. Det har hele tiden vært et siktemål at resultatene skal kunne komme til nytte for forvaltningen og dette har vært førende for innsatsen i Hjortmerk. Det vil være avgjørende at kommunene i samarbeid med både rettighetshaverne og forskningen tar tak i resultatene og jobber videre med anvendelse av kunnskapen.

Foruten de faglige målsetningene har det vært viktig for prosjektet å kunne tilrettelegge for videre bruk av datamaterialet. Datamaterialet vil bli gjenstand for flere studier og vil være et grunnlag for mer spesifikke faglige analyser i åra som kommer. Samtidig blir det en viktig oppgave å peke på nye områder hvor dagens kunnskapsgrunnlag er begrenset i forhold til de spørsmål forvaltningen og samfunnet for øvrig har knyttet til landets hjortebestand og utviklingen og utnyttelsen av denne. Dette blir en viktig jobb i åra som kommer og resultatene og datamaterialet fra Hjortmerk vil være et viktig og godt grunnlag i dette arbeidet.

2. Innledning

2.1 Bakgrunn

2.1.1 Hjortens bestandsutvikling og kunnskapsgrunnlaget om hjorten

Hjortebestanden i Norge har hatt en nærmest eventyrlig utvikling i løpet av de siste 40 åra. Dette gjelder spesielt med hensyn til en økning av bestandenes størrelse, men også i forhold til geografisk utbredelse i Sør-Norge. På 1960-tallet lå antall felte hjort mellom 2-3000 dyr årlig, mens det i 2010 ble felt 39 070 hjort. Hvis utviklingen i avskytingen noenlunde reflekterer den generelle bestandsøkningen, så har bestanden nesten fordoblet seg i løpet av de siste 10 åra, og mer enn tidoblet seg hvis vi har et 40-årig perspektiv på utviklingen. Det er først og fremst i de tradisjonelle hjorteområdene på Vestlandet fra Boknfjorden i sør til Trondheimsfjorden i nord som har hatt den største økningen i avskyting og bestandstetthet. I fylkene Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag er avskytingen omtrent 4 doblet siden 1990 og nesten doblet i løpet av de siste ti åra. I disse fylkene er det per i dag om lag 4-10 hjort pr kvadratkilometer tellende hjorteareal og i de aller fleste kommunene i disse fylkene er hjortebestanden på sitt største i moderne tid.

Årsakene til økningen i hjortestammen er flere og sammensatte. Innføringen av retta avskyting tidlig på 1970-tallet er en viktig og direkte årsak til at hjortestammen begynte å øke (Langvatn & Loison, 1999b). Klimaet har også påvirket hjorten positivt (Mysterud *et al.*, 2001c) og store rovdyr har vært fraværende i perioden. Endringer i skogbruk og landbruk har også hatt en viktig betydning. Store endringer i bruken av utmarka med redusert beiting av husdyr, vedhogst og setring har ført til gjengroing og økte skogsarealer (Austrheim *et al.*, 2011). Endringene i skogshabitatene med etablering av ny skog og en gjengroing har gitt økt tilgang på beite og skjulhabitat (Mysterud *et al.*, 2002b).

Den store hjortebestanden har ført til økte inntekter i form av jaktutbytte og muligheter for omsetning av jakt og kjøtt. Flere grunneiere har utleie av jakt som viktig binæring og stadig flere jegere har hatt muligheten til å delta i hjortejakta. Men med de økte hjortestammene følger også skader på innmark (Meisingset *et al.*, 1997; Meisingset & Krokstad, 2000) og på produktiv skog, (Veiberg, 2000; Veiberg & Pettersen, 2000; Veiberg & Solheim, 2000), i tillegg til flere trafikkuulykker hvor hjorten er innblandet (Mysterud, 2004). Inntekter og kostnader med hjorten er imidlertid ofte ulikt fordelt mellom grunneiere, og dette stiller den lokale forvaltningen ovenfor store utfordringer.

I takt med bestandsutviklingen de siste 40 årene har kunnskapen om hjortens bestandsøkologi i Norge økt formidabelt. Dette gjelder ikke minst om individenes livsløp og om hva som påvirker individenes vekst og utvikling og hvilke underliggende faktorer som påvirker individene og dermed bestandenes utvikling. Blant annet har man utviklet betydelig kunnskap om hvordan bestandsøkningen har påvirket individene i bestandene. I løpet av de 20 siste åra har kroppsvektene til hjorten i gjennomsnitt blitt redusert for dyr i alle kategorier (Solberg *et al.*, 2010) og vektreduksjonen har sammenheng med økt bestandstetthet (Mysterud *et al.*, 2002c). Selv om reduksjonen i vektene har avtatt eller har stabilisert seg de senere årene så snakker man om en reduksjon i kroppsvektene på $\pm 10\%$ med litt variasjon mellom ulike kjønns- og aldergrupper. Vektreduksjonen har medført at færre unge koller blir brunstige og mange utsetter sin første reproduksjon (Langvatn *et al.*, 2004a). I tillegg har man opplevd endringer i sammensetningen i bestanden og jaktrykket på hanndyr har vært høyt over lengre tid (Milner *et al.*, 2006).

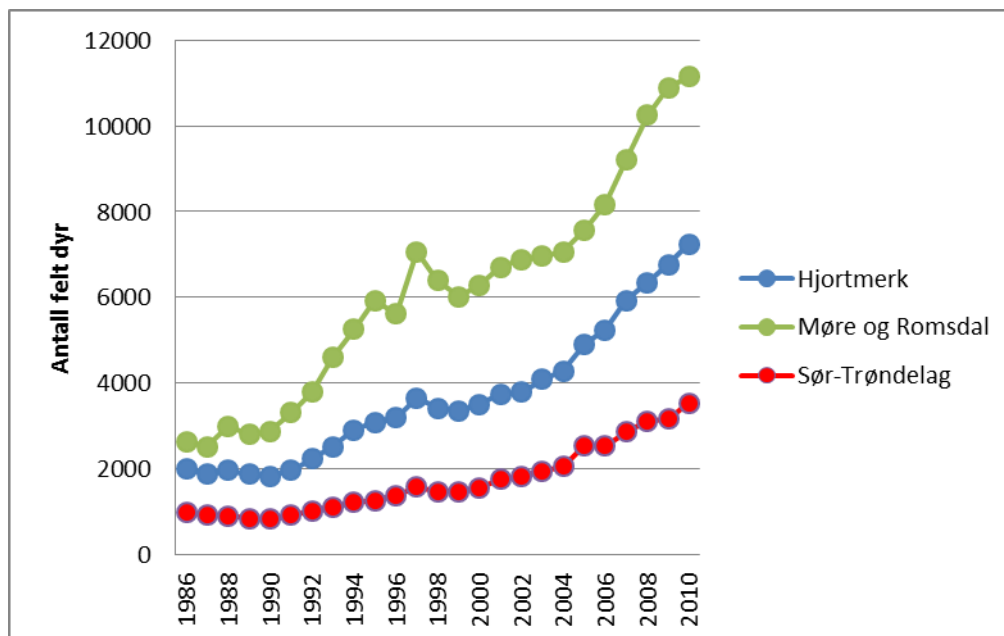
Når man skal forvalte en art som hjorten er det viktig og av avgjørende betydning å ha kunnskap om artens arealbruk. Selv med økt kunnskap om hjortens bestandsøkologi, så har kunnskapen om hjortens arealbruk vært mangelfull. De første øremerkingene av hjort startet allerede på 1960-tallet blant annet i Aure, Snillfjord og Surnadal kommuner. Disse forsøkene gav en viss innsikt i at hjorten forflyttet seg over store avstander. Fra 1979 til midten av 1990-tallet ble det merket mange dyr med øremerker hovedsakelig i Snillfjord kommune i Sør-Trøndelag. Denne langtidsstudien har gitt mer kunnskap om hjortens forflytninger og utvandring (Loe *et al.*, 2009; Loe *et al.*, 2010), men fortsatt på et lite detaljert nivå. I løpet av 1980 og 1990-tallet ble et 30-talls koller merket med VHF-sendere i Snillfjord og dette gav den første informasjonen om grovskala trekkmonster på sesongnivå og viste blant annet at flere dyr trekker opptil 50 km mellom vinter- og sommerområder (Albon & Langvatn, 1992; Pettoelli *et al.*, 2005).

Vi har imidlertid manglet konkret kunnskap om variasjon i trekkemønster, og om hjortens areal- og habitatbruk i sin helhet. Med GPS-teknologien åpnet det seg muligheter for å studere arealbruk til store hjortedyr på et helt annet detaljnivå enn tidligere. Bedre kunnskap om dyras arealbruk er viktig både for å øke vår forståelse av hvilke forhold som er viktige for bestandsdynamikken, og for å øke kunnskapen om hvilken skala hjorten bør forvaltes på.

2.1.2 Nye utfordringer i forvaltningen av hjorten

Innen norsk naturforvaltning har utviklingen de siste ti-årene gått i retning av å utvide lokalt ansvar og myndighetsområde. I viltforvaltningen er myndighet flyttet fra den sentrale og regionale stat til kommunene. I tillegg til at kommunene har fått en utvidet rolle, har også private rettighetshavere (grunneierne) fått et økt ansvar for forvaltning av viltressursene. Et større lokalt ansvar både med hensyn til målsettinger og utøvelse, har skapt nye problemstillinger og utfordringer. Sammen med økte bestander av hjort har dette har ført til økt etterspørsel av kunnskap hos kommunene og rettighetshaverne ikke minst med hensyn til hjortens arealbruk. Samtidig har det vært stor fokus mot et bedre grunneiersamarbeid og at forvaltningen av hjortedyra skal være bestandsretta og bærekraftig. Dette betyr at man må se større områder under ett, og et viktig virkemiddel har vært organisering av større vald som er grunneierens forvaltningsenheter. Det har vært brukt betydelige private og offentlig midler blant annet gjennom satsninger i regi av Direktoratet for naturforvaltning, Norges skogeierforbund og Norges bondelag i løpet av de siste 15 åra på disse satsningene.

I regionen Nordmøre, Romsdal og Sør-Trøndelag sør for Trondheimsfjorden er det lange hjortetradisjoner og i enkelte områder har det vært bestander av hjort i godt over 100 år. I dag innehar kommunene i dette området en stor og solid hjortebestand, og i løpet av de 5 siste årene har det blitt felt godt over 5000 hjort årlig (figur 1). Denne bestandsøkningen har ført med seg utfordringer for forvaltningen av hjorten både på lokalt og regionalt hold. Flere representanter for kommunene og grunneierne i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag etterlyste ved flere anledninger kunnskap om hjortens vandringsmønster og arealbruk som kunnskapsgrunnlag for den lokale forvaltningen.



Figur 1. Antall felte hjort i Møre og Romsdal (grønne prikker), Sør-Trøndelag (røde prikker) og i kommunene i Hjortmerk-prosjektet i perioden 1986-2010. Kilde: SSB (www.ssb.no).

2.2 Oppstart, organisering av og deltakelse i prosjektet

På bakgrunn av den nevnte etterlysningen av konkret kunnskap om hjortens arealbruk ble det invitert til et møte i Surnadal den 17. august 2005. Representanter fra flere kommuner på Nordmøre og i Sør-Trøndelag diskuterte mulighetene for et merke- og utviklingsprosjekt for hjort. I forbindelse med dette møtet ble det nedsatt ei arbeidsgruppe som fikk til oppgave å arbeide fram et notat og en prosjektbeskrivelse til aktuelle deltakerkommuner, og å være ansvarlig for prosjektet i startfasen. Arbeidsgruppa bestod av Ivar Syrstad, Meldal (leder for hjorteviltregion 3 i Sør-Trøndelag), Torgeir Sæther, Hitra kommune, Tore Gjøl, Surnadal kommune, Erlend Snøfugl, Halså kommune og Erling L. Meisingset, Bioforsk Økologisk. Før prosjektet ble stiftet skulle de aktuelle kommunene avklare eventuell deltakelse i prosjektet og økonomiske bidrag til prosjektet etter modell foreslått fra arbeidsgruppa. Prosjektet ble formelt stiftet 12.01.2006. Prosjektet fikk navnet «Merke- og utviklingsprosjekt hjort - Nordmøre og Sør-Trøndelag» og fikk kortnavnet «Hjortmerk».

Prosjektets organisering ble vedtatt på stiftelsesmøtet, med et eiermøte, ei styringsgruppe og en prosjektledelse. Eiermøte har vært øverste organ for prosjektet, og det var sammensatt av representanter fra deltakende kommuner både på rettighetshaversida og kommunen og fra fylkesmennene i de to fylkene. Det har vært arrangert eiermøter hvert år i prosjektperioden fra 2006 til 2011.

Ved stiftelse ble følgende kommuner med i prosjektet Aure, Halså, Rindal, Sunndal, Surnadal, Tingvoll, Kristiansund, Agdenes, Hemne, Hitra, Meldal, Orkdal, Rennebu, Skaun og Snillfjord. Oppdal takket nei til invitasjonen om å være med i prosjektet. Fra slutten av 2007 ble Smøla og Fræna kommuner innlemmet i prosjektet (figur 2).

Prosjektet har blitt gjennomført som et forskningsprosjekt hvor styringsgruppa har hatt det løpende ansvaret for prosjektet på vegne av eiermøtet. Den var sammensatt av 7 representanter fra rettighetshaverne, kommunene og fylkene. Styringsgruppa ble valgt på stiftelsesmøte og bestod av følgende personer: Ivar Syrstad, Meldal, Johan Arnt Lian, Hemne, Nils Haugen, Sunndal, Magne Ommedal, Kristiansund, Sigrid Skauge Tiller, Skaun kommune, Tore Gjøl, Surnadal kommune og Bjørn Rangbru, Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. Prosjektansvarlig organisasjon og prosjektledelse har vært Bioforsk Økologisk, Tingvoll, med forsker Erling L. Meisingset som prosjektleder.

I samme periode har Rauma kommune hatt et merkeprosjekt i samarbeid med Bioforsk Økologisk. Selv om Rauma ikke formelt har deltatt i Hjortmerk, har problemstillingene i dette prosjektet vært omtrent tilsvarende som i Hjortmerk. Derfor har data fra Rauma blitt tatt med i oppsummeringen av Hjortmerk i denne rapporten.

2.3 Mål i prosjektet

2.3.1 Hovedmål

Hovedmålet i Hjortmerk-prosjektet har vært å: «bidra til økt kunnskap om hjortens trekkmonster og arealbruk som grunnlag for forvaltning og næringsutvikling i regionen, og bidra til økt kunnskap om hjortens krav til og bruk av leveområdene».

2.3.2 Delmål

Prosjektet har hatt følgende delmål:

- Utvikle ny kunnskap om hjorten sitt trekkmonster og arealbruk på Nordmøre og i Sør-Trøndelag.
- Utvikle ny kunnskap om hjortens habitatkrav og leveområdebruk.
- Skape bedre beslutningsgrunnlag for aktørene i forvaltninga av hjorten i regionen.
- Skape grunnlag for ei målretta hjorteforvaltning og en bedre ressursutnytting og næringsutvikling knytta til hjorten i regionen.

2.3.3 Fokusområder og problemstillinger

Ut fra hovedmålet og de ulike delmålene ble det presisert noen fokusområder i prosjektet. Det bærende datamaterialet har vært å merke dyr med øremerker og GPS halsbånd. I tillegg har det vært benyttet materiale av felte dyr både på kommunenivå og valdnivå, samt av påkjørte dyr i studieområdet. Videre er det også benytta informasjon fra kommunene vedrørende valdenes geografiske avgrensning.

Følgende tema har vært undersøkt og analysert nærmere:

1. Hjortens trekk og trekkmønster i regionen
2. Størrelse på leveområdene til hjorten
3. Hjortens bevegelser/forflyttinger og atferd
4. Hjortens habitatbruk
5. Hjortens utvandring og spredning
6. Hjortens arealbruk sett mot skala i forvaltningen
7. Hjort og trafikk

Gjennom merking av hjort med GPS halsbånd og øremerker har vi vært i stand til å besvare mange spørsmål knyttet til hjortens arealbruk i løpet av året. I praksis har vi analysert trekk og trekkmønster, størrelse på hjortens leveområder (totalt og til ulike årstider) og hjortens bruk av ulike arealtyper. Videre også om hvordan fordeling mellom trekkende og stasjonære dyr er i bestandene, og hvilke faktorer som påvirker hjortens arealbruk. Gjennom merking av unge dyr (kalver og ungdyr) med øremerker har vi sett på hjortens spredningsmønster. Det har også vært fokus på menneskelig påvirkning av hjorten. Det har blitt gjennomført analyser av hjortens atferd i forhold til veier som er relevant for trafikkpåkjørslar og tiltak i den forbindelse. Det er også sett på om jakt og jaktutøvelse påvirker dyras atferd og bevegelsesmønster. Dette vil kunne være relevant i forhold til både jaktutøvelse og annen forvaltning av hjorten som fastsetting av jakttider. I tillegg til posisjonsdata har det også vært registrert data som dyras vekt og alder og opplysninger som er relevante for individenes overlevelse og suksess og som kan være av betydning for hjortens bestandsutvikling over tid.

Det ligger til grunn i hjorteforvaltningen at man skal ha ei bestandsretta forvaltning, dvs. at man skal forsøke å forvalte en "avgrensa" bestand som en helhet. Gjennom merking av dyr har målet vært å kunne avdekke om det er bestandsmessige avgrensninger i regionen. Dette kan ha betydning for avgrensning av vald og forvaltningsområder både innad og på tvers av kommunene, og hva som kan være hensiktsmessig inndeling av hjorteviltregioner i framtida.

Prosjektet har gitt veldig mye data om hjortens bevegelser og arealbruk som vil være et viktig analysegrunnlag i mange år framover. Blant annet har data fra Hjortmerk blitt brukt i forskningsprosjektet «Innmark og utmark som basis for produksjon av hjort» som har vært et samarbeidsprosjekt med flere andre regionale merkeprosjekter (Mysterud et al. 2011a). Dette vil komme kunnskapsgrunnlaget for hjorten og også den lokale forvaltninga til gode.

2.4 Publikasjoner fra prosjektet

2.4.1 Nettside og webgis

Det ble tidlig etablert ei nettside for prosjektet som har vært brukt aktivt gjennom prosjektperioden. På nettsidene - www.hjortmerk.no - har det ligget informasjon om prosjektet og aktuelt stoff har fortløpende blitt publisert. Dette gjelder også skjema mv. som kunne lastes ned og skrives ut. Inntrykket er at kommunene og andre interessegrupper har brukt disse nettsidene jevnlig, noe som også har kommet fram gjennom antall treff på sidene (ca 15 000 pr år). I tillegg ble det også etablert en webgis løsning hvor GPS dyras posisjoner har vært publisert daglig gjennom hele perioden. Det har vært to versjoner av denne webgis løsningen. Den ene har vært en åpen løsning for alle interesserte med en forsinkning på 5 dager for innlegging av nye posisjonsdata, og en passordbeskytta versjon uten forsinkning. Disse sidene har vært meget aktivt brukt av mange og har vært viktig for å kunne følge dyras bevegelser gjennom året.

2.4.2 Skriftlige publikasjoner og muntlige presentasjoner

Hovedresultatene fra prosjektet blir presentert i denne rapporten. Det har i tillegg vært utgitt to framdriftsrapporter i løpet av prosjektperioden med oppsummering av arbeid utført og en del

foreløpige resultater (Meisingset *et al.*, 2008; Meisingset & Brekkum, 2009). Det har også blitt skrevet en rapport på oppdrag av Statens vegvesen hvor temaet var hjortens atferd i relasjon til veier og påkjørsler av hjort (Meisingset *et al.*, 2010).

Siden starten har prosjektet blitt presentert en rekke ganger både som foredrag i ulike sammenhenger og ikke minst i media. Prosjektet har hatt flere innslag og reportasjer på TV både lokalt og nasjonalt. I november 2009 hadde NRK Dagsrevyen et innslag om hjortens trekk. Det har også vært flere innslag både i lokal og nasjonal radio. I tillegg har det prosjektet vært godt synlig i lokale og regionale aviser, og det har vært flere oppslag i nasjonale aviser. I tillegg har det vært presentert resultater ved mange ulike nettsteder, blant annet på www.forskning.no.

Hjortmerk har blitt presentert ved en rekke anledninger både som prosjekt og ved presentasjon av resultater lokalt, regionalt og nasjonalt. Totalt har det blitt holdt om lag 40 foredrag ved ulike anledninger.

Siden data fra Hjortmerk har vært brukt i prosjektet «Innmark og utmark som basis for produksjon av hjort i Norge» har dette medført flere andre publikasjoner. Dette prosjektet ble oppsummert med en sluttrapport desember 2011 med tittelen «Hjorten i det norske kulturlandskapet; arealbruk, bærekraft og næring» (Mysterud *et al.*, 2011a). Så langt har data fra Hjortmerk blitt publisert i to internasjonale publikasjoner (Mysterud *et al.*, 2011b; Loe *et al.*, 2012) og flere vil komme i de nærmeste årene. Datagrunnlaget vil også bidra til flere master- og dr. grader i de kommende åra.

Foruten de faglige målsetningene har det vært viktig for prosjektet å kunne tilrettelegge for videre bruk av datamaterialet. Datamaterialet vil bli gjenstand for flere studier og vil være et grunnlag for mer spesifikke faglige analyser i åra som kommer. Samtidig blir det en viktig oppgave å peke på nye områder hvor dagens kunnskapsgrunnlag er begrenset i forhold til de spørsmål forvaltningen og samfunnet for øvrig har knyttet til landets hjortebestand og utviklingen og utnyttelsen av denne. Dette blir en viktig jobb i åra som kommer og resultatene og datamaterialet fra Hjortmerk vil være et viktig og godt grunnlag i dette arbeidet.

3. Metoder og materiale

3.1 Geografisk utstrekning av studieområde

Studieområdet i Hjortmerk inkluderte 18 kommuner i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag, avgrenset mot Trondheimsfjorden i nordøst, Romsdalsfjorden i sørvest, Dovre i sør og Gauldalen/Forollhogna i øst (figur 2). Studieområdet omfattet følgende kommuner: Agdenes, Aure, Fræna, Halså, Hemne, Hitra, Kristiansund, Meldal, Orkdal, Rennebu, Rindal, Skaun, Smøla, Snillfjord, Sunndal, Surnadal og Tingvoll. Rauma har ikke formelt deltatt i selve hovedprosjektet, men har hatt et eget underprosjekt. Det har likevel vært naturlig å inkludere data fra Rauma fordi problemstillingene i dette prosjektet har vært tilnærmet like som i Hjortmerk. Siden en del trekker ut av disse kommunene i løpet av sommerhalvåret (registrert via GPS merka dyr), ble noen flere kommuner inkludert i posisjonsanalysene av dyra. Dette gjelder kommunene Eide, Nesset, Oppdal, Melhus, Midtre-Gauldal, Tynset og Alvdal.

Studieområdet var om lag 20 000 km² med store topografiske forskjeller fra et variert kystlandskap og øyer til større daler og skogsområder og fra lavereliggende til høyereliggende områder. Dette gjør også at flere klimamessige dimensjoner dekkes, fra milde kyststrøk til kaldere innlandsområder, fra nedbørsrike til nedbørsfattige områder og fra snøfattige til snørike områder. Regionen innehar dermed store variasjoner i natur- og vegetasjonsmessige forhold som hjortens arealbruk kan påvirkes av.



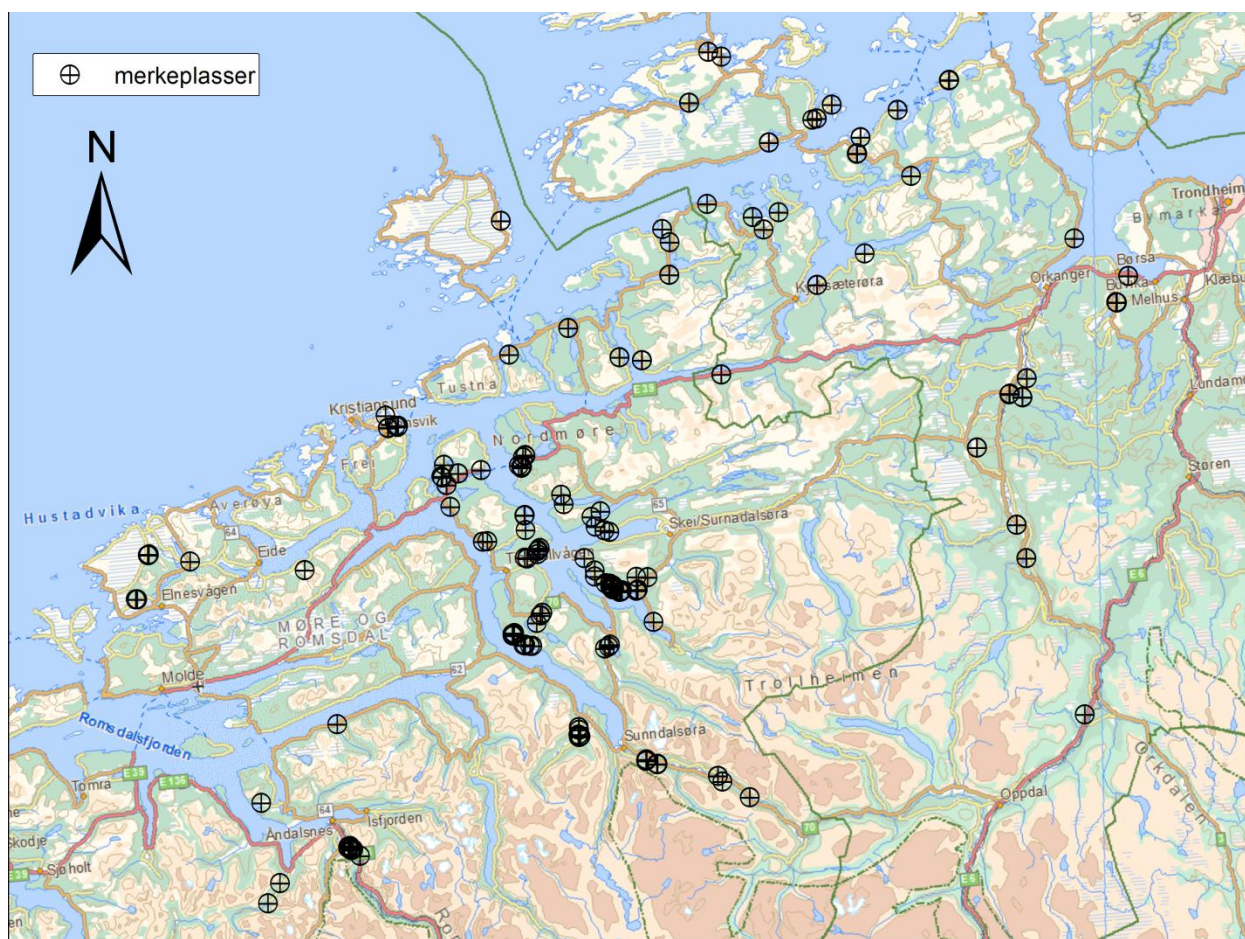
Figur 2. Kart over prosjektområdet med uthevede kommuner som har deltatt i "Hjortmerk".

3.2 Merking av hjort

3.2.1 Merkeplasser

Kommunene har i samarbeid med lokale vald, grunneierlag, utmarksråd, etc., hatt ansvaret for utvelgelse av merke- og foringsplasser. Merkeplasser har vært spredt rundt om i de ulike kommunene, på aktuelle steder hvor hjorten har vintertilhold. I utgangspunktet ble det bestemt at hver kommune skulle ha 2-5 merkeområder, men dette har blitt praktisert noe ulikt. Kommunene har også hatt ansvaret for informasjon til og samarbeid med grunneiere, i tillegg til avtaler med grunneiere. Praktisk tilrettelegging og foring har også i hovedsak vært kommunenes ansvar sammen med grunneierne og lokale medhjelpere i prosjektet. På merkeplassene ble hjorten fôret og forsøkt tilvent menneskelig aktivitet slik at merking av dyra kunne gjennomføres på best mulig måte. All tilrettelegging og praktisk arbeid har vært utført i samarbeid og samråd med prosjektleder i Bioforsk Økologisk og/eller merketema.

For at merking av dyr skulle foregå effektivt og at betingelsene skulle være mest mulig gunstig vedtok styringsgruppa den 11. desember 2006 visse krav til merkeplasser som skulle inngå i prosjektet. I den forbindelse ble det også utarbeidet noen enkle råd i forbindelse med fôring av hjorten gjennom vinteren. Suksessen ved de enkelte merkeplassene varierte både mellom åra og mellom lokalitetene, avhengig av forskjellige årsaker. Figur 3 viser ved hvilke posisjoner det ble merka hjort. Til sammen ble det merka hjort ved 103 lokaliteter i perioden 2007 - 2010.



Figur 3. Kartet viser posisjoner for hvor det ble merka dyr i Hjortmerk i perioden 2007-2010.

3.2.2 Feltpersonell

Det ble etablert samarbeid med flere lokale veterinærer med riktig kompetanse for å gjennomføre av innfangning og merking av hjort. Dette gjaldt følgende personer: Martin Pearson (Hitra), Ivar Vullum (Halsa), Harald Holm (Rennebu), Kristin Sørheim (Tingvoll), Tore Solenes (Aure, fra 2008), Roger Andersen (Orkdal, fra 2009) og Ingebrigt Bolme (Surnadal, fra 2009). I starten av prosjekt ble også Norsk institutt for naturforskning (NINA) engasjert både i forhold til praktisk arbeid og

innfangning/merking. I NINA var Finn Berntsen, Rolf Langvatn og Roger Meås de aktuelle personene. NINA gjorde en jobb for prosjektet i 2007 og 2008, men Roger Meås deltok under hele prosjektperioden. Rundt hver enkelt ansvarlige for merking ble det etablert team av lokale medhjelpere. I tillegg hadde Bioforsk Økologisk et eget merketeam ledet av prosjektleder Erling Meisingset.

3.2.3 Fordeling av dyr med GPS Halsbånd og øremerker

Fordelingen av GPS Halsbånd ble gjort med utgangspunkt i økonomiske bidrag fra kommunene og regnet ut i forhold til den "andelen" hver enkelt kommune bidro økonomisk i prosjektet. Dette ble fulgt med mindre justeringer underveis i prosjektet og ble årlig behandlet i styringsgruppa før hver merkesesong. I utgangspunktet var fordeling av dyr med øremerker utregnet på samme måte, men dette måtte justeres en god del i løpet av perioden. Hovedgrunnen var variasjon i muligheter for å kunne merke dyr på en effektiv måte innenfor de rammene prosjektet hadde tilgjengelig. Både kapasiteten og merkeinnsatsen ble vurdert årlig, og ble justert i forhold til suksess og andre faktorer i de ulike merkeområdene. Suksessen var blant annet avhengig av vinterforholdene (snødekket), tilvenning og antall dyr ved de ulike lokalitetene rundt om i kommunene.

3.2.4 Antall merka hjort

I løpet av fire merkesesonger fra 2007 til og med 2010 ble det merka til sammen 475 dyr (tabell 1). Av disse ble 155 voksne dyr (2,5 år og eldre) merka med GPS Halsbånd, hvorav 97 koller og 58 bukker. Det vil si at 62,6 % av GPS dyra var koller, noe som omtrent tilsvarer kjønnsratio'en i bestanden totalt sett. Det ble til sammen merka 320 dyr med kun øremerker, hvorav 155 kalver (48,4 % av alle øremerka dyr), 93 fjorsdyr (29,1 %) og 72 voksne dyr (22,5 %). Totalt var 45,0 % av øremerka dyr koller og 55,0 % var bukker. Det ble merka hjort i 17 kommuner, og i disse kommunene varierte antallet GPS dyr fra 2 til 19 dyr. Det ble i tillegg refanget 27 GPS dyr i løpet av perioden hvor Halsbånd ble tatt av. Av Hjortmerk-kommunene var det kun i Rindal kommune det ikke ble merka hjort, og grunnen var at man ikke fant vinteropphold på aktuelle merkesteder.

Tabell 1. Oversikt for antall merka dyr med GPS Halsbånd i Hjortmerk fordelt etter kommune, GPS Halsbånd eller kun øremerke, og alder og kjønn.

| Kommune | GPS Halsbånd | | | Kun øremerke | | | | | | | SUM Totalt |
|-------------|--------------|-----------|------------|--------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|
| | Bukk | Kolle | SUM | Hannkalv | Ho-kalv | Spissbukk | Ungkolle | Bukk | Kolle | SUM | |
| Agdenes | 2 | 2 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 4 | 8 |
| Aure | 5 | 10 | 15 | 13 | 6 | 6 | 3 | 3 | 3 | 34 | 49 |
| Fræna | 1 | 8 | 9 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 11 |
| Halsa | 3 | 4 | 7 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 10 |
| Hemne | 2 | 4 | 6 | 4 | 4 | 4 | 1 | 1 | 7 | 21 | 27 |
| Hitra | 8 | 8 | 16 | 8 | 6 | 10 | 6 | 2 | 3 | 35 | 51 |
| Krsund | 3 | 1 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 |
| Meldal | 3 | 3 | 6 | 6 | 3 | 4 | 0 | 1 | 8 | 22 | 28 |
| Orkdal | 3 | 5 | 8 | 0 | 1 | 0 | 1 | 4 | 0 | 6 | 14 |
| Rauma | 1 | 11 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 |
| Rennebu | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 4 | 0 | 5 | 5 | 18 | 20 |
| Rindal | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Skaun | 3 | 2 | 5 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 3 | 6 | 11 |
| Smøla | 2 | 1 | 3 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 5 |
| Snillfjord | 4 | 6 | 10 | 13 | 3 | 4 | 3 | 1 | 1 | 25 | 35 |
| Sunndal | 4 | 7 | 11 | 9 | 4 | 5 | 4 | 1 | 5 | 28 | 39 |
| Surnadal | 6 | 12 | 18 | 14 | 16 | 11 | 4 | 0 | 4 | 49 | 67 |
| Tingvoll | 7 | 12 | 19 | 17 | 20 | 12 | 6 | 4 | 5 | 64 | 83 |
| Alle | 58 | 97 | 155 | 88 | 67 | 65 | 28 | 23 | 49 | 320 | 475 |

3.2.5 Merkeprosedyrer og dataregistrering ved merking av hjort

Innfangning ble gjennomført ved å bedøve hjorten ved kjemisk immobilisering gjennom å skyte piler med luftvåpen etter standard prosedyre. De fleste dyra ble innfanget på eller i tilknytning til foringsplassene. Av GPS dyra ble 80 % merka ved foringsplass, mens resten ble fanget i vinterområder langs veier, el. Alle dyr som ble merka ble påsatt øremerker med en unik farge og nummerkode (tabell 2). Øremerkene var av typen Allfleks Super Maxi Tag som ble preget med unike nummer. Fargene som ble brukt var lilla, kvit, blå, oransje, gul, grønn og rød. Alle dyr merket i en bestemt kommune hadde samme farge.

Ved merking av dyra ble det, i tillegg til påsetting av øremerke og evt GPS halsbånd, registrert følgende: kjønn, alder (kalv (under 1 år), ungdyr (1-2 år), eller voksne (over 2 år), alder ble estimert for dyr 2 år og eldre), vekt (totalt kroppsvekt i kg), kondisjon/hold (vurdering fra svært god=1 til utmagret=5), halsmål, totalt lengdemål, og et bakfotmål (metatarsus)(figur 4). Kollene ble undersøkt om de var lakterende (melk i juret) og det ble notert om kolla ble observert sammen med kalv eller ikke. For bukkene ble det notert antall gevirtakker og lengde av gevirstengene ble målt. I tillegg ble det tatt hår-, feces- (skit) og blodprøver av alle dyra. Disse prøvene ble samlet for bruk ved seinere anledninger. GPS halsbånd ble kun påsatt dyr som var 2,5 år og eldre.

Oppsummering av merkedata som vekt, kondisjon, ulike lengde- og gevirmål finnes i tabell 3.



Figur 4. Blodprøvetaking, veiing og måling av bakfotlengde er en viktig del av datainnsamlingen i forbindelse med innfangning og merking av hjort.

Tabell 2. Kommunevis oversikt på øremerkefager og tilgjengelig nummerserie og øre for feste av merke.

| Kommune: | Øremerke Farge: | Nummerserie: | | Øre for feste av merke: | | | |
|--------------|--------------------|--------------|-------|-------------------------|-------|---------|-------|
| | | Start | Slutt | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
| Tingvoll | Kvit | 1 | 159 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Kristiansund | Gul | 160 | 199 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Sunnadal | Oransje | 200 | 299 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Surnadal | Grønn | 300 | 399 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Halsa | Lilla | 400 | 499 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Rindal | Blå | 500 | 549 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Aure | Oransje | 550 | 699 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Hemne | Kvit | 700 | 799 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Snillfjord | Gul | 800 | 899 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Orkdal | Grønn | 900 | 999 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Agdenes | Blå | 1 | 99 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Skaun | Lilla | 100 | 199 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Meldal | Rød | 200 | 299 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Rennebu | Kvit | 300 | 399 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Hitra | Grønn | 400 | 599 | Venstre | Høyre | Venstre | Høyre |
| Smøla | Lilla | 600 | 699 | | Høyre | Venstre | Høyre |
| Fræna | Gul | 700 | 799 | | Høyre | Venstre | Høyre |
| Rauma | Blå | 800 | 899 | | Høyre | Venstre | Høyre |

Tabell 3. Oppsummering av merkedata for koller og bukker fordelt etter kalver, ungdom og voksne dyr (2,5 år og eldre). Totalvekt (kg), kondisjon (1=svært god,..5=utmagret), hals (cm - omkrets midt på halsen), lengde (cm - lengdemål fra nakkerot til halebasis), bakfot (cm - mål av metatarsus), gevir venstre og høyre (antall gevirtakker) og lengde venstre og høyre (totalt lengdemål for geviret).

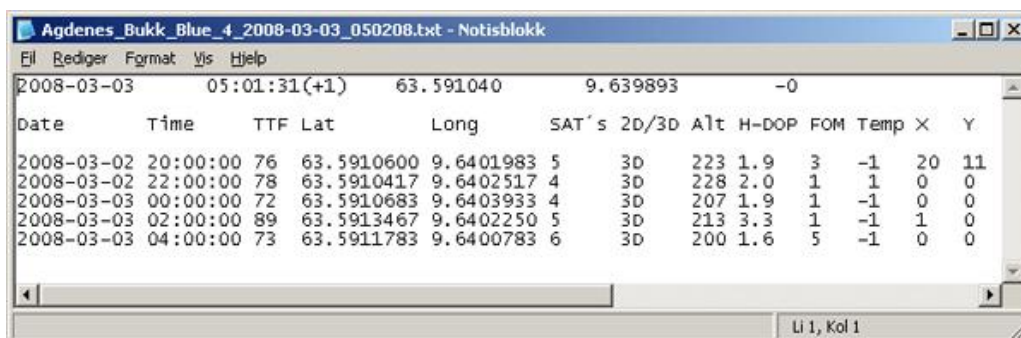
| | | | Totalvekt | Kondisjon | Hals | Lengde | Bakfot | Gevir høyre | Gevir venstre | Lengde høyre | Lengde venstre |
|--------|--------|----------|-----------|-----------|------|--------|--------|-------------|---------------|--------------|----------------|
| Kalver | Bukker | Gj.snitt | 56,4 | 2,6 | 40,4 | 112,0 | 33,5 | | | | |
| | | N | 83 | 85 | 84 | 84 | 76 | | | | |
| | | S.D. | 6,3 | 0,7 | 3,2 | 6,5 | 3,0 | | | | |
| | Koller | Gj.snitt | 51,6 | 2,7 | 38,7 | 111,6 | 33,1 | | | | |
| | | N | 65 | 66 | 67 | 67 | 62 | | | | |
| | | S.D. | 7,0 | 0,7 | 3,1 | 7,3 | 2,3 | | | | |
| Ungdyr | Bukker | Gj.snitt | 89,2 | 2,5 | 49,2 | 131,8 | 37,0 | 1,0 | 1,0 | 16,9 | 16,3 |
| | | N | 59 | 65 | 66 | 65 | 56 | 66 | 66 | 65 | 65 |
| | | S.D. | 12,3 | 0,7 | 4,3 | 8,0 | 2,9 | 0,0 | 0,0 | 6,7 | 7,1 |
| | Koller | Gj.snitt | 74,2 | 2,5 | 45,0 | 127,1 | 35,6 | | | | |
| | | N | 30 | 29 | 31 | 31 | 24 | | | | |
| | | S.D. | 8,6 | 0,7 | 4,1 | 6,8 | 2,2 | | | | |
| Voksne | Bukker | Gj.snitt | 130,6 | 2,6 | 60,8 | 153,3 | 40,3 | 4,3 | 4,4 | 54,8 | 55,1 |
| | | N | 59 | 64 | 65 | 65 | 54 | 65 | 65 | 63 | 63 |
| | | S.D. | 16,4 | 0,7 | 6,7 | 11,2 | 6,0 | 1,1 | 1,1 | 11,3 | 10,9 |
| | Koller | Gj.snitt | 108,5 | 2,3 | 49,8 | 143,7 | 37,9 | | | | |
| | | N | 107 | 117 | 112 | 113 | 94 | | | | |
| | | S.D. | 10,7 | 0,7 | 3,7 | 8,0 | 4,4 | | | | |

3.2.6 GPS halsbånd

GPS halsbånda benytta i dette studiet var av typen Tellus T5H GPS basic med GSM fra Followit AB (tidligere Televilt)(www.followit.se/wildlife). GPS halsbånda registrerte kartposisjoner via satellitter med gitte intervall og posisjonene ble sendt via GSM mobilnettverket som tekstmeldinger til et modem ved Bioforsks serversystem (figur 5). Dette gav mulighet til en kontinuerlig oppfølging av dyra hele året og sikring av data underveis i perioden dyra har halsbånd som er aktive. I halsbåndet er også aktivitetfølsomme sensorer som registrerte bevegelser i halsbåndet (på x- og y-aksen). I tillegg var det en VHF enhet i halsbåndet som kunne benyttes til å peile inn dyra via mobile antenner og mottakere. Halsbånda for hjort fantes i to størrelser tilpasset enten koller (50 cm omkrets) eller bukker (70 cm omkrets). I tillegg var de justerbare for best mulig tilpasning til det enkelte dyret. Vekten var henholdsvis 800 g og 875 g for kolle- og bukkehalsbånda. Halsbånda hadde også en såkalt drop-off funksjon som skulle gjøre at halsbånd kunne åpne seg og falle av dyret, enten via signaler som kunne sendes eller ved en forhåndsprogrammert dato. Det viste seg imidlertid at denne funksjonen fungerte dårlig og gav lav suksess.

Halsbånda ble programmert via ett spesifikt dataprogram utviklet av produsenten. Halsbånda for koller og bukker ble programmet noe ulikt med hensyn til intervall for logging av posisjoner. For bukkene ble det logget en posisjon annenhver time. I tillegg ble det i perioden 10/9 - 30/11 gjennomført en intensiv logging hvert 20. minutt. Kollene ble logget hver time. I tillegg ble det foretatt intensiv logging i 8 døgn hvor det ble forsøkt tatt posisjoner hvert 6. minutt de to første åra i prosjektet. De åtte døgnene ble fordelt i perioder før og i jakta. VHF enheten ble programmert til å være aktiv i visse perioder, eksempelvis i siste halvdel av juli og august for å undersøke om kollene var i følge med kalv eller ikke. Teoretisk batterilevetid etter dette oppsettet var om lag to år for både koller og bukker.

Mange av halsbånda ble tatt inn enten ved remerking eller vel at dyr ble skutt under jakta og resirkulert i løpet av prosjektperioden. Flere av disse måtte til oppgradering og reparasjon hos leverandøren. I tillegg fikk disse halsbånda nye batterier.



| Date | Time | TTF | Lat | Long | SAT's | 2D/3D | Alt | H-DOP | FOM | Temp | X | Y |
|------------|--------------|-----|------------|-----------|-------|-------|-----|-------|-----|------|----|----|
| 2008-03-03 | 05:01:31(+1) | | 63.591040 | 9.639893 | | | | | | | | |
| 2008-03-02 | 20:00:00 | 76 | 63.5910600 | 9.6401983 | 5 | 3D | 223 | 1.9 | 3 | -1 | 20 | 11 |
| 2008-03-02 | 22:00:00 | 78 | 63.5910417 | 9.6402517 | 4 | 3D | 228 | 2.0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| 2008-03-03 | 00:00:00 | 72 | 63.5910683 | 9.6403933 | 4 | 3D | 207 | 1.9 | 1 | -1 | 0 | 0 |
| 2008-03-03 | 02:00:00 | 89 | 63.5913467 | 9.6402250 | 5 | 3D | 213 | 3.3 | 1 | -1 | 1 | 0 |
| 2008-03-03 | 04:00:00 | 73 | 63.5911783 | 9.6400783 | 6 | 3D | 200 | 1.6 | 5 | -1 | 0 | 0 |

Figur 5. Innholdet i ei tekstmelding mottatt fra et halsbånd av typen Tellus T5H basic med GSM.

Boks 1
Tellus T5H GPS basic med GSM

Tellus halsbånda kan deles inn i fire hovedbestanddeler. Øverst sitter GPS mottakeren med antenne. I selve halsbåndet ligger det interne kommunikasjonskabler, samt antenner for VHF/UHF. På undersiden henger batteripakken med "DropOff"-funksjon. Den er skrudd fast på hovedhuset hvor elektronikken med datahjerne er plassert. Her sitter det også en GSM enhet med et SIM kort. Før halsbånda tas i bruk må de programmeres og klargjøres. Halsbåndet kobles opp mot datamaskinen via USB for toveis kommunikasjon med programmet TPM utviklet av leverandøren. Vi kan da laste opp "schedules" til halsbåndet og laste ned posisjoner som er lagret i halsbåndet. En schedule er en plan for hvordan halsbåndet skal fungere ute i felt. Schedulen blir programmert i TPM og deretter overført til hjernen i halsbåndet. I schedulen bestemmer vi hva halsbåndet skal logge ut over posisjoner med dato og tid. Vi valgte å logge alle tilleggsdata, slik som temperatur, nøyaktighet på posisjoneringen og aktiviteten på dyret (bevegelse i halsbåndet blir registrert i to retninger, sideveis og fram og tilbake). SIM kort teknologien er slik at det kan sendes et visst antall tegn per SMS. Når vi har valgt å logge alle tilleggsdata medfører det at det kan sendes maks fem posisjoner per SMS.



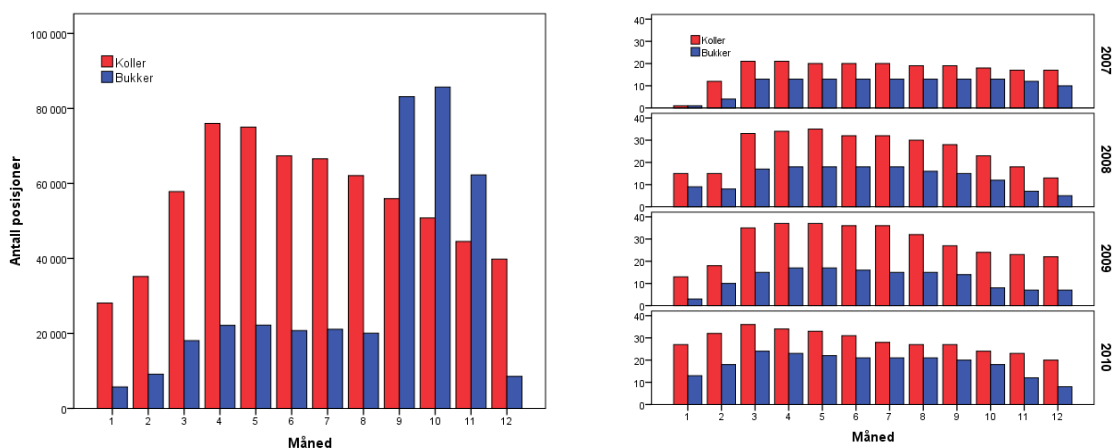
3.2.7 Behandling av posisjonsdata

I gjennomsnitt ga 90,5 % av alle forsøk med å ta en posisjon en suksess, med en variasjon fra 61 % til 99,5 % mellom ulike halsbånd. GPS halsbånda var programmert til å fikse en posisjon innen 90 sekunder, hvis ikke det skjedde så ble dette tidspunktet stående uten registrerte posisjoner. Disse tidspunkta ble sletta. Det ble også opplagte feilposisjoner, dupliserte posisjoner (posisjoner med samme tidspunkt og nøyaktig samme posisjon) og unøyaktige posisjoner. Dette utgjorde imidlertid mindre enn 0,2 % av posisjonene. Ved behandling av data ble alle posisjoner i løpet av det første døgnet etter merking sletta. Suksessive posisjoner som gir en fart på mer enn 30 km/t mellom punktene ble også sletta. Til slutt ble posisjonene som ble logga i de åtte intensive døgn (utenom hele timer) for kollene sletta før analysene ble foretatt (disse posisjonene vil bli brukt ved seinere anledninger).

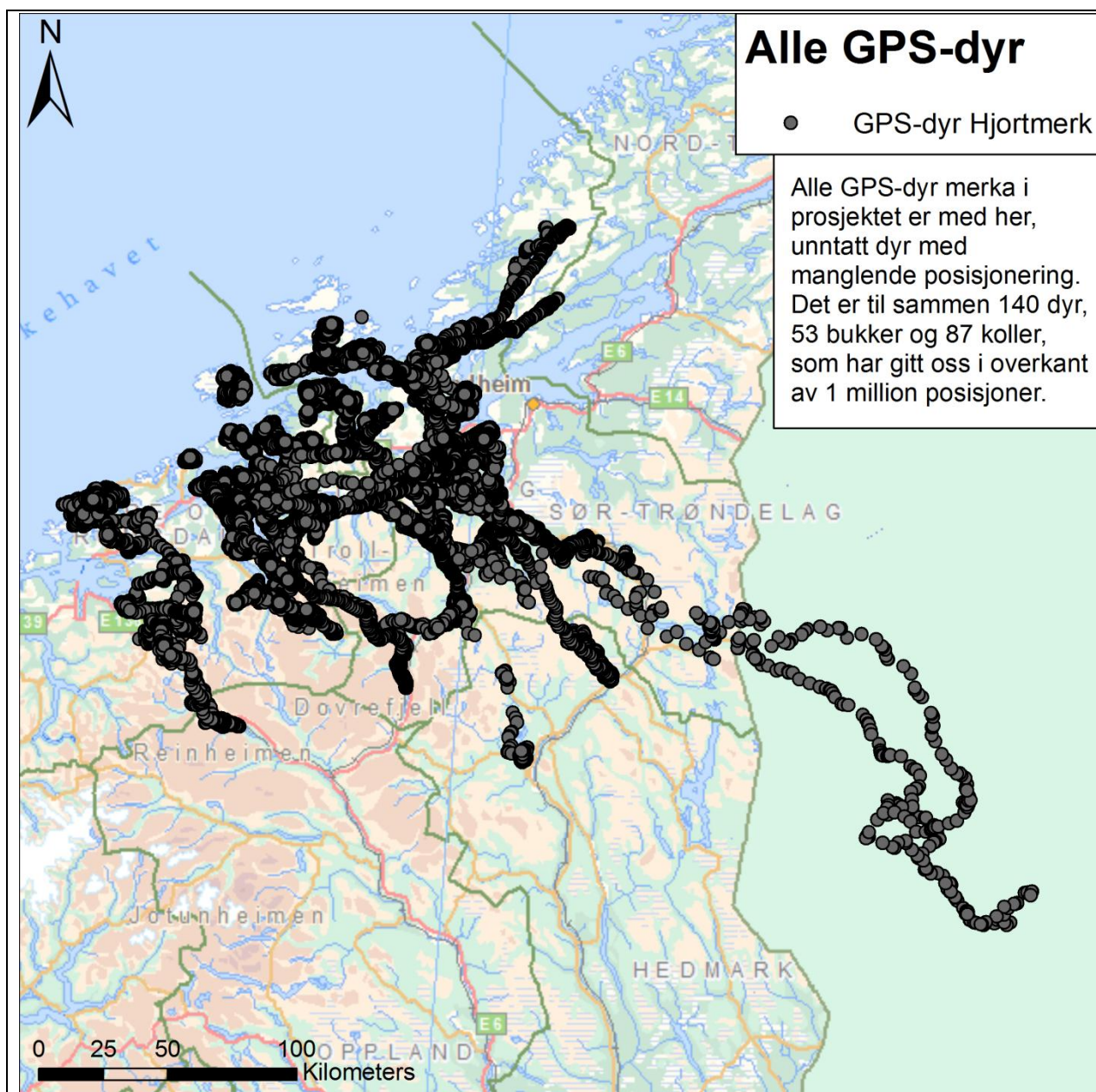
Etter disse prosedyrene var totalt antall tilgjengelige posisjoner for analyser 1 038 150, fordelt på 151 individ; 56 bukker og 95 koller (tabell 4, se også figur 7). Det betyr at 4 halsbånd gav så lite data (noen få punkter) på grunn av svikt i halsbånda at disse ikke ble brukt og ble ekskludert fra analysene. De 151 halsbånda gav i snitt 6875 posisjoner med en spredning fra 141 til 16539. Det var ingen forskjell i antall posisjoner mellom bukker og koller pr halsbånd ($t=-0,251$, $p=0,8$). Variasjonen var imidlertid betydelig mellom individene av begge kjønn og grunnen var at en del dyr ble skutt i løpet av jakta, og at en del halsbånd enten fikk teknisk svikt eller for lav batterispenning til å ta posisjoner. I gjennomsnitt var funksjonstiden for halsbånda 12,3 måneder (sd. 5,9). Det var ingen forskjell mellom kjønn i antall måneder med registrering ($t=0,83$, $p=0,4$) med henholdsvis 12,6 og 11,7 måneder for koller og bukker. Antall registreringsmåneder varierte fra 1 til 24 hos kollene og 3 til 25 hos bukkene. Både totalt antall posisjoner pr måned og antall aktive halsbånd pr måned og år varierte noe (figur 6). Blant annet så gav bukkene betydelig flere posisjoner i løpet av høsten på grunn av måten halsbånda ble programmert (figur 6a).

Tabell 4. Posisjonsstatistikk for 151 dyr, 56 bukker og 95 koller i Hjortmerk med gjennomsnitt antall posisjoner, standardavvik (S.D.), median, minimum, maksimum og totalt sum antall posisjoner.

| | Gjennomsnitt | S.D. | Median | Minimum | Maksimum | Sum | Antall individer |
|--------|--------------|--------|--------|---------|----------|---------|------------------|
| Bukker | 6768,5 | 4176,5 | 6480 | 695 | 16539 | 379036 | 56 |
| Koller | 6938,0 | 3897,5 | 6192 | 141 | 15579 | 659114 | 95 |
| Begge | 6875,2 | 3990,2 | 6195 | 141 | 16539 | 1038150 | 151 |



Figur 6. (a) Alle posisjonene i datamaterialet fordelt etter måned og kjønn (samla for alle åra i studiet). (b) Antall aktive halsbånd pr måned fordelt etter år og kjønn.



Figur 7. Kartplott med alle posisjonsdata fra 140 individer i årene 2007-2010 brukt i analyse for trekk og leveområder.

3.3 Annen datainnsamling

3.3.1 Materiale og datainnsamling fra felte merkadyr

Det ble utarbeidet materiell og skjema for hvert år i prosjektet beregnet for informasjon til jaktvalda i alle kommunene. Denne inneholdt litt informasjon om merkinga, om hvordan man kunne rapportere observasjoner og hvordan vi ønsket at felte merkadyr skulle behandles og hvilke prøver og rapporter vi ønsket tilbake. I tillegg ble denne informasjonen og skjema lagt ut på nettsidene.

Når et merkadyr ble felt ønsket vi informasjon om dato og lokalitet for felling, kjønn og slaktevekt (og totalvekt viss mulig). Vi ønsket også at underkjeve ble skåret ut i hel lengde. For koller ba vi om at livmor med eggstokker ble skåret ut, og i tillegg informasjon om kolla hadde kalv og om kalven også ble felt. For eventuelt felte kalver av merkadyr ba vi om kjønn, slaktevekt og kjeve. For bukker ønsket vi opplysninger om antall gevirtakker på hver side og total lengde av begge gevirstenger. For bukkene ba vi også om et halsmål tatt midt på halsen før dyret ble flådd. Vi ba også at det ble tatt møkkprøver av alle dyr og fra GPS dyr ba vi om et avskåret øre (som skulle fryses ned).

Skjema og materiale skulle sendes til den aktuelle kommunen eller direkte til Bioforsk Økologisk. I stor grad har rapportering av felte merkadyr fungert tilfredsstillende, men med variasjoner mellom kommunene.

3.3.2 Kalvingsdata for GPS koller

I løpet av sommerhalvåret, fra siste halvdel av juni til jaktstart 10. september (og noen ganger etter jaktstart) ble en del av kollene med GPS halsbånd peilet inn, forsøkt oppsøkt og observert for å sjekke om kolla var i følge med kalv eller ikke. I tillegg fikk vi gjennom andre kilder opplysninger om GPS kollene var i følge med årskalv. Disse data blir ikke publisert i denne rapporten.

3.3.3 Observasjonsdata av merkadyr

Det ble etablert et system for rapportering av observasjoner av merkadyr gjennom nettsidene. Alle som observerte en merka hjort med øremerke og evt. GPS halsbånd kunne rapportere observasjon(e) til prosjektet. Dette kunne gjøres ved å registrere observasjon(e) via nettsidene, via SMS til prosjektet eller til kontaktperson/ansvarlig i hver enkelt kommune. Dette ble i mindre grad brukt og dette er ikke oppsummert i denne rapporten. Disse observasjonene kan likevel bli et viktig supplement senere for hvilke dyr som fortsatt er i live etter en del år.

3.4 Valddata

Valddata med avgrensning av vald ble innhenta fra hver enkelt kommune. Noen få kommuner hadde tilgjengelige digitale valdkart allerede og disse fikk vi tilgang til. For overvåkningskommunene var det allerede laget kart og disse fikk vi fra NINA. Siden en del kommuner ikke hadde digitale valdkart tilgjengelige ble disse laget i løpet av prosjektet. Opplysningene fra kommunene (stort sett håndtegna på papirkart i 1:50 000) ble digitalisert via ArcGIS.

I tillegg fikk vi fellingsstatistikk på valdnivå direkte fra kommunene der disse opplysningene ikke lå tilgjengelig i Hjorteviltregisteret.

3.5 Kartdata

I rapporten har vi benytta standard digitale topografiske kart (N50/N250) fra Statens kartverk for presentasjon av trekkemønster og andre kartvisninger (www.statkart.no). Habitat-type inndeling ble hentet fra digitale markslagskart fra kartserien AR5 fra Skog og Landskap (www.skogoglandskap.no). For de ulike analysene ble kartinformasjonen inndelt etter innmark (fulldyrka jord, overflatedyrka jord og innmarksbeite), produktiv skog (barskog, blandingskog og lauvskog med forventet produksjonsevne for bartrevirke større enn 0,5 m² pr daa og år), lavproduktiv skog (barskog, blandingskog og lauvskog med forventet produksjonsevne for bartrevirke mindre enn 0,5 m² pr daa og år), myr, åpen fastmark, vann, bebygd areal/samferdsel og ikke kartlagte områder.

Stadfesting av veier ble også henta fra den digitale kartserien N 50 fra Statens kartverk (www.statkart.no). Fra Statens vegvesen fikk vi tilgang til digitale kartfestinger av fartsgrenser på de

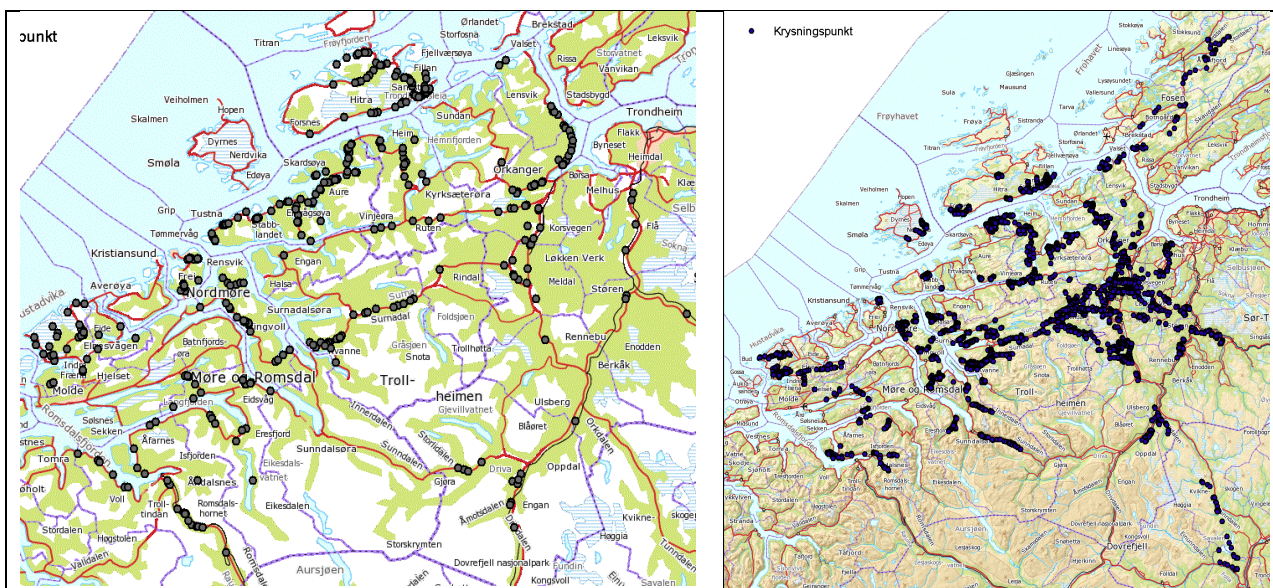
ulike veitypene og veistrekingene i fylkene Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag.

3.6 Påkjørselsdata

Data av antall trafikkdrepte hjort som følge av påkjørsel av kjøretøy på vei pr kommune pr år ble henta fra Statistisk Sentralbyrå database (www.ssb.no). I rapporten ble tilgjengelig tall fra jaktåret 1987/88 (som er definert fra 1. april til 31. mars) til og med jaktåret 2007/08 brukt. I dette studiet ble data kun fra de 18 Hjortmerk - kommunene inkludert.

Punktlista registreringer av påkjørte hjort ble innhenta fra Hjorteviltregisteret (www.hjortevilt.no). Data var tilgjengelig for perioden 2006 til juni 2009 og disse inkluderer alle registrerte påkjørsler uavhengig utfallet (om dyret ble drept, skadet, friskmeldt eller ikke funnet). Totalt var det 479 påkjørsler som kunne koordinatfestes med en rimelig stor grad av nøyaktighet (figur 8a). Her ble data fra Eide, Gjemnes, Melhus, Midtre Gauldal, Nesset og Oppdal inkludert i tillegg til de 18 Hjortmerk kommunene. Dette ble gjort fordi en del dyr merka i Hjortmerk trakk inn i disse kommunene i løpet av sommerhalvåret. Fellingsstatistikk på kommunenivå ble hentet ut fra Statistisk Sentralbyrås database.

På riksvei 70 gjennom Sunndalen i Sunndal kommune ble det foretatt rydding av vegetasjon langs veien i seks meter bredde ut til hver side. Ryddinga ble gjennomført i perioden juni-august 2008 og strekningen var 32 km lang. Data fra 124 påkjørte dyr fra årene 2003-2009 (før og etter rydding) og fellingsstatistikk for hjort i de aktuelle jaktvalda i Sunndalen har vi fått fra Sunndal kommune. Vi hentet inn informasjon om snødybde fra en målestasjon i Sunndal kommune fra Meteorologisk institutt. Statistikk over års- og månedsdøgntrafikk ble hentet fra Statens vegvesens database (www.vegvesen.no) og gjelder for en tellestasjon ved Gjøra på RV 70.



Figur 8. (a) Kartplott med stedfesta påkjørselspunkter i perioden 2006 - 2009 i studieområdet, $n=479$. (b) Estimerte krysningspunkter av GPS hjort for årene 2007 og 2008 av ulike veityper fordelt i studieområdet.

3.7 Analyser og definisjoner

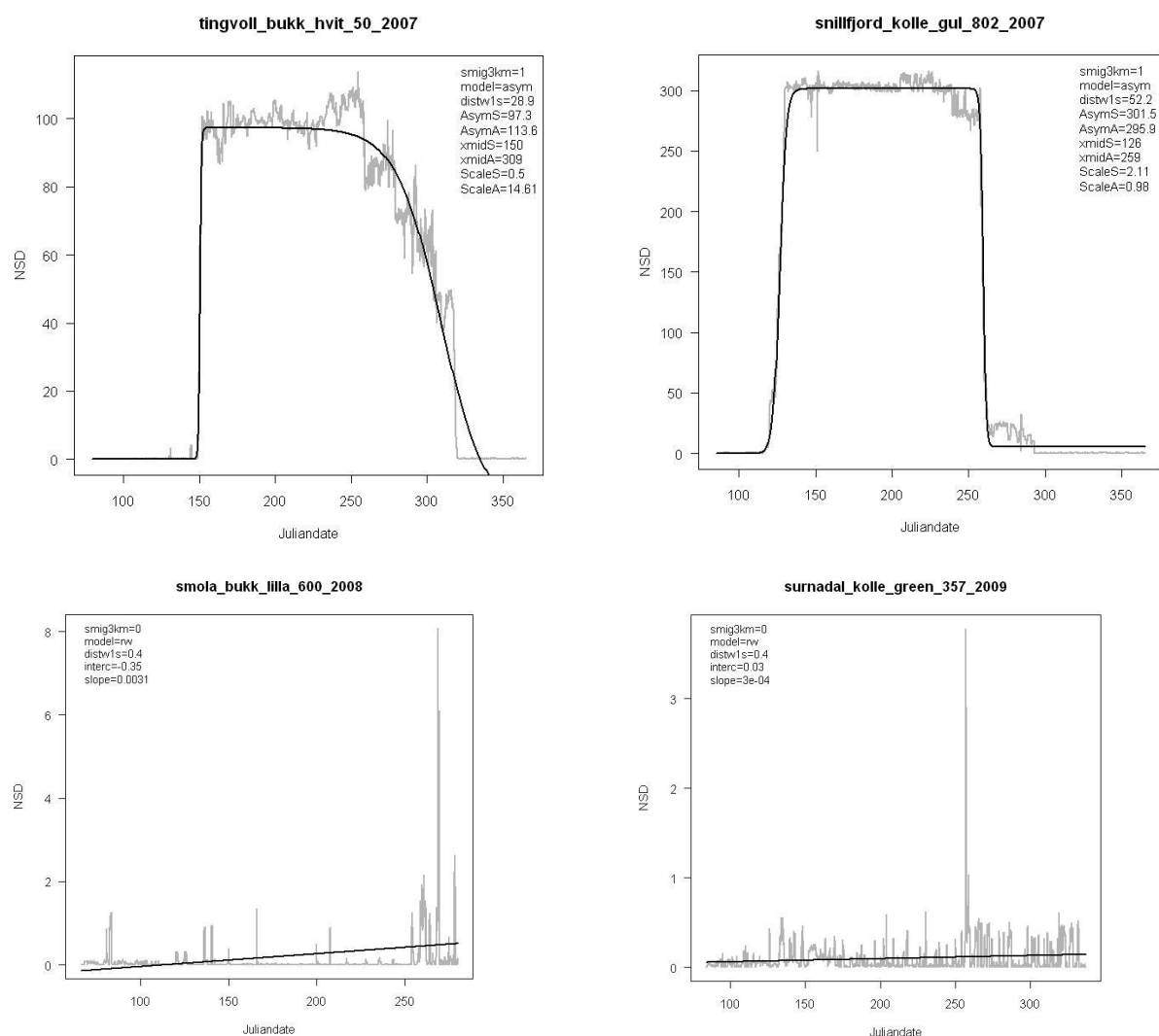
3.7.1 Definisjon av arealbruk og trekk

For å klassifisere GPS dyras arealbruk brukte vi en metode som kalles “Net squared displacement” (NSD) (Mysterud *et al.*, 2011b). Denne metoden brukes til å estimere temporære forflytningsmønster ut fra et sted, som for eksempel et merkested. Vi brukte NSD mønsteret til å skille trekkende fra stasjonære dyr (figur 9). Siden metoden innebærer en viss usikkerhet og at enkelte dyr dermed kunne bli klassifisert feil, ble i tillegg ble hvert enkelt dyrs mønster og figur inspisert manuelt. Ut fra NSD analyser kan man også få trekkdistanser og middeldato for trekket. For noen dyr som ikke ble klassifisert tilfredsstillende ble trekkdistanse målt individuelt i ArcGIS. Trekkdistanse for dyr som ble

definert som trekkdyr er målt etter vårtrekket, som avstanden mellom senterposisjonen i vinter- og sommerområdene.

I dette studiet har vi definert trekkdyr som hjort hadde sentrum i sommer- og vinterområde minst 3 km fra hverandre (i luftlinje) ble definert som trekkende dyr og ikke hadde overlappende leveområder mellom disse to sesongene. Vi inkluderte kun dyr som gav data lenge nok til at vi med sikkerhet kunne fastslå det enkelte dyrets arealbruk, noe som innebar at vi måtte ha så lang tidsserie pr dyr at vi kunne fastslå at dyret var stasjonært eller trekkende. Selv om vi i hovedsak kan skille mellom trekkende og stasjonære dyr, så er det en del dyr som delvis faller utenfor disse rammene. Selv om hjorten i hovedsak har en “regelmessig” arealbruk (Albon & Langvatn, 1992; Mysterud *et al.*, 2011b), så har enkelte dyr en arealbruk som er mindre tydelig med hensyn til sesongmessige trekk. Noen dyr forflytter seg gjerne mellom flere områder og kan ha mer eller mindre overlappende sesongleveområder. For eksempel er det noen dyr som har korte «vårturer» eller en «høsteskursjon» i forbindelse med brunsten, og som da trekker ut av leveområdet som dyret har resten av året. Slike dyr har vi stort sett definert som stasjonære, men hver hjort ble vurdert nøye i slike tilfeller. Vi brukte kun ett år pr dyr i analyser av andel trekkdyr og trekkdistanser. Til sammen gav dette et utvalg på 140 dyr fra åra 2007-2010, hvorav 87 koller og 53 bukker.

Start- og sluttdato for vår- og høsttrekk ble analysert manuelt ved hjelp av ArcGIS for hvert enkelt dyr som en kontroll av NSD metoden. Der differansen var tydelig valgte vi å benytte den datoen som den manuelle metoden kom fram til.



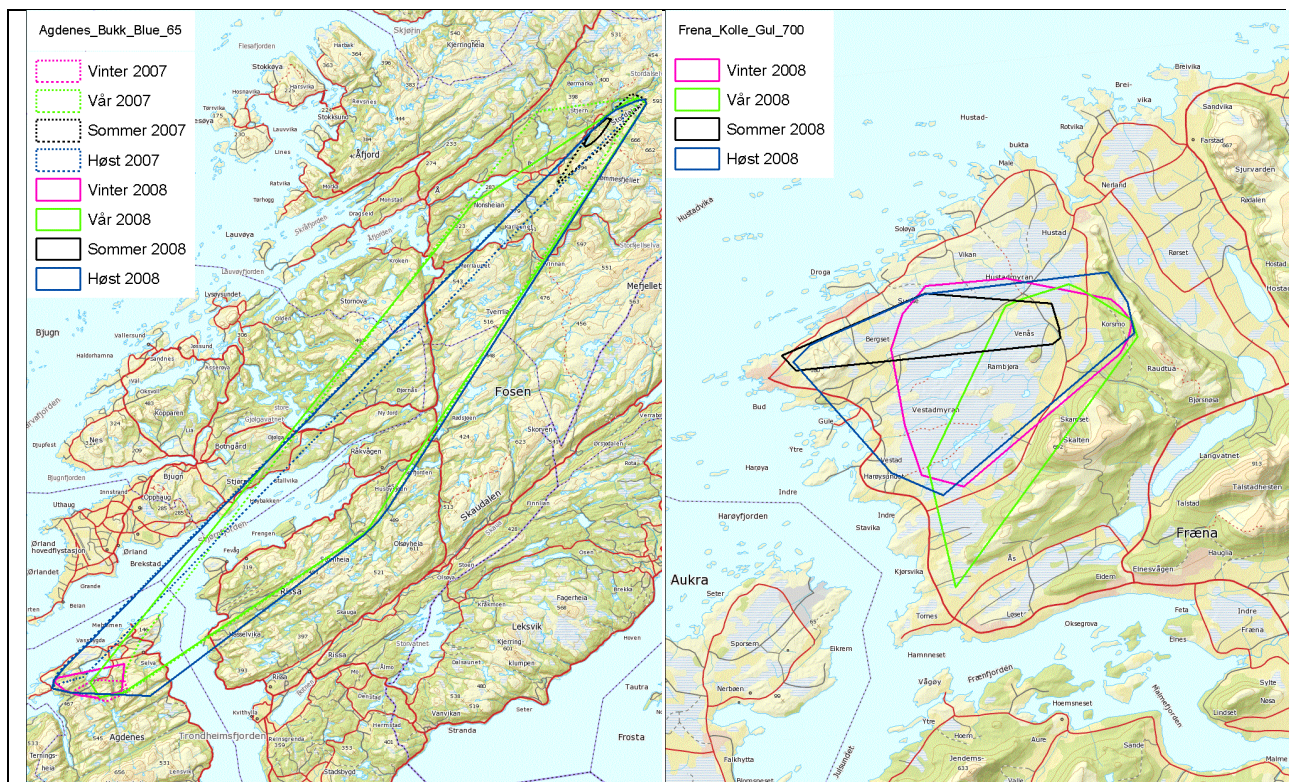
Figur 9. Klassifisering av dyras trekkstrategi gjennom NSD (“Net squared displacement”) metoden. Den beskriver avstanden fra første kartreferansene og til alle registrerte posisjoner. De to øverste figurene viser trekkende hjort mens de nederste viser to stasjonære dyr.

3.7.2 Leveområder og aktivitet

Utstrekningen av hjortens leveområder varierer med hensyn til flere faktorer. For å beregne utstrekningen av leveområde kan flere metoder benyttes. Avhengig av metoden som benyttes kan størrelsen på det estimerte arealet variere betydelig. I denne rapporten har vi estimert arealet gjennom den enkleste typen beregningsmodell som kalles Minimum Convex Polygon (MCP) metoden. MCP definerer leveområdenes ytre grenser, og man trekker rette linjer mellom de ytterpunktene blant alle punktene man har pr individ innen et gitt tidsrom (figur 10). Denne metoden er sensitiv med hensyn til uteliggere og enkelte feilposisjoner. Selv om det meste av disse punktene ble fjerna før beregning, så valgte vi i tillegg å presentere 90 % MCP. Det vi i enkelhet si at vi finner 90 % av punktene inne i det definerte rektangelet innen den gitte tidsperioden. MCP metoden vil gjerne overestimere det faktiske brukte arealet, fordi den tar med areal som aldri er benytta av dyret. Spesielt synlig kan dette bli for en del trekkdyr som trekker over større avstander og hvor trekka ikke går i rette linjer (som jo gjerne trekka gjør). Siden vi brukte 90 % MCP fikk vi redusert dette noe, men fortsatt ikke alt. For stasjonære dyr og dyr som ikke hadde lange trekk er likevel denne metoden god, og ikke mindre realistisk enn andre mer kompliserte metoder.

GPS Halsbånda brukt i Hjortmerk hadde som tidligere nevnt mulighet til å registrere om dyret var i aktivitet/bevegelse eller ikke i den tidsperioden (inntil 90 sekunder) som GPS posisjonene ble tatt. Selv om det teoretisk kan være mulig å skille ulike typer aktivitet fra hverandre har vi her valgt å klassifisere dataene som at hjorten var aktiv eller inaktiv. På denne måten kan vi se på variasjon i aktivitetsmønster på ulike tidsskalaer som døgn, måned og år.

Bevegelses- eller forflytningshastighet ble beregnet som avstanden i meter i luftlinje mellom registrerte posisjoner i forhold til tida mellom posisjonene. Vårt materiale gav til sammen 888 000 forflytninger (pr hele eller andre time) fordelt over 4 år og alle månedene i året, hvorav 659 000 var fra koller og 229 000 fra bukker. Bevegelsesmønsteret ble analysert på døgn, måned og årsnivå. Aktivitetsmønster og bevegelsehastighet måler ikke alle sider ved hjortens aktivitet. Likevel vil den grovt kunne beskrive nivået i aktivitet som vi var ute etter. Posisjonene ble vanligvis tatt med en til to timers mellomrom, og måler derfor ikke absolutt bevegelsehastighet. For eksempel vil antall meter gått pr time være avhengig hvordan hjorten går, om det går retningsbestemt eller i sløyfer. I store trekk vil bevegelsehastigheten likevel kunne si noe om variasjon i atferd over tid.



Figur 10. MCP (mimum convex poligon) leveområder for to ulike individer fordelt etter sesong (og år).

3.7.3 Habitatbruk og -valg

Habitatbruk beskriver direkte bruken eller hvor stor andel av tiden en hjort oppholder seg i de ulike habitattypene, mens habitatvalg er et resultat av de valga hjorten gjør. Det vil si i hvor stor grad dyra velger spesifikke habitat i forhold til tilgjengeligheten av de ulike habitatkategoriene. For hver enkelt posisjon ble det definert en habitattype ved bruk av digitalt markslagskart og kartgrunnlaget som ble brukt var fra AR-5 serien. Analysene er basert på data av alle posisjoner fra 2007 og 2008 i prosjektet, til sammen 68 dyr (bukker; n=22, koller; n=46) og vel 370 000 posisjoner. For hver brukte posisjon til et individ ble det lagt ut en tilfeldig posisjon innenfor leveområdet for å kunne si noe om tilgjengeligheten av de ulike habitattypene. Så testa vi om fordelingen mellom tilfeldig punkter og brukte posisjoner var forskjellig innenfor leveområdene. I tillegg analyserte vi bruken av høydegradienten over havet i løpet av året, og for disse analysene ble hele materialet brukt.

3.7.4 Utvandring og spredning

Utvandring defineres gjerne som at et dyr etablerer seg i et leveområde som ikke overlapper med moras. Det holder derfor altså at dyret flytter så langt at det så vidt kommer utenfor sitt oppvekstområde for at det skal kunne klassifiseres som en utvandring. Avstander mellom merkeplass og gjenfangststed ble utregnet ved hjelp av ArcGIS.

3.7.5 Hjortens atferd og trafikkanalyser

I utgangspunktet ble veiene i studieområdet definert som europavei (E), riksvei (R), fylkesvei (F), kommunevei (K) og private vei (P), etter definisjonen av veinettet før 2010. Vi grupperte disse videre inn i tre kategorier; europa- og riksveier (ER), fylkes- og kommune (FK) veier, og private veier (P). Inndelingen i disse kategoriene ble gjort for å kunne skille ut trafikkbelastningen og størrelsen (bredden) på ulike veier. Hjortens krysningpunkter av veier ble funnet ved å trekke ei rett linje fra siste punkt før krysning til første punkt etter krysning (figur 8b). For at disse punktene skulle bli så nøyaktige som mulig ekskluderte vi krysninger som ble estimert fra punkter som det var mer enn 120 minutter i mellom og/eller som lå mer enn 10 km fra hverandre. For å finne habitatsammensetning for estimerte krysningpunkter og påkjørselspunkter ble det laget en sirkel med radius på 100 m rundt selve krysningpunktet/påkjørselspunktet. Deretter ble arealet av de ulike habitattypene beregnet, og videre gjort om til en andel av det totale arealet innen sirkelen. I tillegg ble avstand til nærmest innmark målt for hvert påkjørselspunkt og topografisk variasjon ble beregnet innen den 100 meters sirkelen ved bruk av en DEM (digital elevation model) (Sappington *et al.*, 2007).

3.7.6 Statistiske analyser

I denne rapporten har vi brukt flere typer statistiske metoder for å beskrive forskjeller eller trender i og mellom ulike grupper og effektene av ulike variabler. De analysemetodene brukt i denne rapporten er Generell lineære modeller (GLM) (β -verdier, F-verdier eller t-verdier), t-test (t-verdier) og korrelasjon (r-verdier). For å beskrive statistisk sikre forskjeller er det brukt er alfa-verdier på 0,05 eller mindre ($p \leq 0,05$). Vi sier gjerne at det er en tendens når p-verdiene ligger fra 0,05 til 0,1.

3.7.7 Analyseverktøy

Til å beregne egenskaper for posisjoner for hjorten, forskjellige variabler (parametere), verdier og til ulike analyser og kartframstillinger har vi benyttet flere ulike dataprogram. Dette inkluderer ArcGIS (www.esri.com), Hawth tools (Beyer, 2004), Geospatial modellering (Beyer, 2009), SPSS (www.spss.com), R (www.r-project.org) og Microsoft Excel 2010.

3.7.8 Definisjoner av ord og uttrykk

I rapporten er det brukt en del ord og faguttrykk. Nedenfor finner man oppsummert definisjoner og forklaringer på en del uttrykk som er brukt i rapporten.

Leveområde (også kalt hjemmeområde) - Det geografiske området (arealet) et dyr bruker i løpet av en tidsperiode for eksempel et år.

Sesongleveområde - sesongleveområdet kan avgrensnes til de habitat et individ bruker i en sesong (vinter/vår/sommer/høst).

Sesongtrekk (sesongmigrasjon) - Trekk eller vandringer mellom ulike sesongleveområder. Vi deler hjortens sesongtrekk gjerne inn i vår- og høsttrekk.

Trekkdistanse - Avstanden (målt som luftlinje) mellom senterpunktene i ulike sesongleveområder.

Trekkhjort/trekkdyr - En hjort som gjennomfører sesongtrekk.

Stasjonær hjort/dyr - En hjort som oppholder seg mer eller mindre i samme området hele året eller som har overlappende sesongleveområder.

Utvandring - prosessen når et dyr etablerer seg i et leveområde som ikke overlapper med moras. Det holder altså at dyret flytter så langt at det så vidt kommer utenfor sitt oppvekstområde for at det skal kunne klassifiseres som en utvandring.

Aktivitet - hjortens aktuelle aktivitet for et gitt tidspunkt eller tidsperiode. Deles inn i aktive (forflytning eller beiting) og inaktive (hvile eller drøvtygging).

Bestandstetthet (ofte bare tetthet) - antallet dyr av en art eksempelvis hjort innenfor et gitt geografisk areal.

Topografi - er en beskrivelse av terrengforholdene med variasjon i høyde over havet.

Habitat - i uttrykket habitat ligger alt som et individ trenger for å opprettholde sitt liv og værende. Det vil i hovedsak si næring, skjul og reproduksjon. Habitat er artsspesifikt.

Habitatklasse - i denne sammenheng en forenkling av habitattype til en vegetasjonsklasse som består av både næring og/eller skjul (til eksempel innmark).

Habitatbruk - bruken av det fysiske og de biologiske ressursene i et habitat. I dette prosjektet betyr det antall posisjoner (fra hvert individ) innenfor habitatklassene.

Habitatvalg - er en kompleks prosess som involverer en serie av både medfødte og lærte atferdsavgjørelser et dyr tar i forhold til hvilket habitat den skal bruke på ulike skala i miljøet (valget blir påvirket av artsfrender, tid på døgnet og tid på året).

Habitatpreferanse - at et habitat er preferert over et annet er en konsekvens av habitat valget.

Habitatkvalitet - kan defineres som evnen miljøet har til å bidra med de nødvendige forhold et individ trenger for å overleve. Dette er et svært dynamisk begrep og varierer med hensyn på tilgjengelige ressurser for overlevelse og reproduksjon.

Habitatmodellering - matematisk modellering hvor inputen består av informasjon om en art (gjerne GPS punkt) og habitatet til arten (forenklet i form av vegetasjonskart, høydemodeller, menneskelige installasjoner som veier). Disse modellene er som regel visualisert på kart med en fargegradering over egnet habitat.

Landskap - landskapet slik vi tolker det utgjør den groveste skalaen i denne sammenheng, og er definert som et område som har fått sitt særpreg fra både naturlig og menneskelig påvirkning. Landskapet består av flere individers og arters leveområder samt enda flere habitat.

Vald - et geografisk område (eiendommer) som er godkjent for jakt etter en eller flere hjorteviltarter, og som får tildelt fellingstillatelser fra kommunen.

Jaktfelt - et vald kan være inndelt i flere jaktfelt. Det er gjerne på jaktfeltnivå jakta organiseres i praksis.

Modell - en modell er en forenkling av virkeligheten. Innenfor biologien har modellen som oppgave å beskrive den funksjonelle rollen som en organisme har i et større system.

Generelle Lineære Modeller - GLM - er en felles betegnelse for en rekke statistiske modeller, fra enkelt lineær regresjon til kompliserte ANOVA modeller. I en GLM ser vi blant annet på hvordan binære

data, telldata og kategoriske data kan analyseres innen rammen av regresjon. GLM er en meget vanlig brukt metode og et fleksibelt og omfattende redskap for anvendt statistikk.

Statistisk signifikans - er et begrep som brukes for å beskrive sannsynligheten for at noe er et resultat av tilfeldigheter, måles i form av p - verdier eller uttrykkes i form av konfidensintervall. Ofte sier man at et resultat er signifikant når p - verdien er 0,05 eller mindre som betyr at det er 5 % eller mindre sannsynlighet for at en hendelse skal inntreffe.

Gjennomsnitt - er det mest vanlige målet brukt for sentraltendensen i en populasjon. Regnes ut ved å summere alle verdiene og dele på antallet verdier.

Median - er et sentralitetsmål definert som den verdien av en variabel som ligger midt i det statistiske materialet. Det skal være like mange observasjoner over som under medianen.

Standardavvik (s.d.) - et mål for spredningen av verdiene i et datasett.

Standardfeil (s.e.) - et mål på feilmarginen av en måling eller estimat. Kan brukes til å regne ut et konfidensintervall (C.I.).

4. Resultater

4.1 Hjortens trekk og trekkmønster

Grovt sett kan man skille mellom to strategier for arealbruk hos hjorten (Albon & Langvatn, 1992; Mysterud *et al.*, 2011b). Det ene kalles stasjonær arealbruk hvor dyra holder seg i stort sett samme område hele året og hvor de har overlappende leveområder mellom ulike sesonger. Den andre arealbruken er trekkende (migrerende) arealbruk, hvor dyra trekker mellom et vinterområde og sommerområde. Man kaller gjerne dette for sesongtrekk. Vi definerer gjerne derfor hjorten som stasjonær eller trekkende. Det er imidlertid viktig å skille mellom sesongtrekk og utvandring/innvandring. Utvandring eller innvandring fra et område til et annet skjer i stor grad av unge dyr, mens eldre dyr gjerne har etablerte mønster og trekk. Utvandring eller innvandring er permanente forflytninger som gjennomføres en eller noen få ganger i løpet av et dyrs liv (se kapittel 4.5). Gjennom merkingen av voksne dyr med GPS halsbånd har vi muligheter til å finne trekkmønster og å klassifisere dyra som stasjonære eller trekkdyr.

I dette kapitlet vil vi se på fordelingen mellom stasjonære dyr og trekkdyr, på hvor lange trekkdistanser dyra har, når trekket foregår vår og høst og om det er forskjeller mellom områder og kjønn. Til slutt ser vi på om hjorten gjennomfører samme arealbruk flere år på rad.

4.1.1 Andel trekkhjort

Av totalt 155 GPS merka hjort kunne vi følge 140 over så langt tidsrom at vi med sikkerhet kunne fastslå trekkstrategi. Av disse 140 dyra, så ble 82 eller 58,6 % definert som trekkdyr. 58 dyr eller 41,4 % ble dermed definert som stasjonære dyr. Det var klare forskjeller mellom kommunene i forhold til andelen trekkhjort. I tre av kommunene - Agdenes, Skaun og Snillfjord - var alle GPS dyra trekkdyr (figur 11a). I Kristiansund og på Smøla var alle GPS dyra stasjonære, mens på Hitra var 20 % av dyra trekkende. I de andre kommunene varierte andelen trekkhjort fra 33 til 89 % (Figur 11a).

Det var en klar forskjell i andel trekkhjort mellom kjønn. Av kollene ble 50,6 % (n=87) definert som trekkdyr, mens 71,7 % (n=53) av bukkene var trekkdyr (figur 11b). Andelen bukker som trekker var statistisk sett høyere enn andelen koller (GLM; $B=0,907$, $p=0,015$). Selv om andelen varierer mellom kommunene, så var det en større andel bukker som trakk enn koller i de fleste kommunene (figur 11b). I halvparten av merkekommunene (50 %, dvs 8 av 16) var alle bukkene trekkdyr, mens i om lag en firedel av kommunene (23,5 %, dvs 4 av 17) var alle kollene trekkdyr. I tre av kommunene - 18,8 % - var alle bukkene stasjonære, men dette kan være påvirket av at antallet GPS merka bukker i disse kommunene var lavt. I de resterende 5 kommunene (31,3 %) var andelen trekkende bukker mellom 33,3 og 85,7 %. Også blant kollene var det 3 kommuner som kun hadde stasjonære GPS koller dvs. i 17,6 % av kommunene (3 av 17). For to av disse (Kristiansund og Smøla) ble det kun merka ei GPS kolle, noe som gjør disse tallene usikre. I de resterende 10 kommunene (58,8 %) varierte andelen trekkende koller mellom 18 og 89 % (se figur 12).

Det var tydelige forskjeller i andel trekkdyr mellom dyr på øyer og dyr på fastlandet (figur 13b). I øykommunene Hitra, Smøla og Kristiansund, og øyene i Aure kommune var andelen trekkdyr totalt sett 24,1 %. Knappe 19 % av kollene ble definert som trekkende dyr og blant bukkene var vel det 30 % trekkdyr, som var klart lavere enn på fastlandet. Det er verdt å merke seg at alle kollene på Hitra, Smøla og Kristiansund var stasjonære. Forskjellene mellom kyst og innlandskommuner var mindre, men andelen trekkhjort var noe lavere i kystkommunene samla sett enn i innlandskommunene (figur 13b). Grunnen til dette var at det var færre trekkende koller på kysten enn i innlandet, mens det var ingen forskjell mellom andelen bukker som var trekkdyr.

Andelen trekkdyr totalt sett i hver kommune kan være påvirket av fordelingen av kjønn for de GPS merka dyra, siden en større andel bukker var trekkdyr og sammensetningen av GPS dyr mellom kommunene varierte. Det var imidlertid ingen direkte sammenheng mellom kjønnsfordelingen i merka dyr pr kommune og andel trekkdyr totalt sett ($r=-0,16$, $p=0,55$). Det var en rimelig god sammenheng mellom andel trekkdyr av koller og bukker innen kommunene ($r=0,424$, $p=0,09$). Dyr av begge kjønn må forholde seg til noenlunde sammenlignbare forhold innen en kommune eller en avgrensa region. Hjortens "valg" av strategi er derfor sannsynligvis påvirket av hvor dyra har vinterområde (vinterhjemmeområde), og koller og bukker må forholde seg til de samme faktorene.

Det er en rekke faktorer som påvirker hjorten i løpet av året og som er grunnlag for hvert enkelt dyrs arealbruk. Det som avgjør om en hjort velger å trekke mellom ulike leveområder sesongvis eller å være stasjonært hele året, har sannsynligvis en sammensatt årsakssammenheng. Det kan være viktige enkeltfaktorer som ligger til grunn eller en avveining mellom flere. Den klassiske forklaringen på at hjorten trekker mellom ulike sesongleveområder er at dyra oppnår en energimessig fordel med å oppsøke områder med ferskere beite etter hvert som plantene utvikler seg, og at dyra på denne måten oppnår en lengst mulig periode med beite av høy kvalitet om våren og sommeren. Dette blir kalt plantefenologi hypotesen og denne ble dokumentert gjennom HjortAreal prosjektet (Mysterud *et al.*, 2011a) og fra tidligere studier i Norge (Mysterud *et al.*, 2011b; Albon & Langvatn, 1992), og er dokumentert fra andre deler av verden (Fryxell & Sinclair, 1988; Hebblewhite *et al.*, 2008). Det kan imidlertid være flere alternative og ikke ekskluderende årsaker til at dyra trekker mellom vinter og sommer områder (Mysterud *et al.*, 2011b). Det kan være at dyra ønsker å unngå konkurranse om beiteplasser eller andre ressurser og derfor trekker bort fra områder med høy bestandstetthet (konkurranse unngåelse hypotesen). Det kan også være at dyra søker å unngå å bli eksponert for og tatt av rovdyr (predasjonsrisiko hypotesen) eller at dyra søker til beiteområder som gir mindre belastning av parasitter (parasitt hypotesen)(se også Boks 2).

Hvis plantefenologien om våren og sommeren i hovedsak styrer hjortens trekkstrategier så vil man forvente at topografiske forhold påvirker både om dyra trekker og eventuelt hvor langt de trekker. En variert topografi vil føre med seg at hjorten har tilgang til flere høydelag, som igjen vil gi en variasjon i plantenes utviklingsstadium gjennom våren og sommeren. Det vil også kunne gi større variasjon med hensyn til eksponering (hellingsretning) som også påvirker planteutviklingen. På landskapsnivå (eks. kommunenivå) kan man utfra denne tilnærmingen forvente seg at der hvor tilgangen til en variert topografi er god vil andelen trekkdyr være større.

Våre analyser viser at andelen trekkhjort var større i kommuner med en variert topografi (GLM; $\beta=31.24$, $p<0,001$). Dette gjelder begge kjønn (GLM; koller $\beta=30,74$, $p<0,001$, bukker $\beta=40.08$, $p<0,001$). Selv om hjorten potensielt kan trekke over lange distanser så velger flere dyr å være stasjonære når tilgjengelige høyereliggende arealer var langt unna. Dette kan også være noe av forklaringen av at færre øydyr trekker enn dyr på fastlandet. Andelen går noe ned igjen når topografien blir veldig variabel, noe som gir tilgang på lavereliggende og høyereliggende områder innen veldig korte avstander. I kombinasjon med at trekket følger høydegradienten (se kapittel 4.4.3) støtter dette plantefenologihypotesen.

Våre resultater viste imidlertid at om lag halvparten av kollene og en tredjedel av bukkene var stasjonære dyr. Dette mønsteret som gjerne kalles partiell migrasjon (delvis trekk) har også blitt rapportert for andre hjortebestander i Norge (Mysterud *et al.*, 2011b), og likedan er dette vist både hos elg (Rolandsen *et al.*, 2010; Ball *et al.*, 2001) og rådyr (Mysterud, 1999) i Norge og Sverige. Så hvorfor trekker ikke alle dyra mellom ulike sesongområder viss dyra ville ha hatt en fordel av dette med hensyn til plantevekst? En hypotese for en varierende andel trekkdyr mellom områder er at bestandstettheten påvirker andel trekkdyr i en bestand (sosial barriere hypotesen), uavhengig om man kunne hatt en fordel energimessig. Forklaringen kan være at når bestandstettheten øker så reduseres muligheten for å finne gode "ledige" beiteområder innenfor noenlunde nærliggende områder, og at dyra dermed vil møte og måtte forholde seg til flere artsfrender (Mysterud *et al.*, 2011b). Flere dyr velger derfor å bli "hjemme" hele året i det området de kjenner godt.

En analyse av variasjonen i andel trekkhjort viste en negativ sammenheng mellom bestandstettheten i vinterområdet (antall felte dyr pr arealenhet) og andel trekkdyr (logistisk regr; $\beta=-0,07$, $p=0,068$, kontrollert for effekt av kjønn og topografi). Det vil si at økende bestandstetthet gir lavere andel trekkdyr (figur 13a). Dette var imidlertid først og fremst gjeldende blant koller hvor andelen trekkdyr gikk signifikant ned med økende bestandstetthet (GLM; $\beta=-2,01$, $p<0,001$). Selv om man ekskluderer GPS kollene på øyer (lavt antall trekkdyr og høy bestandstetthet) var det fortsatt en klar sammenheng mellom andel trekkdyr og bestandstetthet (GLM; $\beta=-2,19$, $p<0,001$). Man finner også det samme mønsteret hos bukkene, men sammenhengen var ikke signifikant (GLM; $\beta=-0,78$, $p=0,31$). Men hvis man tar bort en kommune (Rennebu, hvor det ble merka en GPS bukk) så finner man også her en klar tendens til at større bestandstetthet gir færre trekkdyr (GLM; $\beta=-1,32$, $p=0,08$).

At både topografi og bestandstetthet er viktige forklaringsfaktorer når det gjelder andel trekkdyr innen ett område, og kan være med å forklare noe av variasjonen vi ser mellom kommunene i regionen. Enkelte kommuner for eksempel Snillfjord har høy tetthet av hjort, men fortsatt ble alle dyra definert

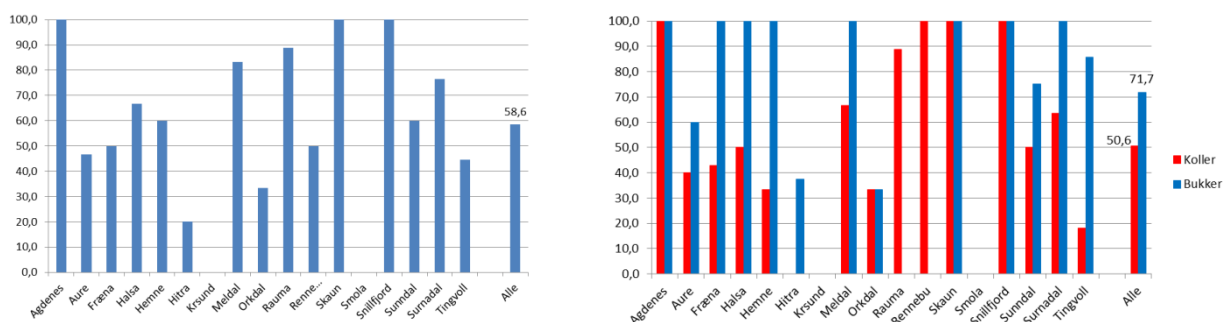
som trekkdyr. I Orkdal er bestandstettheten relativt lav sammenlignet med mange av de andre kommunene, og bare en tredjedel av dyra var trekkdyr. Det er sannsynlig at flere faktorer spiller inn i hvordan denne fordelingen mellom trekkende og stasjonære dyr. For eksempel kan mordyras strategi spille en viktig rolle om avkommet blir et trekkdyr eller ikke. Også vegetasjonsmessige forhold og habitatsammensetning kan påvirke dyras valg av områder og avgjøre om dyra velger å trekke eller ikke. Tilgang til innmark eller andre viktig habitattyper kan være viktige i den forbindelse (Godvik *et al.*, 2009).

Det er i tidligere studier på hjort funnet at trekkdyr har større tilvekst enn stasjonære dyr (Albon & Langvatn, 1992), og at dyr fra kommuner med høy bestandstetthet har lavere vekter enn dyr fra områder med lavere tetthet (Mysterud *et al.*, 2001a; Mysterud & Langvatn, 2003). Slike sammenhenger er ikke analysert så langt i vårt materiale og får bli et tema for framtidige studier.

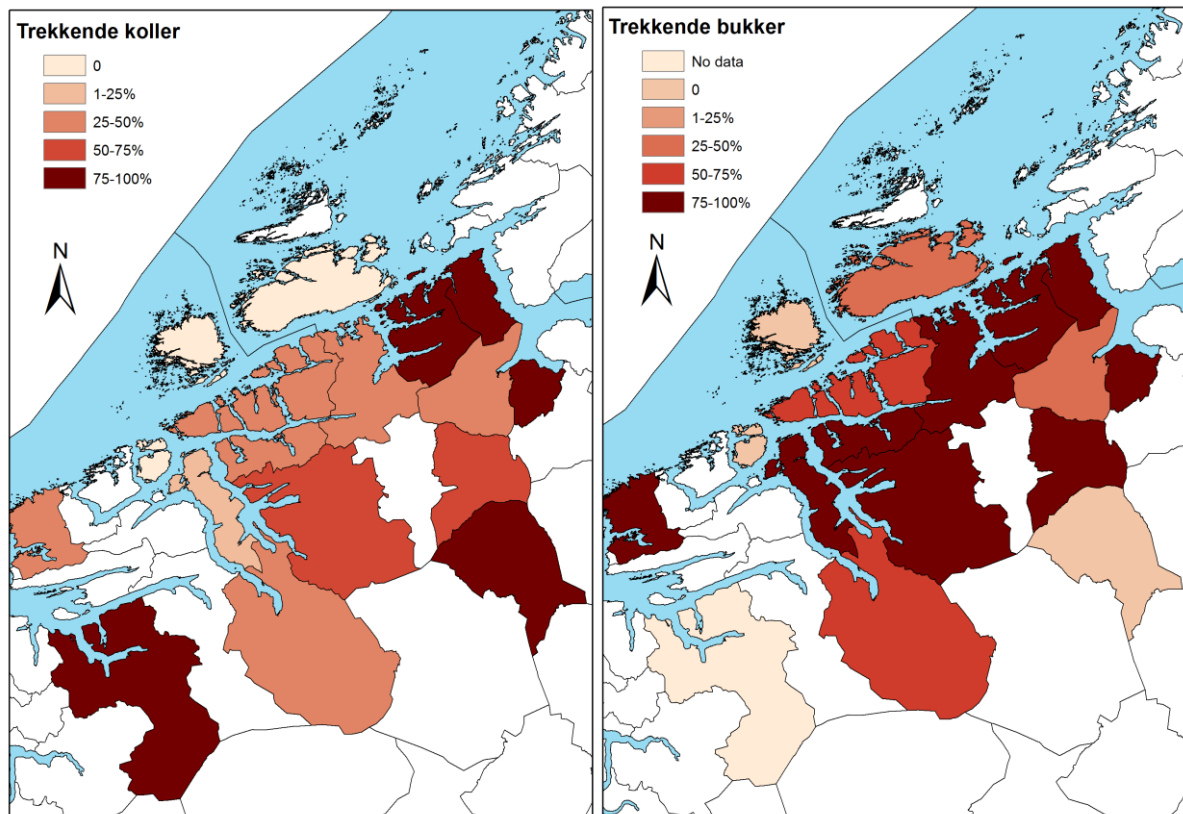
Selv om hjorten i denne rapporten enten ble definert som trekkhjort eller stasjonær hjort var det enkelte dyr som hadde en mer komplisert arealbruk i løpet av året. Noen stasjonære dyr hadde kortere eller lengre trekk eller ekskursionsjoner om høsten. Disse høsttrekka er sannsynligvis knytta til brunst og disse dyra trakk gjerne til egne brunstområder i en avgrensa periode. Dette gjaldt 3 bukker og 2 koller. (se illustrasjon figur 14). Blant bukker er dette er type arealbruk som også er beskrevet i Sverige (Jarnemo, 2008).

Det var også enkelte dyr som ble definert som stasjonære som tok ekskursionsjoner på våren eller sommeren ut av sitt faste leveområde. Dette var korte turer eller opphold som ikke kan defineres som sesongtrekk. Det var også enkelte stasjonære dyr som “pendlet” mellom to (eller flere) områder i løpet av sommersesongen. Felles for disse dyra er at de er tilbake til vinterområdet mange ganger i løpet av sommeren. Noen av disse dyra kan ha vesentlig større leveområder enn “vanlig” stasjonære dyr, men leveområdene i de ulike sesongene var i stor grad overlappende.

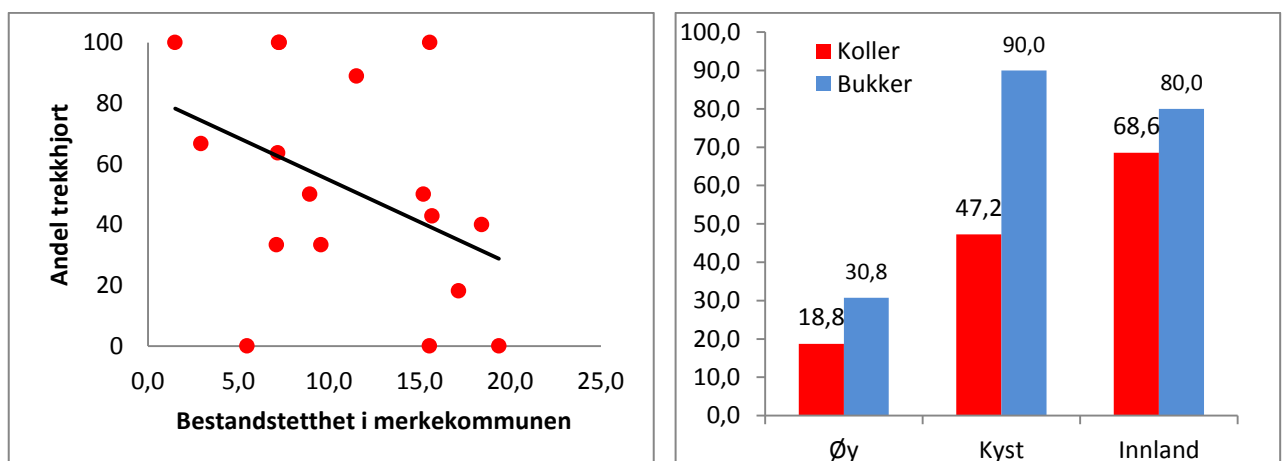
Det var en del trekkdyr som hadde ett eller flere stopp underveis i sine sesongtrekk, både vår og høst. En del gjorde trekket i flere “etapper” og hadde kortere eller lengre opphold underveis (figur 15). En del av trekkdyra hadde også kortere eller lengre stopp underveis i høsttrekket, gjerne var dette knytta til brunsttida (figur 16).



Figur 11. (a) Prosentvis trekkende dyr (koller og bukker for alle år) fordelt etter kommune og summert for alle kommuner (alle) i hjortmerk-prosjektet. (b) Prosentvis trekkende koller (røde stolper) og bukker (blåe stolper) fordelt etter kommune og summert for alle kommuner (alle) i hjortmerk-prosjektet for alle år.



Figur 12. (a) Prosentvis trekkende bukker og (b) koller markert etter kategoriene 0 (ingen trekkende), 1-25 % trekkende, 25-50 % trekkende, 50-75 % trekkende og 75-100 % trekkende. Dataene er presentert kommunevis og samla for hele perioden.



Figur 13. (a) Plot av sammenhengen mellom bestandstetthet (antall felte dyr pr tellende areal pr kommune) og andel trekkhjort (pr kommune). Prosentvis trekkende koller (røde stolper) og bukker (blåe stolper) hvor kommunene er fordelt i kategoriene øy (Hitra, Smøla, Kristiansund og deler av Aure), Kyst (Fræna, Tingvoll, Halså, Aure (resten), Hemne, Snillfjord og Agdenes) og Innland (Rauma, Sunndal, Surnadal, Orkdal, Skaun, Meldal, Rennebu) summert for alle år.

Boks 2

Hvorfor trekker hjorten?

Det har lenge vært kjent at hjorten og andre større planteetere gjerne trekker mellom forskjellige områder i løpet av året, og ofte er det slik at noen individer i en bestand trekker mens andre er stasjonære. Det vil si at noen individer trekker vår og høst, mens andre bruker samme området året rundt. Slik er det også for hjorten i Norge, som for elg og rådyr. Men hvorfor er det slik?

Bestander med delvis trekk er interessante fordi de kan gi oss informasjon om hvorfor trekkatferd oppstår. Sesongtrekkende planteetere som våre hjortedyr forflytter seg nesten alltid mellom et lavereliggende vinterområde og et høyereliggende sommerområde. Slik er det også for hjorten i Norge. Det er allmenn enighet om at snøforholdene er den viktigste drivkraften for høsttrekket. Det er som regel for mye snø i høyereliggende sommerområder til å overleve vinteren der. Men hvorfor trekker hjorten opp igjen om våren? Det er flere hypoteser om hvorfor hjorten trekker mellom ulike leveområder mellom sesongene. Disse behøver nødvendigvis ikke å være ekskluderende i forhold til hverandre og kan forklare hvorfor ulike strategier har utviklet seg.

Plantefenologi-hypotesen: Dette er den klassiske hypotesen for at dyr trekker fra definerte vinterområder til sommerområder. Våren kommer seinere i innlandet og høyereliggende strøk enn i lavlandet og ved kysten. Denne forsinkelsen i snøsmelting og vårens frammarsj utnytter trekkdyra. Etter å ha fått med seg våren i lavlandet trekker dyra opp i høyden for å få en «ny vår» og dermed forlenge perioden de kan spise nyspirte planter/plantedeler av høy kvalitet. En forutsetning er at dyra har tilgang på habitat i ulike høydegradienter. Dyr som har tilgang på en høydegradient vil dermed bruke den, mens dyr i flattere områder i større grad er stasjonære. Har dyret tilgang på høydegradienter innen veldig korte avstander, så vil også stasjonære dyr bruke denne i løpet av sommerhalvåret.

Konkurranse-hypotesen: Om vinteren samler hjorten seg gjerne i snøfattige lokaliteter i lavereliggende områder. Ved høy bestandstetthet kan næringskonkurranse i vinterområdene føre til at noen av dyra oppsøker alternative sommerområder. I så fall forventer man at andel trekkdyr øker med tettheten av dyr i vinterområdet. Man vil også forvente at flere dyr starter vårtrekket tidlig og at høsttrekket forsinkes siden det gjelder å tilbringe minst mulig tid i høytetthetsområdet. Ved høy tetthet kan trekkdyr også måtte ta til takke med vinterområder som ligger høyere over havet fordi de beste lavereliggende områdene allerede er fylt opp ved tilbakekomst eller at noen dyr velger å finne seg nye vinterområder.

Sosial barriere-hypotesen: Hjorten er som mange andre pattedyr sosiale. Hjorten lever i familiegupper med stor grad av felles arealbruk, og med et klarere skille mot andre slektsgrupper (Coulson *et al.*, 1997). Når hjorten beveger seg i et landskap, er det derfor sannsynligvis ikke bare økologiske faktorer som er viktige, men også sosiale faktorer. Det er mulig at deler av landskapet er «stengt» av sosiale årsaker. Særlig hos territorielle arter kan spredning og sesongtrekk medføre hyppige og aggressive møter med artsfrender. Dette kan være en drivkraft til å holde seg i ro og kalles "sosiale barrierer". Dette er en godt dokumentert hypotese hos blant annet smågagnere og brunbjørn, men i langt mindre grad hos hjortedyr. I følge denne hypotesen vil færre dyr trekke ved økende tetthet fordi terrenget i større grad er fylt opp med dyr over større områder og at dyra dermed ikke finner «ledige» områder innen rimelig avstand.

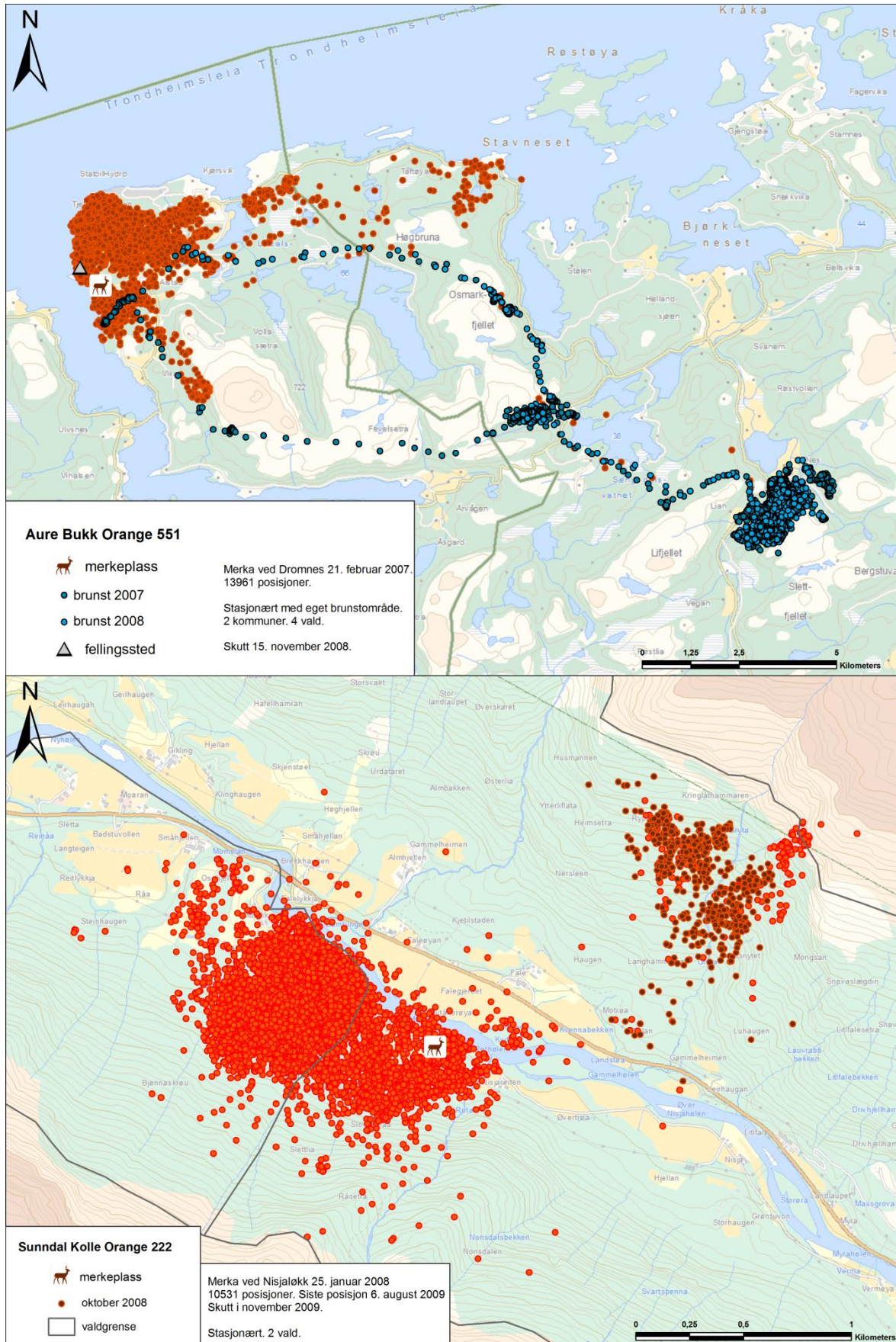
Predasjonsrisiko-hypotesen: Det å trekke til høyereliggende strøk for kalving, en periode der dyr og deres avkom er spesielt utsatt for rovdyrangrep, kan være en egenskap som har utviklet seg i evolusjonens tid i sameksistens med store rovdyr. På lik linje kan hjortens flokkatferd om vinteren være en evolusjonær strategi til å minke sannsynlighet for at enkeltindivider blir tatt av rovdyr. Antipredator-hypotesen er ikke mulig å teste med dataene vi har samlet inn med hjelp av GPS fordi vi forventer at slike egenskaper har blitt gjenværende i hjorten til tross for at ulv, gaupe og bjørn har blitt utryddet langs vestkysten.

Resultater fra GPS merking av hjort i flere områder

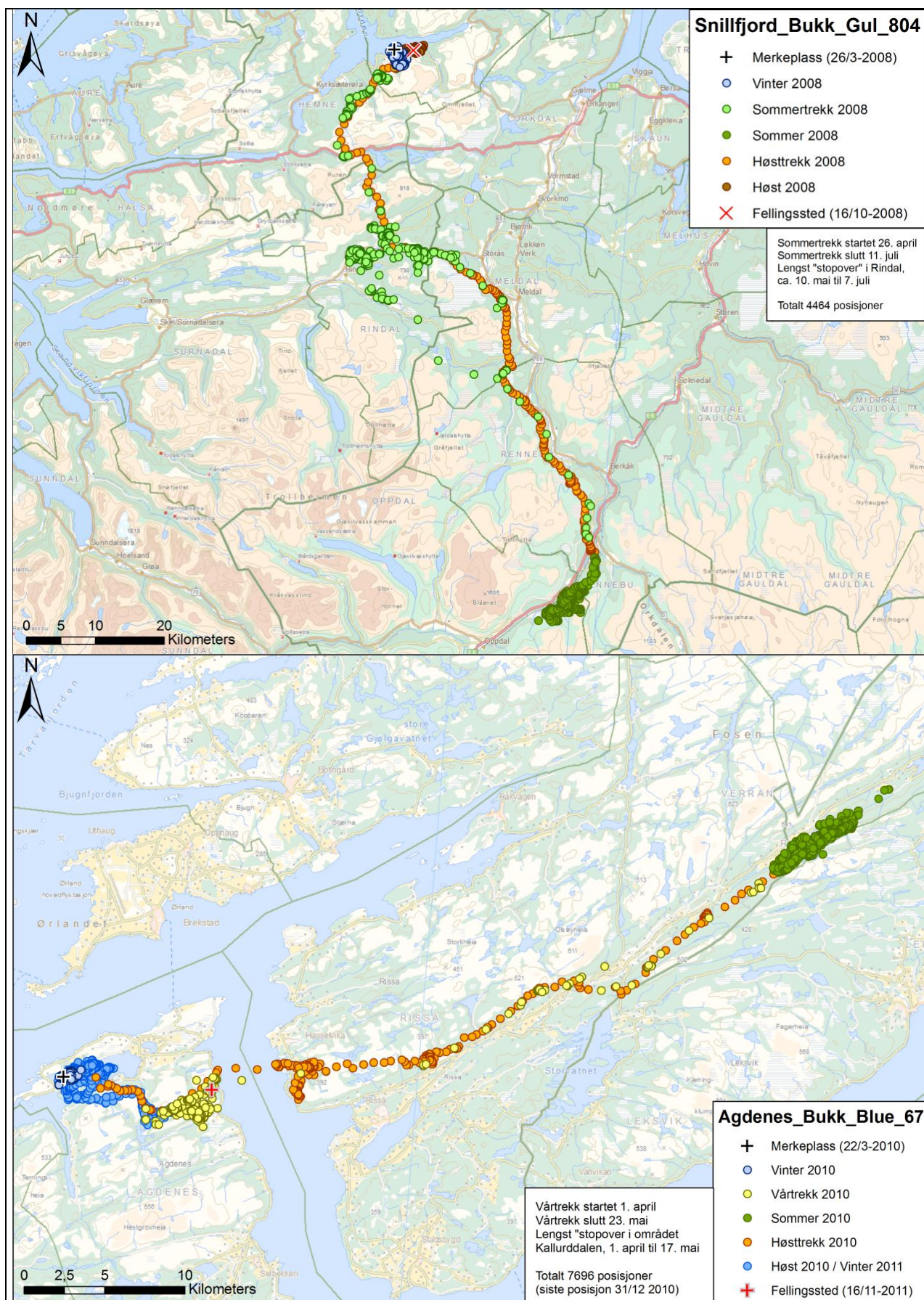
Som en del av HjordAreal (flere regionale merkeprosjekter) ble det kartlagt trekkmønsteret til 141 hjortekoller fordelt over 7 fylker (Sør-Trøndelag, Møre & Romsdal, Sogn og Fjordane, Hordaland, Rogaland, Buskerud og Hedmark). Det var stor forskjell i andel individer som trakk i de ulike områdene. Andelen koller som trakk varierte fra 38 % i Hordaland til 100 % i Hedmark, med de andre områdene i mellom disse. Sommerområdene lå høyere enn vinterområdene i alle fylkene.

Men hvilke av hypotesene kan best forklare forskjellen i trekk mellom norske hjortebestander? For det første var det flere dyr som trakk når tilgjengeligheten av høyereliggende områder på landskapskala (innen en kommune) økte. I kombinasjon med at trekket følger høydegradienten støtter dette plantefenologihypotesen. Men vi må inn med flere alternative faktorer for å forklare alle mønstrene. Både lengden på trekket og andel trekkdyr gikk ned ved økende bestandstetthet. Dette støtter hypotesen om at trekket kan hemmes av sosiale forhold mellom individene. Til nå har man antatt at hver hjort kan bevege seg fritt i terrenget relativt upåvirket av andre individer, men det er sannsynlig at man tidligere har undervurdert sosiale forhold mellom dyra. Mønsteret kan skyldes at unge koller har vanskeligere for å etablere seg utenfor leveområdet til moren ved økende bestandstetthet. Det å trekke mellom vinter- og sommerområder er en fleksibel strategi for dyra og det er vist fra amerikanske studier at 20 % av avkommet til stasjonære dyr begynte å trekke. Avkommet fra trekkende mødre kan derfor i større grad bli stasjonære i områder med høy tetthet. Resultatene kan tyde på at vi må revurdere betydningen av sosiale barrierer for hjortens bevegelser og trekk. Det ble også funnet delvis støtte for konkurransehypotesen fordi høsttrekket var i snitt noe utsatt i områder med høy tetthet. Derimot trakk færre dyr ved økende tetthet og vinterområdene lå ved lavere høyde over havet ved høy enn ved lav tetthet, resultater som strider i mot konkurransehypotesen. At vinterområdene lå lavest ved høy tetthet kan skyldes utstrakt bruk av innmark og foringsplasser (som hovedsakelig ligger lavt i terrenget) i høytetthetskommuner. En usikkerhet med studiet vårt er tetthetsmålet vi bruker (antall skutte dyr per tellende areal per kommune og år). Tetthet blir dermed en sammenblandet tid-rom effekt og vi mangler også informasjon om habitatkvalitet som er viktig for å vurdere beitekonkurranse.

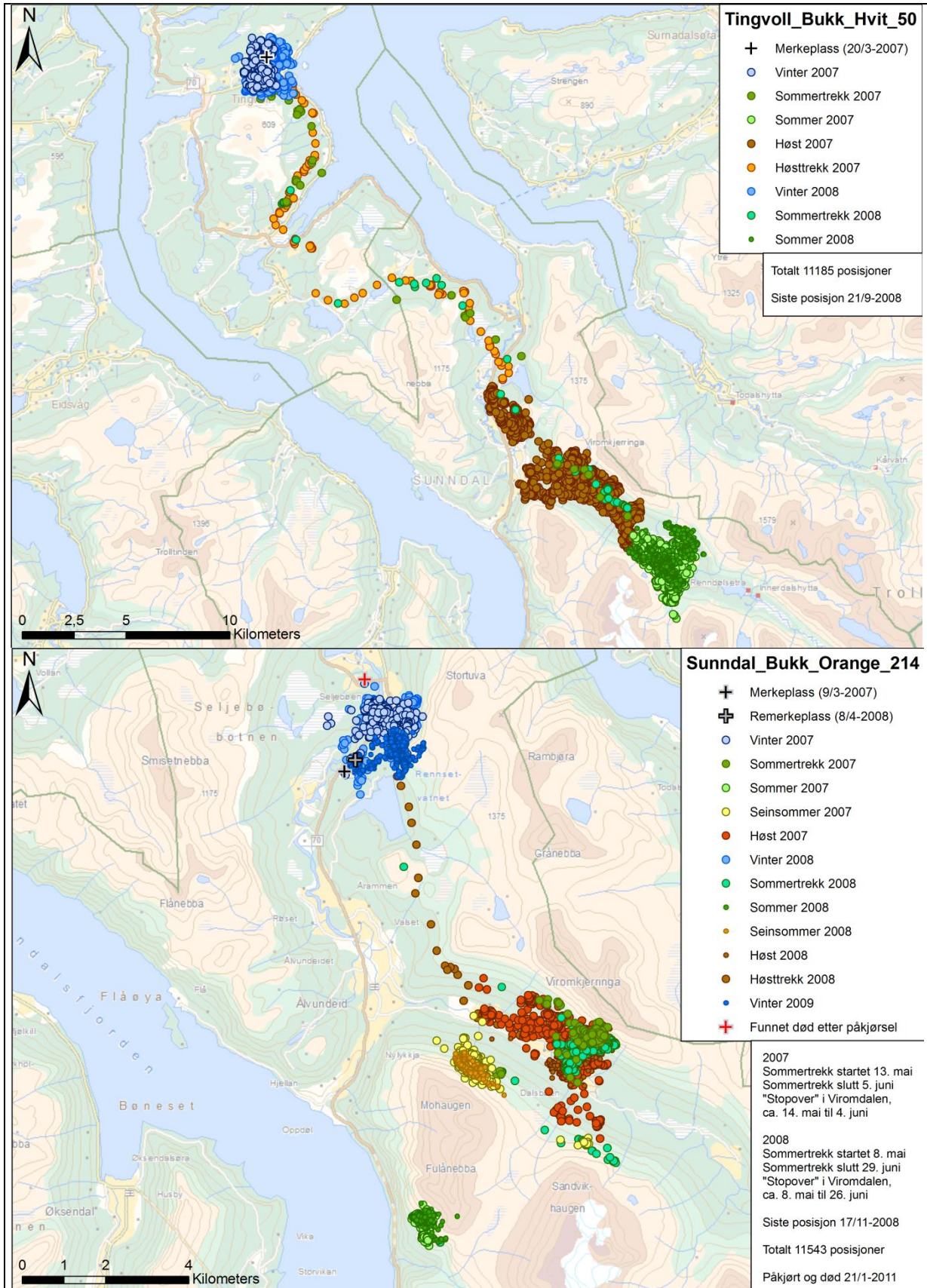
Referanser: Mysterud *et al.* 2011b.



Figur 14. Kartene viser to stasjonære hjorter med brunsttrekk om høsten.



Figur 15. Kartene viser to trekkende hjorter med «stoppområder» i løpet av vårtrekket.



Figur 16. Kartene viser to trekkende hjorter med «stoppområder» på høsttrekket.

4.1.2 Trekkdistanser

For alle dyra definert som trekkdyr var trekkdistansen i gjennomsnitt 30,6 km for alle åra sett under ett (tabell 5). Det var imidlertid noen dyr som hadde veldig lange trekk og som dro opp gjennomsnittet veldig mye. Median distanse (20,0 km) var dermed en del lavere enn gjennomsnittet (tabell 5). Spesielt ett dyr trakk veldig mye lengre enn andre dyr (Meldal_bukk_rød_224) og viss man holder denne utenfor så ble gjennomsnittet 27,5 km. Bukkende hadde signifikant lengre trekkdistanse enn kollene (GLM; $\beta=19,2$, $p=0,02$). Blant kollene var gjennomsnittlig trekkdistanse 22,3 km, mens median distanse var 15,2 km (tabell 5). For bukkene var gjennomsnittlig trekkdistanse 40,1 km, mens snittet var 33,6 km uten den ene bukken merka i 2010 i Meldal (tabell 5). Median distanse var en god del lavere (25,0 km) og forteller at det er enkelte dyr som trekker vesentlig opp gjennomsnittet og at materialet var forskjøvet mot kortere trekkdistanser enn snittet for begge kjønn.

Variasjonen i trekkdistanse var imidlertid betydelig innen hvert kjønn (figur 17). Av kollene var det 34,1 % som trakk mindre enn 10 km i luftlinje mellom vinter og sommerområdet (18,2 % trakk mindre enn 7 km), mens 26,3 % av bukkene trakk mindre enn 10 km (15,8 % trakk mindre enn 7 km) (figur 18a). 36,4 % av kollene trakk mellom 10 og 30 km, mens den tilsvarende prosenten blant bukkene var 31,6. Andelen som trakk over 50 km var henholdsvis 12,4 % blant kollene og 26,3 % av bukkene. Det lengste trekket blant kollene var 73,9 km i luftlinje. Dette var en kolle fra Rennebu som trakk sørover til Alvdal. Det lengste registrerte trekket blant bukkene var hele 278,4 km (figur 17). Dette var en bukk merka i Meldal, som trakk sørover og et godt stykke inn på svensk side, sør-øst for Røros. Siden dette var en ung bukk så er den sannsynligvis ikke representativ for vanlige sesongtrekk, men heller en utforskning av landskapet fra et ungt dyr. Det lengste trekket blant de voksne bukkene stod en bukk fra Halså for som trakk 100,8 km til Midtre - Gauldal kommune.

Det var også en betydelig variasjon i gjennomsnitt trekkdistanse mellom ulike kommuner (figur 18b). Siden den individuelle variasjonen var så stor innen en kommune, så er det ikke veldig overraskende av variasjonen mellom kommunene også var betydelig. Forskjellene i trekkdistanse mellom koller og bukker varierte også betydelig mellom kommunene og det var ingen sammenheng mellom gjennomsnitt trekkdistanse for koller og bukker på kommunenivå ($r=0,17$ $p=0,55$). Man ville kanskje forvente en slik sammenheng siden det var en sammenheng mellom andelen av trekkende koller og bukker i hver kommune. Trekkdistansen (blant de trekkende) var heller ikke direkte relatert til andel trekkdyr i hver kommune samla sett (GLM; $\beta=0,10$, $p=0,17$). For bukkene var det imidlertid en viss sammenheng mellom trekkdistansen (blant trekkende) og andel trekkdyr; distansen øker noe med andelen bukker som trekker i kommunen (GLM: $\beta=0,66$, $p=0,082$). Denne sammenhengen fant vi imidlertid ikke hos kollene (GLM; $\beta=0,105$, $p=0,33$). Hvis man inkluderte alle dyr, både trekkende og stasjonære, så var det en positiv sammenheng mellom trekkdistanse og andel trekkdyr samla sett (GLM; $\beta=0,41$, $p<0,001$), og for både koller (GLM; $\beta=0,26$, $p<0,001$) og bukker (GLM; $\beta=0,62$, $p=0,002$) isolert sett. Dette forklarer imidlertid i stor grad variasjon i andel trekkdyr og ikke variasjon i trekkdistanse for trekkende dyr.

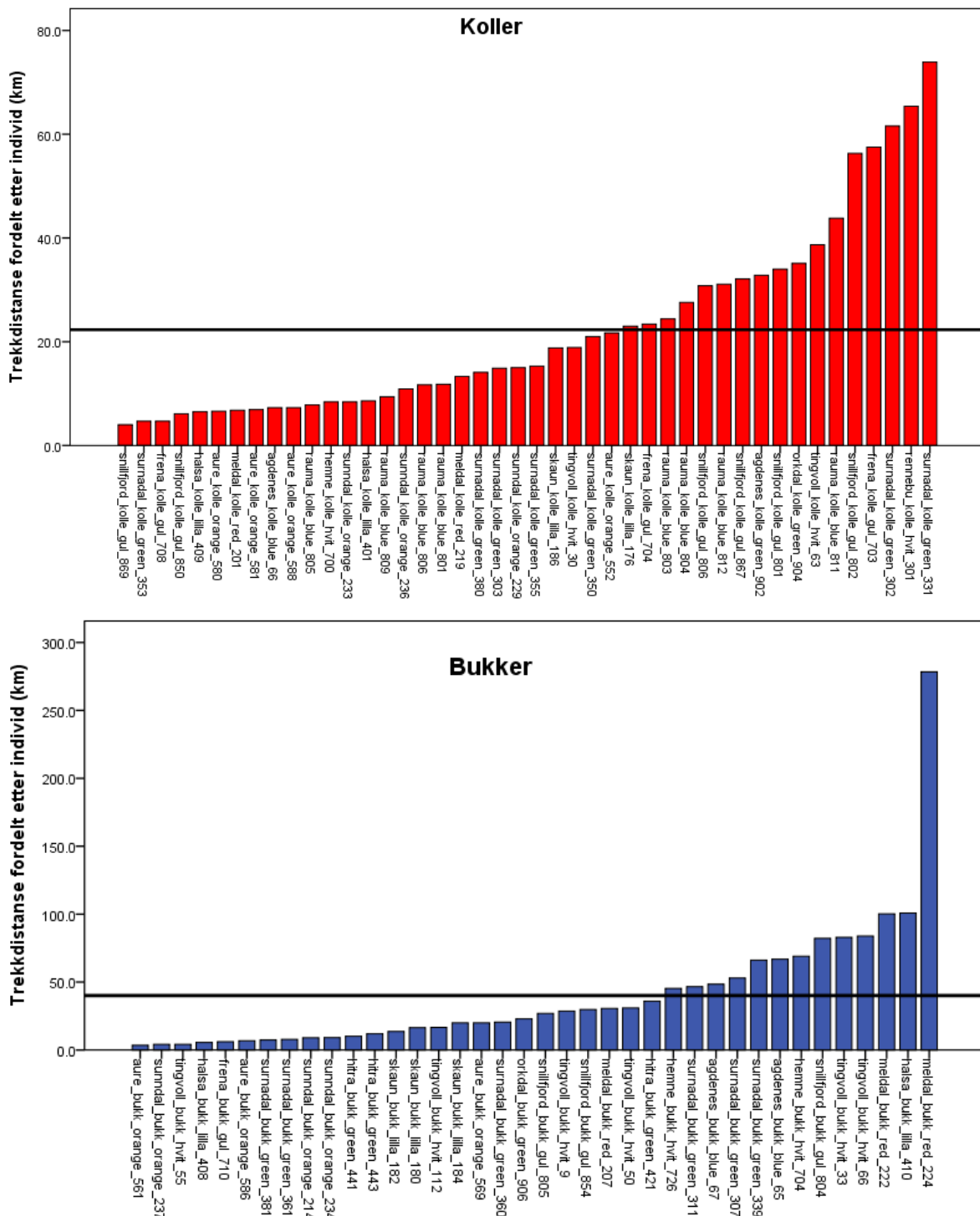
For alle dyr sett under ett (både de som ble definert som trekkdyr og stasjonære dyr) så gikk trekkdistansen ned med økende tetthet i bestanden (GLM; $\beta=-2,42$, $p=0,017$), mens trekkdistansen økte med økende andel høyereliggende områder (topografi) (GLM: $\beta=10,36$, $p=0,01$). Dette er faktorer som ble målt på landskapsnivå og som man dermed forventer slår ut på større skala.

Trekkdistansen var kortere for hjort som ble merka på øyer enn i områder som ble definert som kyst og innlandsstrøk (figur 19, GLM; $F=5,45$, $p=0,005$). Dette gjald for begge kjønn. Det var ingen forskjeller i trekkdistanse mellom kystdyr og innlandsdyr, og fordeling i trekkdistanse temmelig lik. De aller fleste dyra som ble merka på øyer holdt seg der hele året. Alle dyra på Hitra, Smøla, og Kristiansund gjorde det. Unntaket var et par dyr merka på Ertvågøya i Aure kommune, hvor ei kolle og en bukk forlot øya i løpet av sommeren. Kolla svømte over til fastlandet i Halså kommune, mens bukken interessant nok svømte over to fjorder til Tustna i Aure kommune (figur 20).

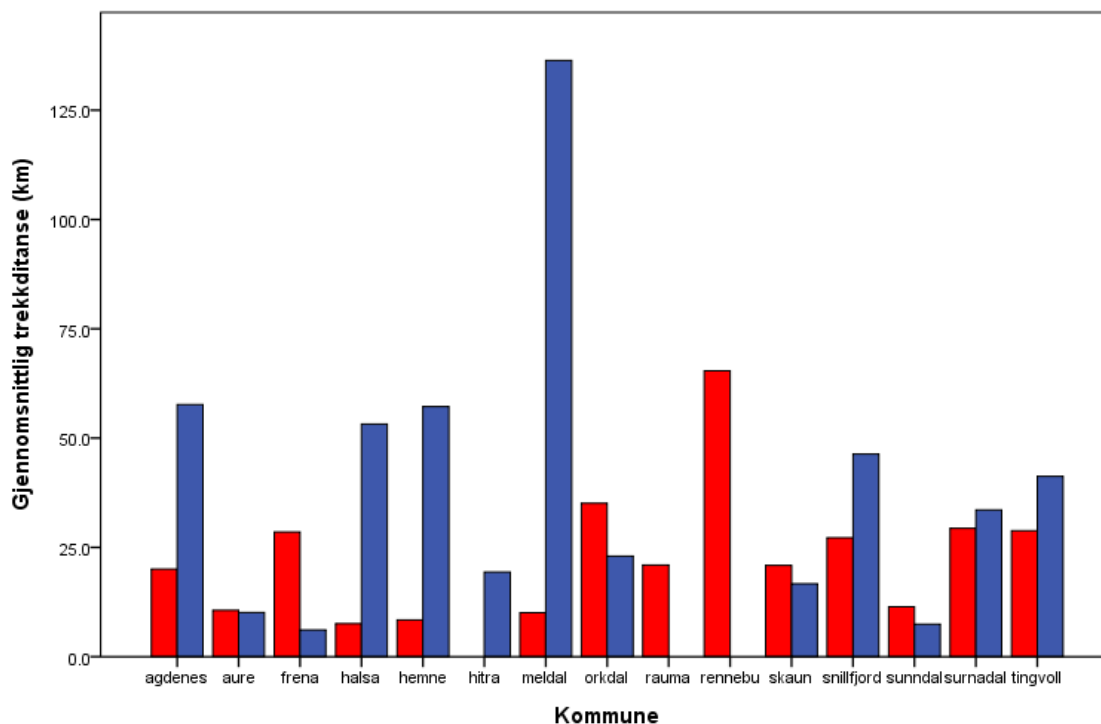
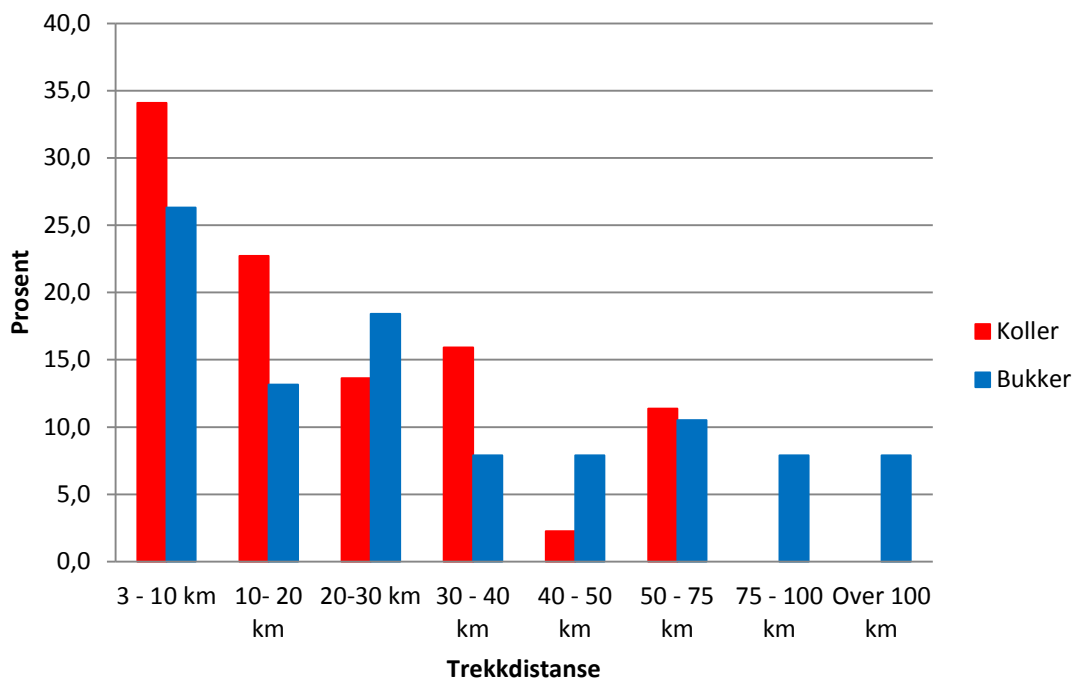
I figur 21 til 25 er det vist trekkemønster for en del hjorter av begge kjønn.

Tabell 5. Gjennomsnittlig trekkdistanse (fra vinter til sommerområde) for alle dyr definert som trekkdyr. Hvert dyr ble kun inkludert i ett år og verdiene gjelder alle år sett under ett.

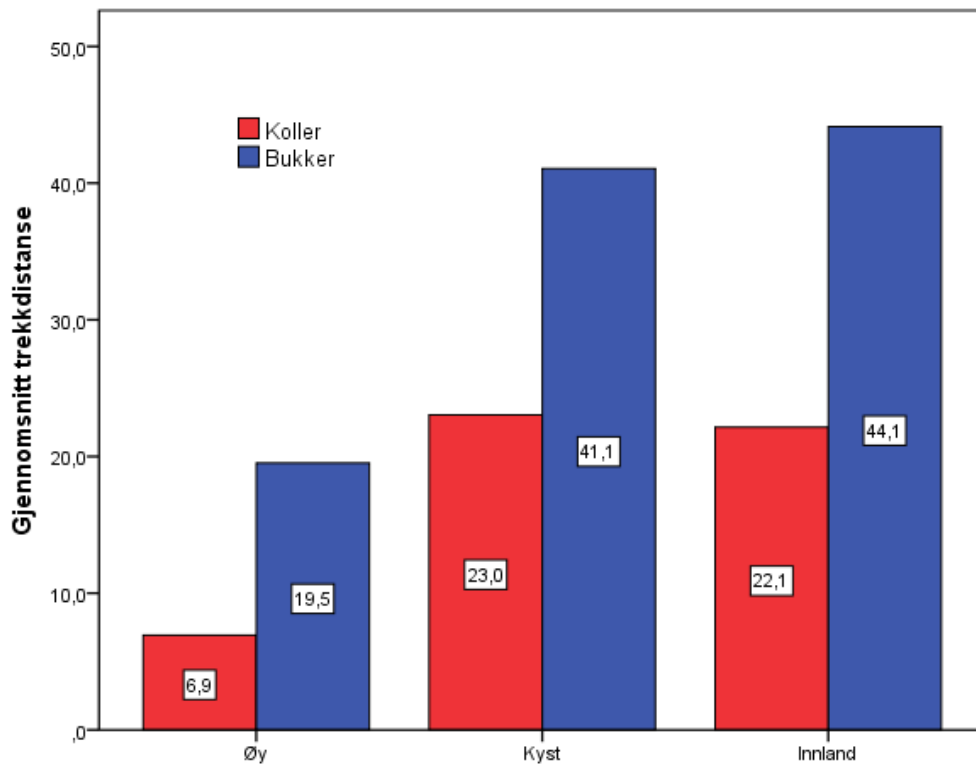
| | Gjennomsnitt (km) | Sd. | Median (km) | Min (km) | Maks (km) | n |
|--------|----------------------|-------|----------------|----------|-----------|----|
| Koller | 22,3 | 18,14 | 15,2 | 4,0 | 73,9 | 44 |
| Bukker | 40,1 | 49,08 | 25,0 | 3,5 | 278,4 | 38 |
| Begge | 30,6 | 36,81 | 20,0 | 3,5 | 278,4 | 82 |



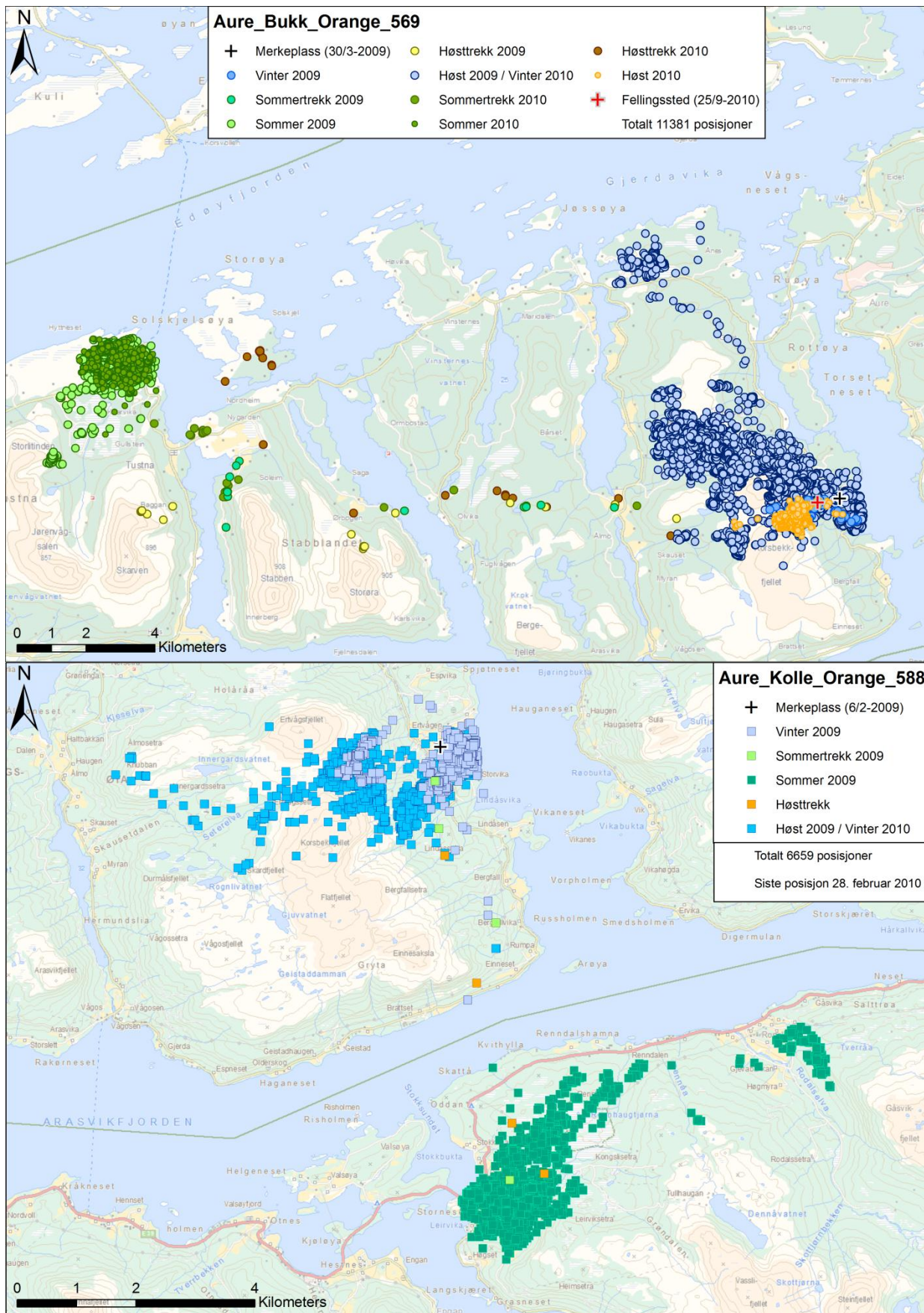
Figur 17. Trektdistanse fordelt etter individ for koller (øverst, røde søyler) og bukker (nederst, blå søyler). Referanselinjene viser gjennomsnittlig trekkdistanse for alle dyra for hvert kjønn.



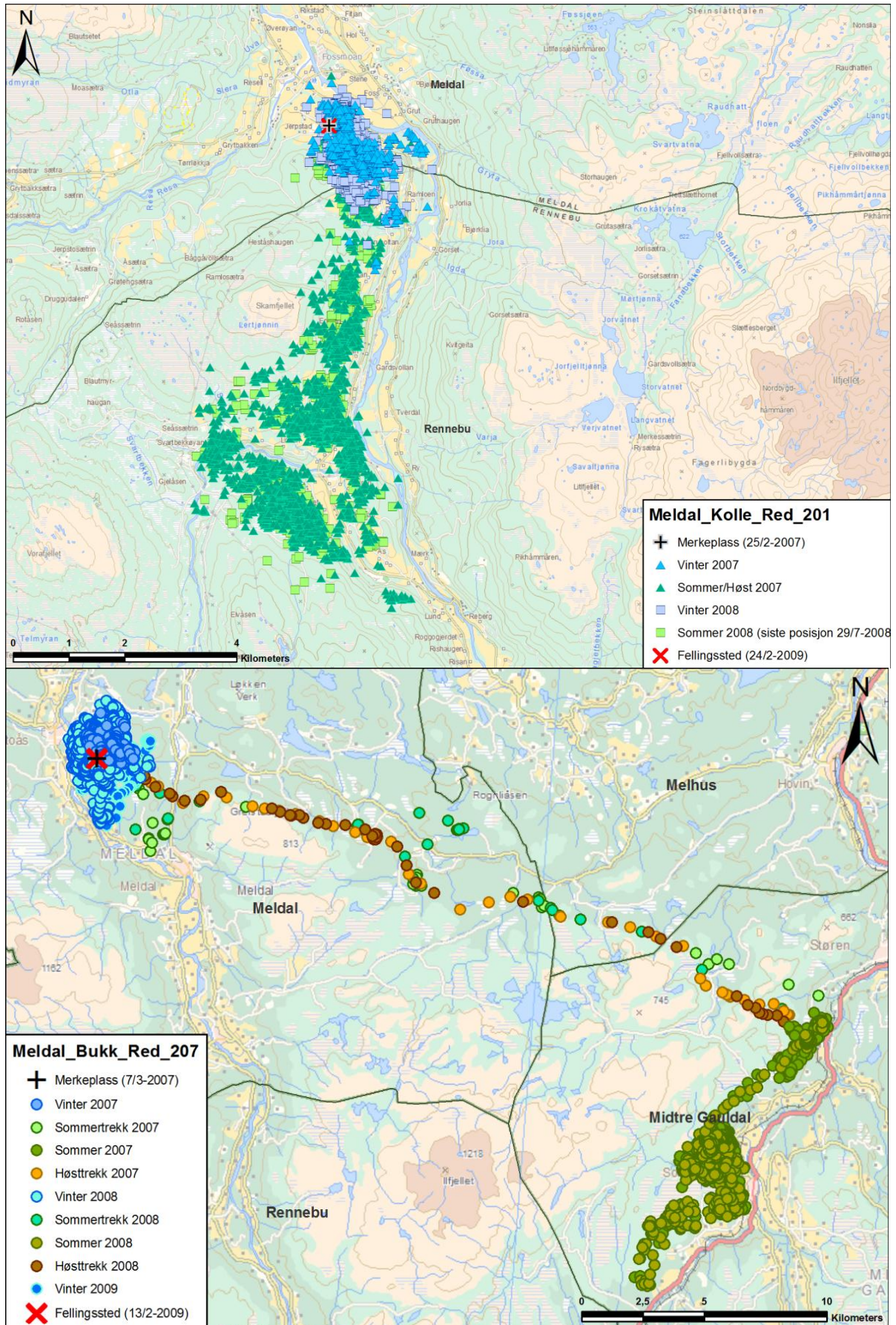
Figur 18. (a) Prosentvis fordeling av trekkdyr fordelt etter trekkdistanse (luftlinje mellom vinter og sommerområde). Fordelingen angir antall dyr for intervallene 3-10 km, 10-20 km, 20-30 km, 30-40 km, 40-50 km, 50- 75 km, 75 - 100 km og over 100 km. Koller er angitt med røde stolper og bukker med blå stolper. (b) Gjennomsnittlig trekkdistanse (km i luftlinje) mellom vinter og sommerområde for trekkdyr fordelt etter kommune og kjønn (koller; røde stolper, bukker; blå stolper).



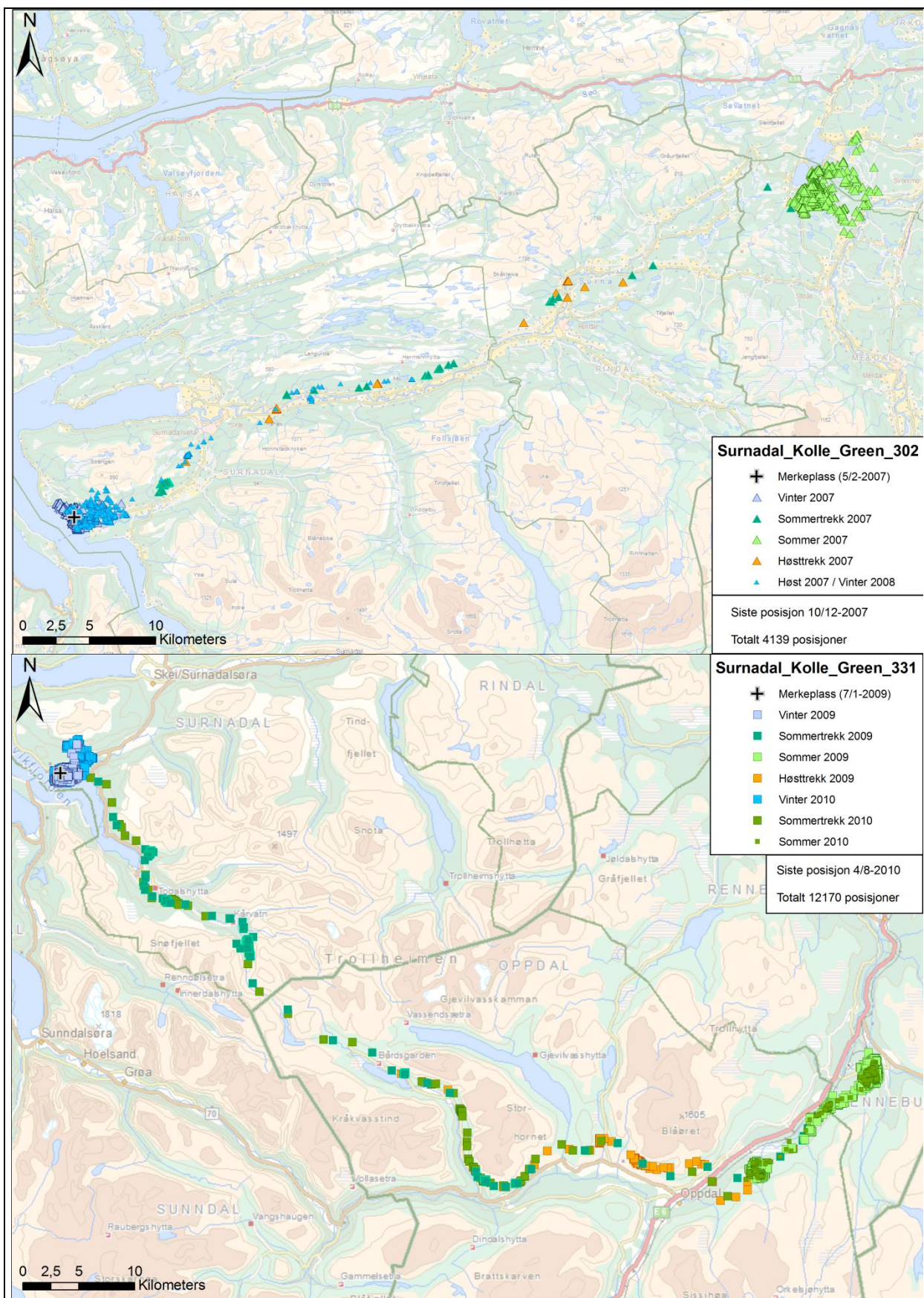
Figur 19. Gjennomsnittlig trekkdistanse (km i luftlinje) mellom vinter og sommerområde for trekkdyr fordelt etter øy- kyst- og innlandskommuner og kjønn (koller; røde stolper, bukker; blå stolper).



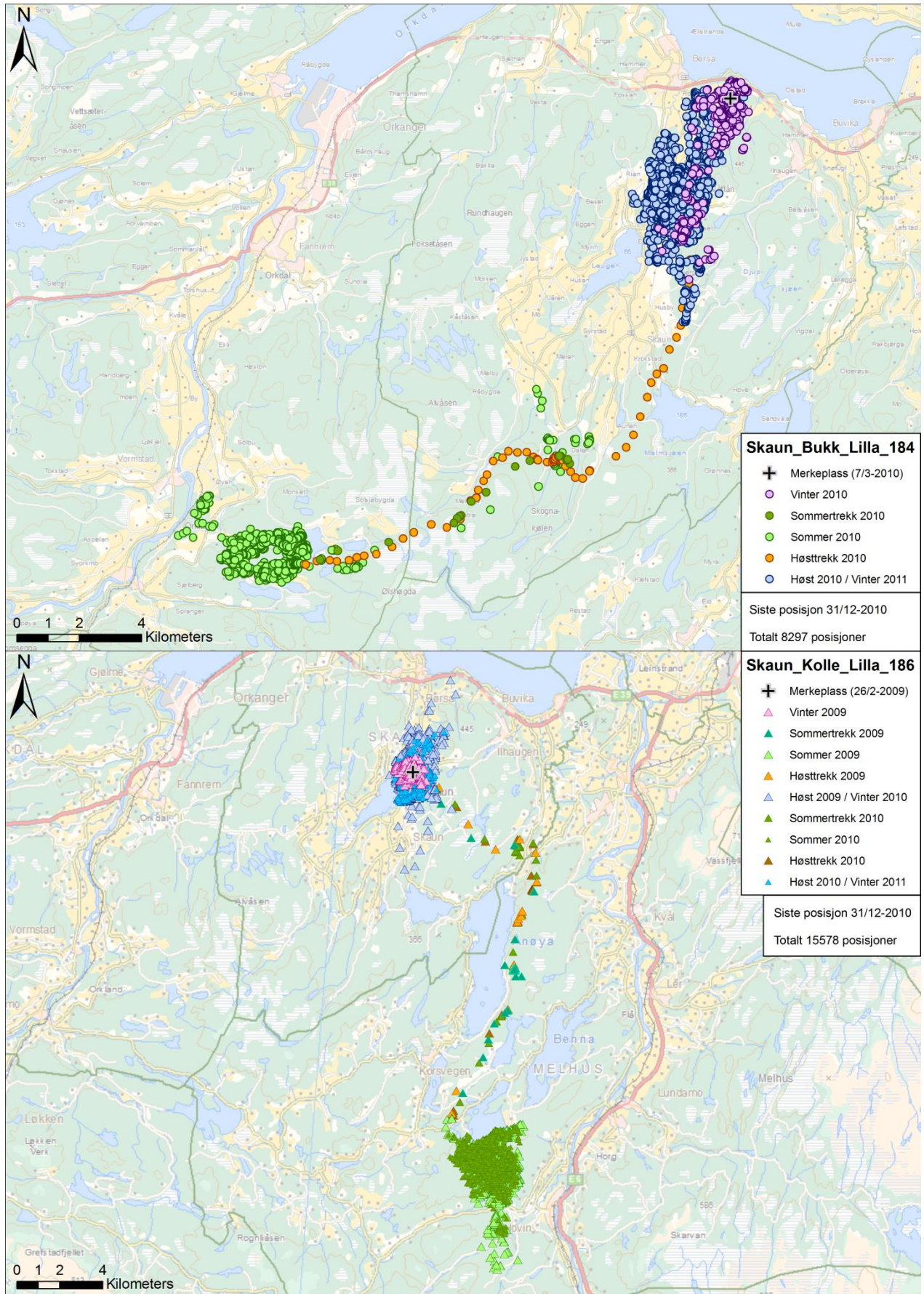
Figur 20. Kartene viser to trekkende hjorter fra Ervågøya i Aure kommune som svømte over to ulike fjorder.



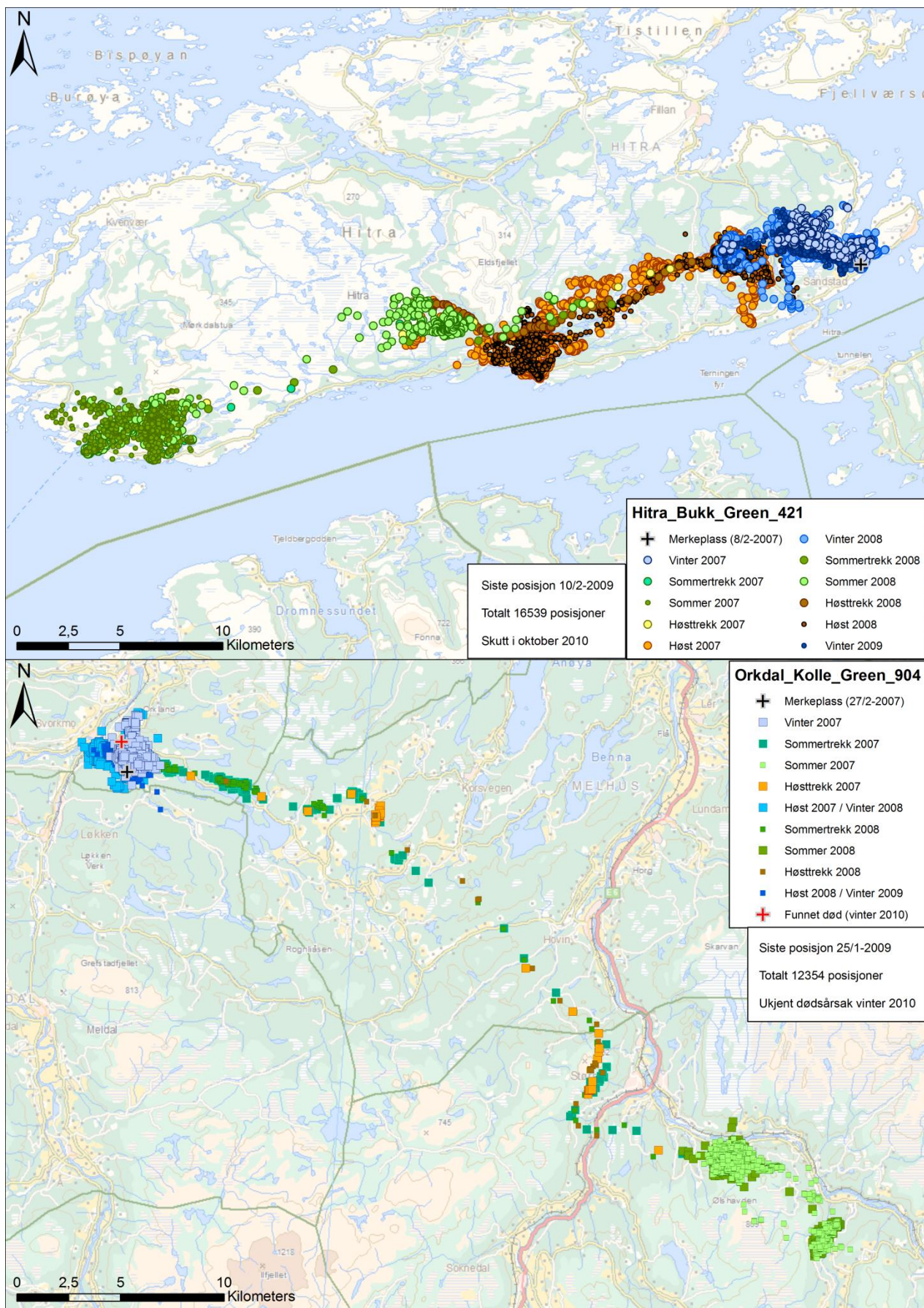
Figur 21. Kartene viser to trekkende hjorter fra Meldal.



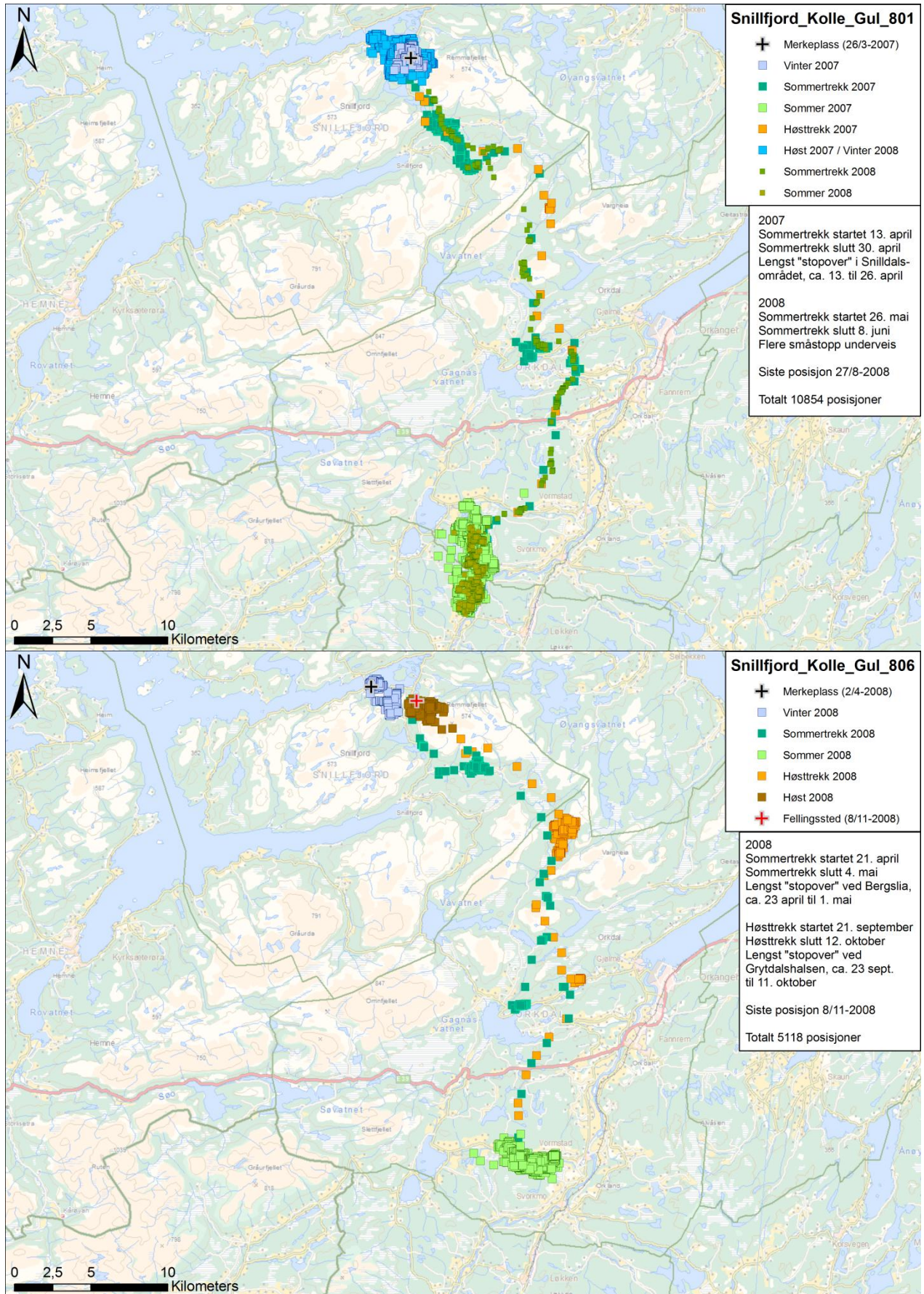
Figur 22. Kartene viser to trekkende hjorter fra Surnadal kommune.



Figur 23. Kartene viser to trekkende hjorter fra Skaun kommune.



Figur 24. Kartene viser to trekkende hjorter, en bukk fra Hitra og ei kolle fra Orkdal.



Figur 25. Kartene viser to trekkende koller fra Snillfjord.

4.1.3 Trekketidspunkt og varighet på trekkene

Totalt hadde vi mulighet til å følge 116 individer på vårtrekket og 89 på høsttrekket totalt for alle år. Av disse kunne vi følge 63 koller og 53 bukker på vårtrekket, og henholdsvis 48 koller og 41 bukker på høsttrekket. Fordelt etter år kunne vi følge 24 dyr på vårtrekket i 2007, 32 i 2008, 26 i 2009 og 34 i 2010, mens på høsttrekket hadde vi mulighet til å følge 23 dyr i 2007, 20 i 2008, 19 i 2009 og 27 i 2010. Vi ekskluderte en bukk i åra 2009 og 2010, selv om den ble definert som trekkdyr. Grunnen var at den utpå trakk sommeren til et brunstområde og ble definert som trekkdyr selv om det ikke var et typisk vårtrekk.

4.1.3.1 Vårtrekket

Vårtrekket starta i gjennomsnitt den 2. mai (median dato 30. april) sett over alle år og for begge kjønn. 2. mai var også snittet for både kollene og bukkene (median 2. mai for koller og 30. april for bukker). Det var da heller ingen statistiske forskjeller mellom kjønnene i startdato for vårtrekket (GLM; $\beta=0,042$, $p=0,99$). Startdato for trekket varierte imidlertid signifikant mellom år (GLM; $F=5,1$, $p=0,002$). Trekket starta i snitt henholdsvis 10 og 14 dager tidligere i 2008 og 2009 enn i 2010, mens i 2007 starta det 7 dager tidligere. Kontrollert for andre variabler (bestandstetthet, topografi, trekkdistanse og antall dager brukt på trekket) så starta trekket signifikant seinere i 2010 enn i de tre forutgående åra, mens det ikke var noen signifikant forskjell mellom de tre år første åra (figur 26, øverst). Hva som kan være årsaken til dette har vi ikke hatt mulighet til å teste her. Det er imidlertid på det rene at vinteren 2010 var lang og snørik, og våren kom seint og var kald. Siden timingen av trekket er tett knytta vegetasjonens utvikling (Mysterud et al. 2001, Bishof et al. in press), er det logisk at en sein vår kan føre til at trekket i slike år blir seinere. Den lange og snørike vinteren i 2010 kan også ha ført til at dyra var i dårligere kondisjon enn i de forutgående åra, og at hjorten dermed trengte noe mer tid på å gjenvinne kondisjonen og at flere av dyra dermed ventet noen dager ekstra før de trakk. Det viste seg også at vårtrekket starta noe seinere i kommuner med høy bestandstetthet (GLM; $\beta=-0,565$, $p=0,034$), noe som kan understøtte at dyra trenger å gjenvinne noe av kondisjonen før de trekker (vektene er jo gjerne lavere i områder med høy bestandstetthet). Topografi viste seg ikke å ha noen effekt på starten av trekket (GLM; $\beta=-7,26$, $p=0,17$).

Det var imidlertid en god del variasjon mellom individene innen hvert enkelt år i for starten av vårtrekket. De første dyra starta allerede rundt 1. april, mens de siste etternølerne først kom seg av gårde i midten av juni (tabell 7, figur 26 midten). Alle åra sett under ett så starta om lag 75 % av dyra trekket i perioden 20. april til 20. mai, og fordelingen var i all hovedsak lik mellom kjønnene. Variasjonen i startdato var ikke like stor hvert år, men variasjonen mellom kjønnene innen år var rimelig like store.

Hjorten brukte i gjennomsnitt 10 dager på vårtrekket. De fleste dyra brukte relativt kort tid på trekket, og median antall dager var 5. 45,6 % av dyra brukte 3 dager eller mindre, mens 80 % av dyra brukte inntil 14 dager eller mindre. 8,8 % av dyra brukte mer enn 30 dager på vårtrekket og lengst registrert antall dager var 75. Det viste seg at jo lengre tid dyra brukte på vårtrekket, jo tidligere starta de (GLM; $\beta=-0,444$, $p=0,001$). Det var også slik at jo lengre trekket var, jo lengre tid brukte dyra på trekket ($r=0,71$, $p<0,001$), selv om det også her var noe variasjon mellom individene. Flere av de som trakk lengst hadde kortere eller lengre stopp underveis i vårtrekket, selv om dette ikke var en regel. Det var imidlertid ingen direkte sammenheng mellom tidspunktet for start på vårtrekket og lengden på trekket (GLM; $\beta=0,089$, $p=0,24$).

Bukkene brukte i gjennomsnitt 13,5 dager (median 8 dager) på trekket, mens kollene i snitt brukt 7,5 dager (median 3 dager). I all hovedsak skyldes dette at bukkene i snitt trakk lengre enn kollene. Men hvis dyr av ulike kjønn trakk like lagt, så var det ingen forskjell i tida brukt på trekket. Blant kollene var det 50,8 % som gjennomførte trekket på 3 dager eller mindre og 90,5 % av alle kollene gjennomførte trekket på 16 dager eller mindre. Av bukkene brukte 39,2 % 3 dager eller mindre, mens 25 % av bukkene brukte over 20 dager på trekket (figur 26 nederst). Hverken bestandstetthet eller topografi forklarte noe av variasjonen i varighet på vårtrekket. Innen 1. juni så hadde omlag 90 % av dyra gjennomført vårtrekket, som var likt for begge kjønn.

4.1.3.2 Høsttrekket

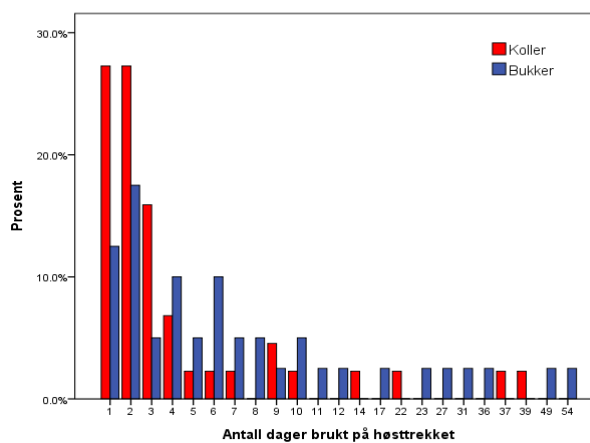
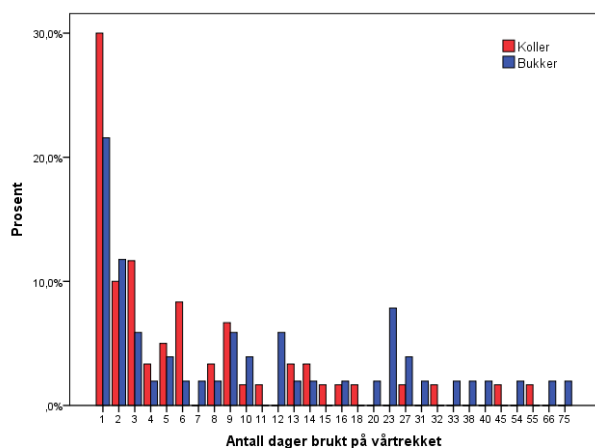
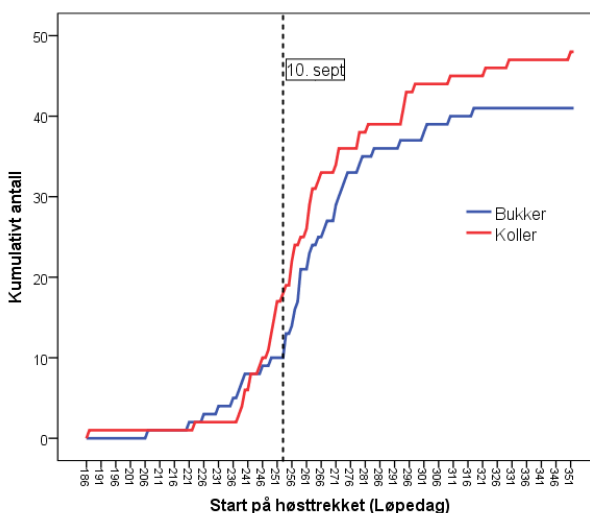
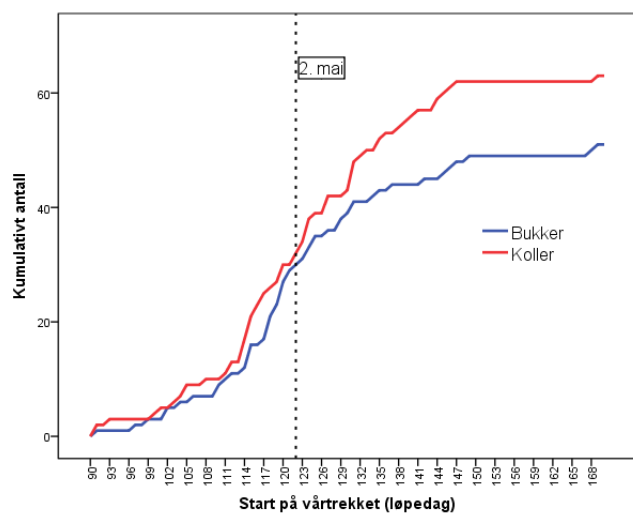
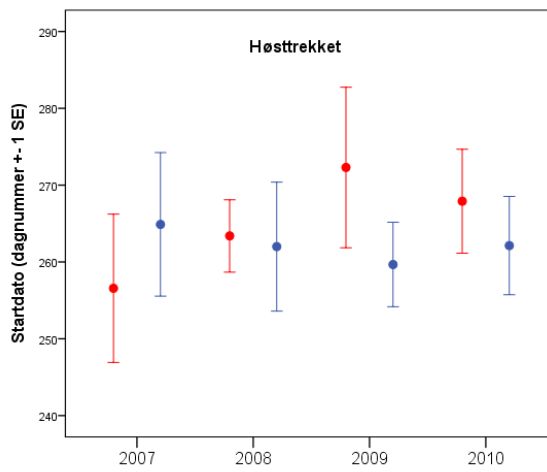
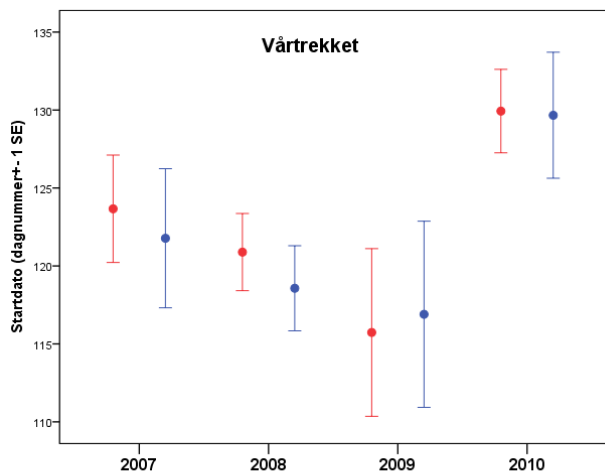
Høsttrekket starta i gjennomsnitt den 20. september (median dato, 16. september) alle år og begge kjønn under ett. Bukkene starta i snitt den 19. september og kollene den 21. september, og statistisk sett var det ingen forskjeller mellom kjønn (GLM: $\beta=0,11$, $p=0,99$). Siden noen få dyr trakk vesentlig seinere enn snittet, så var median dato noe tidligere for begge kjønn (bukker 16. september og koller 15. september). Starten for høsttrekket var ikke forskjellig mellom åra i studieperioden statistisk sett (GLM; $F=0,34$, $p=0,8$), selv om det var noe variasjon mellom åra (figur 26 øverst). Høsttrekket startet i snitt tidligst i 2007 for kollene og i 2009 for bukkene, henholdsvis den 13. og 17. september. I 2009 starta kollene i snitt 15 dager seinere enn i 2007, men på grunn av den betydelige variasjonen mellom individene (og et begrensa antall individer) var dette ikke en statistisk sikker forskjell (GLM; $F=0,67$, $p=0,57$). For bukkene var det mindre forskjell mellom åra og i løpet av de fire åra varierte gjennomsnittlig startdato for høsttrekket bare med 5 dager.

Som for starten på vårtrekket det imidlertid ganske stor individuell variasjon. De første dyra starta høsttrekket før 1. august, mens det siste registrerte dyret trakk den 17. desember (figur 26 midten). De som brukte lang tid på trekket starta tidligst (GLM; $\beta=-0,11$, $p=0,007$). Totalt sett starta 30,3 % av dyra trekket før 10. september - og henholdsvis 35,4 % av kollene og 24,4 % av bukkene. I løpet av første uka i jakta (10. -16. september) så starta ytterligere 14,6 % av kollene og 26,8 % av bukkene trekket. Det vil si at etter første jaktuka så hadde halvparten av hjorten starta trekket mot vinterområdene. Fram til brunsten startet for fullt (her definert til og med 2. oktober) så hadde 80,5 % av bukkene og 75 % av kollene starta høsttrekket. I løpet av høybrunsten så var det relativt få som trekk; 7,3 % av bukkene og 6,3 % av kollene trakk i løpet av perioden fra 3. oktober til 20. oktober. De resterende trakk til vinterområdet etter brunsten, med kun få unntak. Hverken bestandstetthet i merkekommunen (GLM, $-0,32$, $p=0,59$), topografi (GLM: $\beta=4,11$, $p=0,68$) eller trekkdistanse for høsttrekket (GLM: $\beta=0,08$, $p=0,63$) påvirket startdato for trekket.

Hjorten brukte i gjennomsnitt i overkant av 7 dager på høsttrekket. Det er imidlertid en klar forskyvning mot at hjorten brukte færre dager enn snittet og median antall dager var 3. Bukkene brukte i snitt 10 dager (median 5,5 dager), mens kollene gjorde unna trekket på 5 dager (median 2 dager) i snitt. Det var en klar tendens til at bukkene brukte lengre tid enn kollene på høsttrekket (glm, $\beta=4,67$, $p=0,06$), og dette hang sammen med lengre trekkdistanse for bukkene. Av alle trekkdyr brukte så mye som 53,6 % av dyra 3 dager eller mindre på høsttrekket, mens 19 % brukte 10 eller flere dager. Av kollene brukte 70,5 % 3 dager eller mindre på trekket, mens det tilsvarende tall blant bukkene var 35 %. Kun 9,1 % av kollene brukte flere enn 10 dager på trekket. Blant bukkene brukte 20 % lengre enn 10 dager på trekket (figur 26 nederst).

Dyra som brukte mer enn 18 dager på høsttrekket (6 bukker og 3 koller; 10,7 %) hadde gjerne kortere eller lengre stopp underveis før de kom til endelig vinterområde. Alle disse dyra starta trekket før 20. september. Det er grunn til å tro at slike stopp er assosiert med brunsten eller bruk av viktige beitehabitat.

Høsttrekket tok kortere tid enn vårtrekket, noe som også var en statistisk sikker forskjell (t-test; $t=2,03$, $p=0,046$). Det var imidlertid en korrelasjon mellom tid brukt på vårtrekket og høsttrekket, som vil si at individer som brukte lang tid på vårtrekket også gjorde det på høsttrekket ($r=0,43$, $p<0,001$).



Figur 26. Gjennomsnittlig startdato (± 1 S.E., løpedag 120=30. april, 260=17. september) for vårtrekket og høsttrekket for koller (rød) og bukker (blå) fordelt etter år (øverst). Kumulativt antall hjort fordelt etter startdato på vår- og høsttrekket etter kjønn. Den stiplede linja viser snittdato for vårtrekket og jaktstarten for høsttrekket (midten). Andel hjort (prosent) fordelt etter kjønn på vår- og høsttrekket (nederst).

4.1.4 En gang trekkhjort - alltid trekkhjort?

Er det slik at et trekk dyr alltid forblir ett trekkende dyr eller er det noen som endrer strategi? Ut i fra hypotesen (og resultatene) at bestandstettheten påvirker andelen trekkdyr, så kan man forvente at enkelte dyr endrer strategi i løpet av livet. Det kan både være at dyr som er stasjonære ett år trekker ett annet år eller at trekkende individer blir stasjonære.

For å kunne studere dette i detalj trenger man data for samme individ over flere sesonger, og helst å kunne følge dyr fra første leveår og til død. Dette hadde vi ikke mulighet til i Hjortmerk. Vi har imidlertid mulighet på å se om dyra endrer strategi fra ett år til neste. Vi har også mulighet til å se om dyra trekker tilbake til vinterområdet de hadde forrige år.

Vi hadde data for 48 dyr over minst to sesonger slik at vi hadde mulighet for å følge dyras arealbruk gjennom to år. Av disse var det 15 bukker og 33 koller. For ett dyr har vi sågar tre sesonger (Agdenes_bukk_blue_65). Alle dyra (100 %) ble klassifisert i samme strategi begge åra. Med andre ord, stasjonære dyr forble stasjonære og trekkende fortsatte å være det. Av bukkene ble 14 av 15 dyr klassifisert som trekkdyr og av kollene ble 19 av 33 klassifisert som trekkende. Av de 33 trekkdyra var det 32 dyr som gjennomførte det samme trekket begge åra. Kun ett dyr (Meldal_bukk_rød_222) gjennomført et trekk som var vesentlig annerledes andre året vi hadde data (figur 28). Første året trakk den 100,3 km, mens den det andre året gjennomførte ett trekk som var kun 3,8 km (men den ble fortsatt klassifisert som trekkende).

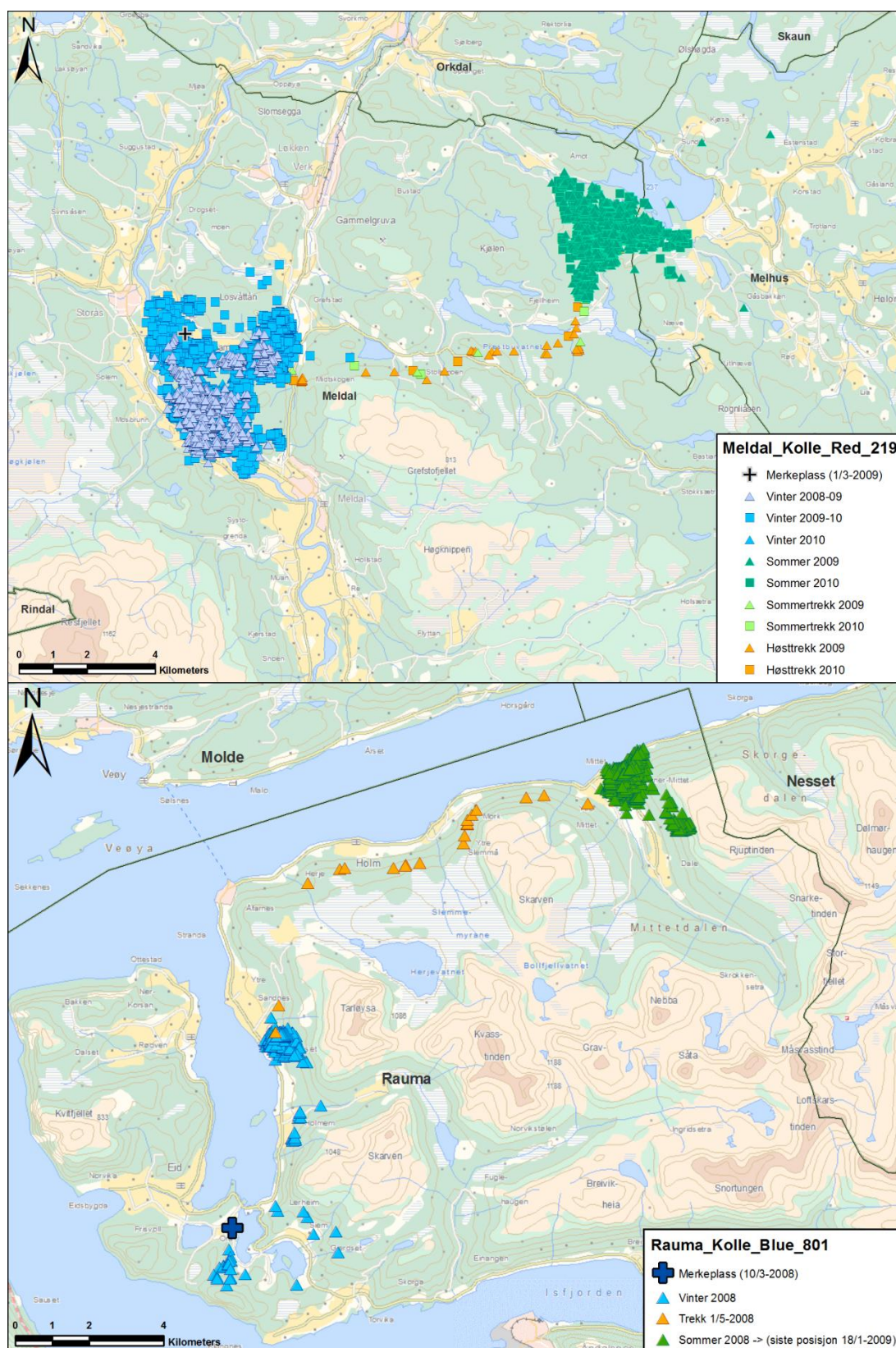
Det ble ikke gjennomført analyser av i hvor stor grad dyra hadde overlappende leveområder - pr sesong - i de to etterfølgende åra. Sett ut fra visuelle mønster er det likevel grunn til å anta at leveområdene både vinter og sommer i stort grad var overlappende fra ett år til det neste for de aller fleste dyra (eksempel figur 27 øverst). Av de totalt 89 dyra vi med sikkerhet kunne følge høsttrekket på var det kun 4 dyr (eller 4,5 %), to koller (eller 4,2 % av kollene) og to bukker (4,9 % av bukkene) som ikke hadde overlappende vinterområde med året før. Kollene var fra Rauma (Rauma_kolle_blue_801) og Fræna (Fræna_kolle_gul_705), mens bukkene var fra Meldal (Meldal_bukk_rød_222 og Meldal_bukk_rød_224) (figur 27 og 28). Rauma_kolle_blue_801 ble værende i sommerområdet i løpet av høsten og vinteren, og trakk ikke tilbake før halsbåndet svikta. Kolla ble gjenfanga i sommerområdet i april påfølgende vår og ble observert i sommerområdet flere ganger i løpet av vinteren. Disse to kollene og den ene bukken (Meldal_bukk_rød_224) var også de eneste eksemplene hvor dyr som gjennomførte et vårtrekk, ikke trakk tilbake igjen om høsten. Meldal_bukk_rød_222 flyttet vinterområdet fra Kvamsgjerdet ved Storås i Meldal kommune til Sætra/Spranget i Orkdal kommune. Avstanden mellom vinterområdene i de to påfølgende årene var 10,5 km (figur 28).

Det var god korrelasjon mellom trekkdistansen det første året sett mot det andre året ($r=0,71$, $p<0,001$, $n=33$), og spesielt blant kollene var denne sammenheng meget god ($r=0,99$, $p<0,001$, $n=19$). For bukkene var det også en sammenheng, men denne av ikke signifikant ($r=0,46$, $p=0,1$, $n=14$), men viss vi ser bort i fra den ene bukken fra Meldal (Meldal_bukk_rød_222) var også sammenhengen blant bukkene meget god ($r=0,99$, $p<0,001$, $n=13$).

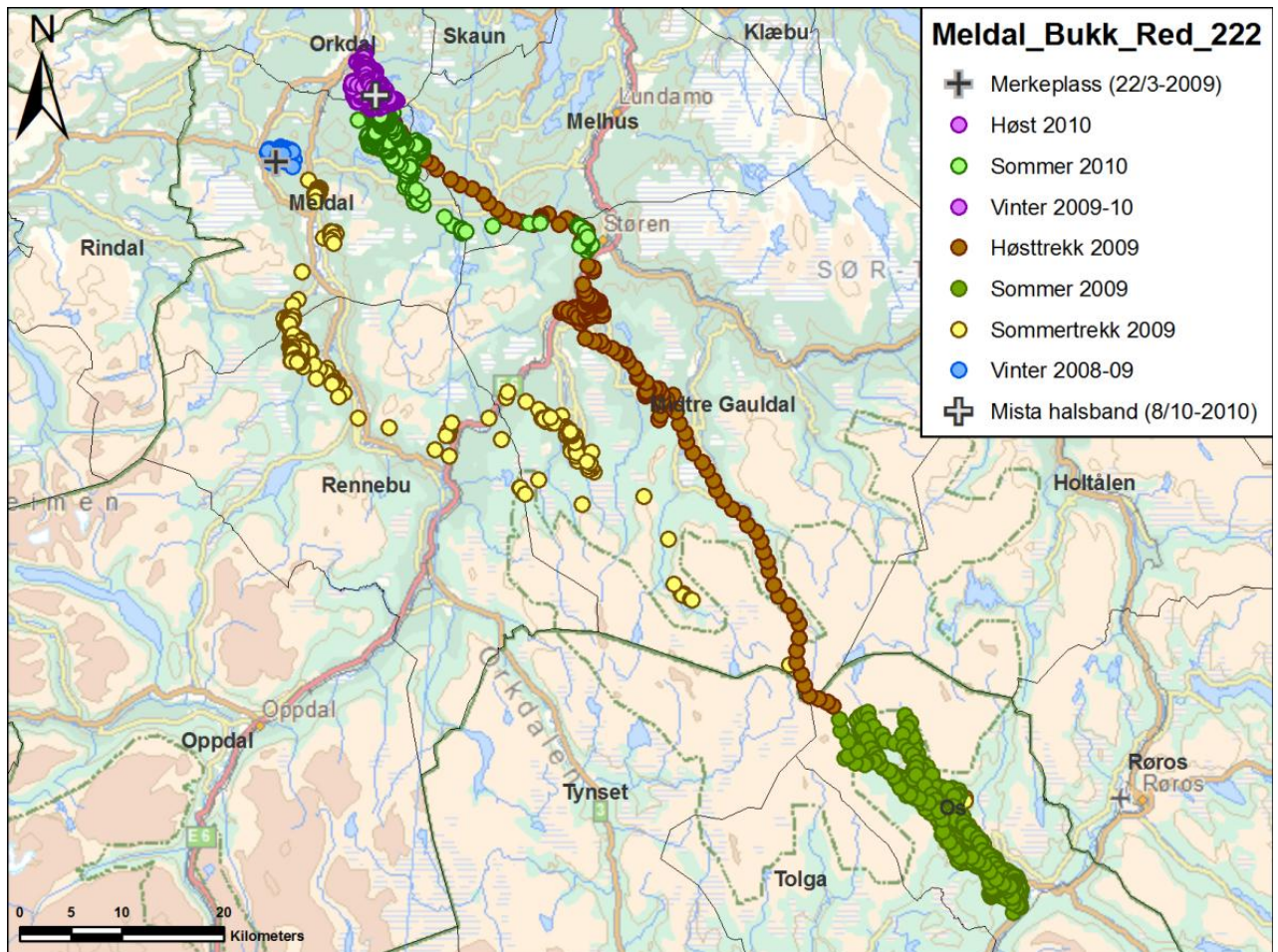
Når det gjelder startdato for vårtrekket så starta 39,4 % (13 av 33) av dyra trekket innen ± 4 dager sett mot forrige år. 15,2 % av dyra (5 av 33) starta trekket 5 eller flere dager tidligere, mens 45,5 % (15 av 33) starta trekket 5 eller flere dager seinere året etter. Det var to koller (10,5 %) som starta 9 dager eller tidligere andre året, mens så mange som 10 dyr (52,6 %) starta 9 dager eller seinere året etter. To av kollene starta faktisk vårtrekket om lag en måned seinere det andre året. Blant bukkene var det ett dyr (8 %) som starta mer enn ei uke tidligere, mens tre (23 %) starta mer enn 9 dager seinere. Det var imidlertid en sammenheng for tidspunkt for start av vårtrekket de to påfølgende åra; dyr som starta tidlig ett år gjorde det samme året etter ($r=0,81$, $p<0,001$, $n=33$). Sammenhengen var imidlertid klart best blant bukkene ($r=0,93$, $p<0,001$, $n=14$, kollene: $r=0,40$, $p=0,09$, $n=19$). Det var også en god sammenheng mellom åra i antall dager brukt på vårtrekket. Dette gjelder både begge kjønn sett under ett ($r=0,82$, $p<0,001$, $n=33$), og for kjønn separat (koller; $r=0,97$, $p<0,001$, $n=19$, bukker; $r=0,64$, $p=0,014$, $n=14$).

Timing av høsttrekket var også noe variabelt mellom åra for de ulike individene. Av de 21 dyra vi hadde mulighet til å følge så starta 3 dyr (14,3 %) minst 7 dager tidligere, mens 9 dyr (42,9 %) starta mer enn 7 dager seinere. To koller starta faktisk høsttrekket mer enn 40 dager seinere andre året. Det var likevel en god sammenheng i startdato for høsttrekket for individene mellom de to påfølgende åra; de som starta tidlig hadde samme mønsteret året etter ($r=0,83$, $p<0,001$, $n=21$), og dette gjaldt begge kjønn (bukker; $r=0,89$, $p=0,001$, $n=10$, koller; $r=0,84$, $p=0,001$, $n=11$). Antall dager brukt på høsttrekket

for alle dyra viste en god sammenheng mellom de to påfølgende åra ($r=0,74$, $p<0,001$, $n=20$), og for kollene separat var sammenhengen veldig god ($r=0,97$, $p<0,001$, $n=10$). For bukkene var det noe mer spredning ($r=0,45$, $p=0,2$, $n=10$), men hvis man tar bort en bukk fra Hitra som brukte 27 dager mer på trekket ett år, så var også sammenhengen hos bukkene veldig god ($r=0,91$, $p=0,001$, $n=9$).



Figur 27. Det øverste kartet viser ei kolle fra Meldal som hadde overlappende trekk og vinterområde to år på rad, mens det nederste kartet viser ei kolle fra Rauma som ikke trakk tilbake fra sommerområdet.



Figur 28. Kartet viser den ene bukken i prosjektet som gjennomførte betydelig forskjellige trekk i løpet av to påfølgende år og som heller ikke hadde overlappende vinterområder.

4.2 Leveområder

Et dyrs leveområde skal romme de ressursene som er nødvendig for individets livsutfoldelse. De aller fleste pattedyr har klart avgrensede leveområder (som også gjerne kalles hjemmeområder). Størrelsen på leveområdet er hos de aller fleste arter avhengig av dyras energibehov og størrelse. Hjortens krav til leveområdene varierer med årstidene. For at et område skal inneholde alle de elementene et dyr behøver i løpet av året, må det by på gode beitemuligheter hele året, et gunstig lokalklima spesielt med hensyn til snømengde og temperatur om vinteren, en variert vegetasjon og tilgang på vann og skjul. Hjortens leveområder må derfor ha flere kvaliteter i seg, og hvis hjorten får velge fritt velger den sannsynligvis områder med et mangfold av muligheter. I dette kapittelet skal vi se på størrelsen på hjortens leveområder i studieområdet. Vårt datamateriale med GPS dyr fra flere typer landskap og klimasoner kan gi gode svar på hvor store leveområder dyra har på årnivå, månedsnivå og i jakttida.

4.2.1 Årlige leveområder

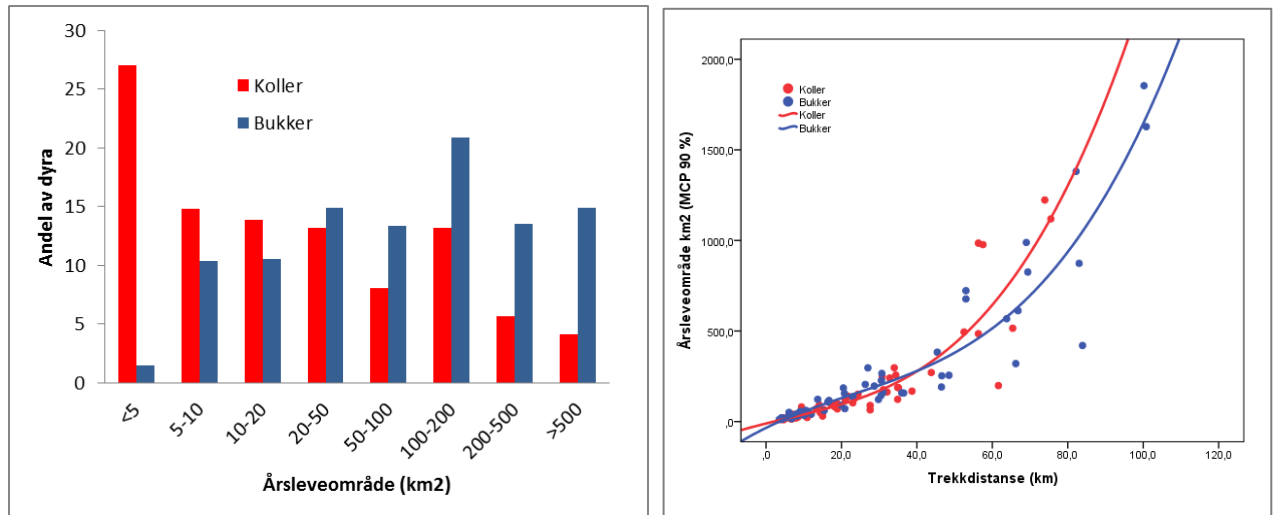
Størrelsen på de årlige leveområdene for hjorten i vårt område varierte betydelig. De minste registrerte leveområdene var faktisk under 1 km², mens de aller største var over 1500 km² (tabell 6). Få dyr har likevel leveområder over 1000 km² - tilsammen kun 2,6 % av de merka GPS dyra (5 individer), mens 7,9 % hadde årsleveområder over 500 km². I andre enden av skalaen så var 18,0 % av årsleveområdene mindre enn 5 km², mens 38,6 % var mindre enn 15 km² (se også figur 29a).

Det er betydelig forskjeller mellom kjønn, og mellom trekkdyr og stasjonære dyr i årsleveområdenes størrelse. Bukkene hadde betydelig større leveområder i snitt enn kollene (tabell 6, GLM; $\beta = -145,9$, $p = 0,001$). Det gjelder både for stasjonære (GLM; $\beta = -22,3$, $p < 0,001$) og blant trekkende dyr (glm; $\beta = -125,5$, $p = 0,05$). Stasjonære bukker hadde omtrent 4 ganger så stort leveområde som stasjonære koller, mens blant trekkende dyr hadde bukkene nær dobbelt så store leveområder som kollene i gjennomsnitt. Blant kollene så hadde trekkdyr om lag 20-30 ganger så stort leveområde som stasjonære dyr. Forskjellen var ikke riktig like stor blant bukkene, hvor trekkende dyr hadde 11 til 14 ganger så stort årsleveområde som de stasjonære.

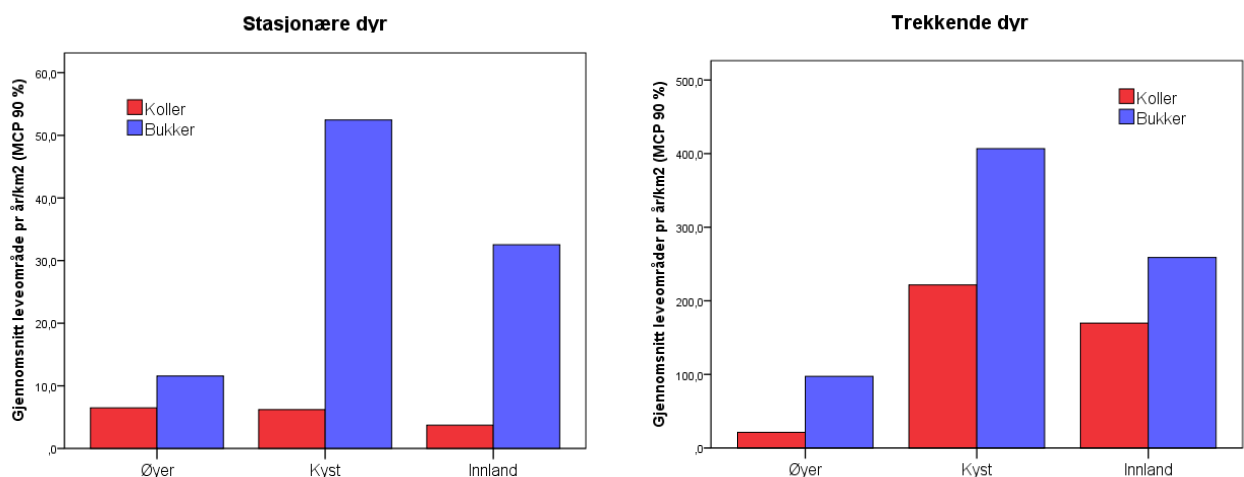
Leveområdene var større for dyr på fastlandet enn på øyer (figur 30). Dette gjelder både for bukker (GLM; $\beta = -247,7$, $p = 0,02$) og koller (GLM; $\beta = -102,4$, $p = 0,03$). Videre var årsleveområdene større for dyr som har vinterområde i kommuner med variabel topografi (GLM; $\beta = 104,6$, $p = 0,008$). Bestandtettheten i vinterkommunen påvirket også til en viss grad størrelsen på leveområdet og i vinterområder med en høyere bestandtetthet tenderer hjorten til å ha mindre leveområder (GLM; $\beta = -6,8$, $p = 0,07$). Det var en god sammenheng mellom leveområdestørrelsen og trekkdistanse for både koller og bukker (figur 29b). Dyra som hadde de lengste trekkdistansene hadde også de største årsleveområdene (bukker; $r = 0,89$, $p < 0,001$, koller; $r = 0,86$, $p < 0,001$).

Tabell 6. Års leveområder (km²) basert på 90 % MCP for GPS merka hjort i Hjortmerk-området. Totalt antall årsleveområder er 189, mens antall individer er 140.

| | Årsleveområder (90 % MCP) i km ² | | | | | Antall (n) |
|-------------------|---|-------|--------|---------|----------|------------|
| | Gj.snitt | S.D. | Median | Minimum | Maksimum | |
| Stasjonære koller | 5,7 | 4,8 | 4,1 | 0,7 | 24,9 | 61 |
| Trekkende koller | 177,9 | 267,1 | 89,0 | 10,4 | 1223,0 | 61 |
| Alle koller | 91,8 | 207,0 | 15,2 | 0,7 | 1223,0 | 122 |
| Stasjonære bukker | 28,0 | 33,0 | 11,3 | 3,0 | 109,2 | 16 |
| Trekkende bukker | 303,4 | 413,5 | 155,5 | 11,7 | 1853,9 | 51 |
| Alle bukker | 237,7 | 379,2 | 95,8 | 3,0 | 1853,9 | 67 |
| Alle dyr | 143,5 | 288,0 | 27,7 | 0,7 | 1853,9 | 189 |



Figur 29. (a) Frekvensfordeling (% av GPS dyra) av størrelsen på årsleveområder (km² - MCP 90 %) for koller og bukker (b). Sammenhengen mellom trekkdistanse (km) og Årsleveområde (km² - MCP 90 %) for trekkende koller og bukker.



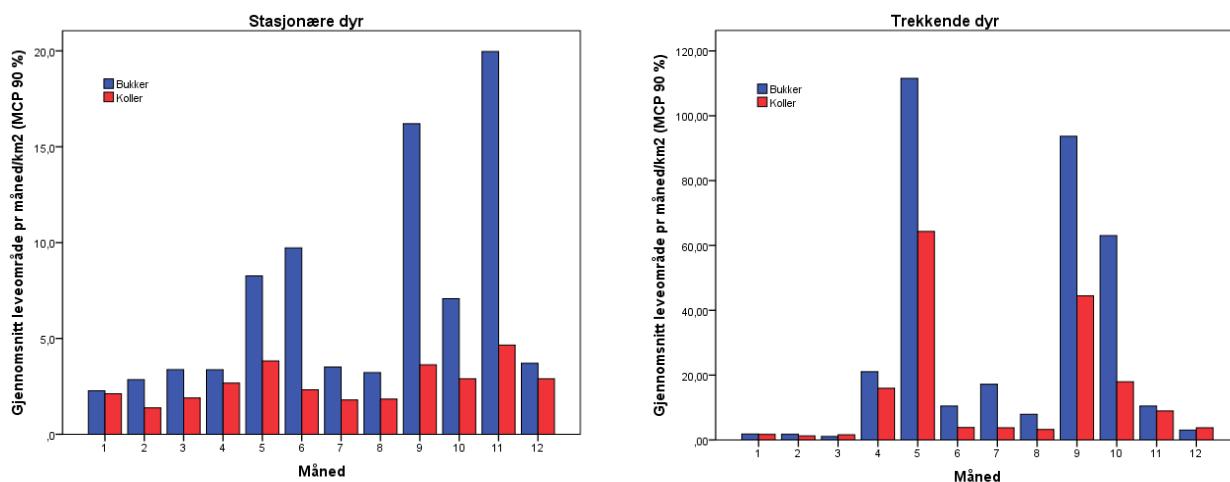
Figur 30. Gjennomsnittlige årsleveområder (90 % MCP - km²) for stasjonære (a) og trekkende (b) hjort fordelt etter kjønn og etter merkeområde (øy, kyst eller innland).

4.2.2 Månedlige leveområder

Det var betydelig variasjon i månedlig leveområdestørrelser gjennom året. Trekkende dyr av begge kjønn har størst leveområder i mai og i september, som faller sammen med trekkperioden (figur 31a). Stasjonære bukker har størst leveområder i september og november, mens de stasjonære kollene har størst leveområde i november (figur 31 b). De minste leveområdene finner vi stort sett i de tre vintermånedene fra januar til mars. Kollene har imidlertid omtrent like store leveområder i juli og august som i de tre vintermånedene.

Blant bukkene har trekkende dyr ikke overraskende større leveområder i snitt enn de stasjonære totalt sett (GLM; $B = -25,7$, $p = 0,006$). Sett måned for måned så hadde trekkende bukker signifikant større leveområder i mai og september, mens stasjonære bukker hadde større leveområder i mars. Selv om det var klare forskjeller i gjennomsnitt i flere av de andre månedene (april, juli og oktober) så var variasjonen mellom individene så store at de gjennomsnittlige forskjellene ikke blir statistisk signifikante. I tillegg var det relativt få stasjonære bukker som gjør at testene blir mer usikre. Blant kollene så hadde trekkende koller større leveområder i alle månedene fra april til og med oktober, med unntak av juni.

Størrelsen på månedlige leveområde var totalt sett større hos bukkene enn hos kollene (GLM; $\beta=17,2$, $p<0,001$). Dette gjelder både stasjonære (GLM; $\beta=4,4$, $p<0,001$) og trekkende dyr (GLM; $\beta=16,0$, $p<0,001$). Blant stasjonære dyr hadde bukkene i gjennomsnitt større leveområder enn kollene i alle månedene, og forskjellene var signifikant i 9 av månedene (unntakene var januar, april og desember). Blant trekkende dyr hadde bukkene større leveområder i 10 av 12 måneder (unntaket var mars og desember), men forskjellene var signifikant kun i månedene fra august til oktober.



Figur 31. Gjennomsnittlig størrelse på leveområder pr måned (90 % MCP - km²) for stasjonære (a) og trekkende (b) hjort fordelt etter kjønn.

4.2.3 Jaktidsleveområder

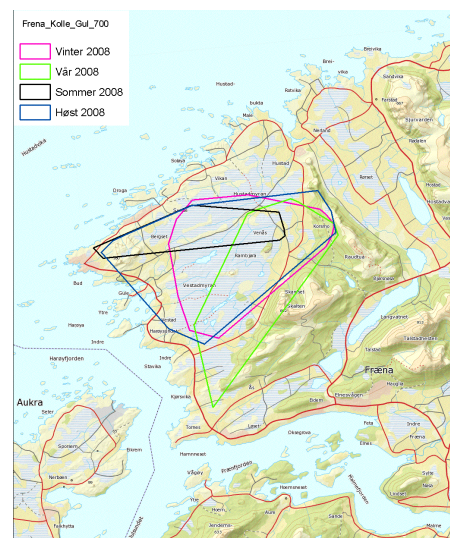
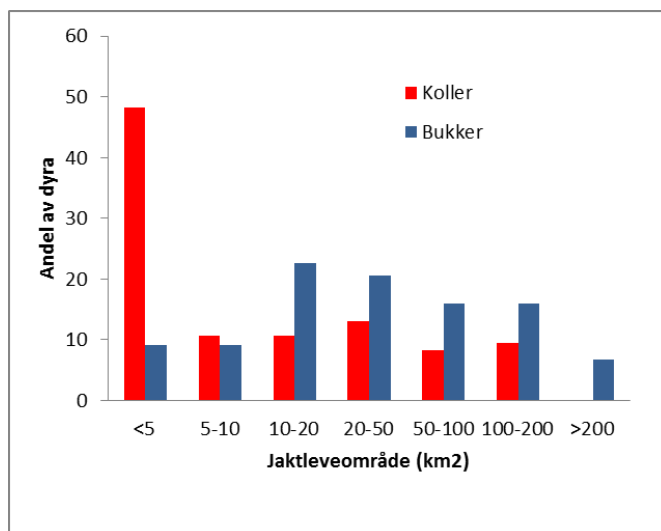
For å teste leveområde størrelsen i løpet av jakttida har vi kun beregnet dette for de dyra som vi minst har data på ut oktober det enkelte året. Potensielt kan dette gi noe feil estimat siden vi ikke dekker hele jaktperioden. Ut fra tester for fordeling av størrelsen av leveområdene i forhold til dato gav dette likevel robuste tall. I sum gav dette 130 leveområder, fordelt på 85 kolle- og 45 bukkeområder.

Jaktidsleveområdenes størrelse var som forventet betydelig større blant trekkdyra enn for de stasjonære dyra (tabell 7). For de stasjonære kollene var leveområdene i snitt 5,1 km², mens for de trekkende kollene var snittet 49,8 km². Tilsvarende for bukkene hvor de stasjonære bukkene hadde et jaktidsleveområde i snitt på 29,3 km², og de trekkende bukkene var snittet 119,2 km². Som for de årlige leveområder var fordeling av størrelse forskjøvet i forhold til gjennomsnittet, og medianverdiene for kollene og bukkene var henholdsvis 5,8 og 38,1 km². Blant kollene var nesten 50 % av leveområdene i jakttida mindre enn 5 km² og om lag 80 % var mindre enn 50 km². Blant bukkene var bare 9 % av jaktleveområdene under 5 km², mens om lag 60 % var under 50 km² (figur 32).

For de stasjonære dyra var størrelsen på leveområdet i løpet av jakttida omtrent på samme nivå som det årlige leveområdet. Det vil si at i løpet av jakttida brukte dyra stort sett hele årsleveområdet. På individnivå var det meget god sammenheng mellom størrelsen på års- og jaktidsleveområdet (koller; $r=0,83$, $p<0,001$, bukker; $r=0,98$, $p<0,001$). For de trekkende dyra var naturlig nok jaktidsleveområdene i gjennomsnitt en del mindre enn de årlige leveområdene. Variasjonen var imidlertid betydelig. Dette har sammenheng med størrelsen på det totale årlige leveområdet, trekkdistanse og starten på høsttrekket for de enkelte dyra. Trekkdyr som var ferdige med hovedtrekket sitt før jakta startet hadde gjerne ikke større jaktleveområder enn stasjonære dyr. Dette gjør at sammenhengen mellom størrelsen på årsleveområde og jaktleveområde ikke alltid var like god. For kollene var derfor sammenhengen mellom størrelsen på årsleveområde og jaktleveområdet ganske liten totalt sett ($r=0,28$, $p=0,08$). For bukkene var imidlertid sammenhengen rimelig bra ($r=0,76$, $p<0,001$). Sammenhengen mellom trekkdistanse og størrelsen på jaktleveområdet var likevel rimelig god for begge kjønn, og jo lengre trekkdistanse jo større var jaktleveområdet (koller; $r=0,59$, $p<0,001$, bukker; $r=0,71$, $p<0,001$).

Tabell 7. Jaktidsleveområder (km²) basert på 90 % MCP for GPS merka hjort i Hjortmerk-området, med gjennomsnittlig areal, standardavvik (S.D.), median verdier, minimums- og maksimumsverdier og antall (n) dyr pr utvalgsgruppe. Totalt antall jaktidsleveområder var 130.

| | Jaktidsleveområder (90 % MCP) i km ² | | | | | |
|-------------------|---|-------|--------|---------|----------|------------|
| | Gj.snitt | S.D. | Median | Minimum | Maksimum | Antall (n) |
| Stasjonære koller | 5,1 | 5,9 | 3,0 | 0,6 | 31,4 | 43 |
| Trekkende koller | 49,8 | 57,6 | 24,9 | 0,3 | 196,7 | 42 |
| Alle koller | 27,2 | 46,3 | 5,8 | 0,3 | 196,7 | 85 |
| Stasjonære bukker | 29,3 | 31,7 | 11,8 | 7,2 | 85,4 | 8 |
| Trekkende bukker | 119,2 | 212,4 | 41,3 | 2,4 | 841,0 | 37 |
| Alle bukker | 103,2 | 195,7 | 38,1 | 2,4 | 841,0 | 45 |
| Alle dyra | 53,5 | 125,6 | 11,4 | 0,3 | 841,0 | 130 |



Figur 32. (a) Frekvensfordeling av andel av hjortens jaktleveområder (MCP 90 %, km²) av begge kjønn. Jakttida er satt fra 10. september til 23. desember. (b) MCP leveområder i ulike sesonger for ei kolle fra Fræna kommune.

4.3 Hjortens bevegelser og atferd

Hjorten kan potensielt bevege seg raskt over store avstander på kort tid. Det meste av året beveger hjorten seg imidlertid over relativt korte avstander og med mye lavere hastighet enn den potensielt er kapabel til. Hjortens forflytninger kan ofte oppleves som tilfeldige og lite retningsbestemt. Forflytningene er likevel motivert ut fra flere faktorer som er viktige for hjorten i sin livsutfoldelse. Ved å studere variasjon i bevegelsesmønster gjennom ulike tidsperioder kan man bedre forstå de bakenforliggende forholdene som styrer atferden. I dette kapitlet skal vi se på hjortens aktivitetsmønster og bevegelser/bevegelsehastighet gjennom døgnet og året.

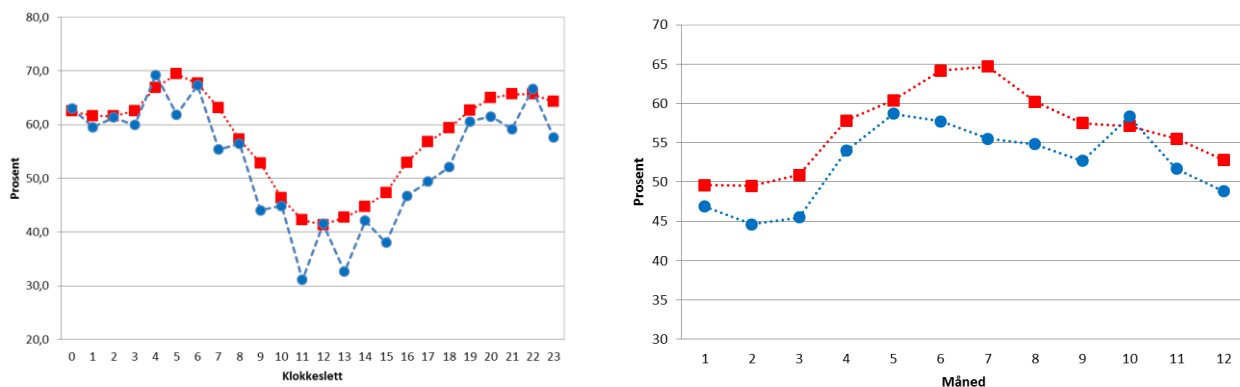
4.3.1 Aktivitetsmønster gjennom døgnet og året

Det meste av tidsbruk og aktivitet hos hjorten er som hos andre drøvtyggere knytta til beiting og drøvtygging/hvile. I løpet av de fleste månedene i året benytter 90 % av tida til disse aktivitetene (Gillingham *et al.*, 1997). Det å innta mest mulig energi på kortest mulig tid og prosessere denne mest mulig effektivt er viktige for individenes suksess.

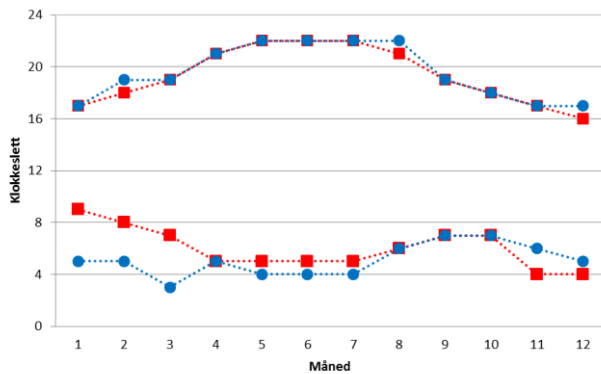
Andelen dyr som ble registrert aktive ved hver hele time gjennom døgnet varierte fra 30 til 70 % (figur 33a). Andelen aktive var størst mellom klokken 4 og 6 på morgenen og klokken 20 til 22 om kvelden. Ved disse tidspunktene var 65-70 % av dyra aktive for året sett under ett. Forskjellen mellom kollene og bukkene var små, men andelen bukker i aktivitet var noe lavere i timene midt på dagen. I løpet av timene fra klokken 10 til 15 var 30-45 % av dyra aktive.

Total aktiv tid gjennom døgnet (andel av hver hele time hvor det er registrert aktivitet) varierte også en del gjennom året (figur 33b). For kollene var det registrert størst aktivitet i løpet av juni og juli, hvor det ble registrert aktivitet i om lag 65 % av tida. Bukkene viser toppen i aktivitet i mai og i oktober hvor knapt 60 % av tida ble registrert som aktiv. Med unntak av oktober måned var det en større andel av kollene som var aktive sett i forhold til bukkene. For begge kjønn var andel aktiv tid lavest i vintermånedene januar til mars. Utover våren øker begge kjønn andel aktiv tid, for så å redusere den utover (sein)sommeren og høsten. Bukkene har imidlertid en økt andel aktiv tid igjen i oktober, som kan kobles til brunsten. Hos kollene finner man ikke dette mønsteret.

Aktivitetstoppene gjennom døgnet endres en del i løpet av året (figur 34). I vinterhalvåret kommer aktivitetstoppene tidligere på kvelden og seinere om morgenen enn om sommeren. På kveldene kommer toppene for kollene og bukkene samtidig, mens på morgensida har bukkene en tidligere topp enn kollene. Aktivitetstoppene er klarest om våren (april - mai) og om høsten (august - oktober). Om vinteren var toppene mindre klare aktiviteten kan være mer ujevnt fordelt. Likedan var toppene mindre klare midtsommers. Endringene i aktivitetstopper kan sannsynligvis sees i sammenheng med variasjonen i daglengde i løpet av året.



Figur 33. (a) Prosent av halsbånd som registrerte bevegelse (definert som aktivitet) fordelt etter klokkeslett samlet for hele året fordelt på koller (røde punkt) og bukker (blå punkt) pr hele time. (b) Prosent av halsbånd (posisjonsobservasjonene) hvor det ble registrert bevegelse i GPS halsbåndet pr hele time fordelt etter måned.



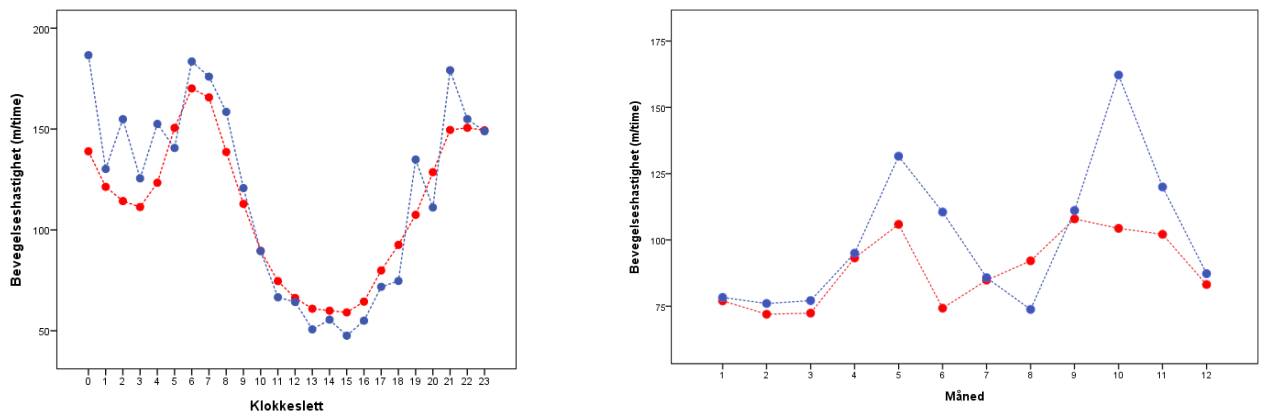
Figur 34. Klokkeslett hvor det ble registrert størst aktivitet morgen og kveld fordelt etter måned for koller (røde punkt) og bukker (blå punkt). Tallene angir hele timer. Bildet viser Agdenes bukk blue 65 i aktivitet på nattlig sommerbeite etter at den hadde fått fjerne GPS halsbåndet.

4.3.2 Bevegelseshastighet

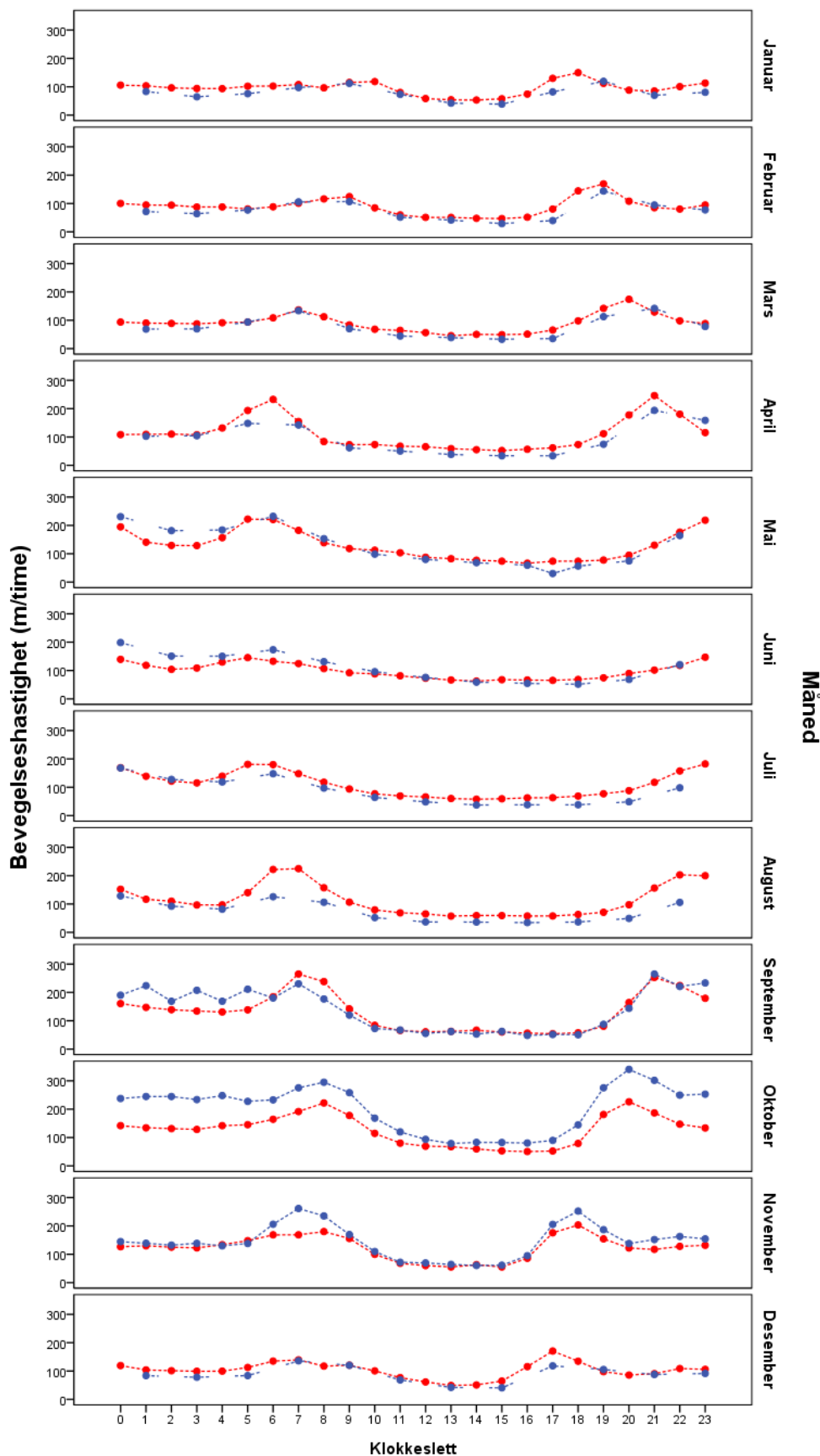
Hjortens forflytninger er gjerne direkte knytta til beiting og/eller forflytninger mellom beite- og hvileområder. I trekkperiodene om våren og høsten er det naturlig at forflytningene også er knyttet til trekk mellom sesongleveområdene. I oktober finner brunsten sted og spesielt bukkenes forflytninger kan relateres til brunstaktivitetene.

I gjennomsnitt forflytter hjorten seg 113 m pr time for hele året sett under ett. Kollenes snitthastighet var 112 m pr time, mens bukkene beveget seg 118 m pr time. Variasjonen var fra 0 til om lag 5000 m pr time.

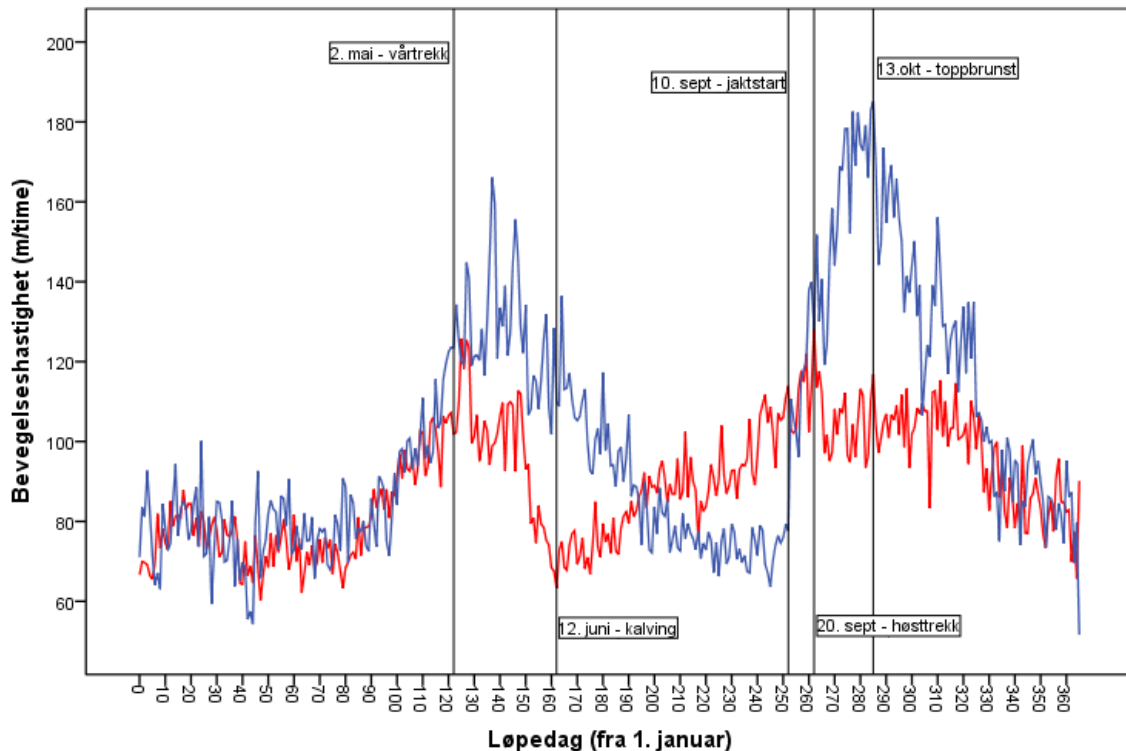
Bevegelseshastigheten har generelt sett to topper gjennom døgnet og for hele året sett under ett så var den størst mellom klokken 5 og 6 på morgenen og mellom klokken 20 og 21 om kvelden (figur 35a). Dette var likt for begge kjønn og mønsteret gjennom døgnet var i stort grad sammenfallende mellom kjønn. Toppene i bevegelseshastighet forflyttes en del i løpet av året (figur 36). Stort sett har dette en klar sammenheng med endringer i daglengde. Man ser også at toppene var klarere definert i vår- og høstmånedene, og disse var da korrelert med skuring og demring.



Figur 35. (a) Gjennomsnitt bevegelseshastighet pr time (antall meter i luftlinje pr time) fordelt etter klokkeslett for bukker (blå punkter) og koller (røde punkter) gjennom hele året. Figuren viser gjennomsnitt for alle måneder for alle åra. (b) Gjennomsnitt bevegelseshastighet pr time (antall meter i luftlinje pr time) for bukker (blå strek) og koller (rød strek) fordelt etter måned (1 er lik januar, osv) gjennom hele året. Figuren viser gjennomsnitt pr måned for alle åra. Hastigheten er beregnet for hver andre time for å kunne sammenligne kjønnene.



Figur 36. Gjennomsnitt bevegelseshastighet pr time (antall meter i luftlinje pr time) fordelt etter klokkeslett for bukker (blå blåe punkter) og koller (røde punkter) fordelt etter måned gjennom året. Figuren viser gjennomsnitt pr dag for alle åra. Data er for hver andre time for bukker fra desember til og med august. For bukkene i september - november og kollene er dataene basert på timesregisteringer.



Figur 37. Gjennomsnitt bevegelseshastighet pr time (antall meter i luftlinje pr time) fordelt etter løpedag (første 1. januar er løpedag 1, osv.) for bukker (blå strek) og koller (rød strek) gjennom hele året. Figuren viser gjennomsnitt pr dag for alle åra og med data for hver andre time hele året. 2. mai er gjennomsnitt dato for vårtrekket, mens 20. september er snitt dato for høsttrekket. 12. juni har kollene lavest bevegelseshastighet som er koblet til kalving og 13. oktober har bukkene høyeste hastighet knytta til brunsten. 10. september er det jaktstart.

Bevegelseshastigheten varierte gjennom året og vi fant to topper i løpet av året, en om våren og en om høsten (figur 35b og figur 37). Bevegelseshastigheten økte gradvis utover våren fra starten av april (figur 37). Om våren hadde begge kjønn størst bevegelseshastighet i løpet av mai måned. Dette var sammenfallende med vårtrekket og at hjorten sannsynligvis oppsøkte beiteflekker i flere habitattyper i sitt leveområde. Kollene hadde en topp i bevegelseshastighet i løpet av den første halvdel av måneden, mens bukkene hadde toppen noe seinere. Sett over alle år var bevegelseshastigheten hos kollene størst den 7. mai tett fulgt av dagene før og etter. For bukkene var datoen 19. mai, tett fulgt av de tre forutgående dagene. Det var likevel relativt stor variasjon mellom dagene, noe som sannsynligvis kan knyttes til de ulike individenes trekkatferd. Det kan også tenkes at variasjonen mellom dagen kan være avhengig av andre faktorer, spesielt værforhold og hvordan vårens frammarsj har vært det enkelte året. Hvis flere dyr trekker målbevisst og retningsbestemt enkelte dager vil dette kunne øke gjennomsnittlig bevegelseshastighet for disse dagene. Man finner noe variasjon mellom årene, men kanskje mindre enn man kunne forvente. Dato for kollene største bevegelseshastighet varierte veldig lite mellom åra, faktisk bare med tre dager (2007 - 6. mai, 2008 - 7. mai, 2009 - 9. mai, 2010 - 8. mai).

Kollenes bevegelseshastighet er lav i juni, som ofte er knytta til kalving. Laveste hastighet finner man den 12. juni, i gjennomsnitt beveger kollene seg da 64 m pr time (figur 37). Ved denne datoen er det også laveste variasjon på bevegelseshastighet (s.d. $\pm 95,6$) og kan tyde på denne datoen er median dato for kalving. Kalvingstidspunktet kan variere noe fra år til år og varierer individuelt kollene i mellom. I en studie basert på data fra kalvingstidspunkt fra Snillfjord viste at mesteparten av kalvene ble født i juni, med 17. juni som gjennomsnittsdato både for innhegna (Songli i Orkdal kommune) og frittgående dyr (Loe *et al.*, 2005).

Utover sommeren økte kollene sin bevegelseshastighet. Bukkene derimot reduserte bevegelseshastigheten utover sommeren til den nådde bunnen rundt 1. september (figur 37). I løpet av september økte begge kjønn igjen bevegelseshastigheten. Kollene hadde en topp i bevegelseshastighet i september og kan i stor grad knyttes til høsttrekket. Men kollene opprettholder noenlunde sin

bevegelseshastighet utover høsten, for så å redusere den i slutten av november.

Høsten er ei urolig og travel tid for bukkene. I september er det mange som trekker fra sommer til vinterområdene eller til spesielle brunstområder. I tillegg kommer brunsten hvor bukkene bruker mye energi for å kjempe om retten til parringer, og til sist (eller først?) så starter jakta den 10. september. Bukkene beveger seg mye under brunsten, noe som er velkjent. Men hvordan bevegelseshastigheten utvikler seg i løpet av brunsttida er mindre kjent. Bukkene øker sin bevegelseshastighet utover i september og oktober. Høyeste bevegelseshastighet fant vi rundt den 13. oktober (for alle åra under ett - 192,8 m pr time). Bevegelseshastigheten var stabilt høy i perioden i de tre første ukene i oktober, for så å bli gradvis redusert. Tidligere studier i Norge (Loe *et al.*, 2005) har vist at brøleaktiviteten er på sitt høyeste fra 13. til 17. oktober. Videre viste de samme studiene at bukkenes haremstørrelse (eller gruppestørrelsen) var på sitt største den 10. oktober. Andre studier har vist at mageinnholdet hos bukkene er på det minste rundt 15. oktober, noe som antyder at brunsten når sitt klimaks rundt denne datoen (Mysterud *et al.*, 2008a). En studie basert på overvåkningsmaterialet i Norge viser at egglossningsraten for 3-13 års gamle koller er på sitt høyeste i perioden 14.-18. oktober (Mysterud *et al.*, 2008b). Videre viser denne studien at bukkene taper mest vekt per døgn i perioden 13.oktober - 3. november avhengig av alder på bukkene (de eldste bukkene tidligst) og bestandstetthet (tidligere i lavtetthetsbestander). Dette understreker at toppen av bukkenes bevegelseshastighet er tett knytta til toppbrunsten.

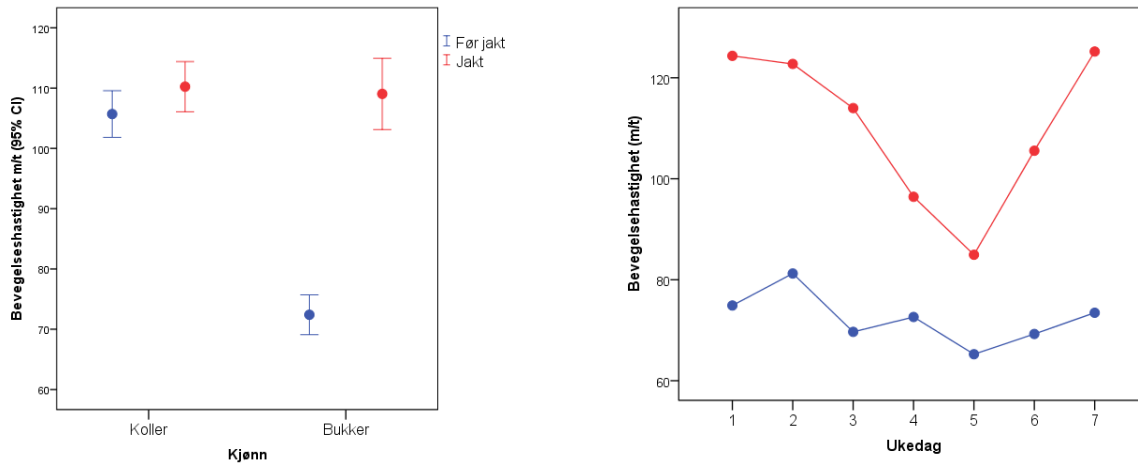
Bukkene reduserte bevegelseshastigheten betydelig rundt 21. november. Den sannsynlige årsaken til dette er at "brunstbryteren" slås av og at trekkene mot vinterområdene da for det meste er fullført. Etter den tid har kollene og bukkene omtrent lik bevegelseshastighet og den reduseres fortsatt hos begge kjønn mot vinteren. I løpet av vinteren så hadde begge kjønn lav bevegelseshastighet, og det var små forskjeller mellom kjønn og i månedene desember til mars var den på det laveste.

4.3.3 Påvirkes hjortens bevegelser av jakta?

Den 10. september smeller det bokstavelig talt og i løpet av høsten blir om lag 15-20 % av hjorten skutt. Det er derfor nærliggende at hjortens atferd påvirkes av jakta. Det er imidlertid lite kjent hvordan hjorten reagerer på jakta og utøvelsen av denne. Vi har sett litt nærmere på hjortens bevegelser i september, rett før og rett etter jakta starter.

Sammenfallende med jaktstarten økte bukkene sin bevegelseshastighet betydelig. Kollene derimot ser ut til å reagere mindre og endret sin bevegelseshastighet i mindre grad (figur 37). Hvis man sammenligner siste uke før jaktstart mot den første jaktuka, så økte bukkene sin bevegelseshastighet betydelig (figur 38a). Kollene derimot endret sin bevegelseshastighet lite. Bukkene økte sin gjennomsnittlige hastighet fra 72 m pr time i uka før jaktstart til 109 m pr time i første jaktuka. Tilsvarende tall for kollene var 105 m/t før jakt til 110 m/t etter (figur 38a). Siden hjortejakta (spesielt i utmarka) gjerne foregår på helgedager kan man forvente at bevegelsesmønsteret også er forskjellig mellom ukedagene. Vi ser at bukkene endrer bevegelsesmønsteret i løpet av uka, mens kollene ikke endrer sitt. Bukkene beveget seg mest på dagene søndag til tirsdag og minst torsdag og fredag (figur 38b). Om dette var en respons på jakt er usikkert, men det kan tenkes at økt forstyrrelse i løpet av helga påvirker bevegelsene i flere dager etter jakta har foregått. Hvis en bukk drives ut av sitt hjemmeområde gjennom jaktforstyrrelse kan det være slik at responsen fører til økt bevegelse flere dager i etterkant.

Disse resultatene tyder på at jakta påvirker kjønnas atferd ulikt. Bukkenes respons var ganske tydelig, selv om vi ikke helt kan skille respons av jakt og trekkatferd. Hva dette betyr i praksis er foreløpig uklart. At bukkene forstyrres og gjør større og flere forflytninger på denne tida av året er i seg selv sannsynligvis ikke et stort problem. Det kan imidlertid tenkes at stasjonære dyr og trekkdyr reagerer forskjellig på jaktforstyrrelser, og at det er individuelle forskjeller i respons. Det kan også være grunn til å tro at hjorten også endrer sin habitatbruk på grunn av jakta. Det kan være at bruk av innmark endres og at døgnrytmen blir mer utprega. Rent spekulativt kan det tenkes at forstyrrelser av trekkdyr (like før trekket egentlig skal starte) kan utløse trekkatferd og at eksempelvis tidligere jaktstart kan føre til tidligere høsttrekk. Disse spørsmålene får imidlertid bli tema ved en seinere anledning.



Figur 38. (a) Bevegelsehastighet (m/time) i uka før jakta starter (blå sirkler) og i løpet av første jaktuka (røde sirkler) for koller og bukker. (b) Bevegelsehastighet for bukker i uka før jakta starter (blå sirkler) og i løpet av første jaktuka fordelt etter ukedag (1=mandag, osv).

4.4 Hjortens habitatvalg

Habitatbruk beskriver den direkte bruken eller hvor stor andel av tiden en hjort oppholder seg i ulike habitater. Habitatvalg er et resultat av et valg (atferdsmessig) gjort av hjorten, hvor det blir analysert i hvor stor grad dyra velger spesifikke habitat i forhold til tilgjengeligheten av ulike habitatkategorier. Habitatvalg kan ses som summen av alle de ulike atferdsmessige avveiningene hjorten gjør i et landskap. Valgene som dyra gjør kan forventes å være avhengige av faktorer som for eksempel variasjon i tilgang på beite og skjul, lysforhold og sesongmessige forhold. De forskjellige habitattypene har ulike egenskaper med tanke på mengde og kvalitet av beite og skjul, og dette kan variere gjennom året. Dette betyr at det habitatvalget er et resultat av en avveining mellom habitatets ulemper (f.eks. eksponering) og fordeler (f.eks. godt beite) på ulike nivåer. Hjorten vil i utgangspunktet forsøke å beite på de områdene som gir mest energiutbytte, men samtidig er de avhengig av skjul både mot vær og vind og mot potensielle farer.

I dette kapittelet ser vi på hvordan hjorten bruker de ulike habitattypene innenfor sitt eget leveområde gjennom døgnet, og hvordan denne bruken endrer seg med de forskjellige årstidene, inkludert variasjon mellom kjønn. I tillegg har vi analysert hjortens bruk av høydegradienten (GPS posisjonenes høyde over havet) i løpet av året. Mer detaljerte analyser av habitatpreferanse vil bli foretatt senere med nye og mer detaljerte vegetasjonskart fra regionen.

4.4.1 Hjortens bruk av ulike habitatklasser

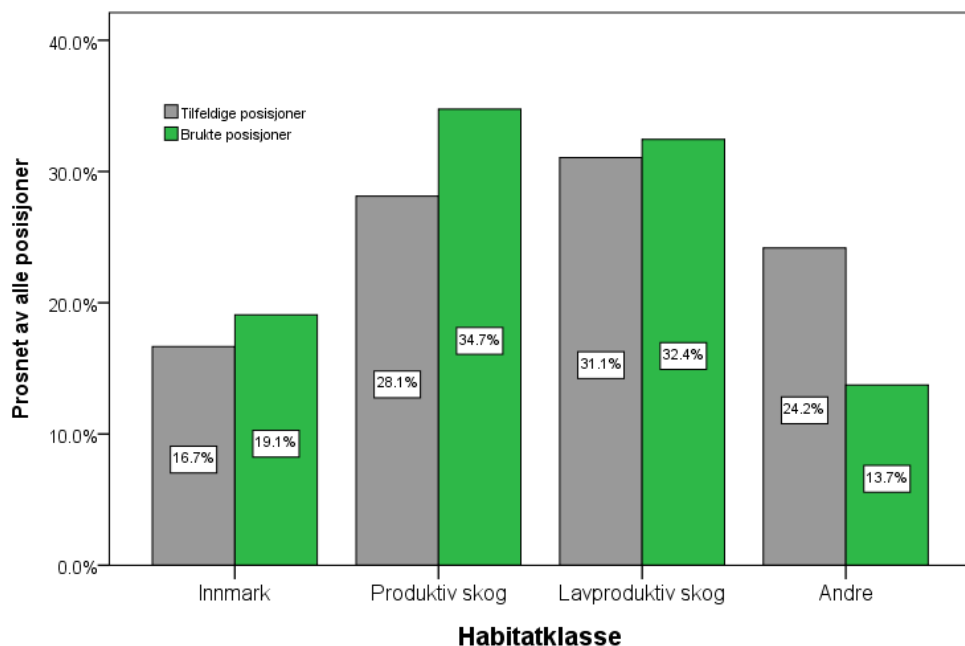
Av de 370 000 posisjonene fra de to første åra ble knapt en femtedel av posisjonene funnet på innmark, mens godt over halvparten av posisjonene er funnet i skog. Litt flere ble funnet i produktiv skog (skog med bonitet 14 og høyere) enn i lavproduktiv skog (bonitet 13 og lavere). Klassen «andre habitattyper» innbefatter åpen fastmark, myr, tettbebyggelse o.l. og utgjør knapt 14 % av alle posisjonene (figur 39). Året sett under ett så ser vi at hjorten bruker innmarka og produktiv skog i større grad enn tilbudet er innenfor leveområdet. Det betyr at hjorten prefererer disse habitattypene på bekostning av klassen andre. Lav produktivskog brukes på nivå med tilbudet som finnes i leveområdet.

4.4.2 Hjortens habitatvalg gjennom døgnet og til ulike årstider

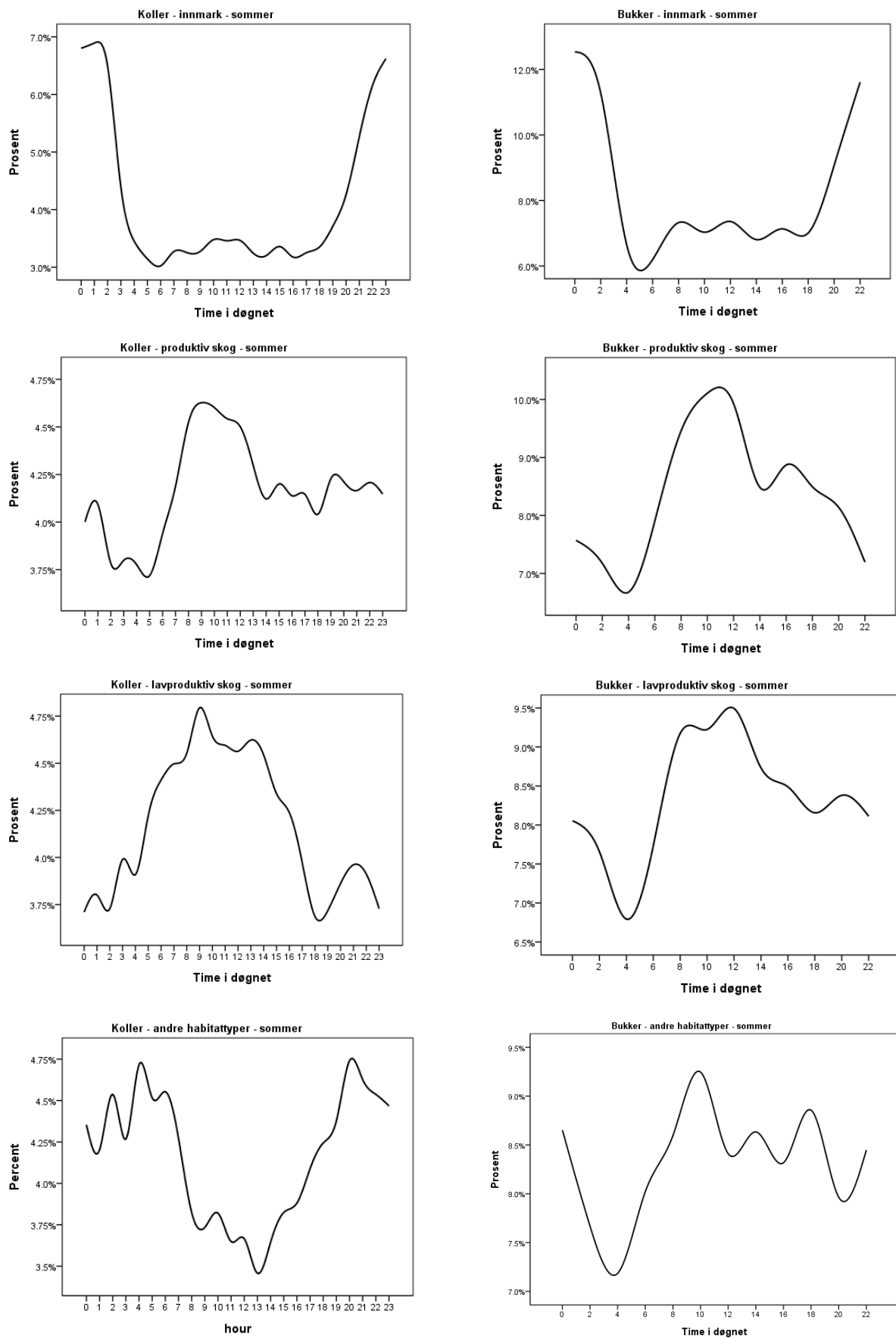
Hjorten habitatvalg varierte gjennom døgnet (figur 40). Innmarka brukes ikke overraskende mest i løpet av døgnet mørke timer og for eksempel om sommeren brukte begge kjønn innmarka mest aktivt rundt midnatt. Dyra unngikk tydelig innmarka om dagen, da prefereres produktiv skog som gjerne gir godt skjul. Vi finner omtrent det samme mønster for valg av lavproduktiv skog, at disse skogsarealene velges i størst grad i løpet av dagen. Bruken av samleklassen andre viser omtrent samme mønster som for innmark at disse arealene velges mest i mørket. En god del av disse arealene er gjerne ganske åpne (myr, åpenfastmark, mv) og dyra unngår å eksponere seg på slike arealer i løpet av dagen. Vi ser dermed at valgene av disse habitattypene endres tydelig gjennom døgnet. Det kan også være

forskjeller i hjortens valg av habitat mellom de aktive periodene og hvileperiodene. Dyra har flere beiteperioder gjennom døgnet hele året, selv om det ofte er to topper gjennom døgnet hvor flest dyr er aktive (jmf kap. 4.3). Beiteperiodene i den lyse delen av døgnet skjer dermed i skogshabitater med godt skjul. Valg av hvileplasser er sannsynligvis i stor grad relatert til skjul hele året, men vil også være avhengig av lysforholdene. Habitatvalg i forhold til aktivitet er ikke studert her, men man forventer at mønsteret vil kunne komme enda tydeligere fram i for eksempel valg av innmark. Næringsverdiene hos beiteplantene endrer seg mye gjennom året, men i liten grad gjennom døgnet. Det er derfor mest sannsynlig at døgnmønstrene skyldes atferdsmessige tilpasninger som følge av risiko for predasjon inkludert jakt fra oss mennesker. Døgnmønsteret var stort sett likt i alle årstidene, om man ser innenfor på forholdet mellom de mørke og lyse delene av døgnet.

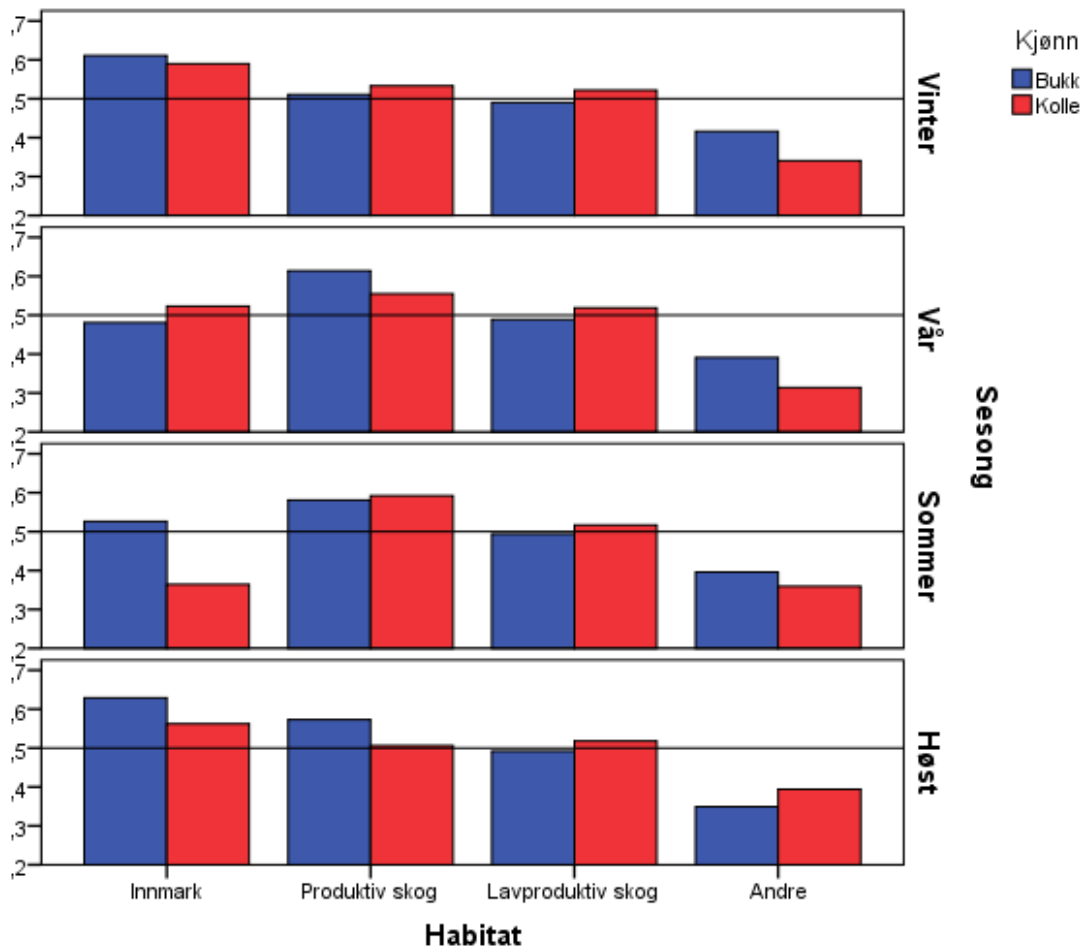
Habitatvalget endres en del i løpet av året (figur 41). Begge kjønn prefererer å bruke innmarka i størst grad om høsten og vinteren, mens dette ikke er tilfelle om våren og sommeren. Preferanse av innmark om høsten er som forventa siden den da gjerne byr på godt gras av rimelig bra kvalitet, mens beitenes kvalitet i utmarka er redusert i forhold til våren og sommeren. Preferansen av innmark i løpet av vinteren er kanskje noe overraskende. Man skulle forvente lav preferanse for innmark om vinteren, siden dette da i de fleste områder er snødekte areal med lite tilgang av beite. Nå vet vi at dette imidlertid også varierer og det er «grønne» perioder om vinteren og i slike perioder vil innmarka kunne by på en del grasbeite. Siden mange av dyra er merka ved foringsplasser som gjerne blir vedlikeholdt gjennom vinteren, ser man mange av dyra bruker disse i betydelig grad. Foringsplassene finner man i stor grad på innmark som sannsynligvis kan forklare noe hjortens preferanse i løpet av vinteren. Om våren prefererer kollene også å bruke innmarka, mens bukkene ikke gjør det. Begge kjønn prefererer imidlertid produktive skogshabitat høyere enn innmark i denne tidsperioden. Dette er kanskje noe overraskende siden hjorten gjerne da sees ofte på innmark, men spesielt i mai så avtar preferanse for innmark og produktive habitat i skogen benyttes oftere. Det er imidlertid grunn til å tro at hjorten er rimelig synkronisert i bruk av innmark om våren og at man da gjerne ser mange dyr samtidig på innmarka. Om sommeren unngår kollene å bruke innmarka, mens bukkene prefererer innmarka nå sterkere enn om våren. Grunnen til at kollene bruker innmarka om sommeren i mindre grad enn forventa er sannsynligvis knytta til kalving og oppfostring av kalvene. Kollene preferer derimot produktiv skog om sommeren, som gjerne er de arealene med best skjul. Kollene preferer også produktive skogshabitat både vinter og vår, mens om høsten brukes produktiv skog i samsvar med tilbudet. Bukkene preferer produktiv skog stort sett hele året, men lavest i løpet av vinteren. Kollene viser en viss preferanse for lavproduktiv skog hele året, mens bukkene har ingen klare preferanser for denne skogtypen. Begge kjønn unngår å bruke habitatklassen andre hele året. Denne klassen er sammensatt av flere typer areal som åpen fastmark, myr, fjell og bebyggelse. Dette er habitater som gir både lite beite og skjul, og det er tydelig at dyra i stor grad unngår disse områdene hele året.



Figur 39. Fordeling av alle posisjoner innenfor habitatklassene; innmark, produktiv- og lavproduktivskog og andre habitatklasser (grønne stolper) sett mot tilfeldige posisjoner (grå stolper) innenfor de enkelte individenes leveområde.



Figur 40. Bruken (andel av GPS posisjonene) av de ulike habitatklassene gjennom døgnet om sommeren fordelt på koller og bukker.



Figur 41. Habitatpreferanse hos bukker (blå stopler) og koller (røde stolper) fordelt etter habitat og sesong. Verdiene er estimert fra logistisk regresjonsanalyse. Verdier over 0,5 indikerer preferanse for habitattypen innen sesongen, mens verdier under 0,5 betyr at dyra unngår å bruke habitattypen sett i forhold til tilgjengeligheten.

4.4.3 Hjortens bruk av høydegradienten

Hjorten bruker høydegradienten (høyde over havet) aktivt gjennom året og det skjer relativt store endringer mellom sesongene. Det var også tydelige forskjeller mellom kjønn og mellom stasjonære og trekkende dyr (figur 42). Bukkene holder seg høyere i terrenget enn kollene i store deler av året (GLM; $\beta = -58,7$, $p < 0,001$). Dette kommer av blant annet av at en større andel av bukkene var trekkdyr enn kollene, men også at bukkene generelt foretrakk høyereliggende områder i større grad enn kollene. I vinterperioden i februar/mars var det imidlertid ingen kjønnsforskjeller, og heller ikke i juni.

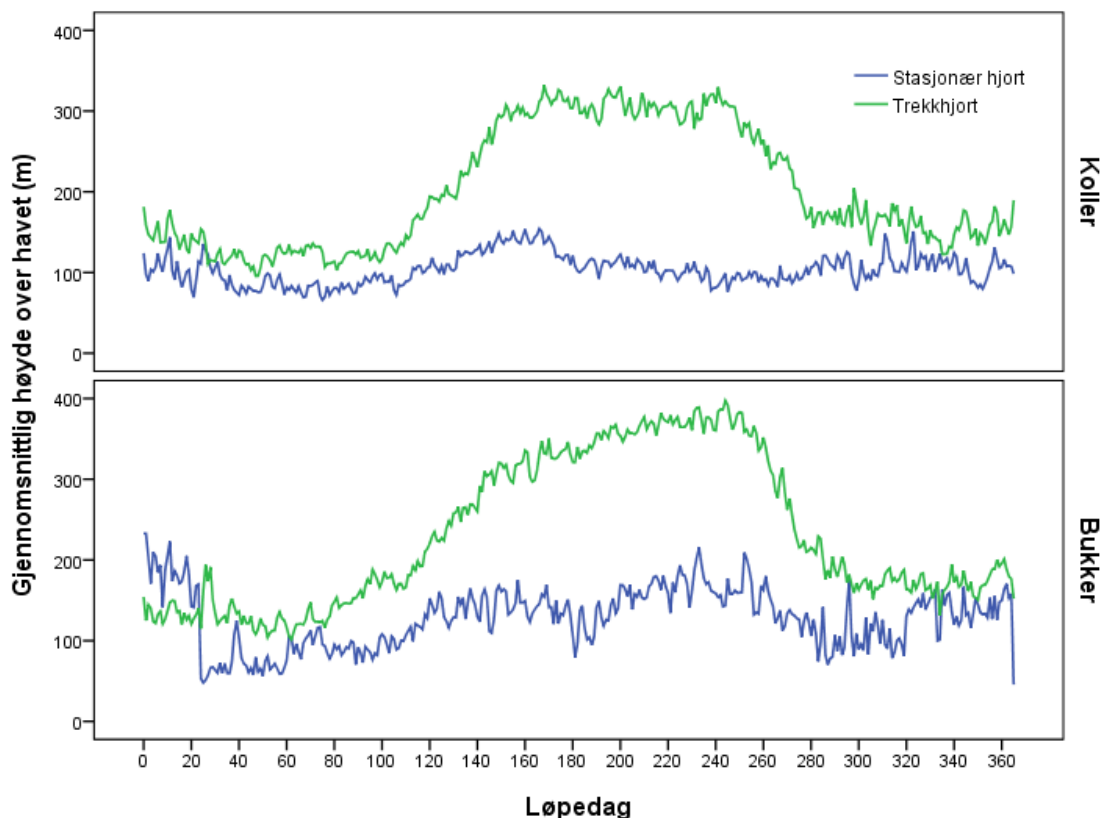
Det var vesentlig forskjell i bruk av høyde over havet mellom stasjonære og trekkende hjort (GLM; $\beta = 114,3$, $p < 0,001$). I løpet av vinteren var det liten forskjell mellom stasjonære og trekkende dyr, men når vartrekket starta så ble forskjellene tydelige. Trekkhjorten drar som regel bort fra kystområdene og innover i landet. I vår region er dette ofte synonymt med økende høyde over havet. Blant trekkdyra holder bukkene seg i snitt mer i høyereliggende areal i sommerhalvåret enn kollene, og mest utprega var dette i siste halvdel av sommeren. I snitt holder trekkende koller og bukker henholdsvis 306 m og 352 m over havet i juli, mens tilsvarende for stasjonære dyr var 109 m og 137 moh. Blant stasjonære dyr var kjønnsforskjellene relativt små, men bukkene brukte høyereliggende areal i større grad i første halvdel av vinteren og utover sommeren fra om lag midten av juli. De stasjonære dyra av begge kjønn hadde rimelig liten variasjon i bruk av høydegradienten. Grunnen til dette er at mange stasjonære dyr har mindre variasjonsmuligheter i sine leveområder jmf at dyr fra områder med mindre topografisk variasjon i større grad forblir stasjonære (eks på øyene). De stasjonære bukkene står likevel noe høyere om sommeren enn resten av året, som tyder på at de utnytter de mulighetene de har til å bruke

høydegradienten.

Endringene i bruk av høydegradient om høsten skjer rimelig raskt omtrent ved jaktstart for de trekkende dyra (figur 42). Dette var også i perioden da høsttrekket foregår, som vi har vist tidligere. Vi ser spesielt at bukkene endret bruken av høydegradienten mye på kort tid. Om dette også er en respons på jaktforstyrrelse er usikkert, men kan heller ikke utelukkes. I oktober «møtes» igjen alle dyr, og forskjellene mellom kjønn og trekkdyr og stasjonære dyr var relativt små. Dette noe som er knytta til brunsten, og i denne perioden opptrer kjønn mest sammen (Bonenfant *et al.*, 2004).

Bruken av høydegradienten blir påvirket av flere faktorer. De store sesongmessige variasjonene er knytta til dyras trekk og opphold i vinter- og sommerområdene. Faktorer som styrer trekkatferden vil derfor være viktige for bruken av høydegradienten. Det viser seg da også at for begge kjønn så påvirkes bruken av høydegradient av trekkdistansen, og jo lengre dyra trakk jo høyere over havet har de tilhold i sommermånedene (GLM: koller; $B=4,4$, $p<0,001$, bukker; $B=0,6$, $p<0,001$). Enda mer interessant var det at også bestandstettheten i området påvirker bruken av høydegradienten. Analysene viser at med økende tetthet så benytter hjorten generelt seg mindre av høyere høydeler, selv om man kontrollerer både for om det enkelte dyret var trekkdyr eller ikke og trekkdistansen (GLM; koller; $B=-5,2$, $p<0,001$, bukker; $B=-7,5$, $p<0,001$). Hva som er grunnen til dette kan vi ikke si med sikkerhet. En grunn kan være at økende bestandstetthet påvirker habitatbruken og at dyr i tette bestander brukes innmarka i større grad. Innmarka ligger i stor grad i lavereliggende områder i dyras leveområder og lavt i terrenget generelt.

En analyse av differensiert bruk av innmarka for regionen er også under arbeid. Der blir det sammenliknet skifter som brukes og ikke brukes av samme individ.



Figur 42. Gjennomsnittlig daglig høyde over havet for GPS posisjoner for stasjonære (grønne linjer) og trekkende (blå linjer) koller og bukker fordelt over året. Dag 1= 1. januar, osv. Data fra alle år samla.

4.5 Hjortens utvandring og spredning

Hjorten koloniserer nye områder ved at enkelte dyr vandrer ut fra det området de er født og oppvokst i. I løpet av 1900-tallet har hjorten spredt seg til det meste av Sør-Norge med utgangspunkt fra 5 ulike områder langs vestkysten (Haanes *et al.*, 2005). Dette er ikke snakk om sesongmessige trekk eller vandring, men permanente utvandring hvor dyra slår seg ned i nye områder (Loe *et al.*, 2009). På denne måten kan nye egnede områder inntas av hjorten og bestandene få tilførsel av nytt genetisk materiale. Utvandring forekommer hos alle hjortedyrene, men det er store forskjeller i spredningsmønsteret, sannsynligvis på grunn av sosiale faktorer mellom dyra og særtrekk i artenes biologi og livsmønster.

Utvandring defineres gjerne som at et dyr etablerer seg i et leveområde som ikke overlapper med moras. Det holder derfor altså at dyret flytter så langt at det så vidt kommer utenfor sitt oppvekstområde for at det skal kunne klassifiseres som en utvandring. Mange dyr utvandrer imidlertid lenger enn det. Utvandring forekommer både blant koller og bukker, men det er fra tidligere studier av hjort hovedsakelig merka i Snillfjord vist at det er en klar overvekt av bukker som utvandrer fra sitt oppvekstområde (Loe *et al.*, 2009). Unge koller kan også utvandre, men dette er på langt nær så vanlig. Utvandring og spredning skjer i stor grad blant unge individer hos hjorten, som hos de fleste andre hjortedyr.

I dette kapitlet ser vi på gjenfangst av øremerka dyr fra hele Hjortmerk-området, og vi definerer gjenfangst i denne forbindelse som innrapporterte døde dyr. Det ble i perioden 2007-2010 øremerka 343 dyr i Hjortmerk, hvorav 154 kalver, 93 ungdyr og 91 voksne dyr (i kategorien voksne ble dyr som fikk fjerna GPS halsbånd i løpet av perioden tatt med). I tillegg ble 5 kalver merka i 2011 inkludert i materialet. Vi har her beregna gjenfangstrate, vi har sett på hvor stor andel av dyra som gjenfanges i merkekommunen kontra andre kommuner, og vi har sett på den faktiske avstanden mellom merkeplass og gjenfangststed. I tillegg har vi sett på ved hvilken alder utvandring helst skjer og på forskjeller mellom kjønn og på utvandringsfrekvensen. Tilslutt ser vi på hva dette betyr for forvaltningen.

4.5.1 Gjenfangstrate av øremerka dyr

Av de 252 dyra merka som kalv eller åring ble 102 dyr rapportert døde i perioden fra 2007 til og med høsten 2011 (tabell 8). De fleste ble rapportert skutt, til sammen 99 dyr, 1 ble påkjørt og 2 ble funnet døde etter vinteren. Total gjenfangstrate for dyr merka som kalver var på 37,7 % i løpet av perioden, henholdsvis 40,2 % for bukker og 34,7 % for koller. For dyr merka som årringer var gjenfangstraten 45,2 %; 44,6 % for bukker og 46,4 % for koller.

For øremerka dyr 2,5 år og eldre var gjenfangstraten totalt i perioden 30,8 %. Mens den for bukker var på 50,0 %, var den for koller bare 22,2 % i løpet fem år. Årlig gjenfangstrate for de ulike kjønns- og aldersgruppene ble ikke beregnet i denne rapporten.

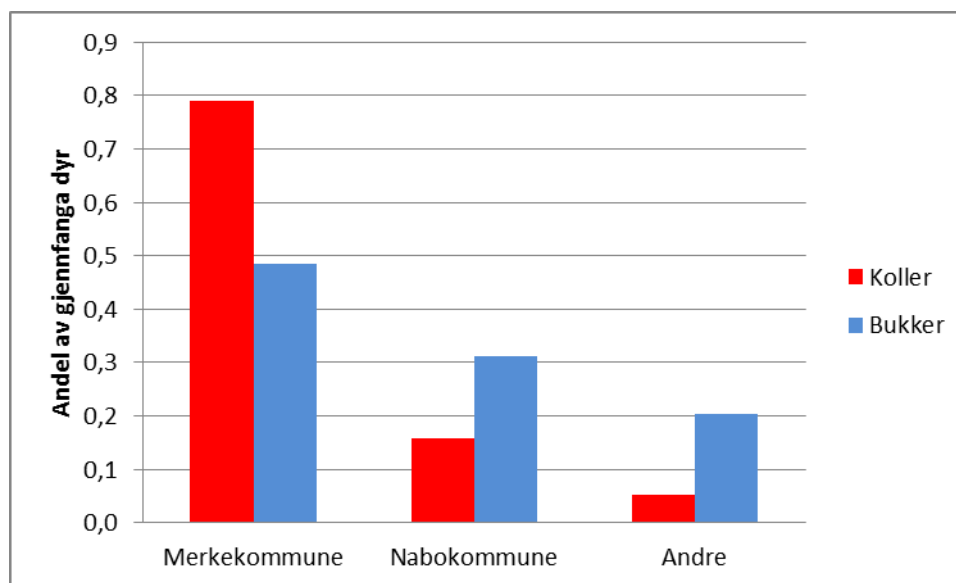
Tabell 8. Antall øremerka dyr, antall rapportert døde, dødsrate (i løpet av hele perioden) og dødsårsak fordelt etter kjønn og alderskategorier. I kategorien voksne ble dyr som fikk tatt av halsbåndet i løpet av prosjekt-perioden regnet med.

| Kategori som merka | Antall merka | Antall døde | Rate | Dødsårsak | | |
|-----------------------|-----------------|----------------|--------------|-----------|----------|----------|
| | | | | Skutte | Påkjørt | Andre |
| Hannkalver | 88 | 35 | 0,398 | 34 | 0 | 1 |
| Hokalver | 71 | 25 | 0,352 | 24 | 0 | 1 |
| Kalver | 159 | 60 | 0,377 | 58 | 0 | 2 |
| Spissbukker | 65 | 29 | 0,446 | 28 | 1 | 0 |
| Fjorskoller | 28 | 13 | 0,464 | 13 | 0 | 0 |
| Årringer | 93 | 42 | 0,452 | 41 | 1 | 0 |
| Bukker | 28 | 14 | 0,500 | 14 | 0 | 0 |
| Koller | 63 | 14 | 0,222 | 13 | 1 | 0 |
| Voksne | 91 | 28 | 0,308 | 27 | 1 | 0 |

4.5.2 Gjenfangstkommune

Gjenfangsten øremerka kalver og årringer viste at 61 av 102 dyr eller 59,8 % ble skutt/gjenfanget i samme kommune som de ble merka i. Det var imidlertid betydelig forskjeller mellom kjønn i denne fordelingen (figur 43). Mens 78,9 % av kollene ble gjenfanga i merkekommunen i løpet av studieperioden, så ble 48,4 % av bukkene det samme. Henholdsvis 15,8 % av kollene og 31,3 % av bukkene ble gjenfanga i en nabokommune, til sammen 25,5 % av dyra. Videre ble 14,7 % av de gjenfangede dyra skutt/funnet i andre kommuner. Fordelt etter kjønn så gjaldt dette 5,3 % av kollene og 20,3 % av bukkene.

Til sammenligning ble de aller fleste av øremerka voksne dyr (2,5 år og eldre) skutt i merkekommunen. Det gjelder i alt 25 av 28 dyr, det vil si 89,3 %. To dyr ble skutt i en nabokommune (ei kolle og en bukk; dvs 7,1 % av dyra), mens en bukk ble skutt i en kommune lengre borte.



Figur 43. Andel gjenfanga dyr (koller - røde stolper, bukker - blå stolper) som ble merka som kalver og ungdyr fordelt etter gjenfangst-kommune (merkekommune - gjenfangst i samme kommune som dyret ble merka i, nabokommune - gjenfangst i en kommune som grenser til kommunen dyret ble merka i og andre - gjenfangst i andre kommuner som ikke grenser til kommunen som det aktuelle dyret ble merka i).

4.5.3 Avstand fra merkeplass til gjenfangststed

Avstanden mellom merkeplass og gjenfangststed var i gjennomsnitt forskjellig for koller og bukker. For bukkene var avstanden i snitt 31,1 km, mens den blant kollene i snitt var 12,0 km (tabell 9). Hos begge kjønn, og spesielt blant kollene, var det imidlertid en klar forskyvning mot kortere avstander. Median avstanden var dermed betydelig lavere, henholdsvis 18,1 og 2,3 km hos bukker og koller (tabell 9). Blant kollene var det noen få individer som trakk gjennomsnittet mye opp, mens spredningen blant bukkene var større. Dette gjenspeiles også ved at 2 av 3 koller ble gjenfanga innenfor en avstand på 5 km fra merkeplassen, mens om lag 1 av 4 bukker ble det (figur 44b). 50 % av bukkene ble gjenfanget over 20 km fra merkestedet, og nesten 20 % over 50 km fra merkeplassen.

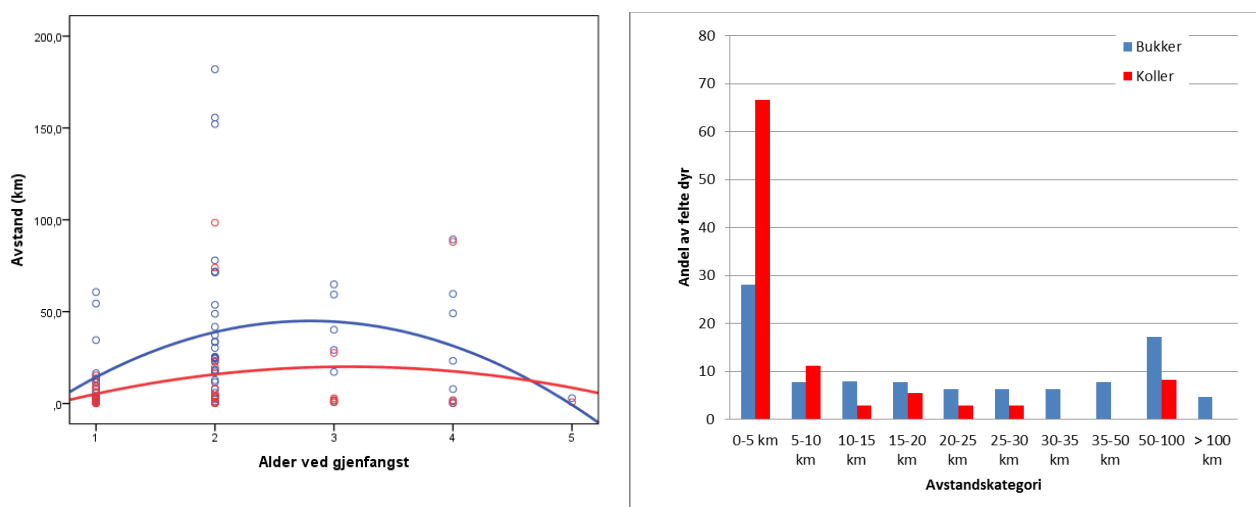
Avstanden var også relatert til alder ved gjenfangst. Dyr som ble skutt som årringer (og merka som kalver) ble i snitt gjenfanga nærmere merkestedet enn dyr skutt som toåringer og eldre (tabell 9, figur 44a). Forskjellen i avstand mellom ett og to års hanndyr var i snitt på nesten 28 km, mens hos kollene var den på knappe 16 km. Det er en signifikant forskjell i avstanden mellom ett og to års hanndyr (GLM; $p=0,026$), mens blant hodyra var forskjellen en tendens (GLM; $p=0,099$). Forskjellen mellom medianverdiene var imidlertid bare 2,5 km blant hodyra, mens forskjellen mellom median og gjennomsnitt var på vel 20 km for hanndyra. Dette forteller at fordeling av avstanden var forskjøvet mot kortere avstander enn snittet og forklarer at fordeling ikke ble forskjellig blant kollene. Av de hannkalvene som ble gjenfanga som årringer ble 50 % skutt innen en avstand på 5 km, og nesten 85 % innenfor en avstand på 20 km. Tilsvarende ble alle hodyra gjenfanga innen en avstand på 20 km og nesten 90 % innen 10 km, mens 2 av 3 innen en avstand på 5 km. Gjenfangsten av toåringer har et noe annet mønster. Innen denne aldersgruppen ble bare 15,6 % av bukkene gjenfanga innen en avstand på 5

km fra merkeplass og 37,5 % innenfor 20 km. Blant toårs kollene ble nesten 60 % gjenfanga innenfor 5 km fra merkeplass og 75 % innen en avstand på 20 km. Dyr gjenfanga som 3 år og eldre (og merka som kalv eller årringer) viser om lag samme mønsteret som toåringene, men gjennomsnittlig avstand var mindre for begge kjønn (også medianverdien for kollene var lavere, tabell 9). Variasjonen var likevel såpass stor at dette ikke er noen statistisk sikre forskjeller.

For de dyra som ble øremerka som 2,5 år og eldre har vi beregna avstander for 24 dyr (10 bukker og 14 koller). Alle så nær som en bukk ble skutt innen en avstand på knappe 13 km fra merkeplass. Blant kollene ble 85 % gjenfanget innen 5 km fra merkeplass, mens 50 % av bukkene ble skutt innen denne avstanden. Vi har ikke gode opplysninger om fordelingen mellom trekkdyr og stasjonære dyr blant de voksne dyr. Selv om utvalget i dette studiet var noe lite så viser det likevel at de voksne dyr i stor grad blir skutt i nærheten merkeplass. Merkeområdet var en del av dyras vinterområde og det tyder også på at de voksne dyra oftest blir skutt i vinterområdet.

Tabell 9. Gjennomsnittlig avstand (km), standardavvik (S.D.), median-, minimum- og maksimum avstand mellom merkeplass og gjenfangststed for bukker og koller øremerka som kalver og årringer fordelt etter alder ved gjenfangst. N angir antall i hver gruppe. Dyr som er gjenfanget som årringer ble alltid merka som kalv, mens dyr 2 år og eldre er en blanding av dyr som ble merka som kalver og årringer.

| Kjønn | Alder ved gjenfangst | Gj.snitt | S.D. | Median | Minimum | Maksimum | N (antall) |
|------------------------|----------------------|----------|------|--------|---------|----------|------------|
| Bukker | 1 | 13,1 | 18,3 | 4,7 | 0,2 | 60,7 | 18 |
| | 2 | 40,8 | 45,8 | 25,1 | 0,2 | 181,9 | 32 |
| | 3 og eldre | 31,8 | 28,9 | 26,2 | 0,2 | 89,3 | 14 |
| | Totalt | 31,1 | 37,9 | 18,1 | 0,2 | 181,9 | 64 |
| Koller | 1 | 4,3 | 4,8 | 1,9 | 0,1 | 15,3 | 15 |
| | 2 | 20,1 | 32,2 | 4,4 | 0,2 | 98,4 | 12 |
| | 3 og eldre | 13,9 | 29,1 | 1,8 | 0,4 | 88,1 | 9 |
| | Totalt | 12,0 | 24,0 | 2,3 | 0,1 | 98,4 | 36 |
| Totalt for begge kjønn | 1 | 9,1 | 14,4 | 3,0 | 0,1 | 60,7 | 33 |
| | 2 | 35,2 | 43,2 | 22,9 | 0,2 | 181,9 | 44 |
| | 3 og eldre | 24,8 | 29,7 | 7,9 | 0,2 | 89,3 | 23 |
| | Totalt | 24,2 | 34,7 | 9,3 | 0,1 | 181,9 | 100 |



Figur 44. (a) Avstand (km - mellom merkeplass og gjenfangststed) plottet mot alder for felte dyr ved gjenfangst for koller (røde sirkler) og bukker (blå sirkler) som ble øremerka som kalver eller årringer. Linjene viser en 2-grads sammenheng for de ulike kjønn. (b) Andel felte dyr i ulike avstandskategorier mellom merkeplass og gjenfangststed fordelt etter kjønn (koller - røde stolper, bukker - blå stolper).

4.5.4 Hvilke dyr utvandrer og hvor drar de?

Når det gjelder utvandring av hjort fra ett område til ett annet så kan det også være av interesse hvilke dyr som velger å dra kontra de som velger å bli. Vårt studie viste at dyra som utvandret i snitt var tyngre enn de som valgte å bli værende, og dette gjaldt for begge kjønn som ble merka som kalver (GLM log. regr., $\beta=0,22$, $p=0,04$ for bukker, og $\beta=0,27$, $p=0,03$ for koller). Dette resultatet står i kontrast til tidligere resultater fra dyr merka på 1980- og 1990-tallet i Snillfjord (Loe et al. 2010) hvor det ikke ble avslørt noen sammenheng mellom dyrets vekt og sannsynlighet for utvandring.

Årsaken til utvandring og spredning kan være å begrense innavl (parring med nært beslektede individer), næringskonkurrans eller konkurranse om partnere. Hjorten er en polygyn art, dvs. at en bukk kan bedekke flere koller. Hos arter som hjort er hunnenes suksess, i form av antall produserte avkom, begrenset av mattilgang (fordi det er kostnadskrevenende å produsere avkom), mens hannenes suksess er begrenset av tilgang til hunner. I Skottland har man også sett at det er de største unge bukkene som utvandrer. Dette kan skyldes at de største dyra har større sjanse til å hevde seg på bortebane både i kampen om beitetilgang og i kampen om kollene.

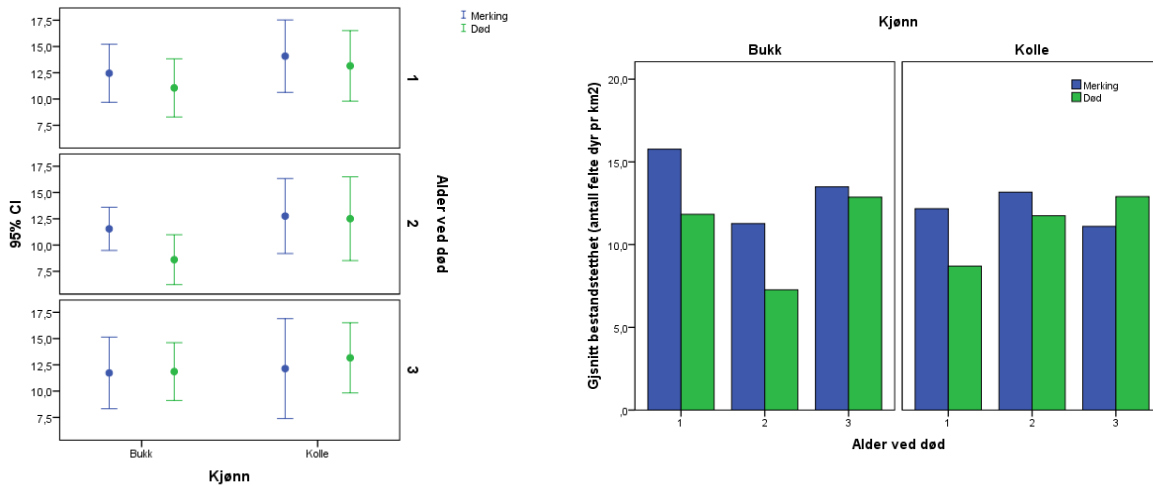
Våre resultater viste at bukkene blir gjenfanga i områder med lavere bestandstetthet enn merkestedet (t-test; $t=2,62$, $p=0,011$), mens vi ikke fant dette mønsteret hos kollene (t-test; $t=0,37$, $p=0,72$, figur 45a). Videre ble utvandrede bukker skutt i områder med lavere tetthet enn ikke-utvandrede bukker (GLM log regr.; $\beta=0,169$, $p=0,015$). For kollene finner man det samme mønsteret, men bare som en tendens (GLM log regr.; $\beta=0,183$, $p=0,14$). Tidligere har Loe et.al. (2009) vist at hanndyra som utvandrer finner seg nye områder med lavere tetthet enn hvor de kom fra og at de fant seg steder med lavere bestandstetthet enn bare ved tilfeldigheter. Bukkene valgte derfor bevisst leveområder hvor det var lavere tetthet av dyr enn i omkringliggende områder, mens dette ikke var tilfelle for kollene. Kollene som ble skutt borte ble i større grad skutt i områder med lik tetthet som ved tilfeldig utvandring. Utvandringen ser tilsynelatende ikke ut til å ha faste mønster med hensyn til retning. Men siden tettheten gjerne er høyere langs kysten og i lavlandet tyder dette på at hovedretningen på utvandringen ofte foregår fra kysten og innover i landet, men faste regler er vanskelig å sette.

Det er også verdt å merke seg at alder ved gjenfangst også betyr noe. Hanndyr som gjenfanges som ett og to åringer ble skutt i områder med lavere bestandstetthet enn i merkeområdet, mens dette ikke var tilfelle for dyr 3 år og eldre (figur 45a). Dette mønsteret blir enda tydeligere viss man kun ser på hanndyr som ble definert som utvandret (figur 45b). For hodyra finner vi ikke dette mønsteret så tydelig, selv om man også ser dette blant utvandrede koller som dog er relativt få (figur b).

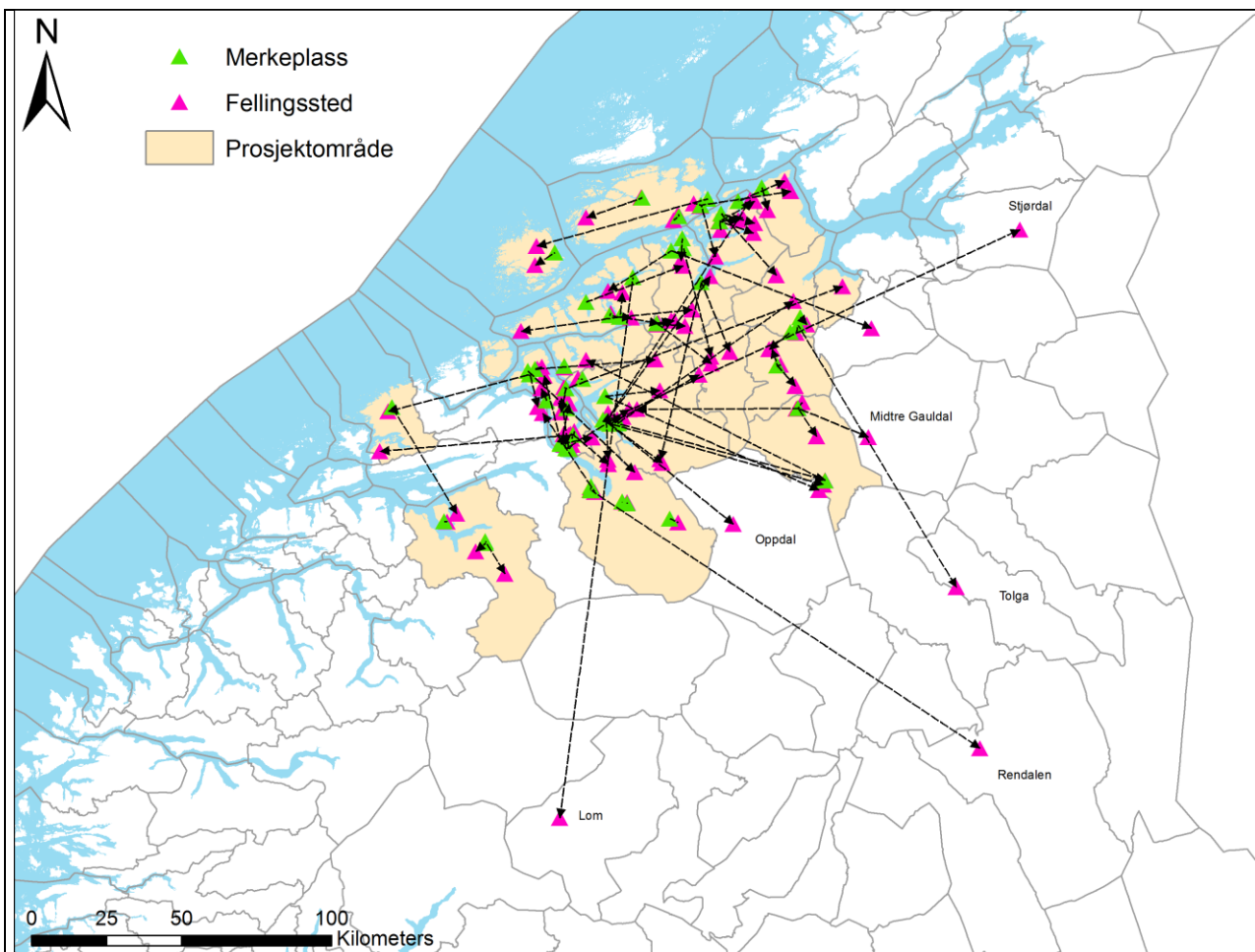
For en ung bukk handler det mye om å vokse seg størst mulig før den når voksen alder. Derfor vil det kunne være en fordel å oppsøke områder med færre artsfrender og dermed mindre beitekonkurrans. Det er dermed et forventet mønster at unge bukker oppsøker områder med lavere bestandstetthet. Når de samme bukkene finner ut at de vil delta i kampen om kollene i brunsten, vil flere kunne søke til områder med flere koller som da gjerne har høyere bestandstetthet.

4.5.5 Utvandringsfrekvens

Våre resultater tyder på at utvandring og spredning i størst grad skjer mellom ett og toårs alder, sannsynligvis i løpet av sommeren når hjorten er to år gamle. Men det ser også ut til noen få dyr, særlig hanndyr, utvandrer som ettåringer. Den tidligere nevnte studien utført på gjenfangst øremerkedyr i Snillfjord på 1980 og 1990-tallet brukte en avstand på 8,7 km mellom avstand fra merkeplass som definisjon av utvandring (Loe et al., 2009). Hvis man bruker denne definisjonen i vårt studie så betyr det at 65 % av bukkene og 25 % av kollene utvandrer fra moras vinterområde. Det kan imidlertid være vanskelig å skille mellom utvandring og årlige sesongtrekk når man ikke har GPS data fra individene og i stor grad heller ikke data fra mødrene til disse dyra. En mer konservativ avstandsdefinisjon på for eksempel 15 km viser imidlertid det samme mønsteret og med denne avstandsdefinisjonen så utvandret 56 % av bukkene og 20 % av kollene.



Figur 45. (a) Gjennomsnittlig bestandstetthet (antall felte dyr pr km²) med 95 % konfidensintervall (C.I.) ved merkeplass (merking - blå punkter) og ved gjenfangststed (død- grønne punkter) for bukker og koller gjenfanga ved tre ulike alderstrinn (ett år, to år, og tre år og eldre). (b) Gjennomsnittlig bestandstetthet (antall felte dyr pr km²) ved merkeplass (merking - blå søyler) og ved gjenfangststed (død- grønne søyler) for bukker og koller gjenfanga ved tre ulike alderstrinn (ett år, to år, og tre år og eldre) for dyr som ble definert som utvandret (gjenfanga mer enn 8,7 km fra merkeplass).

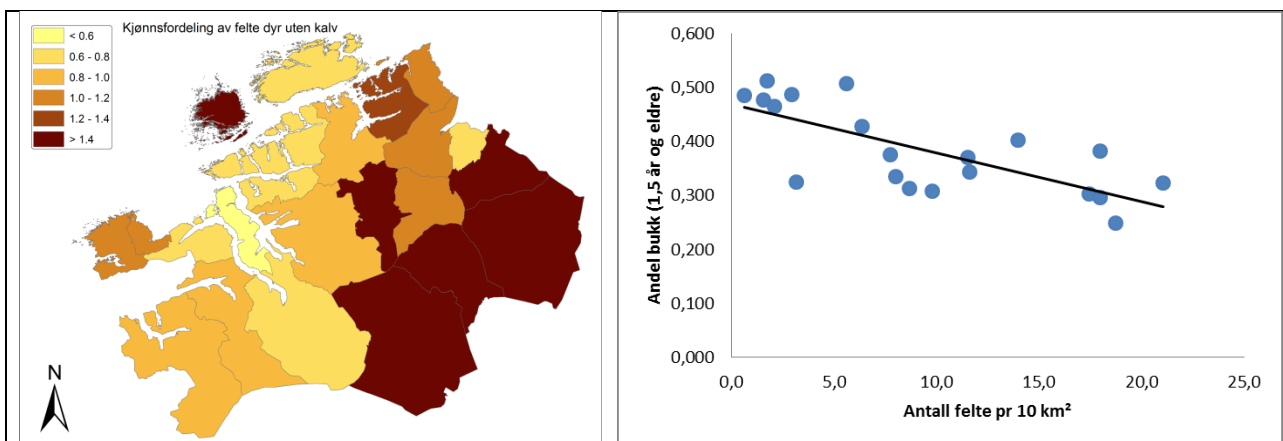


Figur 46. Merkeplasser (grønne trekkanter) og fellings-/gjenfangststed for merkedyr i Hjortmerk prosjektet.

4.5.6 Hvordan kan vi forholde oss til hjortens ut- og innvandring i forvaltningen?

Utvandring og innvandring av dyr kan påvirke hvordan vi forvalter hjorten i et gitt område. Uavhengig av hvilken avstandsdefinisjon vi ser på som utvandring, så vil disse forflytningene kunne påvirke effekten av forvaltningstiltak forskjellig alt etter hvilken skala tiltakene settes i gang på. Som vi har sett blir mer enn 50 % av bukkene gjenfanga i andre kommuner enn merkekommunen, mens kollene i langt mindre grad blir skutt utenfor merkekommunen. Sett i lys av forvaltning på vald- eller kommunenivå vil effekten av avskyting på lokalt nivå ha betydelig forskjellig potensiale for de to kjønnene. En planmessig endring av avskytingen bør derfor kunne sees i en større skala for bukkene enn for kollene. I praksis vil det si at man i større grad vil kunne bestemme veksten i bestanden i lokalt fordi (til)veksten er mest avhengig av dødeligheten hos produktive koller (Langvatn & Loison, 1999a). Andelen bukk i bestanden styres også totalt sett av avskytingen, men i mindre grad lokalt både på grunn av utvandringsfrekvensen og den årlige arealbruken. Dermed bør avskytingen av bukk i bestanden styres på et mer regionalt nivå, og gjerne sett over flere kommuner i sammenheng for å kunne oppnå de effektene man er ute etter og kunne nå de måla man setter seg.

Samtidig spiller bestandstettheten en viktig rolle for utvandringsmønsteret, spesielt hos bukker. Vi har sett at unge bukker gjerne finner seg områder med lavere bestandstetthet enn tilfeldig valgte områder, og lavere enn i oppvekstområdet (eller leveområdet til mora). Også de unge kollene som velger å dra fra moras hjemmeområde, oppsøker områder som har lavere bestandstetthet. I praksis betyr dette gjerne at vald og kommuner med lav bestandstetthet gjerne får «påfyll» (eller netto innvandring) av dyr og da spesielt unge bukker (ett- og toåringer) fra områder med høyere tetthet. Og motsatt, høytetthetsområder vil ha en netto utvandring av unge bukker, selv om noen kan komme tilbake et par år seinere. I Hjortmerk-området ser man en rimelig klar negativ sammenheng mellom andel felte bukker og bestandstetthet på kommunenivå (figur 47b for 2010: $r=-0,73$, $n=20$, $p<0,001$); jo større bestandstetthet, jo lavere andel bukker (1,5 år og eldre) blir felt årlig. Selv om vi ikke har gjort disse analysene på valdnivå, er det grunn til å tro at man vil finne det samme mønsteret på mer finskala nivå også. Siden jakttrykket på bukker i alle aldre er høyt i de aller fleste kommunene (Veiberg *et al.*, 2010), vil man først kunne oppleve en lav andel bukk i bestanden i høytetthetsområder. Selv om det er begrenset kunnskap pr i dag om effekten av lav andel bukker i bestanden, så bør man være klar over de ulempene få voksne hanndyr kan bety for utviklingen i bestandene (Myysterud *et al.*, 2002a). Variasjonen i bestandstetthet kan variere betydelig både innen og mellom kommuner og det samme vil sammensetningen i kjønn og alder. Det er derfor viktig å kunne se over større områder gjerne flere vald og kommuner med hensyn til beskatningstrykket på hanndyra totalt sett.



Figur 47. (a) Fordelingen mellom bukker og koller (antall bukker/antall koller) på kommunenivå i hjortmerk-området. Mørke kommuner indikerer en høy andel bukk i avskytingen. (b) Forholdet mellom andel bukker (1,5 år og eldre) i avskytingen og antall felte dyr pr 10 km² (bestandstetthet) på kommunenivå i hjortmerk-området.

4.6 Hjortens arealbruk og skala i forvaltningen

Det er et overordna mål i forvaltningen av hjortevilt i Norge at den skal være bestandsretta, det vil si at mål og strategier som legges i forvaltningen skal rettes inn mot bestandene. Samtidig er det et prinsipp at forvaltningen skal foregå på det laveste leddet i forvaltningshierarkiet. Pr i dag er det valda - grunneiernes forvaltningsenhet - som har ansvaret for å utforme sine mål for hjortebestandens utvikling, mens kommunene har ansvar for å utforme retningslinjer og overordna mål for forvaltningen.

I dette kapitelet vil vi beskrive arealbruk og trekkmonster for hjorten i regionen sett i forhold til i forvaltningen i regionen. Problemstillingen i forhold til skala i forvaltningen av hjort kan sees på to nivåer. Det ene er dyras faktiske arealbruk gjennom året, og tidspunkt for når dyra trekker eller oppholder seg i ulike areal. Det andre er hvordan vi har organisert forvaltningen i form av administrative enheter hvor både bestemmelser, mål og utførelse foregår, og i form av tidspunkt for høsting av bestandene. Det har vært fokus på at forvaltningen av hjortedyra skal være bestandsretta. Et viktig virkemiddel og fokus de siste 10-15 åra har vært organisering av større vald. I hvor stor grad samsvarer dagens valdstruktur med ønsket om å forvalte en hjortebestand? Her vil vi se på hvordan hjorten trekker i forhold til administrative enheter som vald og kommunegrenser og vi vil se på når hjorten trekker i forhold til jakttida.

4.6.1 Kommunenes areal og tellende areal

Kommunenes areal og fordeling av areal typer varierer naturlig nok betydelig i regionen (tabell 10). Hver kommune skal definere ett tellende areal som grunnlag for den lokale forvaltningen av hjorten. Tellende areal er i forskrift om forvaltning av hjortevilt definert som «det arealet som skal legges til grunn for beregning av fellingstillatelse». Tellende areal bør omfatte alle areal typene som hjorten benytter i løpet av året. I snitt utgjør tellende areal i våre kommuner 67 % av totalt landareal, med en variasjon fra 31 (Sunndal) til 98 % (Tingvoll). Dette må i stor grad sees i sammenheng med andel fjell i kommunene. Men det kan også være forskjeller i hvordan kommunene beregner tellende areal og hvilke areal typer som inkluderes. GPS dataene forteller oss at hjorten i løpet av året benytter mange typer areal selv om preferansen for areal typene er forskjellig (Godvik *et al.*, 2009; Loe *et al.*, 2012). Det er likevel bare rent snau fjell som hjorten unngår i stor grad (Loe *et al.*, 2012) og som etter vår vurdering ikke bør inkluderes som tellende areal (se også figur 48). Når vi har beregnet arealet i valdene i de ulike kommunene (tabell 10) så er derfor kun fjell (og vann) ekskludert. Det er grunnen til at sum av arealet av valda er større enn totalt tellende areal for hver kommune. Hva som ligger bak vurderingene for kommunene er antakelig ulikt og sannsynligvis vurdert ut fra den kunnskapen som man hadde da. Selv om kriteriene for tellende areal er lite spesifikke, så viser GPS dataene at kommunene sannsynligvis er relativt restriktive i hva som er tellende areal. Vi tror heller at en vekting av ulike areal typer vil være aktuelt i framtida basert på informasjon fra hjortens totale arealbruk (Loe *et al.*, 2012; Myrsterud *et al.*, 2011a).

4.6.2 Habitatpotensialkart - et virkemiddel for beregning av tellende areal?

Habitatpotensialkart er heldekkende kart som viser hvor i terrenget det er stor og liten sannsynlighet for å finne en art (Myrsterud *et al.*, 2011a). Karta baserer seg på en modell som forteller oss hvilke kombinasjoner av miljøvariabler som foretrekkes og unngås av arten. Våre posisjonsdata er velegnet til dette formålet fordi vi har presis kunnskap om områdebruken til et stort antall individer over store områder med omfattende variasjon innen registrerte miljøvariabler. I forbindelse med arealprosjektet (Myrsterud *et al.*, 2011a) ble det laget habitatpotensialkart for hjorten i Sogn & Fjordane og Møre & Romsdal/Sør-Trøndelag (figur 48) (Loe *et al.*, 2012). Kan disse være nyttige og informative som forvaltningsverktøy og i fastsetting og vekting av tellende areal?

Både på lokalt og regionalt nivå brukes i dag antall felte dyr per arealenhet (tellende areal) som grunnlag for å sammenligne bestandstettheter og som grunnlag for fellingskvoter. Klassifiseringen "tellende areal" sier derimot svært lite om kvaliteten, sett fra hjortens ståsted, på arealet som inngår her. Et kart som kan klassifisere ulike areal typer og deres potensielle som hjortehabitat vil kunne representere et bedre, mer standardisert og målrettet verktøy til å vurdere og å sammenligne lokal bæreevne for ulike områder. Dette må kombineres med informasjon om sesongvariasjon i hjortens områdebruk. Per i dag kan habitatpotensialkartene i hovedsak benyttes til å gi en indikasjon for forventet produksjon av hjort men presisjonen er fortsatt ganske lav. Grunnlagskarta som ble brukt til å beregne potensielle hjortehabitater var basert på relativt grovskalert informasjon som var de eneste tilgjengelig da prosjektet starta opp (fra kartserien AR-5). Det vil si at vi kun hadde noen få klasser skog og innmark som i tillegg kan være upresist avgrenset og/eller utdatert. Med disse begrensningene,

hva kan vi få ut av de nåværende kartene over potensielle hjortehabitater? De kan fungere som et noe bedre mål enn «tellende areal» på hva forventet høsting i et gitt område (sammenligna med naboområder) burde ligge på. For eksempel kan man vektlegge områder med mye innmark og store andeler produktive skogsarealer høyere enn lavproduktiv skog og uproduktive arealer. Hvis et område har uventet lav (eller høy) høsting i forhold til hva habitatpotensialkartene tilsier, kan dette gi forvaltningen et signal om at det kan lønne seg å se mer nøyaktig på av hva som ligger bak. I slike tilfelle kan det lønne seg å regulere stammen til et nivå mer i samsvar med antatte beiteressurser.

I løpet av AREAL-prosjektet ble det utarbeidet mer finskalerte vegetasjonskart med en forbedret vegetasjonsklassifisering (Mysterud *et al.*, 2011a). Det nye kartgrunnlaget vil gi en bedre beskrivelse av viktige miljøvariabler for hjorten, og dette vil sannsynligvis forbedre våre muligheter til å differensiere mellom gode/viktige og mindre gode/viktige arealer.

Tabell 10. Gjennomsnittlig valdsstørrelse (km²), antall vald, standard avvik av gjennomsnittlig valdstørrelse (S.D.), median valdsstørrelse (km²), minste og største valdsstørrelsen (km²) pr kommune innen studieområdet, sum areal for alle vald (km²) og tellende areal for valda i kommunene (tallene er basert på informasjon fra SSB i 2010).

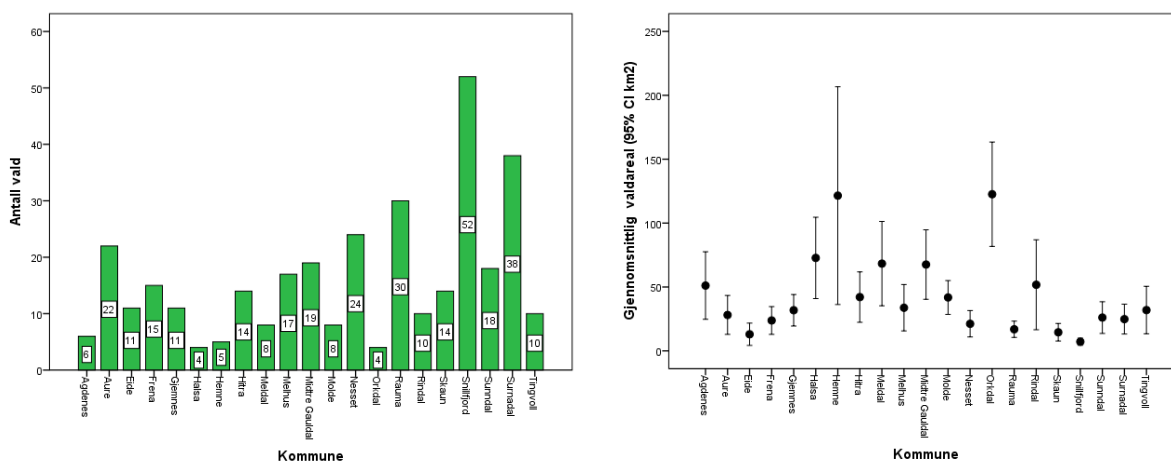
| Kommune | Snitt (km ²) | Antall | S. D. | Median | Minste | Største | Sum | Tellende areal |
|----------------|--------------------------|--------|-------|--------|--------|---------|---------|----------------|
| Agdenes | 51,1 | 6 | 25,2 | 55,1 | 5,8 | 82,0 | 306,8 | 260,6 |
| Aure | 28,1 | 22 | 34,4 | 15,3 | 1,7 | 140,6 | 618,9 | 491,0 |
| Eide | 13,0 | 11 | 13,0 | 6,7 | 2,9 | 41,1 | 143,1 | 103,5 |
| Frena | 23,8 | 15 | 19,6 | 19,2 | 3,3 | 66,0 | 356,8 | 314,1 |
| Gjemnes | 22,2 | 11 | 17,1 | 20,9 | 1,2 | 64,4 | 349,9 | 321,4 |
| Halsa | 72,7 | 4 | 20,0 | 67,9 | 56,3 | 98,9 | 291,0 | 193,0 |
| Hemne | 121,5 | 5 | 68,6 | 136,2 | 6,2 | 176,4 | 607,6 | 436,7 |
| Hitra | 42,1 | 14 | 34,2 | 31,0 | 1,8 | 115,0 | 589,3 | 578,4 |
| Meldal | 68,3 | 8 | 39,5 | 72,3 | 23,2 | 113,7 | 546,3 | 519,2 |
| Melhus | 33,8 | 17 | 35,3 | 18,3 | 2,7 | 124,9 | 574,1 | 519,2 |
| Midtre Gauldal | 67,5 | 19 | 56,4 | 51,4 | 10,3 | 167,2 | 1283,4 | 1006,4 |
| Molde | 41,8 | 8 | 15,8 | 39,9 | 19,8 | 73,8 | 334,3 | 308,3 |
| Nesset | 21,2 | 24 | 24,5 | 10,8 | 1,8 | 80,9 | 509,2 | 329,7 |
| Orkdal | 122,6 | 4 | 25,6 | 117,0 | 101,2 | 155,2 | 490,3 | 435,8 |
| Rauma | 16,9 | 30 | 17,0 | 10,6 | 1,3 | 55,7 | 507,4 | 510,3 |
| Rindal | 51,8 | 10 | 49,2 | 38,0 | 3,7 | 129,8 | 517,5 | 372,8 |
| Snillfjord | 7,2 | 52 | 10,1 | 4,7 | 0,2 | 69,4 | 372,3 | 303,3 |
| Skaun | 14,6 | 14 | 11,9 | 10,8 | 1,2 | 35,4 | 204,1 | 178,8 |
| Sunndal | 26,1 | 18 | 25,0 | 13,9 | 1,6 | 75,8 | 469,0 | 512,3 |
| Surnadal | 24,9 | 38 | 35,6 | 14,3 | 1,5 | 194,9 | 945,1 | 620,8 |
| Tingvoll | 31,9 | 10 | 26,0 | 26,2 | 1,3 | 85,1 | 319,4 | 307,4 |
| Alle | 30,4 | 340 | 36,7 | 14,3 | 0,2 | 194,9 | 10164,9 | 8623,0 |



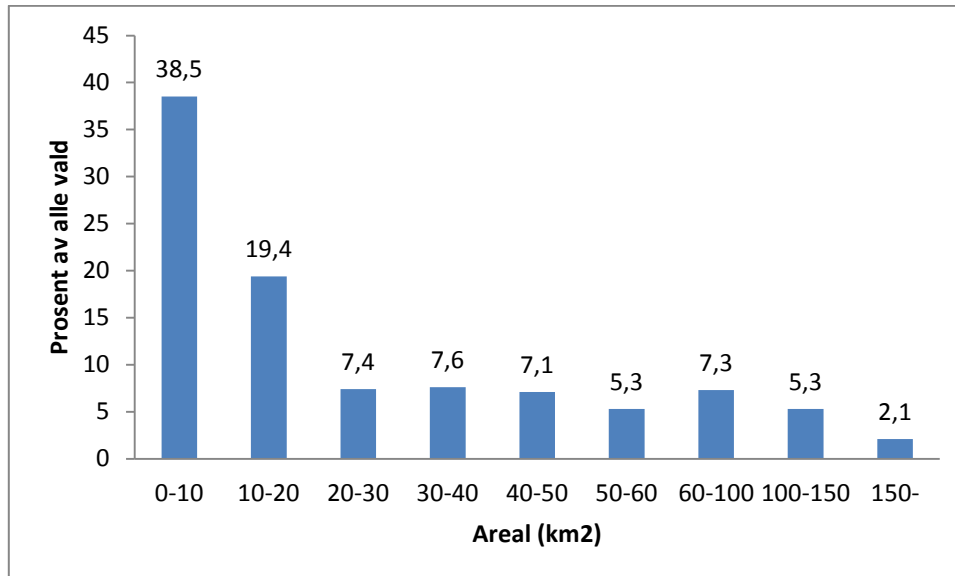
Figur 48. Habitatpotensialkart for Hjortmerk-regionen. Kartet forteller i stor skala hvilke arealer som innehar miljøfaktorer som er viktige for hjorten. Jo mørkere fargen er, jo bedre er habitatene egnet for hjorten. Lyse farger (snau fjell i stor grad) er lite egnet habitat for hjorten.

4.6.3 Antall og areal på vald i regionen

Valdstørrelsen (etter vår utregning basert på digitale kart) i kommunene i Hjortmerk området var i gjennomsnitt 30,4 km² (tabell 10). Variasjonen var imidlertid stor både innad i og mellom kommuner både i størrelse på vald (figur 49b) og antallet vald pr kommune (figur 49a). Det minste valdet var under 1 km² og det største om lag 195 km². Antallet vald pr kommune varierte fra 4 (Orkdal og Halså) til 52 (Snillfjord), med et gjennomsnitt på 16,2. Valdstørrelse varierte derfor naturlig nok betydelig mellom kommunene. I Snillfjord er gjennomsnittervaldet 7,2 km², mens det i nabokommune Orkdal og Hemne er gjennomsnittervalda henholdsvis 122,6 og 121,5 km². I de kommunene som hadde flest vald var naturlig nok også valda mindre. Median valdstørrelse var 14,3 km² for hele regionen, som forteller at det er en del store vald som trekker opp gjennomsnittsarealet. Totalt sett i regionen var 38,5 % av valda under 10 km² og 65 % av valda dekker mindre enn 30 km² (figur 50). Bare om lag 20 % av valda dekker et areal på 50 km² eller mer.



Figur 49. (a) Fordeling av antall vald pr kommune. (b) Gjennomsnittlig valdstørrelse (km²) i de samme kommunene med variasjon innen 95 % konfidensintervall (CI).



Figur 50. Frekvensfordeling av valdareal innen studieområdet fordelt etter tellende areal i det enkelte valdet.

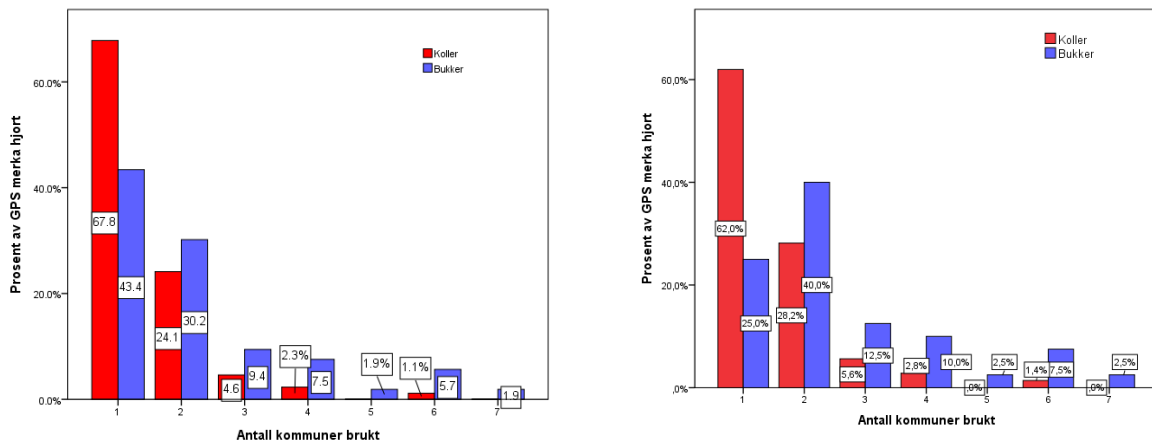
4.6.4 Hjortens trekkemønster sett mot administrative grenser

I løpet av ett år besøkte en gjennomsnittlig GPS hjort 1,7 kommuner (n=140). Mens kollene i snitt var innom 1,5 kommune, så brukte bukkene 2,2 kommuner. 68 % av kollene og 43 % av bukkene holdt seg innenfor en kommune i løpet av året, mens 8 % av kollene og 26 % av bukkene brukte 3 eller flere kommuner i løpet av året (figur 51a). Ser man bort fra GPS dyra på øyene (Hitra, Smøla, Kristiansund og deler av Aure) så brukte henholdsvis kollene og bukkene 1,5 og 2,5 kommuner pr år. Fordelingen av antall kommuner brukt endrer seg også en del blant bukkene spesielt når vi holder øydyra utenfor (figur 51b). Andelen bukk som bruker bare en kommune i løpet av året blir da redusert til 25 %.

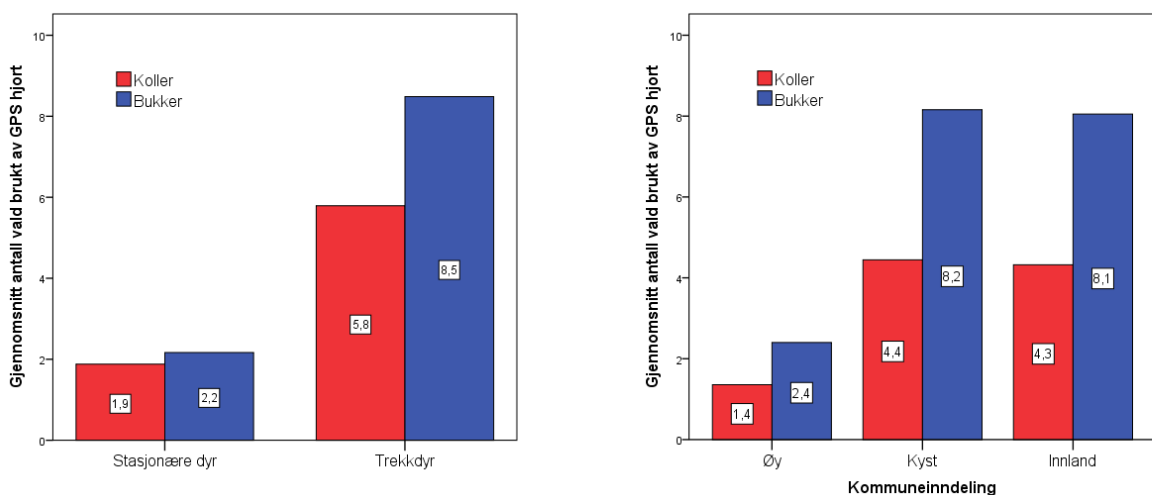
I gjennomsnitt brukte GPS hjortene 5 vald (n=133) i løpet av året. Variasjonen ligger fra 1 til 21 vald, og medianverdien var 3 vald. Bukkene bruker i snitt flere vald enn kollene (GLM; $\beta = -3,06$, $p < 0,001$; koller snitt 3,8 vald; n=84; bukker snitt 6,9 vald; n=49). Dette har sammenheng med at flere av bukkene var trekkdyr, og at de i snitt trakk lengre enn kollene. Både kollene og bukkene hadde lavere medianverdi (henholdsvis 2 og 5 vald) enn gjennomsnittsverdi som igjen betyr at det var enkelte dyr som trakk opp gjennomsnittet. Av kollene var det det 27,4 % som kun brukte ett vald i løpet av året (se figur 54), og 52,4 % brukte inntil to vald (figur 53a). 23,8 % av kollene brukte 6 eller flere vald i løpet av året. Flest registrerte vald ei kolle har vært innom i løpet av ett år var 17. Av bukkene var det 24,5 % som brukte inntil 2 vald, og 49,0 % brukte 6 eller flere vald i løpet av ett år. Så mange så 24,5 % av bukkene brukte 10 eller flere vald, og største antall vald en bukk var innom var 21 (se figur 54).

Stort sett alle dyr som er merka på øyer (Hitra, Smøla, Kristiansund og deler av Aure) holder innen den kommunen de ble merka i. Unntaket var ei kolle og en bukk fra Ertvåg i Aure som svømte over henholdsvis til Halså og Tustna. Øydyr av begge kjønn bruker da også færre vald i løpet av året enn dyr på fastlandet (figur 52b, GLM; $\beta = -5,65$, $p = 0,001$). Grunnen er at øydyra i større grad er stasjonære og trekkende individer i snitt trekker kortere enn dyr på fastlandet. Hvis man ser bort fra GPS dyra på de nevnte øyene så brukte kollene snitt 4,4 vald (n=70) og bukkene 8,1 vald (n=39) (figur 52 b). Øydyra brukte bare 1,4 og 2,4 vald for henholdsvis koller og bukker. På fastlandet brukte 18,6 % av kollene ett vald og 44,6 inntil to. Blant bukkene brukte bare 12,8 % inntil 2 vald (figur 53b).

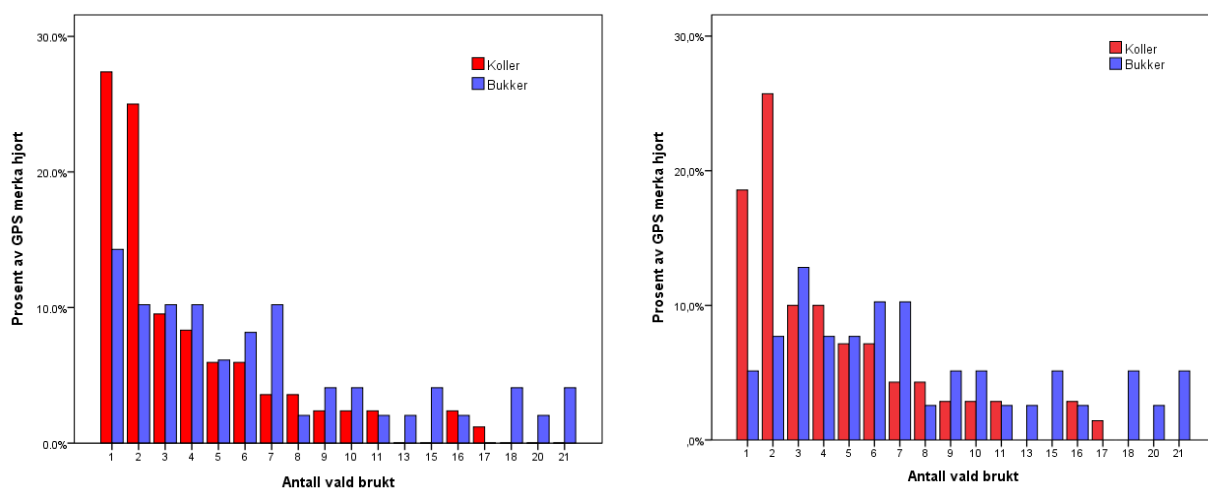
Naturlig nok var det stor forskjell mellom stasjonære dyr og trekkdyr i hvor mange vald som blir brukt i løpet av ett år (figur 52a). Stasjonære koller brukte i snitt 1,9 vald (median 2 vald) pr år, mens de trekkende kollene brukte 5,8 (median 5 vald, GLM; $\beta = -3,9$, $p < 0,001$). De stasjonære bukkene brukte i snitt 2,2 vald (median 1 vald), mens de trekkende bukkene brukte i snitt 8,5 vald (median 7 vald; GLM $\beta = -6,3$, $p = 0,001$). Sammenligner vi stasjonære dyr så var det ingen forskjeller mellom kjønn i antall vald brukt i løpet av året (GLM; $\beta = -0,27$, $p = 0,48$). For de trekkende dyra er det imidlertid sikre forskjeller mellom kjønn; bukkene bruker flere vald enn kollene (GLM; $\beta = -2,7$, $p = 0,02$).



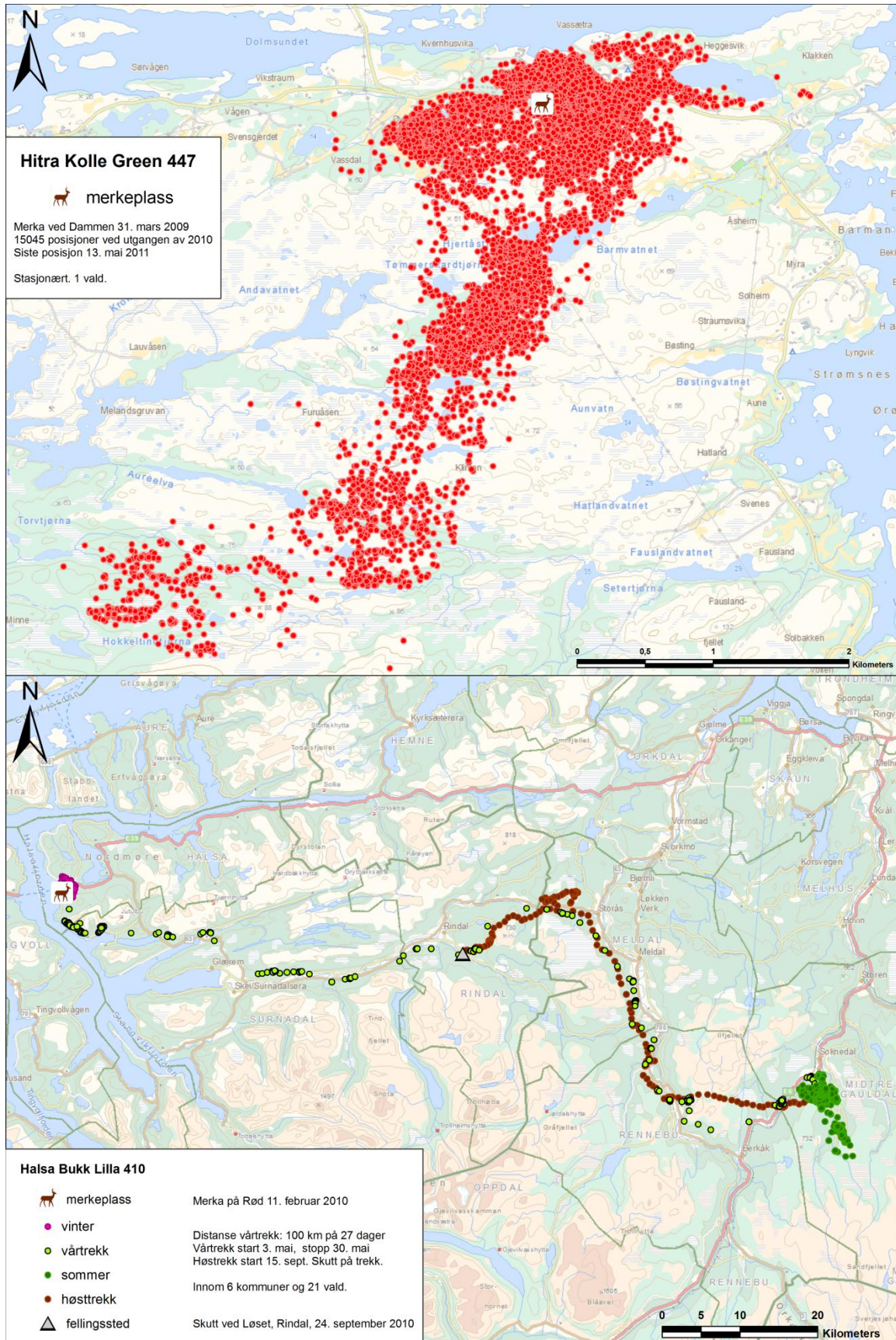
Figur 51. (a) Fordeling av antall kommuner brukt for GPS fordelt etter kjønn. (b) Samme som a ekskludert øydyra (dyr fra Hitra, Smøla, Kristiansund og deler av Aure).



Figur 52. (a) Gjennomsnitt antall vald brukt av GPS hjort fordelt etter stasjonære og trekkende dyr av begge kjønn. (b) Gjennomsnitt antall vald brukt av GPS hjort fordelt etter øy-, kyst- og innlandskommuner for begge kjønn.



Figur 53. (a) Fordeling av GPS hjort etter antall vald brukt fordelt etter kjønn. (b) Samme som a ekskludert øydyra (dyr fra Hitra, Smøla, Kristiansund og deler av Aure).



Figur 54. Kartene viser årlig arealbruk for to ulike individer; ei stasjonær kolle fra Hitra (øverst) og en trekkende bukk fra Halså (nederst).

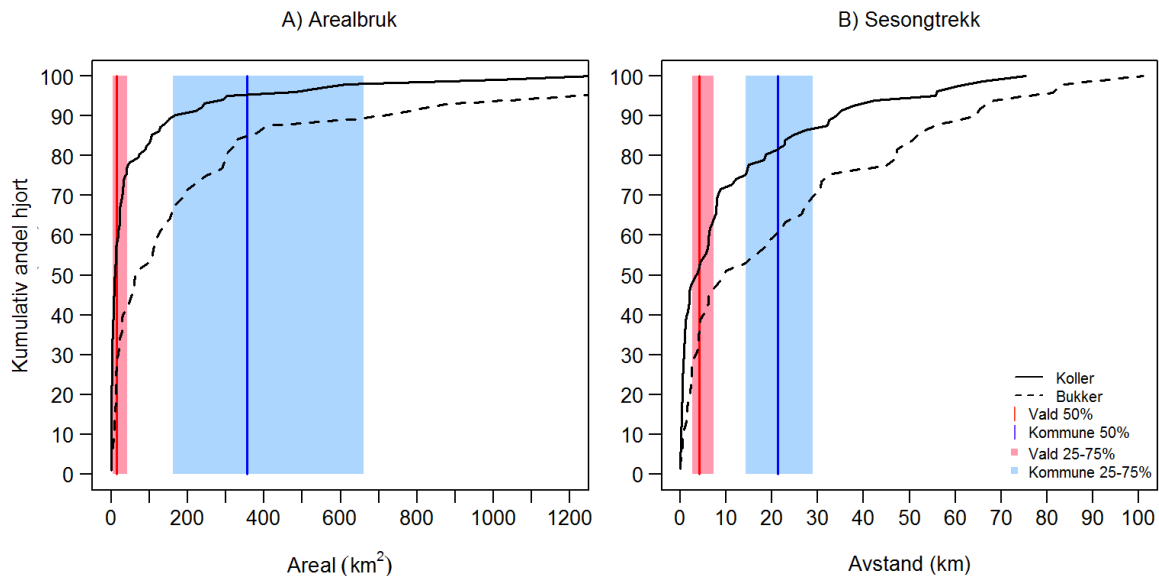
4.7 Er dagens vald av hensiktsmessig størrelse i forhold til hjortens arealbruk?

Valda er grunneiernes forlengede arm i forvaltningen av hjortedyra. Gjennom sine bestandsplaner skal rettighetshaverne utforme mål for bestandenes utvikling og planlegge årlig avskytning fordelt etter alder og kjønn. De minste valda får fortsatt tildelt kvote etter areal og er prisgitt kommunenes mål og retningslinjer. En planlagt og styrt bestandsutvikling av hjorten krever at avskytningen samkjøres over større arealer hvis man skal ta hensyn til hjortens arealbruk.

I en optimal forvaltningsverden bør administrative enheter i størst mulig grad fange opp dyras årlige arealbruk (Linnell *et al.*, 2001). I hjorteviltforvaltningen har man i rundt 60 år forvaltet bestanden ut fra kvoter basert på areal, hvor kvoten har blitt tilpassa det arealet - tellende areal - som det enkelte valdet dekker. For at bestandsplanene skal ha en mening og bestandsutvikling kunne bli forutsigbar bør derfor valda være store nok til å kunne forvalte en vesentlig andel av (vinter)bestanden innen ett område. Et gjennomsnittlig vald i regionen har i dag potensiale til å fange opp om lag 60 % av kollene og 30 % av bukkene, men er avhengig av form og beliggenhet av valdet (figur 56). Når vi i tillegg vet at 65 % av valda er mindre enn gjennomsnittlig valdstørrelse, tilsier dette at de fleste valda fanger opp en liten andel av dyra, og vesentlig mindre enn gjennomsnittet skulle tilsi. Det er derfor stort sett stasjonære dyr som man kan regne med å ha innenfor et vald i løpet av hele året. Her er det imidlertid forskjeller mellom kyst og innland, og mellom øyer og fastland. Mange av valda i høyereliggende områder og i innlandet har ikke overvintrende hjort og er avhengig av at trekkdyr oppholder seg innenfor valdet i kortere eller lengre perioder. En optimal forvaltning bør i størst mulig grad fange opp dyras årlige arealbruk og dette tilsier at dagens valdstruktur ikke er optimal i de fleste kommunene.

Det finnes per i dag ingen klare kriterier for å si hvor stor andel av hjorten man må ha innenfor et område for å kunne kalle det en forvaltning på bestandsnivå. Et tenkt vald på om lag 50 km² fanger i gjennomsnitt opp om lag 70 % av kollene, men bare knappe 40 % av bukkene. En valdstørrelse på om lag 100 km² har potensiale til å fange opp bortimot 80 % av kollene og 50 % av bukkene. For potensielt å fange opp en større andel av bukkene må valdstørrelsen økes betydelig, og ved et areal på rundt 300 km² kan man forvente å ha 80 % av bukkene innenfor valdet hele året. Hvis man setter et mål om å ha 80 % av bestanden innen et vald så tilsier hjortens årlige arealbruk at et vald bør være mellom 50 og 300 km² avhengig av beliggenhet og avgrensinger. I områder, eksempelvis på øyer, hvor andelen trekkdyr er lavere og leveområdene mindre, kan valda være mindre for å fange opp den årlige arealbruken. Det er også viktig å være klar over at valdenes «form» også spiller en viktig rolle (figur 56). Siden hjortens trekk går inn fra kysten og til høyereliggende områder og at trekka ofte er retningsbestemt, så bør valdas utstrekning også ligge i den aksen. Det er viktigere for grunneierne å samarbeide langs dyra trekkruiter som for eksempel langs daler og naturlig topografisk tilhørende områder enn med grunneierne i nabodalene. Sett opp mot dagens valdstruktur i de fleste kommunene i regionen så er valda for små til å kunne forvalte bestander. Så viss en bestandsretta forvaltning innen valda er et mål, så må valda blir større i de fleste kommunene.

Det er sannsynligvis flere hindre på grunneiernivå for hvor stort et vald kan være i praksis, både med hensyn til organisering og andre praktiske ordninger og oppgaver. Det er likevel avgjørende at forvaltningen sees over større areal enn i dag de fleste steder. Samkjøring av valdas mål og avskytningspolitikk bør derfor være et viktig tema framover. Det bør være muligheter for at flere vald kan gå sammen om felles bestandsplaner i større forvaltningsområder og på denne måten kunne løse utfordringene med en bestandsretta forvaltning bedre.



Figur 56. Hjortens arealbruk (A) og lengde på sesongtrekk (B) i forhold til størrelse på administrative enheter. A) Kurvene i venstre panel leses som hvor stor andel av hjorten som har helårs leveområde mindre enn et gitt areal. For eksempel har 90 % av kollene et helårs leveområde mindre enn 200 km², mens dette gjelder bare ca 65 % av bukkene. Som helårs leveområde har vi brukt et 95 % MCP areal som trekker et polygon rundt de koordinatene hjorten har vært på. Det er viktig å være klar over at dette område kan inneholde mye ubrukt areal, særlig for trekkdyra. De fargede områdene angir den "vanligste" størrelsen på hhv vald (rødt), og kommuner (blått). Som "vanligst" oppgir vi 25 til 75 % verdiene, det vil si de små (25 % minste) og store (25 % største) er utelatt. De fargede linjene er medianverdier for størrelse av vald og kommuner. B. Figuren for sesongtrekk tolkes på samme måte som figur A. For hjorten angir avstand avstanden i luftlinje mellom gjennomsnittlig vinterkoordinat (desember-april) og sommerkoordinat (juni-september). Avstand for vald og kommune er oppgitt som diameter for en sirkel med samme areal som de respektive administrative enhetene.

4.8 Variasjon i bestandstetthet på lokalt nivå - betydning av trekk

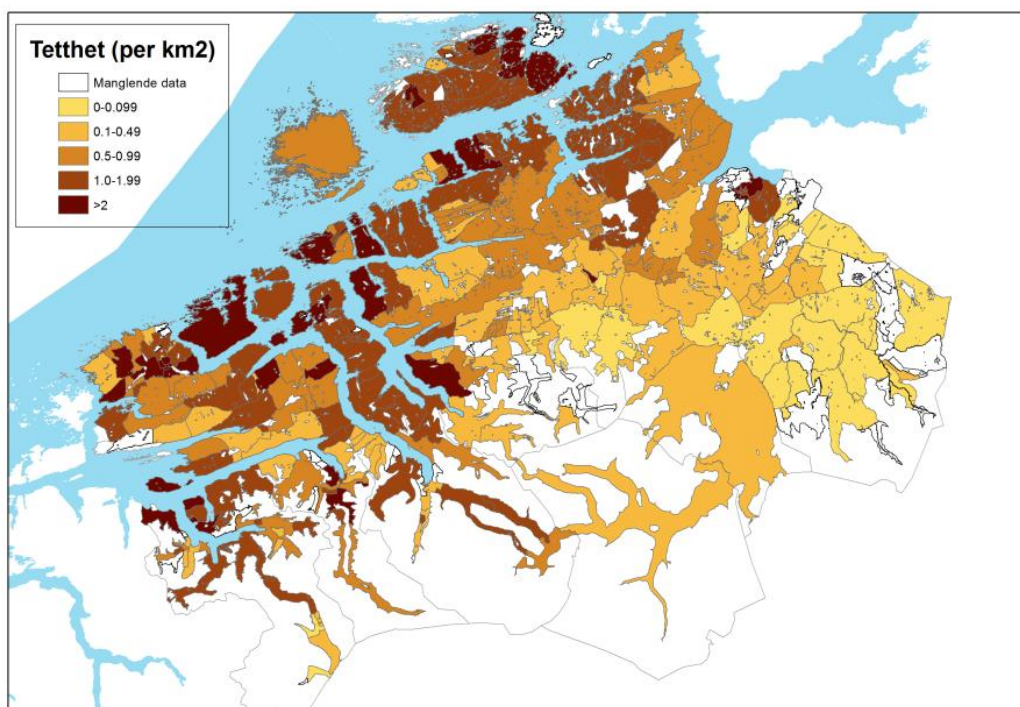
Vi har lenge visst at det er store forskjeller i bestandstetthet mellom ulike kommuner hvor hjorten har tilhold i Norge. For kommunene i Hjortmerk så varierte antall felte dyr pr km² tellende areal fra 0,15 (Rennebu) til 2,1 dyr (Aure) i 2010, med et gjennomsnitt på 1,1. Bestandstettheten påvirker mange prosesser både på individnivå og bestandsnivå og en rekke faktorer kan påvirkes. Det er godt dokumentert at bestandstettheten på kommunenivå blant annet påvirker kroppsvekt (Mysterud *et al.*, 2001b; Mysterud & Langvatn, 2003; Mysterud *et al.*, 2004) og reproduksjon (Langvatn *et al.*, 2004b) som er viktige faktorer for bestandsutviklingen av hjorten.

En av de store utfordringene vi ser i dagens hjorteforvaltning er en betydelig variasjon i tetthet selv på mindre geografiske områder. Antall felte dyr på valdnivå i Hjortmerk-området varierte fra 0 til 16 dyr pr km². Gjennomsnittet for alle valda i de undersøkte kommunene var tett oppunder 1 dyr felt dyr pr km². I de kommunene med lavest tetthet var snittet under 0,2, mens den høyeste gjennomsnittlige tettheten var om lag 2 felte dyr pr km². Men variasjonen var også betydelig innad i kommunene (figur 55). Disse store variasjonene mellom kommunene kan delvis knyttes til naturlige forutsetninger som avstand til kyst og andel høyereliggende områder, og generelt er det lavere antall felte dyr med økende høyde over havet og avstand fra kysten. Variasjonen på mindre skala er mindre opplagt og vi har ikke analysert slike forhold. Men faktorer som tilgang til innmarksområder og produktive skogsarealer er sannsynligvis viktige. I tillegg er det variasjoner i løpet av året fordi en vesentlig andel av hjorten har ulike oppholdsområder i løpet av årstidene, blant annet en kyst - innland gradient. Forvaltningshistorikken på lokalt nivå spiller en betydelig rolle; valdenes mål for utviklingen av bestanden og avskytingen over tid påvirker den lokale (og regionale) tettheten av dyr.

Hvor kommer så betydningen av hjortens trekk inn i dette bildet? Gjennom våre undersøkelser har vi vist at andelen trekkdyr og trekkdistanse går ned med økende bestandstetthet. De valdene som i dag

gjerne har størst tetthet av hjort er overvintringsområder for mange dyr. Dette er gjerne kystnære områder med lite snø som har naturlige fordeler for hjorten av den grunn. Med en økende tetthet i bestandene de siste 40 åra er det derfor grunn til å tro at flere dyr har blitt stasjonære i de fleste vinterområdene. Et vinterområde har opptil 50 % av kollene og 30 % av bukkene gjennom hele året, selv om andelen trekkdyr varierer endel lokalt. Det betyr likevel at et betydelig antall dyr trekker fra vinterområdene og dette påvirker muligheten til å høste av bestanden på et riktig nivå totalt sett. Men høsttrekket foregår i stor grad tidlig på høsten og 20 % av dyra har fullført trekket før jaktstart og borti 80 % av dyra starta trekket i løpet av de tre første jaktukene.

Vår påstand er at likevel dagens hjortebestand i hovedsak forvaltes av vald i vinterområdene og i de kommunene som har mest overvintrende hjort. Det er imidlertid et betydelig antall dyr som har tilhold utenfor disse områdene i løpet av sommerhalvåret, og det er grunn til å tro at det er relativt liten samkjøring av forvaltningen mellom sommer- og vinterområdene til hjorten. For at man skal kunne høste et riktig antall dyr og at fordelingen av fordeler og ulemper hjortebestanden bringer skal blir bedre mellom ulike grunneiere, må hjortens totale leveområder i løpet av året i større grad sees under ett.



Figur 55. Valdkart med bestandstetthet (antall felte hjort pr km²) i studieområdet i Møre & Romsdal og Sør-Trøndelag for 2010. Mørkere farger indikerer økende antall felte dyr pr km², mens hvite felter indikerer manglende data eller ikke tellende areal.

4.9 Regional forvaltning

For å kunne lage fornuftige forvaltningsregioner og/eller naturlige samarbeidsregioner bør man se på hjortens totale arealbruk i sammenheng. En relativ stor andel av hjorten bruker, som vi har sett, flere kommuner og mange i løpet av året. I tabell 11 har vi laget en sammenstilling av alle GPS dyr merka i de respektive kommunene og sett på hvilke kommuner de besøkte i løpet av registreringstida. Det er kun i de tre øykommunene Hitra, Smøla og Kristiansund at alle GPS dyra hadde en oppholdskommune. For alle fastlandskommunene, så nær som hjort merka i Sunndal, besøkte hjorten flere kommuner. For 9 av 17 (vel 50 %) merkekommuner besøkte GPS dyra til sammen 5 eller flere kommuner, og for 5 av 17 (nesten 30 %) så besøkte GPS dyra 7 eller flere kommuner (tabell 11).

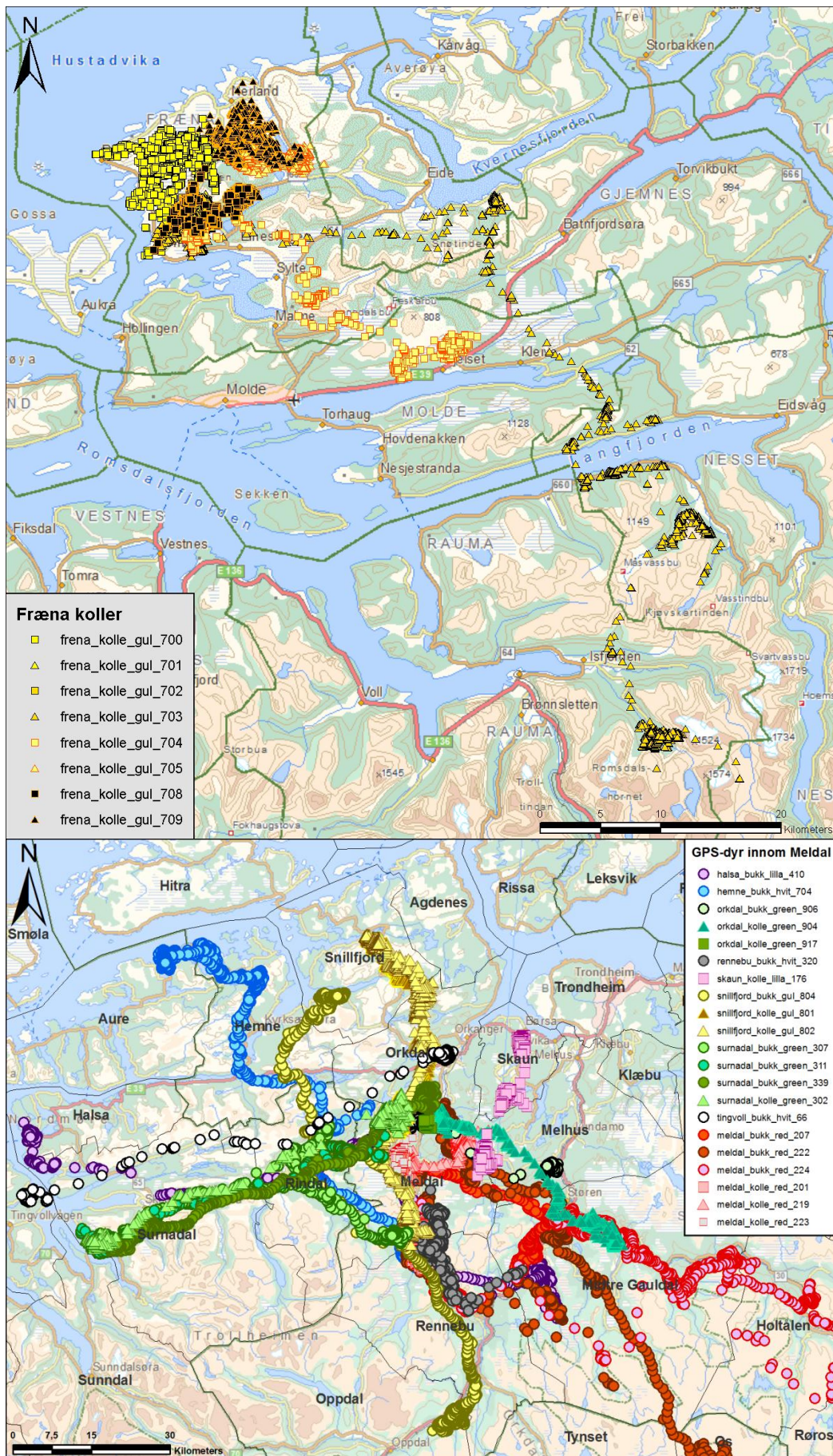
Resultatene viser at bestandene i enkelte kommuner er mer «knyttet sammen» enn i andre kommuner. Selv om kommunene i hele regionen er knyttet sammen gjennom at unge dyr utvandrer lengre distanser,

så er strukturen mer oversiktlig når det gjelder voksne dyr. Vi skal være varsomme med å tegne for «rigide» kart, men i enkelte områder kan disse være nokså opplagte. For eksempel er Tingvoll og Sunndal knytta sammen ved en del Tingvoll-hjort trekker inn i Sunndal på sommeropphold. På den andre sida ser vi at kommuner som Meldal, Orkdal og Rennebu «mottar» dyr fra mange kommuner fra begge sider av fylkesgrensa i løpet av sommerhalvåret. For Orkdal ble det registrert dyr fra 9 forskjellige kommuner og for Meldal 8 (tabell 11). Surnadalsdyr var innom 7 ulike kommuner, men mottok dyr fra kun to andre kommuner. På denne måten kan vi si at enkelte kommuner er typiske «vinterkommuner», hvor dyra trekker ut fra. Andre kommuner er mer typiske «sommerkommuner», hvor dyr fra andre kommuner trekker inn. Typiske vinterkommuner er gjerne kystnære kommuner med stor andel lavereliggende arealer (eks Fræna, Aure, Agdenes), mens sommerkommunene er gjerne innlandskommuner med en større andel høyereliggende arealer (eks. Meldal, Rennebu, Rindal). Det er naturlig at samarbeid på tvers av kommunegrensene bør omfatte både vinter- og sommerkommuner. De kommunene som i størst grad kan stå på egen «forvaltningsbein» er øykommunene, men inn- og utvandring av unge dyr foregår selvsagt også fra disse kommunene.

Gjennom de registreringene som er foretatt i Hjortmerk har man et bedre grunnlag enn noen gang for å kunne jobbe for et større fokus mot en regional forvaltning av hjorten. En samkjøring av forvaltningen på tvers av vald og kommunegrenser krever imidlertid innsats utover dagens forvaltningspraksis for de fleste kommunene. For de fleste kommunene er det nok mest naturlig å tenke seg et nært samarbeid med en eller ett par nabokommuner, men ei regional forvaltning kan innbefatte flere typer samarbeid. Et nært samarbeid om hjorteforvaltninga vil blant annet kunne omfatte felles mål og retningslinjer. Dette kan for eksempel uttrykkes i form av interkommunale forvaltningsplaner.

Tabell 11. Oversikt over hvilke kommuner det ble registrert posisjoner fra ulike GPS merka hjorter. Merkekommune beskriver den kommunen som dyret ble merka i og oppholdskommuner i de kommunene GPS hjort fra den enkelte merkekommunen hadde registrerte posisjoner.

| Merke-kommune | Oppholdskommuner | | | | | | | | | | | | | | | Andre | Antall kommuner | | | | | |
|----------------------|-------------------------|------|-------|-------|-------|-------|--------------|--------|--------|-------|---------|--------|-------|-------|------------|--------------|------------------------|---------|----------|----------|---|---|
| | Agdenes | Aure | Fræna | Halsa | Hemne | Hitra | Kristiansund | Meldal | Orkdal | Rauma | Rennebu | Rindal | Skaun | Smøla | Snillfjord | | | Sunndal | Surnadal | Tingvoll | | |
| Agdenes | X | | | | | | | | X | | | | | | | | | | 2 | 4 | | |
| Aure | | X | | | X | | | | X | | | | | | | | | | | | 3 | |
| Fræna | | | X | | | | | | | X | | | | | | | | | | | 3 | 5 |
| Halsa | | | | X | X | | | X | X | | X | X | | | | | X | | | | 1 | 8 |
| Hemne | | | | X | X | | | X | X | | X | X | | | X | | | | | | | 7 |
| Hitra | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Kristiansund | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Meldal | | | | | | | | X | X | | X | | | | | | | | | | 4 | 7 |
| Orkdal | | | | | | | | X | X | | X | | X | | | | | | | | 2 | 6 |
| Rauma | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | 1 | 2 |
| Rennebu | | | | | | | | X | | | X | | | | | | | | | | 2 | 4 |
| Skaun | | | | | | | | X | X | | X | | X | | | | | | | | 1 | 5 |
| Smøla | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | 1 |
| Snillfjord | | | | | X | | | X | X | | X | X | | | X | | | | | | | 6 |
| Sunndal | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | 1 |
| Surnadal | | | | | | | | X | X | | X | X | | | | X | X | | | | 1 | 7 |
| Tingvoll | | | | | | | | X | X | | | X | | | | X | X | X | | | 1 | 7 |



Figur 57. Kartene viser arealbruk til GPS hjort merka i Fræna kommune (øverst) og alle GPS hjortene som var innom Meldal kommune (nederst).

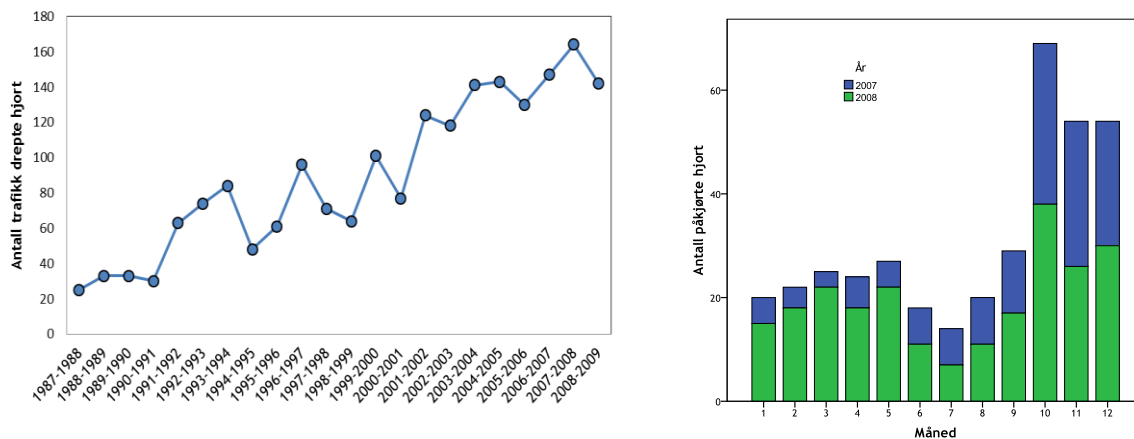
4.10 Hjort og trafikk

Med utgangspunkt i Hjortmerk-prosjektet ble det i prosjektperioden gjennomført analyser med tanke på både trafikkdrept hjort og hjortens atferd i forhold til vei. Det ble også foretatt analyser med hensyn til risiko for påkjørsler og effekter av rydding langs veikant. Dette kapitlet oppsummer noen av disse resultatene som har blitt publisert i en egen rapport (Meisingset *et al.*, 2010) og som senere vil bli publisert i internasjonale tidsskrifter.

4.10.1 Utvikling av antall trafikkdrepte hjort i studieområder

Totalt ble det registrert 1969 trafikkdrepte hjort langs vei i Hjortmerk kommunene i perioden 1987 - 2008, og det har vært en klar økning i denne perioden. Fra om lag 30 trafikkdrepte dyr årlig i de første åra til mellom 140 og 160 de siste åra (figur 58a). Antall trafikkdrept hjort pr kommune har økt fra 1,3 (sd ± 1,83) i snitt i 1987 med en foreløpig topp i 2007 med 8,6 (sd ± 8,13) (figur 11b). Blant kommunene er det Rauma og Hitra som har flest trafikkdrepte hjort pr år med nesten 14 dyr i gjennomsnitt i perioden 1987-2008 (figur 11a). Færrest er det i Rindal med i snitt 0,2 trafikkdrepte pr år.

Det er videre en klar sammenheng mellom antall dyr som blir trafikkdrept pr år og bestandstettheten (dvs antall felte dyr pr år) på kommunenivå. Det er likevel en betydelig variasjon mellom kommuner med hensyn til antall trafikkdrepte, selv om det korrigeres for bestandstetthet og variasjoner mellom år.

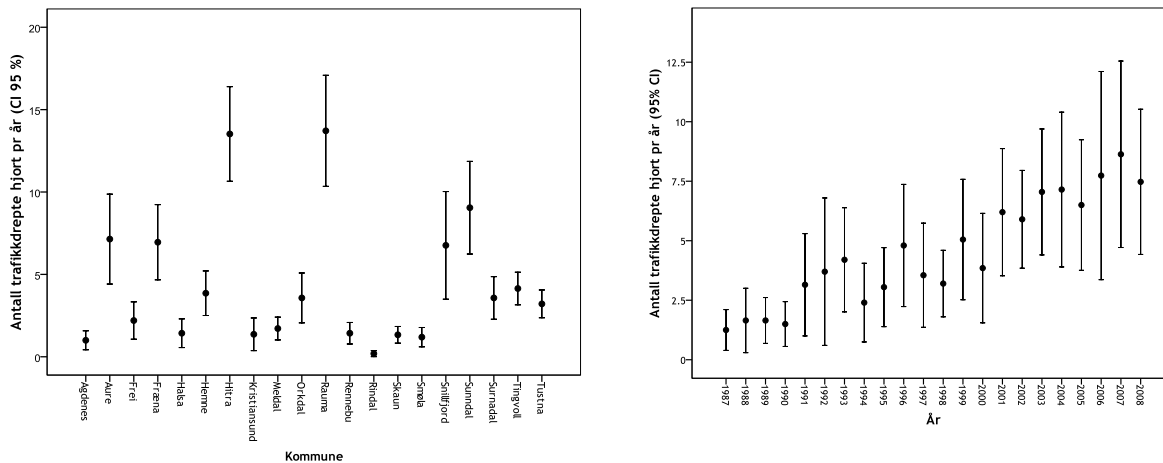


Figur 58. (a) Totalt antall trafikkdrepte hjort i "Hjortmerk" - kommunene fra 1987-1988 til 2008-2009. (b) Antall påkjørsler fordelt etter måned i 2007 og 2008 (n=376). Antall beskriver posisjonsfesta påkjørsler i Hjortmerk kommunene, i tillegg til kommuner med sommeropphold av GPS dyr fra prosjektet.

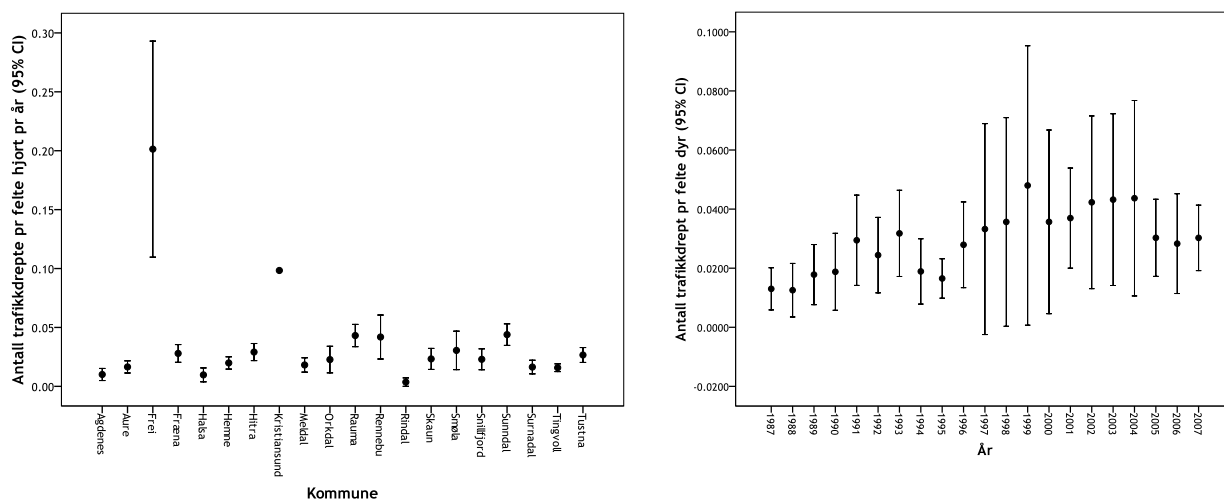
4.10.2 Utvikling i forholdet mellom antall trafikkdrepte hjort og antall felte.

Andelen trafikkdrepte hjort av felte hjort var 0,012 (1827 trafikkdrepte dyr vs 69729 felte dyr) i perioden 1987-2007 totalt for alle kommunene i studieområdet. Gjennomsnittlig andel trafikkdrept hjort pr antall felte hjort pr kommune er 0,029 (sd ± 0,047), altså pr 100 felte hjort så blir i snitt 2,9 hjort påkjørt. Forholdet mellom trafikkdrepte hjort og felte hjort pr kommune viser en stor variasjon mellom kommuner (figur 59a). Blant kommunene var Frei/Kristiansund (som ble slått sammen i 2006) på topp med en gjennomsnittlig andel på 0,201 (sd ± 0,152). Lavest andel finner man i Rindal (0,003, sd ± 0,0079) og Halså (0,010, sd ± 0,0130) kommuner.

Det var også variasjon mellom år (figur 59b). Andelen påkjørte dyr pr felte ser ut til å vise en økning fra 1980-tallet til 2004. I 1988 var andelen i snitt 0,013 (sd ± 0,0188), mens den i 2004 var kommet opp i 0,044 (sd ± 0,0686). En analysemodell for hele området hvor kommune og år er inkludert viser at det har vært en tendens til økning i løpet av perioden, men at dette varierer mellom de ulike kommunene. Dersom man inkluderer vekstraten i antall felte dyr (endring i antall felte dyr innen kommune fra et år til neste) i modellen så viser resultatene en sterk positiv sammenheng med denne, mens årseffekten blir da ikke signifikant.



Figur 59. (a) Gjennomsnitt antall trafikkdrepte hjort fordelt etter kommune i perioden 1986-87 og 2008-09. (b) Gjennomsnitt antall trafikkdrepte hjort fordelt etter år i alle kommunene.



Figur 60. (a) Gjennomsnitt antall trafikkdrepte hjort pr felte hjort fordelt etter kommune i perioden 1986-87 og 2008-09. (b) Gjennomsnitt antall trafikkdrepte hjort pr felte hjort fordelt etter år i alle kommunene.

4.10.3 Når blir hjorten påkjørt?

Antallet trafikkdrepte hjort varierer signifikant gjennom året (GLM; $F=6,945$, $p=0,002$) i Hjortmerk kommune i årene 2007 og 2008 (figur 58b). Flest registrerte trafikkdrepte er det i oktober, mens juli har færrest. Det var signifikant flere trafikkdrepte i oktober, november og desember enn i de andre månedene i året, og i juli var det signifikant færre enn i de andre månedene.

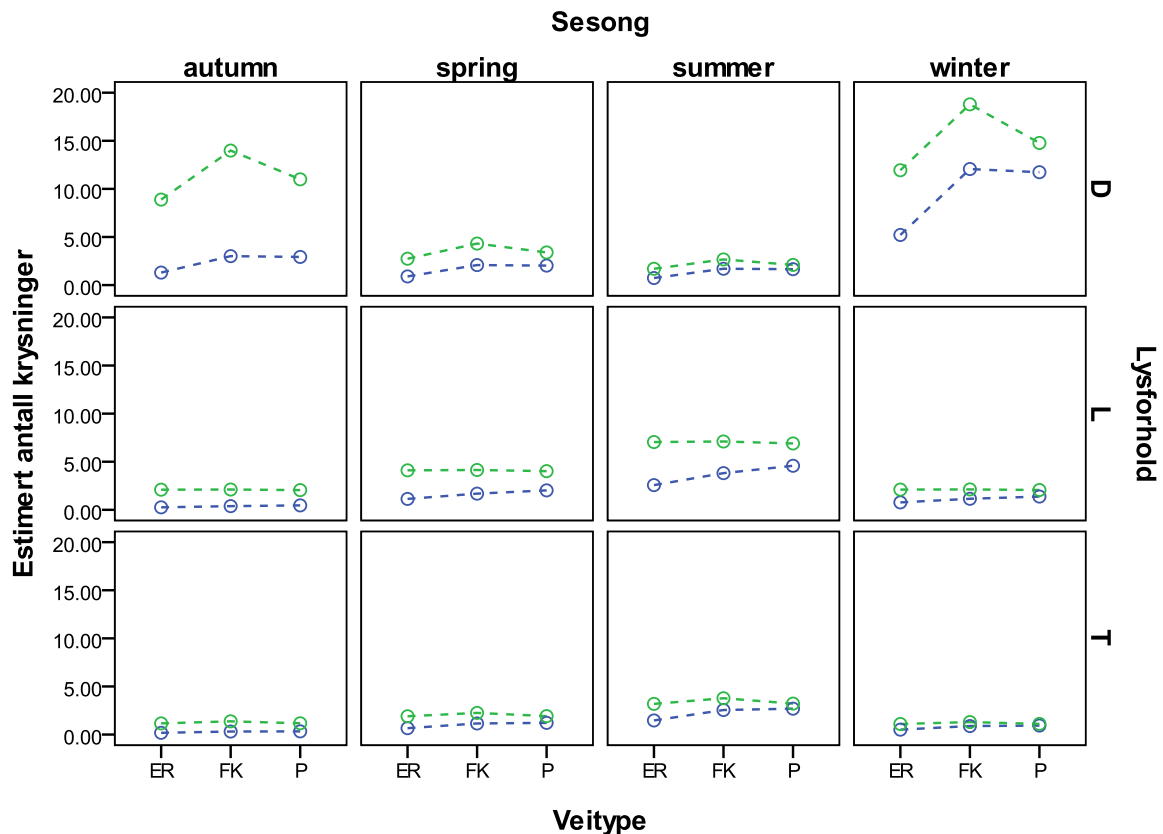
4.10.4 Hjortens bruk av områder nært vei

Analysene (for detaljer, se Meisingset et. al. 2010) viser at relativ sannsynlighet for bruk områder nært vei (0-50 m) er lavere enn lengre unna. Hjorten unngår i større grad områder nært ER (Europa og riksveier etter den «gamle definisjonen før 2010) enn to andre kategoriene (FK - fylkeskommunale og kommunale veier og P - private veier). Dette gjelder for alle habitattyper. På dagtid unngår hjorten i større grad områder nært vei enn når det er mørkt, også om det tas hensyn til habitattypen. Om høsten og vinteren unngår hjorten i større grad å bruke områder nære vei enn om våren og sommeren, både under dagslys og i mørke. Generelt sett oppholder hjorten seg oftest nærme vei når den er på innmark om sommeren når det er mørkt.

4.10.5 Hjortens krysningsfrekvens av vei

I gjennomsnitt krysser en hjort vei omtrent hver 10. time (for hvert 9,6 step - linja mellom to

registrerte posisjoner). For det 68 individene i 2007 og 2008 ble det registrert 239 kryssinger av europaveier (E), 4376 av riksveier (R), 5579 av fylkesveier (F), 6882 av kommunale veier (K) og 21520 av private veier (P).



Figur 60. Estimert antall kryssinger pr 1000 meter vei av ulike kategorier (ER - europa og riksveier, FK - fylkes og kommuneveier og P - private veier) innen sesong homerange, fordelt etter sesong (høst- autumn, spring - vår, sommer - sommer, winter - vinter, se også metode for inndeling av sesong) og lysforhold (D - mørkt, L - lyst, T - skumring og demring) og kjønn (grønne punkter er koller og blå punkter er bukker).

Alle dyra kryssa vei en eller annen gang i løpet av registreringsperioden, men det var veldig stor variasjon mellom individene. I tillegg var det stor variasjon mellom de ulike individenes kryssing av ulike veityper. Blant annet var det 12 dyr som ikke kryssa ER (3 bukker og 9 koller), mens 8 dyr kryssa ER bare 1-5 ganger og 11 dyr kryssa ER 6-10 ganger. I kontrast var det 16 dyr som kryssa ER mer enn 100 ganger og høyeste antall var 402 kryssinger i løpet av 11 måneder. 2 dyr kryssa ikke FK (men ett av disse hadde kryssa ER 354 ganger), mens alle dyra kryssa P vei i løpet av studieperioden.

I gjennomsnitt kryssa et dyr ER 68 (sd ± 101,5) ganger i løpet av registreringsperioden, med en variasjon fra 0 til 402. For FK var gjennomsnittet 183 (sd ± 162,8) kryssinger (fra 0 til 675), mens det for P var i snitt 317 (sd ± 284,9) kryssinger. Her var variasjonen stor fra 2 til 1262 ganger. Gjennomsnitt antall kryssinger pr sesong pr individ var 119 (sd ± 102,6). Høyeste antall kryssinger registrert for en sesong var 630.

En analyse av hjortens kryssinger av vei viser at den har signifikant lavere kryssingsfrekvens av ER enn FK og P (figur 61). I disse analysene er det korrigert effekten av veilengde innen dyras leveområde av de ulike kategoriene. Det er ingen forskjell i kryssingsfrekvens mellom FK og P. Videre er kryssingsfrekvensen lavere om våren og sommeren enn om høsten, mens den er høyere om vinteren enn i de andre sesongene. I mørket er kryssingsfrekvensen som forventet høyere enn i løpet av demring/skumring og i dagslyset. Det er ingen forskjell mellom demring/skumring og ved dagslys. Koller viser høyere kryssingsfrekvens enn bukker, for alle typer vei og i alle sesonger. Forskjellen mellom kollene og bukkene er størst i høst og vintersesongen i mørket.

Krysningsfrekvensen endres også i kombinasjonen sesong og lys. Om høsten og vinteren er krysningsfrekvensen størst i mørket, mens om våren og sommeren er den størst i lyset. Kombinasjonen lys og veitype gir kun et signifikant utslag for forskjeller mellom FK og ER, som betyr at i krysningsfrekvens endres mellom disse veitypene under ulike lysforhold. Relativt sett krysser dyra enda sjeldnere ER enn FK i den lyse delen av døgnet enn i den mørke delen.

4.10.6 Hjortens krysningspunkter sammenligna med påkjørselspunkter

For analysene av hjortens krysningspunkter versus påkjørselspunkter har vi kun analysert Europa og riksveier (ER). Grunnen er at 79,0 % (n=378) av de punktfasta påkjørslene var knytta til denne veikategorien.

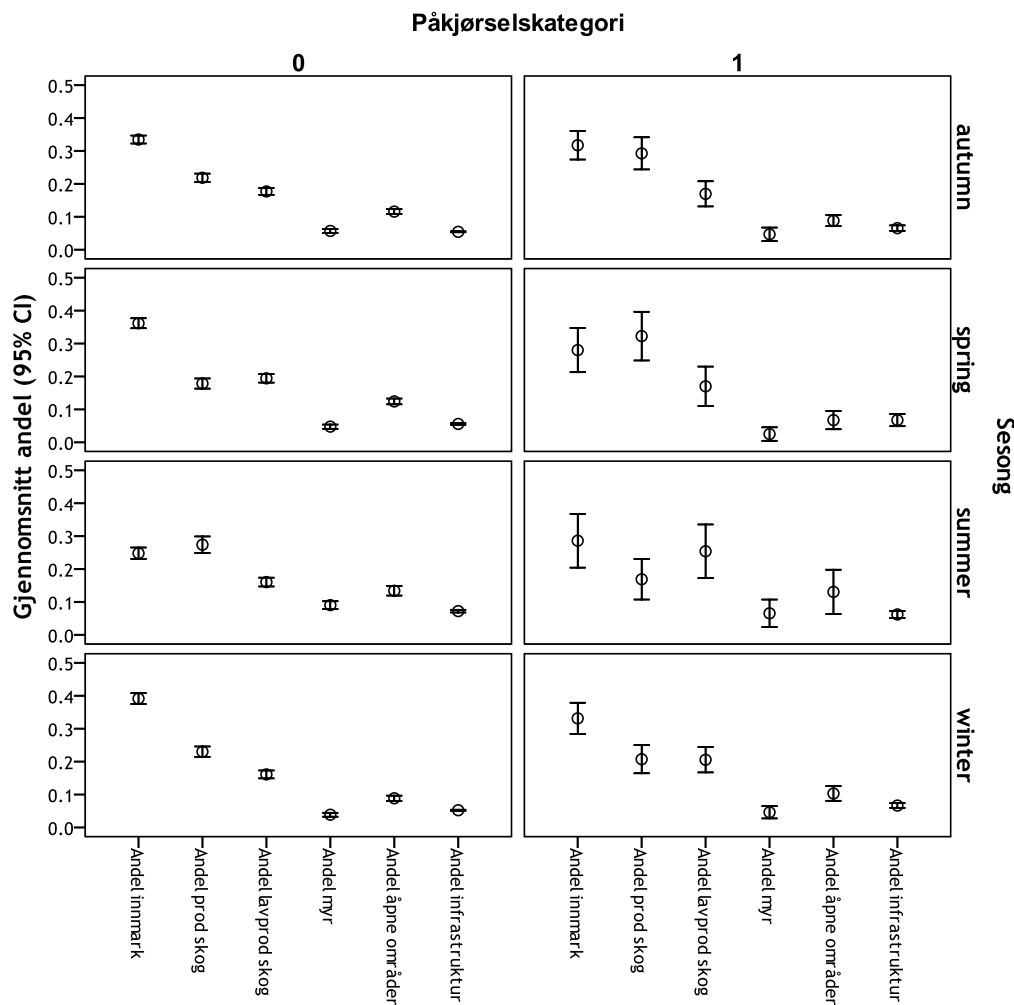
Resultatene viser at hjortens krysninger av vei foregår i områder hvor det i gjennomsnitt er 34,1 % innmark (sd ± 24,2) i det kartlagte arealet rundt krysningspunktet (se metode). I tillegg inneholder krysningspunktene i snitt 21,8 % (sd ± 25,8) produktiv skog, 17,6 % (sd ± 19,6) lavproduktiv skog, 11,5 % (sd ± 14,7) åpen mark (utenom innmark) og i tillegg en mindre andel av de andre kartlagte habitat eller arealkategoriene. Ved påkjørselspunktene inneholder det kartlagte arealet 31,4 % (sd ± 26,6) innmark, 25,3 % (sd ± 27,2) produktiv skog, 19,1 % (sd ± 23,1) lavproduktiv skog, 9,5 % (sd ± 12,7) åpen mark og en mindre andel av de andre kartlagte kategoriene. Gjennomsnittsverdiene viser imidlertid store standardavvik (sd.) for sammensetningen av andelen av de ulike habitatklassene både der hjorten kryssa uten å bli påkjørt og der den kryssa og ble påkjørt. Dette betyr at det er stor variasjon med hensyn til sammensetningen av habitattyper for både krysningspunkter og påkjørselspunkter.

Analysene av habitatsammensetning hvor hjorten blir påkjørt kontra der den krysser uten å bli påkjørt viser likevel at det er noen systematiske forskjeller (se figur 62). Ved påkjørselspunktene er det en signifikant lavere andel innmark enn ved krysningspunktene (figur 62, GLM; $t=-2,772, p=0,006$). Dette gjelder for alle sesongene unntatt sommer, hvor andelen innmark er høyere ved påkjørselspunktene. Ved påkjørselspunktene er det høyere andel skog totalt sett enn ved krysningspunktene. For høyproduktiv skog for forskjellen signifikant (GLM; $t=2,316, p=0,021$), mens for lavproduktiv skog er dette mønsteret kun en tendens (GLM; $t=1,719, p=0,086$). Det er imidlertid en del variasjon mellom sesongene. Med hensyn til høyproduktiv skog så inneholder påkjørselspunktene større andel av denne kategorien vår og høst, mens den er lavere sommer og vinter. Andelen lavproduktiv skog viser det motsatte mønsteret; om sommeren og vinteren inneholder påkjørselspunktene en høyere andel, mens den er lavere om høsten og våren. Andelen myr er totalt sett ikke forskjellig mellom påkjørsels- og krysningspunkter (GLM; $t=-1,246, p=0,213$), mens andelen åpen mark tenderer til å være lavere ved påkjørselspunktene enn ved krysningspunktene (GLM; $t=-1,902, p=0,057$). I tillegg er den en forskjell i andel bebyggelse/infrastruktur mellom krysnings- og påkjørselspunkter, andelen er høyere i påkjørselspunktene (GLM; $t=5,194, p<0,001$). Totalt sett er det likevel bare marginale forskjeller for denne kategorien.

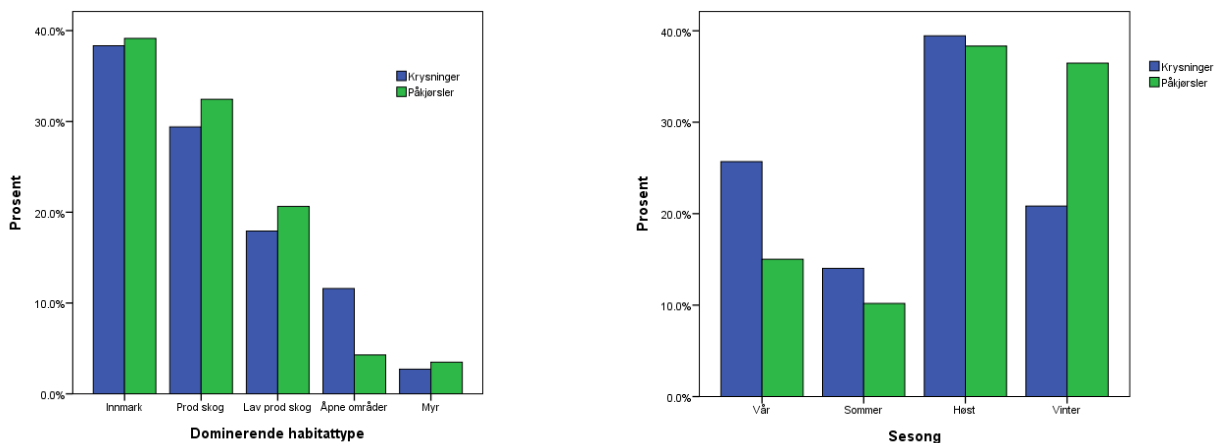
4.10.7 Fordeling av krysninger og påkjørsler i forhold til dominerende habitattype og sesong?

Prosentvis fordeling av dominerende habitattype er rimelig likt mellom krysnings- og påkjørselspunktene (figur 63a). Innmark er dominerende habitattype i 38,3 % av krysningene og 39,1 % av påkjørslene. Størst forskjell er det i områder hvor dominerende habitattype er åpne områder (mest fjellarealer som ikke er definert som myr eller innmark) hvor 11,6 % av krysningene ble registrert mens bare 4,3 % av påkjørslene ble registrert her.

Fordelt etter sesong så er det størst forskjell i mellom vår og vinter i prosent krysninger og påkjørsler (figur 63b). Om våren skjer 25,7 % av krysningene, mens bare 15,0 % av påkjørslene er registret i denne perioden. I løpet av vinterperioden skjer 36,5 % av påkjørslene mens 20,8 % av krysningene av vei skjer da.



Figur 62. Estimerte gjennomsnittlig andel av ulike habitattyper ved krysningspunkter (påkjørskategori=0) og påkjørselspunkter (påkjørskategori=1) fordelt etter sesong.



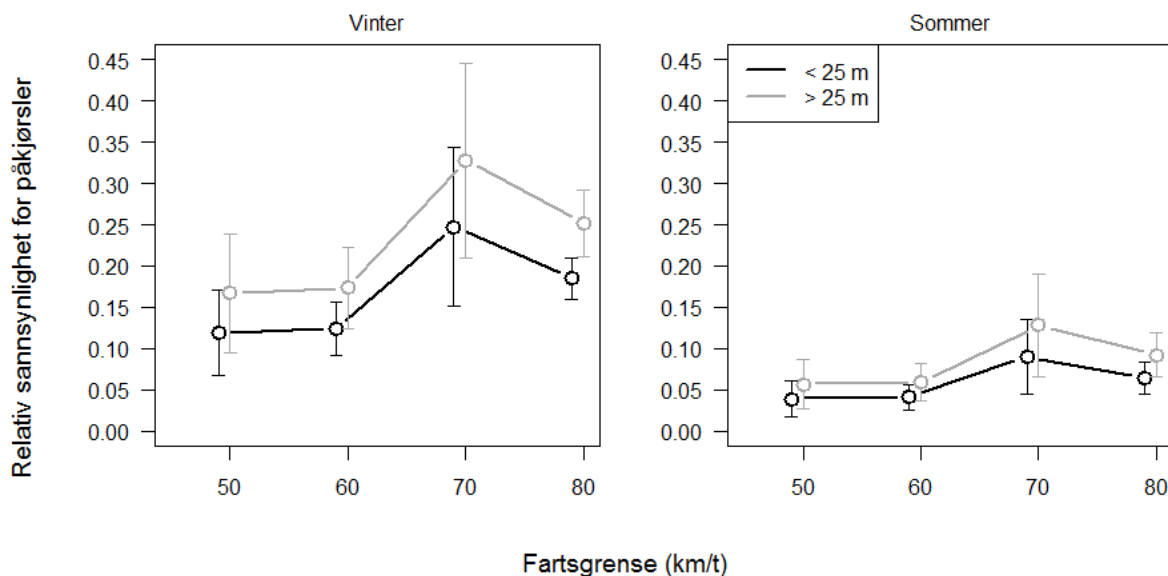
Figur 63. (a) Prosentvis fordeling av kryssninger og påkjørsler fordelt etter dominerende habitattype (den habitattypen som er registrert i størst andel i 100 m i radius fra definert krysningspunkt eller påkjørselspunkt). (b) Prosentvis fordeling av kryssninger og påkjørsler fordelt etter sesong.

4.10.8 Varierer sannsynlighet for påkjørsler med endringer habitat og fartsgrense?

Vi analysert om relativ sannsynlighet for påkjørsler gitt ei krysning endres med ulike faktorer. Dette kan beskrives som risiko for påkjørsel av en hjort gitt ei krysning av vei. I analysene har vi inkludert fartsgrense, veitype (ER vs FK), sesong, avstand til nærmeste innmark, andel produktiv skog ved krysningspunktet/påkjørselspunktet og topografisk variasjon ved krysningspunktet/påkjørselspunktet.

Resultatene viser at relativ sannsynlighet for påkjørsel øker med økende fartsgrense (figur 64). Økningen var imidlertid ikke lineær/rettlinja, men viser en terskel mellom 60 og 70 km/t. Fra 60 til 70 km/t så øker risikoen for påkjørsel 132 %, mens det var ingen signifikant forskjell mellom 70 og 80 km/t i risiko. I tillegg var det 90 % større risiko for påkjørsel på ER enn på FK, og denne effekten er uavhengig av fartsgrense.

En økende andel produktiv skog øker sannsynligheten for påkjørsel, men effekten var bare moderat. Med 10 % økning i andel produktiv skog ved krysningspunktet så øker påkjørselsrisikoen med 5,4 %. Påkjørselsrisiko øker også med avstanden til innmark og når avstanden var mer enn 25 m fra nærmeste innmark så økte den med 48 % kontra ved innmark. Analysene viste også at det er større sannsynlighet for påkjørsler om vinteren enn vår og sommer, mens risiko om høsten var mellom de andre sesongene. Om vinteren var det 135 % større risiko for en påkjørsel enn om høsten, mens det om våren og sommeren henholdsvis var 95 % og 33 % lavere risiko enn om høsten. Videre så øker risiko for påkjørsel med økende topografisk variasjon ved krysningspunktet.



Figur 64. Relativ sannsynlighet med standardfeil for påkjørsler om vinteren og sommeren i forhold til fartsgrenser på europa- og riksveier for to avstandskategorier fra nærmeste innmark (over 25 m - grå punkter og under 25 m svarte punkter).

4.10.9 Tiltaksstrekninger - påkjørsler før og etter siktrydding langs vei

Vi hadde mulighet til å teste effekten av rydding lang veikant gjennom Sunndalen i Sunndal kommune. Rydding ble foretatt sommeren 2008 og det har blitt registrert antall påkjørsler i perioden før og etter rydding.

Antall påkjørsler av hjort på RV 70 i Sunndalen i Sunndal kommune varierte fra 0 til 7 pr måned i perioden fra 2003 til 2009. I gjennomsnitt var det 1,5 (sd ± 1,88) påkjørsler pr måned (n=82). I 33 av 82 måneder (40,2 %) ble det ikke registrert påkjørsler, mens i 22 måneder (26,8 %) ble det registrert kun en påkjørsel av hjort. I 13 av månedene (15,9 %) ble det registrert 4 eller flere påkjørsler (tabell 12).

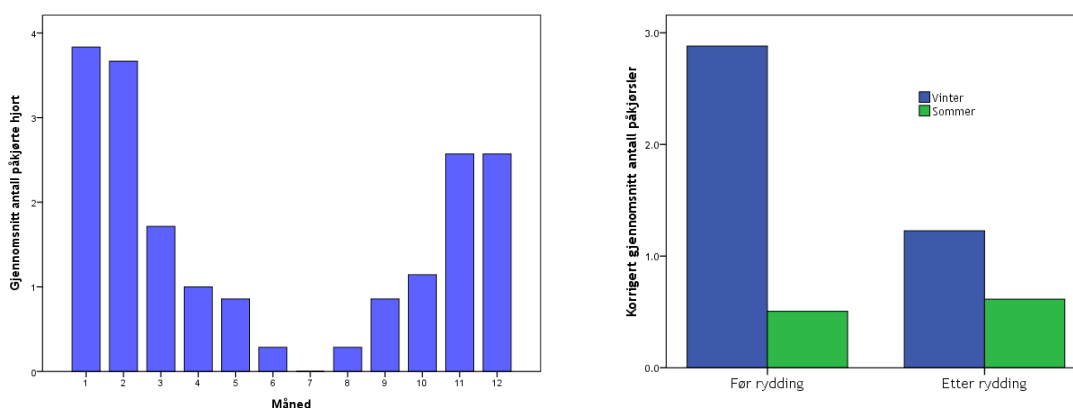
Tabell 12. Frekvensfordeling av antall påkjørte hjort pr måned i Sunndalen i Sunndal kommune i perioden 2003 - 2009.

| Antall påkjørte | Frekvens | Prosent | Kumulativ % |
|-----------------|----------|---------|-------------|
| 0 | 33 | 40,2 | 40,2 |
| 1 | 22 | 26,8 | 67,1 |
| 2 | 7 | 8,5 | 75,6 |
| 3 | 7 | 8,5 | 84,1 |
| 4 | 5 | 6,1 | 90,2 |
| 5 | 3 | 3,7 | 93,9 |
| 6 | 3 | 3,7 | 97,6 |
| 7 | 2 | 2,4 | 100,0 |
| Total | 82 | 100,0 | |

Det var relativt stor variasjon i antallet påkjørsler i løpet av året. Flest var det i januar (snitt 3,8 \pm 2,4), mens det var ingen registrerte påkjørsler i juli i hele perioden (figur 65a). Fordelt etter sesong ble det registrert i gjennomsnitt 2,5 (sd \pm 2,1; n=40) påkjørsler i vintersesongen, og i gjennomsnitt 0,6 (sd \pm 0,9; n=42) i sommersesongen.

I perioden før rydding var det i gjennomsnitt 1,6 (sd \pm 2,00; n=64) påkjørsler av hjort, mens etter rydding i snitt var 1,1 (sd \pm 1,33; n=18). Den beste modellen basert på AIC viser en signifikant positiv effekt av rydding på antallet påkjørte dyr pr måned (figur 65b). Modellen viser også at antallet påkjørsler er høyere i vintersesongen enn i sommersesongen. Det er en sammenheng mellom sesong og rydding som viser at effekten av rydding er avhengig av sesong. Rydding har gitt en signifikant nedgang i antall påkjørsler pr måned i løpet av vintersesongen, mens dette ikke er tilfelle i løpet av sommersesongen (figur 65b). Videre er det en positiv sammenheng med bestandsstørrelsen (antall felte hjort). Årsdøgntrafikk gav ingen utslag for antallet påkjørsler, og ble heller ikke inkludert i den beste modellen. Modellen gir en forklaringsprosent på 60,0 noe som er rimelig bra.

En separat modell for vintersesongen viser det samme mønsteret, med en klar tendens ($p=0,055$) for en positiv effekt av rydding. Den beste modellen basert på AIC inkluderer signifikante positive effekter av bestandsstørrelse (antall felte dyr) og maksimal snødybde (pr måned). Modellen inkluderer også månedsdøgntrafikk, men viser en negativ sammenheng med denne. Grunnen til dette er at trafikkmengden er på sitt lavest i de månedene hvor antallet påkjørsler er høyest. En modell med gjennomsnitt månedsdøgntrafikk for vintermånedene gav en noe høyere AIC verdi, men da forsvant denne effekten.



Figur 65. (a) Gjennomsnitt antall påkjørte hjort i Sunndalen i Sunndal kommune fordelt etter måned i perioden 2003-2009. (b) Korrigert gjennomsnittlig antall påkjørte hjort pr måned i Sunndalen i Sunndal kommune fordelt etter sesong før og etter kantrydding av RV 70 ble gjennomført.

5. Diskusjon

5.1 Oppsummering

Materialet og resultatene som presenteres i denne rapporten er meget omfattende. Gjennom merking av over 150 hjort med GPS halsbånd har Hjortmerk bidratt til et unikt kunnskapsløft regionalt, men også nasjonalt om hjortens arealbruk. Antallet merka hjort har overgått det vi forventa i starten av prosjektet, og det store datasettet har gitt mulighet til å komme med sikrere resultater og muligheter til å utrede flere interessante spørsmål. Hjortmerk har merka et betydelig antall voksne hanndyr med GPS, og selv på internasjonalt nivå har dette vært unikt. Dette har gitt oss en betydelig ny kunnskap om hanndyra, og det har gitt muligheter til å sammenligne kjønnene med hensyn til arealbruk og atferd noe som også er avgjørende for en god forvaltning av begge kjønn.

Vi har avdekket to hovedstrategier for arealbruk hos hjorten, en stasjonær og en trekkende arealbruk. Det ble avdekket klare forskjeller i andel trekkhjort mellom kjønnene (flere bukker trekker) og mellom forskjellige områder/kommuner. Det var klart mindre trekkhjort på øyene enn på fastlandet. Andel trekkhjort var også avhengig av bestandstetthet og topografi. Trekkdistansen varierende betydelig, men den var også relatert til bestandstetthet og topografi, og hjorten på øyene trakk kortere enn på fastlandet. Bukkene nesten dobbelt så langt som kollene i snitt og hovedparten av langtrekkere var bukker. Vi ser også hjorten ikke endrer sin trekkstrategi mellom år, og i hovedsak har dyra stor overlapp i leveområdene mellom år. Tidspunktet for trekk var imidlertid likt mellom kjønnene både vår og høst, og variasjonen mellom åra var relativt liten. Høsttrekket tar kortere tid enn vårtrekket, og trekka går betydelig raskere enn det som man hadde kunnskap om før prosjektet. Den rådende oppfatningen var at trekkhjorten «fulgte» snøsmeltingen innover og oppover i høyden (Albon & Langvatn, 1992), men dette viste seg ikke å være hovedregelen. Hjorten trekker betydelig raskere enn vårens frammarsj innover landet (Mysterud *et al.*, 2011a). Om høsten starter en betydelig andel av dyr å trekke før jakta starter den 10. september og hovedtrekkene er i stor grad fullført innen 1. oktober. Dette er viktig kunnskap med henhold til jakta og fastsetting av jakttider.

Størrelsen på hjortens leveområder er tett knytta til trekkstrategi og kjønn. Trekkdyra hadde naturlig nok større leveområder på årsnivå, men ikke for alle månedene. Bukkene hadde større leveområder enn kollene totalt gjennom året og stort sett gjennom hele året. Hjorten på øyene hadde mindre leveområder enn på fastlandet, og leveområdene var mindre med økende bestandstetthet og større i områder med variabel topografi. Leveområdene i løpet av jakttida var klart større for trekkdyr, og bukkene brukte vesentlig større områder enn kollene i løpet av jakta. 40 % av kollene brukte mer enn 10 km² i løpet av jakta, mens 80 % av bukkene gjorde det.

Hjortens atferd er i løpet året tilpasset både lysforhold og vekstsesongen, og til kalving og brunst. Bukkene beveger seg sett mer og raskere i store deler av året og spesielt i brunsten. Vi ser også at bukkene reagerer i større grad på jakt enn kollene, selv om det er usikkert hva dette betyr. Hjortens valg av ulike habitattyper gjennom året er en avveining som dyra gjør for å kunne maksimere energiinntaket og sikre sin egen overlevelse. For hodyra er det også viktig å sikre avkommets overlevelse og vekst. Hjortens bruk av innmark er velkjent og innmarka er sannsynligvis viktig for hjorten i perioder av året. Innmark er imidlertid et risikohabitat med stor grad av eksponering. Hjortens preferanse for innmark varierer derfor både gjennom året og døgnet. Man ser også at produktive skogsarealer blir prioritert gjennom hele året. Ulike landskapstyper har gjerne forskjellig sammensetning av habitat og dermed også potensialet for å «produsere» hjort. Sagt på en annen måte så er bæreevnen i et område avhengig av sammensetningen av ulike habitattyper og områder med mye innmark og produktive skogsarealer har derfor høyere potensiale enn mindre produktive områder.

Utvandring av hjort fra et område til et annet kan påvirke både alders- og kjønnsstruktur, og mengden hjort (bestandstettheten). Gjenfangst av øremerka hjort viste at utvandringsfrekvensen var 65 % blant bukkene og 25 % blant kollene. 80 % av kollene blir skutt i merkekommunen, mens under 50 % av bukkene viste dette mønsteret. Bukker som utvandret ble skutt i områder med lavere bestandstetthet og de hjortene som utvandret var tyngre enn snittet.

Generelt unngår hjorten å bruke områdene nærmere veg enn 50 meter. Dette gjelder uavhengig av habitat, vegklasse, årstid og tidspunkt på døgnet. Krysningsfrekvensen av vei varierer i løpet av året, og frekvensen er størst om høsten. Dette har trolig sammenheng med at hjortens fordeling i terrenget

og aktivitetsnivå. Sammenlignet med andre studier av hjort (Gagnon *et al.*, 2007) og elg (Dussault *et al.*, 2007; Laurian *et al.*, 2008a) har hjorten i vårt studieområde høy krysningsfrekvens av veier. Dette kan ha sammenheng med at trafikkbelastningen er relativt lav i store deler av vårt studieområde sammenlignet med andre studier. Resultatene viser at det er en sammenheng mellom krysnings- og påkjørselsfrekvensen. Antall påkjørsler er størst om høsten, når krysningsfrekvensen også er størst. Dette er også erfaringene fra Skottland hvor antallet påkjørsler er størst i perioden oktober - januar (Langbein, 2005). Resultatene viser at antall påkjørsler av hjort går ned etter kantrydding langs RV 70 i Sunndalen i Sunndal kommune. Antall påkjørsler av hjort ble redusert med om lag 27 % pr måned alle månedene sett under ett, mens i vintersesongen definert fra oktober til mars ble antallet påkjørsler redusert med 45 % pr måned.

Vi har studert hjortens arealbruk og atferd med et bredt perspektiv, og har avdekket flere viktige mekanismer som driver arealbruken. Denne kunnskapen er ikke alltid like umiddelbart forvaltningsrelevant, men den er viktig for den endrer den basale forståelsen av systemene. Dette er med på å endre hvordan vi tenker og dermed handler i forvaltningen uten at man alltid er det bevisst. Det er også særlig sentralt å forstå mekanismene som styrer arealbruk for å kunne være i forkant av utviklingen. For eksempel vil arealbruken til hjort i en gitt region endre seg etter hvert som bestandstettheten endrer seg. Sammen med kunnskap om ungdyras utvandringmønster, har GPS merkingen av hjorten gitt viktig kunnskap til forvaltningen. Ei bærekraftig forvaltning av hjorten over tid krever at man tar hensyn til dyras atferd og arealbruk. Noe av det viktigste framover blir å tilpasse forvaltningen til hjortens arealbruk, og at forvaltningen skjer på et riktig nivå og skala. Dagens vald er i stor grad for små til å kunne drive ei bestandsretta forvaltning. Til og med kommunene blir for snevre når man ser på hjortens årlige arealbruk. Samarbeid på tvers av vald og kommuner er en krevende øvelse, men vil være essensielt for god forvaltning i framtida. Tankegangen fra å forvalte min og din hjort, må over til tanken om å forvalte vår bestand. Det betyr at både mål og rammer bør tilpasses på tvers av kommune (og fylkes) grensene, og at valda i større grad må samarbeide om sine mål og tiltak.

Resultatene viser at bestandene i enkelte kommuner er mer «knyttet sammen» enn i andre kommuner. Øykommunene kan i større grad stå på egne forvaltningsbein, men inn- og utvandring av unge dyr foregår også fra disse kommunene. Vi kan gjerne dele kommunene inn i vinterkommuner og sommerkommuner. Typiske vinterkommuner er gjerne kystnære kommuner med stor andel lavereliggende areal, mens sommerkommuner er gjerne innlandskommuner med større andel høyereliggende arealer. Sommerkommunene får påfyll av dyr i sommerhalvåret, og er på denne måten avhengig av vinterkommunenes forvaltning av hjorten. Gjennom de registreringene som er foretatt i Hjortmerk har man et bedre grunnlag enn noen gang for å kunne jobbe for et større fokus mot en regional forvaltning av hjorten. En samkjøring av forvaltningen på tvers av vald og kommunegrenser krever en imidlertid innsats utover dagens forvaltningspraksis for de fleste kommunene.

5.2 Veien videre

Det blir nå en utfordring for forvaltningen på ulike nivåer å nyttiggjøre seg kunnskapen som er fremkommet gjennom prosjektet. Det har hele tiden vært et siktemål at resultatene skal kunne komme til nytte for forvaltningen og dette har vært førende for innsatsen i Hjortmerk. Det vil være avgjørende at kommunene i samarbeid med både rettighetshaverne og forskningen tar tak i resultatene og jobber videre med anvendelse av kunnskapen. En slik oppfølging bør komme relativt raskt, mens resultatene er aktuelle og fokuset mot problemstillingene er «varme».

Samarbeidet mellom Bioforsk (forskning) og kommunene (forvaltning) har etter vårt skjønn vært et bærende element i prosjektet og samarbeidet har ført til at relevante utfordringer blir kommunisert direkte mellom aktørene. I tillegg har rettighetshaverne vært representert gjennom kommunene og i styringsgruppa og mange grunneiere direkte vært involvert i prosjektet gjennom tilrettelegging for merking av hjort og gjennom innsamling av data gjennom jakta. Vi mener at dette i seg selv har vært et viktig for prosjektet, og at forståelse for problemstillingene og kommunikasjon av resultatene av den grunn blir enklere. Interessen for og rundt prosjektet har vært stor og var kanskje større en man tenkte seg i starten av prosjektet. Det er imidlertid et gode med stor interesse, selv om det også kan innebære interessekonflikter.

Prosjektets målsettinger var relativt vide og det er vanskelig å dekke alle aspektene i en rapport. En viktig strategi for Hjortmerk var å søke samarbeid med andre forskningsmiljøer både for å kunne utnytte det omfattende datamaterialet optimalt. Dette lyktes vi med og Hjortmerk-datene har vært et

viktig grunnlag i Hjort-AREAL prosjektet (Mysterud *et al.*, 2011a) og har ført til en større utnyttning av data på en god faglig måte.

Foruten de faglige målsetningene har det vært viktig for prosjektet å kunne tilrettelegge for videre bruk av datamaterialet. Datamaterialet vil bli gjenstand for flere studier og vil være et grunnlag for mer spesifikke faglige analyser i åra som kommer. Samtidig blir det en viktig oppgave å peke på nye områder hvor dagens kunnskapsgrunnlag er begrenset i forhold til de spørsmål forvaltningen og samfunnet for øvrig har knyttet til landets hjortebestand og utviklingen og utnyttelsen av denne. Dette blir en viktig jobb i åra som kommer og resultatene og datamaterialet fra Hjortmerk vil være et viktig og godt grunnlag i dette arbeidet.

Det er fortsatt en del hjort som går med GPS halsbånd i regionen. Det er viktig at disse blir samlet inn sammen med annet materiale fra dyra gjennom jakta. Denne delen av prosjektet er derfor ikke avsluttet og vi er avhengige av et samarbeid både med jegere og kommunene i dette arbeidet. Det samme gjelder også hvis hjortene blir funn døde av andre årsaker enn jakt eller at GPS halsbånd som har falt av dyra blir funnet. Disse dataene vil kunne bidra til flere interessante resultater i åra som kommer.



Merking ved Hoven i Sunndal kommune. En stor takk til alle frivillige og andre som har lagt ned et betydelig arbeid i forbindelse med Hjortmerk. Foto: Bioforsk.

6. Referanser

- Albon,S.D., Langvatn,R., 1992. Plant phenology and the benefits of migration in a temperate ungulate. *Oikos* 65, 502-513.
- Austrheim,G., Solberg,E.J., Mysterud,A., 2011. Spatio-temporal variation in large herbivore pressure in Norway during 1949-1999: has decreased grazing by livestock been countered by increased browsing by cervids? *Wildlife Biology* 17, 286-298.
- Ball,J.P., Nordengren,C., Wallin,K., 2001. Partial migration by large ungulates: characteristics of seasonal moose *Alces alces* ranges in northern Sweden. *Wildlife Biology* 7, 39-47.
- Beyer,H.L., 2004. Hawth's Analysis Tools for ArcGis. Available at <http://www.spatial ecology.com/htools>.
- Beyer,H.L., 2009. Geospatial Modelling Environment. Available at <http://www.spatial ecology.com>.
- Bonenfant,C., Loe,L.E., Mysterud,A., Langvatn,R., Stenseth,N.C., Gaillard,J.M., KLEIN,F., 2004. Multiple causes of sexual segregation in European red deer: enlightenments from varying breeding phenology at high and low latitude. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 271, 883-892.
- Bruinderink,G.W.T.A., Hazebroek,E., 1996. Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10, 1059-1067.
- Coulson,T.N., Albon,S.D., Guinness,F.E., Pemberton,J.M., Clutton-Brock,T.H., 1997. Population substructure, local density, and calf winter survival in red deer (*Cervus elaphus*). *Ecology* 78, 852-863.
- Dussault,C., Ouellet,J.P., Laurian,C., Courtois,R., Poulin,M., Breton,L., 2007. Moose Movement Rates Along Highways and Crossing Probability Models. *Journal of Wildlife Management* 71, 2338-2345.
- Foreman,R.T.T., Alexander,L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Reviews of Ecological Systems* 29, 207-231.
- Frair,J.L., Merrill,E.H., Beyer,H.L., Morales,J.M., 2008. Thresholds in landscape connectivity and mortality risks in response to growing road networks. *Journal of Applied Ecology* 45, 1504-1513.
- Fryxell,J., Sinclair,A.E., 1988. Causes and consequences of migration by large herbivores. *Trends in Ecology & Evolution* 3, 237-241.
- Gagnon,J.W., Theimer,T.C., Dodd,N.L., Boe,S., Schweinsburg,R.E., 2007. Traffic volume alters elk distribution and highway crossings in Arizona. *Journal of Wildlife Management* 71, 2318-2323.
- Gillingham,M.P., Parker,K.L., Hanley,T.A., 1997. Forage intake by black-tailed deer in a natural environment: Bout dynamics. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie* 75, 1118-1128.
- Godvik,I.M.R., Loe,L.E., Vik,J.O., Veiberg,V., Langvatn,R., Mysterud,A., 2009. Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology* 90, 699-710.
- Gundersen, H., Andreassen, H. P., and Storaas, T. 1998. Spatial and temporal correlates to Norwegian moose-train collisions.
- Haanes,H., Rosef,O., Veiberg,V., Roed,K.H., 2005. Microsatellites with variation and heredity applicable to genetic studies of Norwegian red deer (*Cervus elaphus atlanticus*). *Animal Genetics* 36, 454-455.

Hebblewhite, M., Merrill, E., McDermid, G., 2008. A MULTI-SCALE TEST OF THE FORAGE MATURATION HYPOTHESIS IN A PARTIALLY MIGRATORY UNGULATE POPULATION. *Ecological Monographs* 78, 141-166.

Iuell, B.. Veier og dyreliv. 242. 2005. Oslo, Statens vegvesen. Håndbok.

Jaren, V., Andersen, R., Ulleberg, M., Pedersen, P.H., Wiset, B.. Moose-train collision: The effects of vegetation removal with a cost-benefit analysis. *Alces* 27, 93-99. 1991.

Jarnemo, A., 2008. Seasonal migration of male red deer (*Cervus elaphus*) in southern Sweden and consequences for management. *European Journal of Wildlife Research* 54, 327-333.

Langbein, J.. National Deer-Vehicle Collisions Project. England 2003-2005. 1-93. 2005. Wrexham, The Deer Initiative Ltd.

Langvatn, R., Loison, A., 1999a. Consequences of harvesting on age structure, sex ratio and population dynamics of red deer *Cervus elaphus* in central Norway. *Wildlife Biology* 5, 213-223.

Langvatn, R., Mysterud, A., Stenseth, N.C., Yoccoz, N.G., 2004a. Timing and synchrony of ovulation in red deer constrained by short northern summers. *American Naturalist* 163, 763-772.

Laurian, C., Dussault, C., Ouellet, J.P., Courtois, R., Poulin, M., Breton, L., 2008a. Behavior of Moose Relative to a Road Network. *Journal of Wildlife Management* 72, 1550-1557.

Linnell, J.D.C., Andersen, R., Kvam, T., Andren, H., Liberg, O., Odden, J., Moa, P.F., 2001. Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. *Environmental Management* 27, 869-879.

Loe, L.E., Bonenfant, C., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Langvatn, R., KLEIN, F., Calenge, C., Ergon, T., Pettorelli, N., Stenseth, N.C., 2005. Climate predictability and breeding phenology in red deer: timing and synchrony of rutting and calving in Norway and France. *Journal of Animal Ecology* 74, 579-588.

Loe, L.E., Mysterud, A., Veiberg, V., Langvatn, R., 2009. Negative density-dependent emigration of males in an increasing red deer population. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276, 2581-2587.

Loe, L.E., Mysterud, A., Veiberg, V., Langvatn, R., 2010. No evidence of juvenile body mass affecting dispersal in male red deer. *J Zool* 280, 84-91.

Loe, L., Bonenfant, C., Meisingset, E., Mysterud, A., 2012. Effects of spatial scale and sample size in GPS-based species distribution models: are the best models trivial for red deer management? *European Journal of Wildlife Research* 58, 195-203.

Meisingset, E.L., Brekkum, Ø.. Merke- og utviklingsprosjekt hjort Nordmøre og Sør-Trøndelag - Delrapport 2. Foreløpige resultat og statusoversikt for 2008. 135, 1-32. 2009. Bioforsk Rapport, Bioforsk. Bioforsk Rapport.

Meisingset, E.L., Brekkum, Ø., Loe, L.E.. Hjortens habitatbruk og atferd i relasjon til vei. - En analyse av påkjørsler og posisjonsdata fra hjort. 83, 1-34. 2010. Bioforsk Økologisk, Tingvoll, Bioforsk. Bioforsk Rapport.

Meisingset, E.L., Brekkum, Ø., Støbet Lande, U.. Merke- og utviklingsprosjekt hjort Nordmøre og Sør-Trøndelag - Delrapport 1. Foreløpige resultat og statusoversikt for 2007. 69, 1-27. 2008. Bioforsk. Bioforsk rapport.

Meisingset, E.L., Krokstad, A., 2000. Hjortebeiting på eng: skader, registrering og metodikk. RIT Report 3-44.

Meisingset, E.L., Veiberg, V., Langvatn, R.. Beiteskader på graseng av hjort. Forskningsrapport nr 1, Ressurssenteret i Tingvoll, 1-34. 1997.

- Milner, J.M., Bonenfant, C., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Csanyi, S., Stenseth, N.C., 2006. Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology* 43, 721-734.
- Mysterud, A., 2004. Temporal variation in the number of car-killed red deer *Cervus elaphus* in Norway. *Wildlife Biology* 10, 203-211.
- Mysterud, A., Bonenfant, C., Loe, L.E., Langvatn, R., Yoccoz, N.G., Stenseth, N.C., 2008a. Age-specific feeding cessation in male red deer during rut. *J Zool* 275, 407-412.
- Mysterud, A., Bonenfant, C., Loe, L.E., Langvatn, R., Yoccoz, N.G., Stenseth, N.C., 2008b. The timing of male reproductive effort relative to female ovulation in a capital breeder. *Journal of Animal Ecology* 77, 469-477.
- Mysterud, A., Coulson, T., Stenseth, N.C., 2002a. The role of males in the dynamics of ungulate populations. *Journal of Animal Ecology* 71, 907-915.
- Mysterud, A., Langvatn, R.. Vektvariasjon hos hjort på vestlandet. *Hjorteviltet* , 72-76. 2003.
- Mysterud, A., Langvatn, R., Stenseth, N.C.. Hjorteventyret på Vestlandet: hvilke konsekvenser får økende bestandstetthet og endringer i klimaet? *Vilt* , 91-96. 2004.
- Mysterud, A., Langvatn, R., Yoccoz, N.G., Stenseth, N.C., 2001a. Plant phenology, migration and geographical variation in body weight of a large herbivore: the effect of a variable topography. *Journal of Animal Ecology* 70, 915-923.
- Mysterud, A., Langvatn, R., Yoccoz, N.G., Stenseth, N.C., 2001b. Plant phenology, migration and geographical variation in body weight of a large herbivore: the effect of a variable topography. *Journal of Animal Ecology* 70, 915-923.
- Mysterud, A., Langvatn, R., Yoccoz, N.G., Stenseth, N.C., 2002b. Large-scale habitat variability, delayed density effects and red deer populations in Norway. *Journal of Animal Ecology* 71, 569-580.
- Mysterud, A., Loe, L.E., Meisingset, E.L., Zimmermann, B., Hjeltne, A., Veiberg, V., Rivrud, I.M., Skonhoft, A., Olausson, J.O., Andersen, O., Bischof, R., Bonenfant, C., Brekkum, Ø., Langvatn, R., Flatjord, H., Syrstad, I., Aarhus, A., Holthe, V.. Hjorten i det norske kulturlandskapet: arealbruk, bærekraft og næring. 1, 1-88. 2011a. *Utmarksnæring i Norge*.
- Mysterud, A., Loe, L.E., Zimmermann, B., Bischof, R., Veiberg, V., Meisingset, E.L., 2011b. Partial migration in expanding red deer populations at northern latitudes - a role for density dependence? *Oikos* 120, 1817-1825.
- Mysterud, A., Stenseth, N.C., Yoccoz, N.G., Langvatn, R., Steinheim, G., 2001c. Nonlinear effects of large-scale climatic variability on wild and domestic herbivores. *Nature* 410, 1096-1099.
- Mysterud, A., 1999. Seasonal migration pattern and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in an altitudinal gradient in southern Norway. *J Zool* 247, 479-486.
- Pettorelli, N., Mysterud, A., Yoccoz, N.G., Langvatn, R., Stenseth, N.C., 2005. Importance of climatological downscaling and plant phenology for red deer in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 272, 2357-2364.
- Rolandsen, C., Solberg, J., Bjørneraas, K., Heim, M., Lykkja, O.N., Os, Ø.. Elgundersøkelsene i Nord-Trøndelag, Bindal og Rissa 2005-20010 - Sluttrapport. 588, 1-142. 2010. NINA Rapport.
- Rowland, M.M., Wisdom, M.J., Johnson, B.K., Kie, J.G., 2000. Elk distribution and modeling in relation to roads. *Journal of Wildlife Management* 64, 672-684.
- Sappington, J.M., Longshore, K.M., Thompson, D.B., 2007. Quantifying Landscape Ruggedness for Animal Habitat Analysis: A Case Study Using Bighorn Sheep in the Mojave Desert. *The Journal of Wildlife*

Management 71, 1419-1426.

Solberg, E.J., Rolandsen, C.M., Herfindal, I., Heim, M.. Hjortevilt og trafikk i Norge: En analyse av hjorteviltrelaterte trafikkulykker i perioden 1970-2007. 463, 1-84. 2009. Trondheim. NINA Rapport.

Solberg, E.J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C.M., Holmstrøm, F., Solem, M.I., Eriksen, R., Astrup, R.. Hjortevilt 2009 - Årsrapport fra Overvåkningsprogrammet for hjortevilt. 584, 1-77. 2010. NINA Rapport.

Storaas, T., Nicolaysen, K.B., Gundersen, H., Zimmermann, B.. Prosjekt elg - trafikk i Stor-Elvdal 2000-2004, Hvordan unngå elgpåkørsler på vei og jernbane? 1. 2005. Høgskolen i Hedmark. Oppdragsrapport.

Totland, K.K.. Frå kratt til kroner. Prosjektrapport 2005-2008. 1-51. 2008. Molde, Skogselskapet.

Ujvari, M., Baagoe, H.J., Madsen, A.B., 2004. Effectiveness of acoustic road markings in reducing deer-vehicle collisions: a behavioural study. *Wildlife Biology* 10, 155-159.

Veiberg, V.. Hjorteskader på granskog i Stryn - Bruk av Sogn og Fjordane Skogeigarlag sine takstdata frå 1997-1998. 1-19. 2000. Hjorteskadeprojektet, rapport 4.
Ref Type: Report

Veiberg, V., Nilsen, E.B., Ueno, M.. Framtidig forvaltning av norske hjortebestandar - utfordringar knytt til bestandstettleik og demografi. 571, 1-40. 2010. NINA Rapport.

Veiberg, V., Pettersen, J., 2000. Registrering og taksering av borknag på gran. Hjorteskadeprojektet. Rapport 3, 1-32.

Veiberg, V., Solheim, H., 2000. Råte etter hjortegneg på gran i Sunnfjord. Rapport fra skogforskningen 18/00, 1-16.

