



Jakt på svalbardrein

-kunnskapsstatus og evaluering av aktuelle forvaltningsmodeller

Sluttrapport til Svalbards Miljøvernfond



Audun Stien, Bård-Jørgen Bårdsen, Vebjørn Veiberg, Roy Andersen, Leif Egil Loe & Åshild Ø. Pedersen

Tittel:

Jakt på svalbardrein – kunnskapsstatus og evaluering av aktuelle forvaltningsmodeller

Prosjekt: 10/46

Forfattere:

Audun Stien
Bård-Jørgen Bårdsen
Norsk institutt for naturforskning
Framsenteret
N-9296 Tromsø
audun.stien@nina.no@npolar.no
bjb@nina.no

Vebjørn Veiberg
Roy Andersen
Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2,
7047 Trondheim
vebjorn.veiberg@nina.no
roy.andersen@nina.no

Leif Egil Loe
Universitetet for miljø og biovitenskap
Institutt for Naturforvaltning
Høgskoleveien 12,
1430 Ås
leif.egil.loe@umb.no

Åshild Ø. Pedersen
Norsk Polarinstitutt
Framsenteret
N-9296 Tromsø
aashild.pedersen@npolar.no

Referanse: 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 Svalbards Miljøvernfond.

Forsidefoto: Erik Ropstad (svalbardrein – simle og kalv i april)

Forord

Svalbardreinen er en underart av rein 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 jaktområdene kan tåle. Denne problemstillingen var utgangspunktet for dette prosjektet som evaluerer betydningen av jakten som føres på Svalbardrein.

Vi takker Svalbards Miljøvernfond for økonomisk støtte til dette arbeidet.

Tromsø, 16. april 2012

Audun Stien Bård Jørgen Bårdsen Vebjørn Veiberg Roy Andersen Leif Egil Loe

Åshild Ø. Pedersen

Innhold

Sammendrag

1	Innledning.....	6
2	Bakgrunn	7
2.1	Studieområde	7
2.2	Studieart	7
2.3	Generell beskrivelse av livshistorie	7
2.4	Bestandsdynamikk.....	8
2.5	Jakt på svalbardrein	10
2.6	Høstingsstrategier for hjortedyr	12
3	Modeller og resultater	12
3.1	Utgangsmodellen – tetthetsavhengig reproduksjon og overlevelse	13
3.2	Hvor stort uttak tåler bestandene?	15
3.3	Klimatiske effekter på modellprediksjoner	16
3.4	Utveksling av individer mellom bestandene	17
4	Diskusjon	18
5	Litteratur	20

Sammendrag

Svalbardreinen er en unik underart av reinsdyr (*Rangifer tarandus platyrhynchus*) som bare finnes på Svalbard. Dette innebærer at forvaltningen av arten skal være i overensstemmelse med Svalbardlovens høye miljøkrav. Jakt på svalbardrein er forbeholdt lokalbefolkningen på Svalbard og er lokalisert til Nordenskiöld Land. Siden jakt ble tillatt i 1983 har jaktuttaket økt fra 117 dyr til det dobbelte. I "Plan for forvaltning av svalbardrein" utarbeidet av Sysselmannen på Svalbard i 2009 ble det påpekt at det ikke har vært gjort noen vurdering av hvor stor effekt dagens forvaltningspraksis med hensyn på jakt, har på bestanden av svalbardrein. I denne rapporten benytter vi matematiske modeller for bestandsdynamikken til svalbardrein til å vurdere dette.

De viktigste funnene

Resultatene tyder på at jaktuttaket av svalbardrein under dagens forvaltningspraksis har små effekter på bestandene av svalbardrein. Den viktigste gruppen dyr i bestandsdynamikken til svalbardrein er de voksne simlene. Vi anslår at man kan ta ut opptil 13 % av bestanden av voksne simler årlig uten at bestanden vil bli betydelig redusert. For de siste 10 år beregner vi at uttaket av voksne simler ligget på 4-10 % av bestanden. Sannsynligvis kan man ta ut 400-450 dyr årlig på hele Nordenskiöld Land, noe som innebærer mulighet for fortsatt vekst i antall fellingsløyver. I tillegg til å ha lite effekt på bestandsstørrelsene har jakten slik den praktiseres og forvaltes også lite effekt på kjønnsfordelingen i bestanden. Dagens uttak av like mange bukker som simler synes å stabilisere kjønnsfordelingen nært den fordelingen man ville hatt uten jakt. Det er mulig å øke uttaket av bukker, men dette vil kunne føre til en betydelig skjevare kjønnsfordeling i bestandene.

Miljøgevinst

Arbeidet gir en avklaring på spørsmålet om hvor stor effekt rekreasjonsjakten på svalbardrein har på bestandene. Den gir støtte til dagens forvaltningspraksis og dermed faglig støtte til at dagens rekreasjonsjakt på svalbardrein kan fortsette.

Forslag til tiltak

Rapporten foreslår ingen umiddelbare tiltak, men rapporten gir innspill til de vurderinger som bør gjøres hvis det blir aktuelt å fortsette å øke jaktuttaket.

Hva er viktig for miljøforvaltningen?

Analysene tyder på at det totalt kan felles oppimot 450 rein på Nordenskiöld Land årlig. I dag gis det 300-350 fellingstillatelser årlig hvorav 60 % blir benyttet. Hvis andelen som benytter fellingstillatelsen øker betydelig vil dette innebære en betydelig vekst i antall dyr felt innenfor jaktområdene. Det er mulig at dette vil kunne gi lokal overbeskatning i enkelte jaktområder. Dette vil være avhengig av hvor isolerte bestandene i jaktområdene er fra bestandene i omliggende områder der det ikke jaktes. De varslede klimaforandringene i Arktis kan forandre levevilkårene til svalbardreinen dramatisk. Forvaltningen må derfor være forberedt på at jaktuttaket kan måtte justeres.

Oppfølging

Det anbefales at man undersøker i hvilken grad bestandene i de forskjellige jaktområdene er isolerte fra bestandene i omliggende områder. Særlig gjelder det jaktområdene ved Grønnfjorden og Sassendalen. For å utvikle bedre bestandsmodeller for svalbardrein trengs det en innsats for å bedre estimatene på kalvers overlevelse gjennom vinteren, og en bedre forståelse for hvordan klimatisk variasjon påvirker bestandene.

1 Innledning

Svalbardreinen er ved siden av rypa den viktigste jaktbare arten for Svalbards innbyggere. Hvert år blir mesteparten av jaktuttaket bestemt i form av kvoter satt av Sysselmannen på Svalbard. I tillegg tas det ut et mindre antall til forskningsformål og kommersielt via uttaket til fangstmenn. Det viktigste miljømålet i Plan for forvaltning av svalbardrein (Sysselmannen på Svalbard 2009) er at "bestandene av svalbardrein skal få utvikle seg naturlig uten at menneskelig innvirkning har nevneverdig effekt på utbredelse, bestandssammensetning, tilvekst og naturlig dødelighet." Et problem med denne målsetningen er at det ikke defineres hva som regnes som en "nevneverdig effekt". Forvaltningsplanen fastslår også at det så langt ikke har vært gjort noen vurdering av hvor stor effekt dagens jaktuttak har på bestandene. I denne rapporten tar vi fatt i denne problemstillingen. Først vil vi sammenfatte dagens kunnskap om svalbardreinenes bestandsdynamikk. Deretter vil vi bygge bestandsmodeller der denne kunnskapen er implementert. Til slutt vil vi bruke disse modellene som et forvaltningsverktøy ved å gjøre objektive vurderinger av hvordan ulike forvaltningsstrategier kan påvirke svalbardreinenes bestandsdynamikk.

Bestandsutviklingen til svalbardrein vil være bestemt av graden av inn- og utvandring av dyr mellom bestander, produksjonen av kalv og graden av naturlig- og høstingsrelatert dødelighet i bestandene. Hos hjortevilt er det generelt påvist at den høyeste naturlige dødelighet er å finne i de første leveårene. Man finner lav naturlig dødelighet blant dyr "i sin beste alder" og økt dødelighet igjen blant gamle individer (Gaillard et al. 2000). I tillegg vil gjerne hanndyr ha kortere forventet levealder enn hunndyr. Reproduksjonen er også avhengig av hunndyrets alder der simler på Svalbard som oftest vil få sin første kalv som 3-åring. Slike demografiske sammenhenger gjør at man kan maksimere jaktuttaket gjennom selektiv høsting av de yngste aldersklassene og ved å unngå å ta ut hunndyr i sin beste alder. Siden en bukk kan bedekke mange simler kan man også ha en høy avskytning av bukk uten at det reduserer simlenes reproduksjon. I tillegg til den alders- og kjønnsbestemte variasjonen i kalveproduksjon og dødelighet er ofte slike demografiske prosesser påvirket av bestandsstørrelsen og utenforliggende faktorer som f.eks. variasjon i klimatiske forhold. Ved høye dyretettheter vil man forvente redusert kalveproduksjon, økt naturlig dødelighet og muligens også en økt utvandring. Graden av tetthetsavhengighet i de demografiske prosessene er med på å bestemme hvor raskt bestanden restituerer seg etter en knekk.

Hovedmålet med denne rapporten er å gi forvaltningsorganene et bedre faglig grunnlag for å kunne velge en forvaltningsstrategi som står i samsvar med det ovenfor nevnte miljømålet. Målet med modellene er å foreta en kvantitativ vurdering av effekten av endringer i andelen felte dyr relativt til total bestandsstørrelse under jakta (dvs. jaktuttaket *per se*). Videre ønsker vi å foreta en lignende vurdering av effekten av endringer i fordelingen av jaktuttaket i forhold til både alders- og kjønnsklasser. Konkret ønsker vi å undersøke effekten av å;

- a) fordele jaktkvoten hvert år i henhold til årets alders- og kjønnsammensetning i bestanden (det som populært kalles "skyte gjennom bestanden"), og
- b) fokusere uttaket på ungdyr og bukk slik det tradisjonelt sett har blitt gjort i mange hjorteviltbestander.

I tillegg vil vi vurdere betydningen av klimatisk variasjon og utveksling av individer mellom bestandene. Rapporten avsluttes med en diskusjon av styrker og svakheter ved dagens kunnskap og forvaltningspraksis.

2 Bakgrunn

2.1 Studieområde

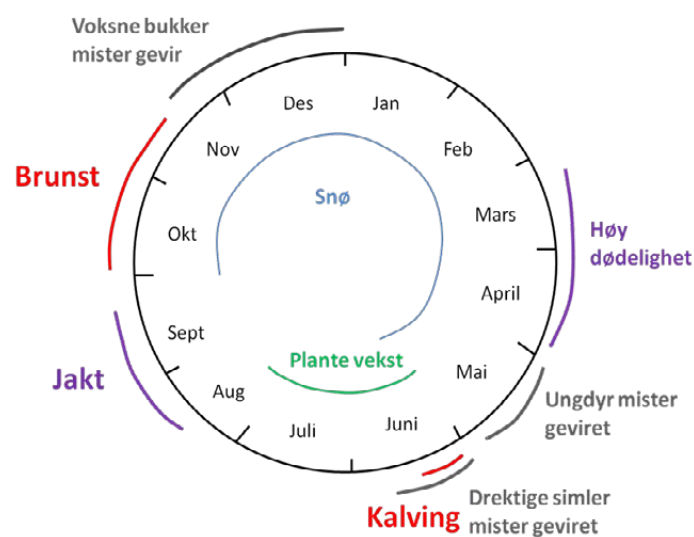
Halvøya Nordenskiöld Land på Spitsbergen, Svalbard, har et areal på ca. 3500 km², og er karakterisert av flere relativt store isbrefrie dalfører. Plantegeografisk regnes vegetasjonen som en del av den mellom-arktiske tundrasone (Elvebakk 2005) og regionen har i forhold til sin breddegrad en relativt høy planteproduksjon. Barentsburg og Longyearbyen som er de store tettstedene på Svalbard, er begge lokalisert på nordsiden av Nordenskiöld Land. I tillegg ligger Sveagruba sør på halvøya. Dette innebærer at de aller fleste av Svalbards 2500 innbyggere (Statistisk sentralbyrå 2011) bor og arbeider på Nordenskiöld Land. All rekreasjonsjakt av øygruppens innbyggere er derfor lagt til Nordenskiöld Land. Rapporten har derfor et fokus på reinbestanden i dette området.

2.2 Studieart

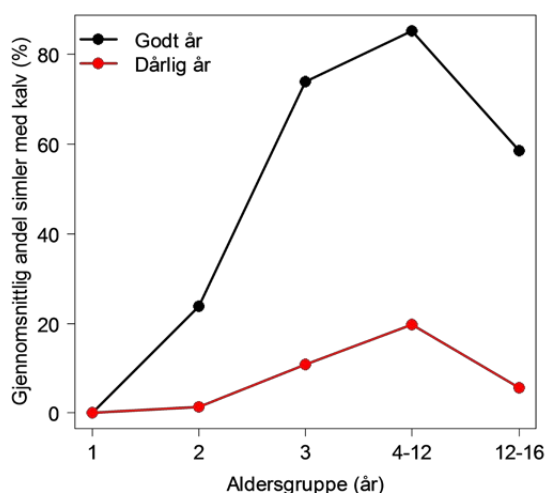
Svalbardreinen (*Rangifer tarandus platyrhynchus*) er en underart av rein som bare finnes på Svalbard. Dette innebærer at norske myndigheter har et eneansvar for forvaltningen av denne underarten. Svalbardreinen finnes grovt sett i alle områder på Svalbard der det også eksisterer et minimum av vegetasjon, men bestandsstørrelsene synes å variere betydelig mellom områder og er sannsynligvis relatert til planteproduksjonen i de ulike områdene. Den største bestanden av svalbardrein er antatt å være på Nordenskiöld Land (Sysselmannen på Svalbard 2009). I "Plan for forvaltning av svalbardrein" (Sysselmannen på Svalbard 2009) anslås bestanden på Nordenskiöld Land å være ca. 4000 dyr, men med stor variasjon mellom år.

2.3 Generell beskrivelse av livshistorie

Brunstperioden for svalbardreinen er i oktober (Skogland 1989), men går muligens inn i november (Figur 1). Etter brunsten mister store voksne bukker geviret, mens drektige simler beholder geviret frem til kalving. Ungbukker og ikke-drektige simler mister geviret i mai måned (Figur 1, Tyler 1986). Den naturlige dødeligheten i bestanden er meget lav over sommeren både for kalv og eldre dyr (Reimers 1983, Tyler 1986). På senvinteren (mars-april) kan derimot dødeligheten være meget stor, og dødeligheten varierer sterkt mellom år (Tyler 1986, Tyler and Øritsland 1999, Solberg et al. 2001). Kalver har høy dødelighet gjennom vinteren, i tillegg finner man økende dødelighet ved økende alder både for bukker og simler. For bukkene starter denne prosessen allerede når de passerer 3 år mens slike negative alderseffekter kun er til stede for simler over 8 år. Dette innebærer at få bukker blir over 9 år, mens simlene sjeldent blir over 13 år (Reimers 1977, 1983). Ved sin gjennomgang av et stort antall kadaver fant Reimers (1983) ingen bukkekadavre fra dyr på mer enn 12 år, og ingen simlekadavre som var mer enn 17 år gamle. Tilsvarende finner vi i blant kadaver samlet inn i Reindalen-Colesdalen området 1995-2010, at den maksimale observerte alder på bukker er 14 år og simler 18 år (upubliserte data). Forskjellen mellom kjønnene i overlevelse er nok den viktigste grunnen til at det er noe mer simler enn bukker i bestandene av svalbardrein (55 - 65 % simler).



Figur 1. Årssyklusen til svalbardrein, med periodene for brunst, gevirfelling, kalving, jakt og høy naturlig dødelighet inntegnet.



Figur 2. Andel simler med kalv om sommeren for forskjellige aldersklasser og for år med god kalveproduksjon (sort) og år med relativt dårlig kalveproduksjon (rødt). (Data fra Reindalen-Colesdalen).

Reproduksjonsevnen til svalbardreinen varierer markant med alder. Det er ikke kjente eksempler på at svalbardrein har gått med kalv den sommeren de er 1-år og det er en relativt lav andel av de 2-årige simlene som har kalv. Andelen simler med kalv er betydelig høyere for 3-åringer (Figur 2), og simler i aldersgruppen 4-12 år er de som har oftest kalv. I gode år har mer enn 80 % av simlene i denne aldersgruppen kalv. Når alderen passerer 11-12 år går simlenes reproduksjonsevne ned. I tillegg til å variere med alder varierer kalveproduksjonen mye mellom år. Selv i de mest produktive aldersklassene kan det være under 1 av 5 dyr som har kalv i dårlige år (Figur 2). Vintere med høy dødelighet i reinbestanden etterfølges generelt av en sommer med lav kalveproduksjon (Tyler and Øritsland 1999).

2.4 Bestandsdynamikk

Det er 3 bestander av svalbardrein som har vært overvåket siden slutten av 1970-tallet. På Nordenskiöld Land har bestanden i Adventdalen vært overvåket av Universitetet i Tromsø og Norsk Polarinstittutt, og bestanden i Reindalen-Semmeldalen-Colesdalen har vært overvåket

av Norsk institutt for naturforskning (NINA). På Brøggerhalvøya ved Ny-Ålesund har reinbestanden vært overvåket av Norsk Polarinstitutt siden 15 individer ble utplassert på halvøya i 1978. I tillegg til denne overvåkingen har det vært gjennomført et individbasert studium av svalbardrein i Reindalen-Colesdalen- området siden 1994. Dette har vært drevet av en rekke norske og britiske forskningsinstitusjoner, deriblant NINA og UNIS. Disse langtidsstudiene av svalbardrein har i stor grad vært benyttet til å forsøke å forstå hva som styrer variasjonen i bestandsstørrelsen til svalbardreinen.

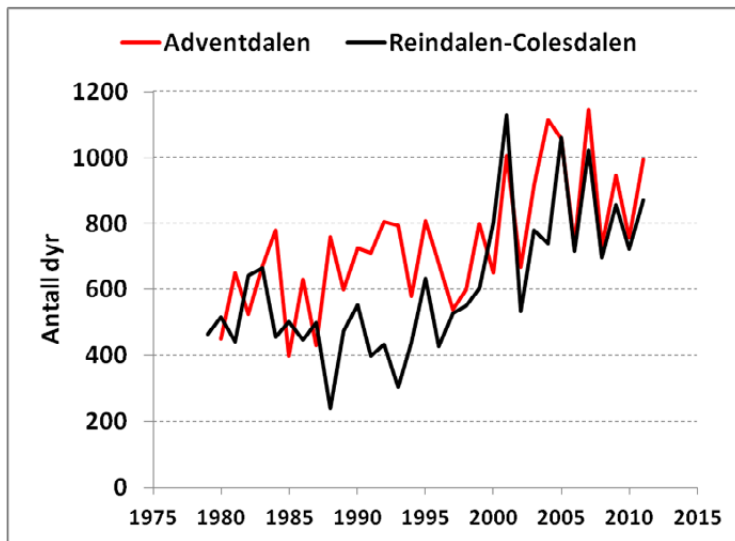
Studiene av disse bestandene har vist tydelig at økende bestandsstørrelser medfører redusert kalveproduksjon og økt dødelighet i bestandene (Tyler and Øritsland 1999, Solberg et al. 2001, Tyler et al. 2008). Denne tetthetsavhengigheten i bestandsdynamikken gir bestandsreduksjon hvis bestandene når høye tettheter, og bestandsvekst fra lave tettheter (Tyler and Øritsland 1999, Aanes et al. 2000, Solberg et al. 2001, Tyler et al. 2008, Hansen et al. 2011) og derigjennom regulerer bestandenes størrelse. Denne tetthetsavhengigheten i bestandsdynamikken har generelt vært tolket som et resultat av konkurranse om begrensede matressurser. I tillegg har det vært foreslått at parasitter kan spille en rolle som en tetthetsavhengig begrensende faktor (Albon et al. 2002).

I tillegg til slike tetthetseffekter har det vært fokusert på betydningen av forskjellige klimatiske forhold på bestandsdynamikken. Modellstudier tilsier at de klimatiske forhold i Arktis vil forandre seg betydelig over de neste 50-100 år (Førland et al. 2009). Studiene på Brøggerhalvøya har vist at ising på vinteren er en viktig faktor i svalbardreinenens bestandsdynamikk. Vintre med mye is på bakken gir en reduksjon i bestanden (Kohler and Aanes 2004, Hansen et al. 2011). Dette fordi isen dekker vegetasjonen i slik grad at det blir vanskelig å finne mat gjennom vinteren (Hansen et al. 2010). Kraftig regn om vinteren er hovedårsaken til at man i noen år får betydelig ising. Meteorologiske data viser at frekvensen av slikt kraftige regn på vinteren har økt over de siste 30 år, i tillegg tilsier forventninger fra klimamodellene at denne økende trenden skal fortsette over de neste 100 år (Hansen et al. 2011). Dette er en utvikling som i så fall kan få betydelige negative konsekvenser for bestandene av svalbardrein.

Studiene i Reindalen-Colesdalen har også antydnet at ising er av stor betydning for reinbestanden der (Solberg et al. 2001), men så langt har man ikke konkludert med at ising er et betydelig problem i Adventdalen (Tyler et al. 2008). I Adventdalen har man derimot funnet at det er grunn til å tro at sene høster kan ha positive effekter på bestanden (Tyler et al. 2008). Et problem i denne sammenhengen er at det først nylig har blitt igangsatt et systematisk overvåkningsprogram for ising på Nordenskiöld Land, og uten gode mål på hvor store områder som er dekket av is, så vil det være vanskelig å dokumentere eller forkaste at ising er en viktig faktor (Tyler 2010).

Bestandsutviklingen i overvåkningsområdene på Nordenskiöld Land viser stor variasjon men synes å ha økt ved inngangen til 2000-tallet (Figur 3). Dette på tross av at det er grunn til å tro at frekvensen av ising om vinteren har økt gjennom overvåkningsperioden. I tillegg har bestandsvariasjonene i Adventdalen og Reindalen-Colesdalen blitt svært synkrone de siste 10-15 år. Årsaken til økningen i bestandene er ikke avklart, men den viktigste hypotesen som det nå jobbes med er at denne økningen skyldes positive effekter på reinsdyra av en betydelig økning i temperaturen på Svalbard over samme periode. Økte temperaturer har ført til økt planteproduksjon om sommeren (van der Wal and Hessen 2009) og kan ha ført til en lengre snøfri sesong med lett tilgjengelighet til beitene, som et resultat av tidligere vårer

og/eller senere høster. En mulig forklaring på den sterke synkroniteten mellom bestandene kan være økt frekvens og romlig utbredelse av ising på vinteren.



Figur 3. Bestandsutviklingen i overvåkningsområdene på Nordenskiöld Land (Data fra Tyler et al. 2008, Norsk Polarinstitutt og NINA).

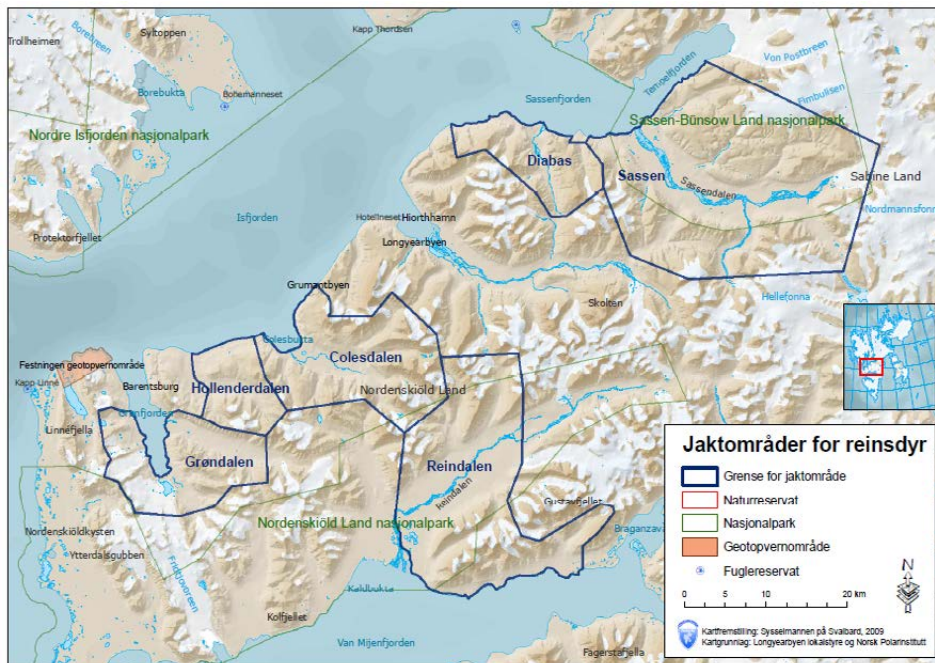
2.5 Jakt på svalbardrein

Svalbardreinen ble fredet for all jakt i 1925 etter at mange år med uregulert fangst hadde ført til en sterkt redusert bestand (Sysselmannen på Svalbard 2009). Fredningen førte til betydelig bestandsvekst og i 1983 ble det igjen tillatt med jakt på svalbardrein.

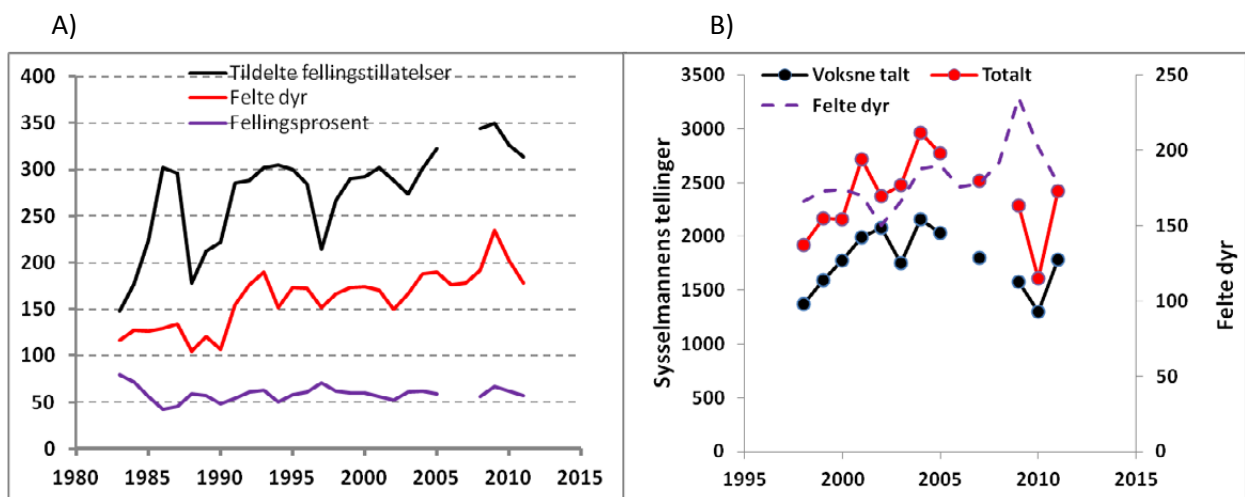
Rekreasjonsjakten er forbeholdt øygruppas innbyggere og skal i henhold til Svalbardmiljøloven være begrenset slik at naturlige leveområder, mangfold og produktivitet i bestanden bevares. Optimalisering av jaktuttaket er ikke en målsetting (Sysselmannen på Svalbard 2009). Den er organisert ved at innbyggerne søker Sysselmannen på Svalbard om fellingstillatelse. En slik fellingstillatelse vil kun være gyldig for ett av totalt 6 definerte jaktområder (Figur 4), og den vil også kun være gyldig for enten kalv, simle eller ungdyr (dvs. 1-2 åringer av begge kjønn), eller for ett valgfritt dyr der jegeren selv kan velge alder og kjønn på dyret. Store bukker kan med andre ord bare felles på fritt kort, mens voksne simler både kan felles på "simle og ungdyrkort" og på "fritt kort". Jakta gjennomføres i perioden 15. august til 20. september og andelen av utstedte tillatelse som har blitt benyttet har ligget jevnt på ca. 60 % (Figur 5A).

I 1983 ble det felt 117 dyr og det har siden vært en økning til det dobbelte i antall felte dyr. I toppåret 2009 ble det felt 235 dyr under jakta. (Figur 5A). Andelen kalv i jaktuttaket har variert mellom 10 og 30 % av andelen kalver i bestandene. I gjennomsnitt er 57 % av jaktuttaket bukker. Ettersom andelen bukker blant voksne dyr i overvåkningsområdene ligger på 35-45 % så tyder dette på at en bukk har omtrent dobbelt så stor sannsynlighet for å bli felt under jakta som en simle. Siden 1998 har Sysselmannen på Svalbard hvert år (med få unntak) gjennomført en helikoptertelling av reinbestandene i jaktområdene før jakta settes i gang (Figur 5B). Disse tellingene tilsier at jaktuttaket årlig har ligget på 6-14 % av

bestanden for 1-åringer og eldre dyr, og på mellom 4-9 % av bestanden for kalv. Hvis vi korrigerer for gjennomsnittlig andel bukker i bestanden, tyder Sysselemannens statistikk på at jaktuttaket årlig har ligget på 9-20 % av bestanden av 1-åringer og eldre bukker, og på 4-10 % av bestanden av 1-åringer og eldre simler.



Figur 4. Kart over Nordenskiöld Land med de 6 jaktområdene inntegnet (Kilde: Sysselemannen på Svalbard)



Figur 5. A) Antall fellingstillatelser for svalbardrein, antall felte dyr og fellingsprosenten i perioden fra 1983 da det ble åpnet for jakt på svalbardrein. B) Totalt antall og antall voksne svalbardrein talt i jaktområdene, og totalt antall dyr felt under jakta i perioden 1998-2011 (Kilde: Sysselemannen på Svalbard).

2.6 Høstingsstrategier for hjortedyr

Målsettingen ved høstingen vil være avgjørende for hvilke høstingsstrategi som er optimal. Maksimalt uttak av individer eller kjøtt har tradisjonelt vært en hovedmålsetning ved forvaltningen av de skandinaviske hjortedyrbestandene av for eksempel hjort og elg. Med en slik målsetning har det vist seg at høyt uttak av henholdsvis kalv og bukk/okser og et lavt uttak av voksne hunndyr er optimalt (e.g. Saether et al. 2001). En slik høstingsstrategi gir en stor andel voksne hunndyr i bestanden. Dette gir en høy kalveproduksjon i forhold til den totalbestanden og dermed også en mulighet for et stort uttak av dyr uten at det vil medføre en reduksjon i bestandsstørrelsen. Strategien tilsvarer i stor grad den man finner i moderne husdyrhold der kjøttproduksjonen er knyttet til slakt av ungdyr, mens hunndyr blir holdt til å produsere disse ungdyrene. Antall voksne bukker/okser i bestanden er dermed minimalisert til et nivå som er tilstrekkelig høyt til at hunndyrene i bestanden kan bli bedekket. En alternativ høstingsstrategi er aktuell hvis målsetningen med forvaltningen er ett stort antall store bukker/okser tilgjengelig for trofé-jegere. I slike tilfeller har det vært argumentert for at man i ekstreme tilfeller vil ønske et lavt uttak av bukker/okser relativt til hunndyr og en kjønnsfordeling med overvekt av bukker (Naevdal et al. 2012).

Det har blitt økt fokus på konsekvensene av høsting på ville hjortedyrbestander, men foreslåtte mulige effekter har i liten grad vært dokumentert (Milner et al. 2007, Proaktor et al. 2007, Bischof et al. 2008, Saether et al. 2009, Mysterud and Bischof 2010, Mysterud 2011, 2012). Det har for eksempel vært foreslått at få og i hovedsak unge bukker/okser i bestanden etter jakt kan føre til redusert drektighet, forsinket kalving og økt variasjon i kalvetidspunkt. Hos tamrein er det påvist en effekt av andelen og alderen på bukkene på høsten påvirker kalvingstidspunktet men ikke drektigheten eller variasjon i kalvetidspunkt (Holand et al. 2002). Ved 10 % bukker og/eller bare 1,5-årige bukker tilgjengelige fant man forsinket kalvetidspunkt ved sammenligning med en situasjon med 27 % bukker hvorav halvparten var eldre individer. Studiet tyder på at det for reinsdyr skal svært få bukker til for å kunne bedekke alle tilgjengelige simler og at det sannsynligvis trengs ekstremt lave andeler bukker og lav alder på bukkene for at effekten på reproduksjonsparametre skal være av betydning. Bukkeandelen i jaktområdene på Nordenskiöldland ligger langt over det som antas å være en kritisk andel bukk.

Med dagens forvaltningsregime for svalbardrein, der kalver, simler og bukker i stor grad høstes i henhold til deres respektive andeler i bestanden, er det derfor sannsynlig at den viktigste effekten av jakt vil være en redusert forventet levealder hos reinsdyrene. Det har vært vist med modeller at kortere forventet levelalder kan føre til forandringer i hjorteviltbestander mot lavere alder og vekt ved første reproduksjon (Proaktor et al. 2007). Vi forventer allikevel at slike evolusjonære endringer har marginal betydning i forhold til det rene jaktuttaket og vil ha liten betydning for dagens forvaltning av svalbardrein. Evolusjonære effekter er derfor ikke med i modellene våre.

3 Modeller og resultater

For å evaluere bestandseffekten av jakt på svalbardrein har vi brukt demografiske matrisemodeller der vi tar utgangspunkt i beregninger av naturlig dødelighet og reproduksjon som demografiske prosesser, og modellerer forventet bestandsutvikling under

forskjellige høstingsstrategier. Naturlig dødelighet og reproduksjon er avhengig av dyrets alder og kjønn, tettheten i bestanden og klimatiske forhold. Slike modeller vil ikke være eksakte, men er ment som en best mulig matematisk representasjon av bestandsdynamikken til svalbardrein gitt dagens kunnskapsgrunnlag. Særlig er det vært å merke seg at effekten av klima fortsatt er uavklart for Nordenskiöld Land og dermed vanskelig å inkorporere på en realistisk måte i modellene.

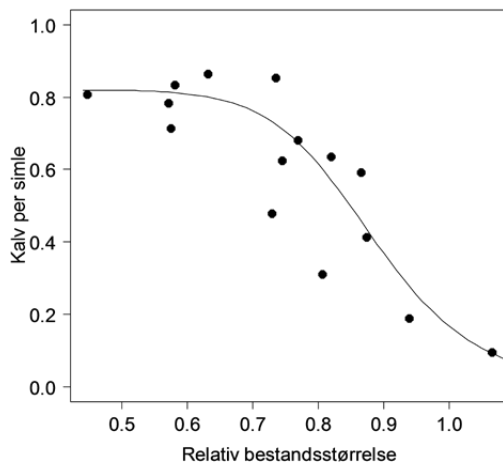
De modellene vi har brukt har delt året inn i to sesonger. I sommer- og høstsesongen antar vi ingen naturlig dødelighet eller reproduksjon. Alle forandringer i bestanden gjennom denne perioden vil i modellen bli forårsaket av jakt. I vinter- og vårsesongen skjer all naturlig dødelighet, og mot slutten av denne perioden foregår kalveproduksjonen. I modellen følger vi antall individer i hver aldersgruppe fra 0 til 18 år, og simler og bukker separat.

3.1 Utgangsmodellen – tetthetsavhengig reproduksjon og overlevelse

I modellen er kalv per simle ved alder i og for år t representert ved funksjonen $R_{i,t}$ gjennom funksjonen:

$$R_{i,t} = c_i \frac{r_1}{1 + \left(\frac{D_{t-1}}{r_2}\right)^{r_3}}$$

hvor D_{t-1} er den relative (i forhold til maksimal) bestandsstørrelsen av reinsdyr året før. Verdier for parametrene c_i og r_j er gitt i tabell 1. Under estimeringen av parameter verdier ble D_t beregnet som $D_t = N_t/N_{\max}$, der N_t er observerte bestandsstørrelse om sommeren og N_{\max} er gjennomsnittet av de 2 høyeste observerte bestandsstørrelsene i bestanden. Ett eksempel på sammenhengen mellom $R_{i,t}$ og data er gitt i Figur 6. Vi antar også at halvparten av kalvene som blir født er simlekalver.

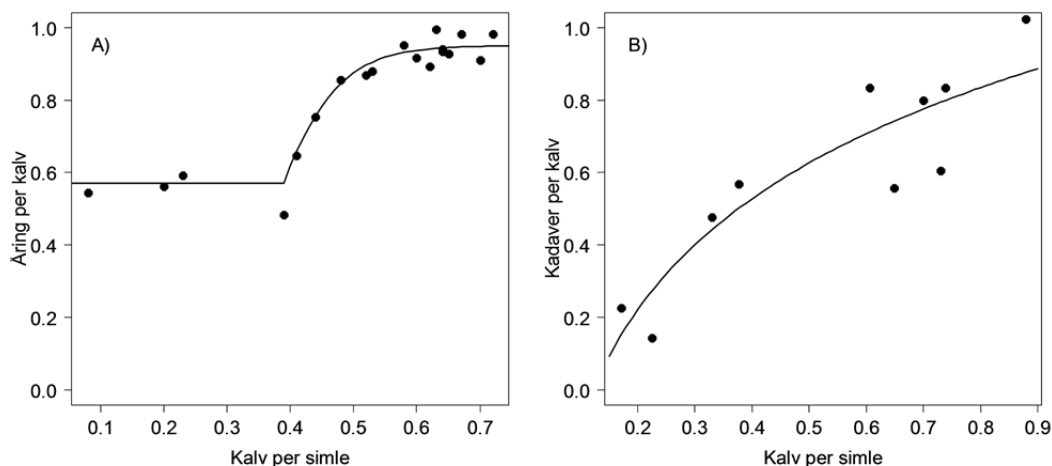


Figur 6. Andel simler i alderen 4-12 år med kalv om sommeren i relasjon til tettheten av rein i studieområdet året før. Linjen viser reproduksjonsfunksjonen $R_{i,t}$ for denne aldersgruppa (Data fra Reindalen-Colesdalen).

Tabell 1. Parameter verdier brukt for reproduksjonsfunksjonen $R_{i,t}$

parameter	verdi
r_1	0.82
r_2	0.88
r_3	11
c_0	0
c_1	0
c_2	0.3
c_3	0.8
c_{4-12}	1
c_{12-18}	0.6

Lavest overlevelse finner man blant kalver den første vinteren de lever (Reimers 1977, 1983, Tyler and Øritsland 1999, Albon et al. 2002). Dette er tydelig fra den aldersstrukturen man observerer i blant kadaverfunn. De beste estimatene på overlevelse vil man kunne få ved individmerking av dyr og merke-gjenfangst/gjensyn metodikk (e.g. Albon et al. 2002), men så langt har det ikke vært merket kalv av svalbardrein før sent på vinteren. Egnede merke-gjenfangst data finnes dermed ikke. For å beregne overlevelse basert på alderstrukturen i kadaverfunn må man kjenne til bestandsstørrelsen av kalv sommeren før og anta at alle kadaver blir funnet. Alternativt kan man basere estimatet på andelen av åringer observert i bestanden ett år delt på antall kalver observert sommeren før. Dette innebærer en antagelse av at forholdet mellom kalver og åringer som vandrer inn eller ut av studieområdet er konstant ved endringer i reintetthet. Når man bruker disse to metodene på data fra Adventdalen gir de forskjellige estimater. Begge estimatene samvarierer med andelen kalv per simle, men estimatet basert på kadaver er relativt høyt relativt til estimatet basert på antall åringer per kalv året før (Figur 7), men denne sammenhengen er flat når andelen kalv per simle er på <0.40. Forskjellen skyldes sannsynligvis feil knyttet til at ikke alle kadaver blir funnet, og muligens tetthetsavhengig migrasjon i kalvesegmentet. I modellarbeidet nedenfor benytter vi det mer konservative estimatet kadaver per kalv ($S_{0,B}$; Figur 7B).



Figur 7. A) Åring per kalv i bestanden året før, og B) kalvekadaver per kalv i bestanden året før plottet mot andelen kalver per simle samme år. Linjene er regresjonstilpasninger til dataene gitt

$$\text{av funksjonene A) } S_{0,A} = \begin{cases} 0.57 \text{ for } R < 0.4 \\ \frac{1}{1+e^{6.5+18R}} - 0.05 \text{ for } R \geq 0.4 \end{cases} \text{ og B) } S_{0,B} = 0.93 + 0.44 * \log(R)$$

hvor R er estimatet på andelen kalv per simle. Data fra Adventdalen A) 1979-1988 (Tyler and Øritsland 1999), B) 2000-2011 (Norsk Polarinstitut).

Data på aldersfordelingen av kadaver tyder på at voksne simler har høy overlevelse frem til de er 7 år (Reimers 1977, 1983), mens data fra individmerkede simler i Reindalen-Colesdalen tyder på at den høye overlevelsen holder seg helt frem til 8-årsalderen. Det er også lav dødelighet blant merkede simler i aldersgruppen 1-8 år selv i kriseår der reproduksjon er lav. For simler i aldersgruppen 1-8 år antar vi derfor at sannsynligheten for å overleve fra ett år til det neste er høy i disse aldersklassene, og ikke påvirket av tetthet, $S_{1-9} = 0.97$ (Albon et al.

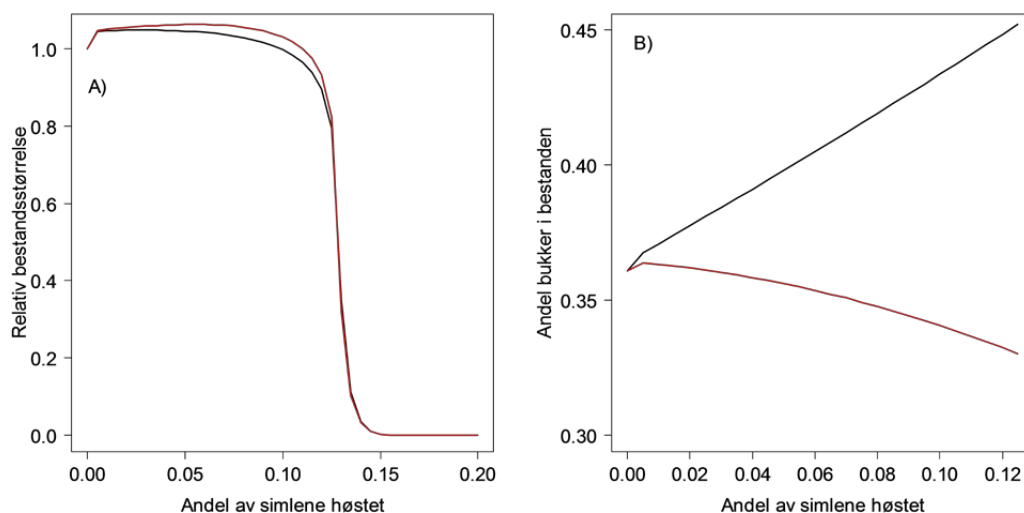
2002). For eldre simler er datagrunnlaget for å beregne overlevelsen dårligere. Men det er tydelig at disse eldre simlene i stor grad dør i vintre som også etterfølges av lite kalv. I mangel av gode data har vi valgt å modellere overlevelsen til simler i alderen 9-18 år, $S_{10-18} = S_{0,B}$ (se Figur 7B).

For bukk finnes det lite egnet data for å estimere overlevelse. Vi antar derfor at bukkekcalver har samme overlevelsessannsynlighet som simlekalver, at bukker i aldersklassene 1-4 år har samme overlevelse som simler i samme aldersklasser, og at bukker eldre enn 4 år har samme overlevelse som simler eldre enn 8 år.

3.2 Hvor stort uttak tåler bestandene?

Med modellen beskrevet ovenfor simulerte vi dynamikken i reinbestanden med økende uttak av dyr. Dette gjør vi i modellen ved at det for hvert år vil bli høstet en andel (P) av den kalve-, simle - og bukkebestanden (gitt ved P_c , P_s , P_b for disse alders og kjønnsgruppene) som er tilgjengelig etter kalving (N_{ek}). Bestandstørrelsen for en gitt gruppe etter høsting vil bli $N_{eh} = N_{ek} * P$. Vi antar at aldersfordelingen blant de høstede simlene og bukkene er proporsjonal med antall individer i aldersgruppen. Ved en høstingsstrategi der man skyter "gjennom bestanden" vil dermed tilsvare at $P_c = P_s = P_b = c$.

Ved en slik avskytningsstrategi får man en økning i bestanden ved lave høstingsnivåer sammenlignet med situasjonen der det er ingen høsting, og ett maksimalt uttak på 13 % av bestanden årlig før uttaket blir større enn det bestanden klarer å opprettholde (Figur 8A). Det vil ikke være ønskelig å ligge helt opp mot denne grensen i jaktuttaket, da det kan føre til en uønsket bestandsreduksjon. Med en antatt bestand på Nordenskiöld Land på ca. 4000 rein

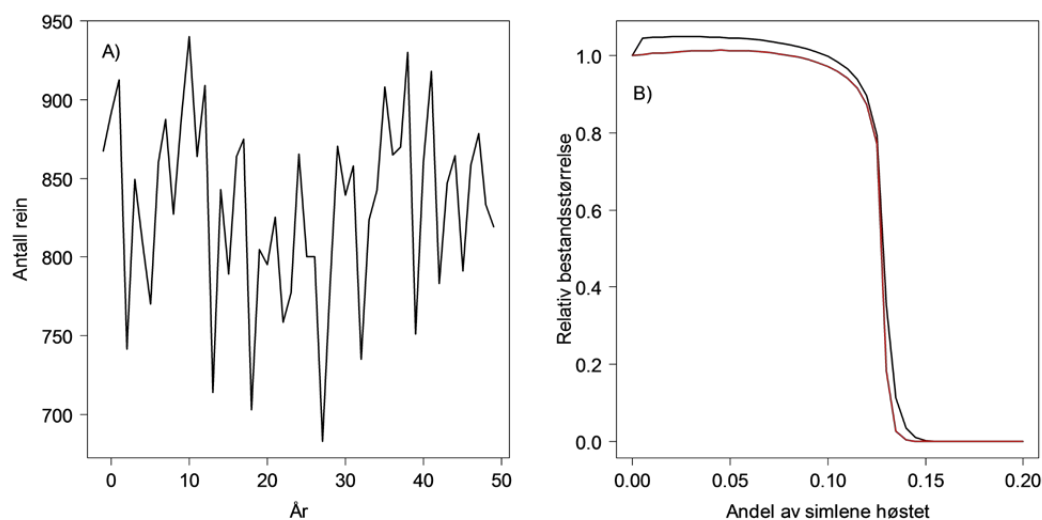


Figur 8. A) Relativ populasjonsstørrelse i bestanden ved to høstingsscenarier med en økende andel av simlene i bestanden høstet. A) Sort linje markerer utfallet når en like stor andel av kalv simler og bukker tas ut hvert år ($P_c = P_s = P_b$), mens rød linje markerer utfallet når en dobbelt så stor andel av bukkene tas ut ($P_c = P_s$ og $P_b = 2P_s$). B) Andel bukker i bestanden i de samme modellene som i A). Estimatenes er tatt ut etter 200 år under samme høstingsregime for å sikre at modellene har stabilisert seg.

vil et uttak på 400-450 rein for hele halvøya representere et maksimalt uttak på 11 %. Andelen av levende simler og kalver i svalbardreinbestandene som høstes hvert år er av samme størrelsesorden (5 til 10 %) mens andelen bukk som tas ut er omtrent dobbelt så høy (se kap. 2.5). Et slikt høyere uttak av bukk ser fra modellen ut til å være bærekraftig siden det først og fremst er andelen simler som høstes som er av betydning for bestandsveksten (Figur 8A). I tillegg er kalveuttaket av betydning siden en dobling av andelen kalv relativt til andelen simler som høstes gir negativ bestandsvekst ved et uttak høyere enn $0.5P_c = P_s = 0.11$. Andelen bukk som høstes har først og fremst betydning for kjønnsfordelingen i bestanden (Figur 8B). Likt uttak av bukker og simler ($P_b = P_s$) gir økt andel bukker i bestanden ved økende jaktpress (siden simlene naturlig lever lengre), mens modellresultatene tyder på at ett uttak med dobbelt så høyt jaktpress på bukkene relativt til simlene ($P_b = 2P_s$) bør gi en relativt stabil andel bukker i bestanden (Figur 8B). Det betyr at det høstingsregimet som vi har i dag vil gi en stabil andel bukker i bestanden. En tredobling av jaktuttaket av bukk (dvs. når $P_b = 3P_s$) gir imidlertid en nedadgående trend i bukkeandelen; fra ca. 35 % i situasjonen uten jakt til ca. 25 % ved $P_s = 0.10$ og $P_b = 0.30$.

3.3 Klimatiske effekter på modellprediksjoner

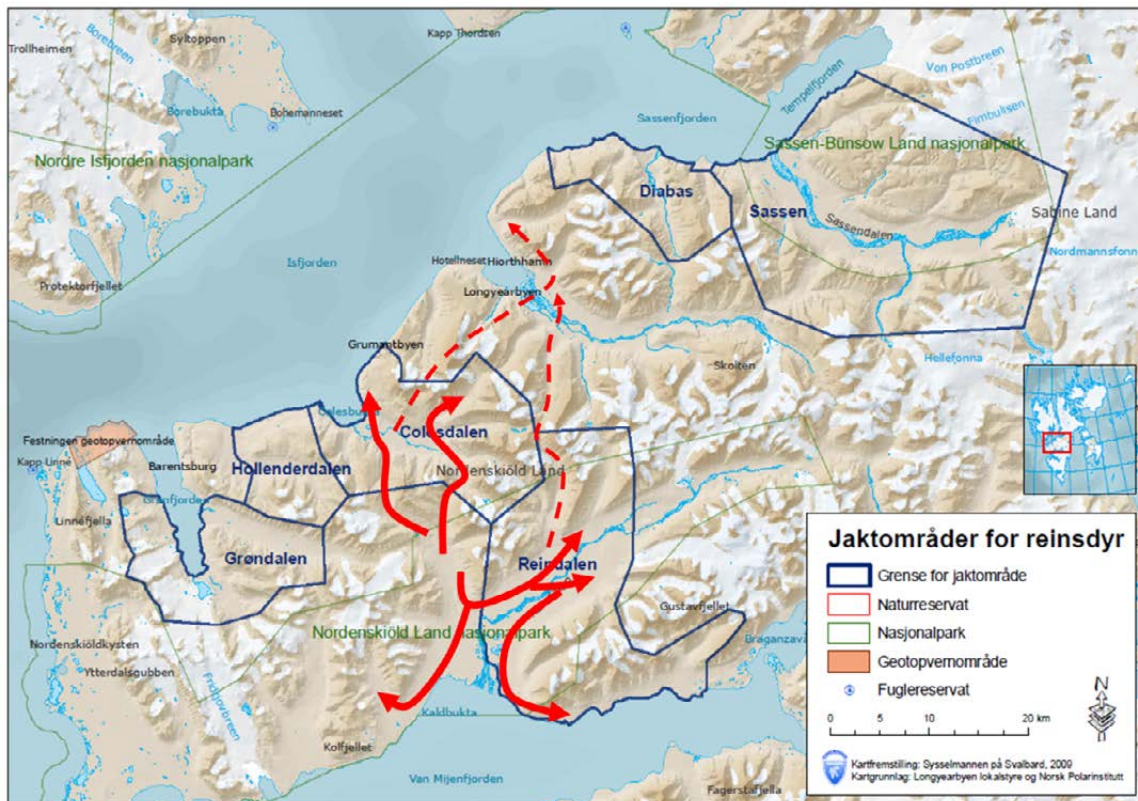
Vi inkluderer klimavariasjon på de demografiske ratene ved å la parameteren r_2 i reproduksjonsfunksjonen $R_{i,t}$ variere tilfeldig mellom år med en normal sannsynlighetsfordeling for verdiene; $r_2 \sim N(0.88, 0.06)$ som vi si et gjennomsnitt på 0.88 og et standardavvik på 0.06. Denne fordelingen gir variasjon i andelen simler med kalv som er i samsvarer med observert variasjon. Inkludering av klimatisk variasjon gir relativt stor variasjon i de simulerte reinbestandene (Figur 9B) men har ingen effekt av betydning på andelen simler som kan høstes i bestanden (Figur 9B).



Figur 9. A) Et eksempel på en tidsserie av antall rein i modellen med tilfeldig klimatiske effekter på de demografiske parametrene. B) Sort linje er den samme som i figur 8A, mens rød linje markerer utfallet ved tilfeldig klimatisk variasjon inkludert i modellen. Estimaten for rød linje i B) er gjennomsnittet over 250 simulerte år.

3.4 Utveksling av individer mellom bestandene

Tradisjonelt har det vært antatt at de enkelte reinsdyrindividene benytter små områder på Svalbard (Tyler 1989). Like fullt var det tidlige indikasjoner på at individer beveget seg mellom dalførene (Øritsland and Alendal 1986). Spredningen selv til de ytterste øyene nord for Spitsbergen tyder også på at svalbardreinen har et betydelig spredningspotensial. Ved forvaltningen av svalbardrein med hensyn på jakt har bevegelse og spredningsmønster stor betydning da det påvirker hvor stor den jaktbare bestanden er. Hvis et stort antall dyr beveger seg jevnlig mellom daler innenfor og utenfor jaktområdene vil det tyde på at den



Figur 10. Skjematisert representasjon av bevegelsen til dyr merket med GPS-halsbånd eller øremerker i Reindalen - Colesdalen. Tykke piler viser ruter som benyttes mye, mens tynnere stiplede piler viser ruter som enkeltindivider har fulgt. (Kartkilde: Syssekmannen på Svalbard)

bestanden man jakter på innen jaktområdene er større enn de områdene der helikoptertellingene til Syssekmannen blir foretatt (dvs. at Syssekmannen teller kun en fraksjon av det faktiske området de ulike 'bestandene' benytter). Individmerkede dyr i Reindalen-Colesdalen har vist at individene i stor grad beveger seg mellom disse dalførene (Figur 10). Særlig har vi funnet at dyr beveger seg mye innad i Reindalenområdet og sørvestover til Vassdalen. Mot nord er det også betydelig trafikk til Colesdalen over Istjørndalen og Skiferdalen. Ved bruk av GPS-halsbånd på et mindre antall dyr har det også blitt dokumentert flere tilfeller av dyr som har tatt turen til Adventdalen via Gangdalen eller Fardalen. Dette tyder på at man i stor grad jakter på samme bestand i jaktområdet kalt Reindalen og jaktområdet kalt Colesdalen (Figur 10), og at denne bestanden også inkluderer dyr som i store perioder oppholder seg utenfor begge jaktområdene, som i Semmeldalen og Vassdalen. Hvis reinbestanden knyttet til disse to jaktområdene er 1,5 ganger større en det

som telles innen jaktområdene på telletidspunktet vil andelen av bestanden per i dag ikke være 10 % som anslått ovenfor men 7 %, noe som åpner for en fortsatt moderat økning i jaktuttaket. Samtidig er det også interessant at det de siste årene har vært liten utveksling av dyr nordvestover fra Reindalen-Colesdalen til Hollenderdalen og Grønndalen. Dette tyder på at det er barrierer mellom noen av disse dalførene, uten at det er klart hva de skyldes. Det har tidligere ikke vært påvist betydelig bevegelse mellom Adventdalen og Sassendalen. Like fullt er det indikasjoner på at Adventdalen bestanden ikke er isolert. Bestandsveksten synes for eksempel i noen år å være høyere enn det som kan forklares med høy reproduksjon og overlevelse, noe som kan indikere utveksling av dyr mellom Adventdalen og Sassendalen/Diabas. Dette åpner i så fall for at også Sassendalen og Diabas bestanden av rein muligens kan tåle større jakttrykk, hvis en slik utvikling er ønskelig. Bedre kunnskap om i hvilken grad Sassendalenbestanden er isolert fra omliggende reinbestander bør i så fall undersøkes bedre. Andre områder vi har lite kunnskap om er Nordenskiöldkysten og Grønnefjorden-området.

4 Diskusjon

Modellstudiene vi har presentert tyder på at dagens jaktuttak ikke har betydelige effekter på bestandsdynamikken til svalbardrein. Det er liten grunn til å tro at bestandsstørrelsen er betydelig redusert i forhold til hva de vil være uten jakt. Denne konklusjonen er også støttet av tendensen til økte bestander av rein i overvåkningsområdene, Adventdalen og Reindalen-Colesdalen på tross av økt jakt. Alders - og kjønns - strukturen i jaktuttaket er bare i liten grad er bestemt av fellingstillatelsene, likefullt synes det som at utfallet med omtrent like mange voksne bukker og simler tatt ut hvert år, bidrar til at bukkeandeler i bestanden er nært det man forventer i bestander uten jakt. Den viktigste effekten av jakt er sannsynligvis at gjennomsnittlig levelengde er noe redusert.

Analysene tyder på at det fortsatt er potensial for økt jaktuttak på Nordenskiöld Land. Hvis det skulle bli ønskelig kan man enten øke uttaket innen gjeldende jaktområder, under en antagelse om at bestandene man jakter på er større enn det antallet man teller innen jaktområdene, eller legge ut nye jaktområder. En fordel med dagens system er at relativt store områder uten jakt fremstår som refugier. Refugier gir en god sikkerhet mot en sterkt negativ bestandsutvikling ved for høyt jaktuttak. I dag utstedes det 300-350 fellingstillatelser, mens bare 60 % av disse benyttes. Dette innebærer at man vil kunne få et betydelig økt jaktuttak i bestandene gjennom økt jaktdeltagelse. En slik økning kan føre til overbeskatning i enkelte av jaktområdene hvis disse er svært isolerte fra omliggende områder der det ikke jaktes. Kunnskap om graden av isolasjon mellom bestandene vil derfor kunne bli viktig for den fremtidige forvaltning av bestandene.

Det er også mulig å øke jaktuttaket av svalbardrein gjennom økt uttak av bukker. Konsekvensen av dette vil være en mer forskjøvet kjønnsratio. En forandring i kjønnsratio ned mot 20 % bukker vil sannsynligvis ikke begrense andelen simler som blir bedekket, men kan gi effekter i retning av forsinket kalvingstidspunkt (Holand et al. 2002). Dette kan videre

kan føre til at kalvene er mindre ved inngangen til vinteren og gi lavere vinteroverlevelse. Dette er dog spekulasjoner.

Ettersom modellene er forenklede representasjoner av bestandsdynamikken til svalbardrein, er beregningene ikke presise. I tillegg forventer man store klimatiske forandringer på Svalbard over de neste 50-100 år. Disse kan få store konsekvenser for svalbardreinenens bestandsdynamikk (Hansen et al. 2011), og gi opphav til bestandsdynamikk som skiller seg betydelig fra den våre modeller beskriver. Konklusjonene knyttet til hvor stor andel av bestandene man kan ta ut i jakta er med andre ord beheftet med usikkerhet, og kan forandre seg over tid.

Vår kunnskap om svalbardreinen har økt mye de siste årene gjennom studiene i Ny-Ålesund, Adventdalen og Reindalen-Colesdalen. Denne trenden vil fortsette og gi grunnlag for bedre bestandsmodeller i nær fremtid. Blant de viktigste demografiske parametrene er det kalveoverlevelsen vi i dag vet minst om. Det synes derfor som om dette bør prioriteres både fra et grunnforskningsperspektiv og et forvaltningsperspektiv.

5 Litteratur

- Albon, S. D., A. Stien, R. J. Irvine, R. Langvatn, E. Ropstad, and O. Halvorsen. 2002. The role of parasites in the dynamics of a reindeer population. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* **269**:1625-1632.
- Bischof, R., A. Mysterud, and J. E. Swenson. 2008. Should hunting mortality mimic the patterns of natural mortality? *Biology Letters* **4**:307-310.
- Elvebakk, A. 2005. A vegetation map of Svalbard on the scale 1 : 3.5 mill. *Phytocoenologia* **35**:951-967.
- Førland, E. J., R. E. Benestad, F. Flatøy, I. Hanssen-Bauer, J. E. Haugen, K. Isaksen, A. Sorteberg, and B. Ådlandsvik. 2009. Climate development in North Norway and the Svalbard region during 1900-2100. *Norsk Polarinstitutts Rapportserie* **128**.
- Gaillard, J. M., M. Festa-Bianchet, N. G. Yoccoz, A. Loison, and C. Toigo. 2000. Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. *Annual Review of Ecology and Systematics* **31**:367-393.
- Hansen, B. B., R. Aanes, I. Herfindal, J. Kohler, and B. E. Saether. 2011. Climate, icing, and wild arctic reindeer: past relationships and future prospects. *Ecology* **92**:1917-1923.
- Hansen, B. B., R. Aanes, and B. E. Saether. 2010. Feeding-crater selection by high-arctic reindeer facing ice-blocked pastures. *Canadian Journal of Zoology* **88**:170-177.
- Holand, O., K. H. Roed, A. Mysterud, J. Kumpula, M. Nieminen, and M. E. Smith. 2002. The effect of sex ratio and male age structure on reindeer calving. *Journal of Wildlife Management* **67**:25-33.
- Kohler, J. and R. Aanes. 2004. Effect of winter snow and ground-icing on a Svalbard reindeer population: Results of a simple snowpack model. *Arctic Antarctic and Alpine Research* **36**:333-341.
- Milner, J. M., E. B. Nilsen, and H. P. Andreassen. 2007. Demographic side effects of selective hunting in ungulates and carnivores. *Conservation Biology* **21**:36-47.
- Mysterud, A. 2011. Selective harvesting of large mammals: how often does it result in directional selection? *Journal of Applied Ecology* **48**:827-834.
- Mysterud, A. 2012. Trophy hunting with uncertain role for population dynamics and extinction of ungulates. *Animal Conservation* **15**:14-15.
- Mysterud, A. and R. Bischof. 2010. Can compensatory culling offset undesirable evolutionary consequences of trophy hunting? *Journal of Animal Ecology* **79**:148-160.
- Naevdal, E., J. O. Olausen, and A. Skonhoft. 2012. A bioeconomic model of trophy hunting. *Ecological Economics* **73**:194-205.
- Proaktor, G., T. Coulson, and E. J. Milner-Gulland. 2007. Evolutionary responses to harvesting in ungulates. *Journal of Animal Ecology* **76**:669-678.
- Reimers, E. 1977. Population dynamics in two subpopulations of reindeer in Svalbard. *Arctic and Alpine Research* **9**:369-381.

- Reimers, E. 1983. Mortality in Svalbard Reindeer. *Holarctic Ecology* **6**:141-149.
- Saether, B. E., S. Engen, and E. J. Solberg. 2001. Optimal harvest of age-structured populations of moose *Alces alces* in a fluctuating environment. *Wildlife Biology* **7**:171-179.
- Saether, B. E., S. Engen, and E. J. Solberg. 2009. Effective size of harvested ungulate populations. *Animal Conservation* **12**:488-495.
- Skogland, T. 1989. Comparative social organization of wild reindeer in relation to food, mates and predator avoidance. *Advances in Ethology*. Parey Scientific Publisher, Berlin.
- Solberg, E. J., P. Jordhoy, O. Strand, R. Aanes, A. Loison, B. E. Saether, and J. D. C. Linnell. 2001. Effects of density-dependence and climate on the dynamics of a Svalbard reindeer population. *Ecography* **24**:441-451.
- Svalbard, S. p. 2009. Plan for forvaltning av svalbardrein. Sysselmannen på Svalbard Rapport **1**.
- Tyler, N. and N. A. Øritsland. 1999. Varig ustabilitet og bestandsregulering hos svalbardrein. Pages 125-138 *in* S.-A. Bengtson, F. Mehlum, and T. Severinsen, editors. Svalbardtundraens økologi. Norsk Polarinstitutt, Tromsø.
- Tyler, N. J. C. 1986. Reinen i Adventdalen. Pages 143-159 *in* N. A. Øritsland, editor. Svalbardreinen og dens livsgrunnlag. Universitetsforlaget, Oslo.
- 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.
- Tyler, N. J. C., M. C. Forchhammer, and N. A. Oritsland. 2008. Nonlinear effects of climate and density in the dynamics of a fluctuating population of reindeer. *Ecology* **89**:1675-1686.
- Tyler, N. J. C. O., N.A. 1989. Why don't Svalbard reindeer migrate? *Holarctic Ecology* **12**:369-376.
- van der Wal, R. and D. O. Hessen. 2009. Analogous aquatic and terrestrial food webs in the high Arctic: The structuring force of a harsh climate. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* **11**:231-240.
- Øritsland, N. A. and E. Alendal. 1986. Svalbardreinen. Bestandens størrelse og livshistorie. Pages 52-60 *in* N. A. Øritsland, editor. Svalbardreinen og dens livsgrunnlag. Universitetsforlaget, Oslo.
- Aanes, R., B. E. Saether, and N. A. Oritsland. 2000. Fluctuations of an introduced population of Svalbard reindeer: the effects of density dependence and climatic variation. *Ecography* **23**:437-443.