

Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Fakultet for miljøvitenskap og teknologi
Institutt for naturforvaltning

Masteroppgåve 2014
60 stp

Jakt på svalbardrein (*Rangifer tarandus platyrhynchus*) - kva er naturlege grenser for forvaltningsområda?

Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus*) and hunting - what are natural borders for management units?

Ingvild Øyjordet

Forord

Denne masteroppgåva er skreve ved Institutt for naturforvaltning (INA) ved Noregs miljø- og biovitskaplege universitet (NMBU) i 2014. Oppgåva inngår i eit forskingsprosjekt finansiert av Svalbard miljøvernfond der føremålet er å bidra med ny forvaltningsrelevant kunnskap knytt til jakt på svalbardrein. Denne oppgåva legg grunnlag for sluttrapporten som skal leverast miljøvernfondet våren 2015. Feltarbeidet er finansiert med støtte frå Svalbard Science Forum (SSF) gjennom Norges forskningsråd.

Stor takk til min hovudvegleiar professor Leif Egil Loe ved NMBU for god rettleiing undervegs i arbeidet med oppgåva. Takk til Audun Stien (seniorforskar i Norsk Institutt for Naturforskning, NINA) og Vebjørn Veiberg (forskar i NINA) for kommentarar på oppgåva, og i tillegg Roy Andersen (overingeniør i NINA), Erik Ropstad (avdelingsleiar produksjonsmedisin NMBU), Justin Irvine (Dr. James Hutton Institute) og Steve Albon (professor James Hutton Institute) for artige og lærerike stunder i felt på Svalbard. Ein stor takk til Norsk Fjellmuseum i Lom for å stille kontorlokale til disposisjon under arbeidet med oppgåva og ikkje minst for eit godt fagleg og sosialt miljø. Spesielt takk til Esben Bø i Statens naturoppsyn for gode diskusjonar og fagleg input og til Knut Øyjordet for gjennomlesing. Til slutt vil eg takke Svalbard for gode opplevingar i studietida.

Ås, 15. desember 2014

Ingvild Øyjordet

Samandrag

Kunnskap om områdebruken til hjorteviltbestandar er viktig for å nå målet om forvaltning på bestandsnivå. For svalbardrein (*Rangifer tarandus platyrhynchus*), som lever i eit klimatisk ustabilt miljø i Arktis, er målet at bestandane skal få utvikle seg naturleg utan at menneskeleg aktivitet har nemneverdig påverknad. Jakt på svalbardrein blir gjennomført for rekreasjonsføremål og går føre seg innanfor definerte forvaltningsområde som per i dag er fastlagt utan dokumentert kunnskap om den naturlege avgrensinga til bestandane.

Føremålet med studiet var å evaluere dagens inndeling av forvaltningsområda for svalbardrein og bidra med forvaltningsrelevant kunnskap. Ved bruk av GPS-data frå merka simler har eg analysert områdebruken til individ av svalbardrein og kopla dette mot eksisterande forvaltningsområde. Korleis storleik på leveområde, bruk av berre eitt forvaltningsområde samt kryssing av grensene til forvaltningsområda varierte mellom sesongar og forvaltningsområda vart analysert statistisk ved bruk av blanda modellar (engelsk: "mixed-effects models"). GPS-merka individ hadde små årlege leveområde i forhold til storleiken på forvaltningsområda. Vinterleveområda var større i vintrar med ising i forhold til vintrar utan ising. Individ var i større grad stadbundne til berre eitt område i jaktsesongen i forhold til sommarsesongen og vintersesongen. Utveksling av individ var betydeleg mellom forvaltningsområda Reindalen og Colesdalen der individ i Reindalen kryssa grensene til forvaltningsområda hyppigast. Merka dyr i forvaltningsområda Sassen og Diabas var stasjonære gjennom heile året og kryssa sjeldan grensene. For Sassen og Diabas inkluderte data berre eitt år medan Reindalen og Colesdalen bidrog med fem år. Avgrensinga av dei eksisterande forvaltningsområda Sassen og Diabas samsvarar godt med områdebruken til merka svalbardrein i desse områda. Områdebruken tilseier at svalbardrein i Reindalen og Colesdalen bør forvaltast som ein bestand. Føresett at forvaltninga tek omsyn til dette, kan eksisterande forvaltningsområde behaldast og framstå som føremålstenlege ved at omkringliggjande område kan fungere som refugiar.

Dette studiet er det fyrste som knyter individbaserte studiar på områdebruken til svalbardrein opp mot forvaltning og samstundes det fyrste som analyserar data frå merka svalbardrein i områda Sassen og Diabas. Studiet mitt dokumenterar korleis områdebruken til delbestandar kan variere mellom relativt nærliggjande område og synleggjer betydinga av områdespesifikk kunnskap for forvaltning av ein hovdyrart der jakt ikkje skal ha påverknad på bestandane.

Abstract

Knowledge about cervid populations space use is essential in a management setting where defined goals are to be achieved. For Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus*), which lives in a harsh arctic environment, the main purpose of management is to protect naturally occurring populations. Controlled and limited hunting is allowed for recreational purposes in specified management units that are set without documentation on the natural borders between svalbard reindeer populations.

The main objective of this study was to evaluate if Svalbard reindeer space use conforms to existing management units. To accomplish this, GPS-data from marked female svalbard reindeer were analysed and related to the management units. Seasonal and spatial variation in home range size, use of more than one management unit and crossing of management borders were statistically analysed using mixed-effects models. Marked individuals had small yearly home ranges relative to the average size of the management units. Winter home ranges were larger during winters with groundice compared to winters without. Individuals were to a larger extent stationary to one area in the hunting season than during summer and winter seasons. Flow of individuals was substantial between the management units Reindalen and Colesdalen where individuals marked in Reindalen to the greatest extent crossed the borders. Marked individuals in the management units Diabas and Sassen were in general stationary within one area throughout the year. However, sample sizes differed between management units with only data from one year available from Diabas and Sassen and five years from Reindalen and Colesdalen. The management units Sassen and Diabas conforms to marked reindeers space use and therefore seems appropriate. Documented space use suggests that Svalbard reindeer in Reindalen and Colesdalen should be considered as one population. Assuming that management takes this into consideration existing management units can be retained and surrounding areas used by Svalbard reindeer can function as refuges.

My study is the first to examine Svalbard reindeer space use in a management context and the first to analyse data from marked Svalbard reindeer in the management areas Sassen and Diabas. My study shows how space use of subpopulations can vary between areas on a relatively local scale. This points out the importance of area specific knowledge in the case where management of a ungulate species should ensure no influence of hunting on the populations.

Innhald

1 Innleiing.....	1
2 Materiale og metode.....	4
2.1 Studieområde.....	4
2.2 Studieart.....	5
2.2.1 Bestandsdynamikk.....	6
2.2.2 Områdebruk og åtferd hjå svalbardrein.....	7
2.2.3 Forvaltning av svalbardrein.....	7
2.3 Datainnsamling og bearbeiding av datamateriale.....	8
2.3.1 GPS-data og kartdata.....	8
2.3.2 Definisjon av sesongar og isingår.....	9
2.4 Statistiske analysar.....	10
2.4.1 Berekning av storleik på leveområde.....	10
2.4.2 Analysar av variasjon i områdebruk.....	11
3 Resultat.....	13
3.1 Leveområde.....	13
3.2 Bruken av forvaltningsområda.....	17
3.3 Kryssing av grensene til forvaltningsområda.....	19
4 Diskusjon.....	22
4.1 Bruken av forvaltningsområda.....	22
4.2 Jakt og forvaltning.....	24
5 Konklusjon og anbefaling til forvaltninga.....	29
6 Litteratur.....	30
Vedlegg	

1 Innleiing

Områdebruken til store herbivorar varierar i tid og rom og er hovudsakleg styrt av faktorar knytt til individet, habitat og klima (Börger et al. 2006a; van Beest et al. 2011). Leveområdet til eit individ er området individet nyttar på sine normale aktivitetar (Burt 1943) og omfattar ikkje område brukt under tilfeldige vandringer (Geist 1971). Storleiken på eit leveområde er avhengig av energibehovet (McNab 1963) og kroppsstorleiken til individet (Mysterud et al. 2001) og tettleiken av eigna føde i området. Tilgangen på habitat eller kvaliteten av habitat er derfor forventa å vera negativt korrelert med storleiken på leveområdet (Harestad & Bunnell 1979). Variasjon i plantekvalitet og -mengde i tid og rom kan påverke individ til å migrere mellom ulike leveområde (Bischof et al. 2012), i vinterhalvåret kan dette skje som følgje av at snø (Rivrud et al. 2010) og is (Stien et al. 2010) gjer habitat utilgjengeleg.

Fordi dynamikken i områdebruken til store herbivorar er kompleks, må forvaltninga basere seg på ei storskala-tilnærming (Gordon et al. 2004). Optimalt sett bør den årlege områdebruken til ein bestand bli fanga opp av administrative einingar (Linnell et al. 2001). Som eit døme på dette har forvaltninga av hjortevilt i Noreg freista å fange opp arealbruken til bestandar som går utover fleire administrative einingar i ei felles forvaltningseining, såkalla bestandsplanområde (Forskrift om forvaltning av hjortevilt § 2). Eit bestandsplanområde består av to eller fleire geografiske einingar som har rett på jakt (vald) som går saman om ein felles bestandsplan for artar av hjortevilt i området. Områda som regelmessig blir brukt av bestandar definerar teljande areal og legg grunnlag for fastsetjing av fellingsløyve innanfor kvar eining (Forskrift om forvaltning av hjortevilt § 10). Målet med forvaltninga av hjortevilt i Noreg er å ivareta produktiviteten og mangfaldet både i bestandane og deira leveområde (Forskrift om forvaltning av hjortevilt § 1). Likevel meiner ein at forvaltningsområda som oftast er for små i forhold til områdebruken til hjorteviltet (Meisingset et al. 2012), men slike vurderingar er vanskelege fordi ein i dei fleste tilfelle manglar data til å evaluere i kva grad områdebruken til individa og forvaltningsområda fell saman.

Bestandsutviklinga hjå hjortevilt på fastlands-Noreg er i dag hovudsakleg styrt av jakt med tilrettelegging for høg produktivitet i bestandane og eit høgt jaktuttak (Strand et al. 2011; Veiberg et al. 2010). For svalbardrein (*Rangifer tarandus platyrhynchus*), den einaste arten av hjortevilt på Svalbard, er jakt knytt til rekreasjon og friluftsliv. Jakt er øyremerkt fastbuande og går føre seg innanfor definerte forvaltningsområde på Nordenskiöld Land, og jamt over er

uttaket relativt lågt. Fordi svalbardrein er ein unik underart av rein (Flagstad & Røed 2003), har Noreg eit spesielt forvaltningsansvar for denne. Som følgje av dette er svalbardrein i overvakingssystemet Miljøovervåkning Svalbard og Jan Mayen (MOSJ) karakterisert som prioritert art for overvaking av terrestrisk fauna på Svalbard (Sander et al. 2006). Miljøforvaltninga på Svalbard er underlagt svalbardmiljøloven som tydeleg seier at den naturlege produktiviteten, mangfaldet og leveområda til artar skal bevarast (Svalbardmiljøloven § 24). Jakt på svalbardrein er vidare 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 seier 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). Vidare blir det stadfesta at *”svalbardreinen kan utnyttes gjennom høsting så lenge det ikke kommer i konflikt med mål nr. 1.1”* (pkt. 3). Dette betyr at ein i følgje lovverket ikkje i nokon enkeltbestand eller enkeltområde skal ha betandsnedgang som følgje av menneskeleg jakt.

Forvaltningsområda er per i dag fastlagt utan dokumentert kunnskap om den naturlege avgrensinga til bestandane på Nordenskiöld Land. Utveksling av individ mellom bestandane vil påverke kor stor den jaktbare bestanden er og dermed fastsetjing av årlege jaktkvoter (Stien et al. 2012a). Slik kunnskap er såleis avgjerande for at forvaltninga av svalbardrein kan leggje til rette for eit lokalt berekraftig jaktuttak over tid og såleis imøtekoma definerte miljømål. Det blir peikt på at eit større uttak vil kunne føre til lokal overhausting i enkelte jaktområde, avhengig av kor isolerte bestandane er frå kvarandre (Stien et al. 2012a). Om talet på fellingsløyve i framtida kan aukast utan effekt på bestandane er såleis avhengig av ny kunnskap om områdebruken til bestandane.

Klimaendringar er forventa å auke temperaturen på Svalbard vinterstid og frekvensen av ekstremværhendingar (ACIA 2004). Svalbardrein er, saman med Peary caribou (*Rangifer tarandus pearyi*) på dei arktiske øyane i Canada rekna for å vera den underarten av rein som er mest truga av varmare vintrar med meir nedbør og isdekt bakke (Vors & Boyce 2009). Periodar med ising har vist seg å i stor grad påverke kvalitet og kvantitet på tilgjengeleg habitat (Hansen et al. 2009a) som vidare påverkar områdebruken til svalbardrein (Stien et al. 2010). Migrasjon mellom delbestandar av svalbardrein i tilgrensande område er tradisjonelt rekna for å vera ubetydeleg (Aanes et al. 2003; Tyler & Øritsland 1989), men nyare studiar

tydar likevel på at klimaendringar potensielt kan påverke til auka vandring vinterstid (Stien et al. 2010), og utveksling av individ mellom forvaltningsområde kan i høg grad forventast. I forvaltningsplanen for svalbardrein blir slik kunnskap om trekkaktiviteten til svalbardrein etterspurt (Sysselmannen på Svalbard 2009). I praksis må ein undersøke kva grad det er naturlege bestandsgrenser mellom forvaltningsområda og kor store areal som deler jaktbelastinga.

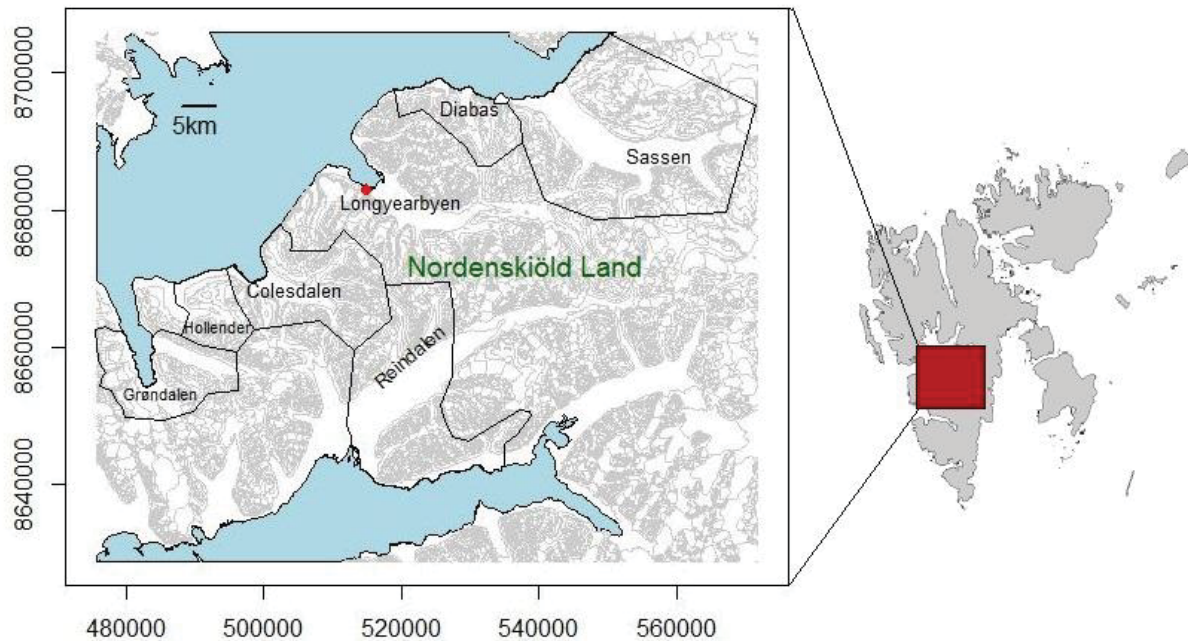
Føremålet med mitt studie er å evaluere dagens inndeling av forvaltningsområde for svalbardrein og bidra med ny forvaltningsrelevant kunnskap. Gjennom GPS-merka individ vil eg kartlegge områdebruken til svalbardrein i dei viktigaste forvaltningsområda Sassen, Diabas, Colesdalen og Reindalen. Spesifikt vil eg berekne storleik på leveområde i forhold til storleik på forvaltningsområda, samt sjå på graden av flyt av individ innan forvaltningsområda, ut og inn av forvaltningsområda, samt til og frå område utan jakt. Eg vil vidare analysere korleis dette varierar mellom sesongar og år. Basert på områdebruken til delbestandane kan ein seie noko om dei eksisterande forvaltningsområda fungerer uavhengige av kvarandre og bør forvaltast separat, eller om nærliggjande forvaltningsområde bør forvaltast som ei eining. Mitt studie er det fyrste som knyter GPS-data frå merka simler til eksisterande forvaltningsområde for svalbardrein. Analyse av data frå merka individ i områda Sassen og Diabas er heilt nytt. Ny kunnskap om områdebruk legg grunnlag for vurdering av om dagens forvaltningsområde for svalbardrein i eit høgst fluktuerande miljø er føremålstenlege i forhold til fastsette miljømål eller om områda bør endrast i storleik eller utforming.

2 Materiale og metode

2.1 Studieområde

Studieområdet er lokalisert på Nordenskiöld Land (78°2'N, 17°2'E) (3500 km²) på Spitsbergen, Svalbard. Området har fleire store frodige dalar omkransa av isbrear og bratte fjellsider. Nordenskiöld Land har truleg det største mangfaldet av planteartar av dei i alt sju nasjonalparkane på Svalbard (Aasheim 2008), der vegetasjonen i den mellomarktiske tundrasone (Elvebakk 2005) vekslar mellom plantesamfunn, mosar og grasdominerte vegetasjonstyper som danner ein mosaikk med grus og stein. Isforholda på- og rundt øygruppa gjev spesielt store lokale klimavariasjonar (Øseth 2010). Klimaet på Svalbard er polart med snødekke frå oktober/november til midten av juni. Stabile luftmassar med lite vassinnhald sørgjer for generelt lite nedbør (Øseth 2010), årleg normalt mellom 190 mm og 440 mm (normalperioden 1981-2010) (Førland et al. 2012). Normale temperaturar (1981-2010) på Svalbard er for varmaste sommarmånad juli 5,8 °C og for kaldaste vintermånad februar -13 °C (Nordli et al. 2014). Ekstremvær ventast å førekome oftare med klimaendringar, som synast å skje raskare i Arktis (ACIA 2004). Sidan 1901 har gjennomsnittleg årstemperatur på Svalbard auka med 2,26 °C (Nordli et al. 2014). Temperaturauken på Svalbard Lufthavn i løpet av dei siste tre tiåra er den største blant alle stader i Europa, der perioden 2005-2012 viser rekordhøge temperaturar (Nordli et al. 2014). Sentralt for Svalbard er hendingar av ROS (eng: "rain-on-snow") når nedbør fell som regn om vinteren og danner bakkeis (Hansen et al. 2011; Rennert et al. 2009). Fleire årlege periodar med ekstreme ROS-hendingar (≥ 10 mm nedbør) har auka omfanget av bakkedekt is og ventast å skje hyppigare i eit endrande arktisk vinterklima (Rennert et al. 2009).

Dei aller fleste av i alt omtrent 2200 innbyggjarane på Svalbard (Statistisk sentralbyrå 2013) er knytt til tettstadane Longyearbyen, Sveagruva og Barentsburg, alle lokalisert på Nordenskiöld Land. All jakt på svalbardrein går føre seg på Nordenskiöld Land i dei seks forvaltningsområda Diabas, Sassen, Grøndalen, Hollenderdalen, Colesdalen og Reindalen. Studieområdet i denne oppgåva omfattar jaktområda Colesdalen, Reindalen, Sassen og Diabas samt omkringliggjande område utan jakt (Figur 1).



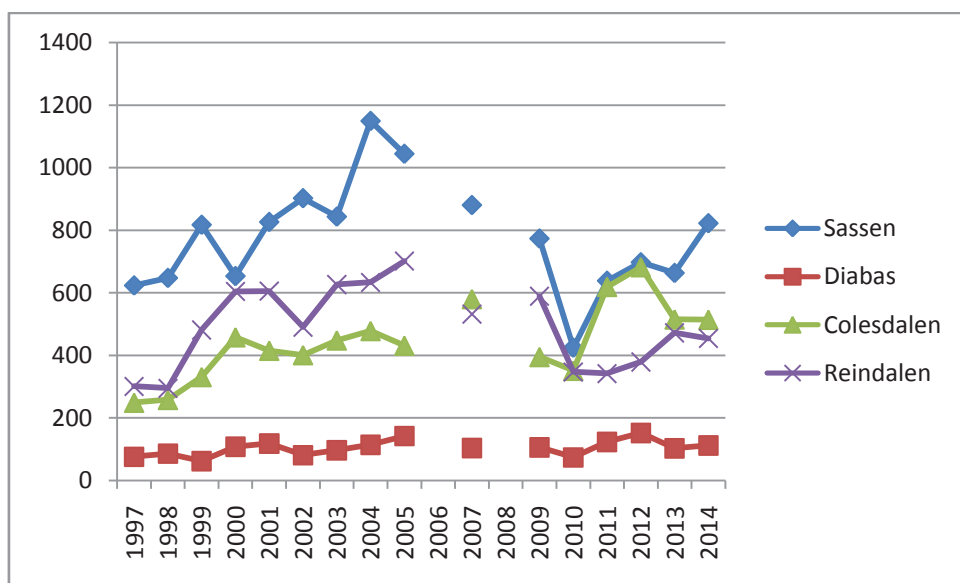
Figur 1. Forvaltningsområda Colesdalen, Reindalen, Sassen og Diabas med omkringliggjande område utgjer studieområdet på Nordenskiöld Land på Spitsbergen. Grensene til forvaltningsområda er markert på kartet. X-aksen og y-aksen representerar UTM-koordinatar.

2.2 Studieart

Svalbardrein er ein underart av rein som berre finst på Svalbard (Flagstad & Røed 2003). Leveområda til svalbardrein er avgrensa til isbrefrie område der det finst eit minimum av planteproduksjon (Staaland 1986). Diettvalet til svalbardreinen er hovudsakleg ein funksjon av plantekvalitet og -tilgjengelegheit (Bjørkvoll et al. 2009). Vanlege artar i dietten vinterstid er polarvier (*Salix polaris*), vardefrytle (*Luzula confusa*) og moseartar, medan sommardietten er meir variert med grasaktige plantar, treaktige plantar, mosar og urtar som dei viktigaste komponentane (Staaland 1986). Svalbardrein har tilpassa seg eit miljø utan predatorar (Vanderknaap 1989), er rekna for å vera relativt stadbunden (Aanes et al. 2003; Tyler & Øritsland 1989), opptrer i mindre grupper (Reimers 1977; Tyler & Øritsland 1989) og reagerar mindre på forstyrring enn fastlandsrein (Colman et al. 2001).

Kor mange individ av svalbardrein som totalt held til på Svalbard er usikkert. I 1984 vart totalbestanden estimert til omtrent 11 000 individ (Øritsland & Alendal 1986). Nordenskiöld Land reknast for å huse den største delen av bestandane av svalbardrein med omtrent 4000 individ (Øritsland & Alendal 1986), men mellomårsvariasjonane kan vera store. Kvar sommar

gjennomfører Sysselmannen på Svalbard totalteljing og strukturteljing av svalbardrein i forvaltningsområda ved bruk av helikopter. Teljingane på Nordenskiöld Land går føre seg etter definerte ruter (Sysselmannen på Svalbard 2013b) som dekkjer terrenget best mogleg og blir brukt kvart år (Sysselmannen på Svalbard 2009). Vaksne dyr, kalv samt kadaver blir registrert. Teljingar gjort i perioden 1997-2014 viser gjennomsnittlege sommarbestandar på 491 dyr i Reindalen, 445 dyr i Colesdalen, 775 dyr i Sassen og 104 dyr i Diabas (Sysselmannen på Svalbard 2014), med store variasjonar mellom åra (Figur 2).



Figur 2. Bestandsutvikling for svalbardrein i dei studerte forvaltningsområda Sassen, Diabas, Colesdalen og Reindalen i perioden 1997-2014. Tal basert på årlege teljingar gjort av Sysselmannen på Svalbard. Data frå 2006 og 2008 manglar da teljingar ikkje vart utført.

2.2.1 Bestandsdynamikk - naturlege faktorar for variasjon

Bestandstorleiken hjå svalbardrein og årleg variasjon er hovudsakleg påverka av tettleik og klimafaktorar. Bestandane responderar negativt ved høge tettleikar med auka dødelegheit, redusert kalveproduksjon (Stien et al. 2012b) og redusert vekstrate (Hansen et al. 2013; Solberg et al. 2001; Tyler et al. 2008). Ekstreme ROS-hendingar vinterstid blokkerar tilgangen på næring og gjev utslag i redusert vekstrate (Hansen et al. 2011; 2013) samt auka dødelegheit (Solberg et al. 2001), og kan ha ein forsterkande effekt ved høge tettleikar (Aanes et al. 2000). Naturleg dødelegheit om vinteren er størst for kalvar (Reimers 1982; Solberg et al. 2001) og aukande med alder for bukkar over tre år og for simler over åtte år (Reimers

1977; Reimers 1983). Analysar av kadaver har vist at bukkar og simler maksimalt når ein alder på høvesvis 12 og 17 år (Reimers 1983). Ein større del simler enn bukkar i bestandane av svalbardrein (55-65 % simler) (Stien et al. 2012a) skuldast truleg den naturlege skilnaden i overleving mellom kjønna (Reimers 1977).

2.2.2 Områdebruk og åtferd hjå svalbardrein

Svalbardrein er tradisjonelt rekna for å vera stadbunden (Tyler & Øritsland 1989) der migrasjon er rekna for å spele ei ubetydeleg rolle på bestandsdynamikken (Aanes et al. 2003). Samstundes er det vist at individ har vandra ut av leveområdet ved spesielt vanskelege vinterforhold (Tyler & Øritsland 1989) og at hyppigare periodar med bakkeis på større areal kan føre til auka utvandring frå leveområda (Hansen et al. 2011; Stien et al. 2010). Utvandring har i få tilfelle åleine forklart bestandsreduksjon, men har vist seg å vera meir vanleg i kombinasjon med høg naturleg dødelegheit (Tyler 2010). Områdebruk og storleik på leveområde har vist ein sterk samanheng med habitatkvalitet, -kvantitet og -tilgjengelegheit og har såleis reflektert habitatval hjå svalbardrein (Hansen et al. 2009b). Mellom anna viste Hansen et al. (2010) at svalbardrein føretok sesongvandringar til område med næring av høgare kvalitet. Svalbardrein i nærleiken av fast busetnad, som i Adventdalen, har vist mindre frykt- og fluktresponsar til menneske samanlikna med jaktområda Colesdalen, Reindalen og Sassen (Reimers et al. 2011), sjølv om dei også der er lite skye samanlikna med andre underartar av rein. Menneskeleg aktivitet inkludert jakt, rekreasjon og forskning er derfor rekna for å ha generelt ubetydeleg effekt på åtferdresponsar hjå svalbardrein (Colman et al. 2001; Reimers et al. 2011) .

2.2.3 Forvaltning av svalbardrein

Fordi svalbardrein er ein unik underart av rein, har Noreg eit spesielt internasjonalt forvaltningsansvar. Jakt på svalbardrein går attende til 1700-talet då menneskeleg verksemd tok til på Svalbard. I 1925 vart svalbardreinen freda grunna uregulert jakt og fangst, og talet på individ var truleg berre 1000 dyr (Sysselmanen på Svalbard 2009). Bestanden tok seg opp att, og i 1983 vart det opna for jakt i forskingsøyemed og frå 1989 også for fastbuande på Nordenskiöld Land (Overrein 2003). Slik ordninga er i dag, får fastbuande som oppfyller bestemte kriteriar, innvilga søknad om eitt fellingsløyve (Forskrift om jakt på Svalbard § 3).

Basert på sommarteljinga og talet på innkomne fellingsøknadar blir fellingsløyva fordelt mellom dei seks jaktområda (Figur 1). Jakt på svalbardrein går føre seg i perioden 15. august til 20. september. Fellingsløyva omfattar fellingskategoriane kalv, simle/ungdyr, eller fritt dyr (Forskrift om høsting på Svalbard § 33). Frå 1983 har årleg jaktuttak vore mellom 105 og 238 dyr med ein aukande tendens over dei siste 30 åra (Sysselmannen på Svalbard 2013a). Jegerane sin motivasjon for å jakte samt kvar dyra held til i forvaltningsområda 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 område i forhold til forvaltningsområda på Nordenskiöld Land vart studert basert på geografiske posisjonar frå GPS (Global Positioning System)-merka simler. Medianverdien på nøyaktigheita på GPS-halsband er 12 meter (Godvik et al. 2009). I april 2013 vart 14 simler i Sassen og fem i Diabas fanga og merka med øyremerke og GPS-halsband (Tellus Medium GPS Collar) ved bruk av snøscooter og nett (Omsjoe et al. 2009). Kvar halsband sendar tre posisjonar i løpet av ein dag (kl. 10:00, 18:00, 02:00) via satellitt og attfanging er såleis ikkje nødvendig for innsamling av data. Forventa batterilevetid per halsband er tre år. Data frå simlene i Sassen og Diabas vart lasta ned via nettstaden til distributøren av GPS-halsbanda, Followit. For Sassen og Diabas er data frå 18.04.2013 til 08.06.2014 brukt i analysane, totalt 19 individår (med til saman 23378 punkt). Eitt individår tilsvarar data frå eitt individ over eitt år. I Sassen og på Diabas vart vaksne individ med ukjent alder merka.

For GPS-datasettet frå Colesdalen og Reindalen er alder på merka dyr kjend ved at dyra blir fyrste gong merka som kalvar. Svalbardrein vart i dette området merka med Vectronics aerospace ”store-on-board” GPS-halsband fyrste gong vinteren 2009. Kvar vinter sidan 2010 vart GPS-merka individ i Reindalen og Colesdalen attfanga i april for nedlastning av data. Dette er gjort kvar vinter sidan 2010. Fanginga i felt går føre seg i sjølve forvaltningsområda, men også omkringinggjande nærområde som ikkje blir brukt til jakt. I motsetnad til Sassen og Diabas er attfangst av data for desse områda såleis avhengig av at merka individ ikkje har vandra ut. Frå Reindalen og Colesdalen bidreg 35 simler med 116 individår med data frå perioden 15.04.2009 til 07.04.2014 (med til saman 380481 punkt). Totalt utgjer datamaterialet

i mi oppgåve 135 individår frå 54 simler merka innanfor forvaltningsområda frå perioden 15.04.2009 til 08.06.2014. Bruk av minimum fem til ti individ har vist seg å vera tilstrekkeleg for analysar av GPS-data på landskapsskala (Loe et al. 2012).

All databehandling vart gjort i programmet R, v. 3.1.1 (R Development Core Team 2014). Screening av GPS-posisjonar vart gjort for å fjerne posisjonar som er sannsynlege GPS-feil (Bjørneraas et al. 2010). Dette utgjorde berre 0,24 % av alle posisjonar. To individ vart utelukka frå datasettet grunna lite data. Digitale kartdata over forvaltningsområda for svalbardrein vart sendt frå miljøvernavingdelinga hjå Sysselemannen på Svalbard. Svalbardrein sin tidsbruk i studieområdet vart studert ved å sjå på fordelinga av GPS-posisjonar for kvart individ i forvaltningsområda. Merkelokaliteten for kvart individ definerte merkeområdet. Områda utanfor forvaltningsområda vart definert som ein eigen kategori, kalla "utanfor". Vandringar inn og ut av, samt mellom forvaltningsområda vart studert ved å kombinere GPS-data med kartfiler over forvaltningsområda. Dette vart gjort ved å rasterisere shapefiler for forvaltningsområda i ArcMAP 10 (ESRI, USA), importere rasterane i R og ekstrahere namna på områda i kvart GPS-punkt med funksjonen extract i R-pakka raster. Kryssing vart identifisert ved å trekke ut kva dato og tid kvart individ endra verdi på forvaltningsområde. Kryssingspunkt mellom grensene til forvaltningsområda og kystlina vart fjerna frå datasettet.

2.3.2 Definisjon av sesongar og isingår

I analysane er sommar, jakt og vinter definert som følgjande tidsperiodar; sommar (1.juni tom. 14. august, jakt (15. august tom. 20. september, vinter (21. september tom 31. mai). Jakt sesongen går inn under det som i liknande studiar er definert som sommarsesong (t.d. Kinck 2014), men fordi mitt studie omhandlar jakt og forvaltning vart perioden skild ut som ein eigen sesong. I samsvar med Meland (2014) er 2009/2010 og 2011/2012 definert som isingår og 2010/2011 og 2012/2013 som ikkje-isingår. Målingar av snødybde og bakkeis på 128 ulike lokalitetar på Nordenskiöld Land i kombinasjon med data på bakketemperatur frå loggarar ved kvar lokalitet samt værdata legg grunnlaget for vurdering av isingstatus (Meland 2014). Feltnålingar gjort ved lokalitetane i april 2014 gav gjennomsnittleg snødybde på 37,1 cm og gjennomsnittleg tjuknad på bakkeis på 0,81 cm (min. = 0, maks = 3 cm). Data frå værstasjonen ved Longyearbyen flyplass (www.met.no) viste at dagar med temperaturar høgare enn 0 °C i løpet av vintersesongen 2013/2014 var fåtalige og forbunde med små

nedbørsmengder. Året 2013/2014 er følgjande definert som ikkje-isingår i denne oppgåva. For vintersesongen 2009 (dei fyrste individa vart merka 15.04.2009) har ein ikkje feltdata på ising, men omfanget av ROS-hendingar er på same nivå i 2009 som i ikkje-isingåret 2011 (Loe 2014, pers. medd.). Følgjeleg klassifiserar eg 2009 som ikkje-isingår. At datamaterialet brukt i oppgåva representerar mellomårsvariasjonar i klima gjer resultata mine meir generelle enn om ein hadde data berre frå anten isingår eller isfrie år.

2.4 Statistiske analysar

Statistiske analysar vart gjort i programmet R (R Development Core Team 2014).

2.4.1 Berekning av storleik på leveområde

Analysar av årleg leveområde samt sesongleveområde (jakt, sommar, vinter) til 54 GPS-merka simler av svalbardrein vart gjort ved bruk av kernelmetoden (Worton 1989). Funksjonen `kernelUD` frå pakka `adehabitat` i R vart brukt for å estimere storleiken på leveområda (Calenge 2006). `KernelUD` gjev sannsynet for å lokalisere eit individ på ein bestemt stad basert på GPS-koordinatar frå kvart enkelt individ (Calenge 2011). Som definisjon av storleik på leveområde brukte eg 95 prosent-konturen, definert som det minste området der sannsynet for å lokalisere eit bestemt individ er 95 %. Smoothing faktor h (Worton 1989) definerar kor ”grovt” eller detaljert konturane rundt leveområdet skal vera. Fyrst vart h rekna ut separat for kvart individ ved bruk av referansemetoden (Worton 1989). For at storleik på leveområde skulle vera mest mogleg samanliknbart mellom alle individ vart 95 %-kernelområdet for kvart individ rekna ut med ein felles h -faktor som var medianverdien for alle individa. Kva som inngår i ”normale aktivitetar” (jamfør Burt (1943) sin definisjon på leveområde) er omdiskutert i forhold til kva som er best eigna metode for estimering av leveområde (Calenge 2011; Worton 1995). Calenge (2011) uttrykte at bruk av `kernelUD` er ein meir formell og presis metode samanlikna med tradisjonelle metoder som MCP (Minimum Convex Polygon). Medan MCP oftast estimerar leveområde som eitt polygon baserar kernelmetoden seg på fleire polygon og kan såleis luke ut sporadiske vandringer mellom mykje brukte område (Börger et al. 2006b). For Sassen og Diabas vart data før 01.06.2013 og etter 31.05.2014 fjerna for å få fullkomne sesongar. I tillegg vart data frå vintersesongen 2009 fjerna for å unngå at den svært korte vintersesongen (fyrste individ vart merka april 2009) påverka til små leveområde. Analysar av leveområde inkluderer såleis data

frå 01.06.2009 til 31.05.2014. For å unngå effekt av for høg vekting av nokre få enormt store leveområde vart data logtransformerte før statistiske analysar.

2.4.2 Analysar av variasjon i områdebruk

Variasjon i områdebruk vart analysert ved bruk av blanda modellar (engelsk: "mixed-effects models"). Lineære blanda modellar (LME) vart køyrt med funksjonen lmer medan generaliserte lineære blanda modellar (GLMM) brukte funksjonen glmer, begge frå pakka lme4 i R (Bates et al. 2011). For analysane av leveområde (LME), bruk av berre eitt forvaltningsområde samt kryssing av grensene til forvaltningsområda (begge GLMM) vart det teke utgangspunkt i ein full modell beståande av dei faste forklaringsvariablane (engelsk: "fixed-effects") sesong, isingstatus (isingår/ikkje-isingår), merkeområde samt interaksjonen mellom sesong og isingstatus. Modellseleksjon vart køyrt ved bruk av likelihood ratio testing (Pinheiro & Bates 2000) for å ekskludere ikkje-signifikante variablar frå modellane. Individ og år vart sett som tilfeldige faktorar (engelsk: "random effects") for å ta omsyn til repetert estimat innan individet (nokre individ var merka over fleire år) og systematiske skilnader mellom år som ikkje blir fanga opp av dei faste forklaringsvariablane.

Leveområdemodell. For test av variasjon i storleik på leveområde vart data føresett å vera normalfordelte. LME-modellen inkluderte log-transformerte leveområde som responsvariabel og som forklart ovanfor danna den fulle modellen utgangspunktet for forklaringsvariablar og tilfeldige faktorar.

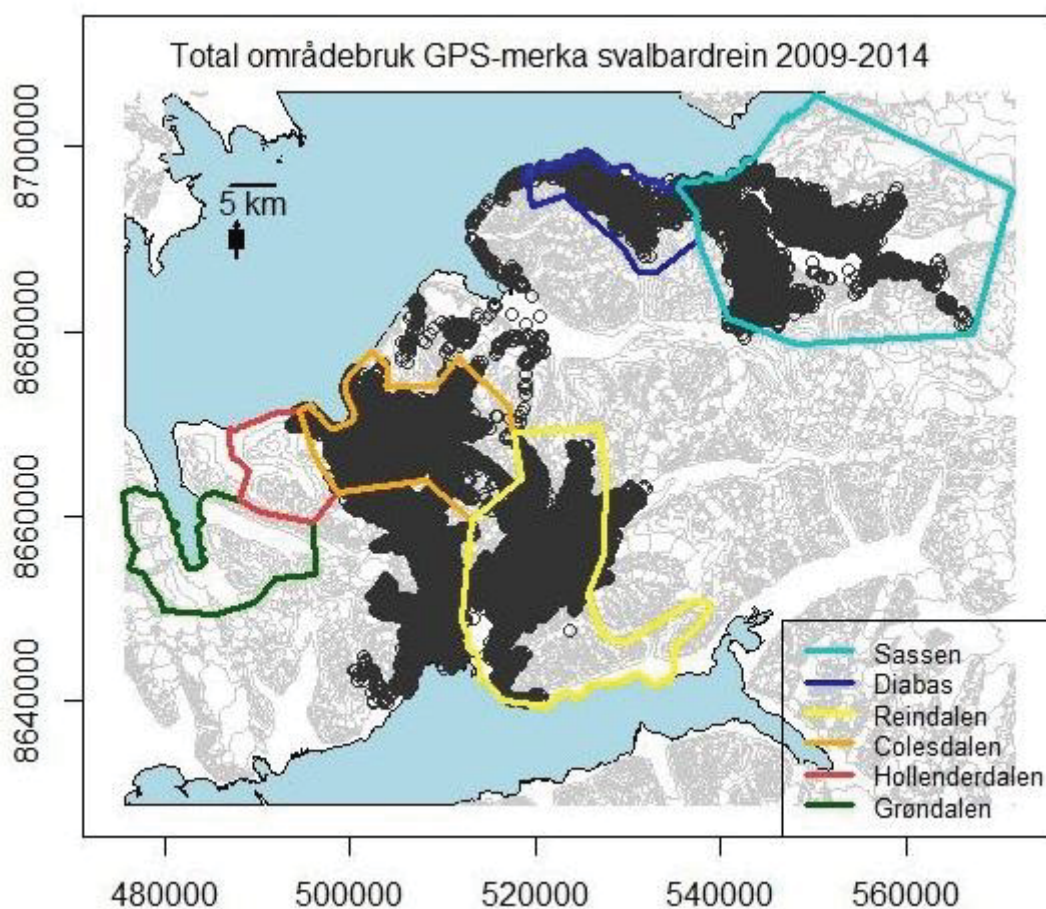
Bruken av forvaltningsområda. Inspeksjon av data viste at i omtrent 70 prosent av tilfella brukte individa berre eitt forvaltningsområde per sesong. I GLMM-modellen vart bruk av eitt område brukt som responsvariabel. Bruk av eitt område vart føresett å vera binomisk fordelt (1= ja, 0 nei; fleire område vart brukt) og modellert med ein logit-link. Sesongane varierar i lengde. I analysane vart lengde på sesong derfor freista brukt som "offset" i modellen. Dette førte til at sannsynet for å bruke berre eitt område om vinteren vart urealistisk lågt i forhold til delen i rådata og bruk av offset vart såleis utelukka frå analysen. Ulik lengde på sesongane er derfor ikkje justert for i denne analysen og eg føreset derfor at sjølv i den kortaste sesongen ligg det ikkje noko tidsavgrensing i at individet skal ha kunne kryssa grensene og brukt fleire enn eitt område, noko som er ein rimelig antaking.

Kryssing av grensene til forvaltningsområda. I GLMM-modellen for kryssing av grensene til forvaltningsområda vart kryssing brukt som responsvariabel. Talet på kryssingar vart føresett å vera Poisson-fordelte og modellert med ein log-link. Totalt tal på punkt, totalsteg, vart logtransformert og brukt som "offset" for å ta høgde for ulikt tal på steg (forflyttingar) mellom individ og sesongar som mogleg kunne leie til ei kryssing. Totalsteg fungerte godt som "offset" i kryssingsanalysar og vart derfor inkludert i modellen i motsetnad til lengde på sesong som vart freista for analysane på bruk av eitt område forklart ovanfor. Individ viste større variasjon i totalsteg i forhold til variasjon i lengde på sesongane og totalsteg var såleis viktig å ta omsyn til i modellen. Utfallet av denne analysen er derfor eit mål på kryssingsfrekvens, definert som talet på kryssingar per forflytting (GPS-posisjon).

3 Resultat

3.1 Leveområde

Med unntak av den sørlegaste delen av Reindalen samt område nord og sør for hovuddalføret i Sassen (der det ikkje vart GPS-merka svalbardrein) vart store delar av forvaltningsområda nytta av ein eller fleire GPS-merka svalbardrein i studieperioden (Figur 3). Merka individ nytta seg i tillegg av område utanfor forvaltningsområda, hovudsakleg sør for Coledalen og vest for Reindalen (Figur 3).



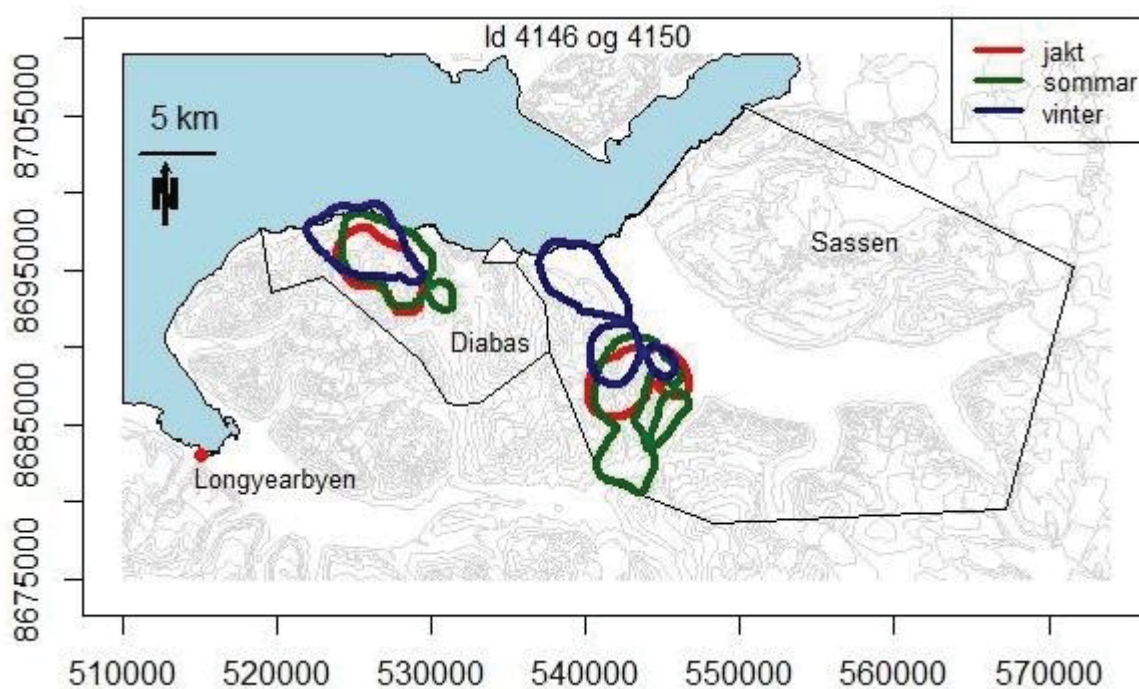
Figur 3. GPS-punkt for merka svalbardrein for heile studieperioden (15.04.2009 til 08.06.2014) i forhold til eksisterande forvaltningsområde. Sassen og Diabas bidreg med 23378 punkt fordelt på 19 individår i perioden 18.04.2013 til 08.06.2014. Coledalen og Reindalen bidreg med 380481 punkt fordelt på 116 individår i perioden 15.04.2009 til 07.04.2014. X-aksen og y-aksen representerar UTM-koordinatar.

Gjennomsnittleg storleik på dei seks forvaltningsområda for svalbardrein var 287 km² (SD = 215, min. = 92, maks = 655, median = 216 km²) (Tabell 1).

Tabell 1. Storleik på dei seks forvaltningsområda for svalbardrein (km²).

Forvaltningsområde	Areal km ²
Colesdalen	253
Reindalen	422
Sassen	655
Diabas	122
Grøndalen	180
Hollenderdalen	92

Gjennomsnittleg storleik på årleg leveområde for svalbardrein var 45 km² (SD = 24, min. = 10, maks = 153, median = 40 km²). I snitt dekte årleg leveområde 16 % av gjennomsnittleg storleik på dei fire forvaltningsområda inkludert i studiet (Sassen, Diabas, Reindalen og Colesdalen), men det var store skilnader mellom områda. Svalbardrein i Sassen hadde minst leveområde i forhold til forvaltningsområdet (6 % av storleik på området Sassen) medan Diabas hadde størst (22 % av storleik på området Diabas) (sjå Figur 4 for to representative individ).

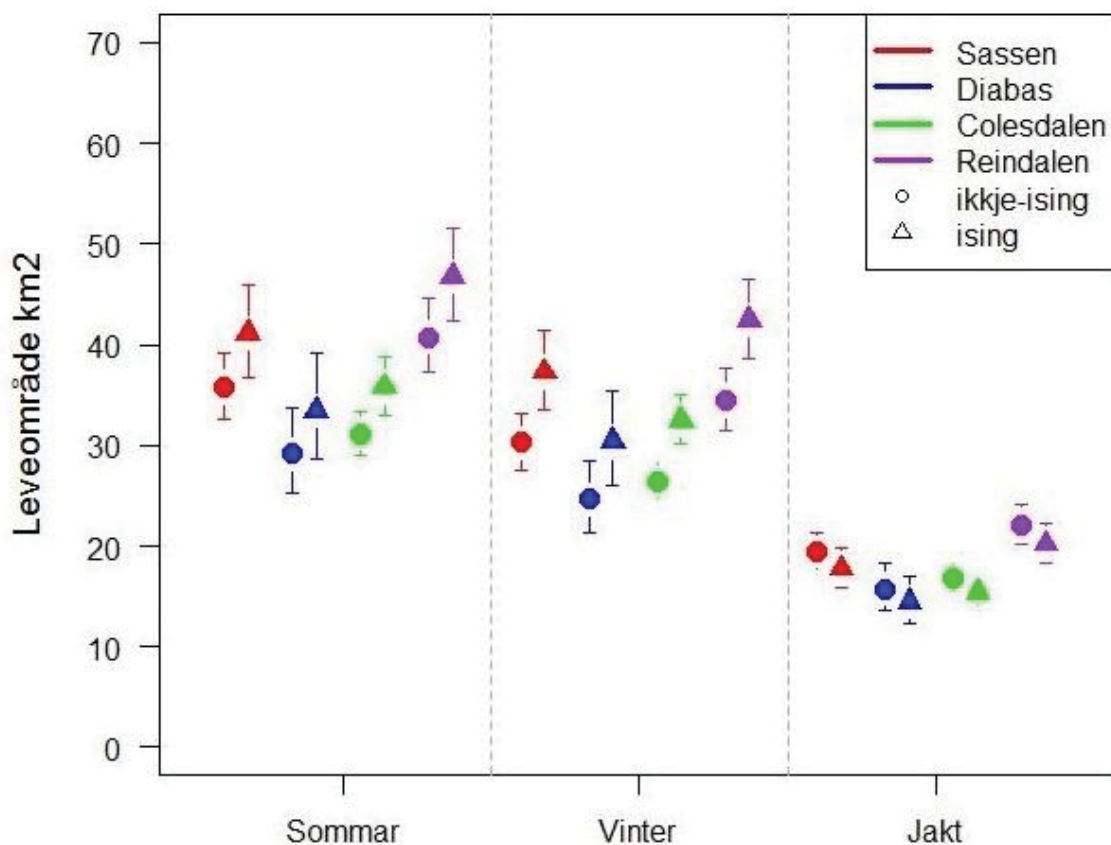


Figur 4. Leveområde for sesongane jakt (raud), sommar (grøn) og vinter (blå) i forhold til forvaltningsområde illustrert for individ 4146 i Diabas og individ 4150 i Sassen. Estimert leveområde for jakt, sommar og vinter var for individ 4146; 18,4 km², 25,7 km², 23,8 km², og for individ 4150; 19,9 km², 34,3 km², 30,8 km².

Endeleg LME-modell for leveområde inkluderte forklaringsvariablane sesong, isingstatus (isingår/ikkje-isingår), merkeområde samt interaksjonen mellom sesong og isingstatus. Storleik på leveområda varierte mellom forvaltningsområda og sesongar. Merka individ hadde signifikant større sesongleveområde i Reindalen samanlikna med Colesdalen (Tabell 2; Figur 5) og hadde små leveområde i jaktseongen i forhold til sommarsesongen og vintersesongen (Tabell 2; Figur 5). Leveområda i vintersesongen var signifikant større i år med ising i forhold til år utan ising (estimatet for 95 % CI overlappa ikkje med 0 i Tabell 2). Merk at berre individ i Reindalen og Colesdalen bidreg med data i isingår og at Figur 5 viser ein additiv effekt av område. Sjå Tabell 3 for gjennomsnittsverdiar og variasjon i storleik på årleg leveområde og sesongleveområde per forvaltningsområde i år med ising og år utan ising.

Tabell 2. Parameterestimat for best tilpassa LME-modell i test av skilnader i storleik på leveområde som funksjon av sesong, isingstatus (isingår/ikkje-isingår) og merkeområde. Individ og år vart brukt som tilfeldige faktorar i modellen. Referansenivå i modellen er for følgjande variablar; sesong = vinter, isingstatus = ikkje-isingår og merkeområde = Colesdalen.

Parameterestimat				
Modell: $\log_{\text{areal}} \sim \text{sesong} + \text{isingstatus} + \text{merkeomr} + \text{sesong} : \text{isingstatus} + (1 \text{id}) + (1 \text{år})$				
Variabel	Estimat	SE	t	[95% CI:]
(Intercept)	3,27	0,07	48,36	3,13, 3,41
Sommar	0,17	0,07	2,52	0,04, 0,30
Jakt	-0,44	0,07	-6,69	-0,58, -0,31
Isingår	0,21	0,07	2,80	-0,36, -0,06
Diabas	-0,07	0,15	-0,44	-0,36, 0,23
Reindalen	0,27	0,09	2,85	0,08, 0,45
Sassen	0,14	0,10	1,37	-0,06, 0,34
Sommar : isingår	-0,07	0,11	-0,65	-0,28, 0,14
Jakt : isingår	-0,30	0,11	-2,71	-0,51, -0,08



Figur 5. Predikerte estimat forklart frå lineær blanda modell (LME) for storleik på sesongleveområde (sommar, vinter, jakt) for GPS-merka svalbardrein i forvaltningsområda Sassen (raud), Diabas (blå), Colesdalen (grøn) og Reindalen (fiolett) i år med ising (trekantsymbol) og år utan ising (sirkelsymbol). Vertikale liner representerar ± 1 standardfeil. Merk at merka individ i Sassen og Diabas ikkje bidreg med data i isingår, men at modellen predikerar eit additivt samla effektestimert av variablane for alle områda.

Tabell 3. Gjennomsnittleg storleik på årleg leveområde (km^2) og sesongleveområde (jakt, sommar og vinter) for GPS-merka svalbardrein fordelt på forvaltningsområde og år med og utan ising. Forvaltningsområda Sassen og Diabas har ikkje data frå år med ising. Gjennomsnittleg standardavvik (km^2) for årlege leveområde var i isingår og ikkje-isingår = 24,6 og 11,0 og for sesongleveområda; jakt = 7,3 og 8,9, sommar = 12,4 og 13,7, vinter = 23,7 og 10,6.

Leveområde km2								
Merkeområde	Årleg		Jakt		Sommar		Vinter	
	Ising	Ikkje-ising	Ising	Ikkje-ising	Ising	Ikkje-ising	Ising	Ikkje-ising
Diabas		26,7		23,2		26,2		21,0
Sassen		37,3		21,9		36,8		33,0
Colesdalen	50,1	36,9	18,8	18,8	36,6	36,8	36,3	29,2
Reindalen	73,8	50,8	17,3	20,4	53,0	44,6	55,3	40,6

3.2 Bruken av forvaltningsområda

Medan individ merka i Sassen og Diabas var stasjonære til merkeområdet, brukte individ i Reindalen og Colesdalen fleire forvaltningsområde samt område utanfor forvaltningsområda (Tabell 4). Flest individ brukte berre eitt forvaltningsområde i Diabas (80 %, $n = 5$) følgd av Sassen (79 %, $n = 14$) og Colesdalen (54 %, $n = 24$) (Tabell 4). Berre eitt individ merka i Reindalen brukte berre området Reindalen (9 %, $n = 11$) (Tabell 4, sjå Vedlegg 1 for prosentvis fordeling i tidsbruk per individ per område).

Tabell 4. Matrise som viser bruk av ulike område for GPS-merka svalbardrein. Gule celler indikerar individ som berre brukar området dei opphavelig vart merka i (totalt 29 individ). Resterande celler i radene viser kor mange individ som i tillegg til merkeområdet også er funne i andre område. Til dømes er individ merka i Sassen også funne i Diabas ($n=1$) og utanfor forvaltningsområdet ($n=3$). Talet på merka individ var for forvaltningsområda; Sassen ($n = 14$), Diabas ($n = 5$), Colesdalen ($n = 24$), Reindalen ($n = 11$). Sjå Vedlegg 1 for prosentvis fordeling per individ i bruk av dei ulike områda.

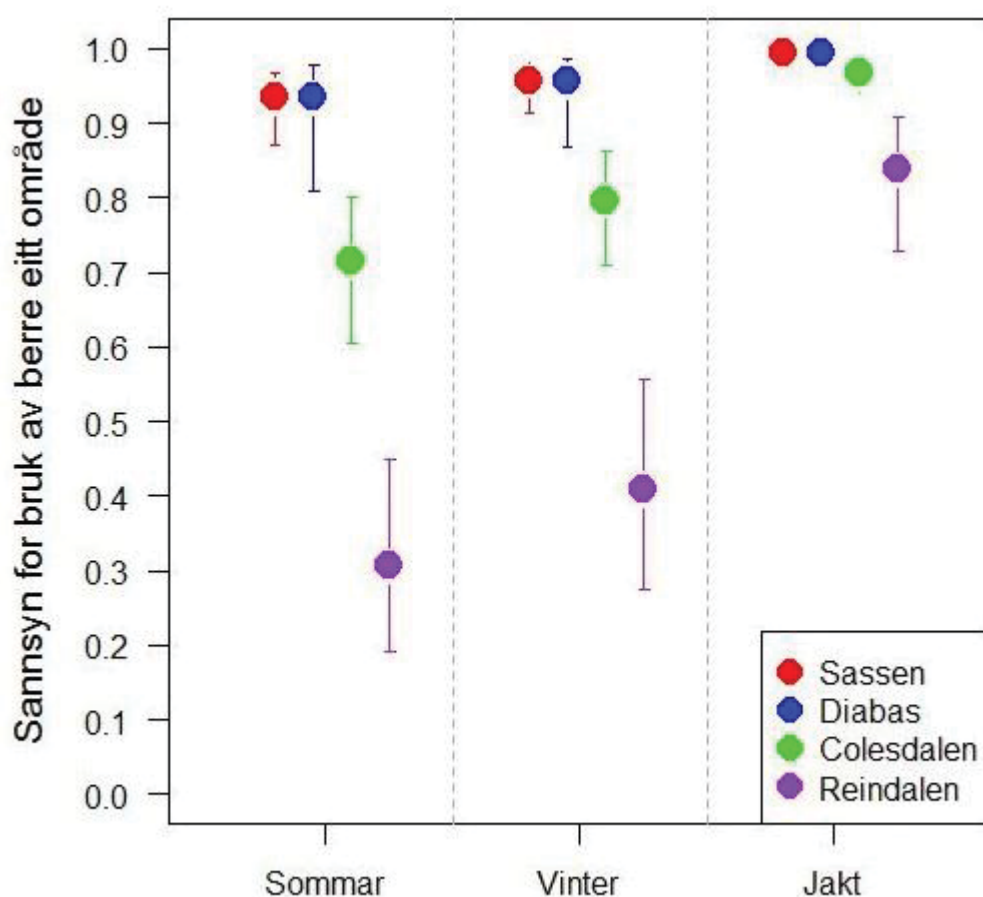
	Brukte område				
Merkelokalitet	Sassen	Diabas	Colesdalen	Reindalen	Utanfor
Sassen	11	1	0	0	3
Diabas	1	4	0	0	1
Colesdalen	0	0	13	5	8
Reindalen	0	0	5	1	10

Det var også stor skilnad mellom sesongar. Av 54 merka individ heldt 87 % seg i eitt område i jaktseasonen, markert meir stasjonære samanlikna med sommarsesongen (52 %) og vintersesongen (67 %). Desse mønstra vart også understøtta av statistisk testing.

Endeleg GLMM-modell for bruk av berre eitt område inkluderte forklaringsvariablane sesong og merkeområde. Sannsynet var 82 % mindre for bruk av berre Reindalen i forhold til Colesdalen (Tabell 5; Figur 6). Oddsen var seks gongar (eksponenten av 1,76) høgare for å bruke berre Sassen i forhold til Colesdalen og 12 gongar (eksponenten av 2,46) høgare for bruk av berre eitt område i jaktseasonen i forhold til (den 51 % lengre) sommarsesongen (Tabell 5; Figur 6). Merk at det i desse analysane ikkje er teke statistisk omsyn til ulik lengde på sesongane.

Tabell 5. Preikerte effektar frå best tilpassa GLMM-modell i test av sannsyn for å bruke berre eitt forvaltningsområde som funksjon av sesong og merkeområde. Individ og år vart brukt som tilfeldige faktorar i modellen. Referansenivå i modellen er for sesong = sommar og for merkeområde = Colesdalen.

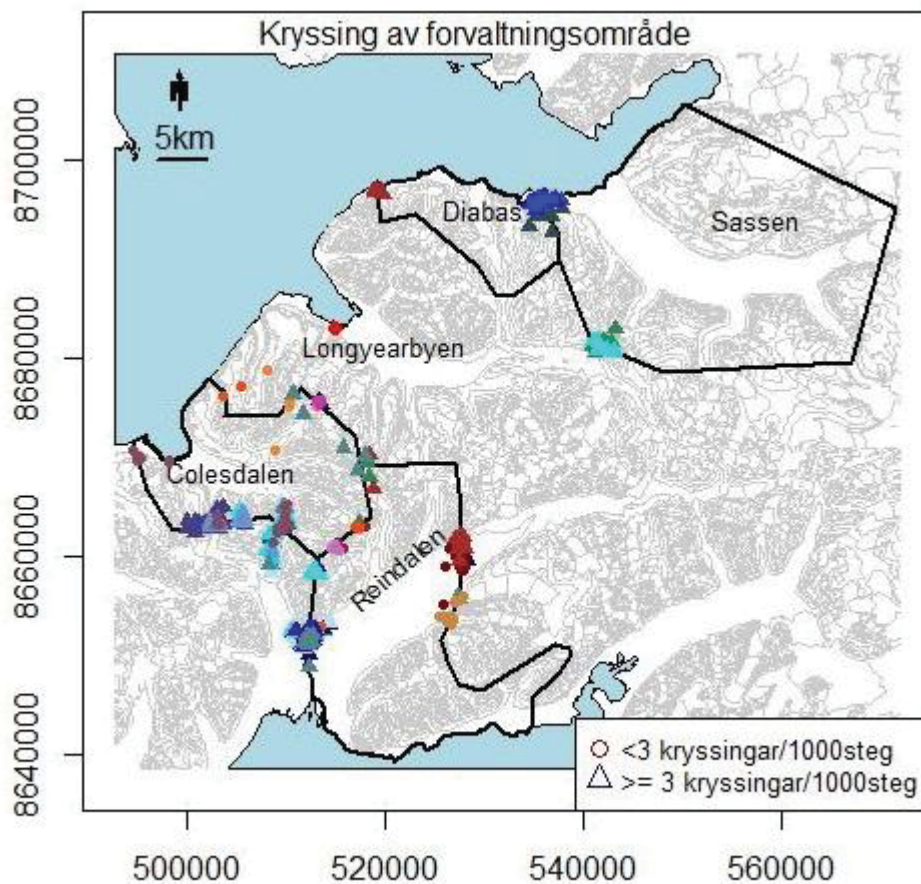
Parameterestimat				
Modell: eittomr ~ sesong + merkeomr + (1 id) + (1 år)				
Variabel	Estimat	SE	z	p
(Intercept)	0,92	0,48	1,89	0,059
Vinter	0,45	0,33	1,36	0,175
Jakt	2,46	0,46	5,33	<0,001
Diabas	1,74	1,26	1,39	0,165
Reindalen	-1,73	0,73	-2,39	0,017
Sassen	1,76	0,83	2,13	0,033



Figur 6. Sannsyn for bruk av berre eitt forvaltningsområde for GPS-merka svalbardrein som funksjon av forvaltningsområde (Sassen (raud), Diabas (blå), Colesdalen (grøn) og Reindalen (fiolett)) og sesong (sommar, vinter, jakt). Predikerte estimat forklart frå generalisert lineær blanda modell (GLMM). Vertikale liner representerar ± 1 standardfeil.

3.3 Kryssing av grensene til forvaltningsområda

Kryssingsfrekvensen var jamt over låg for alle individa (gjennomsnitt = 2,7, median = 0,4 kryssingar per 1000 forflyttingar). Kryssing av grensene til forvaltningsområda hadde ein sterk romleg struktur der individ kryssa oftast i tronge dalføre som er vandringskorridorar mellom større dalføre eller der grensene til forvaltningsområda kryssar opne dalføre (slik som i Reindalen) (Figur 7).

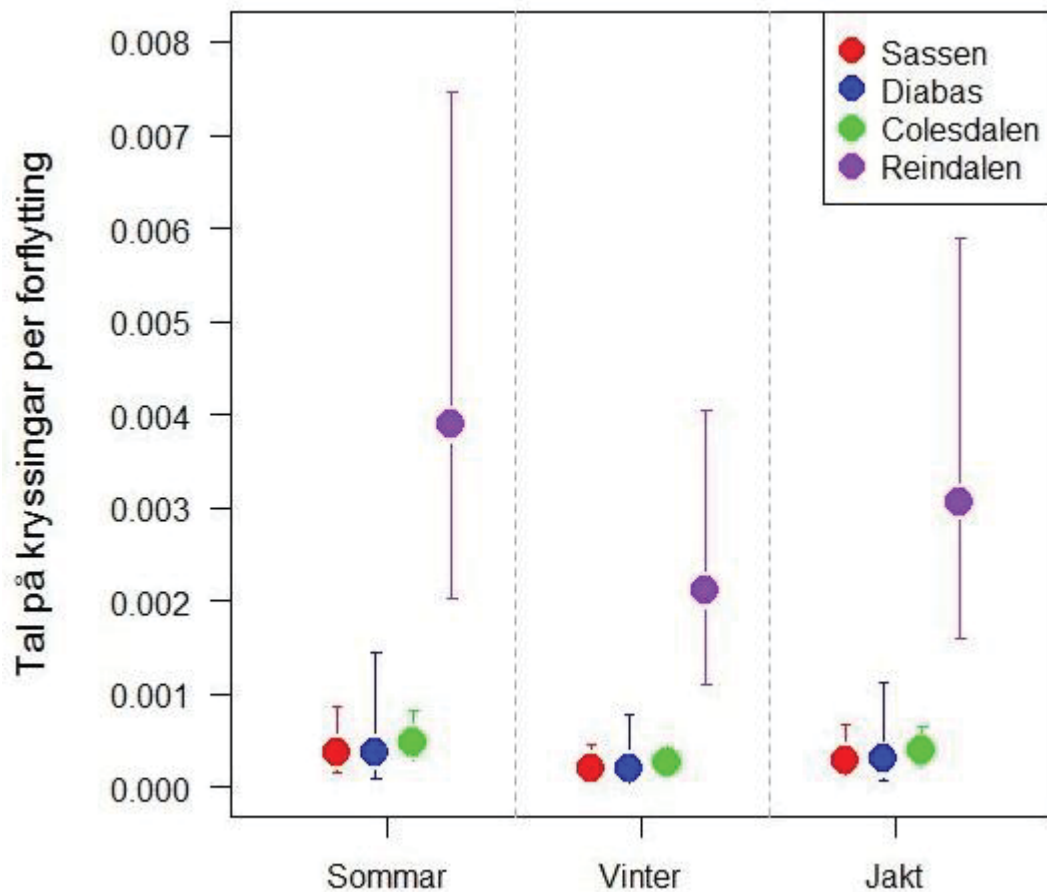


Figur 7. Kryssing av grensene til forvaltningsområda Colesdalen, Reindalen, Sassen og Diabas for GPS-merka svalbardrein. Individ med mindre enn tre kryssingar per 1000 forflyttingar er i figuren illustrert med sirkelsymbol i raudlege fargar (n = 17), medan individ med tre eller fleire kryssingar per 1000 forflyttingar (n = 13) er markert med trekantsymbol i blågrøne fargar. Ulike fargar illustrerar ulike individ. Totalt 24 merka individ kryssa ikkje grensene til forvaltningsområda. Gjennomsnitt for alle individ (n = 54) = 2,7, min. = 0, maks = 36,7, median = 0,4 kryssingar per 1000 forflyttingar.

Endeleg GLMM-modell for kryssing av grensene til forvaltningsområda inkluderte forklaringsvariablane sesong og merkeområde. Individ i Reindalen skilde seg markert ut frå individ merka i dei andre forvaltningsområda med hyppigare kryssing av grensene (Figur 8). Oddsene for å krysse grensene til forvaltningsområda var åtte gongar (eksponenten av 2,07) høgare for individ merka i Reindalen samanlikna med individ merka i Colesdalen, medan det var ingen signifikante skilnader mellom nokon av dei andre områda og Colesdalen (Tabell 6). Kryssingfrekvensen (tal på kryssingar per totalt tal forflyttingar per individ og sesong) av forvaltningsområda var 21 % mindre i jaktseasonen og 46 % mindre i vintersesongen samanlikna med sommarsesongen (Tabell 6; Figur 8). Mot det ein skulle forvente hadde merka individ 46 % mindre sjanse per forflytting for å krysse i vintersesongen i forhold til sommarsesongen (Tabell 6; Figur 8), noko som tydar på at vinteren induserar raske og lange målretta forflyttingar til nye område der individa roar seg ned og i liten grad kryssar grensene.

Tabell 6. Predikerte effektar frå best tilpassa GLMM-modell på kryssing av grensene til forvaltningsområda som funksjon av sesong og merkeområde. Individ og år vart sett som tilfeldige faktor i modellen. Referansenivå i modellen er for sesong = sommar og for merkeområde = Colesdalen. Totalt tal på forflyttingar per individ, år og sesong vart brukt som offset-variabel. Predikert effekt er derfor på nivå av tal på kryssingar per forflytting.

Parameterestimat				
Modell: kryssing ~ sesong + merkeomr + (1 id) + (1 år)				
Variabel	Estimat	SE	z	p
(Intercept)	-7,62	0,51	-15,10	<0,001
Vinter	-0,62	0,07	-8,60	<0,001
Jakt	-0,24	0,11	-2,20	0,028
Diabas	-0,25	1,37	-0,19	0,853
Reindalen	2,07	0,81	2,55	0,011
Sassen	-0,26	0,89	-0,29	0,772



Figur 8. Predikert kryssingsfrekvens av grensene til forvaltningsområde for GPS-merka svalbardrein som funksjon av forvaltningsområde (Sassen (raud), Diabas (blå), Colesdalen (grøn) og Reindalen (fiolett)) og sesong (sommar, vinter, jakt). Predikerte estimat forklart frå generalisert lineær blanda modell (GLMM). Vertikale liner representerar ± 1 standardfeil.

4 Diskusjon

4.1 Bruken av områda

Svalbardrein brukar små område

Eg har vist at svalbardrein jamt over brukte små område gjennom året. Merka individ hadde større leveområde i sommarsesongen i forhold til vintersesongen i år utan ising, men skilnaden var liten (gjennomsnittleg skilnad 5 km²). Områdebruken til eit individ blir forma av interaksjonen mellom individuelle faktorar og miljøet (Börger et al. 2006a) der spesielt tilgang på næring er viktig (Harestad & Bunnell 1979). Tidlege individstudiar på svalbardrein i Adventdalen viste at svalbardrein brukte små område gjennom året (ca. 5 km²), også i vintersesongen da tilgangen på habitat var spesielt redusert (Tyler & Øritsland 1989). Også Kinck (2014) viste at svalbardrein nytta seg av små leveområde, men at vinterområda var marginalt større enn sommarområda i normale vintrar. Truleg spelar sesonginndelinga inn på at skilnaden mellom sesongane hella i motsett retning i mine resultat. Svært små leveområde dokumentert i studiet til Tyler & Øritsland (1989) var også truleg påverka av sesonginndelinga der sesongane var korte (vinter frå februar til mai og sommar frå juni til august). Börger et al. (2006a) påpeikte betydinga fordelinga av eigna habitat i eit område kan ha på korleis ulike delar av området blir brukt. Hansen et al. viste at svalbardrein på Sarsøyra føretrekte habitat av høg kvalitet framfor kvantitet når begge delar var tilgjengeleg (2009b) og utvida leveområda vinterstid når avstanden mellom ”patchar” med tilgjengeleg habitat auka (2009a). Dersom føretrekt habitat om vinteren er fordelt i fleire romleg atskilde kjerneområde som svalbardrein nyttar seg av, vil mellomliggjande område i liten grad inngå som ein del av leveområdet (Geist 1971), jamfør kernelmetoden. Dette kan delvis forklare kvifor vinterområda var marginalt mindre enn sommarområda i år utan ising.

Merka individ hadde større vinterleveområde i vintrar med ising i forhold til vintrar utan ising (gjennomsnittleg skilnad 15 km²). Dette samsvarar godt med tidlegare studiar som har vist at svalbardrein vinterstid har respondert på ROS-hendingar med å utvide leveområda (Kinck 2014) på vandring etter isfrie område (Meland 2014; Stien et al. 2010). Liknande er vist for hjort (*Cervus elaphus*) i Nord-Amerika som auka storleiken på leveområda om vinteren som følge av snø (Anderson et al. 2005), samt for elg (*Alces alces*) i Sør-Noreg (van Beest et al. 2011) og rådyr (*Capreolus capreolus*) i Sverige (Kjellander et al. 2004). Mine funn og tidlegare arbeid på områdebruken til svalbardrein vinterstid tydar på at svalbardrein får dekt

sitt energibehov på små område i normale vintrar, men må utvide leveområda i år med ising når habitat blir gjort utilgjengeleg (Harestad & Bunnell 1979).

Börger et al. (2006a) viste at klimavariasjonar påverka til stor individuell variasjon i områdebruken hjå rådyr vinterstid, noko som også er tilfelle for merka svalbardrein i vintrar med ising (jamfør Tabell 3). For alle forvaltningsområda hadde individ jamnstore leveområde i jaktseongen, som truleg er ein meir stabil periode enn vinteren klimatisk sett. Liten individuell variasjon i områdebruk i jaktseongen og stor individuell variasjon i vinterseongen støttar såleis opp om at klimatiske hendingar er ein viktig påverknadsfaktor vinterstid, og at variasjonar i data mellom områda knytt til isingstatus er av betydning for resultata i mitt studie.

Svalbardrein kryssar sjeldan grensene til forvaltningsområda

Svalbardrein kryssa sjeldnare grensene til forvaltningsområda i vintersesongen i forhold til sommarsesongen, men skilnaden var liten. Jamt over var kryssingsfrekvensen låg. Lågare aktivitetsnivå om vinteren i forhold til sommaren er tidlegare dokumentert for svalbardrein (Loe et al. 2007). Rørsle vinterstid er vist å vera tett knytt til energikostnader (Parker et al. 1984). Tilsvarande har det vore vist at også elg i Quebec har lågare bevegelsesrate om vinteren (Dussault et al. 2005), truleg som følge av at kostnaden ved å søke etter næring i djup snø var større enn fordelane ved å finne betre beite. Nedberg (2012) viste at svalbardrein i same studieområde hadde større forflyttingsavstand per annankvar time ved vanskelege vinterforhold. Lite kryssing av grensene til forvaltningsområda i vintersesongen kan såleis skuldast at svalbardrein går meir målretta frå A til B, frå eitt område med tilgjengeleg habitat til neste for å redusere energikostnaden. Dette kan indusere få eller ingen kryssingar i forhold til om sommaren då svalbardrein trakkar meir fram og attende og dermed kan ende opp med å krysse oftare. Min definisjon av vinter strekkjer seg heilt frå september til snøsmelting i juni og er derfor ein mykje lengre periode enn sommar og jaktperioden. Det er derfor ikkje noko motstridande i at kryssingsfrekvensen per tidseining er lågare for vintersesongen sjølv om dyra totalt sett brukar like store areal som i sommarsesongen (og større i vintrar med ising). I tillegg vil merkelokaliteten påverke områdebruken. Eit individ merka nær grensa til forvaltningsområde vil truleg krysse oftare enn eit individ merka midt i. Mine funn underbyggjer tidlegare funn om at svalbardrein er relativt stasjonær til små område, men kan leggje ut på vandringar når forholda gjer dette fordelaktig (Tyler & Øritsland 1989).

Flyt av individ mellom Reindalen og Colesdalen

Ser ein på dei ulike forvaltningsområda brukte individ i Reindalen i større grad fleire enn eitt område og kryssa grensene hyppigare enn individ i Colesdalen. Individ i Colesdalen var også mindre stadbundne til eitt område i forhold til dyr i Sassen og Diabas. Tidlegare studiar har dokumentert at migrasjonen svalbardrein førete seg ved ROS-hendingar vinterstid (Stien et al. 2010) går frå innlandsdalar til område nærare kysten med mindre bakkeis (Meland 2014; Nedberg 2012). Flyt av individ mellom Reindalen og Colesdalen er truleg ei følgje av dette, der individ i Reindalen på leiting etter habitat kryssar grensene i vest og nyttar områda Semmeldalen og Skiferdalen som trekkroute nordover til Colesdalen. Meland (2014) viste for same områda at 87,5 % av individa som var stasjonære i år med ising, heldt til i Colesdalen. Dette tydar på at individ i Colesdalen har tilfredsstillande habitat med mindre behov for å krysse grensene og nytte seg av fleire område. Dette stemmer også godt for individ i Sassen og Diabas. Visualisering av sesongleveområde tydar på at individ i Sassen nyttar seg av indre delar av Sassendalen sommarstid og vandrar til kystnære strøk om vinteren. I tråd med tidlegare arbeid på svalbardrein tydar mine funn på at svalbardrein reduserar energikostnader til bevegelse (Parker et al. 1984) ved å vera stasjonær når dette er mogleg, men legg ut på vandring for å søkje etter næring når vinterforholda gjer dette fordelaktig.

4.2 Jakt og forvaltning

Mitt studie legg grunnlag for å vurdere eksisterande forvaltningsområde for svalbardrein. Linnell et al. (2001) uttala at for forvaltninga er data på områdebruk av stor betyding ved fastsetjing av forvaltningseiningar på korrekt romleg skala. Sentrale vurderingar for forvaltninga av svalbardrein er kor store areal som deler belastninga av jakttrykket og vidare kva som er naturlege avgrensingar for forvaltningsområda.

Forvaltning på bestandsnivå

Sentralt for forvaltninga er i kva grad resultat frå dette individbaserte studiet kan overførast til ei forvaltning på bestandsnivå. For hjorteviltforvaltninga på fastlandet finst det per i dag ingen kriteriar for å seie kor stor del av bestanden eit område må fange opp for at forvaltninga er på eit bestandsnivå, men generelt sett er forvaltningseiningane for små (Linnell et al. 2001;

Meisingset et al. 2012). McCoy et al. (2005) hevda i sitt studie på kvithalehjort (*Odocoileus virginianus*) i Texas at bestandsforvaltning er mogleg dersom individ brukar leveområde som er mindre enn gjennomsnittleg storleik på forvaltningsområda. Gjennomsnittleg årleg leveområde for svalbardrein var og forvaltningsområda var 45 km² og 287 km². Størst leveområde i forhold til forvaltningsområdet hadde individ i Diabas (22 %). Sjølv om ein lite truleg kan overføre vurderingane til McCoy et al. (2005) direkte til svalbardrein, gjev det ein viss peikepinn på skala for bestandsforvaltning, og merka individ i mitt studie er godt innanfor deira definisjon av forvaltning på bestandsnivå.

Områdebruken harmoniserar delvis med forvaltningsområda

Til tross for at storleiken på leveområda til svalbardrein tilfredsstiller ei forvaltning på bestandsnivå, er det vel så relevant i kva grad den geografiske avgrensinga av forvaltningsområda harmoniserar med områdebruken til svalbardrein. For hjort er det vist at i tillegg til storleik er også formen og diameteren på forvaltningsområdet viktig for å fange opp trekkruiter (Meisingset et al. 2012). Små leveområde for svalbardrein i forhold til forvaltningsområdet spelar såleis mindre rolle dersom avgrensinga ikkje fangar opp områdebruken gjennom året.

Forvaltninga trefte godt med avgrensinga av Sassen og Diabas

For Sassen og Diabas er datagrunnlaget noko svakt til å trekkje slutningar (og vil styrkast av minimum eitt år til med data), men per dags dato ser det ut til at forvaltningsområda i stor grad dekkjer områdebruken til svalbardrein i desse områda. Naturlege barrierar som følgje av topografi vil avgrense moglegheitene svalbardrein har til å vandre ut til nye område (Solberg et al. 2001). Forvaltningsområdet Diabas er spesielt isolert frå omkringliggjande hovuddalar med høge fjell i sør, aust og vest og med kystline i nord. Topografien har truleg vorte lagt til grunn for forvaltninga sitt val av grenser for forvaltningsområdet, nettopp ut frå ei oppfatning om kva som dannar naturlege barrierer for reinen. I skilje mellom områda Sassen og Diabas tyder mine resultat på at forvaltninga trefte godt på denne vurderinga og at grensene til forvaltningsområda her er føremålstenlege.

Svalbardrein i Reindalen og Colesdalen må forvaltast som ein bestand

Høgare kryssingsfrekvens i Reindalen og utveksling av individ mellom Reindalen og Colesdalen tilseier at eksisterande grenser til desse forvaltningsområda harmonerer dårleg med det som er naturleg bestandsavgrensing. Individ merka i desse to områda nyttar seg av dei omkringliggjande områda 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 forvaltningsstrategiar kategorisert som område for referanse og forskning. Basert på dokumentert områdebruk kan ein stille spørsmål ved om desse områda burde innlemmast i eksisterande forvaltningsområde. Fordi Semmeldalen og Skiferdalen ligg relativt utilgjengeleg til, vil ikkje desse områda prioriterast fyrst av jegerar, og jakttrykket vil framleis vera høgast i områda knytt til Colesbukta som er lett tilgjengeleg med båt. Ei samanslåing til ei stor felles forvaltningseining med ei høg totalkvote vil kunne føre til eit enda høgare jaktpress i dei mest tilgjengelege områda (slik som Colesbukta) enn det som er tilfelle i dag. Vi veit enda ikkje i kva grad den dokumenterte utvekslinga av individ mellom Reindalen og Colesdalen vil kunne kompensere for ei betrakteleg auke i jaktuttak i Colesdalen. Fordi resultatet tydar på at dyra i stor grad er stasjonære til eitt område i jaktseasonen vil ein eventuell kompensasjon forseinkast til andre delar av året.

På den andre sida er fordelene ved å behalde eksisterande forvaltningsområde at omkringliggjande område mykje brukt av svalbardrein kan fungere som refugiar, også drøfta av Stien et al. (2012a). Slike fredningsområde skapar sikkerheit ved ei sterk negativ bestandsutvikling som følgje av jakt. Forventa framtidig auke i ROS og ising (Hansen et al. 2011; 2014) som følgje av klimaendringar (ACIA 2004) er ein kritisk trussel mot rein (Vors & Boyce 2009). I tråd med ei tilnærming om føre-var (Svalbardmiljøloven 2001) kan Semmeldalen, Skiferdalen og området vest for Reindalen såleis ha funksjon som refugieområde, som føreslått for Brøggerhalvøya av Hansen et al. (2011). Dette vil skåne reinen og vera føremålstenleg sett i ljøs av målet om at jakt ikkje skal ha påverknad på bestanden. Ei slik tilnærming er også grei å gjennomføre i praksis på Svalbard fordi forvaltninga her omfattar berre ei administrativ eining i motsetnad til på fastlandet der områdebruken til hjortevilt ofte går på tvers av mange nivå og administrative einingar.

Årlege teljingar må gjennomførast med rett romleg avgrensing

Sjølv om eksisterande forvaltningsområde behaldast, vil det vera fordelaktig at årlege teljingar på Svalbard, som dannar grunnlaget for jaktkvoter, omfattar det totale området brukt av bestanden. Såleis vil ein redusere faren for feilestimering av talet på dyr per forvaltningsområde som følgje av at delar av bestanden tilfeldigvis heldt til i eit anna område da teljinga gjekk føre seg. Sporlogg for teljingar gjort av Sysselmannen på Svalbard viser at Semmeldalen og delar av indre Colesdalen er med, men ikkje heile Skiferdalen og området sørvest for Reindalen. Årlege teljingar bør derfor også omfatte desse områda. At teljinga i større grad dekkjer område brukt av bestanden er også ein styrke i forhold til at svalbardrein er seksuelt segregert i tida da teljinga går føre seg (Loe et al. 2006). Risikoen ved avvik mellom estimert og reell kjønnsfordeling i bestanden kan såleis reduserast. Betre kvalitet på teljingar kan også føre forvaltninga nærare målet om ”å skyte gjennom bestanden”, som i to nylege rapportar blir hevda å ikkje bli imøtekome, da delen felte kalv er systematisk lågare enn delen kalv talt under strukturteljingane (Hansen et al. 2012; Pedersen et al. 2014). I mitt studie er berre simler merka. Fordi jakt også omfattar bukkar, vil det vera ein fordel med omsyn til forvaltning å i tillegg merke bukkar for å sjå om det er skilnader i områdebruken mellom kjønna. Dokumentert områdebruk tilseier at merka svalbardrein er stasjonære i perioden med aktiv forvaltning (jakt sesongen). For at sommarteljinga skal representere fordelinga av bestandane i jakta best mogleg vil det derfor vera ein fordel at denne bli lagt så tett opp mot jaktstart som råd (Kolar et al. 2011). Dokumentasjon av svalbardrein sin områdebruk i mitt studie skulle derfor vera eit viktig bidrag for at forvaltningsverktøy som årlege teljingar skal bli gjennomført med rett romleg avgrensing.

Områdebruk tydar på liten fare for lokal overhausting

Flyten av individ mellom Reindalen og Colesdalen, samt tilgrensande område utan jakt, tilseier også at faren for lokal overhausting nemnd av Stien et al. (2012a) med dagens jaktuttak er liten. I kva grad utveksling av individ mellom desse områda kan kompensere for høgt lokalt jakttrykk er avhengig av omfanget av migrasjonen mellom områda og om denne er tettleiksavhengig eller tettleiksuavhengig (Milner-Gulland et al. 2000). I tilfelle der migrasjon er tettleiksavhengig vil verknaden av jaktuttak av ein delbestand vera avhengig av tettleik i delbestand nummer to. Milner-Gulland et al. (2000) viste i sitt studie av hjort på Rùm at ved eit minimalt jakttrykk gav tettleiksuavhengig migrasjon tilnærma same effekt som ved fråvær

av migrasjon fordi den eine delbestanden i eit slikt tilfelle ikkje risikerte å miste individ til den andre delbestanden som følge av skilnad i tettleik mellom delbestandane. På den andre sida ville ein auke i jaktuttaket kunne føre ein liten delbestand til eit kritisk lågt nivå ved tettleiksuavhengig migrasjon samanlikna med fråvær av migrasjon. Migrasjonen som er vist mellom Reindalen og Colesdalen knytt til ekstreme ROS-hendingar er truleg tettleiksuavhengig. Svalbardrein i Colesdalen har vist høgare tettleik enn svalbardrein i Reindalen (Pedersen et al. 2014 Figur 5A). Verknaden av eit høgare jaktuttak vil ved tettleiksuavhengig migrasjon såleis truleg vera mest kritisk for svalbardrein i Reindalen dersom individ som vandrar til Colesdalen ved vanskelege forhold ikkje vandrar attende. Dette er dog spekulasjonar. Av tildelte fellingsløyve har omtrent 80 % vorte avhenta og fellingsprosenten har vore stabil på 60 % dei siste tiåra (Sysselmannen på Svalbard 2009). Dersom jaktdeltakinga aukar, vil det truleg medføre ein auke i årleg totalt felte dyr innanfor forvaltningsområda. I kva grad flyten av individ mellom Reindalen og Colesdalen kan redusere faren for lokal overhausting ved eit høgare jaktuttak må undersøkast nærare. Truleg vil rein som held til i refugieområda i jaktperioden kunne få ei nøkkelrolle spesielt dersom jaktuttaket aukar både i Colesdalen og Reindalen. Dersom ein generaliserar funna frå dei fem individa merka i Diabas, er truleg delbestanden i dette forvaltningsområdet mest sårbar til jakt fordi delbestanden er relativt liten (jamfør Figur 2) og som grunna naturlege barrierar er isolert frå- og har minimal flyt av individ til og frå andre område.

5 Konklusjon og anbefaling til forvaltinga

Kunnskap om områdebruken til hjorteviltbestandar er viktig for forvaltning på rett skala. Studiet mitt er, så vidt eg veit, det fyrste som knyter individbaserte studiar på områdebruken til svalbardrein opp mot forvaltning og i tillegg det fyrste som analyserar data frå merka svalbardrein i forvaltningsområda Sassen og Diabas.

Det viktigaste bidraget i mitt studie er å belyse kva område som delar belastinga av jaktuttaket og kva som er naturlege avgrensingar av forvaltningsområda. For Sassen og Diabas ser det ut til at forvaltningsområda i stor grad dekkjer områdebruken til svalbardrein og at forvaltninga trefte svært godt med avgrensinga av desse forvaltningsområda. Datamateriale over fleire år, representert av år både med og utan ising vil vera spesielt interessant for Sassen og Diabas for å dokumentere potensielle mellomårsvariasjonar. Utveksling av individ mellom Reindalen og Colesdalen tilseier at svalbardrein i desse områda bør forvaltast som ein bestand og at omkringliggjande område brukt av svalbardrein bør inkluderast i årlege teljingar for å få eit rettare bilete av den totale bestanden. Forvaltninga blir likevel anbefalt å behalde eksisterande avgrensing av forvaltningsområda, særleg fordi ei samanslåing til eitt stort område vil kunne føre til høgare jakttrykk i dei mest tilgjengelege delane. På den måten vil omkringliggjande område kunne fungere som refugiar i tråd med ei tilnærming om føre-var.

Vidare er det anbefalt at overvakinga av svalbardrein held fram og i tillegg inkluderer forvaltningsområda Grøndalen og Hollenderdalen. Fleire år med data vil ytterlegare auke kunnskapen om utvekslinga av individ mellom forvaltningsområda og styrke grunnlaget for å på ny vurdere eksisterande forvaltningsområde. Mitt studie gjev auka forståing om områdebruken til svalbardrein og bidreg forvaltninga med viktig dokumentasjon i eit system der det er lovbestemt at jakt ikkje skal ha påverknad på bestandane.

6 Litteratur

- Aanes, R., Sæther, B.-E. & Øritsland, N. A. (2000). Fluctuations of an introduced population of Svalbard reindeer: the effects of density dependence and climatic variation. *Ecography*, 23: 437-443.
- 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.
- ACIA. (2004). Impacts of a Warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment: Cambridge University Press. 26 s.
- Anderson, D. P., Forester, J. D., Turner, M. G., Frair, J. L., Merrill, E. H., Fortin, D., Mao, J. S. & Boyce, M. S. (2005). Factors influencing female home range sizes in elk (*Cervus elaphus*) in North American landscapes. *Landscape Ecology*, 20: 257-271.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M. & Walker, S. C. (2011). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*: 51 s.
- Bischof, R., Loe, L. E., Meisingset, E., Zimmermann, B., Van Moorter, B. & Mysterud, A. (2012). A Migratory Northern Ungulate in the Pursuit of Spring: Jumping or Surfing the Green Wave? *The American Naturalist*, 180 (4): 407-424.
- 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.
- Burt, W. H. (1943). Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24: 346-352.
- Börger, L., Franconi, N., Ferretti, F., Meschi, F., De Michele, G., Gantz, A. & Coulson, T. (2006a). An Integrated Approach to Identify Spatiotemporal and Individual-Level Determinants of Animal Home Range Size. *The American Naturalist*, 168 (4): 471-485.
- Börger, L., Franconi, N., Giampiero, D. M., Gantz, A., Meschi, F., Manica, S. L. & Coulson, T. (2006b). Effects of Sampling Regime on the Mean and Variance of Home Range Size Estimates. *Journal of Animal Ecology*, 75 (6): 1393-1405.

- 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.
- Calenge, C. (2011). Home Range Estimation in R: the adehabitatHR Package. 61 s.
- 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.
- Dussault, C., Réhaume, C., Ouellet, J.-P. & Girard, I. (2005). Space use of moose in relation to food availability. *Canadian Journal of Zoology*, 83: 1431-1437.
- 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.
- Geist, V. (1971). *Mountain Sheep: A study in behaviour and evolution*. Chicago: Chicago Univ. Press. 383 s.
- 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., Aanes, R., Herfindal, I., Sæther, B.-E. & Henriksen, S. (2009a). Winter habitat-space use in a large arctic herbivore facing contrasting forage abundance. *Polar Biol*, 32: 971-984.

- Hansen, B. B., Herfindal, I., Aanes, R., Sæther, B.-E. & Henriksen, S. (2009b). 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. & 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.
- Harestad, A. S. & Bunnell, F. L. (1979). Home range and body weight - a re-evaluation. *Ecology*, 60: 389-402.
- Kinck, C. (2014). *Reduced Forage Access Affects Home Range Size and Site Fidelity of Svalbard Reindeer (Rangifer tarandus platyrhynchus)*. Master. Ås: Norwegian University of Life Sciences, Department of Ecology and Natural Resource Management. 40 s.
- Kjellander, P., Hewison, A. J. M., Liberg, O., Angibault, J.-M., Bideau, E. & Cargnelutti, B. (2004). Experimental Evidence for Density-Dependence of Home-Range Size in Roe Deer (*Capreolus capreolus* L.): A comparison of Two Long-Term Studies. *Oecologia*, 139 (3): 478-485.
- Kolar, J. L., Millsaugh, 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., Bonenfant, C., Mysterud, A., Severinsen, T., Øritsland, N. A., Langvatn, R., Stien, A., Irvine, J. & Stenseth, N. C. (2007). Activity Pattern of Arctic Reindeer in a Predator-Free Environment: No Need to Keep a Daily Rhythm. *Oecologia*, 152 (4): 617-624.
- Loe, L. E., 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? *Eur J Wildl Res*, 58: 195-203.
- 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.
- McNab, B. K. (1963). Bioenergetics and the Determination of Home Range Size *The American Naturalist*, 97 (894): 133-140.
- 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.
- Meland, M. (2014). *Partial migration as a response to ground icing events in a high arctic ungulate*. Master. Ås: Norwegian University of Life Sciences, Department of Ecology and Natural Resource Management. 45 s.
- Milner-Gulland, E. J., Coulson, T. N. & Clutton-Brock, T. H. (2000). On harvesting a structured ungulate population. *Oikos*, 88: 592-602.
- Mysterud, A., Pérez-Barberia, F. J. & Gordon, I. J. (2001). The effect of season, sex and feeding styles on home range area versus body mass scaling in temperate ruminants. *Oecologia*, 127: 30-39.
- Nedberg, T. (2012). *The effect of ground icing events on Svalbard reindeer (Rangifer tarandus platyrhynchus) space use and habitat selection*. Master. Ås: Norwegian University of Life Sciences, Departement of Ecology and Natural Resources Management. 29 s.
- 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 bærer, men en fantastisk naturopplevelse. *Villreinen*, 17: 6-10.
- Parker, K. L., Robbins, C. T. & Hanley, T. A. (1984). Energy expenditure for locomotion by mule deer and elk. *Journal of Wildlife Management*, 48 (2): 474-488.
- Pedersen, Å. Ø., Bårdsen, B. J., Veiberg, V. & Hansen, B. B. (2014). Jegerenes egne data - Analyser av jaktstatistikk og kjevemateriale fra svalbardrein. Tromsø: Norsk Polarinstitutt. 32 s.
- Pinheiro, J. C. & Bates, D. M. (2000). *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*: New York Springer.
- 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.
- Rivrud, I. M., Loe, L. E. & Mysterud, A. (2010). How does local weather predict red deer home range size different temporal scales? *Journal of Animal Ecology*, 79: 1280-1295.
- 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 Polarinstitutt. 70 s.
- Solberg, E. J., Jordhøy, 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.
- Staaland, H. (1986). Svalbardreinenens ernæring. I: Øritsland, N. A. (red.) *Svalbardreinen og dens livsgrunnlag*, s. 72-91: Universitetsforlaget.

- Statistisk sentralbyrå. (2013). *Befolkningen på Svalbard 1.juli 2013* (lest 24.01.2014).
- 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., Bårdsen, B. J., Veiberg, V., Andersen, R., Loe, L. E. & Pedersen, Å. Ø. (2012a). Jakt på svalbardrein - kunnskapsstatus og evaluering av aktuelle forvaltningsmodeller. *Rapport til Svalbard Miljøvernfond*. 21 s.
- Stien, A., Ims, R. A., Albon, S. D., Fuglei, E., Irvine, R. J., Ropstad, E., Halvorsen, O., Langvatn, R., Loe, L. E., Veiberg, V., et al. (2012b). Congruent responses to weather variability in high arctic herbivores. *Biology Letters*, 8: 1002-1005.
- 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.
- 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*.
- Sysselmannen på Svalbard. (2014). *Reintellinger - jaktområdene*. Reintellinger 1997-2013. 24 s.
- Tyler, N. J. C. & Øritsland, N. A. (1989). Why don't Svalbard reindeer migrate? *Holarctic Ecology*, 12 (4): 369-376.
- Tyler, N. J. C., Forchhammer, M. C. & Øritsland, N. A. (2008). Nonlinear effects of climate and density in the dynamics of a fluctuating population of reindeer. *Ecology*, 89: 1675-1686.
- 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.
- van Beest, F. M., Rivrud, I. M., Loe, L. E., Milner, J. M. & Mysterud, A. (2011). What determines variation in home range size across spatiotemporal scales in a large browsing herbivore? *Journal of Animal Ecology*, 80: 771-785.
- 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.

- Veiberg, V., Nilsen, E. B. & Ueno, M. (2010). Framtidig forvaltning av norske hjortebestandar - utfordringar 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.
- Worton, B. J. (1995). Using Monte Carlo Simulation to Evaluate Kernel-Based Home Range Size Estimators. *The Journal of Wildlife Management*, 59 (8): 794-800.
- 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 Polarinstitutt. 134 s.

Vedlegg 1

Prosentvis tidsbruk (del av totalt tal på GPS-posisjonar) per individ per område fordelt på forvaltningsområdet individa opphavelig vart merka i.

%vis tidsbruk per område						
Id	Coles- dalen	Rein- dalen	Sassen	Diabas	Utanfor	Merke- område
4139	0	0	44	54	2	Diabas
4140	0	0	100	0	0	Sassen
4141	0	0	0	100	0	Diabas
4142	0	0	100	0	0	Sassen
4143	0	0	99	0	1	Sassen
4145	0	0	100	0	0	Sassen
4146	0	0	0	100	0	Diabas
4147	0	0	100	0	0	Sassen
4148	0	0	100	0	0	Sassen
4149	0	0	100	0	0	Sassen
4150	0	0	100	0	0	Sassen
4151	0	0	100	0	0	Sassen
4152	0	0	0	100	0	Diabas
4153	0	0	100	0	0	Sassen
4154	0	0	100	0	0	Sassen
4155	0	0	99	0	1	Sassen
4156	0	0	100	0	0	Sassen
4157	0	0	98	1	1	Sassen
4158	0	0	0	100	0	Diabas
B100	4	91	0	0	4	Reindalen
B106	45	0	0	0	55	Colesdalen
B123	100	0	0	0	0	Colesdalen
B126	0	96	0	0	4	Reindalen
B129	100	0	0	0	0	Colesdalen
B130	100	0	0	0	0	Colesdalen
B135	99	1	0	0	0	Colesdalen
B140	0	91	0	0	9	Reindalen
B154	93	0	0	0	7	Colesdalen
B156	100	0	0	0	0	Colesdalen
B157	81	0	0	0	19	Colesdalen
B158	93	7	0	0	0	Colesdalen
B165	100	0	0	0	0	Colesdalen
B171	100	0	0	0	0	Colesdalen
B54	0	100	0	0	0	Reindalen
B93	98	2	0	0	0	Colesdalen
B96	44	6	0	0	51	Reindalen
G39	100	0	0	0	0	Colesdalen

G53	100	0	0	0	0	Colesdalen
G72	19	13	0	0	68	Colesdalen
R240c	100	0	0	0	0	Colesdalen
R243	84	0	0	0	16	Colesdalen
R246	4	3	0	0	93	Colesdalen
R264	0	30	0	0	70	Reindalen
R280	100	0	0	0	0	Colesdalen
W103	27	11	0	0	62	Reindalen
W64	100	0	0	0	0	Colesdalen
W74	57	1	0	0	43	Reindalen
W91	0	82	0	6	12	Reindalen
Y104	100	0	0	0	0	Colesdalen
Y105	95	0	0	0	5	Colesdalen
Y112	10	8	0	0	81	Reindalen
Y117	97	0	0	0	3	Colesdalen
Y120	100	0	0	0	0	Colesdalen
Y92	0	99	0	0	1	Reindalen



Noregs miljø- og
biovitenskaplege
universitet

Postboks 5003
NO-1432 Ås
67 23 00 00
www.nmbu.no