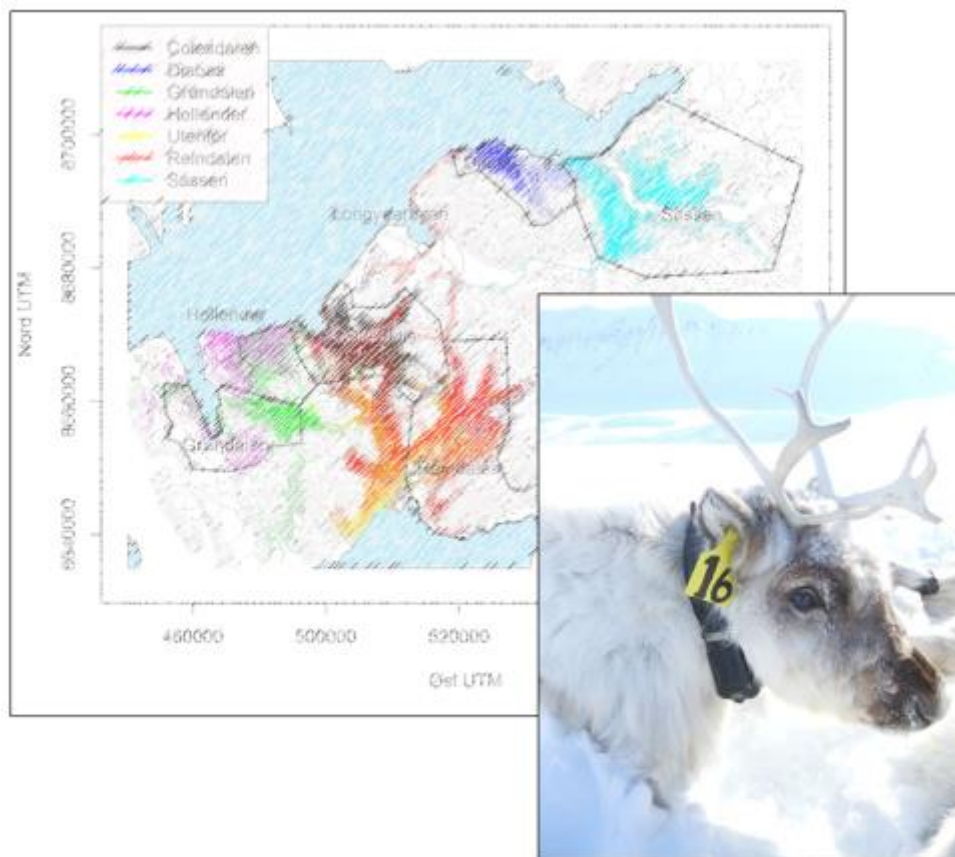




Jakt på svalbardrein – hva er naturlige grenser for fellingsområdene?

Sluttrapport til Svalbards miljøvernfond



Leif E Loe, Ingvild Øyjordet, Vebjørn Veiberg, Åshild Ø. Pedersen, Brage B. Hansen,
Audun Stien

Tittel: Jakt på svalbardrein – hva er naturlige grenser for fellingsområdene? Prosjekt: 12/115 og 13/49

Forfattere: Leif Egil Loe & Ingvild Øyjordet
Norges miljø og biovitenskapelige universitet (NMBU)
Høgskoleveien 12, 1433 Ås
leif.egil.loe@nmbu.no

Vebjørn Veiberg & Audun Stien
Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2, 7047 Trondheim & Framsenteret, 9296 Tromsø
vebjorn.veiberg@nina.no
audun.stien@nina.no

Åshild Ø. Pedersen
Norsk Polarinstitut
Framsenteret, 9296 Tromsø
aashild.pedersen@npolar.no

Brage B Hansen
Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU), Institutt for biologi
Høgskoleringen 5, 7491 Trondheim
brage.b.hansen@ntnu.no

Referanse: Loe, L. E., Øyjordet, I., Veiberg, V., Pedersen, Å. Ø., Hansen, B. B., Stien, A. 2017.
Jakt på svalbardrein – hva er naturlige grenser for fellingsområdene?
Rapport til Svalbards Miljøvernfond.

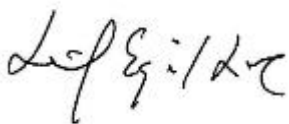
Forsidefoto: Leif Egil Loe (GPS-merket simle i Sassen, April 2013)

Forord

Svalbardrein er en underart av villrein som bare finnes på Svalbard. Forvaltningen av svalbardrein er derfor et særnorsk ansvar. Over de siste 20 årene har det vært en økning i jaktuttaket av svalbardrein og det har blitt stilt spørsmål ved om uttaket har blitt større enn bestandene i enkelte av fellingsområdene kan tåle. Et kunnskapshull har vært at man ikke vet hvor godt fellingsområdene sammenfaller med avgrensning av de ulike delbestandene. Dette avgjør hvor store områder som tar belastningen av jakttrykket. Denne problemstillingen var utgangspunktet for dette prosjektet som evaluerer hva som er naturlige grenser for fellingsområdene for svalbardrein.

Vi takker Svalbards Miljøvernfond for økonomisk støtte til dette arbeidet.

Ås, 19 mars 2017



Leif Egil Loe

Innhold

1 INNLEDNING	1
2 MATERIALE OG METODE	3
2.1 Studieområde	3
2.2 Studieart	4
2.2.1 Bestandsdynamikk - naturlige faktorer for variasjon.....	5
2.2.2 Områdebruk og atferd hos svalbardrein.....	5
2.2.3 Forvaltning av svalbardrein.....	6
2.3 Datainnsamling og bearbeiding av datamateriale	6
2.3.1 GPS-data og kartdata	6
2.3.2 Definisjon av sesonger og isingsår	8
2.4 Statistiske analyser	8
3 RESULTATER.....	9
3.1 Holder simlene seg innen fellingsområdet de er merket i?	9
3.1 Størrelse på hver simles leveområde	12
3.1.1 Forholdet mellom helårs leveområde og fellingsområde.....	12
3.1.2 Variasjon i størrelse på leveområde mellom sesonger.....	13
3. 2 Hvor og når skjer krysning av forvaltningssonegrenser?	15
4 DISKUSJON	18
4.1 Forvaltning på bestandsnivå	18
4. 2 Samsvar mellom områdebruk og fellingsområdenes avgrensning.....	18
4.3 Årlige tellinger må gjennomføres med rett romlig avgrensning	20
4.4 Fare for lokal overhøsting?	21
5 KONKLUSJON OG ANBEFALING TIL FORVALTINGA.....	22
6 LITTERATUR	23
VEDLEGG 1	I

Sammendrag

Kunnskap om områdebruken til jaktbare bestander er viktig for å nå målet om forvaltning på bestandsnivå. For svalbardrein (*Rangifer tarandus platyrhynchus*) er målet at bestandene skal få utvikle seg naturlig uten at menneskelig aktivitet har nevneverdig påvirkning. Jakt på svalbardrein blir gjennomført for rekreasjonsformål og foregår innenfor definerte fellingsområder som per i dag er fastlagt uten dokumentert kunnskap om den naturlige avgrensinga til bestandene. Formålet med studiet var å evaluere dagens inndeling av fellingsområder for svalbardrein på Nordenskiöldland ved bruk av GPS-data fra merka simler.

De viktigste funnene

Det var stor forskjell mellom fellingsområdene i hvor godt avgrensningen av områdene sammenfaller med områdebruken til GPS-merka simler. Simler merket i Sassen og Diabas viste stor tilhørighet til områdene. Simler merket i Grøndalen og Hollenderdalen brukte i stor grad felles områder. Det er også utstrakt kontakt mellom simler i Colesdalen og Reindalen vinterstid der vandringene skjer gjennom områder utenfor forvaltningssonene (Semmeldalen og Skiferdalen).

Miljøgevinst

Arbeidet gir en avklaring på spørsmålet om hva som er naturlige avgrensninger av delbestandene av rein på Nordenskiöldland. Den gir et vurderingsgrunnlag for om enkelte av fellingsområdene bør slås sammen for at tellinger, kvotesetting og jaktuttak i større grad skal følge områdebruken til dyra.

Forslag til tiltak

Ut fra bestandsmessige hensyn kan det vurderes om Hollenderdalen og Grøndalen bør slås sammen. Arealet til det nye området vil være sammenlignbart med Colesdalen og fortsatt mye mindre enn Sassen og Reindalen. Dagens inndeling i fellingsområder har likevel en direkte innvirkning på hvor jegerne jakter og fordelingen av det lokale jakttrykket. Dette er også hensyn som må vektlegges ved vurdering av eventuelle endringer i dagens inndeling av fellingsområder.

Hva er viktig for miljøforvaltningen?

Det er viktig å være klar over at jaktuttaket i Hollenderdalen og Grøndalen skjer på en felles bestand. Selv om ikke områdene slås sammen er det viktig å se tellinger, kvotesetting og jaktuttak i sammenheng i disse to områdene. Det samme er tilfelle for bestandene i Reindalen og Colesdalen. Det var lite utveksling av individer mellom Diabas og Sassen. Dette styrker opprettholdelsen av Diabas som et eget fellingsområde selv om arealet er mye mindre enn alle andre områder med unntak av Hollenderdalen. Lite tilsig av dyr fra Sassen kan tyde på at man skal være ekstra påpasselig med kvotesetting og jaktuttak i fellingsområdet Diabas.

Oppfølging

Våre data kan ikke brukes til å finne ut om dyr utenfor fellingsområdene kommer inn og tar plassen til dyr som blir skutt under jakt. Det er fordi vi har merket for få dyr utenfor fellingsområdene. Et GPS-merkestudie på Nordenskiöldkysten, utenfor dagens forvaltningssone, ville kunne svare på dette. Beitene der er skinnere og er ofte islagte om vinteren. Dette kan føre til at dyr oftere vandrer ut til jaktområdene Grøndalen og Reindalen som har frodigere beiter. Foreløpige data tyder på ulik bestandsdynamikk på Nordenskiöldkysten og i Reindalen. Dette kan øke netto ut- og innvandring mellom disse delbestandene. Det bør også vurderes å pålegge jegere å oppgi koordinat for fellingslokalitet for å få informasjon om lokal variasjon i jakttrykk.

1 Innledning

Fordi dynamikken i områdebruken til store herbivorer er kompleks, bør forvaltninga basere seg på ei storskala-tilnærming (Gordon et al. 2004). Optimalt sett bør den årlige områdebruken til en bestand dekkjes av forvaltningsområdet til den administrative enheten (Linnell et al. 2001). Forvaltninga av hjortevilt i Norge prøver derfor i tilfeller der arealbruken til en bestand benytter fellingsområdet til flere administrative enheter, å organisere disse i en felles forvaltningsenhet, et såkalt bestandsplanområde (Forskrift om forvaltning av hjortevilt § 2). Et bestandsplanområde består av to eller flere geografiske enheter som har rett på jakt (vald) som går sammen om en felles bestandsplan for arter av hjortevilt i området. Områdene som regelmessig blir brukt av bestander definerer tellende areal og legger grunnlaget for tildelingen av antall fellingsløyver innenfor hver enhet (Forskrift om forvaltning av hjortevilt § 10). Målet med forvaltninga av hjortevilt i Norge er å ivareta produktiviteten og mangfoldet både i bestandene og deres leveområder (Forskrift om forvaltning av hjortevilt § 1). Likevel hevdes det at fellingsområdene som oftest er for små i forhold til områdebruken til hjorteviltet (Meisingset et al. 2012), men i mange tilfeller mangler det data som gjør det mulig å evaluere dette.

Bestandsutviklingen for hjortevilt på fastlandsnorge er i dag hovedsakelig styrt av jakt, med en avskyting som tilrettelegger for høy produktivitet i bestandene og et høyt jaktuttak (Strand et al. 2011; Veiberg et al. 2010). For svalbardrein (*Rangifer tarandus platyrhynchus*), den eneste hjorteviltarten på Svalbard, er jakt knyttet til rekreasjon og friluftsliv. Jakt er forbeholdt fastboende og foregår innenfor definerte fellingsområder på Nordenskiöldland. I tillegg er det et fåtalls fangstmenn som årlig tar ut en kommersiell kvote på 20 dyr i tillegg til 5 dyr til eget bruk. Uttaket er regnet som relativt lavt i alle fellingsområdene. Fordi svalbardrein er en unik underart av rein (Flagstad & Røed 2003), har Norge et spesielt forvaltningsansvar for denne. Som følge av dette er svalbardrein i overvåkingssystemet Miljøovervåkning Svalbard og Jan Mayen (MOSJ) karakterisert som prioritert art for overvåkning av terrestrisk fauna på Svalbard (Sander et al. 2006). Miljøforvaltninga på Svalbard er underlagt svalbardmiljøloven som tydelig sier at den naturlige produktiviteten, mangfoldet og leveområdene til arter skal bevares (Svalbardmiljøloven § 24). Jakt på svalbardrein er videre regulert gjennom to forskrifter (Forskrift om høsting på Svalbard 2002;

Forskrift om jakt på Svalbard 2003) samt plan for forvaltning av svalbardrein (Sysselmannen på Svalbard 2009). Det overordna miljømålet for svalbardrein sier at: ”bestandene av svalbardrein skal få utvikle seg naturlig uten at menneskelig innvirkning har nevneverdig effekt på utbredelse, bestandssammensetning, tilvekst og naturlig dødelighet” (Sysselmannen på Svalbard 2009, pkt. 1.1). Videre blir det slått fast at ”svalbardrein kan utnyttes gjennom høsting så lenge det ikke kommer i konflikt med mål nr. 1.1” (pkt. 3). Dette betyr at en i følge lovverket ikke i noen enkeltbestand eller enkeltområde skal ha bestandsnedgang som følge av menneskelig jakt.

Den rekreasjonsbaserte jakten på svalbardrein er i dag avgrenset til seks definerte fellingsområder på Nordenskiöldland. Så vidt vi kjenner til ble fellingsområdene fastsatt uten dokumentert kunnskap om den naturlige avgrensinga til bestandene på Nordenskiöldland. Utveksling av individer mellom bestandene vil påvirke hvor stor den jaktbare bestanden er og dermed fastsetting av årlige jaktkvoter (Stien et al. 2012). Slik kunnskap er derfor avgjørende for at forvaltninga av svalbardrein kan legge til rette for et lokalt bærekraftig jaktuttak over tid og imøtekomme definerte miljømål. Det blir pekt på at et større uttak vil kunne føre til lokal overhøsting i enkelte fellingsområder, avhengig av hvor isolerte bestandene er fra hverandre (Stien et al. 2012). Om tallet på fellingsløyver i framtida kan økes uten effekt på bestandene er derfor avhengig av ny kunnskap om områdebruken til bestandene.

Klimaendringene er forventet å øke temperaturen på Svalbard vinterstid og frekvensen av ekstremværhendelser (ACIA 2004). Svalbardrein er, sammen med Peary caribou (*Rangifer tarandus pearyi*) på de arktiske øyene i Canada regnet for å være den underarten av rein som er mest truet av varmere vintre med mer nedbør og isdekt beiter (Vors & Boyce 2009). Perioder med ising har vist seg å i stor grad påvirke kvalitet og kvantitet på tilgjengelig habitat (Hansen et al. 2009b) som videre påvirker områdebruken til svalbardrein (Stien et al. 2010). Migrasjon mellom tilgrensende delbestander av svalbardrein er tradisjonelt regnet for å være ubetydelig (Tyler & Øritsland 1989; Aanes et al. 2003), men nyere studier tyder likevel på at klimaendringene kan føre til økt vandring vinterstid (Stien et al. 2010; Loe et al 2016), og mer utveksling av individer mellom forvaltningsområdene. I forvaltningsplanen for svalbardrein blir slik kunnskap om trekkaktivitet etterspurt (Sysselmannen på Svalbard 2009). I praksis må en undersøke i hvilken grad det er naturlige bestandsgrenser mellom fellingsområdene og hvor store areal som deler jaktbelastningen.

Formålet med dette studiet var å evaluere dagens geografiske inndeling av fellingsområder for svalbardrein ved bruk av GPS-data fra merka simler. Gjennom å følge GPS-merka individer over flere år har vi kartlagt områdebruken til svalbardreinindivider fra alle fellingsområdene på Nordenskiöldland. Basert på dette vurderer vi om de eksisterende fellingsområdene dekker relativt uavhengige bestander og derfor bør forvaltes separat, eller om nærliggende fellingsområder bør slås sammen.

2 Materiale og metode

2.1 Studieområde

Studieområdet er lokalisert på Nordenskiöldland ($78^{\circ}2'N$, $17^{\circ}2'E$) (3500 km^2) på Spitsbergen, Svalbard. Området har flere store frodige daler omkranset av isbreer og bratte fjellsider. Nordenskiöldland har trolig det største mangfoldet av plantearter på hele øygruppen (Aasheim 2008). Vegetasjonen i den mellomarktiske tundrasone (Elvebakk 2005) veksler mellom urter, moser og grasdominerte vegetasjonstyper som danner en mosaikk med grus og stein. Isforholda på- og rundt øygruppa gir spesielt store lokale klimavariasjoner (Øseth 2010). Klimaet på Svalbard er polart med snødekke fra oktober/november til midten av juni. Stabile luftmasser med lite vanninnhold sørger for generelt lite nedbør (Øseth 2010), årlig normalt mellom 190 mm og 440 mm (normalperioden 1981-2010) (Førland et al. 2012). Normaltemperatur på Svalbard for varmeste sommermåned (juli) er $5,8^{\circ}\text{C}$ og for kaldeste vintermåned (februar) -13°C (Nordli et al. 2014). Ekstremvær ventes å forekomme oftere med klimaendringer, som synes å skje raskere i Arktis (ACIA 2004). Siden 1901 har gjennomsnittlig årstemperatur på Svalbard økt med $2,3^{\circ}\text{C}$ (Nordli et al. 2014). Temperaturøkningen på Svalbard Lufthavn i løpet av de siste tre tiåra er den største blant alle steder i Europa, der perioden 2005-2012 viser rekordhøye temperaturer (Nordli et al. 2014). Sentralt for Svalbard er ROS-hendelser (eng: "rain-on-snow") som betyr at nedbør faller som regn om vinteren og danner bakkeis (Hansen et al. 2011; Rennert et al. 2009). ROS-hendelser ventes å øke i hyppighet og utstrekning (Rennert et al. 2009; Hansen et al. 2014).

All rekreasjonsjakt på svalbardrein foregår på Nordenskiöldland i de seks fellingsområdene Diabas, Sassen, Grøndalen, Hollenderdalen, Colesdalen og Reindalen. Studieområdet i denne

rapporten omfatter alle disse områdene, samt området mellom Colesdalen og Reindalen som er jaktfritt (Figur 1).



Figur 1. Fellingsområdene Grøndalen, Hollenderdalen, Colesdalen, Reindalen, Sassen og Diabas med omkringliggende områder utgjør studieområdet på Nordenskiöldland på Spitsbergen. Grensene til fellingsområdene er markert på kartet. X-aksen og Y-aksen representerer UTM-koordinater. Kartet er laget av Oddveig Øien Ørvoll, NP.

2.2 Studieart

Svalbardrein er en underart av rein som bare finnes på Svalbard (Flagstad & Røed 2003).

Leveområdene til svalbardrein er bestemt av hvor det finnes planter (Staaland 1986).

Diettvalget til svalbardreinen er mer styrt av kvantitet enn kvalitet på beiteplantene (Bjørkvoll et al. 2009; van der Wal et al. 2000). Vanlige arter i dietten vinterstid er polarvier (*Salix polaris*), vardefrytle (*Luzula confusa*) og mosearter, mens sommerdietten er mer variert med grassaktige planter, treaktige planter, moser og urter som de viktigste komponentene (Staaland 1986). Svalbardrein har tilpassa seg et miljø uten predatorer (Vanderknaap 1989), er relativt stedbundet med unntak av i isingsvintre (Loe et al 2016), opptrer i mindre grupper (Reimers 1977; Tyler & Øritsland 1989) og reagerer mindre på forstyrrelse enn fastlandsrein

(Colman et al. 2001). Hvor mange individer av svalbardrein som holder til på Svalbard er usikkert og varierer mye mellom år. I 1984 ble totalbestanden estimert til omtrent 11000 individer (Øritsland & Alendal 1986). Nordenskiöldland huser rundt halvparten av den totale bestanden (Øritsland & Alendal 1986).

2.2.1 Bestandsdynamikk - naturlige faktorer for variasjon

Årlig variasjon i bestandsstørrelsen til svalbardrein er hovedsakelig påvirket av tetthet og klimafaktorer. Ved høye tettheter øker dødeligheten samtidig som kalveproduksjonen og vekstraten reduseres. ROS med påfølgende islag på bakken vinterstid blokkerer tilgangen på næring og gir også utslag i økt dødelighet og redusert reproduksjon og vekstrate (Hansen et al. 2011; 2013; Stien et al. 2012; Albon et al 2016). Naturlig dødelighet om vinteren er størst for kalver (Reimers 1982; Solberg et al. 2001) og økende med alder for bukker over tre år og for simler over åtte år (Reimers 1977; Reimers 1983) (Douhard et al. 2016). Analyser av kadaver har vist at bukker og simler maksimalt når en alder på henholdsvis 12 og 17 år (Reimers 1983). En større andel simler enn bukker i bestandene av svalbardrein (55-65 % simler) (Stien et al. 2012; Peters et al 2017) skyldes trolig den naturlige forskjellen i overlevelse mellom kjønnene (Reimers 1977).

2.2.2 Områdebruk og atferd hos svalbardrein

Svalbardrein er tradisjonelt regnet for å være stedbundet (Tyler & Øritsland 1989) der sesongmessig migrasjon spiller ei ubetydelig rolle på bestandsdynamikken (Aanes et al. 2003). Samtidig er det vist at individer har vandret ut av leveområdet ved spesielt vanskelige vinterforhold (Tyler & Øritsland 1989; Hansen et al 2010) og at hyppigere perioder med regnvær som fører til bakkeis i store deler av landskapet kan føre til økt utvandring fra leveområdene (Hansen et al. 2011; Stien et al. 2010) (Loe et al 2016). Utvandring har i få tilfeller alene forklart bestandsreduksjon, men har vist seg å være mer vanlig i kombinasjon med høy naturlig dødelighet (Tyler 2010). Områdebruk og størrelse på leveområde har vist en sterk sammenheng med habitatkvalitet, -kvantitet og -tilgjengelighet (Hansen et al. 2009a). Blant annet viste Hansen et al. (2010) at svalbardrein foretok sesongvandring til områder med næring av høyere kvalitet. Svalbardrein som lever i nærheten av faste bosteder, som i Adventdalen, har vist mindre frykt- og fluktesvar til mennesker sammenligna med fellingsområdene Colesdalen, Reindalen og Sassen (Reimers et al. 2011), selv om de også der er lite sky sammenlignet med andre underarter av rein. Menneskelig aktivitet, inkludert jakt,

rekreasjon og forskning, er derfor regnet for å ha ubetydelig effekt på adferdresponser til svalbardrein (Colman et al. 2001; Reimers et al. 2011).

2.2.3 Forvaltning av svalbardrein

Fordi svalbardrein er en unik underart av rein, har Norge et spesielt internasjonalt forvaltningsansvar. Jakt på svalbardrein går tilbake til 1700-talet da menneskelig virksomhet tok til på Svalbard. I 1925 ble svalbardreinen freda grunnet uregulert jakt og fangst. Antall individer var da trolig bare 1000 dyr (Sysselmannen på Svalbard 2009). Bestanden tok seg opp igjen, og i 1983 ble det åpna for jakt i forskningsøyemed og fra 1989 også for fastboende på Nordenskiöldland (Overrein 2003). Slik ordninga er i dag, får fastboende som oppfyller bestemte kriterier, innvilget søknad om en fellingstillatelse (Forskrift om jakt på Svalbard § 3). Hver sommer gjennomfører Sysselmannen på Svalbard strukturtellinger av svalbardrein i fellingsområdene ved bruk av helikopter. Tellingene på Nordenskiöldland foregår etter definerte ruter (Sysselmannen på Svalbard 2013b) som dekker terrenget best mulig og blir brukt hvert år (Sysselmannen på Svalbard 2009). Dette skjer vanligvis i slutten av juli. Under disse tellingene blir dyr registrert i kategoriene voksen bukk, simle/ungdyr, kalv og ukjent. I tillegg registreres også kadaver fra sist vinter. Basert på sommertellinga og antall innkomne fellingssøknader blir fellingstillatelsene fordelt mellom de seks fellingsområdene (Figur 1). Jakt på svalbardrein foregår i perioden 15. august til 20. september. Fellingsløyva omfatter fellingskategoriene kalv, simle/ungdyr, eller fritt dyr (Forskrift om høsting på Svalbard § 33). I perioden fra 1983 har årlig jaktuttak vært mellom 105 og 238 dyr med en økende tendens over de siste 30 åra (Sysselmannen på Svalbard 2013a). Jegerne sin motivasjon for å jakte, samt hvor dyra holder til i fellingsområdene under jakta, styrer i stor grad fellingsresultatet (Pedersen et al. 2014).

2.3 Datainnsamling og bearbeiding av datamateriale

2.3.1 GPS-data og kartdata

Svalbardrein sin bruk av områder i forhold til fellingsområdene på Nordenskiöldland ble studert basert på geografiske posisjoner fra simler merket med GPS (Global Positioning System) sendere. I april 2013 ble 14 simler i Sassen og fem i Diabas fanga og merka med øremerke og GPS-halsbånd (Tellus Medium GPS Collar) ved bruk av snøscooter og nett (Omsjoe et al. 2009). I 2014 ble det fanget 5 dyr i Hollenderdalen og 9 i Grøndalen. Hvert

halsbånd sendte tre posisjoner i løpet av en dag (kl. 10:00, 18:00, 02:00) via satellitt og gjenfangning var derfor ikke nødvendig for innsamling av data. Data fra simlene i Sassen, Diabas, Grøndalen og Hollenderdalen ble lasta ned via nettstedet til distributøren (Followit) av GPS-halsbåndene. Det ble også etablert en innsynsløsning slik at interesserte jegere og andre kunne følge med hvordan dyrene beveget seg. I alt ble 28 av simlene gjenfanga i april 2015 og 2016 og halsbåndene ble tatt av. Per i dag (mars 2017) er det 5 dyr som fortsatt går med GPS-sender som ikke har blitt gjenfanga, men der batteriene er tomme. Den siste posisjonen fra disse dyrene kom 1. januar 2017.

For Sassen og Diabas er data fra 16.04.2013 til 12.12.2016 brukt i analysene, totalt 57 individår (med til sammen 42484 punkt). For Grøndalen og Hollenderdalen er data fra 11.04.2014 til 01.01.2017 brukt i analysene, totalt 34 individår (med til sammen 19693 punkt). Ett individår tilsvarer data fra ett individ over ett år. I alle disse områdene (Sassen, Diabas, Grøndalen og Hollenderdalen) ble voksne individ med ukjent alder merka.

For GPS-datasettet fra Colesdalen og Reindalen er alder på merka dyr kjent ved at dyra blir første gang merka som kalver. Svalbardrein ble i dette området merka med Vectronic ”store-on-board” (posisjoner logges hver 2. time) GPS-halsbånd første gang vinteren 2009. Hver vinter siden 2010 ble GPS-merka individer i Reindalen og Colesdalen gjenfanga i april for nedlastning av data. Fanginga i felt foregår i selve fellingsområdene, men også omkringliggende nærområder som ikke blir brukt til jakt (slik som Semmeldalen og Istjørndalen). I motsetning til Sassen og Diabas er innhenting av data avhengig av at simlene ikke har vandra ut og kan gjenfanges året etter. Unntaket er fire simler som ble merket med GPS med satelittnedlastning i Reindalen og Colesdalen i april 2016, hvorav to fortsatt virker. Fra Reindalen og Colesdalen bidrar 50 simler med 218 individår med data fra perioden 15.04.2009 til 01.02.2017 (med til sammen 740619 punkt). Totalt utgjør datamaterialet i rapporten 309 individår fra 83 simler merka innenfor fellingsområdene fra perioden 15.04.2009 til 01.02.2017.

For dyra med «store-on-board» får vi kun tilbake posisjoner fra dyr som returnerer til- og blir gjenfanga i studieområdet. Det er derfor potensiale for å miste dyr som utvandrer og konkludere feilaktig med at svalbardrein er mer stasjonær en den i virkeligheten er. Det er derfor viktig å påpeke at vi har gjenfanga nesten alle dyra med «store-on-board» GPS, ofte flere år etter at halsbåndet ble satt på. Vi har fått tilbake samtlige 20 fra 2009. Vi mangler 1 av

22 dyr merket i 2010, 1 av 28 dyr merket i 2011, 1 av 27 i 2012, og 1 av 19 i 2013 (samlet tap på 4%). Disse dyrene kan ha utvandret, unnsloppet fangst om vinteren, eller dødd innen studieområdet på et sted der vi ikke har gjenfunnet halsbåndet før batteriet ble flatt og VHF-signalene tause.

All databehandling ble gjort i programmet R, v. 3.3.1 (R Development Core Team 2014).

Medianverdien til nøyaktigheten av GPS-halsbånd er 12 meter (Godvik et al. 2009).

Screening av GPS-posisjoner ble gjort for å fjerne posisjoner som er sannsynlige (store) GPS-feil (Bjørneraas et al. 2010). Dette utgjorde bare 0,2 % av alle posisjoner.

Digitale grensekart over fellingsområdene for svalbardrein ble gitt oss av miljøvernavdelinga til Sysselmannen på Svalbard. Svalbardrein sin tidsbruk i studieområdet ble studert ved å se på fordelinga av GPS-posisjoner for hvert individ i fellingsområdene. Merkelokaliteten for hvert individ definerte merkeområdet. Områdene utenfor fellingsområdene ble definert som en egen kategori, kalt ”utenfor”. Vandringer inn og ut av, samt mellom fellingsområdene ble studert ved å kombinere GPS-data med kartfiler over fellingsområdene. Dette ble gjort ved å importere og rasterisere shapefiler for fellingsområdene, og ekstrahere navnene på områdene i hvert GPS-punkt med funksjonen `extract` i R-pakka `raster`. Kryssing av grenser ble identifisert ved å trekke ut hvilke tidspunkt hvert individ endra fellingsområde.

2.3.2 Definisjon av sesonger og isingsår

I analysene er sommer, jakt og vinter definert som følgende tidsperioder; sommer (1. juni t.o.m. 14. august, jakt (15. august t.o.m. 20. september, vinter (21. september t.o.m. 31. mai). I likhet med Loe et al (2016) er 2009/2010 og 2011/2012 definert som isingsår i Reindalen og Colesdalen og resterende vintre som ikke-isingsår. Dette er basert på målinger av snødybde og bakkeis på 128 ulike lokaliteter i disse dalene (Loe et al 2016). For resterende områder har vi ikke målinger.

2.4 Statistiske analyser

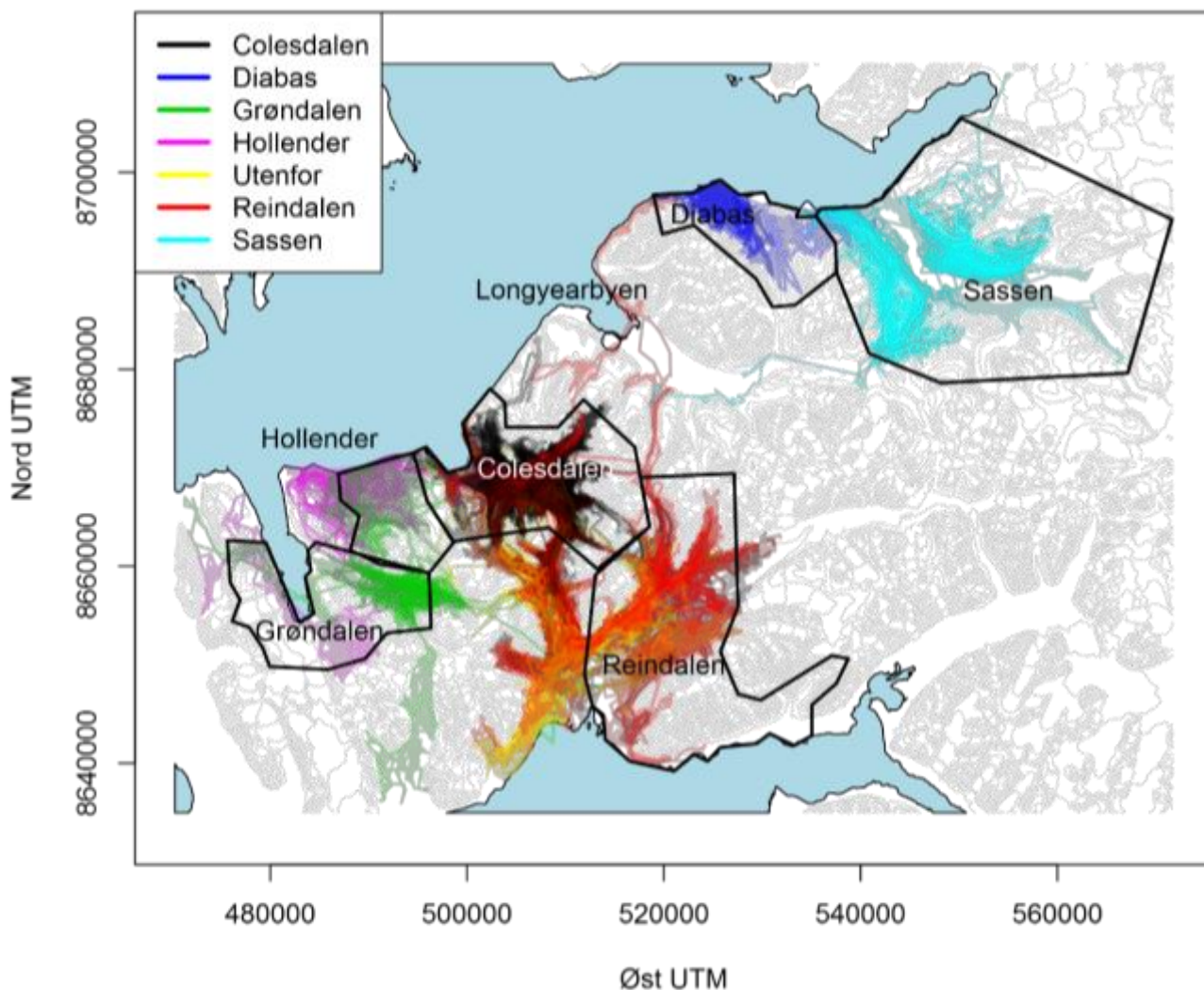
Statistiske analyser ble gjort i programmet R versjon 3.3.1. (R Development Core Team 2014). Areal av leveområder ble regnet ut ved bruk av kernelmetoden (Worton 1989), med funksjonen `kernelUD` fra pakka `adehabitat` i R (Calenge 2006). Vi regnet ut tre ulike typer

kernel leveområder; 1) for alle dyra merket i samme fellingsområde (GPS-punkter fra alle individene slått sammen), 2) helårs leveområde for individer og 3) sesongleveområder for individer. For at ikke GPS-halsbånd som kuttet tidlig i et år eller en sesong skulle bidra med mange små leveområder tok vi bare med år og sesonger med minimum 80% datadekning. Som definisjon av areal på leveområde brukte vi 90 prosent-konturen, definert som det minste området der sannsynet for å lokalisere et bestemt individ er 90 % (Börger et al 2006). Vi regnet ut overlapp mellom leveområder med bruk av kerneloverlapp funksjonen i adehabitat-pakken. For å analysere variasjon i sesongleveområde som funksjon av merkeområde og sesong brukte vi en lineær modell med log (areal leveområde) som responsvariabel, sesong og merkeområde samt interaksjonen mellom dem som prediktorvariabel.

3 Resultater

3.1 Holder simlene seg innen fellingsområdet de er merket i?

Vandringene til alle GPS-simler i merkestudiet, farget etter hvilket fellingsområde de opprinnelig ble fanget i er vist i Figur 2. Med unntak av den sørligste delen av Reindalen, samt området nord og sør for hoveddalføret i Sassen (der det ikke ble GPS-merka svalbardrein) var store deler av fellingsområdene brukt av en eller flere GPS-merka svalbardrein i studieperioden. Vi ser en klar sjiktning i fargene i kartet noe som viser en tendens til at simlene holder seg innen det området de er merket i. Dette kommer tydeligst frem i det skarpe skillet mellom dyr merket i Sassen og Diabas. Det er derimot større overlapp mellom dyras områdebruk i andre fellingsområder. Det er særlig stort overlapp mellom dyr merket i Grøndalen og Hollenderdalen og mellom Colesdalen og Reindalen. Simlene i de to siste områdene trekker gjennom Semmeldalen og Skiferdalen, som er utenfor fellingsområdet (Figur 2). Særlig i de store fellingsområdene vil områdebruken påvirkes av hvor simlene ble fanget og merket. For eksempel ble det ikke merket rein i indre del av Sassen og sør i Reindalen. Merkeplasser er vist på kart i vedlegg 1, Figurer S1-S7.



Figur 2. Vandringer av GPS-merka svalbardrein for hele studieperioden (15.04.2009 til 01.02.2017) i forhold til fellingsområder. Fargekoden angir hvilke områder GPS-dyret først er merket i (alle individer som er merket i samme område har lik farge). Dyr som er merket utenfor fellingsområdene er alle merket i Semmeldalen eller Istjørndalen (sør for Colesdalen). X-aksen og Y-aksen representerer UTM-koordinatar. Fargene i kartet er gjennomsiktige så overlapp i arealbruk kommer frem som en sammensmelting av farger.

Kernelanalyser som beregner prosentvis overlapp mellom dyr fra ulike områder (Tabell 1) støtter det visuelle inntrykket fra Figur 2. De største overlappene finner vi mellom dyr merket i Grøndalen og Hollenderdalen (64%), og i Colesdalen og Reindalen (87%). Vi har også merket noen dyr i Semmeldalen og Istjørndalen utenfor fellingsområdene. Dette er dalfører som ligger mellom Reindalen og Colesdalen. Dyra fra både Colesdalen og Reindalen overlapper i stor grad også med disse dyrene (hhv. 74 og 68%).

Tabell 1. Prosentvis overlapp i samlet arealbruk for GPS-simler merket i de ulike fellingsområdene. Samlet arealbruk er definert som 90% kernel av punktene for alle individer merket innen samme område. For eksempel overlapper samlet arealbruk av simler merket i Colesdalen hele 87% med Reindalen fordi noen dyr merket i Reindalen har utstrakt bruk av Colesdalen. Merk at arealoverlapp ikke er symmetrisk. Simler merket i Diabas overlapper 19% med Sassen-dyr mens overlappet Sassen-dyr har med Diabas bare er 6%. Det er fordi Sassen-dyrene samlet sett bruker et mye større areal enn Diabasdyrene. Kolonnen «Utenfor» angir overlapp med dyr merket utenfor fellingsområdene (Semmeldalen, Istjørndalen, se Figur S5).

Merkelokalitet	Prosentvis overlapp						
	Sassendalen	Diabas	Colesdalen	Reindalen	Hollenderdalen	Grøndalen	Utenfor
Sassendalen		6	0	0	0	0	0
Diabas	19		0	0	0	0	0
Colesdalen	0	0		87	0	0	74
Reindalen	0	0	46		0	0	68
Hollenderdalen	0	0	0	0		34	0
Grøndalen	0	0	0	0	6		1

Når vi går fra å se på samlet overlapp av GPS-punkter til forflytning mellom områder på individnivå (Tabell 2), blir bildet litt mer nyansert. Grøndalen og Hollenderdalen fremstår som de områdene med størst flyt av individer. Syv av ni simler merket i Grøndalen besøkte også Hollenderdalen, mens tre av fem merket i Hollenderdalen besøkte Grøndalen. I tillegg var et lite antall individer også innom Colesdalen og Reindalen. En noe lavere andel av individene som står for overlappene mellom Reindalen og Colesdalen (9 av 28 individer merket i Colesdalen og 6 av 14 individer merket i Reindalen). I tillegg benytter en stor andel av individene områder utenfor fellingsområdene for jakt.

Tabell 2. Antall GPS-merkede svalbardreinsimler i hvert merkeområde som også har besøkt andre områder. For eksempel er 28 simler merket med GPS-halsbånd i Colesdalen. Av disse har 9 besøkt Reindalen, 2 besøkt Hollenderdalen, mens 21 har på et eller flere tidspunkter vært utenfor fellingsområdene for jakt.

Merkelokalitet	Antall individer som har besøkt hvert område						
	Sassendalen	Diabas	Colesdalen	Reindalen	Hollenderdalen	Grøndalen	Utenfor
Sassendalen	14	2	0	0	0	0	7
Diabas	1	5	0	0	0	0	2
Colesdalen	0	0	28	9	2	0	21
Reindalen	0	1	6	14	0	0	11
Hollenderdalen	0	0	2	0	5	3	5
Grøndalen	0	0	1	1	7	9	9

Det ble bare registrert et fåtall lange forflytninger (over ca. 20 km i luftlinje) blant de GPS-merkede simlene. Disse forflytningene skjedde i siste halvdel av vinteren. Dyrene merket i Reindalen og Colesdalen har bare vist tre lange vintertrekk, alle i februar 2010 som var en vinter med mye regn og bakkeising. Et av individene fra Reindalen trakk helt til Diabas mens to andre trakk til hhv. Revneset, og munningen av Todalen. Alle returnerte til Reindalen før neste års kalving i juni. Et individ fra Sassen trakk til Todalen der det ble gjenfanga og halsbåndet fjernet. Et individ merket i Grøndalen ble gjenfanga ved Røde Kors-hytta i Reindalen og halsbånd fjernet. Et individ vandret ut fra Sassendalen mot nordøst, men falt ned i en bresprekk i von Post-breen og døde. Halsbåndet fortsatte å sende posisjoner og dyret ble gjenfunnet av en PhD-student med breredingserfaring. Fra Sassen trakk dyrene ut i februar og mars 2016. Simla som trakk fra Grøndalen til Reindalen trakk i februar 2015. Vi vet ikke om langdistansetrekkerne fra Sassen og Grøndalen ville returnert før neste kalvesesong, fordi halsbåndene enten ble fjernet eller dyret døde samme vinter.

3.1 Størrelse på hver simles leveområde

3.1.1 Forholdet mellom helårs leveområde og fellingsområde

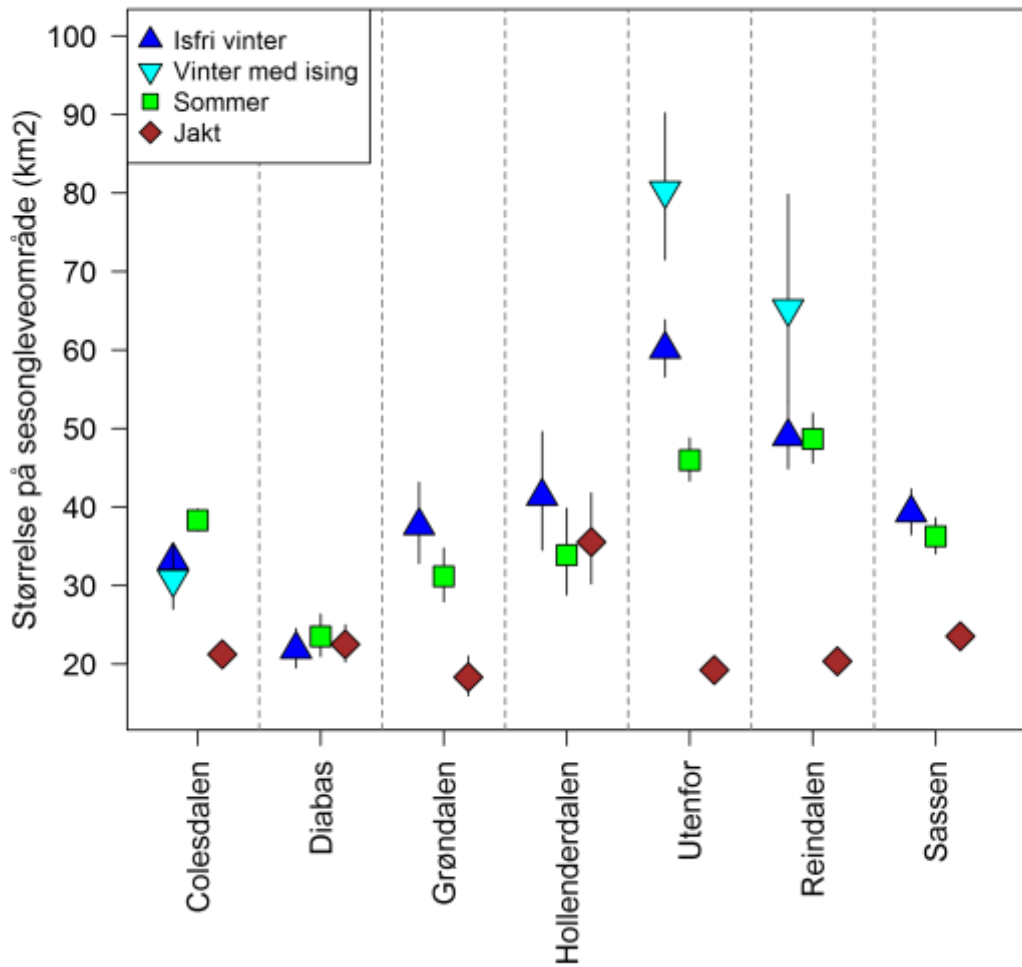
Gjennomsnittlig størrelse på de seks fellingsområdene for svalbardrein er 287 km², men størrelsen på områdene varierer mye (Tabell 3). Gjennomsnittlig størrelse på helårs leveområde for svalbardrein (1. juni til 1. juni året etter) var 64 km² (min. = 22 km², maks = 144 km²). I snitt dekket et individs årlig leveområde 22% av gjennomsnittlig størrelse på fellingsområdene, men det var store forskjeller mellom områdene (Tabell 3). Svalbardrein i Sassen hadde minst leveområde i forhold til fellingsområdet (9% av størrelse på området Sassen), deretter fulgte Reindalen (19%), Diabas (20%), Colesdalen (22%), Grøndalen (40%), og til slutt Hollenderdalen med leveområder på 72 km² som utgjorde hele 77% av arealet til fellingsområde Hollenderdalen.

Tabell 3 Størrelse på de seks forvaltnings-områdene for svalbardrein (km²), og gjennomsnittlig leveområde benyttet av rein (km²).

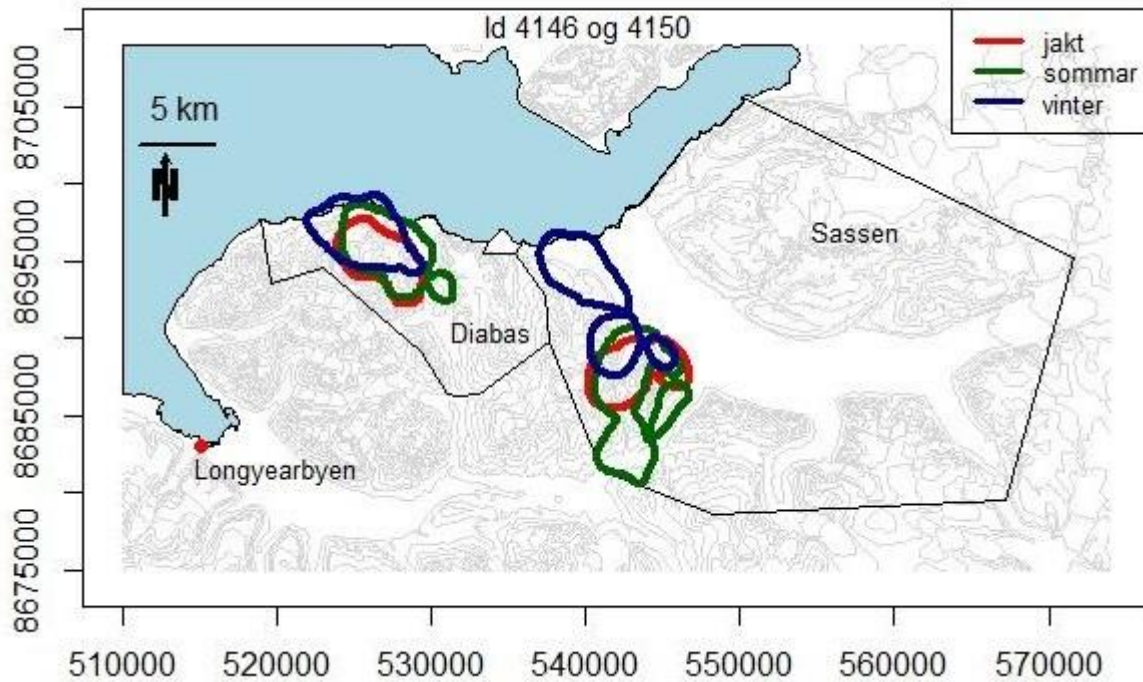
Forvaltnings-område	Areal (km ²)	Gjennomsnittlig leveområde (km ²)	Leveområde/Areal (%)
Sassendalen	655	68	9
Diabas	122	36	20
Colesdalen	253	55	22
Reindalen	422	80	19
Hollenderdalen	92	72	77
Grøndalen	180	49	40

3.1.2 Variasjon i størrelse på leveområde mellom sesonger

Det er variasjon i gjennomsnittsstørrelsen på leveområdene mellom områder og sesonger (Figur 3). Vinterleveområdene i isingsvintrene 2009-10 og 2011-12 var mye større enn i normalvintre. Størrelsen på leveområder var ganske lik både om sommeren (1. juni-15. august) og i normalvintre (20. september-31. mai). Begge ligger generelt over størrelsen på leveområdet brukt i den mye kortere jaktseasonen (15. august-20. september). Figur 4 viser eksempel på sesongleveområder til to stasjonære dyr i Sassen og Diabas.



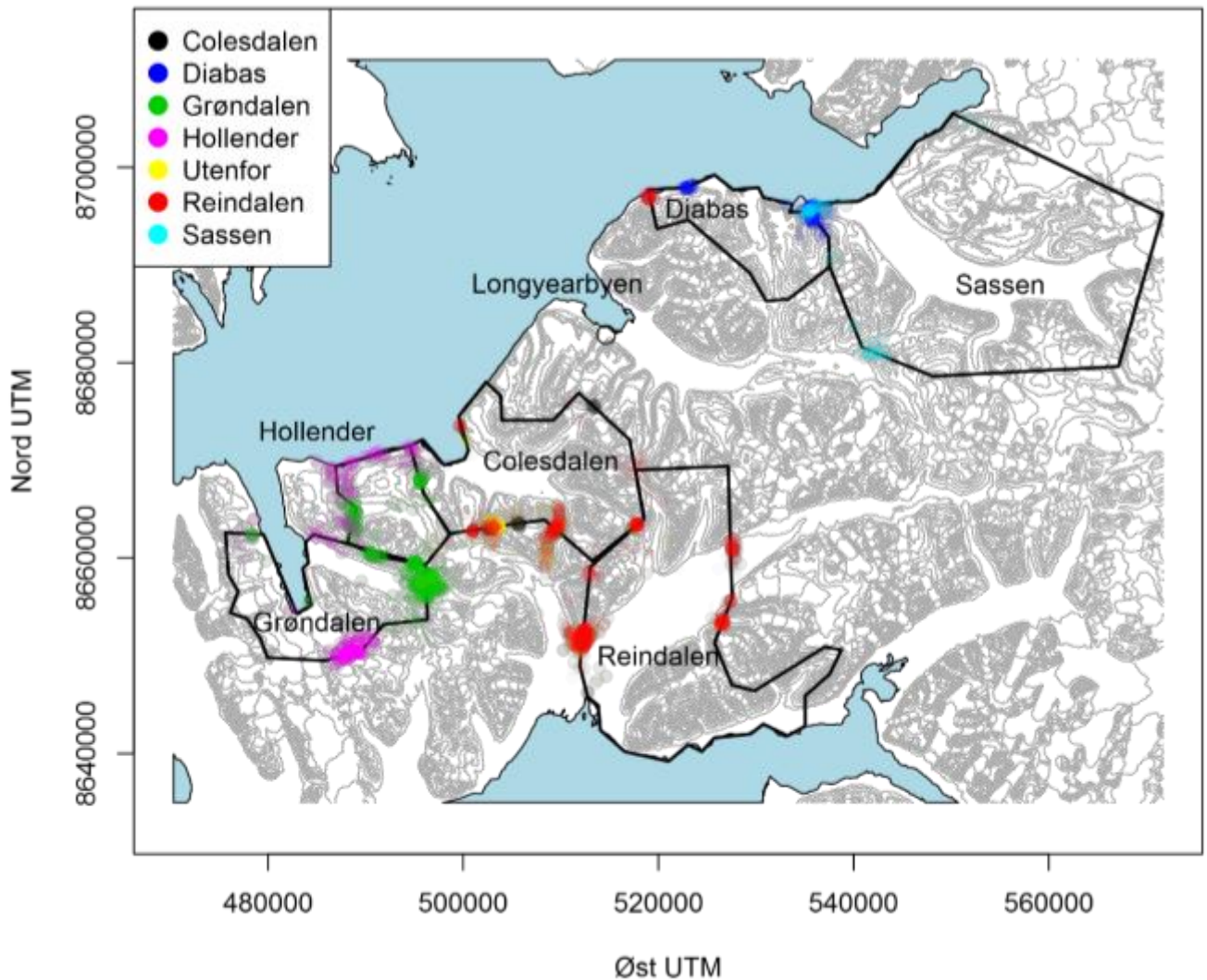
Figur 3. Gjennomsnittlig størrelse på sesongleveområde (sommer, vinter og jaktperioden) for GPS-merka svalbardrein i de forskjellige fellingsområdene. Her er individene gruppert etter det fellingsområde hvor de befant seg ved starten av en gitt sesong et gitt år. Vertikale linjer representerer ± 1 standardfeil. Isingsår er vintrene 2009-2010 og 2011-2012 definert ut fra målinger av bakkeistykkelse i Reindalen og Colesdalen. I denne perioden var det bare GPS-merking av individer i Reindalen og Colesdalen. Noen av disse var utenfor de definerte fellingsområdene ved første observasjon en gitt vinter. Derfor er det også estimat for individer utenfor fellingsområdene i isingsvintre.



Figur 4. De fleste svalbardrein er stasjonære gjennom året. Dette er illustrert av leveområdet for sesongene jakt (rødt), sommer (grønt) og vinter (blått) i forhold til fellingsområde illustrert for individ 4146 i Diabas og individ 4150 i Sassen. Estimert leveområde for jakt, sommer og vinter var for individ 4146; 18,4 km², 25,7 km², 23,8 km², og for individ 4150; 19,9 km², 34,3 km², 30,8 km².

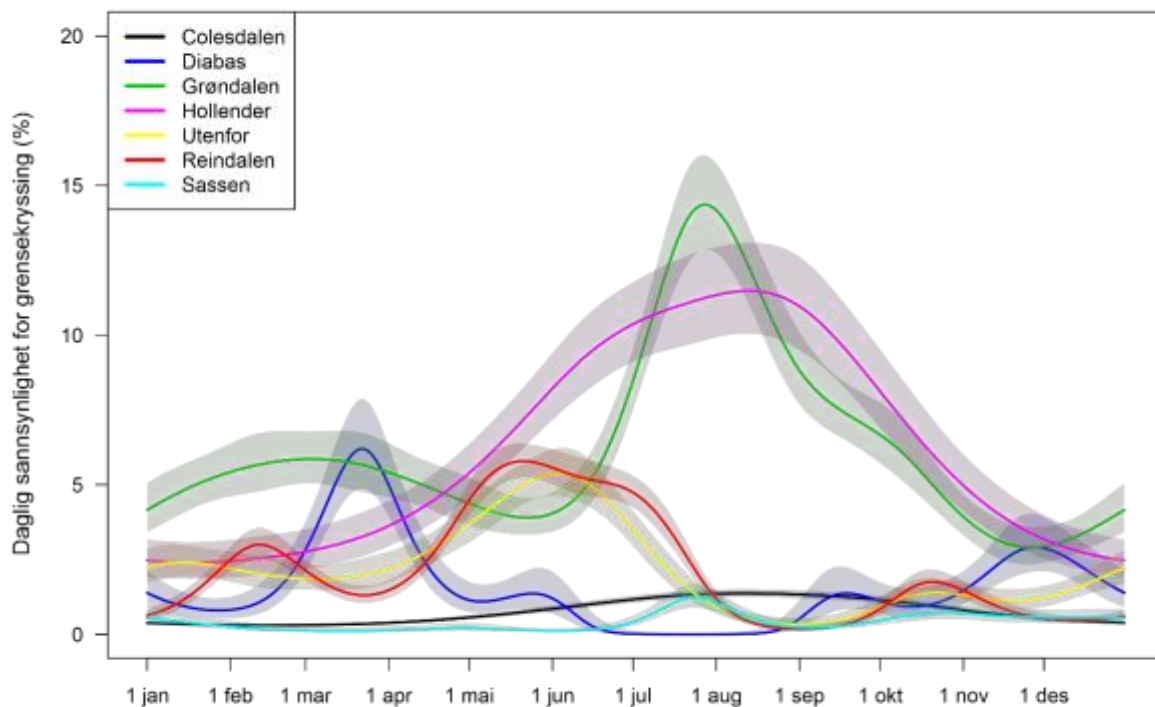
3. 2 Hvor og når skjer krysning av forvaltningssonegrenser?

Det er noen «hotspots» for krysning mellom fellingsområder og bevegelse ut/inn av fellingsområder (Figur 5). Alle krysninger mellom Sassen og Diabas skjedde langs Tempelfjorden og ikke langs innlandsruter. Dyr fra Reindalen bidro med krysnings-hotspots der de vandret ut av forvaltningssonen ved utløpet av Semmeldalen, og der de vandret inn i Colesdalen (oftest gjennom Skiferdalen). Dyrene merket i Grøndalen vandret ut av forvaltningssonen gjennom Passdalen. Det er utskiftning av dyr mellom Grøndalen og Hollenderdalen og ut i det jaktfrie området nær Barentsburg langs store deler av grensene (Figur 5).



Figur 5. Kryssing av grensene mellom fellingsområdene på Nordenskiöldland for GPS-merka svalbardrein. Punkter er siste registrerte posisjon før dyret vandret fra et fellingsområde til et annet eller ut/inn av områder utenfor fellingsområdene. Fargene følger hvilke områder simlene opprinnelig var merket i og er skalert i intensitet etter hvor mange GPS-posisjoner det er totalt fra simler fra hvert merkeområde. Dette er for å hindre at vandringsveiene mellom Colesdalen og Reindalen dominerer bare fordi flest individer er merket der.

Sannsynligheten for grensekryssing per dag per individ varierte gjennom året og mellom områder (Figur 6). I Sassen og Colesdalen var sannsynligheten meget lav hele året (aldri over 2%). I Diabas var det en topp seint i mars pga. et individ som ofte krysset frem og tilbake mellom Diabas og Sassen. Grøndalen og Hollenderdalen utmerker seg med mye høyere krysningsfrekvenser (10-15%) enn andre områder gjennom sommeren og jaktseasonen.



Figur 6. Daglig sannsynlighet for grensekryssing gjennom året for individer merket i de ulike forvaltningsområdene. For eksempel er det 15% sannsynlighet for at simler merket i Grøndalen vil krysse en grense den 1. august. Modell-estimaterne er fra en Generalisert Additiv Model (GAM) med krysning (1=ja,0=nei) fra et døgn til neste som respons variabel og dato som prediktorvariabel. Data fra alle individer fra samme merkeområde er slått sammen.

Sysselemannens helikoptertellinger som ofte skjer i siste halvdel av juli legger grunnlaget for jaktkvotene. Det er derfor aktuelt å se på om mange individer forflytter seg i den korte perioden mellom tellinger og jaktstart 15. august. Det var liten omfordeling av dyr i denne perioden. Vi har 144 tilfeller der vi har posisjoner fra de samme simlene 20. juli og 15. august samme år. Til sammen var det bare 4 tilfeller (2 av dem i Grøndalen) der simlene var å finne i et annet område 15. august enn 20. juli (3% omfordeling av GPS-merka simler mellom slutten av juli og starten av jaktseasonen).

4 Diskusjon

Dette studiet legger grunnlag for å vurdere dagens inndeling av fellingsområder for svalbardrein. Linnell et al. (2001) uttalte at for forvaltningen er data på områdebruk av stor betydning ved fastsetting av forvaltningsenheter på korrekt romlig skala. Sentrale vurderinger for forvaltningen av svalbardrein er hvor store areal som deler belastningen av jakttrykket og videre hva som er naturlige avgrensinger for fellingsområdene.

4.1 Forvaltning på bestandsnivå

Sentralt for forvaltninga er i hvor stor grad resultat fra dette individbaserte studiet kan overføres til ei forvaltning på bestandsnivå. For hjorteviltforvaltninga på fastlandet finnes det per i dag ingen kriterier for å si hvor stor del av bestanden et område må fange opp for at forvaltningen skjer på bestandsnivå, men generelt sett er forvaltningsenhetene for små (Linnell et al. 2001; Meisingset et al. 2012). McCoy et al. (2005) hevda i sin studie på kvithalehjort (*Odocoileus virginianus*) i Texas at bestandsforvaltning er mulig dersom individer brukar leveområder som er mindre enn gjennomsnittlig størrelse på fellingsområdene. Vi fant at et gjennomsnittlig helårs leveområde utgjorde bare 22% av gjennomsnittlig størrelse på fellingsområdene. Størst leveområde i forhold til fellingsområdet hadde individer i Hollenderdalen med hele 77% (med Grøndalen på andre plass med 40%). Selv om en lite trolig kan overføre vurderingene til McCoy et al. (2005) direkte til svalbardrein, gir det en viss pekepinn på romlig skala for bestandsforvaltning, og merka individ i dette studiet er godt innenfor McCoy sin definisjon av forvaltning på bestandsnivå i samtlige områder unntatt Hollenderdalen (med grenseverdi for Grøndalen).

4.2 Samsvar mellom områdebruk og fellingsområdenes avgrensning

For hjort er det vist at i tillegg til størrelse er også utformingen av fellingsområdet viktig for å fange opp trekkruiter (Meisingset et al. 2012). Det er derfor relevant å evaluere i hvor stor grad den geografiske avgrensinga av fellingsområdene harmoniserer med områdebruken til svalbardrein gjennom alle sesonger.

Forvaltninga traff godt med avgrensinga av Sassen og Diabas

For Sassen og Diabas ser det ut til at fellingsområdene i stor grad dekker områdebruken til svalbardrein i disse områdene. Naturlige topografiske barrierer vil avgrense mulighetene svalbardrein har til å vandre ut til nye områder (Solberg et al. 2001). Fellingsområdet Diabas er spesielt isolert fra omkringliggende hoveddaler med høye fjell i sør, øst og vest og med kystlinje i nord. Topografien har trolig blitt lagt til grunn for forvaltninga sitt valg av grenser for fellingsområdet, nettopp ut fra en oppfatning om hva som danner naturlige barrierer for reinen. I skille mellom områdene Sassen og Diabas tyder våre resultater på at forvaltninga treff godt på denne vurderinga og at grensene til fellingsområdene her er formålstjenlige.

Stor utveksling av individer mellom Grøndalen og Hollenderdalen

Grøndalen og Hollenderdalen er de områdene som, i lys av vår merkestudie med størst grunn kunne bli slått sammen til ett felles område. Vi må ta forbehold om at antall individer merket i disse områdene (til sammen 14) er mye mindre enn i Reindalen og Colesdalen (til sammen 50). Simlene i Grøndalen/Hollenderdalen har vinterdata utelukkende fra vintre uten ising. Siden vanskelige vinterbeiteforhold har vist seg å føre til økt arealbruk, er det derfor grunn til å tro at utvekslingen av dyr mellom disse naboområdene ville være enda større dersom isingsvintre hadde vært inkludert. Grøndalen og Hollenderdalen er også de eneste områdene der simlene ofte krysser forvaltningsgrensene rett før og under jakt.

Stor utveksling av individer også mellom Reindalen og Colesdalen

Stor overlapp i områdebruk og utveksling av individer mellom Reindalen og Colesdalen tilsier at eksisterende grenser til disse fellingsområdene harmonerer dårlig med det som er naturlig bestandsavgrensing. Individ merka i disse to områdene benytter seg av de omkringliggende områdene Semmeldalen og Skiferdalen, samt området Kaldbukta vest for Reindalen, også i jaktseasonen. Indre Colesdalen (Skiferdalen) og Semmeldalen er i forvaltningsplanen for svalbardrein (Sysselmannen på Svalbard 2009) under forvaltningsstrategier kategorisert som områder for referanse og forskning. Basert på dokumentert områdebruk kan man stille spørsmål ved om disse områdene burde innlemmes i eksisterende fellingsområde. Fordi Semmeldalen og Skiferdalen ligger relativt utilgjengelig til, vil ikke disse områdene prioriteres først av jegere, og jakttrykket vil fremdeles være høyest i områdene ved Colesbukta som er lett tilgjengelig med båt. En sammenslåing til en stor felles forvaltningsenhet med en høy totalkvote vil kunne føre til et enda høyere jaktpress i de mest tilgjengelige områdene (slik som Colesbukta) enn det som er tilfelle i dag. Vi vet enda ikke i

hvor stor grad den dokumenterte utvekslinga av individer mellom Reindalen og Colesdalen vil kunne kompensere for en mulig økning i jaktuttak i Colesdalen. Fordi resultatet tyder på at dyra i stor grad er stasjonære til ett område i jaktseasonen vil en eventuell kompensasjon forsinkes til andre deler av året.

På den andre siden er fordelene ved å beholde eksisterende fellingsområde at omkringliggende områder som er mye brukt av svalbardrein kan fungere som refugier, slik det blir drøfta av Stien et al. (2012). Slike fredningsområder skaper sikkerhet ved ei sterk negativ bestandsutvikling som følge av jakt. Forventet framtidig økning i ROS og påfølgende nedising av beitene (Hansen et al. 2011; 2014) er en potensielt kritisk trussel mot rein (Vors & Boyce 2009). I tråd med en føre-var tilnærming (Svalbardmiljøloven 2001) kan Semmeldalen, Skiferdalen og området vest for Reindalen derfor ha funksjon som refugieområde. Dette vil skåne reinen og være formålstjenlig sett i lys av målet om at jakt ikke skal ha påvirkning på bestanden. En slik tilnærming er også enkel å gjennomføre i praksis på Svalbard fordi forvaltninga her omfatter bare en administrativ enhet (Sysselmannen) i motsetning til på fastlandet der områdebruken til hjortevilt ofte omfatter mange administrative enheter.

4.3 Årlige tellinger må gjennomføres med rett romlig avgrensning

Selv om eksisterende fellingsområder beholdes, vil det være fordelaktig at årlige tellinger på Svalbard, som danner grunnlaget for jaktkvoter, omfatter det totale området brukt av bestanden. Derfor vil en redusere faren for feilestimering av antallet dyr per fellingsområde som følge av at deler av bestanden tilfeldigvis oppholdt seg i et annet område da tellinga foregikk. Sporlogg for helikoptertellinger gjort av Sysselmannen på Svalbard viser at Semmeldalen og deler av indre Colesdalen er med, men ikke hele Skiferdalen og området sørvest for Reindalen. Årlige tellinger bør derfor også omfatte disse områdene. At tellinga i større grad dekker områder brukt av bestanden er også en styrke i forhold til at bukker og simler bruker noe ulike områder i tida da tellinga foregår (Loe et al. 2006). Risikoen ved avvik mellom estimert og reell kjønnsfordeling i bestanden kan derfor reduseres. Bedre kvalitet på tellinger kan også føre forvaltninga nærmere målet om ”å skyte gjennom bestanden”, som i to nyere rapporter blir vist og ikke være tilfelle, da andelen felte kalver er systematisk lavere enn andelen kalv talt under strukturtellingene (Hansen et al. 2012; Pedersen et al. 2014). I vår studie er bare simler merket. Fordi jakt også omfatter bukker, vil det være en fordel med hensyn til forvaltning å merke bukker for å se om det er forskjeller i

områdebruken mellom kjønnene. Dokumentert områdebruk tilsier at merka svalbardrein er stasjonære i løpet av jaktperioden. For at sommertellinga skal representere fordelinga av bestandene i jakta best mulig vil det derfor være en fordel at den blir gjennomført så tett opp mot jaktstart som mulig (Kolar et al. 2011). Det er allikevel uunngåelig at det blir et tidsgap på noen uker, da Sysselmannen trenger tid for å vurdere kvoter per fellingsområde og å skrive ut løyver som jegerne mottar i god tid før jaktstart. Vår studie antyder at tellinger utført 3 uker før jaktstart vil ha så lav feilprosent som 3%, men vi tar forbehold om at bukker kan oppføre seg annerledes enn simler.

4.4 Fare for lokal overhøsting?

Etter det vi kjenner til er det ikke gjennomført en systematisk undersøkelse av hvordan jaktuttaket innen de enkelte fellingsområdene fordeler seg geografisk. Det er likevel grunn til å anta at jakttrykket er størst langs kysten og i de delene av fellingsområdene som grenser til naturlige tilkomstruter fra Longyearbyen og Barentsburg. Det var betydelig utveksling av individer mellom Reindalen, Colesdalen og tilgrensende områder uten jakt. Som poengtert i Stien et al. (2012) vil dette bidra til å redusere effekten av høyt lokalt jakttrykk. I hvilken grad utveksling av individer mellom disse områdene kan kompensere for høyt lokalt jakttrykk, er avhengig av omfanget av forflytningen mellom områdene og om denne er tetthetsavhengig eller tetthetsuavhengig (Milner-Gulland et al. 2000). I tilfeller der forflytningen er tetthetsavhengig vil påvirkningen av jaktuttak av en delbestand være avhengig av tetthet i delbestand nummer to. Vi kjenner foreløpig ikke forflytningsmønsteret mellom områdene i slik detalj at vi kan si noe om dette.

Som et grovt gjennomsnitt for de siste tiårene, ser man at rundt 80 % av alle tildelte fellingsløyver blir hentet av jegerne. Av alle tildelte løyver ligger fellingsprosenten ganske stabilt på ca. 60 % (Sysselmannen på Svalbard 2009). Dersom jaktdeltagelsen øker, vil dette sannsynligvis resultere i en økning i antallet felte dyr innenfor fellingsområdene. Rein som oppholder seg i refugieområdene i jaktperioden vil da kunne spille en viktigere rolle i forhold til å opprettholde en bestandsstruktur som er mest mulig upåvirket av jaktuttaket. Dersom vi generaliserer funnene fra de fem individene merka i Diabas, er det trolig delbestanden i dette fellingsområdet som er mest sårbar for overbeskatning. Dette fordi delbestanden er relativt liten, og fordi naturlige barrierer gjør at utvekslingen av dyr til andre nabo-områder synes å være svært begrenset.

5 Konklusjon og anbefaling til forvaltninga

Vår studie belyser hva som er naturlige avgrensinger av fellingsområdene basert på 83 GPS-merkede simlers arealbruk. Dersom fellingsområdene skulle avgrenses på nytt i lys av våre resultater, kan man argumentere for at Hollenderdalen og Grøndalen burde vært slått sammen, fordi det er stor utveksling av rein mellom områdene. Det samme kan sies om Colesdalen og den nordlige siden av Reindalen. Semmeldalen og Skiferdalen er den viktigste vandringskorridoren som forbinder disse to områdene og er i dag jaktfri. Et fellingsområde bestemt av områdebruken til GPS-merket rein i Colesdalen og Reindalen kunne inkludert hele Colesdalen, Reindalen nord inn til Tverrdalen, samt Semmeldalen og Istjørndalen. Avgrensningen mellom Sassen og Diabas støttes av områdebruken til GPS-simlene i området.

Vi anbefaler likevel forvaltningsmyndighetene å beholde eksisterende avgrensing av fellingsområdene. Jaktuttaket av svalbardrein er mye lavere enn det bestandene kan tåle (Stien et al 2012a). Fellingsområdene er godt etablert i jegerens bevissthet, slik at det skal et større behov til enn dagens situasjon for å rettferdiggjøre endringer. I tillegg vil sammenslåing av områder kunne føre til høyere jakttrykk i de lettes tilgjengelige lokalitetene. Inndelingen i ulike fellingsområder er derfor et effektivt virkemiddel for å fordele jegerne i terrenget. Mer konkret informasjon om hvordan det faktiske jaktuttaket fordeler seg innen de ulike fellingsområdene kunne likevel med fordel vært fremskaffet på en enkel måte gjennom å koordinatfeste fellingssted i jaktrapporteringen. Med dagens inndeling vil omkringliggende områder kunne fungere som refugier i tråd med føre-var-prinsippet. Disse omkringliggende områdene bør inkluderes i årlige tellinger for å få et riktigere tall på årlig bestandsstørrelse. Videre bør tellingene i Colesdalen/Reindalen og Hollenderdalen/Grøndalen sees i sammenheng. Det er lite omfordeling av simler i de tre ukene før jakten starter. Kvalitetssikrede strukturtegninger av personell som har erfaring med tellinger av reinsdyr fra helikopter er derfor et godt verktøy for kvotesetting selv i områder som på årsbasis har stor utveksling av dyr. Studiet vårt har bidratt med økt forståelse av områdebruken til svalbardrein og gitt forvaltninga viktig dokumentasjon om naturlige bestandsavgrensninger i et system der en overordnet målsetning for forvaltningen er at jakt ikke skal påvirke den naturlige kjønns- og alderssammensetningen og dynamikken i bestandene.

6 Litteratur

- ACIA. (2004). Impacts of a Warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment: Cambridge University Press. 26 s.
- Albon, S. D., R. J. Irvine, O. Halvorsen, R. Langvatn, L. E. Loe, E. Ropstad, V. Veiberg, R. van der Wal, E. M. Bjørkvoll, E. I. Duff, B. B. Hansen, A. M. Lee, T. Tveraa, and A. Stien. 2017. Contrasting effects of summer and winter warming on body mass explain population dynamics in a food-limited Arctic herbivore. *Global Change Biology* 23:1374-1389.
- Bjørkvoll, E., Pedersen, B., Hytteborn, H., Jonsdottir, I. & Langvatn, R. (2009). Seasonal and Interannual Dietary Variation during Winter in Female Svalbard Reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus*). *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 41 (1): 88-96.
- Bjørneraas, K., Van Moorter, B., Rolandsen, C. M. & Herfindal, I. (2010). Screening Global Positioning System Location Data for Errors Using Animal Movement Characteristics. *The Journal of Wildlife Management*, 76 (6): 1361-1366.
- Borger, L., N. Franconi, F. Ferretti, F. Meschi, G. De Michele, A. Gantz, and T. Coulson. 2006. An integrated approach to identify spatiotemporal and individual-level determinants of animal home range size. *American Naturalist* 168:471-485.
- Calenge, C. (2006). The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197: 516-519.
- Colman, J., Jacobsen, B. W. & Reimers, E. (2001). Summer response distances of Svalbard reindeer *Rangifer tarandus platyrhynchus* to provocation by humans on foot. *Wildl. Biol.*, 7: 275-283.
- Douhard, M., L. E. Loe, A. Stien, C. Bonenfant, R. J. Irvine, V. Veiberg, E. Ropstad, and S. D. Albon. 2016. The influence of weather conditions during gestation on life histories in a wild Arctic ungulate. *Proceedings of the Royal Society of London. Biological Sciences* 283.
- Elvebakk, A. (2005). A vegetation map of Svalbard on the scale 1:3.5 mill. *Phytocoenologia*, 35(4): 951-967.
- Flagstad, Ø. & Røed, K. H. (2003). Refugial origins of reindeer (*Rangifer tarandus L.*) inferred from mitochondrial dna sequences. *Evolution*, 57 (3): 658-670.
- Forskrift om forvaltning av hjortevilt. (2012). *Forskrift om forvaltning av hjortevilt av 10.02.2012 nr. 134.*
- Forskrift om høsting på Svalbard. (2002). *Forskrift om høsting på Svalbard av 24. juni 2002 nr. 712.*

- Forskrift om jakt på Svalbard. (2003). *Forskrift om lokal regulering av jakt på svalbardrype og svalbardrein på Svalbard av 04. august 2003 nr. 1005.*
- Førland, E. J., Benestad, R., Hanssen-Bauer, I., Haugen, J. E. & Skaugen, T. E. (2012). Temperature and Precipitation Development at Svalbard 1900-2100. *Advances in Meteorology*, 2011.
- 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 (3): 699-710.
- Gordon, I. J., Hester, A. J. & Festa-Bianchet, M. (2004). The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *Journal of Applied Ecology*, 41: 1021-1031.
- Hansen, B. B., Herfindal, I., Aanes, R., Sæther, B.-E. & Henriksen, S. (2009a). Functional response in habitat selection and the tradeoffs between foraging niche components in a large herbivore. *Oikos*, 118: 859-872.
- Hansen, B. B., Aanes, R., Herfindal, I., Sæther, B.-E. & Henriksen, S. (2009b). Winter habitat-space use in a large arctic herbivore facing contrasting forage abundance. *Polar Biol*, 32: 971-984.
- Hansen, B. B., Aanes, R. & Sæther, B. E. (2010). Partial seasonal migration in high-arctic Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus*). *Canadian Journal of Zoology*, 88: 1202-1209.
- Hansen, B. B., Aanes, R., Herfindal, I., Kohler, J. & Sæther, B.-E. (2011). Climate, icing, and wild arctic reindeer: past relationships and future prospects. *Ecology*, 92: 1917-1923.
- Hansen, B. B., Veiberg, V. & Aanes, R. (2012). Material from harvested Svalbard reindeer - Evaluation of the material, the data and their areas of application for research and management. I: Miljøvernfond, R. t. S. (red.). *Brief Report Series*. Tromsø: Norwegian Polar Institute. 30 s.
- Hansen, B. B., Grotan, V., Aanes, R., Sæther, B. E., Stien, A., Fuglei, E., Ims, R. A., Yoccoz, N. G. & Pedersen, A. O. (2013). Climate Events Synchronize the Dynamics of a Resident Vertebrate Community in the High Arctic. *Science*, 339: 313-315.
- Hansen, B. B., Isaksen, K., Benestad, R. E., Kohler, J., Pedersen, Å. Ø., Loe, L. E., Coulson, S. J., Larsen, J. O. & Varpe, Ø. (2014). Warmer and wetter winters: characteristics and implications of an extreme weather event in the High Arctic. *Environmental Research Letters*, 9: 10 s.
- Hansen, B. B., K. Isaksen, R. E. Benestad, J. Kohler, A. O. Pedersen, L. E. Loe, S. J. Coulson, J. O. Larsen, and O. Varpe. 2014. Warmer and wetter winters: characteristics and

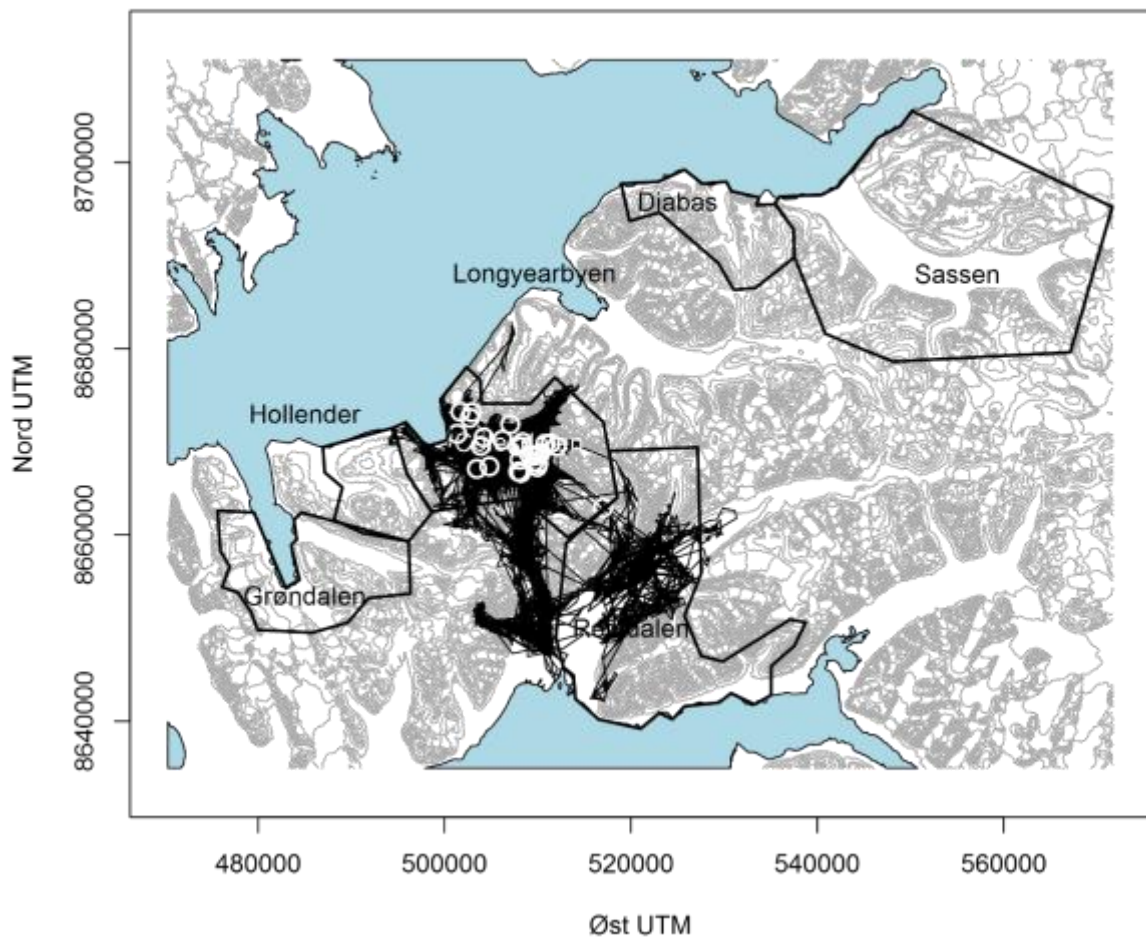
- implications of an extreme weather event in the High Arctic. *Environmental Research Letters* 9.
- Kolar, J. L., Millsbaugh, J. J. & Stillings, B. A. (2011). Migration Patterns of Pronghorn in Southwestern North Dakota. *Journal of Wildlife Management*, 75 (1): 198-203.
- Linnell, J. D. C., Andersen, R., Kvam, T., Andrén, H., Liberg, O., Odden, J. & Moa, P. F. (2001). Home Range Size and Choice of Management Strategy for Lynx in Scandinavia. *Environmental Management*, 27 (6): 869-879.
- Loe, L. E., Irvine, R. J., Bonenfant, C., Stien, A., Langvatn, R., Albon, S. D., Mysterud, A. & Stenseth, N. C. (2006). Testing five hypotheses of sexual segregation in an arctic ungulate. *Journal of Animal Ecology*, 75: 485-496.
- Loe, L. E., B. B. Hansen, A. Stien, S. D. Albon, R. Bischof, A. M. Carlsson, J. Irvine, M. Meland, I. M. Rivrud, E. Ropstad, V. Veiberg, and A. Mysterud. 2016. Behavioral buffering of extreme weather events in a high-Arctic herbivore. *Ecosphere* 7:13.
- McCoy, J. E., Hewitt, D. G. & Bryant, F. C. (2005). Dispersal by Yearling Male White-Tailed Deer and Implications for Management. *The Journal of Wildlife Management*, 69 (1): 366-376.
- Meisingset, E. L., Brekkum, Ø., Loe, L. E., Aarhus, A., Lande, U. S., Rivrud, I. M. & Mysterud, A. (2012). Hjortemerkeprosjektet i Sunnfjord og Sogn: Bioforsk Rapport. 67 s.
- Milner-Gulland, E. J., Coulson, T. N. & Clutton-Brock, T. H. (2000). On harvesting a structured ungulate population. *Oikos*, 88: 592-602.
- Nordli, Ø., Przybylak, R., Ogilvie, A. E. J. & Isaksen, K. (2014). Long-term temperature trends and variability on Spitsbergen: the extended Svalbard Airport temperature series, 1898-2012. *Polar Research*, 33.
- Omsjoe, E. H., Stien, A., Irvine, J., Albon, S. D., Dahl, E., Thoresen, S. I., Rustad, E. & Ropstad, E. (2009). Evaluating capture stress and its effects on reproductive success in Svalbard reindeer. *Canadian Journal of Zoology*, 87 (1): 73-85.
- Overrein, Ø. (2003). Mye vassing og tunge bører, men en fantastisk naturopplevelse. *Villreinen*, 17: 6-10.
- Pedersen, Å. Ø., Bårdsen, B. J., Veiberg, V. & Hansen, B. B. (2014). Jegerenes egne data - Analyser av jaktstatistikk og kjevemateriale fra svalbardrein. Tromsø: Norsk Polarinstitut. 32 s.
- Peeters, B., V. Veiberg, Å. Ø. Pedersen, A. Stien, R. J. Irvine, R. Aanes, B.-E. Sæther, O. Strand, and B. B. Hansen. 2017. Climate and density dependence cause changes in adult sex ratio in a large Arctic herbivore. *Ecosphere* 8 (2):e01699.

- R Development Core Team. (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing (red.). Vienna, Austria.
- Reimers, E. (1977). Population dynamics in two subpopulations of reindeer in Svalbard. *Arctic and Alpine Research*, 9 (4): 369-381.
- Reimers, E. (1982). Winter mortality and population trends of reindeer on Svalbard, Norway. *Arctic and Alpine Research*, 14 (4): 295-300.
- Reimers, E. (1983). Mortality in Svalbard reindeer. *Holarctic Ecology*, 6 (2): 141-149.
- Reimers, E., Lund, S. & Ergon, T. (2011). Vigilance and fright behaviour in the insular Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus*). *Canadian Journal of Zoology*, 89: 753-764.
- Rennert, K. J., Roe, G., Putkonen, J. & Blitz, C. M. (2009). Soil Thermal and Ecological Impacts of Rain on Snow Events in the Circumpolar Arctic. *Climate*, 22: 2302-2315.
- Sander, G., Hansen-Bauer, I., Bjørge, A. & Presterud, P. (2006). The Environmental Monitoring of Svalbard and Jan Mayen - MOSJ - Documentation of the system and the first assessments of the state of the environment. Tromsø: Norsk Polarinstitut. 70 s.
- Solberg, E. J., Jordhoy, P., Strand, O., Aanes, R., Loison, A., Sæther, B.-E. & Linnell, J. D. C. (2001). Effects of density-dependence and climate on the dynamics of a Svalbard reindeer population. *Ecography*, 24: 441-451.
- Stien, A., Loe, L. E., Mysterud, A., Severinsen, T., Kohler, J. & Langvatn, R. (2010). Icing events trigger range displacement in a high-arctic ungulate. *Ecology*, 91 (3): 915-920.
- Stien, A., R. A. Ims, S. D. Albon, E. Fuglei, R. J. Irvine, E. Ropstad, O. Halvorsen, R. Langvatn, L. E. Loe, V. Veiberg, and N. G. Yoccoz. 2012. Congruent responses to weather variability in high arctic herbivores. *Biology Letters* 8:1002-1005.
- Stien, A., Bårdsen, B. J., Veiberg, V., Andersen, R., Loe, L. E. & Pedersen, Å. Ø. (2012). Jakt på svalbardrein - kunnskapsstatus og evaluering av aktuelle forvaltningsmodeller. *Rapport til Svalbard Miljøvernfond*. 21 s.
- Strand, O., Nilsen, E. B., Solberg, E. J. & Linnell, J. D. C. (2011). Can management regulate the population size of wild reindeer (*Rangifer tarandus*) through harvest? *Canadian Journal of Zoology*, 90: 163-171.
- Staaland, H. (1986). Svalbardreinenens ernæring. I: Øritsland, N. A. (red.) *Svalbardreinen og dens livsgrunnlag*, s. 72-91: Universitetsforlaget.
- Svalbardmiljøloven. (2001). *Lov om miljøvern på Svalbard av 15. juni 2001 nr. 79*.

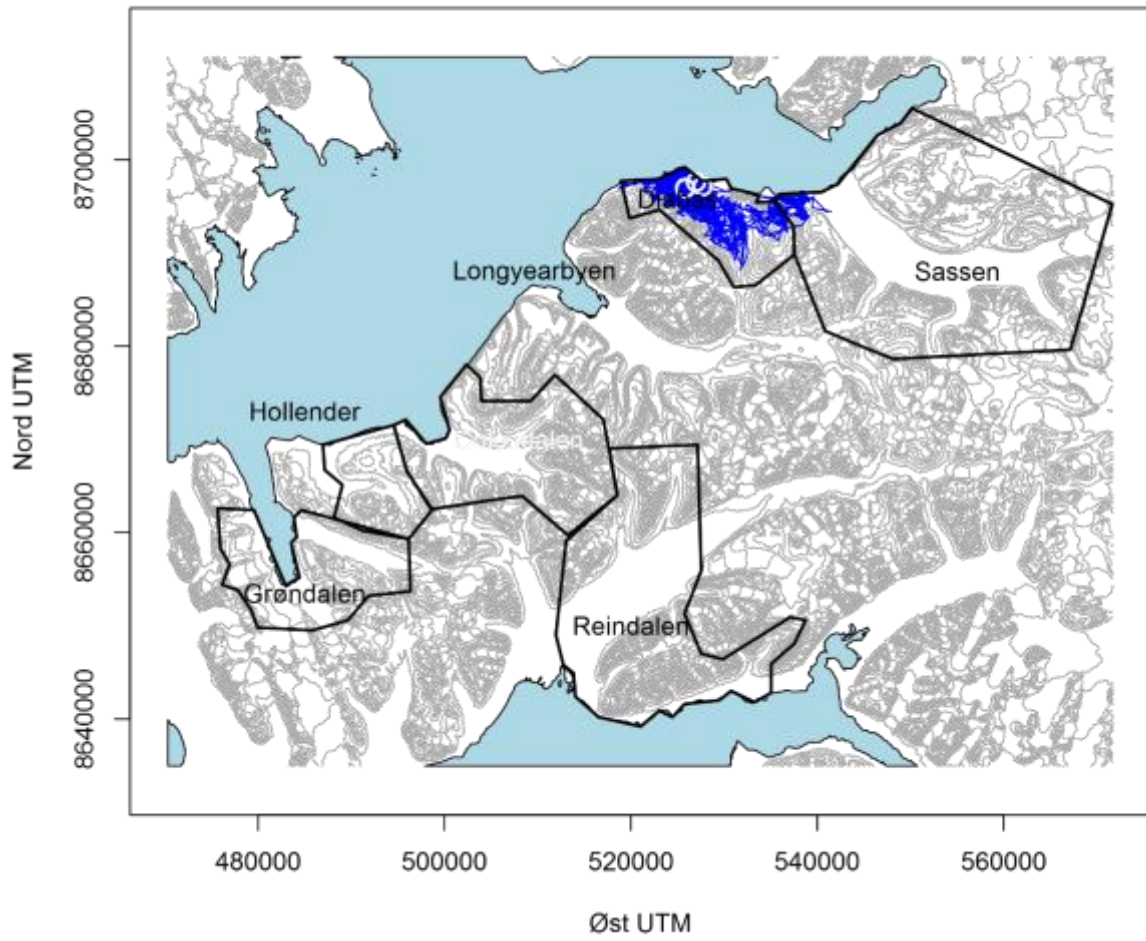
- Sysselmannen på Svalbard. (2009). Plan for forvaltning av svalbardrein - kunnskaps- og forvaltningsstatus, 1/2009: Sysselmannen på Svalbard. 45 s.
- Sysselmannen på Svalbard. (2013a). *Fellingsstatistikk i jaktområdene*. Benberg, B. (red.).
- Sysselmannen på Svalbard. (2013b). *Sporlogg reintelling 2013*.
- Tyler, N. J. C. & Øritsland, N. A. (1989). Why don't Svalbard reindeer migrate? *Holarctic Ecology*, 12 (4): 369-376.
- Tyler, N. J. C. (2010). Climate, snow, ice, crashes, and declines in populations of reindeer and caribou (*Rangifer tarandus* L.). . *Ecological Monographs* 80: 197-219.
- Vanderknaap, W. O. (1989). Past Vegetation and Reindeer on Edgeoya (Spitsbergen) between C-7900 and C-3800 Bp, Studied by Means of Peat Layers and Reindeer Fecal Pellets. *Journal of Biogeography*, 16 (4): 379-394.
- Van der Wal, R., N. Madan, S. van Lieshout, C. Dormann, R. Langvatn, and S. D. Albon. 2000. Trading forage quality for quantity? Plant phenology and patch choice by Svalbard reindeer. *Oecologia* 123:108-115.
- Veiberg, V., Nilsen, E. B. & Ueno, M. (2010). Framtidig forvaltning av norske hjortebestandar - utfordringer knytt til bestandstettleik og demografi. *NINA Rapport: Norsk Institutt for Naturforskning*. 40 s.
- Vors, L. S. & Boyce, M. S. (2009). Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology*, 15: 2626-2633.
- Worton, B. J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70: 164-168.
- Øritsland, N. A. & Alendal, E. (1986). Svalbardreinen. Bestandens størrelse og livshistorie. I: Øritsland, N. A. (red.) *Svalbardreinen og dens livsgrunnlag*, s. 52-61. Oslo: Universitetsforlaget.
- Øseth, E. (2010). Klimaendringer i norsk Arktis - Konsekvenser for livet i nord. Tromsø: Norsk Polarinstitut. 134 s.
- Aanes, R., Sæther, B.-E., Solberg, E. J., Aanes, S., Strand, O. & Øritsland, N. A. (2003). Synchrony in Svalbard reindeer population dynamics. *Canadian Journal of Zoology*, 81: 103-110.
- Aasheim, S. P. (2008). *Norges Nasjonalparker - Svalbard*. Oslo: Gyldendal Norsk Forlag AS. 137 s.

Vedlegg 1

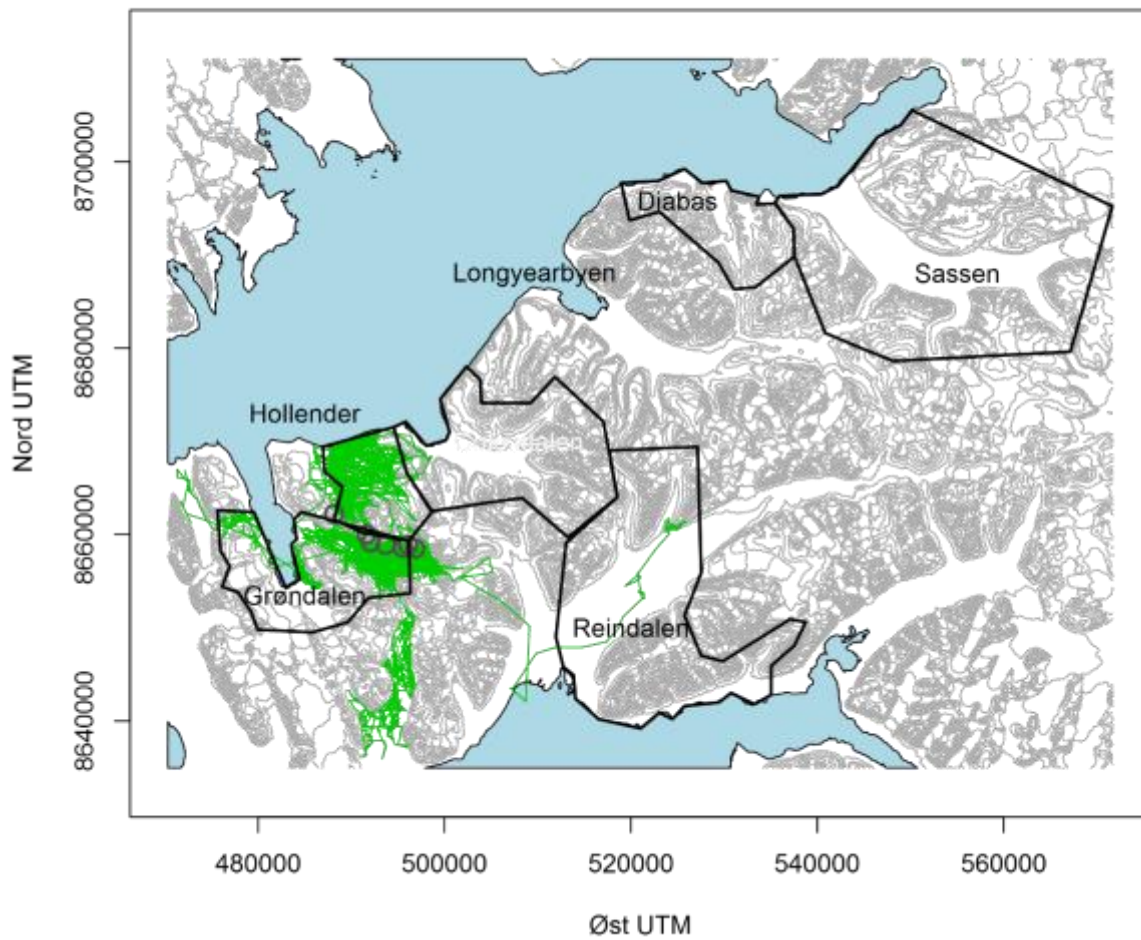
Separate kart for hvert fellingsområde som viser områdebruken og merkelokalitet til GPS-simlene som inngår i studiet.



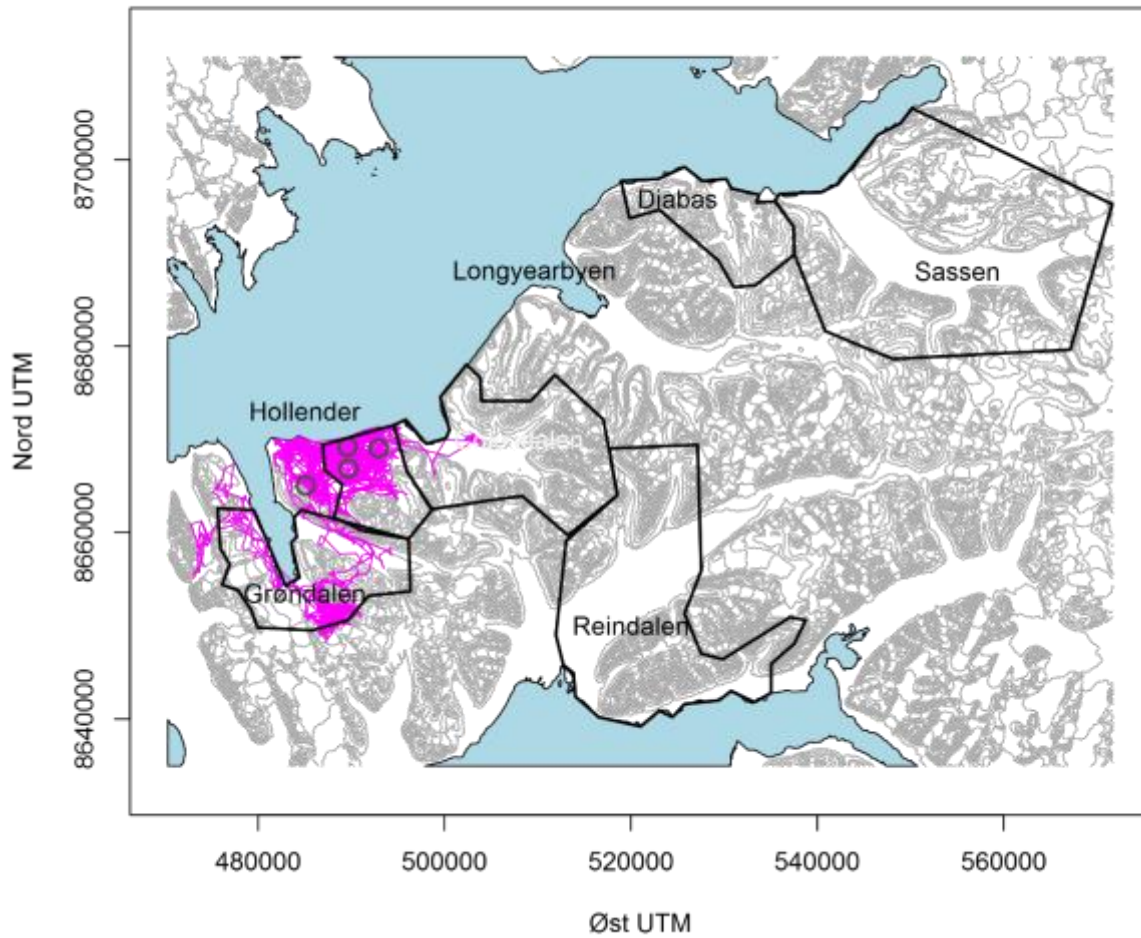
Figur S1. Områdebruk (svarte linjer) og merkelokaliteter (hvite sirkler) for simler merket med GPS-halsbånd innen fellingsområde Colesdalen.



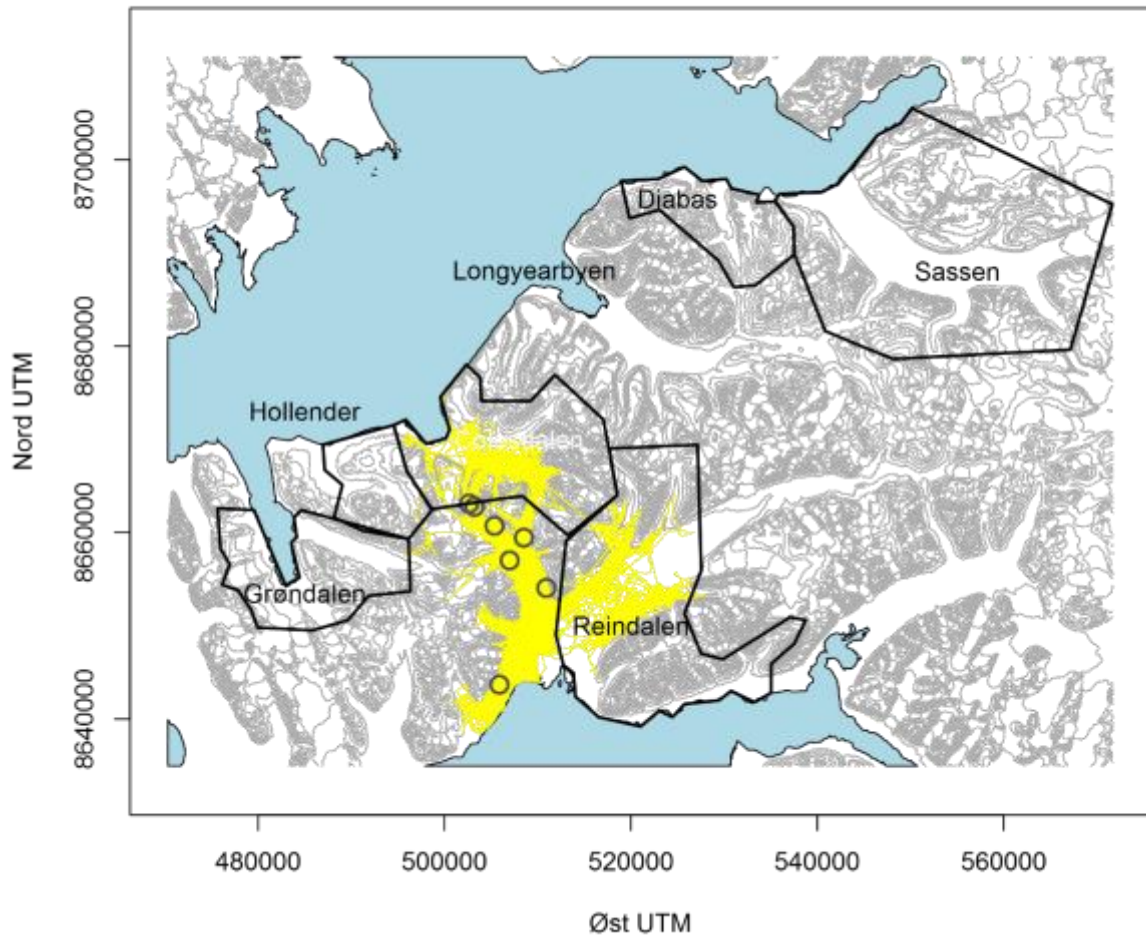
Figur S2. Områdebruk (blå linjer) og merkelokaliteter (hvite sirkler) for simler merket med GPS-halsbånd innen fellingsområde Diabas.



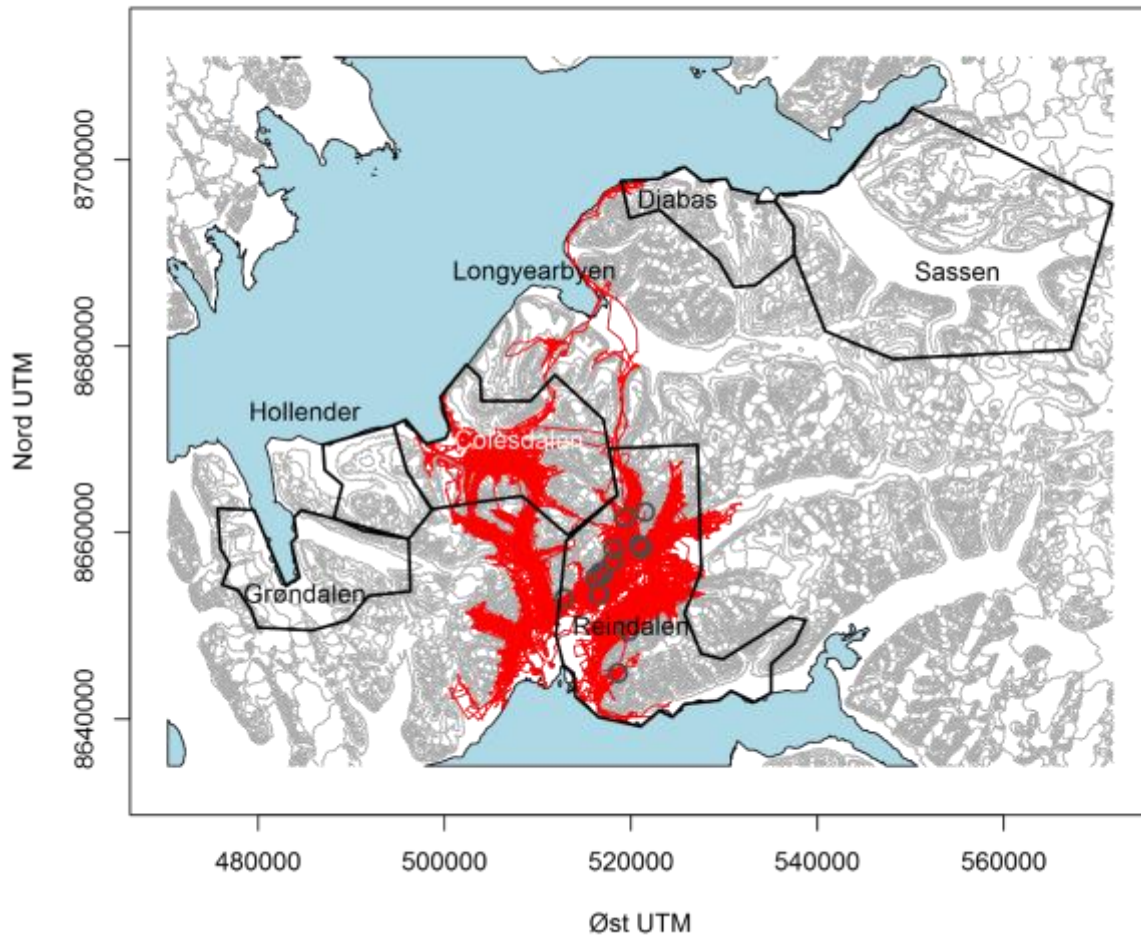
Figur S3. Områdebruk (grønne linjer) og merkelokaliteter (grå sirkler) for simler merket med GPS-halsbånd innen fellingsområde Grøndalen.



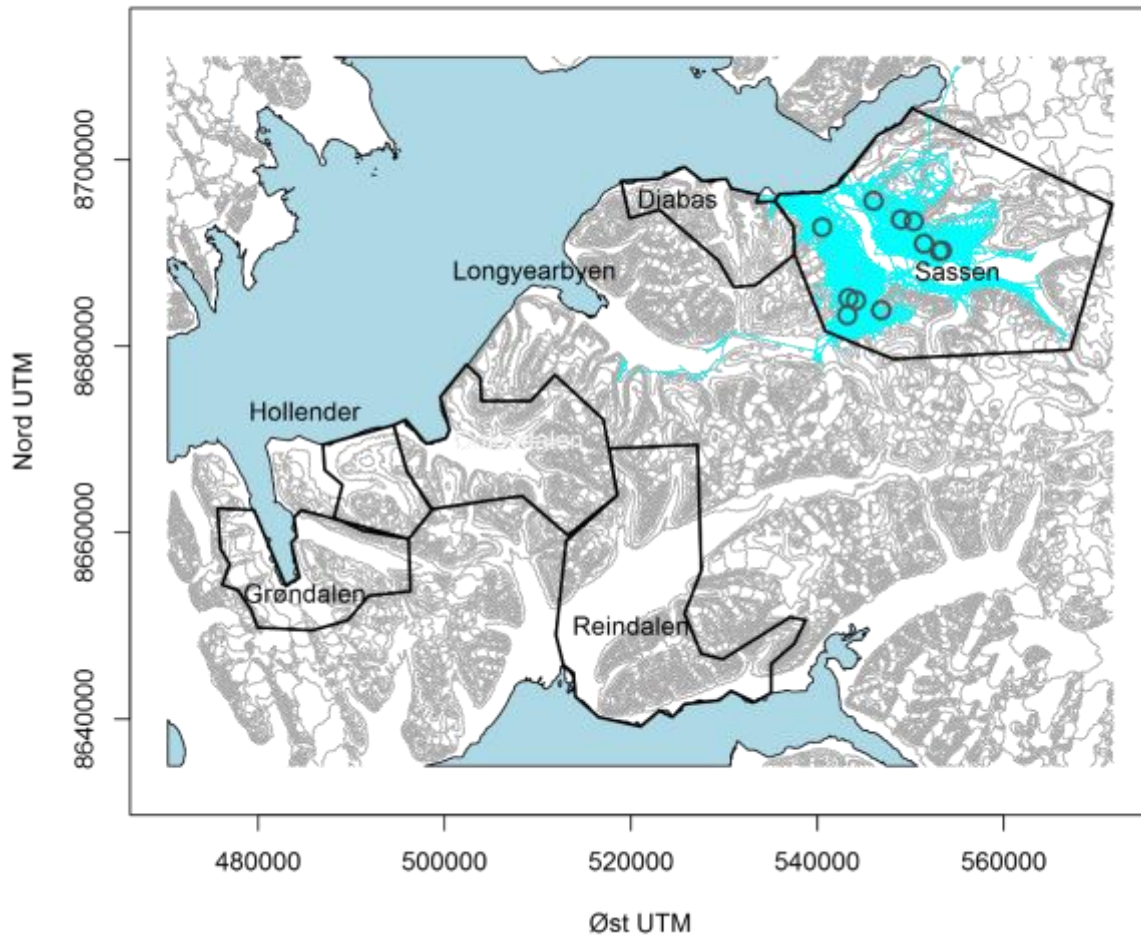
Figur S4. Områdebruk (rosa linjer) og merkelokaliteter (grå sirkler) for simler merket med GPS-halsbånd innen fellingsområde Hollenderdalen.



Figur S5. Områdebruk (gule linjer) og merkelokaliteter (grå sirkler) for simler merket med GPS-halsbånd utenfor fellingsområdene, i Semmeldalen og Istjørndalen.



Figur S6. Områdebruk (røde linjer) og merkelokaliteter (grå sirkler) for simler merket med GPS-halsbånd innen fellingsområde Reindalen.



Figur S7. Områdebruk (lyseblå linjer) og merkelokaliteter (grå sirkler) for simler merket med GPS-halsbånd innen fellingsområde Sassen.