

1400

NINA Rapport

Miljøkvalitetsnorm for villrein

Forslag fra en ekspertgruppe

Morten Kjørstad, Siri Wølneberg Bøthun, Vegard Gundersen, Øystein Holand, Knut Madslien, Atle Mysterud, Ingrid Nerhoel Myren, Tor Punsvik, Knut H. Røed, Olav Strand, Torkild Tveraa, Hans Tømmervik, Bjørnar Ytrehus & Vebjørn Veiberg (red.)



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Miljøkvalitetsnorm for villrein

Forslag fra en ekspertgruppe

Morten Kjørstad, Siri Wølneberg Bøthun, Vegard Gundersen, Øystein Holand, Knut Madslien, Atle Mysterud, Ingrid Nerhoel Myren, Tor Punsvik, Knut H. Røed, Olav Strand, Torkild Tveraa, Hans Tømmervik, Bjørnar Ytrehus & Vebjørn Veiberg (red.)

Kjørstad, M., Bøthun, S. W., Gundersen, V., Holand, Ø., Madslien, K., Mysterud, A., Myren, I. N., Punsvik, T., Røed, K. H., Strand, O., Tveraa, T., Tømmervik, H., Ytrehus, B. & Veiberg, V. (red.). 2017. Miljøkvalitetsnorm for villrein - Forslag fra en ekspertgruppe. – NINA Rapport 1400. 193 s.

Trondheim, desember 2017

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3131-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Vebjørn Veiberg

KVALITETSSIKRET AV

Hans Chr. Pedersen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-869|2017

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Vemund Jaren

FORSIDEBILDE

© Olav Strand

NØKKEWORD

Villrein – miljøkvalitetsnorm – forvaltning – måleparametere – slaktevekt – eldre bukker – kalveproduksjon – genetisk variasjon – meldepliktig sykdom – lavbeiter – menneskelig påvirkning – fokusområde – funksjonsområde

KEY WORDS

Wild reindeer - environmental quality standard – management – measurement parameters – body mass – calf production – adult males – genetic diversity – notifiable diseases – lichen pastures – human disturbance – focal areas – functional areas

Sammendrag

Kjørstad, M., Bøthun, S. W., Gundersen, V., Holand, Ø., Madslien, K., Mysterud, A., Myren, I. N., Punsvik, T., Røed, K. H., Strand, O., Tveraa, T., Tømmervik, H., Ytremhus, B. & Veiberg, V. (red.). 2017. Miljøkvalitetsnorm for villrein - Forslag fra en ekspertgruppe. – NINA Rapport 1400. 193 s.

Bakgrunn og oppdrag

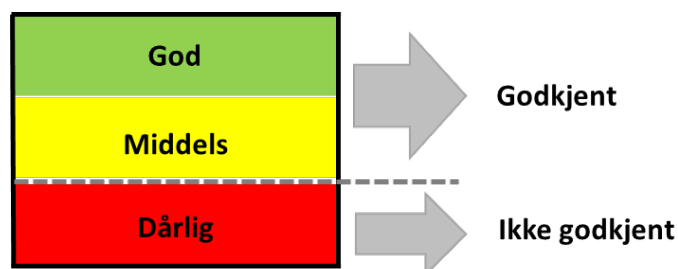
Miljødirektoratet har etter oppdrag fra Klima- og miljødepartementet (KLD) oppnevnt en uavhengig ekspertgruppe for utvikling av en miljøkvalitetsnorm for villrein. Norge er pålagt et spesielt internasjonalt ansvar for bevaring av villrein. Det overordnede målet er at villreinen, og de 23 ulike delbestandene, forvaltes på en slik måte at internasjonale forpliktelser overholdes, og at nasjonale målsettinger om ivaretagelse av levedyktige bestander innen økologisk fungerende leveområder nås (naturmangfoldloven § 5).

Villreinen er en krevende art å forvalte. Den har en tilpasning til ekstremt vekslende sesongmessige beiteforhold som innebærer en ekstensiv arealbruk. Vinterstid innebærer det beiting på sårbare og seintvoksende lavressurser. Det sesongmessige trekket mellom ulike beiteområder skjer i et fjellandskap der tilgjengelig areal blir stadig mindre og mer oppdelt hovedsakelig pga. økende grad av menneskelige inngrep og forstyrrelser. Forvaltningen av villreinen har derfor hovedsakelig handlet om a) å balansere reinstammen i forhold til de naturlige beiteressurser gjennom bestandsforvaltning og jakt, og b) å sikre villreinen leveområder i konkurranse med infrastruktur og ferdsel gjennom arealforvaltning. Villreinforvaltningen påvirker og påvirkes derfor av energi-, nærings- og infrastrukturutvikling samt nye rekreasjonstrender i bruk av fjellområdene. I tillegg står vi ovenfor nye utfordringer som klimaendringer og utbrudd av sykdommer.

Ekspertgruppa har vurdert kunnskapsgrunnlaget om villrein generelt og for de 23 villreinområdene, samt identifisert måleparametere for tilstand og påvirkningsfaktorer.

Klassifiseringssystem

I ekspertgruppas mandat ble det understreket at klassifiseringssystemet for miljøkvalitetsnormen ikke burde være mer komplisert enn nødvendig. Det ble enighet om en tredelt skala (God, Middels og Dårlig) med en fargeangivelse og -betydning med en klar «trafikklysanalogi». En finere inndeling ville gitt inntrykk av en større presisjonsgrad og detaljkunnskap enn det ekspertgruppa fant støtte for. Det påpekes at det bør gjøres vurderinger av usikkerhet knyttet både til begrenset kunnskap og naturlig variasjon, særlig i tilfeller der man havner i overgangen mellom Middels og Dårlig tilstand.



Inndeling av tilstandskategorier i forslaget til kvalitetsnorm for villrein.

Kvalitetsnormen

De aktuelle måleparameterne er delt inn i tre delnormer som på hver sin måte berører sentrale elementer innen reinens biologi og situasjonen innen dens leveområde:

Delnorm	Måleparameter
Bestandsforhold	Datokorrigert høstslaktevekt for simlekalv
	Antall kalver per 100 simle og ungdyr
	Andel eldre (≥ 3 år) bukk per voksen (≥ 1 år) simle
	Genetisk variasjon
	Helsestatus – forekomst av alvorlig meldepliktig sykdom
Lavbeiter	Lavbiomasse
Leveområde og menneskelig påvirkning	Funksjonell arealutnyttelse
	Funksjonelle trekkpassasjer

Hver delnorm gis en helhetsvurdering. I de tilfeller delnormen består av flere måleparametere, vektes disse likt og måleparameteren med den dårligste klassifiseringen bestemmer delnormens endelige tilstandsklassifisering. Det samme prinsippet gjelder når de tre delnormene skal sammenstilles til en helhetsvurderingen for det enkelte villreinområde.

Delnorm 1. Bestandsforhold

En hovedfaktor for en villreinstammes tilstand er tilgang på nok beite av høy kvalitet som et grunnlag for vekst, reproduksjon og overlevelse. Som en tommelfingerregel er veksten og størrelsen på dyrene regulert av mattilgangen på sommerbeitene, mens mattilgangen vinterstid begrenser antallet dyr og kalveproduksjonen. Naturgitte og klimatiske forhold gir stor variasjon i beitekapasiteten mellom våre villreinområder. Det er likevel klart at forvaltningen gjennom regulering av stammens størrelse er en hovedfaktor for å bestemme graden av beitekonkurranse som påvirker bestandenes produksjon og kondisjon.

De ulike måleparameterne slaktevekt for kalv, antall kalver per 100 simler og ungdyr og andel eldre bukk per simle angis i absolutte verdier. Ekspertgruppa foreslår i tillegg at en statistisk sikker trendutvikling vektlegges. I tilfelle statistisk sikker negativ trend senkes tilstandsklassifiseringen ett nivå. I tilfelle statistisk sikker positiv trend heves tilstandsklassifiseringen ett nivå.

Datokorrigert slaktevekt for kalv er en sensitiv parameter og gir et godt mål på beitenes kvalitet og flokkens tilstand. Dette beror på at kalvene er de som i størst grad påvirkes av variasjon i miljøforhold, og fordi vektene på kalvene også reflekterer mattilgangen og vektene på simlene. Høy kalvevekt om høsten øker overlevelse gjennom den første vinteren og øker sjansen for at simlene får sin første kalv som toåring. Slaktevekter samles allerede rutinemessig for en del av områdene, og burde inngå som standard datainnsamling i alle villreinområdene. Ekspertgruppa foreslår å bruke 4. september som standardiseringsdato og simlekalver som standard kjønn og følgende tilstandskategorier for høstslaktevekter for kalv:

Dårlig	Middels	God
< 15 kg	15 – 18 kg	> 18 kg

Antall kalver per 100 simler og ungdyr kan påvirkes av både ressursbegrensning, predasjon og sykdom. Forventet kalveproduksjon reflekteres i stor grad av kalvevektene, men eventuelle avvik fra forventet kalveproduksjon på en gitt vekt vil belyse tap på grunn av andre forhold enn ressursbegrensning. Et problem med kalvetellinger på villrein, er at dataene er kalv per simle og

ungdyr. Andelen unge bukker (1-2 år) og andelen unge simler som ikke reproducerer vil derfor påvirke beregningene. Variasjon i andelen unge simler som ikke reproducerer er et av forholdene som vi ønsker skal gjenspeiles i «andelen simler med kalv», mens det ideelt sett bør kunne korrigeres for andelen ungbukker som går sammen med simlene og kalvene om sommeren. Det er utviklet modeller som i noe grad kan kontrollere for dette. Ekspertgruppa foreslår følgende tilstandskategorier for antall kalv per 100 simle og ungdyr (SU):

Dårlig	Middels	God
< 35	35 – 50	> 50

Andel eldre bukk per simle. Forholdet mellom antall simler og bukker har direkte betydning for vekstpotensialet i en bestand. Jo større andel simler dess større tilvekst i form av fødte kalver. Den enkelte voksne bukk har kapasitet til å dekke mange simler. Kjønnssforholdet skal derfor være veldig skjevt før dyra ikke blir bedekket hos en så polygyn art som reinsdyr, men fravær av store bukker kan forsinke brunsten og dermed påfølgende kalving. En for skjev kjønnsratio er heller ikke ønskelig sett i et bevaringsperspektiv for å sikre at den seksuelle seleksjonen ivaretas. Andelen bukker som reproducerer påvirker også effektiv bestandsstørrelse. Effektene av disse prosessene kan være små og til dels svakt dokumentert, så høy bukkeandel innebærer et føre-var prinsipp. Det er vurdert som forvaltningsmessig positivt med en høy bukkeandel, siden bukkene har en mer ekstensiv arealbruk og fører til en bredere utnyttelse av habitatene. Det er også vurdert som en betydelig positiv opplevelsesverdi at det er store bukker i villreinområdene. Ekspertgruppa foreslår følgende tilstandskategorier for andelen eldre bukk (≥ 3 år) per simle ≥ 1 år:

Dårlig	Middels	God
< 0,20	0,20 – 0,35	> 0,35

Genetisk variasjon. Reinen i de norske villreinområdene har ulik opprinnelse, og varierer både mht. innblanding av tamrein, effektiv bestandsstørrelse og genetisk variasjon. Genetisk variasjon er viktig for å opprettholde levedyktige villreinstammer med tilstrekkelig evne til å tilpasse seg varierende miljøbetingelser på lenger sikt. Effektive analyseverktøy kan i dag gi informasjon om både genetisk strukturering av bestander, begynnende bestandsfragmentering og genetisk variasjon generelt. Den effektive bestandsstørrelsen utgjøres av de dyrene som parrer seg og er opphav til nye avkom. Dette er ofte bare en tiendedel av den totale bestanden avhengig av kjønns- og alderssammensetning. Utveksling av individer mellom nabobestander vil øke den effektive bestandsstørrelsen, mens fragmentering innen bestander vil gi en mindre effektiv bestandsstørrelse enn det områdets bestandstall skulle tilsi. Dette er forhold som rene bestandstall ikke fanger opp og gjør overvåking direkte på genetisk variasjon nødvendig. Endringer i den genetiske variasjonen skjer langsomt og det er ikke behov for årlige analyser for å følge en utviklingstrend. Bruk av den genetiske variasjonen som et mål vil også bidra til å gi grunnlag for å oppfylle målsettingen om å ivareta den genetiske integriteten til våre stedegne villreinstammer. Ekspertgruppa foreslår følgende tilstandskategorier for tap av genetisk variasjon (femårs perioder):

Dårlig	Middels	God
> 3 %	3 < tapt variasjon > 0 %	0 %

Alvorlig meldepliktig sykdom. Tilstedeværelse av en alvorlig meldepliktig sykdom kan ha store konsekvenser for arten selv, eller gi alvorlig sykdom hos andre viltarter, mennesker eller kan medføre at folkehelse- eller dyrehelsemyndighetene griper inn med føringer eller pålegg som overstyrer den vanlige forvaltningen av bestandene. Utbruddet av skrantesyke i Nordfjella viser hvordan et slikt sykdomsutbrudd kan snu opp-ned på alle andre faktorer i villreinforvaltningen.

Imidlertid er det ikke alvorlig smittsomme sykdommer som vanligvis påvirker villreinens helse og velferd mest, men snarere summen av og samvirket mellom ulike faktorer som påvirker helsen. Infeksjoner, parasitter og feil mineralbalanse kan ha betydelige effekter når de virker sammen med andre viktige miljøfaktorer. Sykdommer kan også øke effekten av endringer i miljøet eller stokastiske hendelser. Ekspertgruppa mener imidlertid at vi per dags dato har for lite kunnskap til å lage en parameter som gir et godt og tolkbart uttrykk for samspillet mellom helsestatus, andre faktorer og effekter på de ulike bestandenes tilstand, til å inkludere dette i normen. Derimot bør tilstedeværelse av alvorlige meldepliktige sykdommer inngå som en måleparameter. Ekspertgruppa foreslår kun følgende to tilstandskategorier for alvorlige meldepliktige sykdommer:

Dårlig	Middels	God
Påvist	[benyttes ikke]	Ikke påvist

Delnorm 2. Lavbeiter

Tidsforsinkelser mellom langsiktige endringer i beitetilstand (overbeiting) og kondisjon (vekter) gjør at beiteene også bør overvåkes direkte. Dette gjelder i særlig grad lavbeiter som vokser sakte og kan bruke tiår på å hente seg inn om de overbeites. Mengden av mat som er tilgjengelig vinterstid antas å være bestemmende for mengden rein et område kan bære. Villreinen har en unik evne til å fordøye og utnytte lav som vedlikeholdsfôr om vinteren. Det har derfor vært mye fokus på arealene av lavrike vegetasjonstyper innenfor villreinområdene. Lav vokser på lettdrenerte, tørre rabber ofte beliggende på sure og fattige bergarter og trives best på mer eller mindre snøfri mark. Ekspertgruppa foreslår følgende tilstandskategorier for lavbiomasse:

Dårlig	Middels	God
< 132 g/m ²	132 - 220 g/m ²	> 220 g/m ²

Delnorm 3. Leveområde og menneskelig påvirkning

Forstyrrelser og inngrep representerer viktige utfordringer knyttet til ivaretagelse av villreinen og dens leveområder. Redusert arealutnyttelse på grunn av inngrep og forstyrrelser vil blant annet kunne føre til redusert høstingspotensial og/eller redusert kondisjon. Imidlertid vil ofte bestandsforvaltningen kunne redusere bestandstettheten for å unngå nedgang i kondisjon. Det er derfor viktig å inkludere et mål på arealutnyttelse direkte.

Infrastruktur og menneskelig aktivitet kan ha betydelige effekter på villreinens arealbruk, men det er ofte svært komplekse sammenhenger mellom ulike typer infrastruktur og ferdsel. Samvariasjon mellom alle disse påvirkningsfaktorene må også settes i sammenheng med naturforhold, ressurstilgang og dynamikken i villreinbestandene. I dag er det begrensa tilgang til data som kartfester ferdsel og menneskelig aktivitet på et detaljeringsnivå som er relevant i forhold til å forstå variasjoner i reinens arealbruk. Veger, stier og skiløyper er i stor grad kartfestet, men en vet lite om mengden og intensiteten av ferdsel i områder der det ikke er gjort spesielle registreringer av dette. Det er også mangel på kunnskap om direkte sammenhenger mellom forekomst av infrastruktur og forstyrrelseseffekt på villrein. Dette gjør det utfordrende å fastsette generelle anbefalinger knyttet til bruk og forvaltning av de aktuelle arealene. Ekspertgruppa har derfor valgt å ta utgangspunkt i villreinens arealbruk og ikke menneskelig arealbruk når vi har foreslått måleparametere for denne delen av normen.

Funksjonell arealutnyttelse. I begrepet funksjonell arealutnyttelse legger vi at arealene som villreinen bruker gjennom året fyller ulike økologiske funksjoner. De viktigste funksjonsområdene

er sommerbeite, vinterbeite og kalvingsområder. Trekkpassasjer er også funksjonsområder, men er på grunn av sin særskilte betydning tatt ut som en egen måleparameter i delnormen. Måleparameterne settes på bakgrunn av vurdering av i hvilken grad villreinen har tilgang til viktige funksjonsområder gjennom året. Klassifikasjon av funksjonell arealutnyttelse blir gjort med utgangspunkt i såkalte fokusområder, som er et veletablert begrep i villreinforvaltningen, og sikter til områder hvor det er identifisert utfordringer og konflikter knyttet til arealinngrep og menneskelig aktivitet. To forhold blir vurdert: 1) Grad av arealunnavvikelse siste 10 år sammenlignet med forventningen basert på siste 50 år. 2) Samlet areal av fokusområder med redusert bruk gitt som andel av totalarealet til den aktuelle typen funksjonsområde.

Ekspertgruppa foreslår følgende fremgangsmåte og tilstandsklasser for klassifisering av funksjonell arealutnyttelse: Arealunnavvikelse i det enkelte fokusområde klassifiseres på bakgrunn av unnavvikelsesgrad. Dårlig (> 90 % unnavvikelse), Middels (50-90 % unnavvikelse) og God (< 50 % unnavvikelse). Deretter registreres fokusområdets areal (km²) i tabellen under:

Aktuelle fokusområder	Grad av arealunnavvikelse i fokusområder		
	Dårlig	Middels	God
Område 1	km ²	km ²	[ikke aktuelt]
Område 2	km ²	km ²	[ikke aktuelt]
Osv.	km ²	km ²	[ikke aktuelt]
Sum areal			[ikke aktuelt]

For å vurdere det samlede omfanget av områder hvor arealunnavvikelse er en utfordring, summeres arealene for hver av klassene Middels (50-90 %) og Dårlig (> 90 %) for hver type funksjonsområde. Det vurderes deretter om disse arealene utgjør et lite (< 10 %), middels (10-20 %) eller stort omfang (> 20 %) av total arealtilgang for den enkelte type funksjonsområde (sommerbeite, vinterbeite og kalvingsområde) innen villreinområdet. Tabellen nedenfor brukes til å fastsette endelig tilstandsklassifisering der fargekodene viser til kvalitetsnormens standard klassifiserings-system. Funksjonsområdet med dårligst tilstandsklassifisering bestemmer den endelige helhetsvurderingen av måleparameteren. Dersom tilstandsklassifiseringen for sommerbeiteområder, vinterbeiteområder og kalvingsområder eksempelvis er vurdert til henholdsvis God, Middels og Dårlig, vil det være kalvingsområdenes dårlige klassifisering som bestemmer den endelige helhetsvurderingen.

		Grad av arealunnavvikelse i fokusområder	
		50 – 90 %	> 90 %
Omfang av arealunnavvikelsen i fokusområder i forhold til arealtilgang av sommerbeite, vinterbeite og kalvingsområder	Lite		
	Middels		
	Stort		

Funksjonelle trekkpassasjer. Funksjonelle trekkpassasjer betyr at reinen har mulighet til å trekke mellom de ulike funksjonsområdene i leveområdet. Naturlige hindringer som topografi og vassdrag gir flaskehalser som er spesielt sårbare for forstyrrelser, og fysiske naturinngrep kan føre til at trekket blir helt sperret. Det er de funksjonelt viktigste trekkpassasjene innenfor villreinområdet som vurderes. Klassifiseringen av funksjonelle trekkpassasjer er basert på vurderingen av endret bruk (redusert krysningsfrekvens eller økt krysningshastighet) av historisk viktige trekkpassasjer mellom funksjonsområder. Reinens bruk av slike passasjer siste 10 år sammenlignes med forventningen basert på siste 50 år. Ekspertgruppa foreslår følgende tilstandskategorier for redusert bruk av trekkpassasjer:

Dårlig	Middels	God
> 90 %	50 – 90 %	< 50 %

Helhetsvurdering

Ved helhetsvurdering av det enkelte villreinområde inngår den samlede tilstandsklassifiseringen av hver delnorm. Delnormene vektet likt og den laveste tilstandsklassifiseringen avgjør villreinområdets samlede helhetsvurdering. I tilfeller hvor manglende data gjør at enkelte delnormer ikke kan klassifiseres, markeres dette med grå farge:

	Bestandsforhold	Lavbeiter	Leveområde og menneskelig påvirkning	Helhetsvurdering
Villreinområde 1				
Villreinområde 2				
Villreinområde 3				
Villreinområde 4				

Andre forhold

Rapporten beskriver hvordan kvalitetsnormen er tenkt gjennomført i praksis. Det er også presentert et overslag over kostnadene knyttet til en kvalitetsnormgjennomgang av de norske villreinbestandene, og til arbeidet med å etablere det nødvendige kunnskapsgrunnlaget som normen skal vurdere de ulike villreinområdene på bakgrunn av. Det gis også en begrunnelse for hvorfor andre påvirkningsfaktorer og mulige parametere ikke er inkludert. Det påpekes tematisk hvor kunnskapen ikke er tilstrekkelig for å brukes i en norm, og hva som kan gjøres av forskning for å tette kunnskapshullene.

Morten Kjørstad (morten.kjorstad@nina.no), Bjørnar Ytrehus (bjornar.ytrehus@nina.no), Olav Strand (olav.strand@nina.no), Vebjørn Veiberg (vebjorn.veiberg@nina.no), Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgard, 7485 Trondheim.

Siri Wølneberg Bøthun (post@sbnatur.no), Siri Bøthun Naturforvaltning, Holmavegen 32, 6896 Fresvik.

Vegard Gundersen (vegard.gundersen@nina.no), Norsk institutt for naturforskning, Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer.

Øystein Holand (oystein.holand@nmbu.no), Institutt for husdyr- og akvakulturvitenskap, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Postboks 5003, 1432 Ås.

Knut Madslien (knut.madslien@vetinst.no), Veterinærinstituttet, Postboks 750 Sentrum, 0106 Oslo.

Atle Mysterud (atle.mysterud@ibv.uio.no), Centre for ecological and evolutionary synthesis (CEES), Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo, Postboks 1066 Blindern, 0316 Oslo.

Ingrid Nerhoel Myren (ingrid.nerhoel@villrein.no), Norsk villreinsenter Nord, Hjerkinhusvegen 33, 2661 Hjerkin.

Tor Punsvik (fmavtpu@fylkesmannen.no), Fylkesmannen i Aust- og Vest-Agder, Postboks 788 Stoa, 4809 Arendal.

Knut H. Røed (knuth.roed@nmbu.no), Institutt for basalfag og akvamedisin, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Postboks 8146 Dep, 0033 Oslo.

Torkild Tveraa (torkild.tveraa@nina.no), Hans Tømmervik (hans.tommervik@nina.no), Norsk institutt for naturforskning, Framsenteret, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø.

Abstract

Kjørstad, M., Bøthun, S. W., Gundersen, V., Holand, Ø., Madslien, K., Mysterud, A., Myren, I. N., Punsvik, T., Røed, K. H., Strand, O., Tveraa, T., Tømmervik, H., Ytrehus, B. & Veiberg, V. (Ed.). 2017. Environmental quality standard for wild reindeer – Suggestions from an expert group. – NINA Report 1400. 193 pp.

Background and assignment

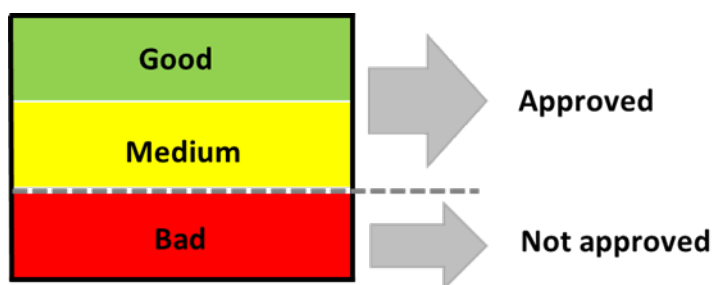
The Norwegian Environment Agency appointed an independent expert group to develop an environmental quality standard for wild reindeer, commissioned by the Ministry of Climate and Environment (KLD). Norway has an international responsibility to conserve wild reindeer. The overall objectives for management of reindeer are to ensure that the species, and its 23 subpopulations, are managed in a way that meet international obligations, and that fulfil national objectives for the conservation of viable populations within ecologically functioning habitats (Naturmangfoldloven § 5).

The wild reindeer is a challenging species to manage. It is adapted to survive in an environment with extremely variable foraging conditions requiring extensive seasonal movements. During winter, reindeer rely on vulnerable and slowly regenerating lichens. The seasonal migrations between foraging areas occur in an alpine landscape where the available area has been reduced and increasingly fragmented, due to an increasing degree of human development and disturbance. Management of reindeer is therefore primarily focused on the need: a) to balance the population size relative to the available foraging resources through adaptive harvest policies, and b) to secure reindeer habitat in competition with human development and disturbance through land use management policies. The management of wild reindeer affects, and is affected by, energy-, and infrastructure development as well as rural economy and new trends in the use of mountain ranges for recreational purposes. In addition, we are faced with new challenges such as climate change and disease outbreaks.

The expert group has assessed the knowledge base of wild reindeer in general, and for each of the 23 Norwegian subpopulations, as well as identified parameters for measuring their current status and impact factors.

Classification system

In the expert group's mandate, it was emphasized that the classification system for the environmental quality standard should not be more complicated than necessary. There was agreement on a three-level scale (Good, Medium and Bad) with a color indication and meaning following a clear "traffic light analogy". A finer division would give an impression of a greater degree of precision and detailed knowledge than that which is available. Uncertainty is linked to both limited knowledge and unpredictable environmental variation. Hence, assessments of the uncertainty should be made, especially in cases of transition between the medium and the poor state.



Division of current state categories in the environmental quality standard for wild reindeer.

The quality standards

The relevant measurement parameters are divided into three sub-criteria, which in turn affect key elements within the reindeer's biology and the situation within its habitat.

Sub-criteria	Parameter
Population status	Date corrected autumn body mass for calf
	Number of calves per 100 adult females and yearlings
	Proportion adult (≥ 3 year) males per adult (≥ 1 year) female
	Genetic diversity
	Health status – presence of notifiable disease
Lichen resources	Lichen biomass
Habitat and human disturbance	Functional space use
	Functional connectivity

When a sub-criteria consists of multiple parameters, the parameters are weighted equally and the one with the lowest score determines the total assessment. The same principle is used when the three sub-criteria is combined to give an overall quality assessment for each wild reindeer area.

Sub-criteria 1. Population status

A main factor for population condition is access to enough quality forage as a basis for growth, reproduction and survival. As a general rule, growth and size of the animals is determined by summer feeding resources, whereas calf production and the number of reindeer an area can hold, is determined by winter feeding resources. Environmental and climatic conditions cause large differences in carrying capacity between Norwegian reindeer areas. It is nevertheless clear that management through harvest regulation of the population size is a major factor in determining the degree of grazing competition that affects the production and body condition of reindeer. The different parameters, calf body mass, proportion of breeding females and population sex ratio are given in absolute values. The expert group also proposes that statistically significant trends should be included in the assessments. In the event of a negative trend, the state classification should be lowered by one level. In the event of a positive trend, the state classification should raise by one level.

Body mass (slaughtered) for calves (corrected for date) is a sensitive parameter reflecting body condition. This is because calves are the age class that are influenced to the greatest extent by environmental variation, and because body mass of calves reflect the grazing conditions and

the body mass of their mothers. High body mass of calves in autumn increases survival through the first winter and increases the likelihood of onset of reproduction as two-year-old. Calf body masses are already gathered routinely in some of the reindeer areas, but should be included as standard data collection in all areas. The expert group proposes to use September 4th as the standardization date, and female sex as the standard gender, and the following assessment categories for physical condition using calf body mass (slaughter) during fall:

Bad	Medium	Good
< 15 kg	15 – 18 kg	> 18 kg

The number of calves per 100 adult females and yearlings is affected by both resource limitation, predation and disease. Expected calf production is largely reflected in calf body mass, and any deviations from expected calf production for a given body mass will indicate losses due to factors other than resource limitation. A limitation with calving surveys in wild reindeer is that data is collected as calves per adult females plus yearlings (of both sexes). Both the proportion of young males (1-2 years) and the proportion of non-breeding females will therefore affect the estimations. Variation in the proportion of non-breeding, yearling females is one of the targets for the index, while ideally it should be possible to correct for the proportion of yearling males in the calving herds. Models have already been developed to, partly, account for this. The expert group proposes the following condition categories for number of calves per 100 females and yearlings:

Bad	Medium	Good
< 35	35 – 50	> 50

The proportion of adult males to females has a direct influence on herd productivity. The larger the proportion of females, the more calves will be produced. Each individual adult male has the capacity to inseminate many females. The sex ratio must therefore be greatly skewed before access to males limit female reproduction in a polygynous species such as the reindeer. However, a low proportion of males can delay the date of conception and subsequently the calving date. A too skewed sex ratio is not desirable in a conservation perspective where a certain level of sexual selection is desired. The proportion of males siring offspring also affects the effective population size. The effects of these processes can be small and, in some cases, not well documented, thus having a high proportion of adult males implies application of the precautionary principle. A high proportion of males is considered as positive from a management perspective as males have a more extensive space use and a wider utilization of different habitats. It is also considered as a significant positive aesthetical value that there are large males in the reindeer populations. The expert group proposes the following categories of adult males (≥ 3 years) per female ≥ 1 year:

Bad	Medium	Good
< 0,20	0,20 – 0,35	> 0,35

Genetic diversity. The reindeer populations of Norway have different origins, and they vary regarding the extent of interbreeding with semi-domestic reindeer, effective population size and genetic variation. Genetic variation is important for maintaining viable populations and their capacity for adaptation during environmental change in the long term. Effective genetic assessment tools can now provide information on both genetic structuring of sub-populations, initial effects

of habitat fragmentation, and genetic variation in general. The individuals siring offspring and giving birth comprise the effective population size. This is often only a tenth of the total population, depending on sex ratio and age composition. Exchange of individuals between neighbouring populations will increase the effective population size, while fragmentation within reindeer areas will give a lower effective population size than the population counts alone would indicate. These conditions are not captured by population counts alone, and will require monitoring directly on genetic variation. Changes in the genetic variation are slow and there is no need for annual sampling to detect changing trends. Using genetic variation as a target will also help to provide the basis for fulfilling the objective of securing the genetic integrity of local reindeer populations. The expert group proposes the following condition categories for loss of genetic variation (5-years periods):

Bad	Medium	Good
> 3 %	3 < lost variation > 0 %	0 %

Detection of notifiable diseases. The presence of a notifiable disease with the potential for being zoonotic or demonstrating spill-over to livestock will mean that public health and/or veterinary authorities can intervene and override normal population management. The outbreak of Chronic Wasting Disease in the Nordfjella subpopulation shows how outbreaks of a serious infectious disease override all other aspects of reindeer management. However, the health status and welfare of reindeer is normally more affected by other, less spectacular diseases, which are not notifiable. Health status is rarely a result of presence/absence of a particular pathogen, but rather the sum of and the interaction between multiple factors that affect health. Infections, parasites and mineral deficiencies can have significant effects when combined with other important environmental factors, and may also increase the impact of environmental changes and stochastic events. Still, the expert group conclude that we have too little knowledge about health status and effects on the fitness of populations to include this in the standard. Consequently, the expert group proposes that detection of notifiable diseases should be included as a parameter, with the following two categories:

Bad	Medium	Good
Diagnosed cases	[not used]	No diagnosed cases

Sub-criteria 2. Lichen resources

Reindeer has a unique ability to digest and utilize lichen as maintenance feed in the winter. There has therefore been a lot of focus on the areas of lichen heaths within the reindeer areas. Lichen grows on well-drained, dry ridges often located on acidic and poor soils and thrives best on more or less snow-free ground. Time-lags between long-term changes in pasture conditions (overgrazing) and condition of reindeer (body mass) means that pasture conditions should also be monitored directly. This is especially important for lichen heaths that grow slowly and may need decades to recover after periods of overgrazing. The amount of food available in winter is assumed to determine the overall carrying capacity of reindeer. The expert group propose the following categories of condition of lichen resources:

Bad	Medium	Good
< 132 g/m ²	132 - 220 g/m ²	> 220 g/m ²

Sub-criteria 3. Habitat and human disturbance

Human disturbances and habitat modification represent important challenges related to the conservation of wild reindeer and their habitats. Reduced area utilization due to human activities can lead to reduced herd productivity and/or reduced body condition. However, management can often reduce population density to avoid adverse effects such as a decrease in body condition and hence buffer the effects of human influence to some extent. It is therefore important to include a direct assessment of land use in the standard.

Infrastructure and human activity can have significant impacts on reindeer space-use, but there are often very complex relationships between different types of infrastructure and the amount of human activity or traffic. The correlation between all these impact factors are also linked to environmental conditions, access to forage resources, and the overall dynamics of the reindeer populations. There is today limited access to data that maps traffic and human activity at a level of detail relevant to understand variations in reindeer space use. Roads and hiking/skiing trails are mostly available on maps, but we know little about the distribution and intensity of use. There is also a lack of knowledge about the shape of the relationship between the occurrence of infrastructure and the resulting disturbance effect on reindeer. This makes it challenging to establish general recommendations regarding land use and reindeer management. Therefore, the expert group has chosen to base measurement parameters for this part of the standard on the space use of reindeer rather than directly on human land use.

Functional space use. We use the concept of functional space use to convey the idea that areas used by reindeer during a year have different ecological functions. The main functional areas are 1) summer grazing areas, 2) winter grazing areas and 3) calving areas. Migration corridors are also functional areas, but due to their particular importance, they are taken out as a separate measurement parameter in this sub-criteria. The measurement parameters are based on the assessment of the extent to which reindeer have access to key functional areas throughout the year. The classification of functional space use is based on so-called focal areas, which is a well-established concept in reindeer management, and targets areas where challenges and conflicts related to area intervention and human activity have been identified. Two conditions are considered: 1) Degree of space use avoidance during the past 10 years compared with expectations based on the last 50 years. 2) Total area of the focal areas with reduced use given as a percentage of the total area for the particular type of functional area.

The expert group proposes the following condition categories for reduction of functional area utilization: The area avoidance in the different focal areas is classified based on the degree of avoidance. > 90 % avoidance is classed as Bad, 50-90 % avoidance as Medium, and < 50 % avoidance as Good. The exact area of the focus area is then entered in the table below:

Focal areas	Degree of reduction in use of focal area		
	Bad	Medium	Good
Area 1	km ²	km ²	[not relevant]
Area 2	km ²	km ²	[not relevant]
Etc.	km ²	km ²	[not relevant]
Sum area			[not relevant]

To evaluate the overall extent of areas with reduced space use, the areas classified as Medium (50-90 %) or Bad (> 90 %) are summarized separately for every functional area category. Then,

it is considered whether these summed areas represent a small (< 10 %), medium (10-20 %) or large extent (> 20 %) of the total area available for each category of functional area (summer grazing, winter grazing or calving area). The table below is then used to set the final classification for the parameter. The colour codes refer to the classification system used throughout the environmental quality standard. The functional area category with the worst condition score, defines the final overall parameter classification. E.g. if the summer grazing area, winter grazing area and calving area are classified as Good, Medium and Bad, respectively, it will be the calving area's poor classification that determines the overall parameter classification.

		Reduced use of focal areas	
		50 – 90 %	> 90 %
The extent of the total summer grazing areas, winter grazing areas or calving areas that has experienced reduced area utilization	Small		
	Medium		
	Large		

Functional connectivity. Functional connectivity refers to whether the reindeer have the opportunity to migrate seasonally between the different functional areas in the reindeer area. Natural obstacles such as topography and watercourses provide bottlenecks that are particularly vulnerable to additional anthropogenic disturbances, and physical infrastructure can cause the migration corridors to be completely blocked. It is the most important migration corridors within the reindeer area that are assessed. The classification of functional migration corridors is based on the assessment of changed space use (reduced frequency of crossover or increased crossing speed) of historically important migration corridors between functional areas. Reindeer use of such corridors over the past 10 years is compared to the expectation based on the last 50 years. For functional connectivity, the expert group proposes the following categories expressing the percentage reduction in the use of migration corridors:

Bad	Medium	Good
> 90 %	50 – 90 %	< 50 %

Total assessment

In the total quality assessment for a wild reindeer area, the overall classification of each sub-criteria is used. The sub-criterias are weighted equally and the one with the lowest score determines the total quality assessment. In cases where classification of a given sub-criteria cannot be made due to lack of data, this is indicated with grey in the total assessment table.

	Population status	Lichen resources	Habitat and human disturbance	Total assessment
Wild reindeer area 1				
Wild reindeer area 2				
Wild reindeer area 3				
Wild reindeer area 4				

Other issues

This report also describes how the quality standard is thought to be implemented in practice. An estimate of the economic costs associated with an environmental quality standard assessment

of the 23 Norwegian reindeer populations has also been presented, as well as how to establish the necessary knowledge base to enable assessment of the various reindeer areas according to the standard. Underlying reasons for the exclusions of additional drivers and possible parameters are also discussed. A thematic overview of knowledge gaps and the way forward towards an enhanced standard is indicated.

Morten Kjørstad (morten.kjorstad@nina.no), Bjørnar Ytrehus (bjornar.ytrehus@nina.no), Olav Strand (olav.strand@nina.no), Vebjørn Veiberg (vebjorn.veiberg@nina.no), Norwegian institute for nature research, P.O. Box 5685 Torgard, NO-7485 Trondheim, Norway.

Siri Wølneberg Bøthun (post@sbnatur.no), Siri Bøthun Naturforvaltning, Holmavegen 32, NO-6896 Fresvik, Norway.

Vegard Gundersen (vegard.gundersen@nina.no), Norwegian institute for nature research, Vormstuguvegen 40, NO-2624 Lillehammer, Norway.

Øystein Holand (oystein.holand@nmbu.no), Department of animal and aquacultural sciences, Norwegian university of life sciences, P.O. Box 5003, NO-1432 Ås, Norway.

Knut Madslie (knut.madslie@vetinst.no), Norwegian veterinary institute, P.O. Box 750 Sentrum, NO-0106 Oslo, Norway

Atle Myrsterud (atle.mysterud@ibv.uio.no), Centre for ecological and evolutionary synthesis (CEES), Department of biosciences, University of Oslo, P.O. Box 1066 Blindern, NO-0316 Oslo, Norway.

Ingrid Nerhoel Myren (ingrid.nerhoel@villrein.no), Norwegian wild reindeer centre North, Hjerkinhusvegen 33, NO-2661 Hjerkin, Norway.

Tor Punsvik (fmavtpu@fylkesmannen.no), Fylkesmannen i Aust- og Vest-Agder, P.O. Box 788 Stoa, NO-4809 Arendal, Norway.

Knut H. Røed (knuth.roed@nmbu.no), Department of basic sciences and aquatic medicine, Norwegian university of life sciences, P.O. Box 8146 Dep, NO-0033 Oslo, Norway.

Torkild Tveraa (torkild.tveraa@nina.no), Hans Tømmervik (hans.tommervik@nina.no), Norwegian institute for nature research, Framsenteret, P.O. Box 6606 Langnes, NO-9296 Tromsø, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	9
Innhold	16
Forord	19
1 Bakgrunn	21
1.1 Bestillingen fra Miljødirektoratet og gruppas mandat.....	21
1.2 Ekspertgruppas sammensetning og arbeid.....	22
1.3 Hva er en miljøkvalitetsnorm?	25
1.4 Villreinen som ansvarsart	25
1.5 Aktører og roller i villreinforvaltningen	26
1.5.1 De offentlige aktørene	26
1.5.2 De private aktørene	29
1.5.3 Andre aktører	30
1.6 Juridisk rammeverk.....	31
1.6.1 Naturmangfoldloven.....	31
1.6.2 Viltloven.....	31
1.6.3 Hjorteviltforskriften	32
1.6.4 Plan- og bygningsloven (PBL)	32
1.6.5 Forskrift om konsekvensutredninger	33
1.6.6 Energilovgivningen.....	33
1.6.7 Lov om motorferdsel i utmark	34
1.6.8 Lov om friluftslivet (Friluftsloven).....	34
1.6.9 Forskrift om planlegging og godkjenning av landbruksveier	34
1.6.10 Fjelloven.....	35
1.6.11 Reindriftsloven	35
1.7 Nasjonale villreinområder og europeiske villreinregioner	35
1.7.1 Regionale planer for nasjonale villreinområder	35
1.7.2 Europeiske villreinregioner	40
2 Dagens kunnskapsgrunnlag om villrein	43
2.1 Villreinområdene.....	43
2.2 Naturlige gradienter	45
2.3 Privat og offentlig organisering	47
2.4 Statusvurdering av kunnskapsgrunnlaget for de 23 villreinområdene	48
2.4.1 Det nasjonale overvåkingsprogrammet for hjortevilt	50
2.4.2 Helseovervåkingsprogrammet for hjortevilt og moskus	51
2.4.3 Arealbruk.....	51
2.4.4 Vegetasjonskartlegging	52
2.4.5 Infrastrukturdata og ferdselskartlegging	52
3 Tematisk kunnskapsstatus og drøfting av mulige måleparametere for en miljøkvalitetsnorm	54
3.1 Effekter av miljøforhold og individkvalitet på bestanders produktivitet og dynamikk.....	54
3.1.1 Klima påvirker miljøbetingelser og mattilgang.....	54
3.1.2 Energibalansen styrer tilvekst og kalveproduksjon	54
3.1.3 Fjernmålinger av vegetasjon som forklaringsvariabel for kalvevekter og kalvetilgang.....	55
3.1.4 Aktuelle måleparametere i en kvalitetsnorm	63
3.2 Reinens beiteressurser – bruk og kartlegging.....	66
3.2.1 Reinens bruk og valg av områder.....	66

3.2.2	Sommerbeite - avgjørende for vekst	66
3.2.3	Vinterbeite – husholdning med knappe ressurser	67
3.2.4	Behovet for overvåking av beiteressursene	69
3.2.5	Kartlegging av beiteressursene i de ulike villreinområder	71
3.3	Effekter av store rovdyr og jakt	75
3.3.1	Direkte effekter av store rovdyr	75
3.3.2	Effekter av store rovdyr på helsetilstand	76
3.3.3	Indirekte effekter av store rovdyr	77
3.3.4	Effekter av selektiv jakt	77
3.3.5	Indirekte effekter av demografi på kalving	78
3.3.6	Seleksjon og evolusjonære effekter	78
3.3.7	Indirekte evolusjonære effekter	79
3.3.8	Aktuelle måleparametere	79
3.4	Genetisk variasjon	80
3.4.1	Genetiske årsaks-virkingssammenhenger	80
3.4.2	Genetisk variasjon ved bruk av genetiske markører	81
3.4.3	Genetisk variasjon, differensiering og opprinnelse til norsk villrein	81
3.4.4	Rondane/Dovre-regionen	83
3.4.5	Langfjella-regionen	83
3.4.6	Genetisk differensiering - årsakssammenhenger	85
3.4.7	Effektiv vs. total bestandsstørrelse	85
3.4.8	Hvor stor bør den effektive bestandsstørrelse være?	86
3.4.9	Overvåking av genetisk variasjon og struktur	87
3.4.10	Skalering/måleskala ved bruk av genetisk verktøy i en kvalitetsnorm	88
3.4.11	Grenseverdier for tap av genetisk variasjon	88
3.5	Sykdom og helse	90
3.5.1	Manglende kunnskap om forekomst og effekt av sykdom	93
3.5.2	Alvorlige meldepliktige sykdommer	93
3.5.3	Sykdommer, infeksjoner og infestasjoner som allerede finnes i Norge	96
3.5.4	Andre helsevariabler	103
3.5.5	Måleparameter for kvalitetsnorm: Fravær/tilstedeværelse av alvorlige meldepliktige sykdommer	104
3.5.6	Mål for helsetilstand - kartlegging og overvåking av sykdom	104
3.6	Effekter av menneskelig aktivitet på villreinens bruk av arealer og ressurser i landskapet	105
3.6.1	Menneskelig aktivitet og inngrep som påvirkningsfaktor	105
3.6.2	Småskalaeffekter og atferdsendringer	106
3.6.3	Storskala unntakelseseffekter	108
3.6.4	Barrierer og barrierevirkninger	110
3.6.5	Grad av respons er avhengig av type forstyrrelse	110
3.6.6	Fluktrespons	113
3.6.7	Sensitive enheter for villrein	113
4	Klassifiseringssystem for miljøkvalitetsnormen	117
4.1	Valg av klassifiseringssystem	117
4.2	Helhetlig vurdering basert på flere måleparametere	118
4.3	Vurdering av usikkerhet og trendutvikling	118
4.4	Samlet fremstilling av områdespesifikke kvalitetsvurderinger	119
5	Forslag til konkrete måleparametere til kvalitetsnormen	120
5.1	Delnorm bestandsforhold	121
5.1.1	Datokorrigert høstvekt for kalver	121
5.1.2	Andel eldre bukker per simle	125
5.1.3	Kalveproduksjon (kalv per 100 simle og ungdyr)	129
5.1.4	Genetisk variasjon	132
5.1.5	Helsestatus – påvisning av alvorlig meldepliktig sykdom	133

5.2	Delnorm lavbeiter.....	133
5.2.1	Eksempel Hardangervidda	134
5.3	Delnorm leveområde og menneskelig påvirkning	136
5.3.1	Metodikk for klassifisering.....	137
5.3.2	Funksjonell arealutnyttelse	138
5.3.3	Funksjonelle trekkpassasjer	140
5.4	Helhetsvurdering og behov for tiltak	141
6	Påvirkningsfaktorer	143
6.1	Klima	143
6.2	Predasjon.....	144
6.3	Lokal og regional forvaltning.....	149
6.3.1	Betydningen av forvaltningens organisering	149
6.3.2	Bestandsforvaltning	149
6.3.3	Arealforvaltning	151
6.4	Effekter av sau på høyfjellsøkosystemet.....	154
6.5	Ferdsel	155
6.6	Helse.....	156
7	Kostnadsoverslag	157
7.1	Bestandsdata	159
7.2	Budsjett for overvåking av genetisk variasjon i norske villreinbestander.....	160
7.2.1	Nasjonal biobank for villrein.....	160
7.2.2	Kartlegging av genetisk variasjon	161
7.3	Helseundersøkelse	161
7.4	Overvåking av lavbeiter	161
7.4.1	Feltbaserte målinger	161
7.4.2	Satellittbaserte målinger	162
7.5	Leveområde og menneskelig påvirkning.....	162
7.5.1	Utvikling av mal for kunnskapsgenerering.....	162
7.5.2	Normvurdering av 23 villreinområder	162
8	Mangelfullt kunnskapsgrunnlag	166
8.1	Helse.....	166
8.2	Effekter av jakt og predasjon	167
8.3	Leveområde og menneskelig påvirkning.....	168
8.4	Habitatets funksjonalitet	168
8.5	Variasjon i miljømessige betingelser	169
8.6	Klimaendring og effekter på leveområdene	169
8.7	Fjernmåling	170
8.8	Genetisk variasjon – utvikling av ny og mer informativ teknologi	170
9	Referanser.....	171
10	Vedlegg	187
10.1	Vedlegg 1 – Definisjoner og sentrale begreper	187
10.2	Vedlegg 2 – Beiteklasser.....	189
10.3	Vedlegg 3 – Fordeling av ulike vegetasjonsklasser innen villreinområdene	190
10.4	Vedlegg 4 – Alvorlige meldepliktige sykdommer som kan ramme villrein i Norge	192

Forord

Miljødirektoratet har oppnevnt en uavhengig ekspertgruppe for utvikling av en miljøkvalitetsnorm for villrein etter oppdrag fra Klima- og miljødepartementet (KLD). Ekspertgruppa skal levere rapport til Miljødirektoratet med faggrunnlag og forslag til miljøkvalitetsnorm for villrein med klassifiseringssystem i henhold til fastsatt mandat. Ekspertgruppas mandat er omtalt i kap. 1.1.

Ekspertgruppa er sammensatt av 13 personer som samlet sett dekker et bredt kompetanseområde. Personene er oppnevnt på bakgrunn av sin spesialkompetanse innen ett eller flere områder ansett som relevant for de problemstillingene mandatet omfatter. Medlemmene er personlig oppnevnt og representerer ikke den institusjonen de er ansatt i. Miljødirektoratet har likevel vektlagt at de viktigste kompetansemiljøene er representert med tanke på forankring og legitimitet. Det er også vektlagt at gruppa har tilstrekkelig forvaltningsrelatert kompetanse. Ekspertgruppas sammensetning er omtalt i kap. 1.2.

I tillegg til ekspertgruppa har følgende fagpersoner bidratt i arbeidet med rapporten: Monica Ruano (NINA), tilrettelegging og sammenstilling av kartdata; Bernt Johansen (Norut), sammenstilling av satellittbaserte vegetasjonsdata for villreinområdene; Marit Vorkinn (Fylkesmannen i Oppland), foredrag om arealutfordringer i villreinforvaltningen og konstruktive innspill til rapportarbeidet; Anders Mossing (Norsk villreinsenter Sør), sammenstilling av data fra de regionale planene for nasjonale villreinområder; Bram Van Moorter (NINA), orientering om forskningsrådsprosjektet RenRein og presentasjon av arbeidet med å utvikle et modellverktøy for habitat funksjonalitet; Mari Tovmo og Henrik Brøseth (Rovdata), sammenstilling av data over forekomst av rovvilt i villreinområdene; Audun Stien (NINA), faglige råd knyttet til estimering av usikkerhet og trendanalyser.

Vemund Jaren har vært Miljødirektoratets ansvarlige for prosjektet. Han har vært løpende orientert om ekspertgruppas arbeid og deltatt på gruppas møter med status som observatør. Jaren har også bistått med avklaringer underveis i arbeidet, bidratt med bakgrunnsstoff til kapittel 1, og gitt gode innspill til rapportens lesbarhet og struktur.

Vebjørn Veiberg (NINA) har vært fagsekretær for ekspertgruppa og har gjort en betydelig jobb med koordinering av gruppas arbeid, bestillinger og gjennomgang av skriftlige leveranser og sammenskriving av rapporten. Vi vil også takke Kari Sivertsen (NINA) for assistanse med illustrasjoner og layout på rapporten, og Siri A. Svendsen (NINA), Jorunn Pettersen (NINA) og Stine Lund (NINA) for administrativ bistand i arbeidet.

Arbeidet med å utvikle forslag til miljøkvalitetsnorm for villrein har vært både faglig interessant og krevende, og det har vært mange konstruktive diskusjoner underveis. Det er første gang det utvikles en miljøkvalitetsnorm for en terrestrisk art. Det har likevel vært svært nyttig å trekke lærdom av arbeidet med kvalitetsnormen for laks og utarbeidingen av et fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Vi ønsker derfor også å takke Eva B. Thorstad (NINA) og Signe Nybø (NINA) for gode diskusjoner rundt de to arbeidene.

Vi håper at det presenterte forslaget til kvalitetsnorm for villrein vil bidra til en best mulig forvaltning av villreinen og dens leveområder inn i framtiden.

Ekspertgruppa ble oppnevnt i januar 2017 og rapport ble levert til Miljødirektoratet den 7. desember 2017. På vegne av ekspertgruppa vil jeg takke Miljødirektoratet for et meget givende oppdrag.

Morten Kjørstad
Ekspertgruppas leder

1 Bakgrunn

I St.meld. nr. 14 (2015–2016) *Natur for livet – Norsk handlingsplan for naturmangfold* (Naturmangfoldmelding) omtales villreinarbeidet i kap. 5 Bærekraftig bruk og god tilstand i økosystemene, under hovedøkosystem fjell (kap. 5.5.6). Det vises her blant annet til at regjeringen med bakgrunn i de regionale planene for nasjonale villreinområder vil arbeide for å sikre villreinen og dens leveområder i utbyggingssaker og i kommunale arealplaner, og at de regionale planene må følges opp gjennom utarbeidelse av handlingsplaner samt implementering i kommuneplaner i de ulike regionene. Videre heter det: "Kunnskapsgrunnlaget om villreinens levevilkår er godt, men det er uenighet om effekten av den samlede belastningen av ulike tiltak i villreinens leveområder. For å konkretisere og operasjonalisere forvaltningsmålet og kunne vise hvilke tiltak som påvirker villreinen positivt eller negativt, vil regjeringen vurdere om det skal utvikles en kvalitetsnorm for villrein. Oppfølgingen av en kvalitetsnorm vil i så fall bidra til å styrke et felles kunnskapsgrunnlag for villreinforvaltningen framover".

Naturmangfoldmeldinga peker også på at klimaendringene vil påvirke naturmangfoldet i stadig økende grad, og at dette får betydning for naturforvaltningen på flere måter. Begrensning av annen negativ miljøpåvirkning kan redusere den samlede belastningen på naturen. Under omtalen av tilstand og påvirkninger for hovedøkosystemene framholdes det at villreinens tilgang på mat blir påvirket av klimavariasjoner. Mildere og fuktigere vinterklima kan føre til nedising og utilgjengeliggjøring av vinterbeite. Dette kan føre til nedsatt kondisjon og økt dødelighet, og øke villreinens behov for bruk av randområder der tilgangen er begrenset av menneskeskapte barrierer og andre forstyrrelser. Samtidig kan et mildere klima gi lengre barmarks- og vekstsesong som kan motvirke eventuelle negative effekter av endret vinterklima.

Ved behandlingen av Naturmangfoldmeldinga i Stortinget 23. mai 2016 ble det fattet vedtak om at: "Stortinget ber regjeringen utarbeide en kvalitetsnorm for villrein, og vurdere kvalitetsnorm for flere utvalgte arter". Dette ble fulgt opp av Klima- og miljødepartementet (KLD) i et supplerende tildelingsbrev til Miljødirektoratet 29. juni 2016: "På bakgrunn av dette ber vi direktoratet gjennomføre et arbeid med å utarbeide faggrunnlag for en kvalitetsnorm for villrein". Videre er dette omtalt i statsbudsjettet for 2017 (Prop. 1 S (2016–2017) for KLD): "I tråd med Stortingets vedtak til naturmangfoldmeldinga vil det i 2017 bli utarbeidd ein miljøkvalitetsnorm for villrein". I tildelingsbrevet fra KLD for 2017 heter det at Miljødirektoratet skal "levere forslag til kvalitetsnorm for villrein innen 31.12.2017".

1.1 Bestillingen fra Miljødirektoratet og gruppas mandat

I samråd med Klima- og miljødepartementet fant Miljødirektoratet det hensiktsmessig å etablere en uavhengig ekspertgruppe som skulle gjennomføre det faglige arbeidet med utvikling av forslag til kvalitetsnorm. Ekspertgruppa ble sammensatt av 13 personer som samlet sett dekker et bredt kompetanseområde, og gruppa ble driftet av leder med sekretariat ved Norsk institutt for naturforskning.

Ekspertgruppa fikk i oppdrag å levere rapport til Miljødirektoratet innen 1. desember 2017 med faggrunnlag og forslag til miljøkvalitetsnorm for villrein, jf. Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven) § 13. I ekspertgruppas mandat ble det spesifisert at arbeidet og rapporten blant annet skal inneholde en gjennomgang og vurderinger av:

- Relevant kunnskapsgrunnlag om villrein generelt og for de enkelte 23 villreinområdene

- Relevante eksisterende dataserier og datakilder, herunder hvilken geografisk dekning og innsamlingsfrekvens de har
- Hvilke parametere som kan inngå i en kvalitetsnorm, herunder om og eventuelt hvordan det bør skilles mellom parametere som beskriver økologisk tilstand og parametere som beskriver menneskelig påvirkning
- Hvor mange og hvilke klasser som bør inngå i et klassifiseringssystem for de aktuelle parametrene, og hvordan grenseverdiene mellom disse kan beskrives. Det bør her legges vekt på at systemet ikke skal være mer komplisert enn nødvendig
- Om det er nødvendig eller hensiktsmessig å skille mellom små og større villreinbestander ved fastsetting av kvalitetsnormen og klassifiseringen etter normen

Dersom det viser seg nødvendig å skille mellom parametere for økologisk tilstand og menneskeskapte påvirkningsfaktorer, jf. kvalitetsnormen for villaks, skal ekspertgruppa foreslå måleparametere for påvirkningsfaktorene og hvordan disse kan klassifiseres etter hvordan de påvirker måloppnåelse etter normen på kort og lang sikt.

På bakgrunn av de nevnte vurderingene, ble ekspertgruppa bedt om å fremme forslag til kvalitetsnorm for villrein med anbefalte måleparametere og anbefalt omløpstid for klassifisering av bestandene i forhold til normen. Forslaget til kvalitetsnorm og klassifiseringssystem skal så langt det er mulig basere seg på eksisterende og tilgjengelig kunnskap og datagrunnlag. Dersom det er nødvendig å supplere eller etablere nytt datagrunnlag for de anbefalte parametrene, skal det angis nødvendig tidshorisont og kostnader med å få dette på plass. Det samme gjelder for eventuelle anbefalinger om utvikling og/eller bruk av ny teknologi. Det skal også utredes og angis periodiserte kostnader med klassifisering av villreinbestandene i forhold til kvalitetsnormen, og til eventuelle påvirkningsanalyser.

Formålet med utarbeidelsen av en kvalitetsnorm for villrein er å konkretisere og operasjonalisere forvaltningsmål og kunne vise til hvilke tiltak som påvirker villreinen positivt eller negativt. Dette skal styrke det felles kunnskapsgrunnlaget for villreinen framover.

1.2 Ekspertgruppas sammensetning og arbeid

Medlemmene i ekspertgruppa for utvikling av forslag til miljøkvalitetsnorm for villrein (heretter ekspertgruppa) er oppnevnt på bakgrunn av sin spesialkompetanse innen ett eller flere områder ansett som relevant for de problemstillingene mandatet omfatter. Medlemmene er personlig oppnevnt og representerer ikke den institusjonen de er ansatt i. Miljødirektoratet har likevel vektlagt at de viktigste kompetansemiljøene er representert med tanke på forankring og legitimitet. Det er også vektlagt at gruppa har tilstrekkelig forvaltningsrelatert kompetanse. Ekspertgruppa kunne søke bistand fra andre aktuelle fagmiljøer eller personer på spesifikke tema.

Det ble etablert et sekretariat ved Norsk institutt for naturforskning for faglig og administrativ bistand til ekspertgruppa. Vebjørn Veiberg, NINA, har fungert som gruppas fagsekretær. Ingrid Nerhoel Myren, Norsk villreinsenter Nord, har fungert som administrativ sekretær.

Vemund Jaren har vært Miljødirektoratets ansvarlige for prosjektet. Han har vært løpende orientert om ekspertgruppas arbeid og deltatt på gruppas samlinger med status som observatør. Jaren har også bistått med avklaringer underveis i arbeidet, og har bidratt vesentlig med bakgrunnsstoff til rapportens kap. 1.



Morten Kjørstad

morten.kjorstad@nina.no

Stilling: Forskningsjef, terrestrisk avdeling, NINA.

Hovedarbeidsområde: Hjortevilt og store rovdyr.

Har også arbeidet med: Rovviltforvaltning, metodikk for bestandsovervåking av store rovdyr, tap av husdyr og tamrein og forebyggende tiltak.



Atle Mysterud

atle.mysterud@ibv.uio.no

Stilling: Professor, Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo.

Hovedarbeidsområde: Trekkemonster hos hjortedyr, effekter av jakt på bestander og økologiske problemstillinger knyttet til hjortedyr generelt.

Har også arbeidet med: Økologiske effekter av sauebeiting i fjellet, flåttbårne sykdommer.



Torkild Tveraa

torkild.tveraa@nina.no

Stilling: Seniorforsker, NINA Tromsø.

Hovedarbeidsområde: Populasjonsdynamikk, livshistoriestrategier, predator-byttedyr interaksjoner, klimaeffekter, fjernmåling, biodiversitet.

Har også arbeidet med: Polarforskning og sjøfugl.



Hans Tømmervik

hans.tommervik@nina.no

Stilling: Seniorforsker, NINA Tromsø.

Hovedarbeidsområde: Vegetasjonsøkologi, fjernmåling og reinbeiteøkologi.

Har også arbeidet med: Forurensning, klima, tradisjonell kunnskap, kulturminner og vegetasjonsslitasje.



Olav Strand

olav.strand@nina.no

Stilling: Forsker I, NINA Trondheim.

Hovedarbeidsområde: Villrein og fjelløkologi, arealbruk, overvåking, problemstillinger knyttet til bestands- og arealforvaltning.

Har også arbeidet med: Fjellrev, rovvilt, forurensning, høsting.



Ingrid Nerhoel Myren

ingrid.nerhoel@villrein.no

Stilling: Fagkonsulent, Norsk villreinsenter Nord.

Hovedarbeidsområde: Villrein, formidling og tilgjengeliggjøring av villreinkunnskap.

Har også arbeidet med: Sekretariat for FoU-prosjekter angående villrein, ferdsel og forstyrrelser.



Vegard Gundersen

vegard.gundersen@nina.no

Stilling: Seniorforsker, NINA Lillehammer.

Hovedarbeidsområde: Friluftsliv, naturbruk, naturforvaltning og forholdet mellom menneske og natur.

Har også arbeidet med: Barskogøkologi, truede arter og skogforvaltning.



Knut Madslien

knut.madslien@vetinst.no

Stilling: Veterinær, PhD, fagansvarlig vilthelse, Veterinærinstituttet.

Hovedarbeidsområde: Helseovervåking av ville dyr, viltpatologi, rettsmedisin.

Har også arbeidet med: Økotoksikologi, medikamentell immobilisering av vilt.


Knut H. Røed
knuth.roed@nmbu.no

Stilling: Professor, Institutt for basalfag og akvamedisin, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.

Hovedarbeidsområde: Populasjonsgenetikk med særlig fokus på evolusjons- og bevaringsbiologi hos ville og domestiserte dyr.

Har også arbeidet med: Sykdomsresistens, atferdsbiologi, finne gener assosiert til egenskaper.


Siri Wølneberg Bøthun
post@sbnatur.no

Stilling: Daglig leder, Sogn Naturforvaltning AS.

Hovedarbeidsområde: Villreinforvaltning, sekretariat for villrein- nemnder, naturkartlegging, skjøtsel av kulturlandskap.

Har også arbeidet med: Landskapskartlegging, verneområdeforvaltning, konsekvensutredninger, natur- og kulturbasert næringsutvikling.


Bjørnar Ytrefhus
bjornar.ytrefhus@nina.no

Stilling: Veterinær og seniorforsker, NINA Trondheim.

Hovedarbeidsområde: Sykdom og helse hos villlevende dyr, dyrevelferd, viltpatologi, samspill mellom helsetilstand, smittestoffer og andre miljøfaktorer.

Har også arbeidet med: Diagnostikk, helseovervåking, flåttbårne sykdommer, husdyrpatologi, bein- og leddsykdommer.


Tor Punsvik
fmavtpu@fylkesmannen.no

Stilling: Viltforvalter i miljøvern-avdelingen til Fylkesmannen i Aust- og Vest-Agder.

Hovedarbeidsområde: Artsforvaltning, koordinerende fylkesmann for villreinforvaltning i Setesdalsområdet, leder/koordinerer diverse viltprosjekter, klagesaksbehandling kommunale vedtak hjorteviltforvaltning, ivaretagelse av vilthensyn i arealforvaltning.

Har også arbeidet med: Diverse viltfaglige bokproduksjoner m.m., nasjonale viltfaglige arbeidsgrupper og utredningsarbeider, vindkraftsaker og rovviltforvaltning.


Øystein Holand
oystein.holand@nmbu.no

Stilling: Professor, Institutt for husdyr- og akvakulturvitenskap, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.

Hovedarbeidsområde: Anvendt produksjonsbiologi i reindrifta, livshistoriestrategier, klimaeffekter og seksuell seleksjon

Har også arbeidet med: Beiteøkologi hos rein og sau, atferdsbiologi.

1.3 Hva er en miljøkvalitetsnorm?

Kvalitetsnormer for naturmangfold er hjemlet i naturmangfoldloven § 13, der det i første ledd heter: *Kongen kan fastsette retningsgivende kvalitetsnormer for naturmangfoldet, bl.a. om forekomsten av en art eller utbredelsen eller økologisk tilstand av en naturtype.*

Bestemmelsene om kvalitetsnormer er nærmere kommentert og utdypet i lovens forarbeider (Ot.prp. nr. 52 (2008-2009), s. 383) og i kommentarutgaven til naturmangfoldloven (Backer 2010: s. 110-117). Miljøkvalitetsnormer er regler som setter krav til miljøtilstanden, gjerne i form av minstekrav. Kvaliteten på naturmangfoldet kan angis både ved kvantitative størrelser, f.eks. antall arter eller geografisk utstrekning av naturtyper, men også ved kvalitative betegnelser knyttet til god økologisk tilstand. Normen bør normalt ha en tidsramme for når den bør være oppfylt.

Miljøkvalitetsnormene har – til forskjell fra andre regler – ingen spesifikk adressat. Andre regler retter seg mot bestemte former for menneskelig atferd, mens miljøkvalitetsnormene ikke gjør forskjell på naturlige og menneskelige årsaker til endring i miljøtilstanden. Kvalitetsnormer bør fastsettes når det foreligger en negativ status eller utvikling for naturmangfoldet i strid med forvaltningsmålene i naturmangfoldloven §§ 4 eller 5, og en slik norm kan bidra til at målene nås.

§ 4. (forvaltningsmål for naturtyper og økosystemer)

«Målet er at mangfoldet av naturtyper ivaretas innenfor deres naturlige utbredelsesområde og med det artsmangfoldet og de økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype. Målet er også at økosystemers funksjoner, struktur og produktivitet ivaretas så langt det anses rimelig.»

§ 5. (forvaltningsmål for arter)

«Målet er at artene og deres genetiske mangfold ivaretas på lang sikt og at artene forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder. Så langt det er nødvendig for å nå dette målet ivaretas også artenes økologiske funksjonsområder og de øvrige økologiske betingelsene som de er avhengige av. ...»

Kvalitetsnormer er retningsgivende. Men, dersom normens kvaliteter ikke nås er det forventet at dette skal utløse målrettede tiltak for å bedre situasjonen. Naturmangfoldloven § 13 tredje ledd angir virkningen av at en kvalitetsnorm etter første ledd ikke blir oppfylt: «Blir en kvalitet fastsatt i en norm etter denne loven ikke nådd, eller er det fare for dette, bør myndigheten etter denne lov i samråd med andre berørte myndigheter utarbeide en plan for hvordan kvaliteten likevel kan bli nådd. Planen kan blant annet gå ut på at det fastsettes nærmere forskrifter med hjemmel i denne eller andre lover.» Ot.prp. nr. 52 (2008-2009) framholder at den mest nærliggende oppfølging er at myndighetene samarbeider om en plan for tiltak som kan føre til at normen blir nådd.

Lovhjemmelen til å fastsette kvalitetsnorm er hittil bare benyttet en gang gjennom fastsetting av *Kvalitetsnorm for ville bestander av atlantisk laks*, jf. Forskrift 20.09.2013.

1.4 Villreinen som ansvarsart

Ved siden av mindre forekomster i det vestlige Russland, er Norge det eneste landet i Europa med opprinnelig, vill fjellrein. Den norske totalbestanden om vinteren er anslått til ca. 30 000–35 000 dyr, og villreinen har blitt klassifisert som en norsk ansvarsart. Dette innebærer at mer enn 25 % av den europeiske totalbestanden finnes i Norge.

De overordnede målsettingene for forvaltningen av villrein er å sikre at arten og de ulike delbestandene forvaltes på en slik måte at internasjonale forpliktelser overholdes, og at nasjonale målsettinger om ivaretagelse av levedyktige bestander innen økologisk fungerende leveområder nås (naturmangfoldloven § 5).

Vi vil her gi en kort presentasjon av de viktigste offentlige og private aktørene innen villreinforvaltningen og deres hovedansvarsområder. Deretter gis en rask innføring i de mest sentrale lovhjemlene som omfatter forvaltningen av villreinen og dens leveområder.

1.5 Aktører og roller i villreinforvaltningen

Organiseringen av viktige aktører innen den norske villreinforvaltningen fremgår av figur 1.5.1. Disse aktørene har det direkte ansvaret for bestandsforvaltningen og innsamling av nødvendig kunnskapsgrunnlag for denne. Flere av aktørene er i tillegg sentrale hørings- og samarbeidspartner i arealsaker som omfatter de definerte villreinområdene og tilstøtende arealer.

1.5.1 De offentlige aktørene

1.5.1.1 Klima- og miljødepartementet

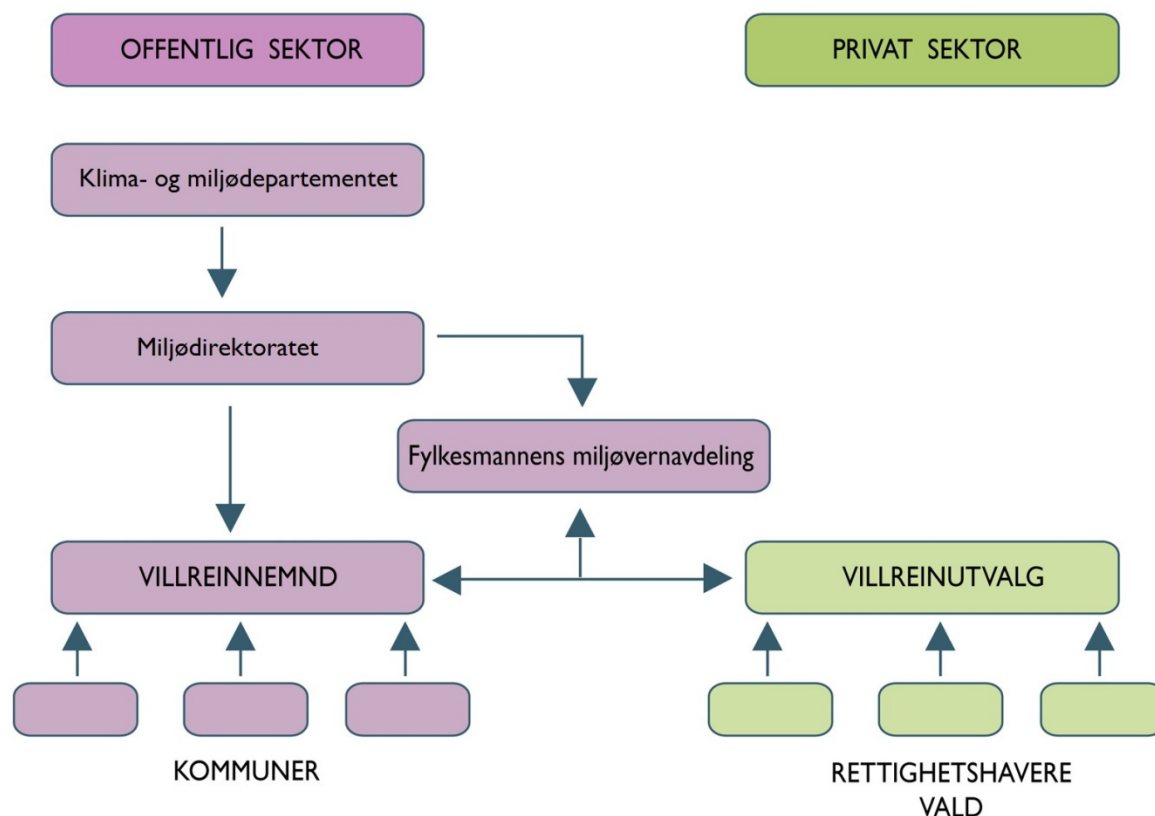
Klima- og miljødepartementet (KLD) er ansvarlig for miljøforvaltningen og har som politisk organ blant annet ansvaret for utarbeiding av de årlige budsjetter og å påse at politiske beslutninger som fattes i Stortinget og Regjeringen settes ut i livet.

1.5.1.2 Miljødirektoratet

Miljødirektoratet er det øverste faglige villreinorganet og har blant annet ansvar for utarbeiding av forskrifter, tildeling av økonomi til villreinområdene, klarlegging av kunnskapsbehov og finansiering av forskning og overvåking. Miljødirektoratet er klageinstans for vedtak som fattes av de statlige villreinnemndene, f.eks. om fellingskvoter, og for vedtak som fattes av verneområdestyrer. Direktoratet fastsetter også forskrift om åpning av jakt på villrein, herunder geografisk avgrensning av villreinområdet. Det er i dag 23 administrativt avgrensede villreinområder i Sør-Norge. Direktoratet har hatt ansvaret for gjennomføring av flere større utredningsarbeider som har vært viktige for utvikling av villreinforvaltningen, f.eks. Handlingsplan for hjortevilt mot år 2000 (Direktoratet for naturforvaltning 1995), Villrein og samfunn (Andersen & Hustad 2004) og Strategi for forvaltning av hjortevilt (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Dette gjelder også utviklingen av denne miljøkvalitetsnormen, som skjer etter oppdrag fra KLD.

Statens naturoppsyn (SNO) er Miljødirektoratets feltapparat, og er representert ved over 60 lokalkontorer over hele landet. I villreinområdene er jaktoppsyn, annet tilsyn og annen feltmessig bistand faste og høyt prioriterte arbeidsoppgaver. Disse løses ofte i nært samarbeid med lokalt oppsyn i regi av fjellstyrer og andre rettighetshavere, samt med politiet.

NORSK VILLREINFORVALTNING



Figur 1.5.1. De viktigste offentlige og private aktørene innen den norske villreinformasjonen og deres hierarkiske plassering. Figuren er hentet fra (Punsvik & Frøstrup 2016).

1.5.1.3 Villreinnemnder

Ni regionale, statlige villreinnemnder dekker de 23 villreinområdene. Villreinkommunene foreslår to politisk oppnevnte kandidater (en mann og en kvinne) og Miljødirektoratet oppnevner nemnda med et hoved- og et varamedlem fra hver kommune for en fireårsperiode som følger kommunevalgperioden. De fleste nemndene har egen innleid sekretær, som engasjeres for den perioden nemnda sitter. Hos noen nemnder fungerer den hovedansvarlige fylkesmannen som sekretær.

Villreinnemndene skal arbeide for en langsiktig bærekraftig forvaltning av villreinen og dens leveområder i samsvar med naturmangfoldloven og viltloven (Forskrift om forvaltning av hjortevilt, § 21). De godkjenner rettighetshavernes flerårige bestandsplaner med årlige avskytningsavtaler, og tildeler fellingskvoter. Villreinnemndene er ansvarlige for at planene som godkjennes, og kvotene som fastsettes, er innenfor bærekraftige rammer og etter gjeldende faglige råd for en god stammestruktur og tilpasning til bestandene sitt ressursgrunnlag. De er også ansvarlige for rapportering til Miljødirektoratet og SSB, og for å understøtte øvrige aktørers arbeid. Nemndene har i tillegg oppgaver knyttet til forvaltningen av villreinens leveområder gjennom sin rolle som premissleverandør og høringsinstans i saker som berører arealbruken i villreinens leveområde. Nemnda har et særlig ansvar for å sikre helhet der arealforvaltningen er delt mellom flere offentlige aktører som kommuner og fylker. Det er også nemndas oppgave å fordele midler til villrein tiltak og bidra til at kunnskapen om villreinens leveområder styrkes.

1.5.1.4 Fylkesmannen

Fylkesmannen er ansvarlig for oppfølgingen av villreinforvaltningen på regionalt nivå siden villreinen er en nasjonal ansvarsart. Fylkesmannen skal også bidra med koordinering og veiledning i forvaltningen av de øvrige hjorteviltartene der ansvaret ble overført til fylkeskommunen i 2010. Hver av de ni villreinnemndene er tilknyttet en hovedansvarlig fylkesmann, som foruten faglig veiledning, også er oppdragsgiver for sekretæren og har ansvar for tilsyn med drift og villreinnemndas økonomi. I samarbeid med villreinnemnda fordeler også ansvarlig fylkesmann tilskudd til villreintiltak – dvs. tilbakeførte fellingsavgifter fra foregående jakt sesong. Når det gjelder arealforvaltningsspørsmål er det den fylkesmann som er direkte berørt i saken som har ansvaret for å sikre at hensynet til villreinen ivaretas. Fylkesmannen kan blant annet fremme innsigelse til kommunale planer som er i strid med nasjonale eller viktige regionale interesser, herunder viktige funksjonsområder for villrein.

1.5.1.5 Fylkeskommunen

Fylkeskommunen er det regionale politiske nivå, med fylkestinget som øverste politiske myndighet. Fylkeskommunen er regional planmyndighet etter Plan- og bygningsloven (PBL), og veiledning, samordning og kontroll i arealforvaltningen er viktige oppgaver. I forhold til villreinforvaltningen har fylkeskommunene ansvar for de regionale planene for nasjonale villreinområder som er nærmere omtalt i kap. 1.7. Relevant er også fylkeskommunens rolle som regional myndighet for forvaltningen av kulturminner, samt ansvaret for fylkesvegnettet. I likhet med fylkesmannen kan fylkeskommunen fremme innsigelser til kommunale planvedtak.

1.5.1.6 Kommunene

Kommunene er gjennom sin rolle som planmyndighet etter PBL den viktigste aktøren i forvaltningen av norsk natur. Det er gjennom juridisk bindende kommuneplaner de viktigste rammene for både utbygging og ivaretagelse av villreinens leveområde styres, men PBL har til i dag fungert langt mer som utbyggings- enn som bevaringslov. Det er av største betydning at villreininteresser kommer svært tidlig inn i kommunens planarbeid, da de fleste premisser allerede er satt når planer sendes på høring. Siden villreinens leveområder normalt strekker seg langt utenfor enkeltkommuner, er det viktig at disse sikres gjennom interkommunalt samarbeid, eksempelvis som regionale planer for nasjonale villreinfjell. Kommunene foreslår også politiske representanter fra kommunene til de statlige villreinnemndene.

1.5.1.7 Verneområdestyrer

I mange av villreinområdene er det etablert nasjonalparker og store landskapsvernområder i kjernen av områdene, der villrein også er en viktig del av verneformålet. Alle nasjonalparkene unntatt Hardangervidda, og de større landskapsvernområdene, har et verneområdestyre. Disse er sammensatt av kommunale og fylkeskommunale representanter. Verneområdestyret har forvaltningsmyndighet etter verneforskriften og har blant annet ansvaret for utarbeiding av forvaltningsplaner og besøksstrategier. Fylkesmannen ansetter verneområdeforvaltere som er saksbehandlere og sekretariat for verneområdestyret. Samarbeid med verneområdestyret og forvalterne er viktig for de andre aktørene i villreinforvaltningen, både fordi ferdsel og aktivitet i verneområdet påvirker villreinen, og fordi villreinens leveområde oftest strekker seg langt utenfor grensene for verneområdet. Dersom verneområdestyrene gjør vedtak som oppfattes å være i strid med verneformålet, eksempelvis villrein, kan berørte fylkesmenn løfte saken til endelig behandling i Miljødirektoratet.

1.5.1.8 Sektormyndigheter

Villreinen og villreinområdene påvirkes av virksomheten i en rekke andre samfunnssektorer, der forvaltningen også til dels foregår etter annet lovverk enn PBL (jf. kap. 1.7). Det er derfor viktig for villreinforvaltningen å etablere gode samarbeidsrelasjoner til disse sektormyndighetene. I bestemmelsen om kvalitetsnormer for naturmangfold, naturmangfoldloven § 13, tredje ledd, heter det at *"Blir en kvalitet fastsatt i en norm etter denne loven ikke nådd, eller er det fare for dette, bør myndigheten etter denne lov i samråd med andre berørte myndigheter utarbeide en plan for hvordan kvaliteten likevel kan bli nådd."* De berørte sektormyndigheter vil derfor kunne bli sentrale samarbeidsparter i arbeidet med tiltaksplaner som vil følge etter en klassifisering av villreinbestandene etter kvalitetsnormen. De mest aktuelle sektormyndighetene er:

- Kommunal- og moderniseringsdepartementet (KMD), (arealplanlegging)
- Olje- og energidepartementet, herunder Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) (vannkraft, vindkraft, kraftlinjer)
- Samferdselsdepartementet (SD), herunder Statens vegvesen og Bane Nor (veg, jernbane)
- Landbruks- og matdepartementet (LMD), herunder Landbruksdirektoratet (landbruk, utmarksnæring, beitebruk, reindrift, landbruksveger) og Mattilsynet (dyrehelse, dyrevelferd)
- Nærings- og fiskeridepartementet (NFD), herunder Innovasjon Norge (reiseliv)

1.5.2 De private aktørene

1.5.2.1 Rettighetshavere og vald

Jaktretten er en grunneierrettighet, og med rettighetshavere menes de som har jaktretten i villreinområdet. I noen svært få tilfeller er jaktrettshavere uten egen eiendom. Bakgrunnen for denne delingen mellom jaktrett og eiendomsrett skyldes tidligere eiendomsoverdragelser der jaktretten har blitt skilt fra grunneierretten gjennom tinglyst avtale. Grunneier kan også være staten representert ved Statskog. Dersom eiendommen er statsallmenning er bruksretten regulert av Fjelloven, og rettighetshaverinteressene blir da ivaretatt av Fjellstyret for den aktuelle allmenningen.

Rettighetshaverne er underlagt statlige reguleringer gitt i lover og forskrifter. Et krav er at det må etableres vald for å få tildelt fellingsløyver (Hjorteviltforskriften § 2 og §§ 24, 25 og 26). Et vald kan bestå av en eller flere rettighetshavere, men må tilfredsstillende fastsatte krav om arrondering og minimum størrelse. Et vald, som er kvotetildelingsenheten, kan bestå av en rekke jaktfelter. Valdet har en valdansvarlig som også skal sørge for rapportering av fellingsresultat til villreinnemnda.

1.5.2.2 Villreinutvalg og villreinlag

Rettighetshavernes overbygging for hele eller deler av villreinområdene kalles villreinutvalg eller villreinlag. Dette er samarbeidsorganisasjoner for valdene. Utvalgene har ulik organisering, men binder normalt rettighetshaverne gjennom medlemskap.

Rettighetshaverne er tillagt et stort ansvar for å organisere jaktutøvelsen og forvalte jaktressursen på en fornuftig og bærekraftig måte. Det er rettighetshaverne, som regel gjennom villreinutvalget/-laget, som utarbeider flerårige bestandsplaner for den enkelte stamme/villreinområde og fremmer forslag til villreinnemnda om den årlige fellingskvoten. Det er også rettighetshaverne som bærer ansvaret for overvåkingen av stammene, med gjennomføring av tellinger, innsamling av dataserier fra jakta og andre overvåkingstiltak (eksempelvis innsamling av underkjever og

slaktevekter fra felte dyr m.m.). I mange områder er overvåking, jaktoppsyn og tilsyn gjennom året organisert i samarbeid med SNO og/eller lokalt fjelloppsyn. I de områdene som er inkludert i det nasjonale overvåkingsprogrammet for hjortevilt eller helseovervåkingsprogrammet for hjortevilt (HOP) er det samarbeid med forskingsinstitutter, der det meste av finansieringen skjer gjennom kontrakt mellom Miljødirektoratet og instituttene. Dataserier fra programmene blir brukt aktivt i de lokale planene og den årlige forvaltningen av villreinområdet. Noenlunde tilsvarende datainnsamling gjennomføres også i mange av de øvrige områdene som ikke er med i de nasjonale programmene, men de er da avhengige av årlig finansiering gjennom tiltaksmidler og/eller egne midler.

1.5.3 Andre aktører

1.5.3.1 Norsk villreinsenter

Stiftelsen Norsk villreinsenter ble opprettet av Direktoratet for naturforvaltning i september 2006 på bakgrunn av to lokale initiativer. Stiftelsen har som hovedformål å fremme bevaring og bærekraftig forvaltning av villreinbestandene og villrein fjellene i Norge. Stiftelsen har to driftsenheter: Norsk villreinsenter Sør på Skinnarbu i Tinn kommune, og Norsk villreinsenter Nord på Hjerkin i Dovre kommune. Hvert av sentrene har sin definerte villreinregion som geografisk ansvarsområde (henholdsvis sør og nord for Sognefjorden). Norsk villreinsenter har et oppnevnt styre, og Miljødirektoratet har sekretæransvaret.

Norsk villreinsenter skal arbeide i skjæringsfeltet mellom forskning, forvaltning og brukere. Villreinsenteret skal arbeide for å framskaffe og formidle relevant kunnskap om villreinen og dens leveområder, til bruk nasjonalt og internasjonalt. Kunnskapen skal være oppdatert, av høyest mulig kvalitet og lettest mulig tilgjengelig for alle aktuelle brukere. Det skal også legges stor vekt på å bidra til kompetanseheving i kommuner, på fylkesnivå og hos rettighetshavere. Villreinsenteret ivaretar funksjoner med koordinering og sekretariat for mange regionale FoU-prosjekter, og er en viktig ressurs knyttet til kartlegging, dokumentasjon og formidling av status og utviklingstrender i villreinområdene. Dette er sentrale satsingsområder for miljøforvaltningen, og Norsk villreinsenter forventes å kunne spille en viktig rolle i oppfølgingen etter at kvalitetsnormen er etablert. Driften av Norsk villreinsenter finansieres gjennom en årlig øremerket bevilgning over posten til autoriserte naturinformasjonssentre på statsbudsjettet.

Sammen med Villreintrådet i Norge drifter Norsk villreinsenter nettstedet www.villrein.no, som til enhver tid skal være oppdatert på det mest aktuelle stoffet i villrein-Norge. Nettstedet inneholder mange ulike temasider, blant annet er alle plankart og plandokumenter for de regionale planene for nasjonale villreinområder samlet der etter oppdrag fra Kommunal- og moderniseringsdepartementet.

1.5.3.2 Villreintrådet i Norge

Villreintrådet er en frivillig organisasjon som er sammensatt av medlemmer fra villreinutvalg/-lag og villreinnemnder. Villreintrådet utgir årlig årboka Villreinen, holder årlige fagsamlinger og landsmøter annet hvert år. Rådet velger egen ledelse og styre. Villreintrådet kan på eget initiativ eller etter innspill fra medlemsorganisasjonene ta opp konkrete saker vedrørende villreinforvaltningen. Villreintrådet anses å ha et stort potensial for å influere på villreinforvaltningen.

1.5.3.3 Organisasjoner

Det er en rekke større og mindre organisasjoner som har viktige kontakt- og samarbeidsflater mot villreinforvaltningen. Størst er Den Norske Turistforening (DNT), som gjennom sine lokale medlemsforeninger driver et omfattende nett av hytter og løyper i de fleste større villreinområdene. Dette er en viktig påvirkningsfaktor for villreinens arealbruk, og som i noen områder krever gjennomføring av avbøtende tiltak. Viktige er også andre lokale og regionale reiselivsorganisasjoner som organiserer turistbedrifter og driver markedsføring av tilbud og aktiviteter i villreinområdene. Det finnes også en rekke andre næringsorganisasjoner og verneorganisasjoner som kan være relevante å ha dialog og samarbeid med, enten sentralt eller gjennom fylkes- og lokallag. Nevnes kan f.eks. Norges Bondelag, Norges Skogeierforbund, Norskog, Norges jeger- og fiskerforbund, Naturvernforbundet og WWF. Verne- og friluftsforskningsorganisasjonene har i mange fylker etablert Forum for natur og friluftsliv (FNF), som opptre som en felles høringsinstans for medlemsorganisasjonene i mange saker.

1.6 Juridisk rammeverk

En rekke lover og forskrifter har betydning for villreinforvaltningen. Noen berører bestandsforvaltningen direkte, men langt de fleste omfatter forvaltningen av villreinens leveområder. Landbruks- og matdepartementet og Mattilsynet forvalter også en rekke lover, forskrifter og forordninger knyttet til mattrygghet, dyrehelse og dyrevelferd som vi ikke kommer inn på her, men som kan ha stor påvirkning på forvaltning og bruk av villrein og villreinområder.

1.6.1 Naturmangfoldloven

Naturmangfoldloven (Klima- og miljødepartementet 2009) er særlig viktig for villreinforvaltningen, da man her finner hjemler for å kreve hensyn til villrein som en naturverdi i alle relevante saker. Loven inneholder prinsipper for forvaltningen der naturverdier alltid skal ha høy prioritet, også innenfor lovlig virksomhet. Særlig viktig for villreinforvaltningen er muligheten for:

- Helhetstenking gjennom økosystemtilnærming og samlet belastning (§ 10)
- Forvaltningsmål for arter der en skal ta vare på økologiske funksjonsområder (§ 5)
- Krav om vurderinger etter naturmangfoldloven i alle saker (§ 7), og om kunnskapsbasert forvaltning og føre var prinsipp, der tiltakshaver skal bære miljøkostnadene og er ansvarlig for at driftsteknikk og metodene er miljøforsvarlige (§§ 8-12)
- Å fremheve utpekte ansvarsarter som viktige i forvaltningssaker, da villreinen er en viktig ansvarsart for Norge (§ 23)
- Muligheten for ferdselsregulering i særlig sårbare områder og perioder (§ 22)

Det er også i naturmangfoldloven kap. 5 en finner hjemmelsgrunnlaget for det klassiske naturvernet i form av områdevern som kan anvendes for å beskytte villreinens leveområder.

1.6.2 Viltloven

Lov om jakt og fangst av vilt regulerer blant annet høsting og jaktutøvelse. Mange av bestemmelsene i den tidligere viltloven ble opphevet da naturmangfoldloven trådte i kraft 1. juli 2009, men de konkrete høstingsvedtakene blir fortsatt gjort med hjemmel i viltloven, innenfor de generelle rammene og prinsippene som naturmangfoldloven trekker opp. Det innebærer at reglene for når, hvor og hvordan det skal høstes, blir regulert i viltloven, mens både vilkår og hensyn det skal legges vekt på når en skal avgjøre om det kan høstes, er regulert i naturmangfoldloven.

Viltloven inneholder også bestemmelser om blant annet organisering av viltorganene, jaktrett, jakt på hjortevilt, jegeravgift og fellingsavgift m.m.

1.6.3 Hjorteviltforskriften

Bestandsforvaltningen finner sine rammer i Forskrift om forvaltning av hjortevilt (Miljødirektoratet 2016). Her fastsettes villreinnemnda sitt myndighetsområde, det gis normer for godkjenninger av vald og beregning av tellende areal, og det gis rammer for bestandsplaner og kvotetildelinger.

1.6.4 Plan- og bygningsloven (PBL)

PBL er den viktigste loven i forvaltning av norsk utmark, og dermed også for norske villreinområder. De viktigste nivåene av planverk innenfor PBL er regional plan, kommuneplan, kommunedelplan og reguleringsplan. Disse beskrives her kort.

1.6.4.1 Regional plan

Bestemmelsene om regional plan finnes i PBL kap. 8. Regional planmyndighet (fylkeskommunen) kan utarbeide regionale planer etter eget initiativ gjennom regional planstrategi, eller etter pålegg fra Kongen. Som del av regional plan skal det samtidig utarbeides og vedtas et handlingsprogram for gjennomføring av planen, der behovet for rullering skal vurderes årlig. Regional plan skal legges til grunn for regionale organers virksomhet og for kommunal og statlig planlegging og virksomhet i regionen.

Statlige organer og kommuner har rett og plikt til å delta i planleggingen når den berører deres virkeområde eller egne planer og vedtak. Regional plan vedtas med endelig virkning av regional planmyndighet. Dersom statlig organ av hensyn til nasjonale eller statlige interesser på vedkommende sitt ansvarsområde, eller kommune som blir direkte berørt av planen, har vesentlige innvendinger mot planens mål eller retningslinjer, kan de kreve at saken bringes inn for departementet, som kan gjøre de endringer som finnes påkrevd.

Regional planmyndighet kan fastsette regional planbestemmelse knyttet til retningslinjer for arealbruk i en regional plan som skal ivareta nasjonale eller regionale hensyn og interesser. Bestemmelsen kan fastsette at det for et tidsrom av inntil ti år nedlegges forbud mot at det blir iverksatt særskilt angitte bygge- eller anleggstiltak uten samtykke innenfor nærmere avgrensede geografiske områder, eller bestemme at slike tiltak uten slikt samtykke bare kan iverksettes i samsvar med godkjent arealplan etter denne lov.

1.6.4.2 Kommuneplan

Bestemmelser om kommuneplanlegging finnes i PBL kap. 11. Kommuneplanen skal være kommunens overordnede styringsdokument. Den skal gi rammer for virksomhetenes planer og tiltak, og planer for bruk og vern av arealer i kommunen. Kommuneplanens arealdel fastsetter framtidig arealbruk for området og er ved kommunestyrets vedtak bindende for nye tiltak eller utvidelse av eksisterende tiltak.

Kommuneplanen skal brukes strategisk som en oversiktsplan. En samlet kommuneplan består både av en samfunnsdel med handlingsdel og en arealdel. Kommuneplanen gjelder ikke bare kommunens egen virksomhet, men skal fange opp de hensyn som er viktige for utvikling av kommunesamfunnet og forvaltningen av arealressursene.

1.6.4.3 Kommunedelplan

Kommunedelplan er en betegnelse på en plan for bestemte områder, temaer eller virksomhetsområder (sektorer). Det kan utarbeides kommunedelplan for ethvert tema eller virksomhetsområde hvor dette er hensiktsmessig. Det kan også utarbeides kommunedelplaner for arealbruk. Kommuner med tilgrensende areal kan vedta kommunedelplaner med likelydende planbestemmelser i en felles kommunedelplan.

1.6.4.4 Reguleringsplan

Bestemmelsene om reguleringsplaner finnes i PBL kap. 12. Reguleringsplaner brukes i kommunal planlegging, og er en plan som er bindende for fremtidig arealbruk og bebyggelse innenfor et nærmere avgrenset område. Reguleringsplanen består av et kart med tilhørende bestemmelser. Hvilke formål som et areal kan reguleres til, og hvilke bestemmelser som kan knyttes til planen, er fastlagt i PBL. Kommunen har plikt til å utarbeide reguleringsplan for områder der det skal gjennomføres større bygge- og anleggstiltak og andre tiltak som kan få vesentlige virkninger for miljø og samfunn. For øvrig bestemmer kommunen selv i kommuneplanens arealdel hvilke områder som skal reguleres. Reguleringsplan kan utarbeides som en områderegulering for flere eiendommer eller som en detaljregulering for enkelttiltak eller mindre områder. Private har rett til å fremme forslag til detaljregulering. Reguleringsplan vedtas av kommunestyret. Staten kan, når viktige statlige eller regionale interesser tilsier det, vedta statlig reguleringsplan. Statlig plan vedtas av KMD.

1.6.5 Forskrift om konsekvensutredninger

Forskriften kom i 2014, men er revidert i 2017. Den reviderte forskriften omhandler både planer etter PBL og tiltak etter sektorlover. Formålet med bestemmelsene om konsekvensutredninger er å sikre at hensynet til miljø og samfunn blir tatt i betraktning under forberedelsen av planer, og når det tas stilling til om, og på hvilke vilkår, planer kan gjennomføres. Saksbehandling etter forskriften skal ivareta krav til utredning og dokumentasjon som følger av annet lovverk og som er relevante for den beslutningen konsekvensutredningen skal ligge til grunn for. Avgjørelser etter forskriften er ikke enkeltvedtak etter forvaltningsloven.

Den nye forskriften fastsetter at kommuneplanens arealdel alltid skal utredes. Regionale planer, kommunedelplaner og områdereguleringer skal utredes kun når planene fastsetter rammer for tiltak som er nærmere angitt i vedlegg til forskriften.

1.6.6 Energilovgivningen

Produksjon av naturkraft er konsesjonspålagt. Kraftproduksjon er underlagt eget lovverk, og aktørene er ikke juridisk bundet av bestemmelser hjemlet i PBL. Det er NVE som vedtar tillatelser etter Energiloven, basert på søknader fra konsesjonærer og en prosess som omfatter berørte parter. NVEs vedtak kan påklages til Olje- og energidepartementet. En kraftkonsesjon medfører også andre former for inngrep som anleggsveier og kraftlinjer, og kan generere økt ferdsel. Mange steder øker veiene tilkomsten til indre fjellområder og har også generert hyttebygging.

Villreininteresser er i en rekke tilfeller utsatt for negativ påvirkning ved utnytting av fornybar energi, i første rekke knyttet til vannkraftutbygging, vindkraftproduksjon, energioverføringsnett og infrastruktur og forstyrrelser som følger aktiviteten. Energimyndighetene plikter å vurdere hensynet til villrein på linje med andre miljøhensyn når søknader om ny energiproduksjon fremmes innen villreinområdene.

1.6.6.1 Hensyn til villreininteresser ved revisjon av kraftkonsesjoner

I følge Olje- og energidepartementet sine Retningslinjer for revisjon av konsesjonsvilkår for vassdragsreguleringer (2012) vil det ved revisjoner bli innført de til enhver tid gjeldende standard naturforvaltningsvilkår. Disse standardvilkårene gir Miljødirektoratet og Fylkesmannen mulighet til å kreve miljøforbedringer som ikke går utover kraftproduksjonen.

I følge retningslinjene vil NVE prioritere saker der det åpenbart er store skader og ulemper for viktige allmenne interesser og der det er realistisk å oppnå miljøforbedring innenfor en rimelig kost-nytte vurdering, jf. følgende kriterier hentet fra retningslinjene:

a) Revisjonssaker i nasjonale laksevassdrag og andre vassdrag med særlig viktige fiskestammer og betydelige fiskeinteresser.

b) Revisjonssaker som gjelder skader og ulemper i vassdrag som er spesielt viktige for friluftsliv, landskapsopplevelse og naturmangfold (utvalgte naturtyper, prioriterte arter, ansvarsarter, truede eller nært truede arter eller naturtyper).

Det er i forbindelse med punkt b) villreininteresser kan fremmes og vurderes under revisjon av kraftkonsesjoner. Utfordringene ligger blant annet i at det ofte foreligger flere konsesjoner og nedbørsfelt innen de berørte villreinområdene, og at revisjonene tradisjonelt ikke har vært samordnet overfor flere konsesjonærer.

1.6.7 Lov om motorferdsel i utmark

Motorferdselloven regulerer motorferdsel i utmark og vassdrag ut fra et samfunnsmessig helhetssyn med sikte på å verne naturmiljøet og fremme trivselen. Med motorferdsel menes bruk av kjøretøy, båt eller annet flytende eller svevende fartøy drevet med motor, og landing og start med motordrevet luftfartøy.

Bruk av snøskuter og ATV er i utgangspunktet forbudt, med unntak av enkelte definerte samfunnsmessige behov (redning, enkelte næringsformål), og krever derfor dispensasjon fra kommunen. Endringer i regelverket i 2015 gjør at kommunene nå kan legge ut snøskuterløyper for kjøring på vinterføre.

1.6.8 Lov om friluftslivet (Friluftsloven)

Norge er et av få land som har allmenn ferdselsrett i utmark nedfelt i lovverket. Friluftslovens formål er å verne om friluftslivets naturgrunnlag og allmennhetens rett til ferdsel, og den regulerer forholdet mellom friluftsfolk og grunneiere. Loven har også bestemmelser som kan ha betydning for villreininteresser, blant annet plikt til hensynsfull ferdsel.

1.6.9 Forskrift om planlegging og godkjenning av landbruksveier

Forskriften skal sikre at planlegging og bygging av landbruksveier i tillegg til å gi landbruksfaglige helhetsløsninger også legger vekt på bl.a. miljøhensyn. Kommunen gir godkjenning etter søknad, og skal innhente de uttalelser som anses nødvendige. Det er derfor viktig at kommunen er klar på at slik informasjon skal innhentes hos villreinnemnd og fylkesmann når villreinområder berøres av slike søknader. Kommunens vedtak kan påklages til Fylkesmannen.

1.6.10 Fjellogen

Fjellogen gir regler for forvaltning av statsallmenningene. Loven regulerer retten til allmenningsbruk, gir regler for valg og drift av fjellstyrer og saksbehandlingsregler hvor det fattes enkeltvedtak. I tillegg omhandler loven forvaltning av de fleste grunneierrettighetene som beite, seterdrift, jakt og fiske, herunder hjemmel til å gi fortrinnsrett til villreinjakt for innenbygdsboende. Miljødirektoratet er klageorgan for enkeltvedtak fattet av fjellstyret i medhold av fjellovens kap. XI om jakt og fiske. I tillegg har Miljødirektoratet utferdiget forskrift om korttyper og prisrammer for fiske, småvilt- og villreinjakt.

1.6.11 Reindriftsloven

Tamreindriften innenfor det samiske reinbeiteområdet omfatter Nord-Norge og størstedelen av Trøndelag, i tillegg til deler av nordre Hedmark. Også utenfor dette området har det vært drevet og drives tamreindrift. På begynnelsen av 1900-tallet var det omfattende tamreindrifter i Setesdal, på Hardangervidda og rundt Jotunheimen. I dag driver fire tamreinlag rundt Jotunheimen. Til sammen har de rundt 10 000 vinterdyr på et samlet areal på rundt 5000 km².

Flere av de midtre og nordøstlige villreinområdene grenser mot områder med tamreindrift (Figur 2.1.1). Dette kan skape driftsmessige utfordringer knyttet til fare for mulige sammenblandinger og økt beitebelastning. Det har også vært strid blant grunneiere i forbindelse med drift, nedlegging og forslag til oppretting av nye tamreindrifter utenfor det samiske reinbeiteområdet. Reindriftslovens § 8 regulerer dette. Her slås det fast at tillatelse utenfor det samiske reinbeiteområdet ikke bør gis i villreinområder og at det bør vises varsomhet med tillatelser i tilgrensende områder.

1.7 Nasjonale villreinområder og europeiske villreinregioner

Rapporten fra prosjektet «Villrein og samfunn» ble overlevert miljøvernministeren i februar 2005, og de viktigste arealpolitiske grepene ble fulgt opp allerede våren 2005 i St.meld. nr. 21 (2004-2005) *Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand*. Det ble der fastsatt et nasjonalt resultatmål om at villreinens leveområder skal sikres, og Regjeringen uttalte at den ville følge opp forslagene om etablering av nasjonale villreinområder og avgrensning av to europeiske villreinregioner. Dette ble også gjentatt i St.meld. nr. 26 (2006-2007).

1.7.1 Regionale planer for nasjonale villreinområder

Som oppfølging av «Villrein og samfunn» og de to stortingsmeldingene satte Miljøverndepartementet i 2007 i gang et program hvor målet var at det skulle utarbeides regionale planer for en helhetlig forvaltning av fjellområder som er spesielt viktige for villreinens framtid i Norge. I bestillingsbrevet til fylkeskommunene ble det pekt ut 10 nasjonale villreinområder (Figur 1.7.2), og planene skulle avgrense de nasjonale villreinområdene og fastsette en langsiktig arealforvaltning som balanserer bruk og vern for de aktuelle fjellområdene med randområder. Planene er et ledd i oppfølgingen av regjeringens samlede politikk for fjellområdene, og omfatter store deler av Sør-Norges fjellområder.

Arbeidet ble organisert i sju ulike planprosesser: Setesdal-Ryfylke og Setesdal-Austhei ("Heip-lanen"), Hardangervidda, Nordfjella, Ottadalsområdet (Reinheimen-Breheimen), Rondane og Sør-Innkletten, Forollhogna, og Dovrefjell (Snøhetta og Knutshø). Dette omfatter i alt 61 kommuner i 11 fylker. KMD er i dag nasjonalt ansvarlig, fram til 2013 var dette Miljøverndepartementet.

Fylkeskommunene har som regional planmyndighet vært hovedansvarlige for gjennomføringen av planarbeidene, i tett samarbeid med berørte kommuner, fylkesmenn og andre offentlige og private aktører. Målsettingen var at alle planene skulle være vedtatt i løpet av 2012, men flere av prosessene har dratt ut i tid, og den siste planen for Dovrefjell ble fastsatt av KMD i juli 2017 etter formelle innvendinger fra to fylkesmenn. Tidligere har også planene for Rondane-Sølnkletten og Heiplanen blitt fastsatt av Miljøverndepartementet, mens de fire øvrige planene har blitt endelig vedtatt av fylkestingene. Omtale av de enkelte regionale planene med plankart, planbeskrivelse og faglige utredninger er presentert på www.villrein.no.

Arbeidet med regionale planer forsterket behovet for forvaltningsrelevant kunnskap og god kartlegging og dokumentasjon av villreinens leveområder. De to villreinsentrene ble gitt i oppdrag å gjennomføre en oppdatering og kvalitetssikring av det eksisterende kartmaterialet, samt en systematisering av ulike stedfesta registreringer som finnes, herunder GPS-data fra villrein der det var tilgjengelig. Arbeidet ble utført i samarbeid med NINA og ei nedsatt prosjektgruppe for hvert område, og i nær kontakt med ressurspersoner i kommunene. Resultatene er publisert som NINA rapport eller NVS-rapport, med kartbilag som viser viktige funksjonsområder for villrein sammen med en "biologisk yttergrense" for villreinens leveområde. Det er disse kartene som i dag finnes i Miljødirektoratets "Naturbase". Fra statens side ble det gitt klart uttrykk for at kartene over villreinens leveområder skulle være et viktig naturfaglig grunnlag for planarbeidet, men at den konkrete avgrensningen av de nasjonale villreinområdene og annen arealsonering skulle være en del av de samfunnsmessige avveiningene i den politiske planprosessen.

I bestillingsbrevet fra Miljøverndepartementet ble det gitt føringer om en tredelt arealsonering. Det heter der at "Med utgangspunkt i en naturfaglig begrunnet avgrensning av villreinens leveområde, må det foretas en avveining mot andre samfunnsinteresser før det kan kartfestes en klar grense for de nasjonale villreinområdene, som skal danne den langsiktige grensen mot utbygging i planen. I tillegg må det gjøres en avgrensning mellom randområdet, der utbygging, ferdsel og annen aktivitet vil kunne påvirke leveområdet direkte, og bygdenære områder, der slik direkte påvirkning er mindre framtreddende".

De fleste planene har brukt en slik arealsonering med nasjonalt villreinområde, randområde (også kalt buffersone eller hensynssone villrein) og bygdenære områder. Noen av planene har imidlertid tatt i bruk andre og flere arealkategorier utenfor det nasjonale villreinområdet, som f.eks. fjell og annen utmark, stølsdaler og annen utmark, fjell- og fjordbygder, fritidsbebyggelse og reiselivsområder, med tilhørende retningslinjer (eksempel fra planen for Hardangervidda). Det har også vært noe ulik praksis når det gjelder den ytre plangrensa for den regionale planen. Her var føringen fra departementet i bestillingsbrevet at "tilstrekkelige arealer utenfor villreinens leveområde må inngå i planområdet, slik at det kan foretas en helhetlig og samlet avveining av de ulike brukerinteresser". For noen planer følger imidlertid plangrensa omtrentlig yttergrensa for villreinens "biologiske leveområde". I andre planer ligger plangrensa utenfor leveområdet, og det er avsatt en buffersone mot villreinområdet med ulike arealkategorier. Begrepet «buffersone» er i noen planer brukt utenfor leveområdet og i andre i ytterkantene av selve leveområdet, der områdebruken er redusert på grunn av menneskelig aktivitet. Arealkategoriene nasjonalt villreinområde, randområde/hensynssone villrein og eventuell buffersone er alle i hovedsak LNF-områder i henhold til PBL, med ulike spesifiseringer.

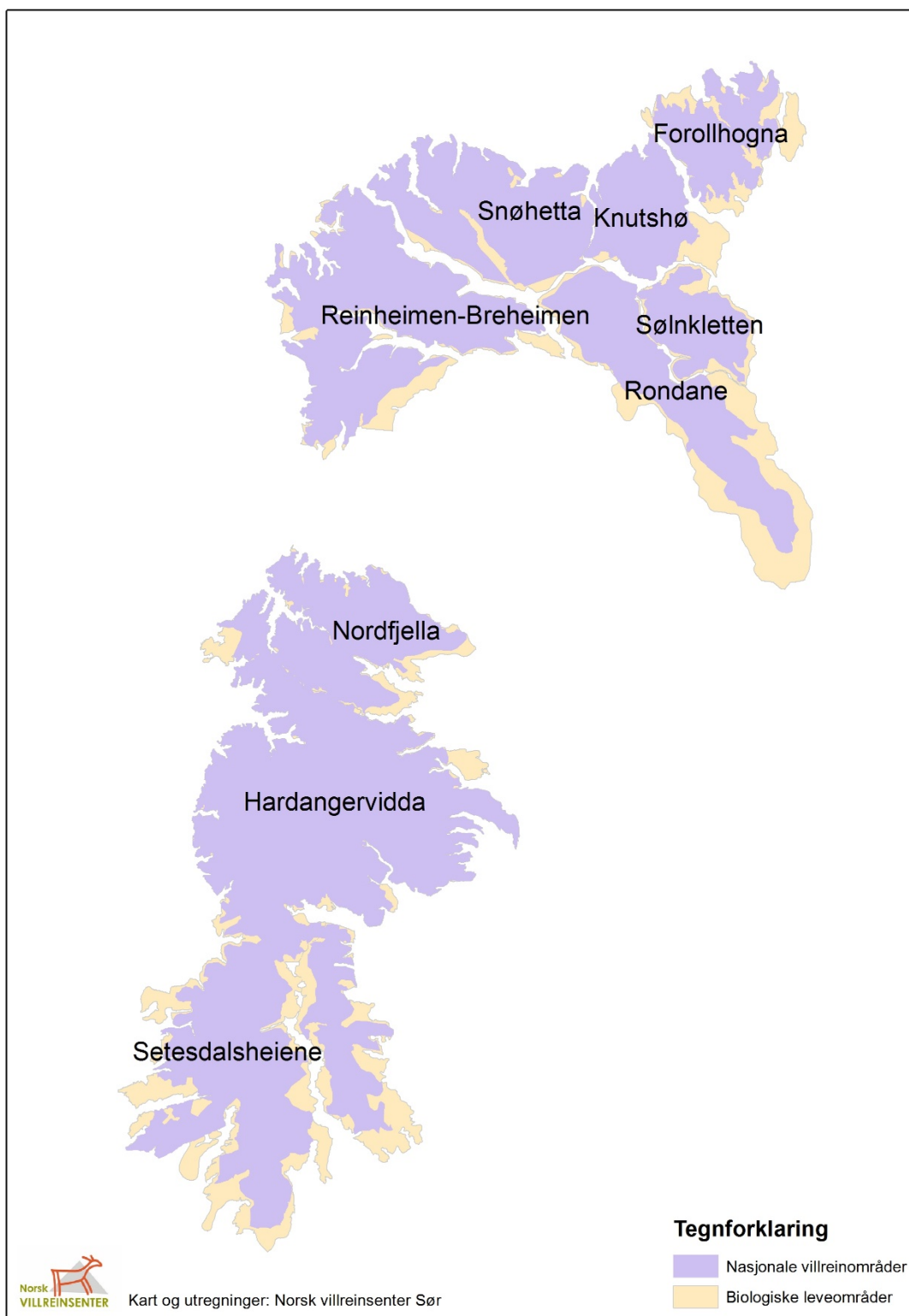
Tabell 1.7.1 og figur 1.7.1 viser størrelsen på det kartlagte leveområdet for villrein (biologisk leveområde) for de ti nasjonale villreinområdene, og hvor stor del arealsonen "nasjonalt villreinområde" utgjør av dette. Figur 1.7.2 viser arealsonen nasjonalt villreinområde sammen med andre arealsoner som er avsatt innenfor den ytre plangrensa for den regionale planen. Disse andre arealsonene er i stor grad soner som ikke har noen spesielle retningslinjer om hensyn til villrein i arealforvaltningen (bygdenære områder, utviklingsområder o.l.), men omfatter også soner avsatt som randområde eller hensynssone villrein der det skal tas hensyn til hvordan utbygging og ferdsel kan påvirke det nasjonale villreinområdet. Som omtalt ovenfor er det store forskjeller mellom de ulike planene når det gjelder prinsippene for hvordan det totale planområdet er avgrenset. Det er imidlertid også store forskjeller mellom planene med hensyn til hvor stor andel av det biologiske leveområdet som er avsatt til nasjonalt villreinområde, og dermed hvor stort handlingsrom planene gir for videre utbygging innenfor kartlagte leveområder for villrein.

Tabell 1.7.1. Tabellen viser størrelsen på det kartlagte biologiske leveområdet og arealsonen "nasjonalt villreinområde" innen de nasjonale villreinområdene (Setesdal-Ryfylke og Setesdal-Austhei er slått sammen). Kolonnen Arealforskjell angir hvor mange prosent mindre det nasjonale villreinområdet er sammenlignet med det biologiske leveområdet.

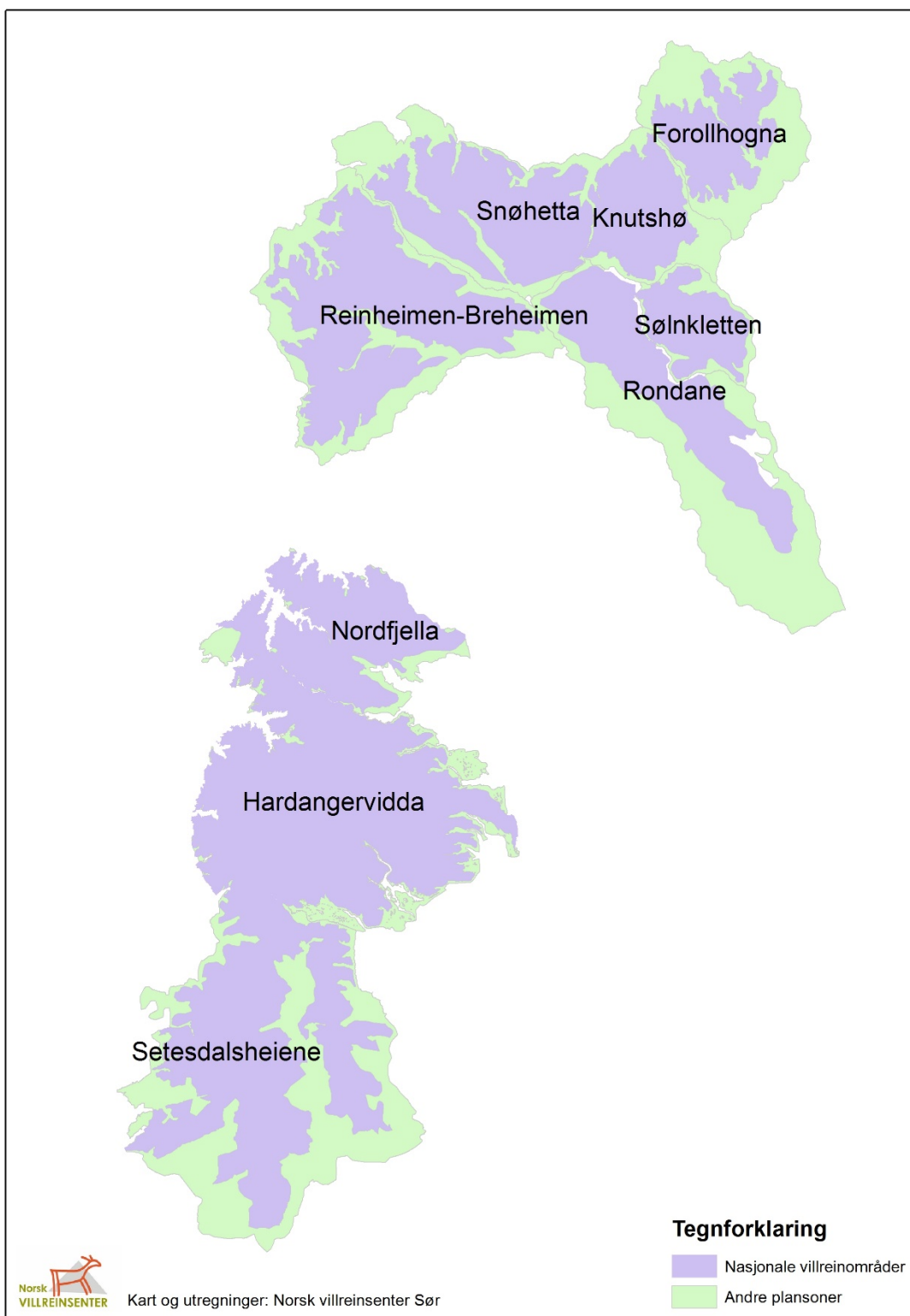
Planområde	Biologisk leveområde (km ²)	Nasjonalt villreinområde (km ²)	Arealforskjell (%)
Forollhogna	2338	1698	- 27,4
Reinheimen-Breheimen	5779	5128	- 11,3
Nordfjella	3725	3222	- 13,5
Hardangervidda	8612	8360	- 2,9
Sølnkletten	1494	1303	- 12,8
Rondane	4837	3047	- 37,0
Setesdalsheiene	9409	6663	- 29,2
Knutshø	2067	1753	- 15,2
Snøhetta	3721	3464	- 6,7

De regionale planene er ikke juridisk bindende og må følges opp ved revisjon av juridisk bindende kommuneplaner. Arealsoneringen og retningslinjer for de ulike sonene må innarbeides i kommuneplanene, noe som vil øke forutsigbarheten for alle berørte fjellaktører. Det finnes i dag ingen samlet oversikt over hvor langt slik innarbeiding har kommet i de ulike planområdene. I de 13 villreinområdene som ikke er omfattet av regionale planer må arealer som forvaltes etter PBL forankres direkte i kommuneplaner, men fortrinnsvis i et forpliktende interkommunalt samarbeid, jf. PBL kap. 9.

Som del av regional plan skal det samtidig utarbeides og vedtas et handlingsprogram for gjennomføring av planen, der behovet for rullering skal vurderes årlig, jf. PBL § 8-1. Så langt har ikke arbeidet med fastsetting og gjennomføring av handlingsprogrammer kommet godt nok i gang i de fleste planområdene, og det er gjennomgående satt av lite ressurser både til administrativ oppfølging og til gjennomføring av tiltak. Det vil være viktig å prioritere dette arbeidet høyere framover.



Figur 1.7.1. Kartet viser de 10 nasjonale villreinområdene hvor det har blitt utarbeidet regionale planer. Lilla områder i kartene viser dagens kartavgrensninger for arealsonen "nasjonalt villrein-område". I tillegg til disse områdene omfatter de biologiske leveområdene for villreinen et utvidet areal (lys oransje).



Figur 1.7.2. Kartet viser de 10 nasjonale villreinområdene hvor det har blitt utarbeidet regionale planer. Lilla områder i kartene viser dagens kartavgrensninger for arealsonen "nasjonalt villreinområde". Lysegrønne arealer er tilleggsarealer som er omfattet av de regionale planene i hvert område.

1.7.2 Europeiske villreinregioner

Blant annet for å understreke det internasjonale ansvaret Norge har, og for å tilrettelegge for verdiskaping i bygdene rundt villreinfjella, foreslo prosjektet "Villrein og samfunn" å opprette *to europeiske villreinregioner*. Det har vært forutsetningen at disse skulle opprettes når de regionale planene er vedtatt, jf. St.meld. nr. 26 (2006-2007). I bestillingsbrevet til fylkeskommunene fra 2007 er det forutsatt at den formelle etablering av de europeiske villreinregionene vil skje i regi av Miljøverndepartementet. Det sies videre i brevet at etableringen av europeiske villreinregioner vil synliggjøre villreinens innvandringshistorie og bestandenes genetiske fellestrekk, markere vårt ansvar for villreinen i Europa, samt understreke det helhetsperspektivet som er nødvendig i forvaltningen av villrein over store områder på tvers av fylkes- og kommunegrenser. Samtidig understrekes det at etableringen ikke vil innebære endringer i de arealbruksstrategiene og retningslinjene som er nedfelt i de regionale planene.

KLD nedsatte i 2014 en arbeidsgruppe for å følge opp denne anbefalingen. Rapporten, som ble overlevert til statsråden i 2015, foreslår å inkludere alle de 10 nasjonale villreinområdene i de europeiske regionene (Bråta 2015). Den foreslår også at det bør opprettes et særskilt program for bred, villreinvennlig verdiskaping i de berørte kommunene med en årlig bevilgning på 10 mill. kr i fem år, blant annet basert på erfaringene med programmet «Naturarven som verdiskaper».

Etter oppdrag fra KLD anbefalte Miljødirektoratet i november 2015 at de to europeiske villreinregionene etableres som beskrevet i rapporten så snart de nødvendige virkemiddelordninger er på plass. Det ble framholdt at det viktigste virkemiddelet er etablering av programmet "Villrein-fjellet som verdiskaper", som bør omfatte de 61 kommuner i 11 fylker som er omfattet av de regionale planene. Videre ble det påpekt at handlingsprogrammene for de regionale planene bør utgjøre en viktig arena for implementering av en strategi for bred verdiskaping knyttet til villrein-fjellet. I områder som omfattes av nasjonalparker og store landskapsvernområder må dette også samordnes godt med forvaltningsplaner og strategier for besøksforvaltning i verneområdene.

Gjennom budsjettforliket i desember 2016 ble det avsatt 5 mill. kr til etablering av europeiske villreinregioner og verdiskapingsprogrammet i statsbudsjettet for 2017. Miljødirektoratet utviklet og fastsatte en programplan (Miljødirektoratet 2017), og lyste ut midlene i juni 2017. Programmet har følgende hovedmål og delmål:

Hovedmål

Programmet skal bidra til bred verdiskaping i de europeiske villreinregionene gjennom bærekraftig utvikling av reiseliv basert på villreinen og villreinfjellet som ressurs

Delmål 1

Programmet skal vise hvordan villreinfjellet kan bidra til verdiskaping til beste for befolkning, næringsliv, lokalsamfunn og regioner

Delmål 2

Programmet skal samspille med og bidra til en god gjennomføring av de regionale planene for nasjonale villreinområder

Delmål 3

Programmet skal utvikle og spre kunnskap om villreinen og villreinfjellet til ulike målgrupper

En hovedmålsetting i programmet er at de nasjonale villreinområdene skal kunne fremme verdiskaping, men det dreier seg ikke bare om økonomisk verdiskaping. Ordet «verdi» må forstås i en utvidet sammenheng, og ikke bare i form av pris (kroner og øre). Med bred verdiskaping menes miljømessig, sosial, kulturell og økonomisk verdiskaping som gjensidig er avhengig av hverandre. Den verdimesse økningen skjer ikke alltid i pengemessig forstand. F.eks. vil en miljømessig verdiskaping for villreinen kunne være at menneskeskapte barrierer slik som veier og stier reduseres eller fjernes slik at villreinen kan gjenoppta gamle trekkruiter og få økte beitemuligheter.

Med utgangspunkt i den brede verdiskapingen vil det være en målsetting å få til gode «vinn-vinn-prosjekter» som f.eks. både kan bidra til økonomisk verdiskaping i reiselivet og fungere som avbøtende tiltak i områder hvor det er identifisert utfordringer og konflikter knyttet til arealinngrep og menneskelig aktivitet. Det er identifisert og kartlagt en rekke slike fokusområder gjennom prosessene knyttet til utvikling av kunnskapsgrunnlag for de regionale planene, og gjennom regionale brukerstyrte FoU-prosjekter som er gjennomført og til dels fortsatt pågår i de fleste nasjonale villreinområdene. Dersom en eksempelvis kan kanalisere og styre ferdsel til tilrettelagte kulturminner i lite sårbare randområder, gir dette en mulighet til større lokal økonomisk verdiskaping, samtidig som belastningen på sårbare villreinområder reduseres. Det er grunn til å anta at slike tiltak vil bli godt mottatt i lokalsamfunnene og gi økt legitimitet til de regionale planene.

Programmet "Villreinfjellet som verdiskaper" har foreløpig en varighet på fem år, med forbehold om Stortingets godkjenning av de framtidige statsbudsjetter. Miljødirektoratet har høsten 2017 tildelt 5 mill. kr til seks ulike prosjekter, der de fleste har en varighet på 3-5 år. Med et krav om 50 % finansiering fra egne eller andre midler representerer dette en årlig innsats på ca. 10 mill. kr. Prosjektene har en god tematisk og geografisk spredning på de ulike nasjonale villreinområdene. Eventuelle nye utlysninger fra programmet vil avhenge av de framtidige budsjetter.

Etter at alle de regionale planene nå er vedtatt og verdiskapingsprogrammet etablert, er rammerverket knyttet til europeiske villreinregioner på plass. De to europeiske villreinregionene ble offisielt åpnet av statssekretæren i KLD på viewpoint Snøhetta 18. september 2017 (Figur 1.7.3).

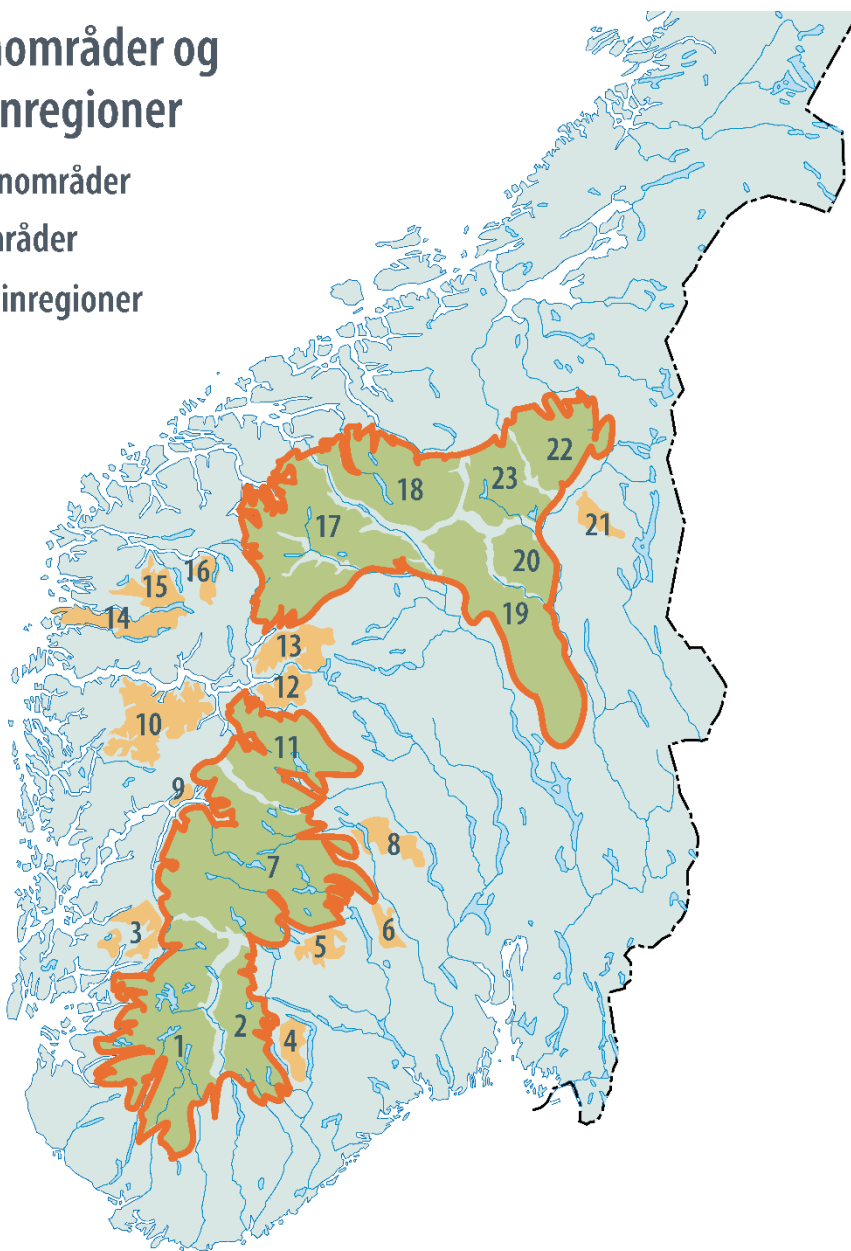


Viewpoint Snøhetta. Kilde: Norsk villreinsenter, foto: Ketil Jacobsen.

Nasjonale villreinområder og europeiske villreinregioner

- Nasjonale villreinområder
- Andre villreinområder
- Europeiske villreinregioner

- 1 Setesdal Ryfylke
- 2 Setesdal Austhei
- 3 Skaulen Etnefjell
- 4 Våmur - Roan
- 5 Brattefjell - Vindeggen
- 6 Blefjell
- 7 Hardangervidda
- 8 Norefjell - Reinsjøfjell
- 9 Oksenhalvøya
- 10 Fjellheimen
- 11 Nordfjella
- 12 Lærdal - Årdal
- 13 Vest - Jotunheimen
- 14 Sunnfjord
- 15 Førdefjella
- 16 Svartebotnen
- 17 Reinheimen-Breheimen
- 18 Snøhetta
- 19 Rondane
- 20 Sølknkletten
- 21 Tolga Østfjell
- 22 Forollhogna
- 23 Knutshø



Figur 1.7.3. Lokaliseringen av de 23 norske villreinområdene. Grønne områder er fastsatt som nasjonale villreinområder. Disse inngår i to europeiske villreinregioner.

2 Dagens kunnskapsgrunnlag om villrein

Mye av den generelle artskunnskapen om rein stammer fra forskning gjennomført på tamrein eller på villrein/karibu i andre deler av verden. I mange tilfeller har denne kunnskapen likevel stor overføringsverdi til vår villrein, og bidrar dermed i det generelle kunnskapsgrunnlaget. Dette gjelder spesielt forståelsen av økologiske prosesser og hvordan naturlig variasjon i miljøbetingelser (klima, fødetilgang, predasjon m.m.) påvirker reinens livsvilkår og bestandsdynamikk.

Med unntak av de store rovdyra, er det i Norge ingen andre viltarter som er og har vært gjenstand for en mer omfattende bestandsovervåking og kunnskapsoppbygging enn villreinen. Årsakene til dette er flere, men villreinen har alltid spilt en viktig kulturhistorisk rolle i mange av våre fjellregioner. I tillegg har det blitt en økt bevissthet omkring reinens sårbare situasjon i forhold til arealinngrep, menneskelige forstyrrelser og klimarelaterte endringer. Villreinens rolle som nasjonal ansvarsart gir også føringer for hvordan vi forvalter de eksisterende bestandene og deres leveområder.

2.1 Villreinområdene

De 23 definerte villreinområdene (Figur 2.1.1) varierer stort både i forhold til naturgitte betingelser (Figur 2.2.2 og 2.2.3), arealmessig størrelse, bestandsstørrelse og jaktuttak (Tabell 2.1.1). I tillegg varierer deres genetiske opprinnelse og grad av innblanding av tamrein (kap. 3.4.3).



Ikke bare godværsdager i villreinenfjellet. Foto: Olav Strand.

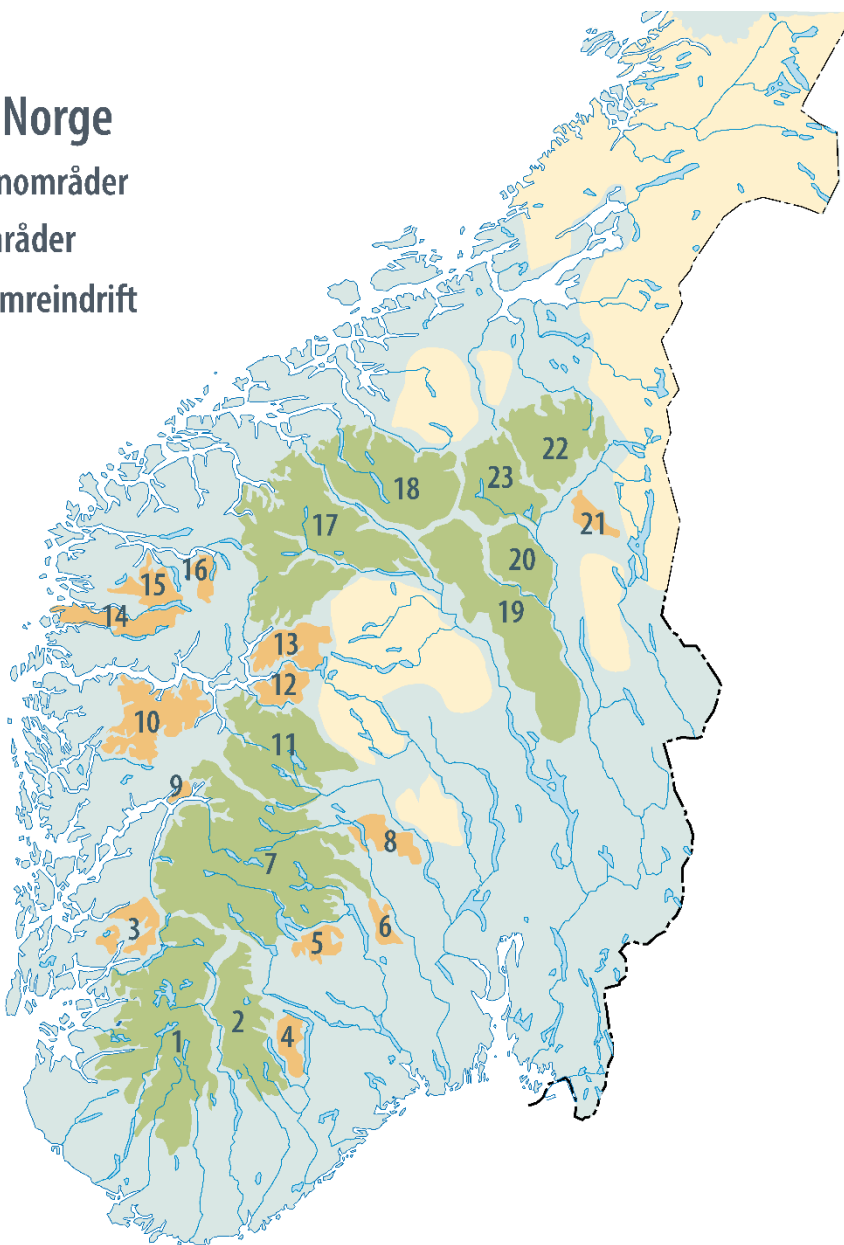
Tabell 2.1.1. Informasjon om totalareal, vedtatt mål for vinterstamme (kilde: www.villrein.no), registrert/estimert vinterbestand 2015 (Punsvik & Frøstrup 2016) og gjennomsnittlig antall dyr tildelt og felt per år i perioden 2012-2016 (kilde: SSB).

Villreinområde	Totalareal (km ²)	Mål vinterstamme	Vinterstamme	Fellingskvote	Felte dyr	Fellingsprosent
Setesdal - Ryfylke	6987	3500	3500	1819	335	18
Setesdal - Austhei	2421	1500	2000	2107	470	22
Skaulen - Etnefjella	651		60	32	13	41
Våmur - Roan	448	240	240	90	65	73
Brattefjell - Vindeggen	401	500-550	500	174	61	35
Blefjell	261	150	140	97	26	27
Hardangervidda	8651	12000	10500	8981	1879	21
Norefjell - Reinsjøfjell	581	570	700	226	196	86
Oksenhalvøya	89	30	12	0	0	
Fjellheimen	1769	500	440	158	82	52
Nordfjella	3213	2400	2100	1100	427	39
Lærdal - Årdal	557	400-500	120	63	36	58
Vest - Jotunheimen	1015	400	400	40	25	62
Sunnfjord	896	150	125	10	7	75
Førdefjella	626	100	100	14	11	82
Svartebotnen	329	60	55	12	11	85
Reinheimen - Breheimen	5835	2500-2900	2900	988	650	66
Snøhetta	3722	3000	2700	1450	679	47
Rondane	4837	3900	3500	1091	492	45
Sølnekletten	1494	800	800	649	250	39
Tolga Østfjell	346	300		30	8	27
Forollhogna	2338	2000	2000	719	563	78
Knutshø	2067	1500	1500	621	349	56

Villreinområder i Norge

- Nasjonale villreinområder
- Andre villreinområder
- Områder med tamreindrift

- 1 Setesdal Ryfylke
- 2 Setesdal Austhei
- 3 Skaulen Etnesfjell
- 4 Våmur - Roan
- 5 Brattefjell - Vindeggen
- 6 Blefjell
- 7 Hardangervidda
- 8 Norefjell - Reinsjøfjell
- 9 Oksenhalvøya
- 10 Fjellheimen
- 11 Nordfjella
- 12 Lærdal - Årdal
- 13 Vest - Jotunheimen
- 14 Sunnfjord
- 15 Førdefjella
- 16 Svartebotnen
- 17 Reinheimen-Breheimen
- 18 Snøhetta
- 19 Rondane
- 20 Sølknkletten
- 21 Tolga Østfjell
- 22 Forollhogna
- 23 Knutshø



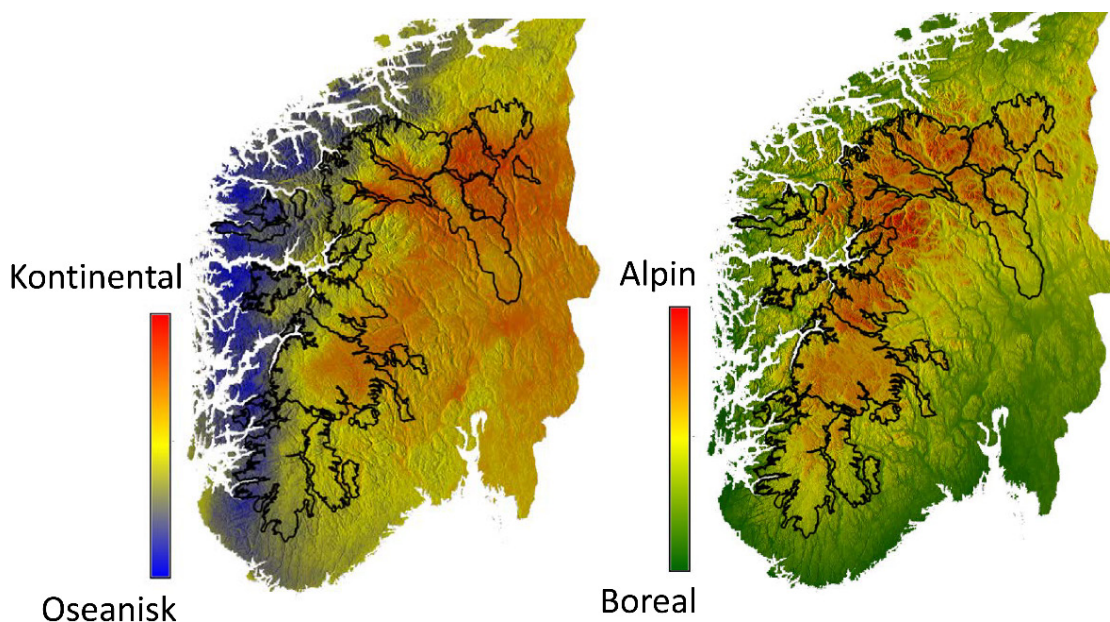
Figur 2.1.1. Lokaliseringen av de 23 norske villreinområdene. Figuren viser hvilke som er klassifisert som nasjonale villreinområder og andre villreinområder. Gule felter viser områder i Sør-Norge med tamreindrift.

2.2 Naturlige gradienter

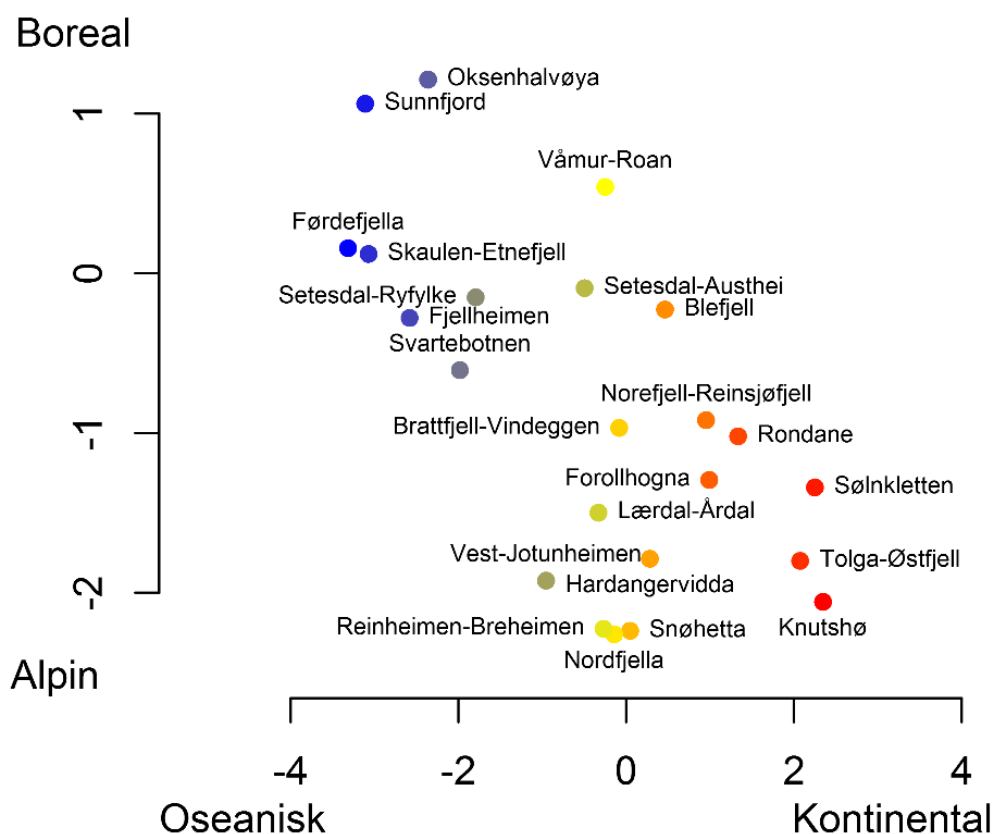
Fjellnaturen er en mosaikk med vekslende landskap, terrengformer, høyde over havet, geologi og jordbunnsforhold. I tillegg bidrar klimaet, og særlig snøforholdene, til å skape varierende vekstvilkår og eksponeringsgrad for de ulike plantevektene. Derfor varierer vegetasjonen på liten skala i gradienter fra myr til hei og fra rabbe til snøleie. I områder med lettforvitrelige og baserike bergarter er planteproduksjonen høyere enn på surt grunnfjell. I produktive sommerbeitetyper med høyt innslag av lettfordøyelige planter er næringsomsetningen i jorda høy (Stark

mfl. 2002). Dette gir god tilgang på næring for beiteplantene og stimulerer til ny og næringsrik vekst. I slikt rikt jordsmonn vil plantene ha bedre fôr kvalitet. Plantene får høyere innhold av mineraler og proteiner som følge av bedret nitrogen- og fosfortilgang. I flere villreinområder ser dette ut til å påvirke valget av kalvingsplasser og beiteområder på våren og tidlig på sommeren (Gaare 1994, Gaare mfl. 2005). Disse ligger ofte i områder med kalkrike bergarter og ernæringen på våren blir dermed av bedre kvalitet. Hvis også sommerbeitene ligger i områder med slike gunstige naturgitte forhold vil reinens vekstvilkår være bedre enn hvis de må ta til takke til områder med fattig vegetasjon på sur berggrunn.

Klimaet varierer med avstanden til kysten og med høyde over havet (Figur 2.1.2 og 2.1.3) (Bakkestuen mfl. 2008). På stor skala framstår noen områder som typiske sommerbeiteområder og andre som typiske vinterbeiteområder. Denne variasjonen gjenspeiler seg mellom de 23 villreinområdene og er særlig knyttet til hvor områdene ligger på gradienten fra kontinental (innlandsklima) til oseanisk (kystklima) (Bakkestuen mfl. 2008, Andersen & Hustad 2004). Særlig nedbøren er avgjørende for hvilke kvaliteter et område har for rein. Den er viktig for plantedekets produksjon om sommeren og for snømengdene vinterstid som er avgjørende for tilgjengeligheten av beite. Det er derfor stor variasjon i villreinens levebetingelser fra sør og vest i Setesdalsheiene og Sogn og Fjordane til de mer kontinentale områdene i Rondane i nordøst. I tillegg påvirkes områdenes produktivitet av høyden over havet. Vi ser dette tydelig i tamreindriften hvor reinbeitedistriktene i de kystnære områdene ikke klarer å få den samme produktiviteten som f.eks. reinbeitedistriktene rundt Røros med mer kontinentale vinterbeiter.



Figur 2.1.2. Kartene viser en skalert gradient fra oseanisk prega kystfjell til kontinentale innlandsområder (venstre), og en skalert gradient fra boreale til alpine områder (høyre) (etter Bakkestuen mfl. 2008). Grensene for de 23 villreinområdene er markert med svarte streker.



Figur 2.1.3. Figuren viser hvordan de ulike villreinområdene fordeler seg i forhold til hverandre langs en alpin-boreal gradient og en oseaanisk-kontinental gradient. Fremstillingen er basert på data fra Bakkestuen mfl. (2008).

2.3 Privat og offentlig organisering

Også i forhold til den private organiseringen skiller de ulike villreinområdene seg vesentlig fra hverandre. Mye av dette skyldes forskjeller i områdenes størrelse, men også historiske forskjeller i samarbeidstradisjoner rundt bruken av andre utmarksressurser kommer til syne også innen villreinforvaltningen. Tabell 2.3.1 gir en oversikt over antall kommunale og fylkesvise aktører som er involvert i forvaltningen av de ulike villreinbestandene og -områdene. Samme tabell illustrerer også at graden av grunneierorganisering er noe ulike mellom villreinområdene og at dette representerer ulike utgangspunkt for en samordnet bestandsforvaltning.

Tabell 2.3.1. Informasjon om antall kommuner og fylker som er omfattet av de ulike villreinområdene og hvilken fylkesmann som har det koordinerende ansvaret. Det er også gitt hvorvidt villreinområdet har en flerårig bestandsplan eller ikke. Alle nevnte opplysninger er hentet fra www.villrein.no. Informasjon om antall vald innen hvert villreinområde er hentet fra Hjorteviltregisteret.

Villreinområde	Antall kommuner	Antall fylker	Ansvarlig fylkesmann	Antall vald	Flerårig bestandsplan
Setesdal - Ryfylke	13	5	42	76	ja
Setesdal - Austhei	8	2	42	33	ja
Skaulen - Etnefjella	4	2	6	6	nei
Våmur - Roan	3	1	42	1	ja
Brattemfjell - Vindeggen	4	1	8	1	ja
Blefjell	4	2	8	1	ja
Hardangervidda	10	4	6	137	ja
Norefjell - Reinsjøfjell	5	1	8	1	nei
Oksenhalvøya	3	1	6	1	nei
Fjellheimen	6	2	14	3	ja
Nordfjella	6	3	14	10	ja
Lærdal - Årdal	2	1	14	1	ja
Vest - Jotunheimen	2	1	14	3	ja
Sunnfjord	4	1	14	1	ja
Førdefjella	4	1	14	1	ja
Svartebotnen	2	1	14	1	nei
Reinheimen - Breheimen	10	2	15	27	ja
Snøhetta	6	3	16	1	ja
Rondane	11	2	5	2	ja
Sølnkletten	4	1	4	1	ja
Tolga Østfjell	1	1	4	1	ja
Forollhogna	6	2	4	2	ja
Knutshø	6	3	16	1	ja

Ansvarlig fylkesmann: Hedmark (4), Oppland (5), Buskerud (6), Telemark (8), Sogn og Fjordane (14), Møre og Romsdal (15), Sør-Trøndelag (16), Agder (42).

2.4 Statusvurdering av kunnskapsgrunnlaget for de 23 villreinområdene

Punsvik og Frøstrup (2016) har gitt en omfattende beskrivelse av alle de 23 villreinområdene i boka Villreinen – fjellviddas nomade. Oversikten inneholder kart over villreinområdet, og blant annet omtale av naturgrunnlag, villreinstammens historikk, organisering og utfordringer og mål i forvaltningen. Tilsvarende nettbasert informasjon om de enkelte villreinområdene finnes på www.villrein.no. I denne rapporten henviser vi til disse kildene, og går ikke inn på noen nærmere generell beskrivelse av de ulike villreinområdene.

Det er stor variasjon mellom villreinområdene i forhold til hvilke opplysninger som blir samlet og hvor ofte. Datainnsamlingen fra villreinområdene som inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for hjortevilt er spesielt omfattende. Disse områdene står også i en særstilling i forhold til at det offentlige i stor grad dekker kostnadene knyttet til datainnsamling og tilhørende analyser.

Hvorvidt tilsvarende informasjon samles inn også i de andre villreinområdene, er i stor grad et økonomisk spørsmål. I forbindelse med dette rapportarbeidet ble det laget en oversikt over hvilke data som er tilgjengelig for det enkelte villreinområde (Tabell 2.4.1). Den totale oversiktstabellen (ikke presentert her) inneholder årlige data fra alle områder hvor dette var å oppdrive. Denne oversikten er nok derimot ikke fullstendig. For flere av områdene som ikke er inkludert i det nasjonale overvåkingsprogrammet for hjortevilt var dataene mangelfulle. Årsaken til dette varierte, men få år med data, avvikende innsamlingsmetodikk eller dyrekategoriinndeling for telldataene var vanlige mangler.

I dag har Hjorteviltregisteret tilrettelagt for lagring av aktuelle data også for villrein. Hjorteviltregisteret er den nasjonale basen for lagring av data samlet inn i forbindelse med jakt og observasjoner av hjortevilt. Denne lagringsplattformen representerer både en enhetlig og trygg base for historiske data. Bruk av Hjorteviltregisteret som primær lagringslokalitet bør innarbeides for alle vald og villreinområder så snart som mulig. Både nye og historiske data bør legges inn i registeret slik at tilgjengeligheten både forenkles og sikres.

Tabell 2.4.1. En enkel oversikt over hvilke type data som finnes i de ulike villreinområdene. 1 indikerer at den aktuelle typen data er samlet inn ett flere år i løpet av perioden 1986-2016. Åpne celler angir at denne type data ikke er samlet innen det aktuelle område og tidsperiode, eller at informasjonen ikke var tilgjengelig. Områdene markert med oransje er med i det nasjonale overvåkingsprogrammet for hjortevilt.

Villreinområde	Slaktevekter	Struktur-telling	Minimums-telling	Kalve-telling
Setesdal - Ryfylke	1	1	1	1
Setesdal - Austhei		1	1	1
Skaulen - Etnefjella				
Våmur - Roan	1			
Bratnefjell - Vindeggen		1	1	1
Blefjell		1	1	
Hardangervidda	1	1	1	1
Norefjell - Reinsjøfjell			1	1
Oksenhalvøya				
Fjellheimen	1	1	1	1
Nordfjella	1	1	1	1
Lærdal - Årdal	1	1	1	1
Vest - Jotunheimen		1	1	1
Sunnfjord			1	1
Førdefjella			1	1
Svartebotnen			1	1
Reinheimen - Breheimen	1	1	1	1
Snøhetta	1	1	1	1
Rondane	1	1	1	1
Sølnkletten	1	1	1	
Tolga Østfjell	1	1		1
Forollhogna	1	1	1	1
Knutshø	1	1	1	1

2.4.1 Det nasjonale overvåkingsprogrammet for hjortevilt

Dette overvåkingsprogrammet ble etablert i 1991. Det finansieres i sin helhet av Miljødirektoratet og har vært driftet av NINA siden opprettelsen. Hovedformålet for overvåkingsprogrammet er at det skal fungere som et økologisk varslingsystem og gi grunnlag for å vurdere utviklingen i ville hjorteviltbestander (elg, hjort og villrein) og deres naturmiljø ved hjelp av enkle data innsamlet fra utvalgte overvåkingsområder. For villrein har de samme seks villreinområdene vært inkludert siden programmet ble etablert: Setesdal-Ryfylke, Hardangervidda, Rondane, Snøhetta, Knutshøg og Forollhogna (Jordhøy mfl. 1996, Solberg mfl. 2006, Solberg mfl. 2012, Solberg mfl. 2017).

I forbindelse med overvåkingsprogrammet er det utarbeidet metodemaler og gjennomført metodekurs for de ulike tellingene. Disse malene brukes som utgangspunkt for tilsvarende registreringer også utenfor overvåkingsområdene. I overvåkingsområdene gjennomføres det årlige struktur- og kalvetellinger. Det blir også samlet inn underkjeve og individdata (eks. kjønn, slaktevekt, fellingsdato) fra dyr felt under ordinær jakt. Kjevene blir primært benyttet til aldersbestemmelse. Alle data fra overvåkingsprogrammet blir tilgjengeliggjort gjennom Hjorteviltregisteret.

Kalvetellinger gjennomføres vanligvis i løpet av juli ved bruk av fly, helikopter eller bakkemannskap (Jordhøy mfl. 1996). Kalvingen hos villreinen skjer i all hovedsak i løpet av mai (Skogland 1989). Hovedformålet ved kalvetellingene er å få et estimat på kalveproduksjonen i etterkant av den tidlige sommerdødeligheten, det som blir rekruttert inn til bestanden før jakt. I forbindelse med kalvetellingene skilles det ikke mellom simler og ettårige bukker. Dette er fordi de unge bukkene både i størrelse og gevirutforming likner mye på simlene. Mye av registreringene gjennomføres også på bakgrunn av bilder tatt fra fly eller helikopter. På bakgrunn av slike bilder er det ikke mulig å skille de nevnte kategoriene. Det enkelte års kalveproduksjon angis derfor vanligvis som antall kalver registrert per 100 simler og ungdyr/ettåringer (SU).

Strukturtellinger gjennomføres primært i forbindelse med reinens brunst (paringssesong) i oktober (Jordhøy mfl. 1996). Hovedformålet med tellingene er å få en oversikt over bestandens kjønns- og alderssammensetning etter jakt. Tellingene har ikke til hensikt å gi et estimat på den totale bestandsstørrelsen. Gjennom resten av året kan spesielt de eldre bukkene samles i egne bukkflokker og oppholde seg atskilt fra fostringsflokkene (blandingsflokker hvor dyr av alle kjønns- og alderskategorier kan inngå, men hvor simler og kalver utgjør en hovedbestanddel). Under brunsten samles derimot alle kjønns- og alderskategorier. Dette er derfor det beste tidspunktet for å danne seg et totalbilde av bestandens demografiske sammensetning. Strukturtellingene skjer ved bruk av bakkemannskap og registrerte dyr kategoriseres vanligvis i klassene kalv, simle, bukk 1 år, bukk 2 år og bukk ≥ 3 år.

Minimumstellinger eller vintertellinger gjennomføres vanligvis i perioden februar-april ved bruk av fly eller helikopter (Jordhøy 1998). Tellingene har til hensikt å gi et estimat på den totale bestandsstørrelsen. I de fleste villreinområdene oppholder reinen seg i denne perioden i høyfjellet og er lettere å oppdage enn i løpet av barmarkssesongen. For å dekke områdene best mulig flys det langs forhåndsbestemte transekter og reinflokkene fotograferes. Opptelling av dyrene gjennomføres i etterkant, og det skilles vanligvis ikke mellom kjønns- og aldersklasser. Det er likevel svært krevende å dekke det totale leveområdet og finne alle dyrene som befinner seg der. Derfor brukes betegnelsen «minimumstellinger». Det er vist ved beregninger at man ved minimumstellinger på rein underestimerer total bestand (Nilsen & Strand 2017). De fleste villreinområder har definert et bestandsmål for antallet dyr på vinterbeite. Det er minimumstellingene som danner grunnlaget for å avgjøre hvorvidt bestandsstørrelsen er i samsvar med bestandsmålet eller ikke.

2.4.2 Helseovervåkingsprogrammet for hjortevilt og moskus

Helseovervåkingsprogrammet for hjortevilt og moskus (HOP) skal frambringe systematiske og oppdaterte data om helsetilstanden i norske hjorteviltbestander og hos moskus. Det legges vekt på sykdommer som opptrer hos hjortevilt og moskus, og på smittsomme sykdommer som kan overføres mellom hjortevilt/moskus og husdyr og fra hjortevilt/moskus til mennesker (zoonoser). Det fokuseres også på hvordan miljø- og klimaendringer påvirker helsetilstanden hos ville drøvtyggere. Disse helsedataene kan dermed bidra til en bærekraftig forvaltning av hjorteviltbestandene, god sykdomsberedskap og dokumentasjon av helsestatus.

HOP er landsdekkende og ble etablert som et prøveprosjekt fra 1998, satt i ordinær drift fra 2001 og i 2004 ble også moskus inkludert. Programmet finansieres av Miljødirektoratet og driftes av Veterinærinstituttet i Oslo.

Følgende aktiviteter er sentrale i HOP:

- Aktiv innsamling og undersøkelse av prøvemateriale fra dyr felt under jakt i ulike deler av landet
- Helseovervåking av fallvilt gjennom helsedata som legges inn i Hjorteviltregisteret
- Sykdomsdiagnostikk på innsendt materiale (obduksjoner av hele dyr)
- Forskningsprosjekter relatert til punktene over
- Drift av en biobank som kontinuerlig tilføres blod- og vevsmateriale fra fangede og felte hjortevilt og moskus

Den faglige aktiviteten i programmet gjennomføres i nært samarbeid med Veterinærinstituttet sine spesialseksjoner i patologi, bakteriologi, virologi, parasittologi, immunologi og epidemiologi. HOP samarbeider også med eksterne nasjonale og internasjonale vitenskapelige institusjoner som har spesialkompetanse innen prioriterte problemstillinger. Helsedataene som genereres i HOP lagres i instituttets journalsystem (PJS) og det produseres årsrapporter som legges ut på hjemmesiden til Veterinærinstituttet www.vetinst.no/dyr/vilt/hop. I forbindelse med den omfattende kartleggingen av skrantesjuka i landet har det blitt etablert en digital kommunikasjonskanal mellom PJS og databasen i Hjorteviltregisteret.

2.4.3 Arealbruk

Data som beskriver villreinens arealbruk er samlet inn i forbindelse med ulike prosjekter og arbeidet med regionale arealplaner for villrein fjella. Disse datasettene omfatter både kulturhistoriske data i form av ulike fornminner knyttet til fangst av villrein (bågestillinger, dyregraver, lededgerder osv.) og nyere registreringer av villreinens områdebruk. Som bakgrunn for arbeidet med regionale planer for de nasjonale villreinområdene er det gjennomført flere lokale GPS-merkeprosjekter og nedlagt en betydelig innsats i å samle data som beskriver villreinens arealbruk (Jordhøy & Sørensen 2010, Jordhøy & Strand 2011, Strand mfl. 2011, Strand mfl. 2015b, Strand mfl. 2015a, Strand mfl. 2015c). I tillegg til data fra GPS-merka reinsdyr, inngår også data fra ulike tellinger, registreringer gjort av fjelloppsyn og lokalkunnskap av mer kvalitativ karakter. Alle posisjonsdata knyttet til GPS-merkede villrein er lagret i www.dyreposisjoner.no som driftes av NINA.

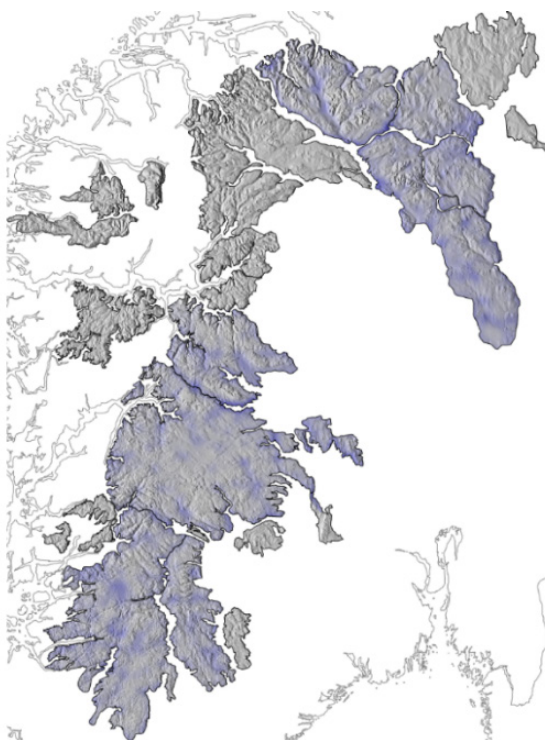
2.4.4 Vegetasjonskartlegging

For flere av villreinområdene har det ved flere anledninger blitt gjennomført vegetasjonskartlegging og beskrivelse av beiteforholdene. Selv om kartleggingsmetodene har variert, har de mest sentrale hovedelementene gått igjen. Dette gjelder særlig vinterbeitene som stort sett har vært beskrevet gjennom felttakseringer av mindre flater og måling av lavmattetykkelse (eks. Tveitnes 1980). I en del tilfeller har vinterbeitene også blitt taksert visuelt fra fly (eks. Gaare & Hansson 1989).

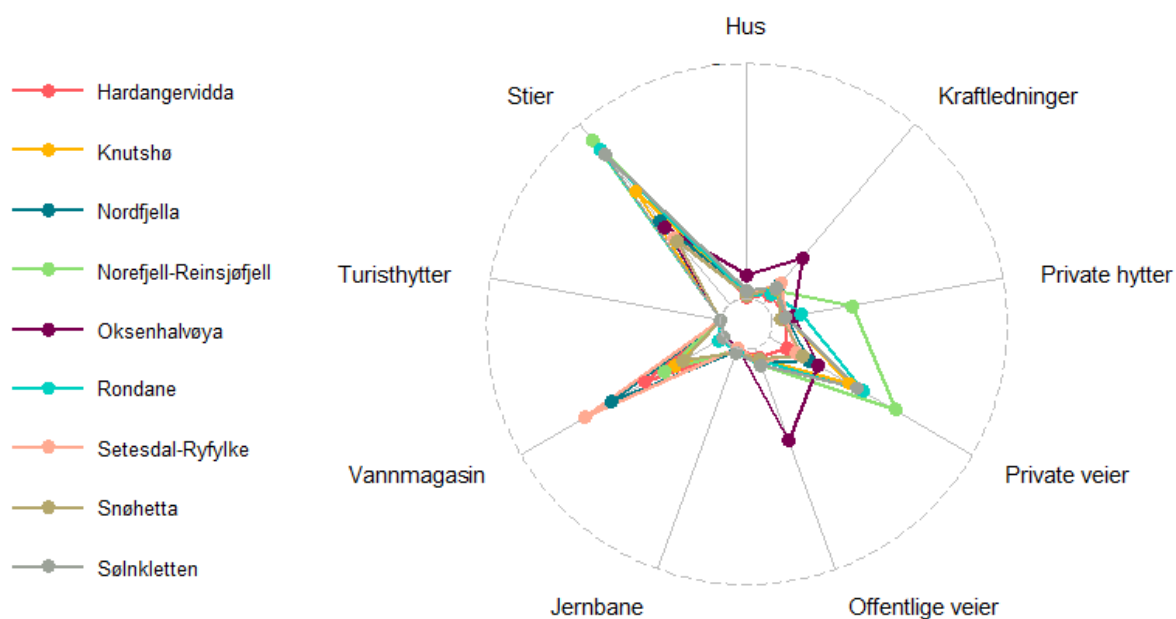
I de seinere årene har heldekkende, digitale vegetasjonskart blitt tilgjengelig (Johansen 2009, Falldorf 2012), og det har blitt utviklet metodikk for estimering av lavmengde (volum) fra satellittbilder (Falldorf mfl. 2014). Slike metoder åpner for effektiv kartlegging av beiteressurser på stor skala.

2.4.5 Infrastrukturdata og ferdselskartlegging

Infrastrukturen som finnes i eller i tilknytning til villreinområdene er rimelig godt kartlagt og tilgjengelig gjennom nasjonale databaser (www.geonorge.no). Det er derfor mulig å synliggjøre den relative forekomsten av inngrep i villreinområdene (Figur 2.4.1 og 2.4.2). Infrastrukturens betydning for villreinen er i de fleste tilfeller avhengig av den menneskelige ferdselen og aktiviteten som infrastrukturen genererer. I løpet av de siste årene er det etablert og tatt i bruk metodikk som beskriver menneskelig ferdsel fjellområder (Gundersen mfl. 2013). Dette er data som åpner for mer detaljerte analyser av effektene av infrastruktur og ferdsel (se kap. 6.5).



Figur 2.4.1. Eksempel på illustrasjon som viser tettheten av den samla infrastrukturen i noen av våre villreinområder. Jo mørkere lillafarge dess større tetthet av infrastruktur (veg, hytter, mv.). De grå villreinområdene uten antydning til lilla farge mangler sammenstilte data. (Takk til Bram Van Moorter og Knut Langeland for tilrettelegging av data).



Figur 2.4.2. Relativ tetthet av enkelte typer infrastruktur i noen villreinområder basert på dataene presentert i figur 2.4.1. Tetthet er beregnet på et 100 x 100 meters rutenett innenfor en radius på 5 km. (Takk til Bram Van Moorter og Knut Langeland for tilrettelegging av data).



Ski-kiting er en populær vinteraktivitet i enkelte fjelltrakter. Foto: Olav Strand.

3 Tematisk kunnskapsstatus og drøfting av mulige måleparametere for en miljøkvalitetsnorm

3.1 Effekter av miljøforhold og individkvalitet på bestanders produktivitet og dynamikk

Klima og miljøforhold har stor innvirkning på reinens mattilgang gjennom hele året, og påvirker både overlevelse, kalveproduksjon og tilvekst. Satellittbaserte målinger kan brukes til å overvåke plantevekst. Kombinert med reintellinger og vektdata fra felte rein gir dette et godt grunnlag for å følge sentrale kvalitetsmål for villrein.

3.1.1 Klima påvirker miljøbetingelser og mattilgang

Variasjon i klimatiske forhold har stor innvirkning på mattilgangen for klauvdyr og derigjennom dyrenes tilstand. Betydelige klimaendringer er ventet allerede i løpet av dette århundret (Xu mfl. 2013), og det er liten tvil om at dette vil ha store konsekvenser for hjorteviltbestander på nordlige breddegrader (Hansen mfl. 2011).

Vinterstid sørger snø på bakken for at reinens beiter i større eller mindre grad er tilgjengelige (Hansen mfl. 2013). Mye snø på bakken og en lang vinter/sen vår gir en kort vekstsesong med dertil reduksjon i mattilgangen (Helle & Kojola 2008, Aikio & Kojola 2014), trolig gjennom seinere tilgang på næringsrike grøntbeiter (Pettorelli mfl. 2005c, Tveraa mfl. 2013). Variasjon i klimatiske forhold på senvinteren kan også medføre store forskjeller i kvaliteten på sommerbeitene (Bårdsen & Tveraa 2012, Nielsen mfl. 2012, Tveraa mfl. 2013, Tveraa mfl. 2014). Dette påvirker vektutvikling, kalveproduksjon og bestandsutvikling for hjorteviltbestander. Gode kvantitative mål som gir grunnlag for å beskrive miljøforholdene er derfor vesentlig for å kunne forstå endringer i dyrenes tilstand og bestandsdynamikk.

3.1.2 Energibalansen styrer tilvekst og kalveproduksjon

I et miljø med stor sesongmessige variasjon i næringstilgang, er tilstrekkelige energireserver avgjørende både for å sikre egen overlevelse og produksjon av avkom. Slik individkvalitet, eller tilstand i hjorteviltbestander vurderes ofte gjennom størrelse eller vekt, andel hunner som produserer kalv eller endringer i bestandsstørrelse (oppsummert i Sæther 1997). Som hos andre hjorteviltarter har reinsimlenes kroppsvekt stor innvirkning på evnen til å produsere kalv. Simlene må opp på en gitt vekt før de blir drektige (Reimers 1983), og små simler har større sannsynlighet for å abortere i løpet av vinteren hvis forholdene blir vanskelige. Små simler føder også små kalver som har lav sannsynlighet for å overleve sommeren og som fortsatt er små når høsten og vinteren kommer (Lenvik & Aune 1988, Lenvik mfl. 1988, Lenvik 2005).

Som andre hjorteviltarter, reproducerer reinen flere ganger. I det lange løp er det derfor ikke lønnsomt å investere i reproduksjon når dette går på bekostning av egen overlevelse (Holand mfl. 2006a). Studier av tamrein har da også dokumentert at simlene løpende vurderer behovet for å ivareta egen kroppsvekt mot kostnadene ved å produsere kalv. Mens store simler har råd til å fostre fram kalv selv i år med ugunstige beiteforhold, må små simler prioritere egen vekst (Bårdsen mfl. 2008, Bårdsen mfl. 2010). Simlenes høstvekt gir følgelig begrenset informasjon om tilstanden deres den foregående våren. Kalvenes høstvekt gjenspeiler derimot hvilken kapasitet simlene har hatt til å investere i kalven gjennom sommeren, og følgelig også i hvilken tilstand/kondisjon simlen var i på etterm vinteren/våren (Bårdsen mfl. 2010, Bårdsen & Tveraa 2012).

Fra tamreinnæringen er det vist at flokker med høye vekter har gjennomgående høyere kalveproduksjon, og lavere sårbarhet overfor ugunstige klimatiske forhold. I flokker med god kondisjon bufres vanskelig beitetilgang gjennom bruk av oppsparte kroppsreserver, mens flokker i dårlig kondisjon i større grad påvirkes gjennom redusert kalvetilgang og økt dødelighet (Tveraa mfl. 2007).

3.1.3 Fjernmålinger av vegetasjon som forklaringsvariabel for kalvevekter og kalvetilgang

3.1.3.1 Storskala klimaindekser

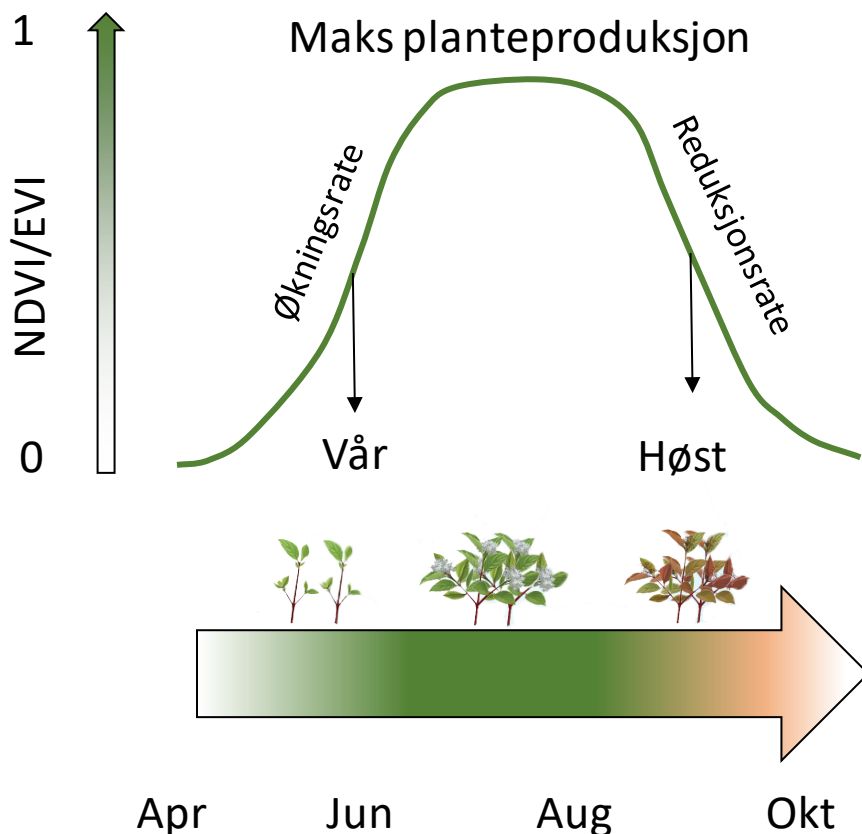
Flere parametere har vært forsøkt brukt for å forklare mellomårsvariasjon i klimatiske forhold. Storskala klimaindekser som NAO/AO (North Atlantic Oscillation/Arctic Oscillation) har vist seg effektive for å predikere værmessige forhold i enkelte tilfeller (Stenseth mfl. 2003, Stenseth & Mysterud 2005). Slike indekser kan ses på som «værpakker» som integrerer flere klimavariabler og måler responser over relevante sesonger og på større romlige skalaer enn en enkelt værstasjon normalt fanger opp. Storskala klimaindekser har samtidig vist seg å ha kompliserte sammenhenger med lokalt klima, blant annet fordi nedbør har en tendens til å falle som snø i høyden og som regn i lavlandet (Mysterud mfl. 2000, Tveraa mfl. 2007). Dette kan igjen resultere i kompliserte sammenhenger mellom klimaindeksene og demografiske parametere (Mysterud mfl. 2001, Nielsen mfl. 2012). Storskala klimaindekser er et nyttig redskap de gangene det gir en direkte link til klima regionalt, men det krever at man kjenner til hvordan topografi påvirker overgangen til lokalt klima, såkalte nedskaleringsprosesser (Pettorelli mfl. 2005a).

3.1.3.2 Vegetasjonsindekser

Satellittbaserte mål som NDVI (Normalised Difference Vegetation Index) som måler mengden fotosyntetisk aktivitet i vegetasjonen på bakken gir grunnlag for direkte målinger av miljøforhold som er viktige for mattilgangen for plantespisere og har den fordelen at den er romlig eksplisitt (Pettorelli mfl. 2005b, Pettoelli mfl. 2011). Forskjeller mellom nærliggende bestander kan derfor studeres direkte.

Data som brukes i forbindelse med utregning av vegetasjonsindekser og storskala klimaindekser skriver seg primært fra NASAs Terra- og Aquasatellitter og NOAAs (National Oceanic and Atmospheric Administration) satellitter. Her er det særlig MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) dataene fra NASAs satellitter og GIMMS (Global Inventory Modeling and Mapping Studies) dataene fra NOAAs satellitter som har blitt brukt i kombinasjon med økologiske tidsserier (Pettorelli 2013). GIMMS 3g serien strekker seg fra sommeren 1981 og ut 2015 med en romlig oppløsning (pikselstørrelse) på 8x8 km, mens MODIS Terra-serien strekker seg fra desember 1999 og oppdateres løpende med en romlig oppløsning på 250x250 m. Begge disse dataseriene har vist seg å fungere bra for å beskrive miljøforhold for rein (Pettorelli mfl. 2005c, Tveraa mfl. 2007, Bårdsen & Tveraa 2012, Tveraa mfl. 2014). GIMMS-serien har den fordelen at den strekker seg over en lengre tidsperiode. MODIS-serien har den fordelen at dataene har vesentlig høyere romlig oppløsning. Flere spektralklasser på MODIS-instrumentet gir lettere deteksjon av skyer. De beste, skyfrie pikslene fra bilder tatt på ulike dager er satt sammen til enhetlige bilder hvor observasjonsdato for hver enkelt piksel er gjort tilgjengelig. Dataene er løpende tilgjengelig for nedlasting og bruk.

Gjennom repeterte målinger av primærproduksjonen på samme 250x250 m rute er det mulig å beskrive både når grønningen av vegetasjonen starter om våren, hvor raskt vegetasjonen utvikler seg (grønningsraten), hvor høy primærproduksjonen er, når degraderingen starter om høsten, og hvor raskt denne degraderingen går (Figur 3.1.1) (Beck mfl. 2006, Beck mfl. 2007).



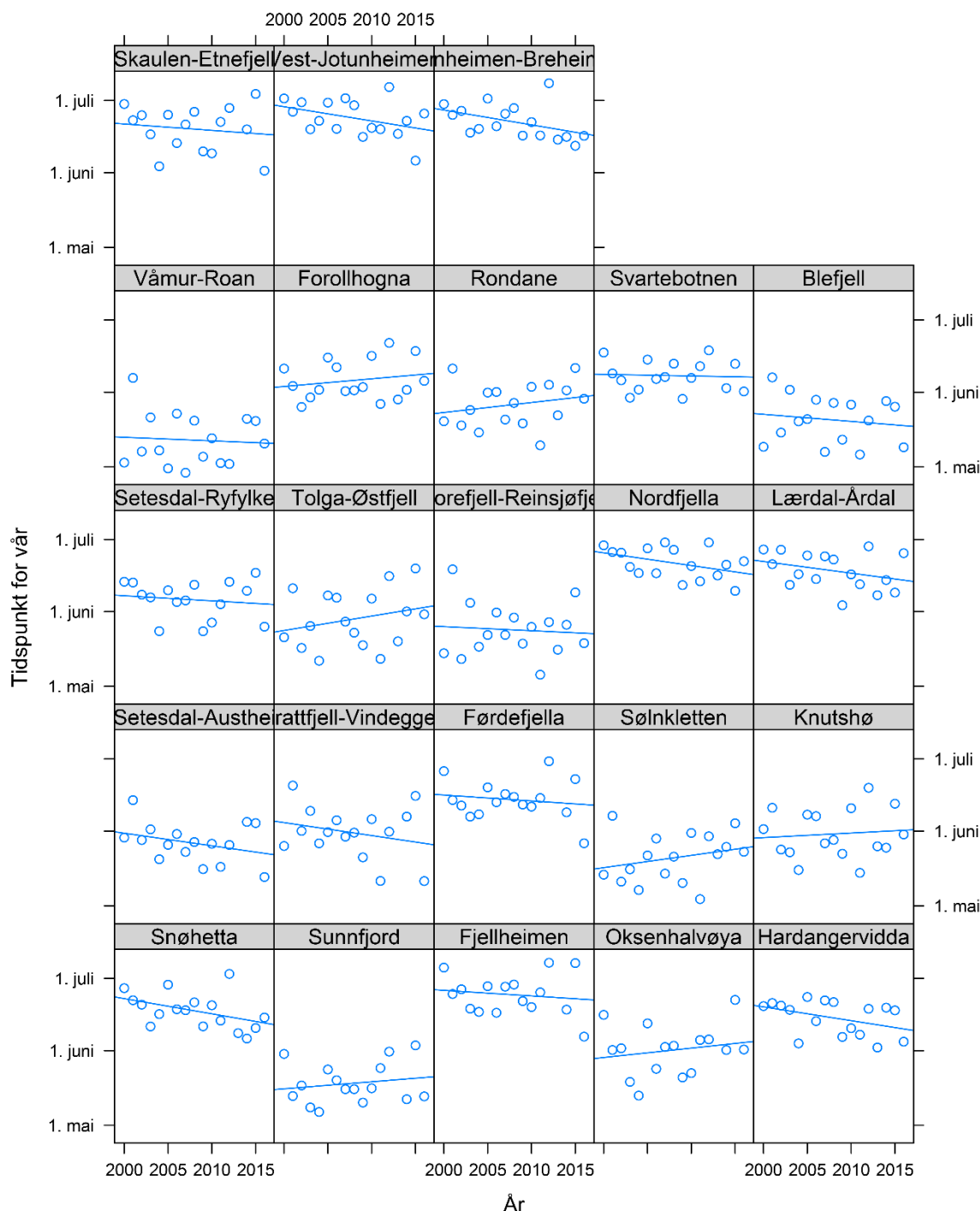
Figur 3.1.1. Illustrasjon over hvordan repeterte målinger av NDVI/EVI (Normalized Difference Vegetation Index/ Enhanced Vegetation Index) gjennom sesongen kan brukes til å beregne tidspunkt for vår, hvor raskt vegetasjonen grønnes (økingsrate), maksimal planteproduksjon, tidspunkt for høst, og hvor raskt vegetasjonen degraderes om høsten (reduksjonsrate).

3.1.3.3 Fra indeksverdi til lokale bestandsforhold

Hvorvidt en tidlig vår, eller rask grønning av vegetasjonen, er viktig synes å variere mellom ulike økologiske systemer. På våre breddegrader synes en tidlig vår å være gunstig for både sau og rein (Pettorelli mfl. 2005c, Nielsen mfl. 2012), mens tidlig vår og rask utvikling av vegetasjonen synes å være ugunstig for dyr som oppholder seg i lavereliggende systemer på sørligere breddegrader (Pettorelli mfl. 2007, Gaillard mfl. 2013).

Grønningsdata fra MODIS er lett tilgjengelig for alle de 23 villreinområdene siden 2000. Tidspunkt for når grønningen starter har gått litt opp i enkelte områder og litt ned i andre områder, men stor variasjon mellom år gjør at det ikke er noen statistisk sikre trender i når våren starter hverken om vi ser på enkeltområder, eller om vi ser på alle områdene under ett i en hierarkisk analyse (Tabell 3.1.1 og Figur 3.1.2). Hvor raskt vegetasjonen grønnes (grønningsraten) har med unntak av Oksenhalvøya gått litt ned gjennom perioden og analyserer vi alle områdene under ett i en hierarkisk analyse er det en statistisk sikker nedgang (Figur 3.1.3). Hvor høy planteproduksjonen er defineres gjerne som den maksimale grønningsverdien som estimeres (Garel

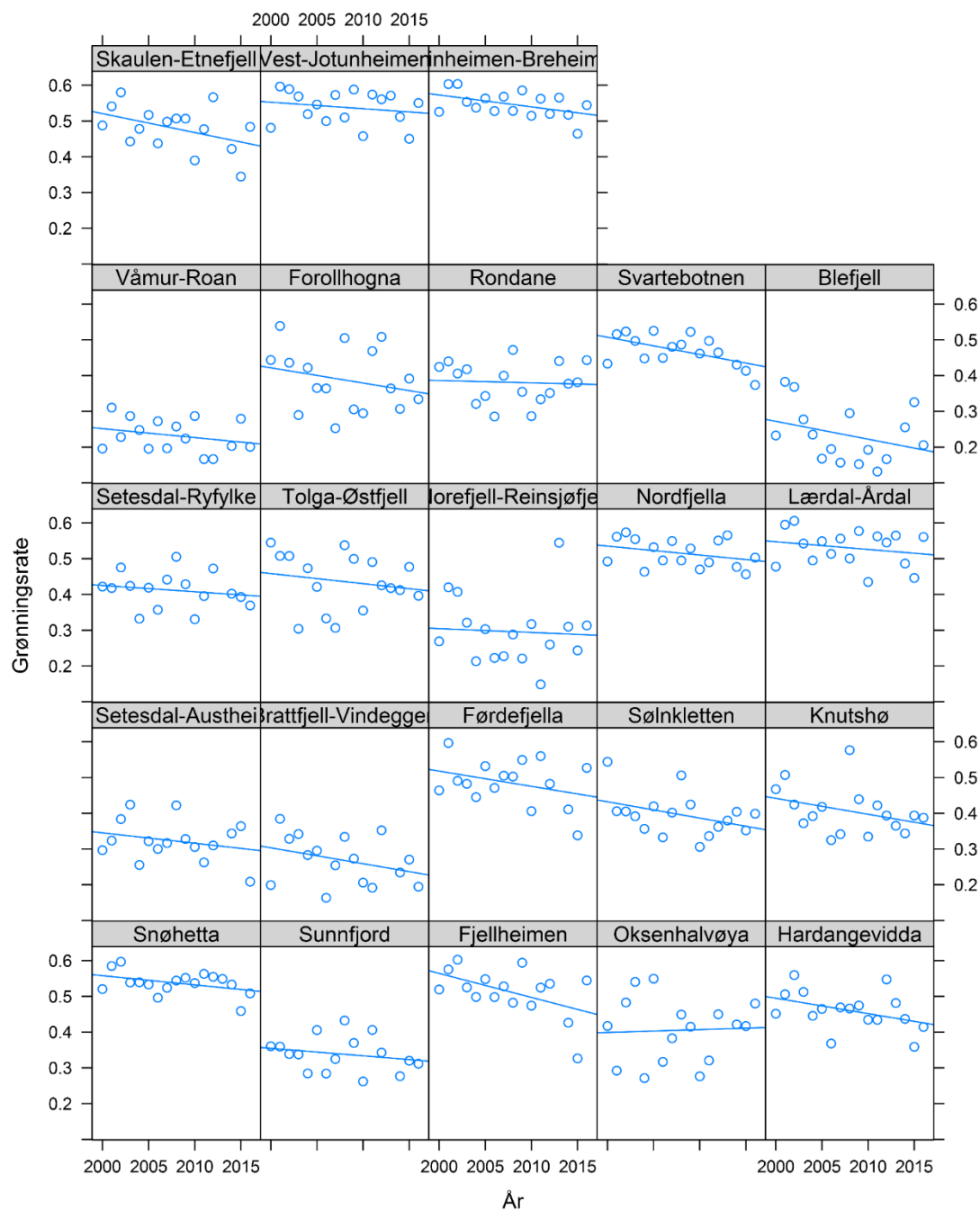
mfl. 2011). Planteproduksjonen har gått noe opp i enkelte områder og noe ned i andre områder, men stor variasjon gjør at det ikke er bevis for noen statistisk signifikant endring over år (Figur 3.1.4). Hvor raskt vegetasjonen degraderes om høsten og når høsten inntreffer er også relevante mål (Hurley mfl. 2014), men er ikke vurdert her ettersom slaktevekter og kalvetilgang er målt på sommeren/sensommeren.



Figur 3.1.2. Tidspunkt for vår over år i de 23 villreinområdene.

Tabell 3.1.1. Gjennomsnittlig tidspunkt for vårstart, endring per år og total endring over perioden 2000-2016 for de ulike villreinområdene. Rødt: Områder der våren er forsinket med ~5 dager eller mer. Grønt: Områder der våren har avansert med ~5 dager eller mer. Merk at stor usikkerhet i estimatene gjør at det ikke er en statistisk sikker endring.

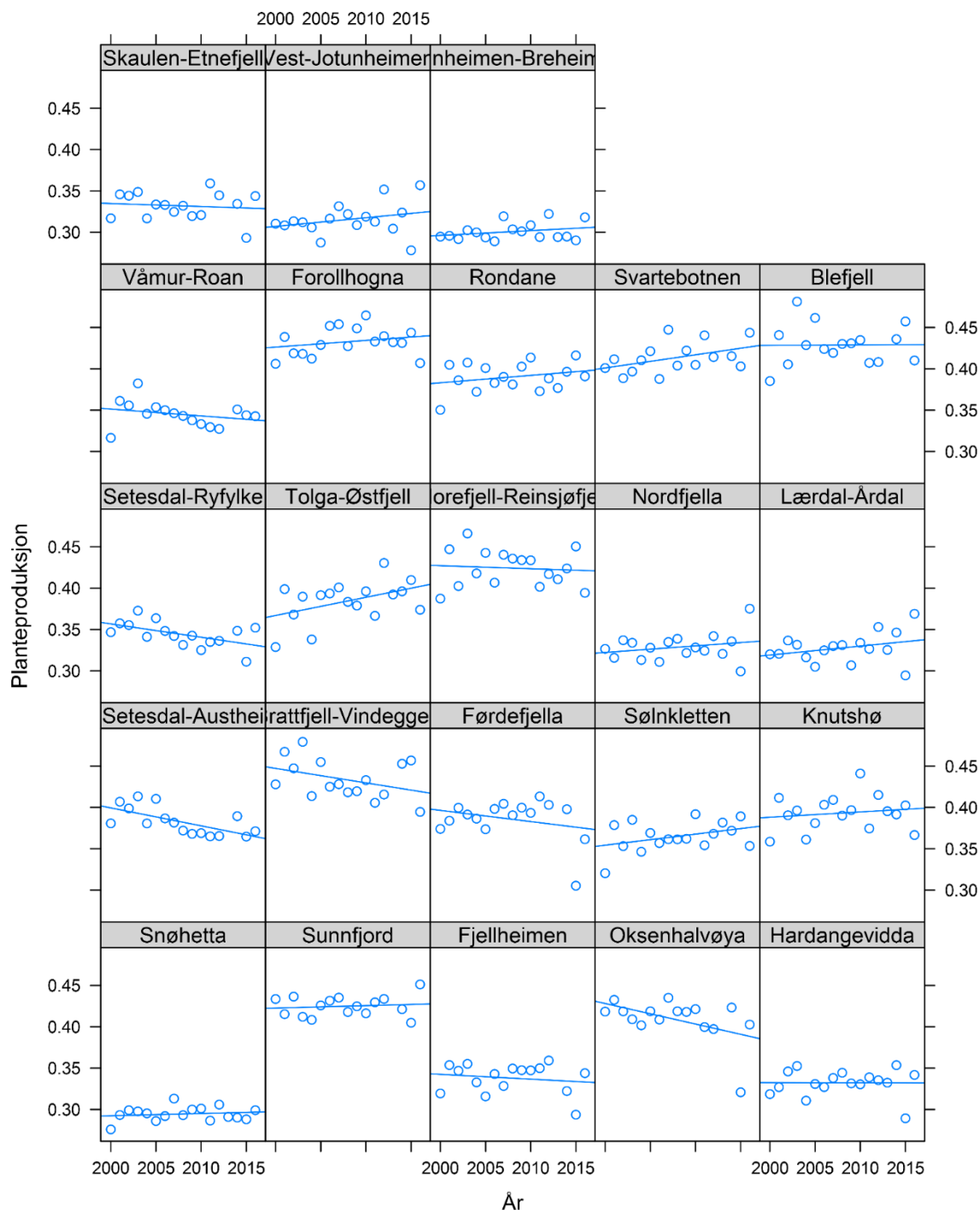
Område	Snittdato	Endring per år	Totalt
Våmur-Roan	13. mai	-0,15	-2,4
Sunnfjord	19. mai	0,29	4,7
Blefjell	21. mai	-0,29	-4,7
Sølnkletten	21. mai	0,51	8,2
Norefjell-Reinsjøfjell	25. mai	-0,17	-2,7
Rondane	27. mai	0,41	6,6
Setesdal-Austhei	28. mai	-0,52	-8,4
Tolga-Østfjell	29. mai	0,60	9,6
Knutshø	31. mai	0,19	3,0
Brattefjell-Vindeggen	1. juni	-0,54	-8,6
Oksenhalvøya	2. juni	0,39	6,2
Setesdal-Ryfylke	6. juni	-0,21	-3,4
Forollhogna	6. juni	0,32	5,1
Svartebotnen	8. juni	-0,07	-1,1
Hardangervidda	15. juni	-0,57	-9,2
Førdefjella	15. juni	-0,25	-3,9
Snøhetta	18. juni	-0,63	-10,1
Lærdal-Årdal	19. juni	-0,49	-7,8
Skaulen-Etnefjell	20. juni	-0,26	-4,2
Nordfjella	22. juni	-0,53	-8,5
Reinheimen-Breheimen	23. juni	-0,61	-9,8
Vest-Jotunheimen	24. juni	-0,59	-9,4
Fjellheimen	25. juni	-0,23	-3,7



Figur 3.1.3. Grønningsrate over år for de 23 villreinområdene målt ved hjelp av satellittdata slik som illustrert i figur 3.1.1., dvs. hvor raskt NDVI/EVI øker i vendepunktet (der kurven går fra å være konveks til konkav).

De summariske analysene som presenteres under viser at klimatiske forhold som påvirker tidspunkt for vår, hvor raskt vegetasjonen grønnes og hvor stor planteproduksjonen er, er vesentlige for å forstå variasjon i vekter og kalvetilgang i villreinområdene. Disse dataene burde derfor rutinemessig tilrettelegges for villreinområdene i form av enkle plott og analyser som viser deres innvirkning på vekter og kalveproduksjon.

Relevante demografiske data er bare tilgjengelig for mer enn tre år for 6 av områdene siden 2000 (Setesdal-Ryfylke, Hardangervidda, Rondane, Knutshø, Snøhetta og Forollhogna, Figur 3.1.5). Med unntak av Setesdal-Ryfylke og kanskje Hardangervidda, gir enkle plott et inntrykk av at slaktevektene har gått ned i denne tidsperioden (Figur 3.1.6). Andel simler med kalv i den samme tidsperioden ser ut til å ha vært økende i Rondane, stabil i Setesdal-Ryfylke, og nedadgående i de andre områdene (Figur 3.1.7).



Figur 3.1.4. Variasjon i planteproduksjonen for de 23 villreinområdene for perioden 2000-2016. Sammenstillingen er basert på satellittdata hvor planteproduksjon er estimert som maksimum EVI slik dette er illustrert i figur 3.1.1.

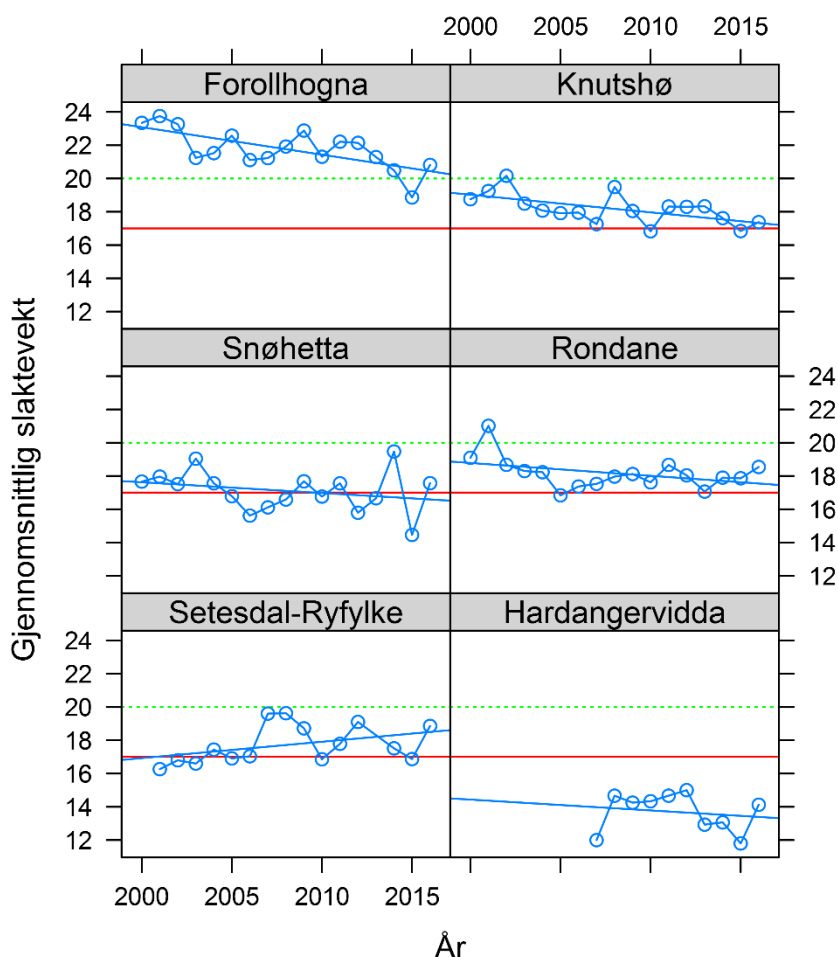


Figur 3.1.5. Områder uthevet med rød skrift er områdene i det nasjonale overvåkingsprogrammet med tidsserier på vekter og kalvetilgang lett tilgjengelig fra Hjorteviltregisteret (www.hjorteviltregisteret.no). Størrelsen på skriften gjenspeiler lengden på tidsseriene som er tilgjengelig.

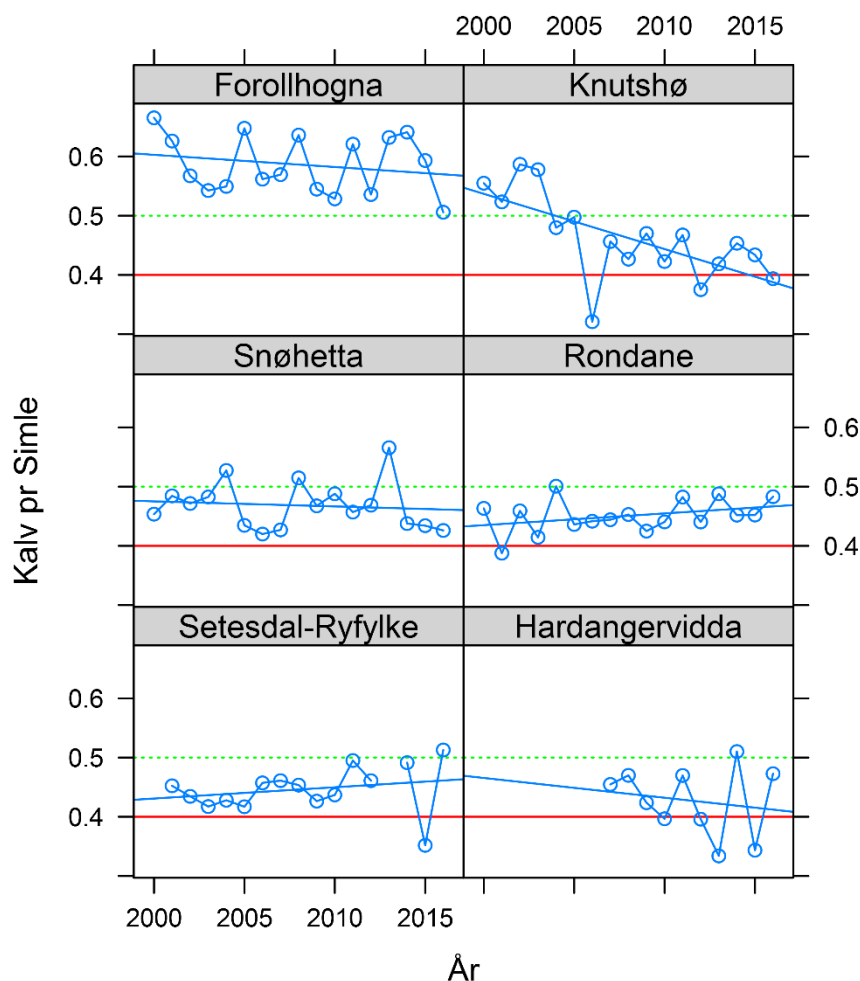
En hierarkisk analyse med tilfeldig skjæringspunkt og fiksert stigningstall per område viste at kalvevekter foregående år, tidspunkt for vår og grønningsrate forklarte en stor del av den observerte variasjonen i slaktevekter hos kalv. Planteproduksjon bidro ikke til å redusere den uforklarte variasjonen. I tillegg var det en negativ, men ikke statistisk sikker, trend over år når de andre forholdene var korrigert for (Tabell 3.1.2). Enkle plott viste en positiv sammenheng mellom slaktevekter på kalvene året før og andelen simler med kalv i Knutshø, mens for Hardangervidda var denne sammenhengen sterkt negativ og for de resterende var det ingen tydelige sammenhenger. For de fem områdene i overvåkingsprogrammet for hjortevilt hvor det finnes vintertellinger av bestandsstørrelse (Rondane, Snøhetta, Forollhogna, Hardangervidda og Knutshø) fant vi en negativ sammenheng mellom bestandsstørrelse og vekt på kalvene den påfølgende sommeren. En tilsvarende analyse som for slaktevekter viste en negativ effekt av slaktevektene året før (på grunn av Hardangervidda), en negativ effekt av sein vår og en positiv effekt av grønningsraten og planteproduksjonen. Det var også en negativ effekt av år etter at de andre faktorene var kontrollert for. Dog gav en modell som tok hensyn til at det var ulik utvikling over tid i distriktene bedre tilpasning, hvilket reflekterer at utviklingen over år har vært forskjellig i de ulike områdene.

Tabell 3.1.2: Estimater fra analyser av kalvevekt og kalvetilgang som en funksjon av vekt foregående år, tidspunkt for vår, planteproduksjon, grønningsrate og trend over år. Variablene er standardisert slik at koeffisientene er sammenlignbare. Estimatenes for kalvetilgang er på logit-skala.

	Kalvevekter			Kalvetilgang		
	β	95 % CI		β	95 % CI	
Skjæringspunkt	17.84	16.01	19.64	-0.11	-0.34	0.11
Vekt foregående år	0.42	-0.05	0.99	-0.11	-0.13	-0.08
Tidspunkt for vår	-0.30	-0.58	-0.03	-0.05	-0.07	-0.03
Grønningsrate	0.61	0.34	0.89	0.05	0.03	0.06
Planteproduksjon	0.21	-0.39	0.90	0.14	0.10	0.17
År (trend)	-0.19	-0.41	0.03	-0.04	-0.06	-0.03



Figur 3.1.6. Gjennomsnittlig slaktevekt for kalv over år for områdene som inngår i overvåkingsprogrammet for hjortevilt. Stiplet grønn og heltrukket rød linje angir mulige vektgrenser for å vurdere tilstand. Merk at vektgrensene som er foreslått her ikke omfatter kjønns- og datokorrigerings. Dette vil anslagsvis redusere linjene med ca. 2 kg.



Figur 3.1.7. Antall kalv per simle og ungdyr basert på kalvetellinger i juli over år for områdene med tilgjengelige tidsserier. Stiplet grønn og heltrukket rød linje angir mulige nivågrenser for tilstand.

3.1.4 Aktuelle måleparametere i en kvalitetsnorm

Slaktevekt for kalv

Dette gir et godt mål på beitenes kvalitet og flokkens tilstand. Vekter for andre aldersklasser har også verdi, men erfaringer fra tamreindriften tilsier at vekter fra dyr tilhørende eldre aldersklasser er dårligere til å fange opp mellomårsvariasjon i beitetilgang og vekstvilkår. Dette beror på at kalvene er de som i størst grad påvirkes av variasjon i miljøforhold, og fordi vektene på kalvene også reflekterer mattilgangen og vektene på simlene. Slaktevekter samles allerede rutinemessig for en del av områdene, men burde inngå som standard datainnsamling i alle villreinområdene. Fellingsdato for kalvene bør også registreres slik at vektene på slaktene kan datokorrigeres. Det vil forenkle sammenligninger med tamreinnæringen hvor det er mye kunnskap om sammenhengen mellom kalvevekter og miljøbetingelser.

I tamreinnæringen er det blitt utviklet veileder for fastsetting av økologisk bærekraftig reintall. Ifølge en bredt sammensatt gruppe bestående av en rekke reindriftsutøvere og forskere bør

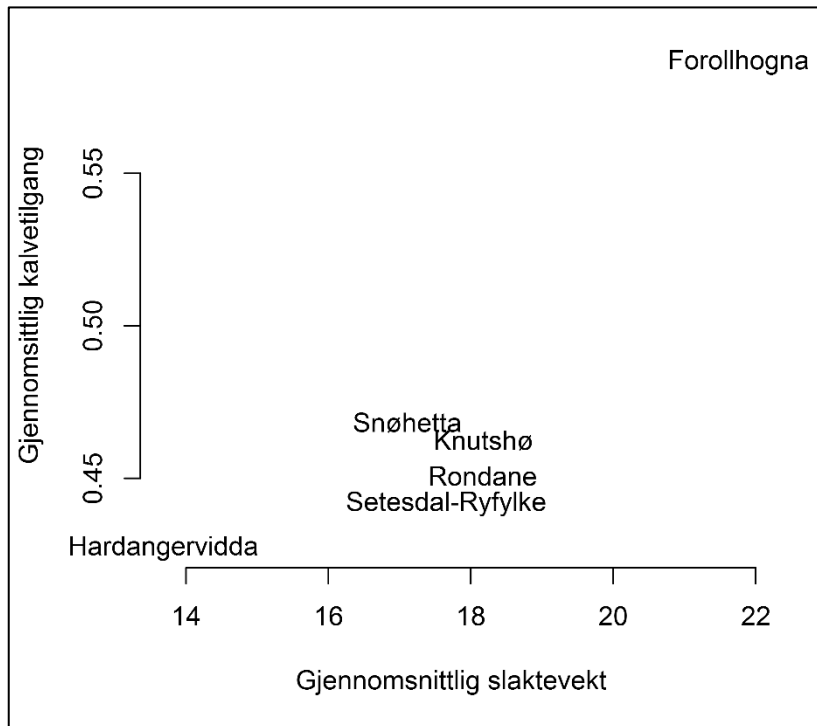
gjennomsnittlig slaktevekt på kalv være 17-19 kg før man kan oppnå økologisk bærekraftig rein-drift, mens vektene på 1,5-årige bukker bør være på minst 25-27 kg, og simler over 2 år bør oppnå vekt på minst 27-29 kg (Anon. 2008).

Studier fra tamrein med fokus på Finnmark tilsier at slaktevektene på kalv bør over 20 kg for å kunne bufre klimavariasjon (Tveraa mfl. 2013), og slaktevekter på 22-23 kg er nødvendig for å maksimallisere kjøttproduksjonen (Bårdsen mfl. 2014). Villreinjakta skjer tidligere enn slaktingen i tamreinnæringen. Mens villreinjakta starter 20. august og har median fellingsdato 4. september, skjer hovedslaktingen i tamreinnæringen fra 15.-25. september og etter brunsten i oktober-november. Tilgjengelige data viser at slaktevektene i villreinområdene øker med mellom 40-100 gram per dag. På grunn av at kalvene vokser i løpet av jakta, og siden gjennomsnittlig fellingsdato varierer både mellom år og områder, vil det være fornuftig å standardisere vektene til en definert dato.

Et annet moment er kjønnsfordelingen blant kalvene. I starten av september er bukkekalver rundt 900 gram tyngre enn simlekalver. Ved en datokorrigerende av vektene vil det også være fornuftig å korrigere for kjønn, slik at de årlige vektestimatene leses ut for eksempelvis simlekalver.



Kalv felt i Snøhetta. Rapportering av slaktevekt gir nyttig informasjon. Foto: Vebjørn Veiberg.



Figur 3.1.8. Gjennomsnittlig slaktevekt for kalv mot gjennomsnittlig antall kalv per simle og ungdyr basert på kalvetellinger i juli. Data fra perioden 2000-2016.

Andel simler med kalv

Andel simler med kalv vil naturligvis variere mellom år. Lav andel kalv per simle er en indikasjon på ressursbegrensning eller predasjon. Kalvetilgangen reflekteres i stor grad av kalvevektene (Figur 3.1.8). Det kan derfor vurderes om begge måleparameterne er nødvendig. Dog vil avvik fra forventet kalvetilgang på en gitt vekt belyse tap på grunn av andre forhold enn ressursbegrensning (eksempelvis predasjon). Et problem med kalvetellinger på villrein, er at dataene er kalv per simle og ungdyr. Andelen ungdyr av begge kjønn som ikke reproducerer vil derfor påvirke beregningene slik at andelen kalv påvirkes både av forrige års kalvetilvekst, sammensetningen på jaktuttaket året før og vinteroverlevelse. Det er utviklet modeller som i noe grad kan kontrollere for disse forholdene med bakgrunn i data fra Forollhogna, Knutshø og Snøhetta (Nilsen & Strand 2017). Foreløpig er ikke modellene tilpasset data fra de øvrige bestandene. Dette bør gjøres i forbindelse med klassifisering av bestandene etter normen. Andelen unge bukker (1-2 år) og andelen unge simler som ikke reproducerer vil derfor påvirke beregningene. Variasjon i andelen unge simler som ikke reproducerer er et av forholdene som vi ønsker skal gjenspeiles i «andelen simler med kalv», mens det ideelt sett bør kunne korrigeres for andelen unge bukker som går sammen med simlene og kalvene om sommeren. Det er utviklet modeller som i noe grad kan kontrollere for dette.

Tidspunkt for vår og planteproduksjon

Sein vår og lav planteproduksjon gir direkte og lettfattelige mål på beitenes kvalitet.

Skåring av kondisjon

I tamreinnæringen finnes det god kunnskap om vurdering av reinens kondisjon på bakgrunn av gevir, form, størrelse og pels. Det er mulig å utvikle en enkel skala hvor dyrenes kondisjon kan vurderes som dårlig, middels, eller god.

3.2 Reinens beiteressurser – bruk og kartlegging

En hovedfaktor for en villreinstammes tilstand er tilgang på nok beite av høy kvalitet som et grunnlag for vekst, reproduksjon og overlevelse. En god balanse mellom sesongbeitene er avgjørende for hvor mange rein et område kan bære. Naturgitte og klimatiske forhold gir stor variasjon i beitekapasiteten mellom våre villreinområder. En tommelfingerregel er at veksten og størrelsen på dyrene reguleres av mottilgangen på sommerbeitene, mens mottilgangen vinterstid begrenser antallet dyr og kalveproduksjonen. Tidsforsinkelser mellom langsiktige endringer i beitetilstand (overbeiting) og kondisjon gjør at beiten også bør overvåkes direkte.

3.2.1 Reinens bruk og valg av områder

Et særtrekk for villreinen er at den er nomadisk og ikke er bundet til faste individuelle leveområder som hos hjort, elg og rådyr. Reinen velger derfor leveområder på en stor geografisk skala. Reinflokkens bruk og valg av ulike områder i landskapet er knyttet til avveininger mellom ulike faktorer. En hovedfaktor er hele tiden å sikre best mulig tilgang på nok beite av høy kvalitet, men også grad av forstyrrelser og muligheter for oversikt og fluktmulighet fra rovdyr, insekter og mennesker påvirker. Områder i landskapet fyller derfor ulike funksjoner for villreinen til ulike tider på døgnet og gjennom året, ved ulike værtyper og ved ulike grader og typer av forstyrrelser (kap. 3.5). Tilgang på ulike funksjonelle områder varierer samtidig mellom de ulike villreinområdene.

Flokkdannelse er viktig for vern mot rovdyr i et åpent fjellandskap, men en stor flokk har samtidig et stort fôrinntak og gjør at reinen stadig må søke etter nye beiteressurser. Avveiningene mellom ulike faktorer i valg av oppholdssteder er forskjellige for bukker og simler. Dette er knyttet direkte (med og uten kalv) eller indirekte (ulik kroppsstørrelse) til de ulike begrensninger for reproduksjon hos simler og bukker. Simlene har betydelig større energibehov i forbindelse med sen drektighet og melkeproduksjon. Simlene søker likevel refugier til vern mot rovdyr under kalving. Foretrukne landskapstyper er ofte småkuperte lavfjellsområder med god oversikt der simlene kan kalve i fred. Bukkene velger områder med best mulig beitetilgang for å vokse og bygge opp reserver til brunsten. Bukkene har en annen arealbruk enn simlene, såkalt seksuell segregering (Ruckstuhl & Neuhaus 2005), men fokus i det videre er simlene siden de er motoren i bestandene.

Reinens beitesøk kan forstyrres av insekter, rovdyr og menneskelig aktivitet. I fravær av insekter beiter reinen syklisk gjennom hele døgnet. Den totale beitetiden kan komme opp i 12-15 timer, mens det meste av resterende tid går med til hvile ofte kombinert med drøvtygging (Colman mfl. 2001). Tapte beitetid og økte aktivitetskostnader på grunn av forstyrrelser er vanskelig å kompensere og vil gå utover tilveksten (kap. 3.5).

I det følgende er det viktigheten av de sesongmessige beiten som skal vurderes. Først beskrives det sesongmessige beitemønsteret og betydning generelt. Dernest vurderer vi hvordan områder med ulik tilgang på sesongbeiter påvirker reinen, før vi vurderer hvordan beitekapasiteten kan beregnes for de ulike sesonger og områder.

3.2.2 Sommerbeite - avgjørende for vekst

Reinens diett, næringsbehov, appetitt og stoffskifte varierer i takt med den sesongmessige variasjonen i fødetilbudet. Om sommeren går reinen på høygir og energiomsetningen er 2-3 ganger

høyere enn om vinteren (Danell mfl. 1999). I denne korte og hektiske perioden er det normalt god tilgang på beite med høyt innhold av lettløselige sukkerforbindelser, proteiner og mineraler og lite tungtfordøyelig plantefiber. Reserver lagres som fett og muskelmasse (protein) og er avgjørende for vekst og neste års overlevelse og reproduksjon. Reinen er en typisk «energi- og proteinlager» om sommeren. I vekstsesongen fornyes stadig beitene og reinen søker etter områder med beiteplanter i unge utviklingstrinn. I denne perioden vil rein som trekker fritt følge «den grønne bølge», det vil si at den følger plantenes våraspekt fra solsider til skyggesider og fra lavere til høyere deler av terrenget etter hvert som sommeren skrider fram. Ved å utnytte denne groen maksimerer de fødens stofflige og energetiske sammensetning.

Fra år til år kan været variere mye. Dette påvirker beiteplantenes tilgjengelighet og næringsinnhold, noe som kan gi seg utslag i andel kalver i fostringsflokkene, variasjon i høstvektene og kalveoverlevelse om vinteren. Spesielt viktig ser tidspunktet for vårens ankomst ut til å være for kalvenes vekst og utvikling (kap. 3.1). En tidlig vår i fjellet, som kan være et resultat av lite snø kombinert med høyere temperaturer (enn normalt) i april og mai, gir tidlig snøsmelting og vekststart. Sommerværet (temperatur, nedbør og vindforhold) i samspill med høydeforholdene spiller inn på reinens muligheter til å unngå insekter og følge vegetasjonens utvikling («den grønne bølgen») høyt opp i fjellet. Sommerbeitene er altså dynamiske og varierer i kvalitet og mengde. Forskjellene i tilvekst og vektutvikling mellom villreinområder kan i stor grad tilskrives variasjon i sommerbeitenes beskaffenhet og graden av forstyrrelser.

En lang rekke karplantearter står på menyen på denne tiden av året, som gullris (*Solidago virgaurea*), turt (*Cicerbita alpina*) setergråurt (*Gnaphalium norvegicum*), harerug (*Bistorta vivipara*), musøre/fjellmo (*Salix herbacea*), fjellsyre (*Oxyria digyna*), smyle (*Avenella flexuosa*), flaskestarr (*Carex rostrata*), gulaks (*Anthoxanthum odoratum*) torvull (*Eriophorum vaginatum*), fjellkvein (*Agrostis mertensii*), fjellmarigras (*Hierochloë alpina*) for å nevne noen. Ved å beite selektivt på næringsrike deler av urter, grasaktige planter, blad og unge skudd av busker og trær, maksimeres ytterligere inntaket av viktige næringsstoffer. Beiteverdien til ulike vegetasjonstyper varierer med markas evne til å produsere rikelig med planter med høy næringsverdi som reinen liker (Villmo 1982). Det meste av denne disponible nettoenergien går med til å dekke det daglige energiforbruket. Det overskytende kan nyttes til vekst og fettlagring. Dette betyr at en moderat økning av fordøyeligheten av fôret fra 65 til 70 %, gjennom selektiv beiting, gir en relativt mye større økning i disponibel energi til vekst og kan resultere i en dobling av tilveksten (White 1983).

3.2.3 Vinterbeite – husholdning med knappe ressurser

Vinterstid er beitesituasjonen snudd på hodet. Når vekstsesongen er over, vil reinen beite ned ressurser som ikke fornyes. Plantene visner og beitetilbudet avtar gradvis i mengde og kvalitet også som en følge av reinens egen utnyttelse. I perioden fra høstjevndøgn til vårjevndøgn taper reinsdyrene vanligvis kroppsreserver lagret som fett og protein. Det er om å gjøre å minimere energi- og proteintapet (Parker mfl. 2005), som kan komme opp i 20 % av kroppsmassen (Tyler mfl. 1999). Reinen overlever på de marginale ressursene gjennom et lavt energiforbruk. Dyra beiter relativt lite og ligger mye og tygger drøv for å spare energi og utnytte fôret best mulig. De kan likevel i spesielt gunstige vintre legge opp fettreserver også i denne perioden. Forstyrrelser vinterstid kan tvinge reinen ut av energisparemodus. Økte energiutgifter og fortrengeing til marginale vinterområder kan dermed senke overlevelse og reproduksjon.

For reinens vinternæring er det forekomsten av lav som er mest avgjørende. Reinen har en unik evne til å fordøye og utnytte lav som vedlikeholdsfor (Storeheier mfl. 2002a). Lav vokser på

lettdrenerte, tørre rabber ofte beliggende på sure og fattige bergarter og trives best på mer eller mindre snøfri mark (Gaare 1994). Også treboende lav kan være en viktig matkilde i vintre med dårlige beiteforhold eller i områder med lite marklav, slik som f.eks. i Setesdalsheiene. Mengden av mat som er tilgjengelig vinterstid antas å være bestemmende for mengden rein et område kan bære. Det har derfor vært rettet fokus på arealet av lavrike vegetasjonstyper innenfor villreinområdene. På gode vinterbeiter holder reinen seg i ro og beiter mest lav.

Hvilke plantesamfunn som benyttes avhenger av tilgjengelighet. Klimafaktorene er avgjørende, og i vinterområdene befinner reinen seg særlig i de snøfattige delene av leveområdene sine. Utover vinteren pakker ofte snøen seg og tilgjengeligheten av vinterbeitene blir lavere og kostnadene ved å grave dem fram større. Rabbene kan også blokkeres av is eller skare. Da trekker reinen mot avblåste rabber, men tilgangene på disse lommene er ofte begrenset og nedbeitet fra tidligere år. I skogsområder benyttes gjerne åpne bjørke- eller furuskoger med lavdominans i bunnen (Dahle mfl. 1999).

Plantesamfunn på rabbene og eksponerte heier kalles greplynghei, og denne naturtypen er utbredt i hele Norden. Karplantene er tørketålende dvergbusker, lyng og grasaktige planter: grep-lyng (*Loiseleuria procumbens*), krekling (*Empetrum nigrum*), dvergbjørk (*Betula nana*), rabbesiv (*Juncus trifidus*) og sauesvingel (*Festuca ovina*). Lavdekket utgjør ofte mer enn 50 % av arealet i greplyngheia, og reinen beiter her på 5-10 dominerende lavarter innenfor *Cladonia*- og *Cetraria*-slektene slik som lys og grå reinlav (*Cladonia arbuscula* og *Cladonia rangiferina*), kvitkrull (*Cladonia stellaris*) samt gulskinn (*Flavocetraria nivalis*) og islandslav (*Cetraria islandica*). I tørre furu- og bjørkeskoger finnes de samme artene som bunnvegetasjon. Dvergbusker og de få grasaktige plantene dekker 10-20 % av bakken og under 20 % av inntaket kommer fra disse dersom lavtilgangen er god.

Under vedvarende sterkt beite kan lavmattene forsvinne helt. Humus og grus blottlegges og kan bli stående uten plantevekst i mange år. De gjenværende planteartene som moser, dvergbusker og om vinteren visne, tørre grasaktige karplanter, må i slike tilfeller dekke en større del av næringsinntaket. Alle disse plantegruppene er for rein stort sett mindre fordøyerlige enn lav (Storeheier mfl. 2002a, Storeheier mfl. 2002b). Viktige arter er smyle (*Avenella flexuosa*) og stivstarr (*Carex bigelowii*) som beholder mye av næringsinnholdet i form av proteiner og karbohydrater fra midtsommer (juni) og utover høsten til første delen av oktober (Warenberg 1982). Midtvinters har disse artene beholdt halvparten av næringsinnholdet (Storeheier mfl. 2002a, Storeheier mfl. 2002b) og utgjør dermed en beiteressurs som ofte er neglisjert. Men slike gras og grasaktige planter står ofte spredt i typiske vinterbeiteområder slik at reinen må vandre mer for å få fylt dagsbehovet (Tømmervik mfl. 2011). For områder med liten andel av typiske lavbeiteområder vil arter som smyle, stivstarr og torvull spille en større rolle, og dersom snødekket er tynt eller fraværende vil reinen kunne leve godt på slike ressurser.

Vintergrønne deler av gras og halvgras er næringsrike (Storeheier mfl. 2002b) og har relativ høy fordøyelighet. Dersom proteininnholdet i dietten er for lavt vil proteininntaket ikke dekke behovet, og reinen må bryte ned eget muskelvev for å erstatte det daglige nitrogentapet gjennom urin og ekskrementer. Rein som bare spiser lav vil derfor tape muskelmasse. Et kombinert inntak av lav og nitrogenholdige karplanter kan følgelig være en viktig tilpasning for å dekke reinens sammensatte næringsbehov om vinteren (Storeheier mfl. 2002b). En kartlegging og overvåking av aktuelle vinterbeiter bør derfor omfatte vegetasjonstyper som ikke utelukkende vektlegger lavforekomsten.

3.2.4 Behovet for overvåking av beiteressursene

Reinen påvirker vegetasjonen ved fjerning av biomasse, tråkk og gjødsling. Det er derfor avgjørende å forvalte sesongbeitene gjennom å tilpasse reintallet til beitegrunnlaget slik at beitene gir maksimal, vedvarende årsproduksjon. Slaktevektene til kalv forteller mye om beiteforholdene i barmarkstiden og vil ofte være en god indikator også på beitetilgang (kap. 3.1). Det er imidlertid forhold som gjør at dette bør suppleres med overvåking direkte på beiteressursgrunnlaget. Dette skyldes at det kan være vanskelig å fange opp effekter med tidsforsinkelser (slik tilfellet er for kroppsvekter) før negative effekter på beitegrunnlaget har kommet langt. Vinterens lavbeiter er det mest åpenbare og bør overvåkes særskilt. Ved stort kondisjonstap og økt vinterdødelighet er lavressursene beitet langt ut over de nivåer som samsvarer med bærekraftig bruk av beitene (Gaare mfl. 1999, Gaare mfl. 2005, Bårdsen mfl. 2010, Tveraa mfl. 2013). For alle villreinområder, men spesielt for områder med lite lav, er det naturlig at slaktevektene ses i sammenheng med grønnsitet (jf. tidligere beskrevne vegetasjonsindekser (kap. 3.1)). Til sammen vil dette gi en effektiv overvåking av tilstanden både for sommer- og vinterbeitene.

Beitekapasiteten til et område avhenger av mange faktorer. En estimering av kapasiteten må ofte også bygge på en viss skjønnsmessig vurdering og lokal kunnskap, både om vegetasjonstypenes fordeling, biomasseproduksjon og kvalitet, samt plantesammensetning, i tillegg til dyrenes kondisjon og beitenes tilstand. Bruk av vegetasjonstyper ved beitekartlegging er det eneste systematiske redskapet vi har for å beskrive beitekvalitet. Kjenner en biomasseproduksjonen, kvaliteten og reinens utnyttingsgrad og fordelingen av de ulike typene samt reinens forbehov kan en anslå et områdes beitekapasitet i form av antall reinbeitedøgn. I barmarksperioden beites bare en liten del av den årlige tilveksten. Hvis reinflokkenes samlede beiteuttak er stort i forhold til den årlige tilveksten i plantedekket reflekteres dette raskt i redusert vekt og produksjon. Vinterbeitene er sårbare og må forvaltes slik at beitene gir maksimal, vedvarende årsproduksjon av lettfordøyelig lav, i tillegg til at reinen også har tilgang på andre vinterbeiteplanter.

3.2.4.1 Sommerbeitekapasitet

Det estimerte energibehovet per døgn for en voksen rein er om lag 3 føreheter (Villmo 1979). Kjenner en antall rein på beite kan det samlede beiteuttaket beregnes. Sammenholdt med den forventede forproduksjonen og kvaliteten av beitegrøda i de ulike vegetasjonstypene, andelen og fordelingen samt utnyttingsgraden av disse kan beitekapasiteten (antall reinbeitedøgn) til et område anslås.

Tilgangen på gode barmarksbeiter er i utgangspunktet bra i alle villreinområdene, men både kvaliteten av disse, forstyrrelsesrelaterte forhold og beitekonkurranse fra sau (Mysterud & Austrheim 2008) kan medføre at deler av beiteressursene i realiteten ikke er tilgjengelige eller ikke kan utnyttes optimalt av villreinen. I flere av villreinområdene er det i barmarksperioden flere tusen sau på beite. Diettoverlappet mellom sau og rein på sommerbeite er stort (Mysterud 2000), og sauens beiting vil nødvendigvis medføre endringer i reinens beitetilbud (Mysterud og Austrheim 2008). Dette trenger imidlertid ikke å ha negative konsekvenser for reinen så lenge tilgang på beiteressurser er rikelig. Vi har imidlertid mangelfull kunnskap om i hvilken grad rein og sau har gjensidig påvirkning på den motsatte arts områdebruk, og på denne måten påvirker den andre artens beitetilgang.

Det finnes god dokumentasjon på antall sau som slippes på beite og hvor lang beiteperioden er i de ulike fjellområdene (www.nibio.no, beitestatistikk). Sammen med estimat på antallet villrein

innen det enkelte område og energibehovet per døgn for rein og sau, kan det samlede energibehovet for begge artene beregnes. Sommerfôrbehovet til en voksen rein er beregnet til om lag til det tredobbelte av sauene (Villmo 1979). Kjenner en kvaliteten av beiteplantene, samt utnyttingsgraden og arealet av de ulike vegetasjonstypene, kan samlet antall reinbeitedøgn for et område beregnes. Det er likevel utfordrende å beregne hvilken betydning sauens beiting har for reinens fødetilgang eller motsatt (Rekdal 2017). I områder hvor sommerbeite anses som begrensende ressurs kan det være relevant å gjennomføre en samlet vurdering av det totale beitetrykket også i barmarksperioden.

Vegetasjonskartlegging som basis for beite av sau i utmark er mye brukt. Det har imidlertid vist seg vanskelig å fange opp en del viktige forekomster av beite av høy kvalitet. I Setesdal-Ryfylke foretrakk sauene å beite i områder som satellittene vurderte som de dårligste. Dette skyldes sannsynligvis at satellittene ikke plukket opp næringsrike snøleier med beite av særlig høy kvalitet. Selv hos sau som bare beiter sommerstid, kan det altså være lav presisjon i vurderinger av beite basert på satellittdata (Mysterud mfl. 2014). Dette viser klare begrensninger ved bruken av satellittdata til beiteressursberegninger, og illustrerer at slike data må tolkes med varsomhet.

3.2.4.2 Vinterbeitekapasitet

Reinens daglige næringsbehov er mangelfullt undersøkt, men et fôrinntak på 2,0-2,5 kg/dag per rein er brukt av flere som den laveste verdien for vinterbeite (Lyftingsmo 1965, Villmo 1979, Gaare & Skogland 1980, Villmo 1982). Vi har i dag indikasjoner på at behovet er lavere (Storeheier mfl. 2002b). Et vinterbeitebehov på 1,5-2,0 kg/dag per rein bør være tilstrekkelig under forutsetning at det er en blanding av energirikt men proteinfattig lav, og andre beiteplanter med høyere proteininnhold.

I de plantesamfunn som utgjør det viktigste vinterbeitet dekker beitelavene gjerne ca. 70 % av bakken. Biomassen kan beregnes dersom en også kjenner høyden av lavmatten (Gaare mfl. 2005). En intakt lavmatte på eksponerte rabber med dominans av gulskinn og fjellreinlav på 5 cm, veier ca. 1000 g/m² tørr lav. Kvitkrull, som tåler noe mer snø og forekommer lengre ned på rabben, med samme tykkelse veier 1200 g/m² ifølge målinger foretatt på Dovre (Gaare & Skogland 1980). Ved beiting av så tykke lavmatter sløser reinen mer enn den eter (Lyftingsmo 1965). Et pilotforsøk ved Røros i 1976 (Gaare upubl.) indikerer at 90 % av lavbiomassen som løsnes blir liggende igjen i snøen. Skogland (1994) observerte at kalver og mindre dyr som ikke like godt makter å grave etter mat utnytter dette overskuddet, men utnyttelsesgraden varierer avhengig av om det er snø på bakken eller ei. En ny undersøkelse fra Finland, indikerer at sløsing og tramp av lavene på barmark kan utgjøre så mye som 6 ganger fôrinntaket, mens på vinterbeite utgjør lavtapet opptil en gang fôrinntaket (Pekkarinen mfl. 2017).

Ved beite av lav fjerner reinen flere års tilvekst. Ved vedvarende beiting og høy reintetthet minsker derfor dekning og tykkelse av lavmatta (Tømmervik mfl. 2011, Tømmervik mfl. 2012). Beregninger indikerer at det kan bli mindre enn 25 g/m² tilbake (Gaare & Skogland 1980, Kumpula mfl. 1998). Den årlige produksjonen per arealenhet er da svært liten, og estimert til 4-6 g/m² (Gaare & Skogland 1980). Etter såpass nedbeiting av lavbeitene vil det ta flere år med ingen til moderat beitepåvirkning før beitet igjen gir god årstilvekst. Men selv sterkt belastede områder kan ved opphør av beite få en relativ rask biomasseøkning (Tømmervik mfl. 2012).

Lesider har en tendens til å ha mer reinlavbiomasse enn rabber, selv ved sterkt beitepress. Hovedgrunnen til dette er at snøen legger seg dypere i lesidene, og fører til at reinen ikke klarer å

grave ned til lavdekket. Derfor presses reinen mot rabbene hvor lavdekket er lettere tilgjengelig. Rabber er også mer vindeksponert, noe som kan føre til raskere uttørring av lavdekket og dermed lavere veksthastighet selv uten rein til stede. Tidligere antok man at en velutviklet lavmatte, dvs. en matte med 5-6 cm tykkelse, var resultatet av 15-25 års uforstyrret vekst (Gaare mfl. 1999). Nyere undersøkelser fra Finnmark har derimot vist at ved moderate reintall og nok regn om sommeren, vil lavens gjenvekst skje hurtigere enn tidligere antatt (Tømmervik mfl. 2012).

På grunn av generelt gunstigere klimabetingelser vil sannsynligvis lavmattene i villreinområdene i Sør-Norge ha raskere gjenvekst enn i Finnmark. Et varmere og fuktigere klima kan være positivt for lav isolert sett, men dette kan også være positivt for konkurrerende organismegrupper som gras, lyng, urter og moser. Dette kan føre til en naturlig dreining av konkurranseforholdet mellom artene og resultere i at laven stedvis blir utkonkurrert (Tømmervik mfl. 2012).

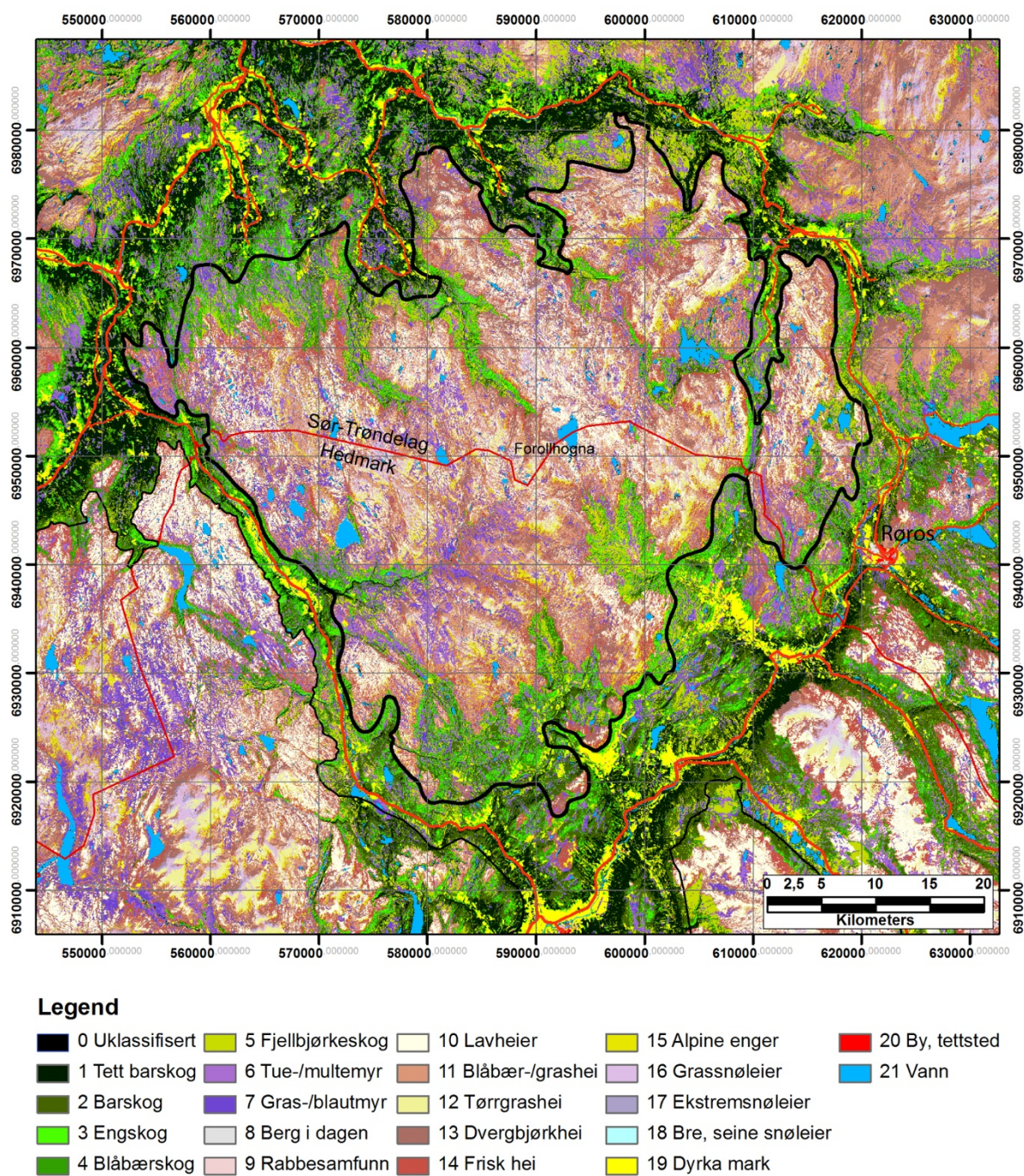
Den største produksjonen i lavbeitet skjer når lavens tykkelse/høyde er mellom 2 og 4 cm (Gaare mfl. 1999). Gaare mfl. (1999) presenterte noen enkle regler om at midlere dekning av lav bør være mer enn 50 % i typiske vinterbeiteområder og 30 % i høst-/tidligvinterområder og senvinter-/vårområder for å få en mest mulig optimal produksjon i beitet. Da dette var tenkt å omfatte tamreinområder der man kan styre reinens sesongmessige områdebruk, vil en slik grense etter vårt syn være umulig å innføre og opprettholde for villreinområder. Vi anbefaler derfor å redusere grenseverdien for lavdekning til å være minst 30 % på vinterbeiter. Innføring av en regel om at lavhøyden ikke bør være under 2 cm, og et krav om at gjennomsnittlig dekning av beitebare lav bør være større enn 30 % innen vinterbeiteområder for villrein, vil ifølge tabell 5.2.1 gi et lavvolum på mer enn 5 liter og en biomasse på 110 g/m². Lavbeitene vil da produsere omlag 10-11 g/m² eller 10-11 kg/dekar per år ved en relativ vekstrate på 9-10 %. Dette utgjør en tetthet på 7 rein/km² lavdominert hei og skog (Gaare & Skogland 1980) og etter Villmo-metoden (Villmo 1979, 1982) et maksimalt beitetrykk på 10 rein/km² lavdominert vegetasjon (Tømmervik mfl. 2011).

Forskjellen mellom disse tallene er at Gaare og Skogland kun regner med lav i kalkulasjonen, mens Villmo tar i betraktning andre beiteplanter som gras, starr og lyng (blåbærris etc.) som også beites på vinteren. Dette er beregnet på bakgrunn av 181 vinterbeitedøgn samt en utnyttingsgrad av nettoproduksjonen på 10 (Villmo 1979), mens Gaare regnet med en sløsing og nedtramping av lavbeitene (spill) på 5-10 ganger førinntaket. For å komme fram til et bærekraftig reintall for vinterbeiteområder må en altså beregne arealet av de ulike lavholdige beitetypene, hvilken tilstand lavbeitene er i (andelen av slitte lavbeiter i forhold til intakte lavbeiter), antall beitedøgn, samt beitenes utnyttingsgrad og omfanget av lavtap ved beiting.

3.2.5 Kartlegging av beiteressursene i de ulike villreinområder

Satellittbasert kartlegging og registrering har fått bred anvendelse i løpet av de to siste tiårene. Dette har blitt brukt i forbindelse med en nasjonal vegetasjonskartlegging i regi av Norut (Johansen 2009). Selv om det er utfordringer knyttet til bruken av slike data, muliggjør de en ensartet sammenligning over store geografiske områder. Slike undersøkelser fra Hardangervidda har demonstrert at omfanget av lavbeiteressurser effektivt kan kartlegges gjennom bruk av informasjon fra satellittbilder (Falldorf mfl. 2014).

Basert på vegetasjonskartleggingen fra Norut har det blitt utarbeidet vegetasjonskart for alle våre 10 nasjonale villreinområder (Punsvik & Frøstrup 2016). Disse kartene benyttet 14 klasser, mens de opprinnelige kartene inneholdt 25 inndelingsklasser (Johansen 2009).



Figur 3.2.1. Vegetasjonskart over Forollhogna villreinområde basert på 21 inndelingsklasser.

Norut har i samarbeid med NINA brukt de opprinnelige klassifiseringsdataene til å lage et ensartet sammenligningsgrunnlag basert på 21 vegetasjonsklasser for alle villreinområdene (se eksempel for Forollhogna i figur 3.2.1). Vi har vektlagt de opprinnelige inndelingsklassene for vegetasjonen i fjellet og i åpne landskap. Dette har gitt en mer detaljert kategorisering av ulike sesongbeiter innen villreinområdene. Kartnøkkelen til denne sammenstillingen inneholder 21 inndelingsklasser og er presentert nedenfor:

Skog

1. Tett barskog. Omfatter gran og furuskoger med tett tresjikt. Feltsjiktet omfatter lyng og mer gras/urterike utforminger. Ofte hogstmoden skog.
2. Barskog – åpent tresjikt. Samme som forrige, men ofte resultat av hogst og delvis gjengroing. Naturlige utforminger på myr og i høyereliggende områder.
3. Engskog. Lauvskog på rik substrat. Tett tresjikt og frodig feltsjikt. Flere arter inngår i tresjiktet.
4. Blåbærskog. Middels rik bjørkeskog med blåbær og småbregner i feltsjiktet.
5. Fjellbjørkeskog. Åpen bjørkeskog i fjellregionen. Lavrike utforminger i kontinentale områder. Lyngrike utforminger i mer humide strøk.

Myr og våtmarker

6. Tue-/multemyrer. Fattige til middels rike myrer ofte dominert av multe og lyngarter.
7. Gras- og blautmyrer. Omfatter et bredt spekter av myrtyper. Starr- og grasdominert feltsjikt. Blautmyrene er karakterisert ved høy vannstand gjennom hele vekstsesongen.

Fjellvegetasjon

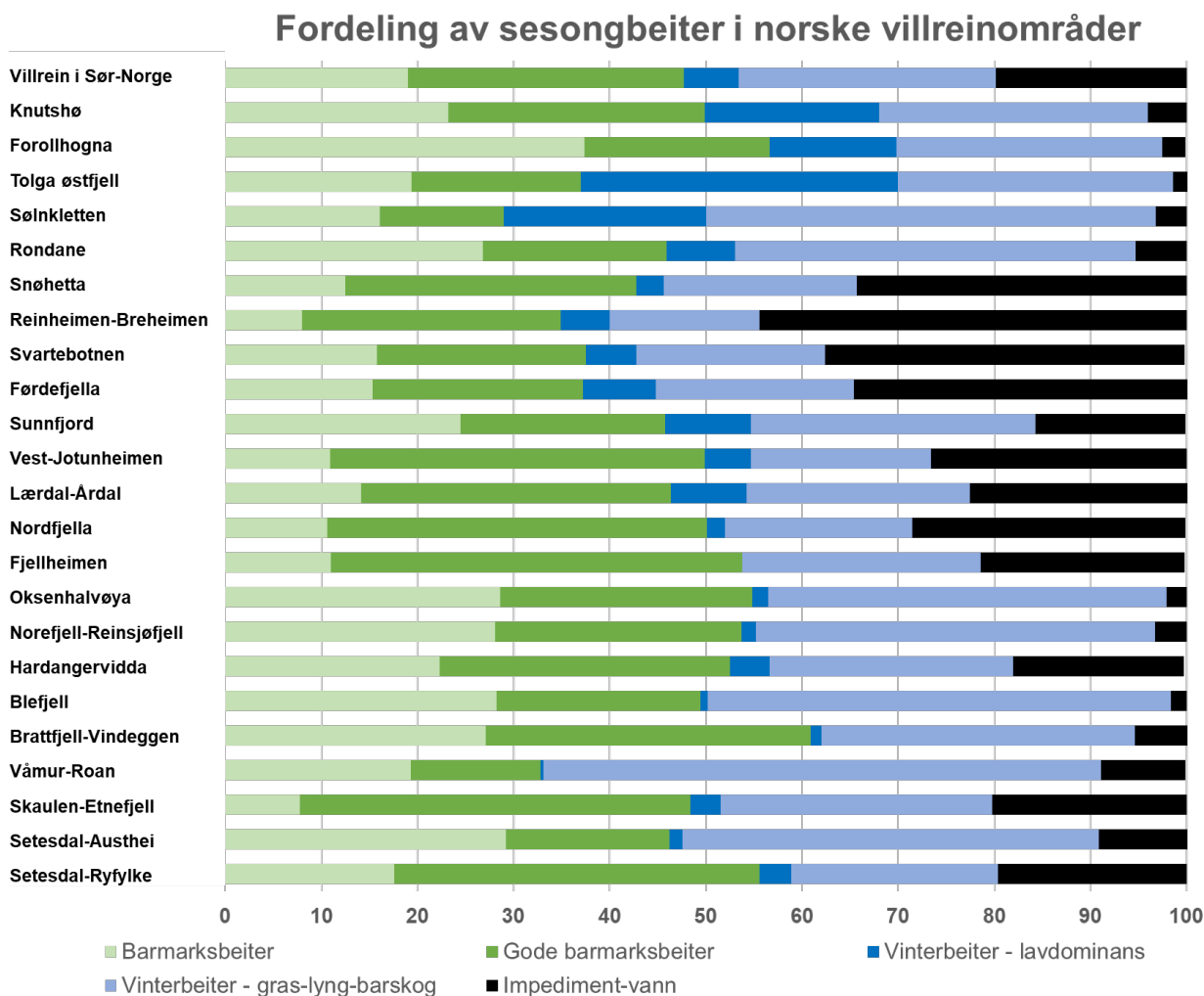
8. Knauser og berg i dagen. Utgjør størst areal i høgfjellet. Enheten er også representert langs kysten som blottlagt fjell og svaberg.
9. Åpne rabbesamfunn i fjellet. Forekommer på vindblåste steder i fjellet med et tynt snødekke på vinteren. Karakterisert ved lyng, lav og tørrgrasarter.
10. Lavheier. Forekomst i kontinentale fjellområder. Feltsjikt dominert av lyng. Tette lavmatter i bunnsjiktet. Viktig vinterbeite for reinsdyr.
11. Blåbær- og grasheier. Forekomst i fjellet på områder med moderat til betydelig snødekke på vinteren. Karakterisert ved blåbær, skrubber og grasartene smyle, gulaks og finnskjøgg.
12. Tørrgrasheier. Forekomst på rygger og flyer i mellomfjellet. Vanlige arter er rabbesiv, sauesvinger og frytle-arter.
13. Dvergbjørkheier. Heisamfunn i fjellet karakterisert ved dvergbjørk og vierarter. Krever et moderat snødekke på vinteren.
14. Friske heier og vierkratt. Frodige samfunn i fjellet. Ofte langs bekker og fuktige drag. Krever stabil vasstilgang gjennom vekstsesongen.
15. Alpine engsamfunn. Frodige gras- og urtesamfunn i fjellet. Ofte på kalkrik berggrunn. Opptre som lågurt- og høgstauendeenger.
16. Gras- og urterike snøleier. Frodige samfunn i fjellet som krever et betydelig snødekke på vinteren. Mest vanlige i vestlige fjell.
17. Dvergviernøleier. Snøleier karakterisert ved arten musøre på fattig berggrunn og polarvier på kalkrik grunn. Ofte moserike samfunn.

Andre kartenheter

18. Impediment som omfatter, bart fjell, isbreer, snødekt mark og ekstremsnøleier i fjellet.
19. Dyrka mark
20. By, tettsted
21. Åpent vann (vann og innsjøer).

I figur 3.2.2 presenteres den prosentvise fordelingen av de 21 vegetasjonstypene innen hvert villreinområde. Vi har ytterligere forenklet denne inndelingen ved å gruppere følgende vegetasjonstyper i *barmarksbeiter*: engskog, blåbærskog, tuemyr og blåbær/grasheier. I *gode barmarksbeiter* har vi gruppert typene: grasmyr, friske heier/vierkratt, alpine engsamfunn, gras- og urterike snøleier, samt dvergviernøleier. For kategorien *vinterbeiter – lavdominans* har vi bare

en klasse: lavheier, mens for *vinterbeiter* – *gras-lyng-barskog* har vi gruppert fjellbjørkeskog, åpne rabbesamfunn, tørrgrasheier, dvergbjørkheier (som alle har lavinnslag), tett barskog og barskog. For kategorien *Impediment-vann* inngår klassene isbreer/snødekt mark, knauser/berg i dagen, dyrka mark, byer/tettsteder og vann/innsjøer. I figur 3.2.2 presenteres fordelingen mellom de ulike sesongbeitekategoriene i de 23 villreinområdene, samt tabellarisk i vedlegg 2 og 3.



Figur 3.2.2. Den prosentvise fordelingen av fire hovedklasser sesongbeiter og en arealklasse uten beiteverdi innen de 23 villreinområdene. Sammenstillingen er basert på vegetasjonskartet for Norge utarbeidet av Norut (Johansen 2009).

Med unntak av Tolga Østfjell inneholdt alle villreinområdene større vinterbeitearealer med vegetasjonstyper uten lavdekke enn arealer med lavdekke. Vi fant også at med unntak av Rondane, Sølnkletten og Knutshø var det enkelte villreinområdets totale vinterbeitearealer større enn det tidligere flyttakstbaserte undersøkelser har presentert (Andersen & Hustad 2004). Verdt å merke seg er at en del områder i Sogn og Fjordane (Lærdal-Årdal, Sunnfjord og Førdefjella) har mer vinterbeiter med lavdominans enn forventet.

3.3 Effekter av store rovdyr og jakt

Store rovdyr og jegere har ulike seleksjonskriterier når dyr høstes fra en hjorteviltbestand. Mens rovdyras valg er basert på biologiske rammer er jegernes utvalg i stor grad basert på kulturell påvirkning. Fellesnevneren er at begge «predatorene» har reell påvirkningskraft på hjortedyras bestandssammensetning og -dynamikk. Det er derimot vesentlige hull i kunnskapen om i hvilken grad jegernes seleksjon skaper langsiktige konsekvenser for viktige egenskaper som f.eks. kroppsvekt, produktivitet og gevirutvikling. Vi mangler også studier av effekter av tilstedeværelse av store rovdyr på helheten i fjelløkosystemet.

3.3.1 Direkte effekter av store rovdyr

Store rovdyr har i evolusjonær tid sameksistert og formet atferden og livshistorien til alle ville hjortedyr. I høyfjellet er det rimelig å anta at jerv og ulv har vært viktige faktorer for å forme villreinens biologi. I skogsområder er det godt dokumentert i nyere tid at både bjørn og gaupe kan ta et betydelig antall tamrein (Frank mfl. 2012, Mattisson mfl. 2014), men omfanget av predasjon fra disse artene i våre høyfjellsområder har sannsynligvis vært lavere. Vi tenker ofte på kontrasten mellom seleksjon av mennesker gjennom jakt i forhold til store rovdyr (Bischof mfl. 2008), men det kan også være stor forskjell på hvordan ulike arter av store rovdyr påvirker hjorteviltbestander. Hvor selektive store rovdyr er, avhenger i stor grad av den relative størrelsen i forhold til byttedyret (Gervasi mfl. 2015). Ulv jakter f.eks. hovedsakelig kalv og eldre elg, mens en gaupe er lite selektiv mht. alder og kjønn når den jakter rådyr (Andersen mfl. 2007, Mejlgaard mfl. 2013, Heurich mfl. 2016). Dette seleksjonsmønsteret avgjør også i stor grad effektene på bestandene. En gaupe som eksempelvis tar mye voksne hunndyr i en (rådyr)bestand, vil ha relativt sett større innvirkning på byttedyrbestanden sammenlignet med en ulv som hovedsakelig tar kalver og mindre produktive dyr fra en (elg)bestand (Gervasi mfl. 2012). Dette gjelder for sammenlignbare predasjonstrykk.

Det er liten tvil om at en funksjonell ulvebestand kan ha en betydelig effekt på bestander av villrein. En viktig faktor for villrein for å unngå predasjon, er at de kan trekke vekk fra områder med ulv som er bundet til sine territorier i yngletiden (Skogland 1991). Dagens små og geografisk oppdelte villreinbestander kan få betydelige effekter av ulvepredasjon om ulvestammen fikk vokse fritt. I Canada er det dokumentert at menneskelig arealbruk har økt bestandene av elg. Dette har ført til økte bestander av ulv som i sin tur fører til så høy predasjon på karibu at bestander står i fare for utryddelse (Peters mfl. 2013). Siden ulvens predasjon i stor grad antas å være additiv, dvs. at den fører til økt total dødelighet, vil en tilsvarende situasjon kunne oppstå i Norge dersom dagens bestandsmål og arealsonering for ulv ble satt til side.

Det er sannsynlig at jerven, som skifter mellom å være åtseleter og predator (fakultativ predator Andrén mfl. 2011, Mattisson mfl. 2011a), i større grad tar ut svake individer og kalver. Predasjonen er dermed rettet mot de gruppene i reinbestanden med størst naturlig dødelighet. I større reinbestander vil jerven derfor sannsynligvis ha en mindre effekt på bestandsveksten til villrein, siden predasjonen i liten grad øker den totale dødeligheten (Tveraa mfl. 2014). I villreinområder med små bestander kan derimot selv et mindre predasjonstap av individer ha betydelige effekter for den totale tilveksten.

Gaupa er i hovedsak en rådyrspesialist, men vil slå over på andre byttedyr om dette ikke er tilgjengelig. I Troms og Finnmark dominerer tamrein i dietten til gaupa (Mattisson mfl. 2011b).

Selv i Nord-Trøndelag med en del rådyr og sau på beite var drapstakten på tamrein i fjellet høy (Odden mfl. 2014, Mattisson & Odden 2016).

Kongeørn kan ta både voksne dyr og reinkalver. Dette er godt dokumentert gjennom både finske og norske studier fra tamreinnæringen (Nybakk mfl. 1999, Norberg mfl. 2006, Nieminen mfl. 2013), men vi mangler tilstrekkelig kunnskap til å si noe om hvordan dette tapet påvirker demografien og dynamikken i reinflokkene (Norberg mfl 2005, Tveraa mfl 2003). Dog bør det nevnes at i et studium fra de nordlige delene av Finland fant man at kalver som ble drept av ørn var på størrelse med dem som døde uten tegn til predasjon, og lettere enn dem som overlevde (Nieminen mfl. 2011, se også Nordberg mfl. 2006). Dette kan tyde på at ørnepredasjon i liten grad øker den totale dødeligheten i reinflokkene og i mindre grad påvirker reinbestandene enn f.eks. gaupepredasjon.

Merking av dyr med radiosendere som varsler når dyr dør er mye brukt til å studere dødelighet (Linnell mfl. 1995, Warren & Mysterud 1995). Studier av overlevelse av villreinkalver gjennom merking med slike dødsvarsler har vært gjort i Nord-Amerika (Adams mfl 1995), men kan være krevende siden merking forstyrrer i en sårbar tid for kalven (Adams mfl. 1995). Et alternativ er å følge GPS-merkede rovdyr og oppsøke «klumper» av posisjoner i landskapet som en indikasjon på at et bytte er tatt (Sand mfl. 2005, Mattisson mfl. 2011b). Dette er gjort for både gaupe og jerv (Mattisson mfl. 2011b, Mattisson & Odden 2016). Det er også mulig å følge kalvestatus over tid til GPS-merkede simler. Det er god oversikt over bestandene av store rovdyr i Norge (www.rovdata.no). Dette gjør at det er mulig å designe studier hvor man måler kalverekruttering til GPS-merkede simler i områder med varierende tetthet av ynglende store rovdyr, særlig gaupe og jerv. Disse tilnærmingene gir imidlertid ikke direkte svar på om dødeligheten er additiv eller kompensatorisk i forhold til annen dødelighet. Likevel vil størrelsen på tapet si noe om det er sannsynlig at predasjon har stor betydning eller ikke.

3.3.2 Effekter av store rovdyr på helsetilstand

Effekten av predasjon på helsetilstanden til en byttedyrbestand er kompleks og mangeartet. Rovdyr kan tenkes å påvirke forekomsten av infeksjonssykdom hos et byttedyr på to hovedmåter: For det første kan de øke eksponeringen for smittestoffer ved å være hovedvert for parasitter som byttedyret er mellomvert for, eller ved å fungere som mer eller mindre friske smittebærere av smittestoffer som byttedyra blir syke av. For det andre kan rovdyr senke forekomsten av infeksjonssykdom om de selektivt tar ut syke dyr, eller ved at de senker bestandstettheten så mye at smitteoverføringen blir mindre effektiv (Holt 2008). I tilfeller der et rovdyr introduseres, altså hvor en går fra å ha null til få rovdyr, kan effekten bli motsatt. Dette fordi en vil få en kompensatorisk økning i fødselsrate og dermed økt andel individer som er mottakelige for infeksjon (Holt & Roy 2007).

Kunnskap på skrantesyke (CWD) fra USA viser klart at selv om rovdyr (puma) er selektive på infiserte individer av mulhjort, er ikke dette nok til å hindre økning i smitte av CWD i bestandene (Miller mfl. 2008). Dette skyldes blant annet at det er lang inkubasjonstid hvor dyrene sprer smitte uten å ha kliniske tegn som endret atferd som et rovdyr kan gå etter. For norske fjelløkosystemer finnes det ingen direkte studier av slike helseeffekter på reinbestander. Fra generell kunnskap er det sannsynlig at jerv kan ha en positiv effekt for å ta ut reinsdyr med fotråte, eller dyr som av andre helsemessige årsaker har svekket kondisjon/allmenntilstand.

3.3.3 Indirekte effekter av store rovdyr

Internasjonalt er det mye fokus på ulike typer indirekte effekter av store rovdyr på bestander av hjortedyr (Ripple mfl. 2014). Tilstedeværelsen av store rovdyr kan medføre stress og fryktsponsorer hos byttedyr (Ripple & Beschta 2004). Økt årvåkenhet, gruppedannelse og redusert tid til beite kan senke produktiviteten i bestandene utover effektene av direkte predasjon. I tillegg er det i naturlig regulerte bestander av store rovdyr og hjortevilt fokus på såkalte trofiske kaskadeeffekter, dvs. at økt predasjon medfører endringer i økosystemers struktur og funksjon. Disse effektene deles gjerne inn i numeriske og atferdsmessige trofiske kaskadeeffekter. Førstnevnte omfatter de bestandsmessige konsekvensene av at rovdynene fører til økt dødelighet i byttedyrbestanden. De atferdsmessige konsekvensene er relatert til at byttedyrarten(es) bruk av leveområdet kan endres i nærvær av predatorer, selv uten at predasjonen resulterer i noen numerisk respons (Suraci mfl. 2016). Rent teoretisk kan dermed effekter av rovdyr skje selv før de får nevneverdige effekter i form av økt predasjonsdødelighet.

Store rovdyr kan begrense bestander av mellomstore rovdyr som rev og coyote, noe som igjen kan føre til mer smågnagere og andre byttedyr som predateres av de mellomstore rovdynene (Ripple mfl. 2013). Store rovdyr kan også begrense bestanden eller endre beitemønsteret til hjortedyr, som igjen kan påvirke hele økosystemet gjennom endrede beiteeffekter på planter og mindre organismer. Det mest kjente eksempelet på atferdsmessig trofisk kaskadeeffekt er fra Yellowstone i Nord-Amerika (Creel mfl. 2005, Creel & Christianson 2009). Her fant en at en økning i ulvebestanden resulterte i at wapitihjorten brukte mer tid på å beite i skogen enn ute på grasslettene hvor den hadde beitet mer da ulvebestanden var lav. Trofiske kaskadeeffekter er imidlertid omdiskutert selv i eksempelet fra Yellowstone (Kauffman mfl. 2010, 2013). Det er mange endringer som skjer parallelt i økosystemene, og sannsynligvis er en del av de umiddelbare responsene av begrenset varighet (Piovato-Scott mfl. 2017).

Vi forventer mindre sterke trofiske kaskadeeffekter i Europa pga. sterkere menneskelig påvirkning på (skogs)økosystemene (Kuijper mfl. 2016, Wikenros mfl. 2017). Lite er imidlertid kjent om hvilken betydning tilstedeværelse av store rovdyr har for villrein og fjelløkosystemet som helhet.

3.3.4 Effekter av selektiv jakt

Jakt står for den største delen av dødelighet i våre villreinbestander. Siden jakten er selektiv mht. kjønn og alder, påvirker den også i stor grad demografisk sammensetning i den gjenlevende bestanden. En skjev kjønns- og aldersstruktur kan påvirke en rekke prosesser i bestandene, både demografiske (Mysterud mfl. 2002a, Mysterud 2014) og evolusjonære (Allendorf mfl. 2008, Allendorf & Hard 2009, Festa-Bianchet 2017). Gjennom selektivt jaktuttak kan man også innenfor kvotebestemte kjønns- og alderskategorier velge ut de største eller minste individene. Over tid kan dette påvirke størrelsen på individene hvis størrelsen har en arvbar komponent. Det er mye fokus på faren for at intensiv troféjakt kan gi seleksjon for mindre gevirer. Det har derimot vært mindre fokus på hvorvidt jegerens seleksjon blant andre tildelingskategorier (kalver, åringer eller simler) har påvirket utviklingen i størrelse. I hvilken grad jakt har indirekte effekter i form av økt frykt på samme vis som det er foreslått mht. store rovdyr er dårlig forstått.

Et særtrekk for mennesket som jeger er at vi i større grad enn de fleste andre topp-predatorer også tar ut en vesentlig andel voksne individer fra bestander som jaktes (Darimont mfl. 2015, Worm 2015). Menneskets jakt selekterer derfor ofte forskjellig fra store rovdyr (Andersen mfl. 2007). Det er derfor eksempler på at store rovdyr kan ha andre effekter på hjortedyrs atferd enn

menneskers jakt (Proffitt mfl. 2009, se oversikt i Cromsigt mfl. 2013). Hvilke preferanser jegerne har varierer dog betydelig mellom kulturer (Milner mfl. 2006, Milner mfl. 2011). I tillegg vil kvote-tildelinger og ulike former for prissetting påvirke jegernes valg (Mysterud 2011).

3.3.5 Indirekte effekter av demografi på kalving

Det er gjennom eksperimenter på tamrein i Finland klarlagt at andelen store bukker i flokkene påvirker en rekke demografiske prosesser (Holand mfl. 2003, Holand mfl. 2006b, Røed mfl. 2007, L'Italien mfl. 2012). Fravær av voksne bukker gir seinere paring og dermed seinere kalving med påfølgende mindre kalver neste høst. At få store hanndyr i bestandene kan gi forsinket kalving er også vist hos elg (Sæther mfl. 2003). Vekt på kalvene er avgjørende for overlevelse kommende vinter, og det påvirker også alder for første reproduksjon. Små kalver får selv første kalv som 3-åringer, mens store kalver oftere får første kalv som 2-åringer (Langvatn mfl. 2004). Dette er godt dokumentert generelt for hjortedyr. Det er også påvist effekter på kjønnsforholdet av fødte kalver, uten at mekanismene er like godt forstått (Røed mfl. 2007).

- Få store bukker → forsinket paring → seinere kalving → mindre kalver om høsten → økt dødelighet/økt alder første reproduksjon
- Få store bukker, eller mordyr i dårlig kondisjon → overvekt av hunnkalver

3.3.6 Seleksjon og evolusjonære effekter

Avl på hunder og husdyr viser med all tydelighet at menneskeskapt seleksjon (eller utvalg) kan endre både morfologi og atferd til pattedyr markant. Med skytevåpen kan jegere felle de aller største individene uten problemer, mens kalver og svekkede dyr er mest utsatt for rovdyr. Vi kan ved selektiv jakt bryte det naturlige utvalget som favoriserer de største dyra og innføre menneskeskapt utvalg gjennom å skyte vekk de «beste avlsdyra». «Vanlig» seleksjon på alder og kjønn trenger ikke å gi retningsbestemt seleksjon. Det er ikke gitt at store individer fra en gitt årsklasse blir skutt først, siden seleksjonen i hovedtrekk går på alder og kjønn. Jaktseleksjon vil først gi evolusjon om det er seleksjon på (arvbar) størrelse for en gitt årsklasse. Troféjegere og til dels kjøttjegere kan ha preferanse for å skyte de største dyra. Dette vil uregulert gi retningsbestemt seleksjon. Det er mulig å endre denne typen prosesser gjennom aktive grep i forvaltningen (Mysterud 2011, Festa-Bianchet 2017).

Det er liten tvil om at habitatet er viktig for å avgjøre om jegere er selektive. Under reinsjakt vil skuddsjansene på dyr i flokk i et åpent habitat gjøre det mulig å plukke ut ett spesielt individ. De evolusjonære prosessene er likevel i liten grad studert hos villrein, men det finnes generell kunnskap og oversiktsartikler basert på nærstående arter (Festa-Bianchet 2017). Det er en fare for at intensiv troféjakt kan gi seleksjon for mindre horn (Coltman mfl. 2003, Garel mfl. 2007), selv om dette er svært omdiskutert (Traill mfl. 2014). Det er per i dag heller ikke gode eksempler på at gevir i samme grad som horn responderer på jegerseleksjon. Det er i mindre grad studert om vekter eller størrelse på andre kategorier av dyr synker over tid som en følge av en jegerbasert seleksjon.

Selv i tilfeller der fysisk størrelse ikke er arvbart, kan en jegerbasert seleksjon på størrelse av dyr gi mindre dyr over tid, selv om varigheten av effekten ikke er like lang. Skyter man dyr som tilfeldigvis har fått en god start i livet, og lar de dyra som tilfeldigvis fikk en dårlig start leve, vil man sitte igjen med de minste individene i bestanden (såkalt «viability selection», Vaupel & Yashin 1985). Det er mindre studert om dette kan gi langvarige effekter og være med på å senke

størrelsen av dyr over lang tid, men dette er fullt mulig ettersom små simler produserer små kalver (moreffekter). At dårlige årsklasser kan gjøre at man havner i en negativ spiral mht. produksjon over tiår, er vist på hjort i Skottland (Coulson mfl. 2004).

- Skyter de største individene → mindre gevir og kroppsstørrelse over tid

3.3.7 Indirekte evolusjonære effekter

Våre hjorteviltstammer er i utgangspunktet formet av naturlig seleksjon over lange tidsrom, enten det er egenskaper for å overleve vinteren eller for å unngå rovdyr. En viktig type seleksjon i denne sammenheng er såkalt seksuell seleksjon. Dette går spesifikt på egenskaper som påvirker individers evne til å pare seg og reproducere. Årsaken til at bukken er større enn simla ligger her. Stor kropp er hovedsakelig en fordel for hanndyr for å vinne rivaliseringer og brunstkamper. Tilsvarende har geviret både en antatt signaleffekt i tillegg til at det fungerer som våpen i kamper om å vinne tilgang til paring. For hjortedyras del, er geviret hovedsakelig knyttet til signaler i forbindelse med rivalisering og kamper mellom hanndyr, og bare i mindre grad til at hunndyra velger hanner med størst gevir. Dersom man gjennom jakt former bestandene slik at det blir mindre konkurranse mellom hanndyr, kan det tenkes at dyra «velger» å investere mindre i gevir og stor kropp.

En kjønnsratio mot mye hunndyr og unge hanndyr kan altså gi mindre seksuell seleksjon og dermed påvirke evolusjonære prosesser mer indirekte. Få voksne hanndyr gir liten kamp om tilgangen på hunndyr. Dette gir redusert seleksjonspress på vekst og gevirutvikling. Dette er illustrert hos elg, hvor en fant at elgokser ikke vokste seg like store hvis det var en stor overvekt av hunndyr i bestanden (Mysterud mfl. 2005, Tiilikainen mfl. 2010). Tilsvarende effekter er per i dag ikke dokumentert for villrein.

3.3.8 Aktuelle måleparametere

Kjønnsratio

En kjønns- og aldersstruktur som ikke er skjev vil være et mål på at det er seksuell seleksjon og kamp om simlenes gunst. Store bukker er attraktive fedre for kalver, og simlene vil da la seg pare tidligere på høsten med påfølgende tidlig kalving.

Andel voksne bukker i bestanden

Andel bukker i bestanden over fem år kan måles som en kontinuerlig parameter.

Høstvekt hos kalver

Man kan også bruke vekt på kalver som et indirekte mål, siden det kan knyttes til flere andre ønskede mål. Må muligens skaleres i forhold til kondisjon.

3.4 Genetisk variasjon

Reinen i de norske villreinområdene har ulik opprinnelse, og varierer både mht. innblanding av tamrein, effektiv bestandsstørrelse og genetisk variasjon. Genetisk variasjon er viktig for å opprettholde levedyktige villreinstammer med tilstrekkelig evne til å tilpasse seg varierende miljøbetingelser. Effektive analyseverktøy kan i dag gi informasjon om både genetisk strukturering av bestander, begynnende bestandsfragmentering og genetisk variasjon. En overvåking av disse forholdene vil innebære jevnlig innsamling og langtidslagring av egnede prøver.

3.4.1 Genetiske årsaks-virkingssammenhenger

Genetisk variasjon er summen av forskjeller i genotypene til individene i en bestand. Den fenotypiske variasjonen i en bestand avgjøres av genotypene og miljøet, samt samspillet mellom disse. Den genetiske variasjonen er viktig både for at den aktuelle arten i seg selv skal greie å tilpasse seg endringer i naturen, og for funksjonen og motstandskraften til økosystemet den er en del av (Saccheri mfl. 1998). I tider der det fysiske og biologiske miljøet endrer seg raskt, er det spesielt viktig at artene har genetisk variasjon som gjør dem i stand til å tilpasse seg slike miljøendringer.

En bestands genetiske variasjon påvirkes primært av faktorer som mutasjon, seleksjon, migrasjon og tilfeldigheter. Mutasjon foregår i alle celler, men genene er meget stabile, og mutasjoner er sjeldne begivenheter. De fleste mutasjoner vil treffe i ikke-kodende DNA og kan således være nøytrale: de har verken positive eller negative konsekvenser. Noen mutasjoner vil likevel ha utviklingsmessige fordeler og kunne gi individet en fordel i forhold til den opprinnelige utgaven av genet og dermed langsomt øke i bestanden (seleksjon). Andre typer mutasjoner vil kunne være skadelige for individet og langsomt tapes i bestanden. På denne måten danner mutasjoner grunnlaget for den arvelige variasjonen som de andre evolusjonskreftene virker på.

Foruten en selektiv evolusjonskraft vil faktorer som migrasjon og tilfeldigheter være avgjørende for utbredelsen av den genetiske variasjonen. Stor grad av krysninger mellom fjernt beslektede individer gir større grad av genetisk variasjon i en bestand. Hyppig forflytning av individer mellom bestander jevner også ut forskjeller mellom ulike bestander og gir større grad av genetisk variasjon innen bestanden. Videre kan tilfeldige endringer i genfrekvenser fra en generasjon til neste (genetisk drift) gi store fluktuasjoner i allelfrekvenser over tid. Genetisk drift gir en endring i forekomsten av gener spesielt i små bestander, og gjør at genetiske egenskaper forsvinner fra bestanden. I motsetning til ved naturlig seleksjon, hvor de best tilpassede allelene videreføres, er det ved genetisk drift tilfeldig hvilke gener som føres videre til neste generasjon. Grad av genetisk drift i en bestand vil være avhengig av den effektive bestandsstørrelsen som ofte er betydelig lavere enn den totale bestandsstørrelsen. Dette gjelder særlig hos polygame arter som rein hvor det som oftest kun er et lite utvalg av tilstedeværende bukker som får bedekke simlene (Røed mfl. 2002). Den økende graden av fragmentering både mellom og innen mange av de etablerte villreinstammene vil derfor kunne medføre betydelig tap av genetisk variasjon med påfølgende redusert tilpasningsevne.

Selv om det kan være avgjørende for bestander å inneha genetisk variasjon som gjør dem tilpasningsdyktige for miljøendringer, er det ikke alltid gunstig med ny genetisk variasjon. Dersom en bestand er godt tilpasset et spesielt miljø, kan det være en ulempe med ny genetisk variasjon fordi gunstige genkombinasjoner som er utviklet over tid, kan brytes opp (Marr mfl. 2002). Tilpasningen til det spesielle miljøet kan på den måten ødelegges, og levedyktigheten til individene

reduseres. En overvåking av uønsket migrasjon av tamrein inn i stedegne villreinbestander kan derfor være viktig i en miljøkvalitetsnorm.

3.4.2 Genetisk variasjon ved bruk av genetiske markører

Det ville være ønskelig med bedre kjennskap til det meste av den genetiske variasjonen hos reinsdyr, men dette er neppe økonomisk realistisk per i dag. Bruk av genetiske markører som reflekterer bestandenes genetiske variasjon er en alternativ strategi. DNA mikrosatellitter er en type slike genetiske markører. Dette er gjerne en rekke av nukleotider i kjerne-DNA som gjentar seg (repeteres). Mutasjoner i mikrosatellitter som endrer antall repetisjoner foregår relativt hyppig og i bestander er det ofte mange alleler (varianter med ulikt antall repetisjoner). Mange av mikrosatellittene er lokalisert i regioner av arvestoffet som har liten eller ingen betydning for organismens karaktertrekk og er således ikke utsatt for seleksjon. Mikrosatellitter ansees derfor som genetiske markører som er egnet for å studere mere generelle prosesser som grad av genetisk variasjon, bestandsoppdelinger og slektskap. Bruk av slike markører vil også kunne gi estimater for effektiv bestandsstørrelse, samt grad av genflyt mellom bestander.

Sekvensvariasjon i mitokondrielt DNA (mtDNA) er en annen type genetisk markør som ofte blir brukt til å studere systematisk oppdeling og evolusjon av arter, underarter og bestander. Til forskjell fra kjerne-DNA nedarves mtDNA gjennom morslinjer kun avbrutt av nye mutasjoner. Mutasjoner foregår gjerne stegvis og nærstående varianter av samme mtDNA-type kan plasseres i hovedgrupper (clustere) som ofte har felles opphav.

3.4.3 Genetisk variasjon, differensiering og opprinnelse til norsk villrein

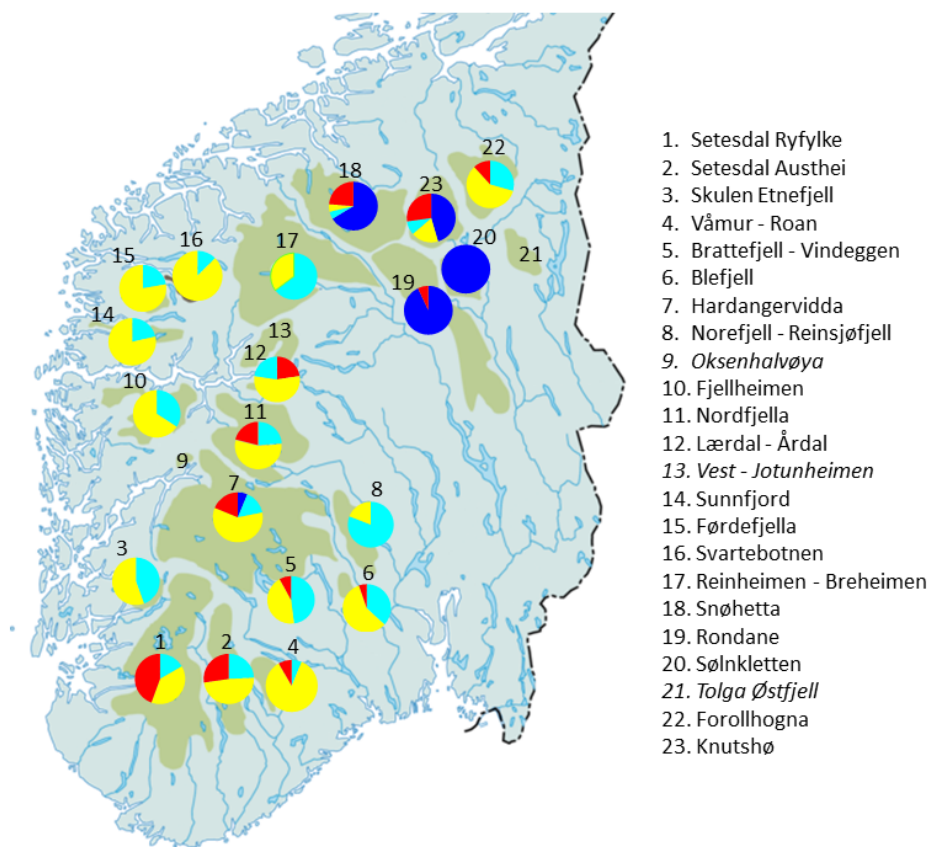
Den genetiske variasjonen innen og mellom reinstammer er preget av både menneskeskapte og naturlige prosesser. Gjennom vår bruk av leveområdene til reinen har tidligere store sammenhengende leveområder og bestander blitt splittet i flere og mindre enheter, med påfølgende tap av genetisk variasjon. Erstatning av stedegne villreinstammer med tamrein har i tillegg skapt nye genetiske sammensetninger. Under den siste istiden var reinen isolert i ulike isfrie regioner. Klimaendringer og nedsmelting av de store isbreene frigjorde nye leveområder for reinen. Bestander som levde sør for de store isbreene i både Eurasia og Nord-Amerika fulgte iskanten ettersom denne trakk seg nordover. Reinen som levde i isfrie områder i Sibir og Alaska fikk økt utbredelse både vestover gjennom Eurasia mot Skandinavia og østover inn i Nord-Amerika og Grønland. Også dagens reinstammer har genetisk variasjon som preges av hvor deres forfedre var under siste istid.

I våre områder er Eurasiatisk tundra rein (*Rangifer tarandus tarandus*) den mest utbredte underarten og utgjør både villrein og tamrein gjennom store deler av Eurasia, inkludert Norge. Genetisk variasjon hos både villrein og tamrein gjennom Eurasia er karakterisert med bruk av ulike genetiske markører. Resultatene fra DNA mikrosatellitt analysene viste at den genetiske hovedstrukturen gjennom Eurasia var en oppdeling i tre genetiske hovedbestander hvor reinen i Dovre/Rondane regionen (Snøhetta, Knutshø, Sølnkletten og Rondane) utgjorde den ene hovedbestanden. Andre villreinstammer i Norge pluss tamrein utgjorde den andre, mens russisk villrein og tamrein i hovedsak utgjorde den tredje genetiske hovedbestanden (Røed mfl. 2008).

Bruk av mtDNA som genetisk markør viste mye av den samme genetiske hovedoppdelingen som for mikrosatellittene. Fordelingen av mtDNA i reinbestandene gjennom Eurasia viste bl.a. at en mtDNA-hovedgruppe var særlig dominerende i Rondane/Dovre, to andre hovedgrupper dominerte i de andre norske villreinstammene samt i tamreinflokkene i Skandinavia, og en tredje

stor, sammensatt hovedgruppe hadde særlig utbredelse i Russland (Røed mfl. 2008). MtDNA-variantene tilhørende sistnevnte hovedgruppe ble også funnet blant rein i Langfjella regionen (Hardangervidda, Nordfjella, Setesdal-Ryfylke, Setesdal-Austhei, Brattefjell-Vindeggen) (28 %) og i Rondane/Dovre (13 %), men var svært lite utbredt i norsk tamrein (< 2 %) (Kvie 2017).

Videre analyser av den genetiske strukturen i Norge viste en klar tredeling hvor rein i Dovre/Rondane utgjorde den ene genetiske hovedgruppen, tamrein pluss villreinstammene med tamrein opprinnelse utgjorde den andre, og rein fra Langfjella regionen pluss Blefjell og Lærdal-Årdal, utgjorde den tredje genetiske hovedgruppen (Figur 3.4.1). Selv om variasjonen blant mikrosatellittene viste at det var signifikant genetiske forskjeller mellom de fleste norske villreinbestander, illustrerer resultatene at norsk rein innehar hovedsakelig tre genetiske hovedbestander representert med reinen i 1) Rondane/Dovre-regionen, 2) Langfjella-regionen og 3) bestander med primært tamreinopprinnelse.



Figur 3.4.1. Kakediagrammer som angir fordeling av mtDNA-haplotypehovedgrupper i norske villreinstammer (bestander i kursiv er ikke undersøkt). Bestandene i Dovre/Rondane-regionen er karakterisert av å ha høy frekvens av haplotypehovedgruppe Ia (blått). Haplotypehovedgruppe Ib (turkis) og II (gult) er mtDNA-hovedgruppe som er typisk utbredt hos tamrein. Haplotypehovedgruppe I (rødt) er typisk utbredt i Langfjella-regionen og til dels også i Dovre/Rondane (revidert data fra Kvie 2017).

3.4.4 Rondane/Dovre-regionen

At villreinstammen i Rondane/Dovre utgjorde den ene av de tre delbestandene av rein gjennom Eurasia kan tyde på en særegen opprinnelse for denne reinstammen og at denne har opprettholdt sin genetiske egenart uten vesentlig innblanding fra andre. Grad av genetisk variasjon var noe redusert i dagens bestander i Rondane/Dovre i forhold til andre reinbestander i Skandinavia, noe som kan tyde på at den genetiske særegenheten er påvirket av tidligere bestandssvingninger med påfølgende tilfeldige genetiske endringer – det særegne kan ha blitt ytterligere særegent. Dramatiske nedganger i bestandene kan ha skjedd som følge av den omfattende massefangsten av rein som særlig foregikk på 12-1300 tallet. Det harde jaktpresset som foregikk for et par hundre år siden etter utvikling av gevær som jaktvåpen, har trolig også hatt betydning.

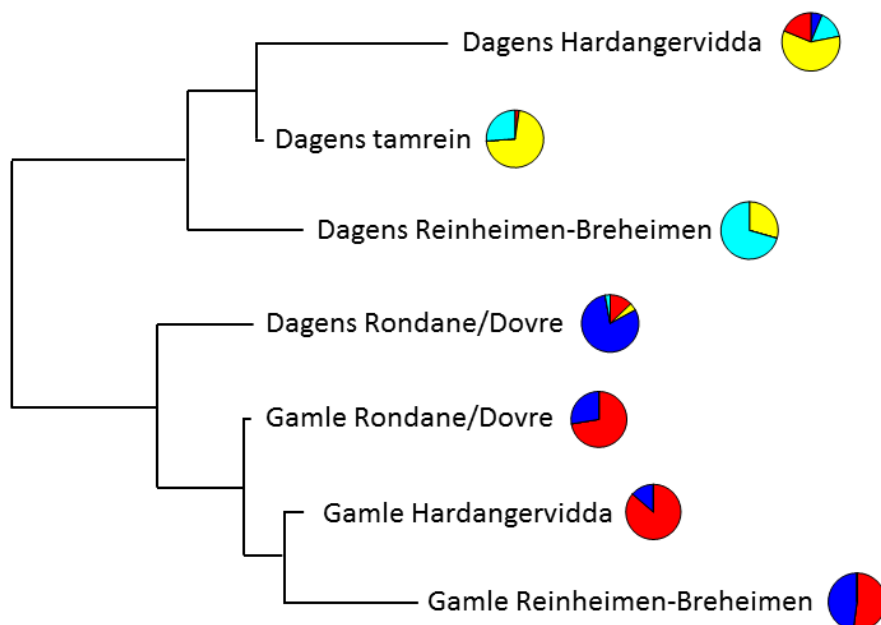
Genetiske analyser av arkeologisk reinmateriale fra Rondane og Dovre viser at mtDNA-hovedgruppen som dominerte for ca. 1000 år siden fremdeles er den mest dominerende også i dagens bestander (Figur 3.4.2). Dagens villrein i Rondane/Dovre syntes derfor fortsatt å representere den opprinnelige stedegne villreinen i regionen. Tilstedeværelse av mtDNA-hovedtypene som karakteriserer dagens tamrein tyder på at det har foregått en viss innkryssing av tamrein. Grad av genetisk variasjon viste betydelig mer variasjon i det gamle materialet til forskjell fra dagens rein i regionen (Røed mfl. 2014), noe som tyder på at denne bestanden tidligere utgjorde en relativt stor bestand med vid utbredelse. Dette illustreres av et ca. 1000 år gammelt reinmateriale fra Slådalen, i dag en del av Reinheimen-Breheimen villreinområde, som viser lignende genetisk struktur som i Rondane/Dovre. Dagens villrein i Reinheimen-Breheimen har derimot lite til felles med dagens villrein i Rondane/Dovre. Dagens villrein i Reinheimen-Breheimen har sin opprinnelse fra tidligere tamreindrift i dette fjellområde og viser også en genetisk variasjon som ligner mye på dagens tamreinbestander. Den reduserte genetiske variasjonen i dagens Rondane/Dovre-stamme illustrerer viktige pågående prosesser innen reinens leveområder med oppdelinger i isolerte og mindre fjellområder hvor reinen er mer sårbar for genetiske endringer.

3.4.5 Langfjella-regionen

Genetiske analyser av arkeologisk reinmateriale fra tidlig middelalder (1066-1130 e.Kr.) viser at bestanden på Hardangervidda/Nordfjella allerede på denne tiden var genetisk forskjellige fra bestandene i Rondane/Dovre-regionen (Figur 3.4.2). Denne forskjellen kan skyldes at forfedrene til reinen i Langfjella og i Rondane/Dovre-regionen har ulik opprinnelse med forskjellige koloniseringsruter inn til Norge etter siste istid. Det kan imidlertid ikke utelukkes en felles opprinnelse og at den genetiske forskjellen har oppstått på grunn av økt isolasjon mellom disse områdene i varmeperioden etter siste istid.

Grad av genetisk variasjon var tydelig redusert i den gamle bestanden på Hardangervidda, noe som kan tyde på at denne har vært gjennom en eller flere bestandsreduksjoner med påfølgende tap av genetisk variasjon. De genetiske analysene av arkeologisk materiale viser også at denne stammen har gått gjennom vesentlige genetiske endringer (Røed mfl. 2011). De typiske mtDNA-typene som karakteriserer dagens tamrein i Skandinavia fantes ikke i det gamle Hardangervidda/Nordfjella-materialet. Både endringene i mtDNA-type frekvens og økt grad av genetisk variasjon i dagens bestand tyder på at dagens genetiske sammensetning av rein i Langfjella regionen er preget av at det har foregått en vesentlig innblanding av tamrein inn i den opprinnelige stedegne villreinstammen. En redusert villreinstamme siste halvdel av 1700-tallet medvirket til oppstart av tamreindrift på Hardangervidda i 1783 da tamrein ble kjøpt i Rørostraktene og fraktet til Ulvik (Henriksen & Indrelid 1979). Etter dette har grad av tamreindrift variert betydelig på Hardangervidda og i tilgrensede områder med toppår i begynnelsen av forrige århundre hvor 12 700

tamrein var registrert. Tamreindriften opphørte i hele Langfjella-regionen i 1979, men tydelige genetiske spor etter denne virksomheten finner vi igjen i dagens ville bestand (Figur 3.4.2).



Figur 3.4.2. Genetisk slektskap mellom bestander av villrein i Sør-Norge basert på mtDNA-variasjon målt i dagens rein og i ca. 1000 år gamle arkeologiske reinmaterialer. Kakediagrammene angir utbredelsen av de ulike haplotypehovedgruppene av mtDNA (som angitt i Figur 3.4.1). Figuren illustrerer de store genetiske endringene som har foregått særlig på Hardangervidda og i Reinheimen-Breheimen hvor haplotypehovedgruppene I og Ia er blitt erstattet av hovedgruppene II og Ib. I Rondane/Dovre er I og Ia fortsatt de dominerende hovedgruppene. Haplotyper tilhørende hovedgruppe II og Ib er mtDNA-hovedgrupper som er typisk utbredt hos tamrein (Røed mfl. 2014).

3.4.5.1 Villrein med tamreinopprinnelse

Domestisering innebærer selektiv avl på både atferd og morfologi (Clutton-Brock 1992). Villreinstammene som har sin opprinnelse fra utsatt tamrein, eller fra gjenværende dyr etter nedlegging av tamreindriften, kan derfor forventes å ha et annet utgangspunkt både når det gjelder produksjonsegenskaper og atferd. Det er også klart at endringer som fôring og fravær av predatorer også indirekte vil gi andre seleksjonstrykk enn for ville dyrearter (Clutton-Brock 1999). Det første som skjer under domestisering er en habituering til mennesker. For våre villreinområder, er det en nær sammenheng mellom fluktatferd og om genetisk opprinnelse kan knyttes til tamrein (Reimers mfl. 2012). Seleksjon på høy produksjon blant domestiserte arter gjør at livslengden ofte er kortere (Mysterud mfl. 2002b). Det er også kjent at atferdstrekk (skyhet, aggresjon, aktivitet) kan være korrelert med livshistorietrekk (metabolsk rate, veksthastighet) (Careau mfl. 2010). I hvor stor grad det er selekterte og genetisk fundamenterte forskjeller mellom villrein og tamrein i livshistorietrekk er uklart. Det er vist at produksjonstrekk som vekt responderer raskt på seleksjon hos tamrein (Rønnegård & Danell 2003). Når bestanden av tamrein i Ottadalen fikk status som villrein, sank imidlertid andelen åringer som reproduserte raskt ned til nivåer som vi ser hos villrein (Reimers mfl. 2005). Det er derfor sannsynlig at produksjonsforskjeller også knytter seg til endringer i atferd og ikke bare til genetikk.

Det er indikasjoner på at såkalte feraler arter (tidligere domestiserte arter som får leve fritt igjen), ikke returnerer helt til opprinnelige livshistorietrekk, og at den høye reproduksjonen gir bestandene en ustabil dynamikk (Kaeuffer mfl. 2010). Det kan derfor være at seleksjonsprosessen fram til dagens tamrein har resultert i varige endringer i reinens livshistorie. Dette er imidlertid ikke godt dokumenterte sammenhenger.

Generelt er det en fare for at uønsket genflyt kan ødelegge lokale tilpasninger. Dette er f.eks. tilfelle mellom tamrev og fjellrev, villaks og oppdrettslaks, ulv og hund osv. Det er vist for fisk at genetiske effekter fra avl kan forårsake rask reduksjon i fitness under vill tilstand (Araki mfl. 2007). En innblanding av tamrein i dagens villreinbestander vil resultere i økt genetisk mangfold hos villreinen. Hvorvidt dette er gunstig på lengre sikt, vil derimot avhenge av hva som er de selektive kreftene i bestandene.

3.4.6 Genetisk differensiering - årsakssammenhenger

De signifikante genetiske forskjellene som er utviklet mellom de fleste norske villreinbestandene, også mellom bestander som tilhører samme genetiske hovedbestand, har sin årsak i faktorer som grunnlegger-effekt (founder-effekt), seleksjon og genetisk drift. Mange av dagens bestander er etablert med bruk av et lite antall rein i oppstartsfasen. Uten innvandring av annen rein vil den genetiske variasjonen være begrenset til disse få grunnleggerne.

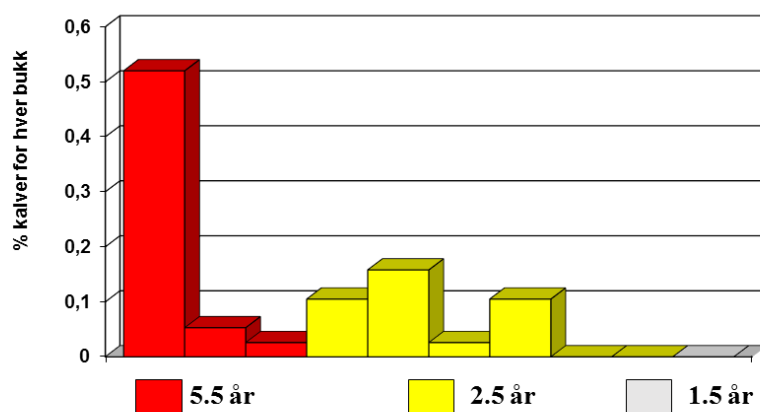
Ulik tilpasning og seleksjon kan være en annen viktig faktor som forklarer den genetiske differensieringen som er utviklet, men vi har i dag liten kunnskap om i hvilken grad dette er gjeldende for de norske villreinstammene. Det er f.eks. vanskelig å vite i hvilken grad det særegne genetiske mønsteret vi finner hos reinen i Dovre/Rondane skyldes særegen tilpasning, eller tilfeldige begivenheter knyttet til etableringen av denne bestanden. I Norge har vi en god del erfaring med å bruke tamrein for å re-etablere tidligere villreinområder. En slik strategi har så langt vist seg å fungere relativt bra. Dette kan tyde på at reinen har stor tilpasningsevne og at begreper som stedegenhet ikke er avgjørende for bestanders levedyktighet i fjellområdene i Sør-Norge. Våre erfaringer med bruk av ikke-stedegne rein i re-etableringer er imidlertid svært begrenset i et evolusjonært tidsperspektiv. Så lenge vår kunnskap om genetisk tilpasning er såpass mangelfull hos rein, bør føre-var prinsippet være gjeldene forvaltningsprinsipper i denne sammenheng.

Mange av våre mindre villreinbestander stammer opprinnelig fra et lite antall dyr. Som en konsekvens av dette, og at det i ettertid av etableringen har skjedd genetisk drift, ser vi i dag en betydelig begrenset genetisk variasjon innen de mindre villreinstammene (Kvie 2017). Foruten å være en klar sammenheng mellom grad av genetisk variasjon og bestandsstørrelse, viser også mange geografisk nærliggende bestander betydelig genetisk differensiering. Dette gjelder ikke bare for de mindre bestandene, men også for større bestander innen samme genetiske hovedbestand, som for bestandene Hardangervidda, Setesdal-Ryfylke, Setesdal-Austhei og Brattefjell-Vindeggen. Genetisk differensiering/strukturering av disse stammene tyder igjen på underliggende prosesser med oppdeling av norsk villrein i isolerte og mindre fjellområder hvor reinen utsettes for tap av og endringer av genetisk variasjon.

3.4.7 Effektiv vs. total bestandsstørrelse

Grad av innavl, genetisk drift og tap av genetisk variasjon i en bestand vil primært være avhengig den effektive bestandsstørrelsen (N_e). Effektiv bestandsstørrelse er et standardisert mål på hvor mange individer av begge kjønn som parrer seg, får avkom og på denne måten fører sine gener

videre til neste generasjon. Liten **Ne** vil resultere i høy grad av innavl, samt hurtig tap og forandringer av den genetiske variasjonen. **Ne** påvirkes av bl.a. kjønnsfordelingen i bestanden, variasjon i antall avkom hvert individ får, samt grad av overlappende generasjoner. For mange arter er **Ne** betydelig lavere enn faktisk bestandsstørrelse. Dette gjelder særlig hos polygame arter som rein hvor det som oftest kun er et lite utvalg av tilstedeværende bukker som får bedekke simlene (jf. Figur 3.4.3). Dette er blitt studert i en eksperimentell tamrein flokk i Finland med varierende bukkestruktur gjennom mer enn 15 år. Gjennom store deler av året har denne flokken gått fritt med naturlig konkurranse mellom bukkene for å bedekke simlene. Mor- og farskap til alle kalvene er bestemt med bruk av DNA-analyser (mikrosatellitter), noe som gjør det mulig å estimere **Ne** basert på slektskap mellom individene i bestanden. Forholdet mellom **Ne** og totalt antall voksne individer ($\geq 1,5$ år) ble funnet å variere mellom 0,1 og 0,3. **Ne** i reinstammer kan m.a.o. være kun 10 % av den totale bestandsstørrelsen.



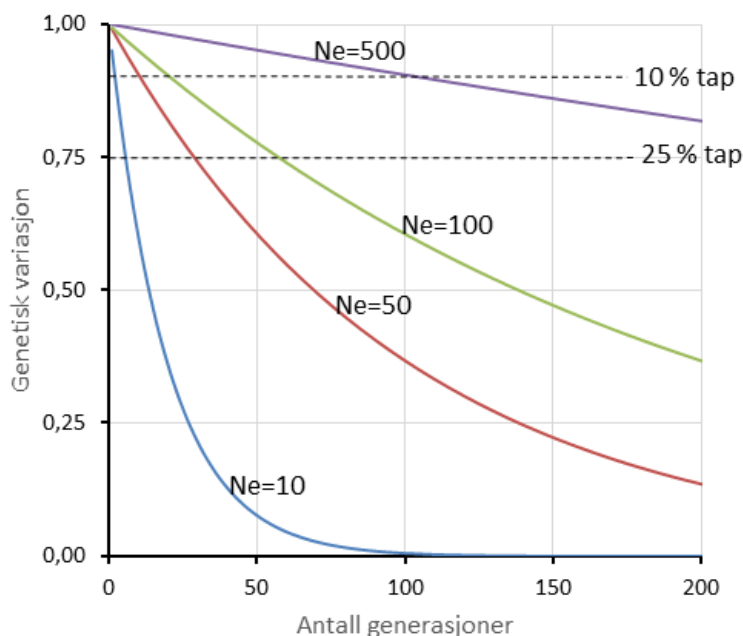
Figur 3.4.3. Bukkenes reproduksjonssuksess i en reinflokk med 47 simler og bukkestruktur bestående av 3 stk. storbukk (5 ½ år, én var far til 20 kalver), 6 stk. 2 ½ år (far til i alt 15 kalver) og 9 stk. 1 ½ år (ingen farskap) (Røed mfl. 2002).

3.4.8 Hvor stor bør den effektive bestandsstørrelse være?

For å opprettholde levedyktige bestander på lang sikt bør **Ne** tilstrebes å være av en størrelse hvor det foregår minimalt både innavl og tap av genetisk variasjon. Både teoretiske beregninger og erfaringer fra andre arter tilsier at **Ne** = 50 er tilstrekkelig for å unngå innavl (Soulé 1980). For å unngå tap av genetisk variasjon og sikre at bestander også i fremtiden har genetisk variasjon som gjør dem i stand til å tilpasse seg miljøendringer bør **Ne** være vesentlig større. For bestander som ikke tilføres ny genetisk variasjon gjennom innvandring fra andre bestander vil tap av genetisk variasjon akkumuleres over tid. Hvor mye som tapes er derfor avhengig både av **Ne** og tidsrommet en opererer i (Figur 3.4.4). For **Ne** = 50 vil 10 % av genetisk variasjon ha gått tapt allerede etter ca. 10 generasjoner, mens tilsvarende tap med **Ne** = 500 først skjer etter ca. 100 generasjoner.

Innen bevaringsbiologien har det klassiske prinsippet «50-500-regelen» ofte vært gjeldende for bevaring av dyr; på kort sikt bør **Ne** være minst 50, mens på lang sikt bør **Ne** være minst 500 (Frankham mfl. 2002). For flere av de minste villreinstammene i Norge er **Ne** langt mindre enn 50. Uten innførsel av nytt genetisk materiale vil disse bestandene være svært sårbare for både innavl og tap av genetisk variasjon. Men også for mange av våre middelstore villreinstammer vil det være vanskelig å leve opp til «500-delen» av denne regelen. Utveksling mellom nærliggende

bestander vil imidlertid kunne kompensere for tap av genetisk variasjon som skyldes genetisk drift. I praksis kan/bør det anbefales å sikre at **Ne** er minst 50. Dermed unngår man at innavl blir et problem. Samtidig bør det tilrettelegges slik at det kan foregå genetisk utveksling mellom mange av bestandene for å kompensere for effekter av den genetiske driften.



Figur 3.4.4. Skjematisk fremstilling av relativt tap av genetisk variasjon over antall generasjoner ved ulik effektiv bestandsstørrelse (**Ne**). Tiden det tar å tape henholdsvis 10 % og 25 % av den genetiske variasjonen er angitt med prikkede linjer (revidert fra Frankham mfl. 2002).

En aktuell målsetting kan være å definere at alle villreinbestander skal være store nok til å unngå innavl eller vesentlig tap av genetisk variasjon. Generasjonsintervallet for norske villrein antas å være på 3-4 år. Ved **Ne** = 50 vil ca. 5 % av den genetiske variasjonen gå tapt for hver 5. generasjon, eller i løpet av 15-20 år. Ved **Ne** = 100 vil tilsvarende tap skje etter 10. generasjon (30-40 år). Dette tapet kan bare erstattes gjennom utveksling av individer mellom ulike bestander.

Foruten den totale bestandsstørrelsen, påvirkes **Ne** av flere faktorer som grad av fragmentering innen den enkelte bestand, kjønns- og alderssammensetning, skjevhet i reproduksjonssuksess, samt grad av utveksling med andre bestander. Det er derfor svært vanskelig å måle **Ne** i ville bestander. Overvåking av den faktiske genetiske variasjonen og endringer i denne over tid, synes derfor som en mer nøyaktig måleparameter.

3.4.9 Overvåking av genetisk variasjon og struktur

Tilstrekkelig genetisk variasjon er en forutsetning for at villreinbestandene skal kunne tilpasse seg endringene i naturen, og for funksjonen og robustheten til økosystemene de er en del av. Små isolerte bestander vil være utsatt for genetisk drift og den genetiske variasjonen vil være et uttrykk for om bestandsstørrelsene er på et nivå hvor dens genetiske potensial blir ivaretatt. Videre vil den genetiske variasjonen kunne avdekke ytterligere tendenser til fragmentering innen de ulike bestandene. Den genetiske strukturen mellom de ulike bestandene vil uttrykke grad av genetisk utveksling mellom disse. Kunnskap om slik gentransport er viktig både for å kunne

tilrettelegge for store bestander med utveksling av gener mellom nærliggende underbestander, samt å kunne ivareta bestanders genetiske egenart. Jevnlig overvåking av de norske villreinstammenes genetiske variasjon og struktur vil være et viktig verktøy for å ivareta slike hensyn. Siste års påvisning av skrantesjuka (CWD) i Nordfjella har også aktualisert behovet for å kunne si noe om mulige spredningsveier av ulike uønskede egenskaper mellom ulike villreinstammer, samt mellom villrein og tamrein.

3.4.10 Skalering/måleskala ved bruk av genetisk verktøy i en kvalitetsnorm

Det er utviklet genetiske verktøy som er egnet til å kartlegge genetisk variasjon og struktur hos norske villreinstammer. Dagens mest egnede verktøy er bruk av DNA mikrosatellitter. Ved å karakterisere mikrosatellittvariasjon i de norske villreinstammene vil en kunne følge deres grad av genetisk variasjon, pågående fragmenteringsprosesser, effektiv bestandsstørrelse, samt grad av genflyt mellom bestander. Analyser av slike markører kan relativt enkelt gjøres med utgangspunkt i både blod-, kjøtt- skinn- og skittprøver.

Sikkerheten i å karakterisere genetisk variasjon og struktur innen og mellom bestander vil i stor grad være avhengig av antall individer som analyseres og antall genetiske markører som anvendes. Analyser av ca. 15 ulike høyvariable mikrosatellitter hos 25-30 individer fra hver bestand vil gi et godt bilde av bestanders genetiske variasjon og struktur. For testing av fragmenteringsprosesser innen bestander trengs et tilsvarende antall dyr fra de ulike «gryende fragmenteringsenheter».

Mange av de viktigste genetiske prosessene som genetisk drift og seleksjon uttrykkes over generasjoner. Et tidsintervall mellom prøvetakinger på fem år synes derfor tilstrekkelig for å overvåke den genetiske variasjonen og struktureringen. For bestander hvor en særlig ønsker å overvåke inn- og utvandring kan det være aktuelt med hyppigere målinger. Det samme gjelder de minste bestandene hvor jaktuttaket er lavt.

Fretidig genetisk bestandskartlegging og forskning vil i økende grad benytte genetisk markører som også kan influere på individenes fenotypiske trekk. Prøvene brukt til de genetiske analysene i foreslåtte miljøkvalitetsnorm er egnet for oppbevaring slik at eventuelle også andre DNA-analyser kan gjøres i ettertid. Det bør derfor tidligst mulig etableres en biobank med prøver fra alle villreinbestandene.

3.4.11 Grenseverdier for tap av genetisk variasjon

Et langsiktig forvaltningsmål kan være å opprettholde relativt høy grad av genetisk variasjon i alle våre villreinbestander. En utfordring med et slikt mål er at grad av genetisk variasjon allerede i dag varierer mye mellom bestander (jf. Tabell 3.4.1), og at denne variasjonen har sin forklaring i både ulik evolusjonær historie og menneskeskapte påvirkninger. Både tidligere bestandsreduksjoner (jakt) og utsetting og innblanding fra tamrein har hatt stor betydning for dagens genetiske variasjon. Den lave variasjonen i bestander som Svartebotnen, Førdefjella, og Norefjell-Reinsjøfjell skyldes, foruten at det har foregått tap av genetisk variasjon gjennom genetisk drift, antakelig også at disse ble etablert med et utgangspunkt i et lite antall dyr, samt at det siden etableringen har foregått liten eller ingen utveksling med andre reinstammer. Den relativt høye genetiske variasjonen i bestandene på Hardangervidda, Nordfjella og Setesdal-Austhei skyldes bl.a. at disse har fått tilført mye ny genetisk variasjon fra tamrein i periodene det også var tamreindrif i disse regionene. Hva som er bestandenes «naturlige» grad av genetisk variasjon er derfor vanskelig å fastsette.

Tabell 3.4.1. Grad av genetisk variasjon målt ved hjelp av DNA mikrosatellitter i norske villrein-stammer. Na og Ho uttrykker middelerverdi for henholdsvis antall alleler og observert heterozygositet over 13 analyserte mikrosatellitter (Revidert fra Kvie 2017).

Bestand	Areal (km ²)	Bestands- størrelse	Antall dyr analysert	Grad av genetisk variasjon	
				Na	Ho
Setesdal-Ryfylke	6987	3500	23	6,67	0,68
Setesdal-Austhei	2421	2000	32	7,08	0,74
Skaulen-Etnesfjell	651	60	18	4,75	0,58
Våmur-Roan	448	240	32	5,75	0,72
Brattefjell-Vindeggen	401	500	25	6,08	0,69
Blefjell	261	140	23	5,08	0,66
Hardangervidda	8651	10500	29	7,17	0,70
Norefjell-Reinsjøfjell	581	700	32	4,42	0,58
Fjellheimen	1769	440	31	4,92	0,62
Nordfjella	3213	2100	32	7,00	0,75
Lærdal-Årdal	557	120	31	6,25	0,75
Sunnfjord	896	125	14	4,83	0,63
Førdefjella	626	100	9	3,83	0,70
Svartebotnen	329	55	8	3,17	0,59
Reinheimen-Breheimen	5835	2900	30	6,50	0,64
Snøhetta	3722	3000	28	6,10	0,66
Rondane nord	1200	1600	33	6,50	0,70
Rondane sør	2100	2300	40	5,90	0,63
Sølnkletten	1494	800	14	5,60	0,70
Forollhogna	2338	2900	30	5,42	0,65
Knutshø	2067	1500	41	6,50	0,67



DNA-analyser kan avsløre hvor mange bukker som får delta i paringene. Foto: Olav Strand.

3.5 Sykdom og helse

Villreinens helsestatus påvirkes av mange faktorer. Det er sjelden slik at en enkeltsykdom avgjør bestandens tilstand, men snarere slik at dyras helse avgjøres av samspillet mellom egenskaper ved dyra, miljøforholdene de lever under og de sykdomsfaktorene de eksponeres for. Vi vet for lite om dette samspillet til å kunne peke på enkle parametre som gir gode uttrykk for en villreinbestands helsestatus og hvordan denne henger sammen med villreinområdets egenskaper. Samtidig har utbruddet av skrantesjuka i Nordfjella vist oss at alvorlige smittsomme sykdommer kan endre alle rammene for villreinforvaltningen i et område. Påvisning av alvorlige meldepliktige sykdommer foreslås derfor inkludert i miljøkvalitetsnormen.

Sykdom kan defineres som «*enhver svikt i kroppens funksjoner som påvirker dyrets fysiske kapasitet og/eller levealder på en negativ måte*» (Wobeser 2006). En slik definisjon omfatter dyras respons på faktorer som:

- ernæringssvikt (sult eller mangeltilstander)
- forgiftninger
- varme-/kuldepåvirkning
- infeksjoner
- arvelige tilstander
- kombinasjoner av alle disse

På tross av de mange effektene sykdom kan ha og på tross av alle nivåene sykdom kan virke på, blir sykdom og helse ofte ikke vurdert som faktorer som bidrar til økologisk tilstand. Dette betyr ikke at sykdommer er uviktige, men økologisk rettede studier som ikke er designet for å fange opp forekomst og virkning av sykdom, vil sjelden gjøre det. Dette gjør at vi for mange arter har svært lite kunnskap om den faktiske effekten av sykdom og ofte ingen kunnskap i det hele tatt om hvordan sykdom og stress virker sammen med andre, mer anvendte økologiske faktorer. Internasjonalt er det imidlertid økende oppmerksomhet rundt effekter av sykdommer også i viltlevende dyrebestander. Sykdommer hos en viltlevende dyrebestand virker naturlig nok ofte sammen med alle andre miljøfaktorer denne bestanden er utsatt for, slik at den gitte bestandens overlevelse og reproduksjon blir et produkt av den samlede påvirkningen av alle faktorer.

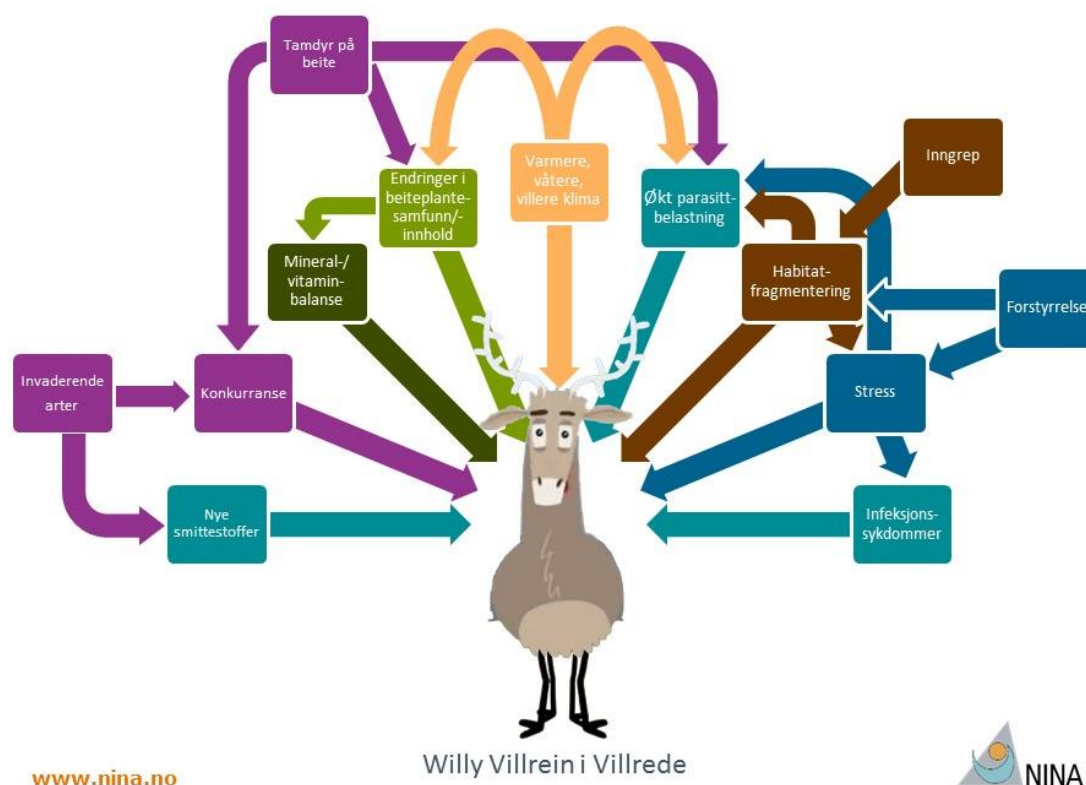
Infeksjonssykdommer (forårsaket av virus, bakterier, encellede parasitter eller makroparasitter) kan ha alvorlige bestandsmessige konsekvenser, og virker på to hovedmåter: 1) Utbrudd hos en stor del av bestanden synlig som åpenbart syke dyr og/eller betydelig forøket dødelighet. 2) Subklinisk infeksjon uten åpenbare tegn på sykdom. I sistnevnte tilfelle kan infeksjonen medføre mistrivsel, nedsatt reproduksjon eller tilvekst, eller økt dødelighet av andre årsaker (predasjon, sult mv.). Selv milde infeksjoner og lav parasittbelastning kan tenkes å påvirke produktivitet og overlevelse, f.eks. gjennom mild allmennpåkjenning eller små handikap i kampen om partner eller revir (se f.eks. Balenger & Zuk 2014) for en gjennomgang av teorier om sammenhengen mellom parasittinfeksjon og seksuell seleksjon).

Selv om et utbrudd av en lett synlig sykdom og/eller hurtig død virker mer dramatisk, er det ikke nødvendigvis slik at det er sammenheng mellom åpenbar dramatikk og bestandseffekt. Et eksempel på dette er skrantesjukan i Nord-Amerika. Denne sykdommen har et relativt langt og tilsynelatende «lite dramatisk» forløp. Likevel settes sykdommen i sammenheng med bestandsnedgang i enkelte amerikanske hjortebestander (Almberg mfl. 2011, Edmunds mfl. 2016). Andre tilsynelatende dramatiske utbrudd av infeksjonssykdommer med stor akutt dødelighet, kan derimot ha mindre bestandsmessige effekter over tid, siden økt produktivitet og overlevelse hos den

gjenværende bestanden raskt kompenserer for det naturlige tapet forårsaket av sykdomsutbruddet.

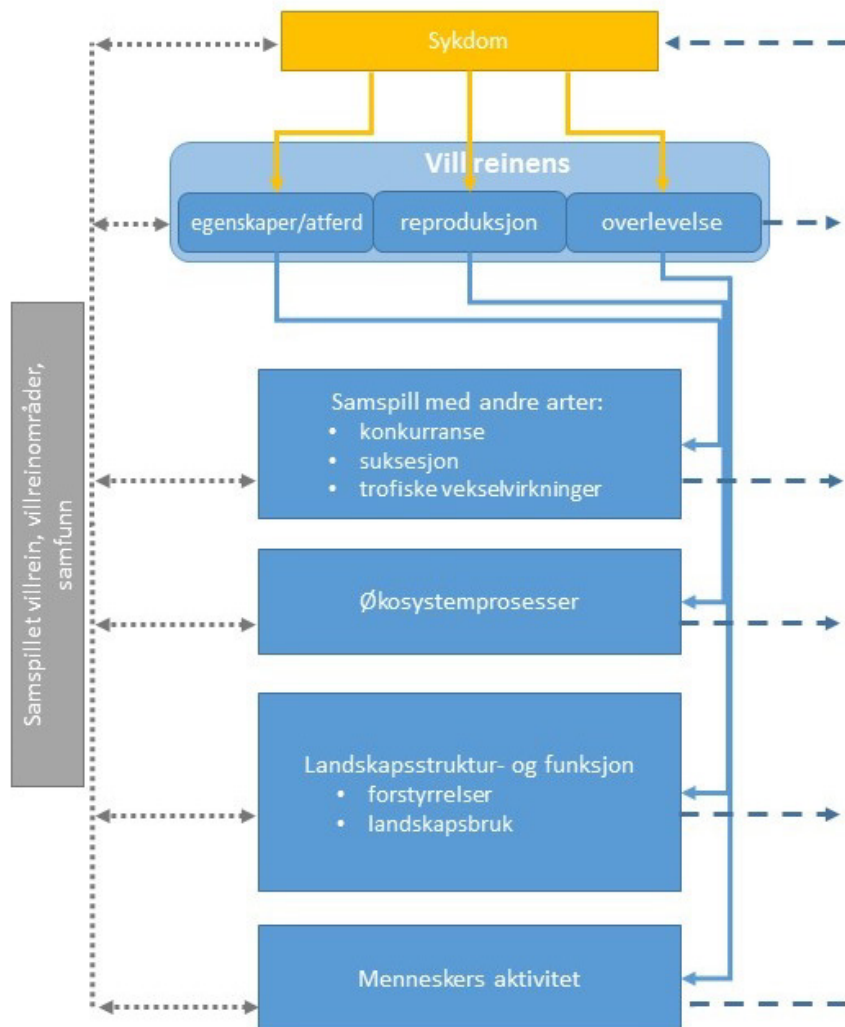
Mange faktorer påvirker villreins mottakelighet og sårbarhet for infeksjonssykdommer (Figur 3.5.1):

- habitatfragmentering
 - reduksjon eller opphør av naturlig migrasjon
 - lokal/temporær høy bestandstetthet
- suboptimal ernæring
 - mineralforsyning
 - energi/protein
- lav genetisk diversitet
- flokkatferd (effektiv overføring av smittestoffer)
- overlappende beite med andre hjortedyr eller husdyr
- økt stress (som følge av forstyrrelser eller andre faktorer)
- klimaendring
 - direkte effekt av høyere temperatur og mer nedbør
 - økt antall klimafølsomme parasitter eller vektorer
 - innvandring av nye klimafølsomme parasitter eller vektorer
- globalisering (økt internasjonal handel, transport, turisme mv.)
 - introduksjon av nye smittestoff



Figur 3.5.1. Willy Villreins helsetilstand vil være et produkt av summen av og samspillet mellom de påvirkningene han og bestanden hans utsettes for. I så måte kan endrede «helsevariabler» være et uttrykk for eller produkt av andre forandringer i dyras levemiljø.

På samme måte vil også reinens helsetilstand ha tilbakevirkende kraft både på eget økosystem, men også på sosioøkonomiske systemer som på ulike måter er knyttet til reinen eller dens leveområde/økosystem (Figur 3.5.2). Ut i fra helhetstankegangen, om at «alt henger sammen med alt», vil forekomsten av ulike smittestoffer og/eller sykdommer være interessant ikke bare som en helseovervåking *per se*, men ved at disse kan fungere som indikatorer på mer omseggripende endringer. I en slik sammenheng kan endringer i en del direkte mål på forekomst av smittestoffer og sykdom uttrykke endringer i områdebruk, tilstedeværelse av andre arter, stress eller klima. Vi vet imidlertid ikke nok om de kompliserte sammenhengene mellom ulike sykdommer eller mellom miljøpåvirkning og helsetilstand til at vi kan bruke sykdoms- og helsevariabler på denne måten.



Figur 3.5.2. Framstilling av samspillet mellom infeksjonssykdommer, økologiske- og sosioøkonomiske systemer. Sykdom kan påvirke dyras egenskaper, atferd, reproduksjon og overlevelse. Disse endringene vil kunne påvirke samspillet med andre arter, økosystemprosesser og landskapet, og medføre endret menneskelig aktivitet i villreinens leveområde (heltrukne linjer). Disse direkte virkningene kan deretter forårsake endringer i de sosioøkonomiske systemene, her betegnet som samspillet mellom villrein, villreinområder og samfunn, siden de igjen påvirker de andre komponentene i systemet (prikkede linjer). Forandringer i dyrebestandene, økosystemet, landskapet og menneskers aktivitet har deretter en tilbakevirkende effekt på forekomst, spredning og uttrykk av sykdommer (Tilpasset fra Figure II.2 i Ostfeld mfl. 2010).

3.5.1 Manglende kunnskap om forekomst og effekt av sykdom

Vi vet relativt lite om forekomsten av sykdom hos villrein. Følgelig vet vi også lite om hvordan villreinens velferd blir påvirket av sykdom, og i hvilken grad sykdom representerer en bestandsregulerende faktor. Hos tamrein er kunnskapen om sykdomsforekomster og -effekter bedre. Denne informasjonen har stor overføringsverdi til villrein.

Manglende kunnskap om sykdommer på villlevende dyr, utbredelsen til og effekten av disse, er snarere en regel enn et unntak. I følge Wobeser (2007) kan dette tilskrives at (kort gjengitt):

- syke dyr gemmer seg og/eller forsøker å skjule tegn til sykdom
- grad av klinisk sykdom er svært vanskelig å vurdere på viltarter og individer man ikke kjenner eller observerer over tid
- syke dyr som blir drept av rovdyr eller dør av sykdom er vanskelige å finne og blir fort spist av åtseletere. Spesielt gjelder dette små dyr, f.eks. kalver.
- andelen syke dyr ved et gitt utbrudd er vanskelig å vurdere pga. vanskelighetene både med å definere antall syke og størrelsen på den bestanden som reelt sett har vært utsatt for samme sykdomsfremkallende faktor.
- sykdom og død hos villlevende dyr ofte ikke blir rapportert og/eller registrert av myndighetene

Enda et forhold som medvirker til at vi har relativt lite kunnskap om sykdommer og deres effekter på villrein, er at mange av disse har størst effekt på ettervinteren og våren. Dette vil være en periode hvor villreinen uansett vil være påvirket av en hard vinter, og mange vil regne det som naturlig at en del av dyra er svake og avmagrede. I tillegg vil dette være en tid hvor dyra i liten grad blir overvåket og observert, ikke minst fordi en ønsker å la være å forstyrre høydrektige simler og nyfødte kalver. I denne perioden vil imidlertid dyras kondisjon være dårlig og det kan være knapphet på mat, slik at en kan forvente at stressnivået er høyt og immunforsvaret mindre effektivt enn normalt. Samtidig vil svelg- og hudbremslarvene (hhv. *Cephenemyia trompe* og *Hypoderma tarandi*) være store og aktive, bihulemarken (*Linguatula artica*) ha nådd full størrelse og lungeormen (*Dictyocaulus eckerti*) vil våkne fra dvaletilstanden (hypobiosen) den befinner seg i, utvikle seg videre og begynne å legge egg som klekker i lungene. Videre vil eggene til hjerneormen (*Elaphostrongylus rangifer*) klekke i lungene og larvene begynner å vandre ut, og løpe- og tarmorm kan våkne fra dvalen og forårsake mer vevsskader. Det virker sannsynlig at den samlede effekten av alle disse faktorene kan føre til økt dødelighet eller nedsatt ytelse (f.eks. i form av nedsatt melkeproduksjon og/eller nedsatt oppmerksomhet ovenfor kalven).

3.5.2 Alvorlige meldepliktige sykdommer

Lovverket grupperer sykdommer hos dyr i ulike kategorier etter hvilken effekt de er vurdert til å ha på samfunnet. Alvorlige meldepliktige sykdommer er kategorisert som A- eller B-sykdommer etter norsk lovverk. Oppfølging av mistanke eller påvisning av sykdommene vil i regelen være strengere og mer drastisk for A-sykdommer enn B-sykdommer. Lovverket lister også opp en rekke mindre alvorlige sykdommer, såkalte C-sykdommer, som også skal meldes til myndighetene. Verdens dyrehelseorganisasjon (OIE) valgte imidlertid i 2005 å gå over til å bare ha én liste, for å harmonisere sine anbefalinger med de som finnes i avtaleverket til World Trade Organization (WTO). Det norske lovverket er imidlertid under revisjon og kan bli endret de nærmeste årene (pers. komm. Solfrid Åmdal, Mattilsynet). Sykdommer, infeksjoner eller infestasjoner på OIEs liste, må oppfylle minimum ett av følgende punkter:

- ha vist seg å på naturlig vis smitte til mennesker, og at infeksjon er forbundet med alvorlige konsekvenser

- at sykdommen har betydelig effekt på helsen til husdyr i et land eller i en sone/region (med særskilt smittestatus) bedømt etter hvor hyppig forekommende og alvorlige de kliniske tegnene på sykdom er, herunder produksjonstap og dødelighet
- ha vist seg å ha, eller at vitenskapelige funn indikerer at den vil ha, betydelig påvirkning på helsen til viltlevende dyr, bedømt etter hvor hyppig forekommende og alvorlige de kliniske tegnene på sykdom er, herunder produksjonstap og dødelighet, og hvilken trussel sykdommen utgjør for bestandens overlevelsessevne

I tabell 3.5.1 presenteres kort et utvalg listeførte sykdommer som kan tenkes å ha eller få betydning for norsk villrein. Dette er A- eller B-sykdommer etter norsk lovverk og «notifiable diseases» i henhold til OiEs liste. En mer utfyllende beskrivelse av sykdommene er gitt i vedlegg 4.



*Uventet økning i naturlig dødelighet hos villrein kan være et resultat av forverret helsetilstand.
Foto: Olav Strand.*

Tabell 3.5.1. Alvorlig meldepliktige sykdommer som kan bli eller allerede er (skrantesjuke) introdusert norske villreinbestander (oversikt utarbeidet på bakgrunn av: Godfroid mfl. 2014, Josefsen mfl. 2014, Mørk mfl. 2014, Tryland 2014, Tryland mfl. 2014, OiE 2017).

Sykdom	Manifestasjon – villrein	Andre arter som rammes	Sannsynlighet for tilfeller hos villrein neste tiår
Munn- og klauvsjuke	Store utbrudd med alvorlig sykdom	Klauvdyr	Liten
Rabies	Enkeltdyr med fatal hjernesykdom	Hundedyr, flaggermus, menneske mfl.	Liten på fastlandet. Stor på Svalbard.
Epizootisk hemorrahagisk sykdom/blåtunge	Ukjent	Hvithalehjort og storfe (EHS). Storfe og sau (BT)	Svært liten (EHS) Liten (BT)
Vestnilfeber	Fatal hjernesykdom	Fugler, hest, menneske	Liten
Tuberkulose	Kronisk livstruende	Hjortedyr, storfe, rovdyr, mennesker	Liten
Paratuberkulose	Kronisk tarmbetennelse	Geit, sau, storfe, hjort	Liten
Miltbrann	Akutt blodforgiftning og død	Drøvtyggere, menneske	Liten
Brucellose	Nedsatt reproduksjon og halthet	Elg, moskus, storfe, menneske	Liten – noe større for tamrein i nord pga. nærheten til Russland
Skrantesjuke (CWD)	Kronisk degenerativ hjernesykdom	Hjortedyr	Stor
Ekinokokkose	Cyster i lever og lunge	Menneske, hund	Liten

3.5.3 Sykdommer, infeksjoner og infestasjoner som allerede finnes i Norge

En rekke sykdommer og smittestoffer mistenkes for eller antas å være viktige for villreinen i Norge. I den følgende teksten har ekspertgruppa beskrevet de vi anser for å være viktigst og forklart i hvilken grad forekomsten egner seg som indikator. Selv om disse sykdommene ikke blir inkludert som en parameter i kvalitetsnormen, mener ekspertgruppa at det kan være fornuftig å samle kunnskap om forekomsten av dem, om samspillet mellom sykdom og andre miljøfaktorer og den samlede effekten dette har på villreinbestandene. Dette omtales i kap. 8.

3.5.3.1 Bakteriesykdommer

Klostridieinfeksjoner og -intoksikasjoner

Klostridier er en gruppe med sporedannende bakterier som finnes i mange miljøer, deriblant jord, gjørme og fordøyelseskanalen. Flere ulike klostridier kan gi infeksjoner eller intoksikasjoner hos ulike arter, og det er vanlig å vaksinere mange husdyr mot en eller flere typer klostridier. Vi vet ikke så mye om hvor vanlig klostridier er som årsak til helseproblemer hos villrein. En av årsakene er at klostridier normalt formerer seg i store mengder i kadavre, slik at det er svært vanskelig å skille dyr som dør som følge av klostridierne og dyr hvor klostridierne vokser som en del av forråtnelsesprosessen. På attenhundretallet mente man at en type klostridier var årsaken til «reinpest» i Sverige og Finland. Noen kilder angir at denne epizootien utslattet store tamrein-flokker og ruinerte mange reineiere. Andre klostridiesykdommer er malignt ødem, bråsott, milt-brannsemfysem, «blackleg» og stivkrampe. De siste årene har fagmiljøene særlig vært opptatt av at villrein som søker ned på dyrket mark eller får en brå overgang til nyspiret, næringsrikt gras om våren, kan utvikle en tilstand med overvekst av *Clostridium perfringens* type D, som produserer et giftstoff kalt epsilontoksin (Mørk mfl. 2014). Toksiner kan både gi den akutte, dødelige sykdommen enterotoksemi og hjerneskrader (fokal symmetrisk encefalopati) som gir mer kronisk sykdom. En situasjon med raskere temperaturstigning om våren, der reinen kan gå direkte fra vintertilstander i høgfjellet til full vår i dalsidene i løpet av kort tid, og/eller knapphet på beite kan kanskje føre til økt forekomst av denne sykdommen. Men vanskeligheter både med det å faktisk finne syke/døde dyr og gi dem riktig diagnose, gjør det vanskelig å inkludere klostridieinfeksjoner og -intoksikasjoner i noen indikator.

Pasteurellose

Pasteurellose kan forårsakes av en rekke ulike bakterier i familien Pasteurellaceae. Dette er bakterier som finnes naturlig hos rein og mange andre dyrearter, men som typisk gir sykdom sekundært til andre påkjenninger. Sykdommen kan ytre seg på forskjellig vis hos ulike individer i samme utbrudd. F.eks. kan noen dyr få alvorlig lungebetennelse, mens andre får sepsis (blodforgiftning). Pasteurellose har vært sett som store utbrudd i norske tamrein-flokker, ofte i forbindelse med inndriving og oppstalling i kve (Kummeneje 1976, Mørk mfl. 2014, Tryland 2014). Hos moskus har man sett slike utbrudd ved varmt og fuktig vær (Ytrehus mfl. 2008).

Pasteurellose vil altså være noe en først og fremst ser som utbrudd av akutt sykdom med økt dødelighet. Dette vil jo da ha liten betydning for store og robuste bestander, mens større utbrudd kan ha stor betydning for små bestander eller bestander i nedgang. Det virker ikke hensiktsmessig å inkludere spesifikke mål for forekomsten av pasteurellose i miljøkvalitetsnormen, men det kan tenkes at enkle jegerobservasjoner av lungelesjoner kan være fornuftig (se nedenfor).

***Erysipelothrix rhusiopathiae* (rødsyke)**

Denne bakterien finnes i mange ulike miljøer over store deler av verden. Sannsynligvis er det egentlig en jordbakterie, men den har evne til å forårsake alvorlige infeksjoner hos mange forskjellige dyrearter, deriblant mennesker. I Norge har vi særlig hatt problemer på husdyr som sau, gris og fjørfe – ofte kalt rødsyke. I Canada har en de siste årene satt infeksjon med denne bakterien i sammenheng med forøket dødelighet som opptrer samtidig med dramatisk nedgang av moskusbestanden på Victoria og Banks Island (Kutz mfl. 2015). Dyra ser ut til å ha dødd av en akutt, sepsisliknende sykdom. Tilsvarende har man påvist bakterien hos døde karibu i forbindelse med forøket dødelighet og bestandsnedgang i British Columbia (Forde mfl. 2016). I disse utbruddene har en påvist flere stammer av *E. rhusiopathiae*, noe som indikerer at det ikke dreier seg om et utbrudd med en «ny» bakterie, men snarere miljøfaktorer som på en eller annen måte øker dyras eksponering, mottakelighet eller sårbarhet for denne infeksjonen. *E. rhusiopathiae* kan overvåkes/kartlegges gjennom serologiske (blodserum) undersøkelser.

Fotråte (digital nekrobacillose)

Infeksjon med bakterien *Fusobacterium necrophorum* gir en smertefull betennelse og hevelse i fotens bløtvev over klauven, som kan medføre alvorlig halthet (Handeland mfl. 2010). Sykdommen må ikke forveksles med fotråte hos sau, som forårsakes av en annen bakterie (*Dichelobacter nodosus*). Sykdommen ble første gang påvist i Rondane sør i 2007, men er nå påvist i en rekke villreinområder. Sykdommen var tidligere vanlig hos tamrein i Nord-Norge. Fuktig og varmt vær har vært foreslått som en predisponerende faktor for utbrudd av fotråte hos villrein, men dette er usikkert. Det finnes ingen mulighet for medisinsk behandling eller kontroll av fotråte i villreinbestandene. Dyr som er synlig halte under jakt, bør avlives av smittehygieniske og dyrevelferdsmessige grunner. Føtter fra halte dyr som felles under jakt kan fryses inn lokalt og sendes for diagnostikk når jakta er over. Alternativt kan man be jegere registrere funn av typiske lesjoner eller rapportere observerte halte dyr.

3.5.3.2 Virussykdommer

Parapoxvirus

Orf-virus og pseudocowpox-virus er to beslektede virus i genus Parapoxvirus. Førstnevnte gir sykdommen munnskurv (orf, *echtyma contagiosa*) hos småfe, moskus og flere andre arter, mens det andre gir falske kukopper hos storfe og mennesker (Tryland mfl. 2014). Det har vært utbrudd av begge disse sykdommene i Finland de siste tiårene. Begge sykdommer er karakterisert av vorteaktige dannelser på leppene, i munnen, på juret og på føttene. På disse dannelsene blir det blemmer og sår som sprekker opp, gjør vondt og blir infisert med bakterier. Spesielt munnskurv kan ha et dramatisk forløp og gi dødelighet som følge av at dyra ikke får til å spise på grunn av skadene rundt munnen, eller at simlene nekter kalver å die på grunn av smertefulle skader på juret. Det har vært utbrudd av sykdommen hos tamrein i Norge (Klein & Tryland 2005), men den er så langt vi vet ikke sett på villrein. Om det er slik at parapoxvirus-infeksjon hos rein forårsakes av samme virusstammer som hos sau, så vil antall sau på beite og antall møteplasser f.eks. i form av saltslikkesteiner kunne påvirke eksponeringen for villreinen.

Smittsom øyebetennelse (Reinens alfaherpesvirus)

Utbrudd av smittsom øyebetennelse opptrer sporadisk hos tamrein (Tryland mfl. 2009) og kan forekomme hos villrein. Årsaken til øyebetennelsen er trolig primært et herpesvirus, med påfølgende bakterieinfeksjon, som fører til hevelse rundt øynene og puss, og i alvorlige tilfeller blakking av hornhinna og nedbryting av hele øyeeplet.

Ondartet katarrfeber

Ondartet katarrfeber er en alvorlig virussykdom (herpesvirus) som rammer hjortedyr, inklusiv rein, mens sau (og geit) er friske smittebærere og en studie indikerer lav seroprevalens hos villrein (Vikøren mfl. 2006). Hyppig kontakt mellom småfe og villrein på beite/saltslikkesteiner kan være en risikofaktor for smitte til villrein, men det er mangelfull kunnskap om denne sykdommen hos villrein.

3.5.3.3 Ektoparasitter

Hudbrems

Reinens hudbrems (*Hypoderma tarandi*) er et flueliknende insekt i ordenen tovinger (*Diptera*), familien bremser (*Oestridae*). De voksne bremseene er mellom 15 og 18 mm lange og kledt med gylne og svarte hår, slik at de overfladisk kan minne om humler. Arten finnes antakelig de fleste steder der det finnes rein, men er ikke påvist på Svalbard. I mange områder har nær sagt alle rein hudbrems, men infeksjonsintensiteten kan variere mye (Åsbakk & Nilssen 2014). Hudbremsene har ettårig direkte livssyklus der egg og larve utvikler seg hos reinen, mens puppen og det voksne insektet er frittlevende. Hudbremsen kan påvirke reinen på to hovedmåter: Først vil det at hunnbremseene svirrer rundt reinen utløse voldsomme unnvikelses- og fluktreaksjoner. Ved store bremseplager vil dyra legge på flukt og søke til vindutsatte steder, våte myrer eller snøfonner. Om ikke dette gir god nok beskyttelse, kan dyra fortsette å løpe over lange perioder, eller de kan bli stående og sirkle (Hagemoen & Reimers 2002). Denne atferden vil gi mindre tid til beiting og drøvtygging og dermed sannsynligvis lavere fôrintak og fôrutnyttelse. Flere studier finner en negativ sammenheng mellom forekomsten av ideelt vær for hunnbremseene (varmt, klart, lite vind og lite nedbør) og høstslaktevekt hos kalv (Weladji mfl. 2003). Der nest vil bremseinfeksjonen med larver som lever under huden sannsynligvis påvirke dyra. I tillegg er det naturlig å tro at infeksjon med store mengder larver må medføre betydelig smerte og betydelig fysiologisk påkjenning i form av tap av proteiner til larvene og økt forbruk til vevsreaksjoner og antistoffproduksjon. Dette kan tenkes å ha betydning for reproduksjon, kondisjon og overlevelse (Hughes mfl. 2009, Ballesteros mfl. 2012, Cuyler mfl. 2012).

Hudbrems er et problem som kan komme til å øke med varmere klima. Ikke bare er lengden av puppestadiet og eggstadiet påvirket av hhv. jord- og lufttemperatur, men i tillegg vil både paringen og den vertssøkende aktiviteten til hunnene øke med høyere temperatur (Åsbakk & Nilssen 2014). Siden reinen oppsøker snøfonner i perioder hvor bremsen angriper, så er det sannsynlig at nedsmelting av fonnene kan øke både stresset forbundet med insektplagen og infeksjonsintensiteten. Våtere og mer ustabil vær med mer vind, skyer og nedbør kan imidlertid påvirke flygeaktiviteten negativt, så det er vanskelig å predikere effekten av klimaendringene. Fragmentering av villreinens leveområder kan også tenkes å påvirke interaksjonen mellom rein og brems. Selv om det er vist at hunnbremsen kan fly svært langt (Nilssen & Anderson 1995), så indikerer f.eks. studien til Folstad mfl. (1991) og metastudien til Simard mfl. (2016) at infeksjonsintensiteten er lavest hos hhv. tamreinflokker og karibu med lang avstand mellom sommerbeitene og kalveområdene. Et annet forhold som kan påvirke infeksjonsintensiteten hos kalv, ser ut til å være flokkens størrelse (Fauchald mfl. 2007). En tenker at store flokker gir bedre beskyttelse mot bremseangrep mot kalvene, slik at bremselarvebyrden blir mindre for den enkelte kalv. Fragmentering av leveområder og oppdeling i små bestander kan da tenkes å øke påvirkningen til bremsen på f.eks. tilvekst hos kalver. Et annet forhold som kan virke i samspill med bremsen, er forekomsten av individer med lys farge. Det ser ut til at hvite kalver har høyere infeksjonsintensitet enn mørkere dyr på samme alder (Rødven mfl. 2009). Infeksjonsintensiteten var i denne studien også assosiert med lavere slaktevekt.

Det finnes lite dokumentasjon for hvordan landskapsendringer som økt gjengroing og inngrep som f.eks. bygging av grusveier kan påvirke forekomsten av brems. Men det er ikke usannsynlig at slike forhold også kan påvirke interaksjonen mellom rein og brems, siden et åpent landskap kan være en fordel for bremsen når den skal finne reinen, og grusveier kan utgjøre gunstige områder for hudbremsens paring (Anderson mfl. 1994).

En enkel kartleggings- og overvåkingsmetode for hudbrems vil være å telle antall bremselarver i underhuden på skutte dyr. Dette er imidlertid ikke gjennomførbart i ordinær jakttid, siden larvene ikke når huden på ryggen før uti oktober-november. En annen metode kan være å se på seroprevalens for antistoffer mot hypodermin C hos kalv (Åsbakk & Nilssen 2014).

Svelgbrems

Reinens svelgbrems (*Cephenemyia trompe*) hører hjemme i samme orden og familie som hudbremsen. De to artene er svært like av utseende og har ganske lik livssyklus. En forskjell er at paringen ofte skjer på små topper i terrenget, mens hudbremsen foretrekker åpne, flate strekninger. Svelgbremsen lever også betraktelig lenger (44 mot 27 dager) og produserer flere avkom (960 mot 600) (Nilssen 1997). I tillegg, mens hudbremsen legger egg på reinens hår, så vil svelgbremsen «skyte ut» ferdig klekkede larver fra et spesielt eggleggingsrør. Når bremsen gjør dette, vil den stå og svirre foran ansiktet til reinen og sikte mot neseåpningen.

Ut fra et menneskelig perspektiv så kan det være naturlig å anta at en svelgbremshunn som svirrer rundt ansiktet til reinen må være mer fryktinngytende enn en hudbrems som forsøker å lure seg ubemerket inn på verten, men det er ikke beskrevet om reinen reagerer med mer eller mindre panikk på svelgbrems enn på hudbrems. Skadene svelgbremsen forårsaker i slimhinnene i svelget er omfattende og alvorlige og inkluderer ødeleggelse og gjennomtrenging av slimhinnen med lommedannelse ut i omkringliggende vev, betennelse og lymfeknutereaksjoner (Rehbinder & Nordkvist 1983, Cogley 1987). Bedømt ut fra dette skulle en anta at et relativt lite antall svelgbremslarver må medføre betydelig smerte og ubehag, i alle fall etter hvert som de når full størrelse. Ved infeksjoner med sammenliknbare svelgbremser på andre hjorteviltarter ser en da også en negativ sammenheng mellom vekt hos kalver og åringer og infeksjonsintensitet, selv ved forholdsvis lave intensiteter (Vicente mfl. 2004).

Mange av studiene nevnt i avsnittet om hudbrems tar ikke høyde for å skille mellom effektene til de to bremseartene, slik at mye av det som er skrevet også er relevant for svelgbremsen.

Overvåking og kartlegging av forekomsten av svelgbrems kan gjøres med innsamling av et antall hoder av kalv og åringer under ordinær jakt. Larvene kan da skylles ut av nesehulen og telles under lupe (Nilssen & Haugerud 1995). Det er også mulig man kan bruke serologisk undersøkelse av blodprøver fra kalver skutt under jakt (Arias mfl. 2014), men dette vil bare gi mål for hvor mange kalver som er eksponert foregående sommer.

Hjortelusflue

Ektoparasitten hjortelusflue (*Lipoptena cervi*) suger blod fra hjortedyr, primært elg, og ble første gang påvist i Norge i Halden i 1983. Utbredelsen til parasitten er ekspanderende, og finnes nå på store deler av Sør- og Østlandet (Välimäki mfl. 2010). Finske studier har demonstrert at skogsrein reagerer med kløe og håravfall ved eksperimentelle infestasjoner med hjortelusfluer, men at reinen ser ut til å være et lite egnet vertsdyr (Kynkäänniemi mfl. 2014). Denne ektoparasitten kan være vektor for bakterier innen slekten *Bartonella* (Duodu mfl. 2013) og er satt i

sammenheng med håravfall hos elg (Madslien mfl. 2011). Mildere klima og økt kontakt mellom villrein og andre hjortevilt vil kunne medføre eksponering av hjortelusflua for villrein i fremtiden, spesielt i lavereliggende områder. Eventuell kartlegging kan gjøres gjennom enkle spørreskjema til jegerne.

Flått (inkl. flåttbårne sykdommer)

Skogflått (*Ixodes ricinus*) har økt sin utbredelse i de siste tiårene (Jore mfl. 2011) og kan nå finnes i områder som brukes av villrein f.eks. i Setesdal, Telemark og på Vestlandet (Jore mfl. 2014), mens utbredelsen tidligere var begrenset til kystnære områder. Hjortens trekk kan bidra til at flått transporteres fra kysten og inn i randsonene av reinens leveområder (Qviller mfl. 2013). Imidlertid er langvarig snødekke et problem for flått (Jore mfl. 2014), så det er snarere å forvente at flått etablerer seg med små bestander i små, klimamessige og økologiske gunstige nisjer i fjellet, enn at en får flått over store områder. Stor flåttbelastning i seg selv er da lite sannsynlig som problem for villreinen, men de flåttbårne sykdommene ser ut til å gi alvorlige og potensielt livstruende infeksjoner. Både *anaplasmose* (sjodogg) og *babesiose* (hagesjuke, raupiss, mv.) kan ha en slik effekt (Stuen 1996, Langton mfl. 2003, Wiegmann mfl. 2015, Bos mfl. 2017). Dette kan særlig opptre om dyr som er immunologisk naive (ikke tidligere eksponert) plutselig blir utsatt for infeksjon i perioder med stress, f.eks. under vandring eller når dyra trekker nedover liene om våren. Et varmere og våtere klima, gjengroing og tette bestander av andre verter for flått er faktorer som kan øke forekomsten av flått og flåttbårne sykdommer i og nær villreinens leveområder. Forekomsten av flått kan undersøkes ved såkalt flagging i terrenget (se f.eks. Qviller mfl. 2013) eller ved å undersøke ørene på rein felt under jakt (Handeland mfl. 2013), mens eksponering for flåttbårne sykdommer kan kartlegges ved serologiske undersøkelser.

3.5.3.4 Endoparasitter

Bihulemark (*Linguatula arctica*)

På tross av at reinens bihulemark er svært utbredt hos tamrein og påvist hos villrein i Sør-Norge, er kunnskapen mangelfull om denne endoparasitten (Haugerud 1988). Parasitten er trolig av liten klinisk betydning for reinen.

Reinens hjernemark (*Elaphostrongylus rangiferi*)

Reinens hjernemark er en toverts endoparasitt med snegler som mellomvert og rein som endever. Parasitten ble først beskrevet i Russland i 1960 og er utbredt hos norske villrein, spesielt kalver. Parasitten kan gi alvorlig klinisk sykdom hos villrein og symptomene opptre oftest på seinhøsten og tidlig vinter. En kan da se dyr med «knekk» i bakparten. Infeksjonen kan forårsake ustøhet og svakhet, og kan i alvorlige tilfeller gå over til fullstendig lammelse (paralyse) i bakparten eller i alle fire bein. Matlysten er oftest i behold, men evnen til å beite er nedsatt. (Handeland & Slettbakk 1994). Andre symptomer, som f.eks. redusert redsel for mennesker, generell svakhet og skjev hodeholdning forekommer også.

Parasittens utvikling i snegler er temperaturavhengig og reinen smittes gjennom tilfeldig opptak av snegler som inneholder parasitten under beiting. Økning i forekomsten av hjernemark som følge av mildere klima er sannsynlig. Fragmentering av habitat, med lokalt økte villreintettheter og bortfall av migrasjon, vil også kunne medføre økt forekomst i fremtiden. Forekomst av hjernemark kan overvåkes med parasittologisk undersøkelse av førstestadiumslarver (L1) i avføring, eventuelt blodprøve (serologi).

Lungeorm (*Dictyocaulus eckerti*)

Lungeorm hos rein er i regelen *Dictyocaulus eckerti*. Dette er en flere centimeter stor lungeorm med direkte livssyklus. Arten finnes også hos andre hjortedyr (Divina mfl. 2002). Utviklingshastigheten hos de frittlevende stadiene er temperatur- og fuktighetsavhengig. Infeksjon med store mengder kan gi betydelig skade i lungene hos reinen (Kummeneje 1977), men dette ser ut til å forekomme sjelden i Norge, i alle fall blant tamrein (Josefsen mfl. 2014). Varmere og fuktigere klima og større grad av overlapp mellom rein, hjort og elg kan tenkes å øke forekomsten av denne lungeormen. Forekomst av lungeorm kan overvåkes/kartlegges med parasittologisk undersøkelse (Baermanns). Et enkelt overvåkingsregime kan være å registrere eventuell forekomst av skadd/avvikende lungevev.

Parasitter i fordøyelsesorganene

Reinen kan ha mange ulike parasitter i fordøyelsesorganene (Tabell 3.5.2). De fleste av disse har sannsynligvis liten betydning for dyra, selv om dette kan være vanskelig å fastslå med sikkerhet, siden påvirkningen kan være lite dramatisk. Eksperimenter med parasittbehandling av svalbardrein viste f.eks. at løpeormen *Ostertagia gruehneri* påvirker kondisjon og reproduksjon hos dyra, selv om en ikke ser klinisk sykdom (Albon mfl. 2002, Stien mfl. 2002). De samme forfatterne viste imidlertid at løpeormen *Marshallagia marshallagia* så ut til å ha liten betydning.

Parasitter kan selvsagt påvirke verten gjennom å ødelegge viktige vevsfunksjoner, gjennom å indusere forsvarsmekanismer eller reparasjon, gjennom å forbruke vev som næring eller gjennom å konkurrere med verten om tilgjengelig næring i fordøyelseskanalen. Imidlertid har enkelte forfattere hevdet at det at parasitter får dyra til å miste appetitten kan være en hovedeffekt av infeksjonene (Gunn & Irvine 2003).

Tabell 3.5.2. Parasitter i fordøyelsesorganene hos rein i Norge.

Parasitt	Type parasitt	Tilholdssted	Betydning
<i>Paramphistomomum leydeni</i>	Ikke	Vom	Liten
<i>Ostertagia gruehneri</i>	Nematode	Løpe	Vanlig – kan påvirke
<i>Marshallagia marshallagia</i>	Nematode	Løpe	Bare på Svalbard i Norge
<i>Nematodirus tarandi</i>	Nematode	Tynntarm (kalv)	Vanlig – uvisst betydning
<i>Nematodirella longissimus</i>	Nematode	Tynntarm (kalv)	Vanlig – uvisst betydning
<i>Capillaria</i> sp.	Nematode	Tynntarm	Vanlig – uvisst betydning
<i>Eimeria</i> spp.	Koksidier (protozo)	Tynntarm (kalv)	Vanlig – uvisst betydning
<i>Giardia</i>	Protozo	Tynntarm	Uvisst betydning
<i>Cryptosporidium</i>	Protozo	Tynntarm	Uvisst betydning
<i>Moniezia</i> sp.	Bendelorm	Tynntarm	Liten
<i>Trichuris</i> sp.	Nematode	Tykkertarm	Uvisst betydning
<i>Skrjabinema tarandi</i>	Nematode	Tykkertarm	Vanlig – uvisst betydning
<i>Dicrocoelium dendriticum</i>	Ikke	Lever	Vanlig, men lavgradig infeksjon vanligst
<i>Fasciola hepatica</i>	Ikke	Lever	Uvanlig

Et tema som er relativt lite undersøkt er hvorvidt parasitter fra sau kan etablere infeksjon og ha en påvirkning på villreinen. Eldre undersøkelser tydet på at det var lite smitte fra sau til villrein i

Knutshø, Forollhogna og på Hardangervidda (Bye 1987). Nyere eksperimenter har imidlertid vist at reinsdyrkalver er mottakelige for flere viktige nematoder (*Trichostrongylus axei*, *Haemonchus contortus* og *Teladorsagia circumcincta*) fra sau (Hrabok mfl. 2006). Vi har også sett at egg fra saueparasitten *Nematodirus battus* kan finnes hos villrein skutt om høsten (upubliserte data). Dette regnes som en introdusert art til Norge (Helle 1969). Hos sau har en sett at den fortrenger andre, beslektede nematoder og har spredt seg over store deler av landet. Dette er bekymringsverdig, siden *N. battus* overvintrer på beite som larver i egg og klekkes synkront når gjennomsnitts døgntemperatur når over 10°C. Om denne parasitten skulle finnes i store mengder i kalvingsområder, kan vi forvente massive infeksjoner som gir alvorlig tarmbetennelse og diaré.

Parasitter med frittlevende stadier eller stadier i vekselvarme mellomverter er i regelen sensitive for forandringer i klima. Et varmere og våtere klima vil sannsynligvis gi kortere utviklingstid og større overlevelse for disse, og dermed en større belastning for villreinen. Selv om økning i forekomsten av en enkelt parasitt ikke nødvendigvis vil gi effekter, kan det tenkes at den kumulative virkningen av flere parasittinfeksjoner vil få betydning. Opphør av migrasjon kan logisk sett tenkes å øke belastningen med gastrointestinale parasitter, men dette er lite undersøkt. Tette bestander settes også ofte i sammenheng med høy parasittbelastning.

Saltslikkesteiner brukes i omfattende grad i områder med sau på utmarksbeite. Slike saltslikkesteinlokaliteter er svært attraktive og brukes av både sau, villrein og andre hjortedyr. Dyr vil ikke bare slikke salt fra steinen, men spise saltholdig jord fra området under og rundt. På denne måten kan saltslikkesteinene danne effektive smitteoverføringspunkter for parasitter (og andre smittestoffer) som skilles ut med avføringen.

Forekomsten av gastrointestinale parasitter kan overvåkes med innsamling og undersøkelse av avføring fra dyr skutt under jakt. Et alternativ til tradisjonelle morfologiske metoder kan være miljø-DNA-teknikker. Den ovenfor nevnte *N. battus* kan være vanskelig å overvåke/kartlegge med innsamling av prøver under jakta, siden de fleste kalvene da vil ha opparbeidet immunitet og ikke lenger skiller ut egg.

Bukhulemark (*Setaria tundra*)

Villrein smittes av nematoden *Setaria tundra* via mygg og endoparasitten kan gi alvorlig bukhinnebetennelse. Man mener at dette har vært årsak til utbrudd av sykdom blant tamrein. Studier fra Finland har vist at opptil 42 % av skogreinen har vært smittet (Laaksonen mfl. 2009b) og tilsvarende studier av villrein i Norge pågår. Parasittens utvikling i mygg er temperaturavhengig (Laaksonen mfl. 2009a) og fremtidig økt forekomst som følge av mildere klima er derfor sannsynlig. Kartlegging/overvåking av denne parasittens forekomst kan gjøres gjennom innsamling av blodprøver. Et alternativ er å inkludere spørsmål om forekomst av parasitt/bukhinnebetennelse på spørreskjema til jegere.

Bindevevsmark (*Onchocerca tarsicola*)

Villrein smittes av nematoden *Onchocerca tarsicola* via knott og kan gi betennelse i bindevev (grønnlig misfarging), vanligvis over haseledd og framkne, men dette gir liten/ingen klinisk betydning. I enkelte tilfeller sees betennelsesreaksjoner i indre organer. Studier fra Finland har vist at opptil 31 % av tamreinen har antistoffer mot parasitten (Bylund mfl. 2009), men den er ikke påvist i Norge. Parasittens utvikling i knott er temperaturavhengig og fremtidig økt forekomst som følge av mildere klima kan ikke utelukkes.

Sarcocystis

Reinen kan infiseres av minst seks ulike arter av toverts endoparasitter innen slekten *Sarcocystis* (Dahlgren & Gjerde 2007). Det er ukjent om parasitten medfører kliniske symptomer for villrein, men tilstedeværelse kan nedsette kjøttkvaliteten. Parasitten diagnostiseres vanligvis gjennom visuell inspeksjon av muskulatur.

Besnoita tarandi

Protozoen *Besnoita tarandi* er utbredt blant karibu i Nord-Amerika og kan forårsake sykdom der. Vi vet lite om forekomsten i Fennoskandia. I Finland og Sverige er det sett tilfeller, mens dette ikke er dokumentert i Norge. Villrein smittes trolig via en insekt (Ducrocq mfl. 2012). Parasitten kan forårsake vevscyster i bindevev, primært på hodet og bena, og kan medføre små groper i underliggende beinvev (Rehbinders & Nikander 1999). Om et dyr infiseres med mange parasitter, kan det se ut til at dette gir alvorlig sykdom og tap av kondisjon. Det kan være aktuelt å kartlegge utbredelsen av *Besnoita* bedre, slik at vi får et visst grunnlag for å mene om den har betydning for villrein i Norge.

Toxoplasma* og *Neospora

Dette er to beslektede protozoer som kan gi reproduksjonsproblemer hos en rekke arter. *Toxoplasma gondii* har kattedyr som endeverter, mens *Neospora caninum* har hundedyr som endeverter. Førstnevnte er kjent som årsak til abort og fosterdannelser, bl.a. hos mennesker. Den kan også gi alvorlige infeksjoner hos voksne individer av enkelte arter, f.eks. polarrev (Prestrud mfl. 2007). Rein i fastlands-Norge og på Svalbard ser ut til å være lite eksponert for *Toxoplasma* (Vikøren mfl. 2004, Prestrud mfl. 2007), mens karibu fra fastlandet i Alaska og Canada har høye seroprevalenser (Kutz mfl. 2001). *Toxoplasma* kan gi fosterinfeksjon hos rein (Dubey mfl. 2002), men dette er sannsynligvis høyst uvanlig i dag. En betydelig økning i gaupebestanden vil kunne øke forekomsten av *Toxoplasma*-infeksjon hos rein.

Vi vet mindre om forekomsten av *Neospora* hos rein og annet vilt i Norge, men den antas å være lav (Josefsen mfl. 2014). Hos karibu i Canada har en imidlertid beskrevet høye prevalenser (Curry mfl. 2014). *Neospora* kan gi abort hos storfe, og om en skulle se fallende kalvetall uten kjent årsak, kan det være betimelig å undersøke om dette kan være en faktor. Økte bestander av ville hundedyr, økt hundehold og økt bruk av jakthund eller sledehund i fjellet kan tenkes å øke eksponeringen for *Neospora*. Det kan være aktuelt å kartlegge forekomsten av disse parasittene. Dette kan gjøres ved serologiske undersøkelser.

3.5.4 Andre helsevariabler

Helse og sykdom er selvsagt ikke bare relatert til forekomsten av infeksjonssykdommer. To forhold som kunne vært vurdert som helsevariabler i forbindelse med utarbeidelse av en miljøkvalitetsnorm, er f.eks. i hvor stor grad reinen er utsatt for stress, og om dyra får optimal ernæring. Stress kan være svært vanskelig å kvantifisere, og det kan være svært vanskelig å tolke måleresultater av f.eks. kortisol i blod eller avføring. I nyere tid har en brukt hår-kortisol som et mål på langtids-stressnivå i studier hvor en har forsøkt å kvantifisere effekten av forstyrrelser og inngrep (Ewacha mfl. 2017). Det finnes også flere hematologiske variabler som kan brukes som mål på grad av stress (Johnstone mfl. 2012). Om vi har andre indikasjoner på at stress kan ha avgjørende betydning for en eller flere bestander av villrein, bør det settes i gang et arbeid for å finne og validere metoder for innsamling av prøver og måling av relevante variabler. Om en har slike metoder, kan en slik variabel gi verdifull informasjon om forskjellene mellom bestander og utviklingen over tid. Men, vi kan ikke se at vi har tilstrekkelig kunnskap til å gjøre dette i dag.

Ulike plantearter (og sannsynligvis også lavarter) har ulikt mineralinnhold. I tillegg varierer mineralinnholdet både i planter, lav og vann med berggrunnen. For at reinen skal kunne sies å ha optimal ernæring, må den også være i stand til å få tak i riktige mengder mineraler. Mineralnivåer hos villrein er relativt lite studert, men det er ingen indikasjoner på at mangel, forgiftning eller ubalanse er et framtreddende klinisk problem (Vikøren mfl. 2011). Det kan imidlertid ikke utelukkes at suboptimal ernæring kan påvirke dyras tilvekst og reproduksjon. Hos moskusbestander i nedgang har en f.eks. vurdert mineral-ubalanse til å være en bidragende faktor (Afema mfl. 2017). Endringer i områdebruk på grunn av inngrep eller forstyrrelser eller sekundært til klimaendringer, eller endringer i plantefenologi som følge av klimaendringer kan tenkes å forandre tilgjengeligheten til ulike mineraler. Mineralnivåer kan relativt enkelt måles gjennom innsamling og kjemisk analyse av lever.

3.5.5 Måleparameter for kvalitetsnorm: Fravær/tilstedeværelse av alvorlige meldepliktige sykdommer

For de fleste av de meldepliktige sykdommene virker det lite sannsynlig at vi har tilstedeværelse eller får et utbrudd av sykdom på villrein uten at dette fanges opp som kliniske tilfeller av sykdom på tamdyr. Den tilfeldige oppdagelsen av skrantesjuka hos villreinen i Nordfjella demonstrerer tydelig hvor uforutsigbar situasjonen kan være når det gjelder slike sykdommer. Selv om det virker søkt at en sykdom som bare finnes tusenvis av kilometer borte plutselig og uten forvarsel skal dukke opp i et norsk fjellområde, så er dette dessverre noe som har skjedd og kan skje igjen.

Likevel, det er neppe praktisk eller fornuftig å inkludere spesifikk kartlegging av de fleste av disse sykdommene i en kvalitetsnorm uten at det ellers finnes indikasjoner på at sykdommene kan finnes her. En viss overvåking av forekomsten av tuberkulose og ekinokokkose kan en imidlertid få ved å informere jegere og fjelloppsyn i overvåkingsområdene om hvordan klassiske lesjoner ser ut (se nedenfor). Paratuberkulose, brucellose og skrantesjuka, som er kroniske sykdommer, kan imidlertid tenkes å finnes i en bestand uten at dette er lett å observere før sykdommen har fått høy prevalens. Det kan dermed være formålstjenlig å ha en viss overvåking av disse sykdommene. Forekomsten av paratuberkulose og brucellose kan overvåkes eller kartlegges ved serumundersøkelser. Tilstedeværelse av skrantesjuka kan kartlegges ved innsamling av hjerneprøve og svelglymfeknuter og undersøkelse av disse for prioner.

3.5.6 Mål for helsetilstand - kartlegging og overvåking av sykdom

Forekomst/fravær av alvorlige meldepliktige sykdommer nevnt i tabell 3.5.1 bør inngå som en del av miljøkvalitetsnormen for villrein. For andre enkelt sykdommer eller helsevariabler er dagens kunnskapsnivå om deres rolle som påvirkningsfaktorer ikke tilstrekkelig til å fastsette grenseverdier.

3.6 Effekter av menneskelig aktivitet på villreinens bruk av arealer og ressurser i landskapet

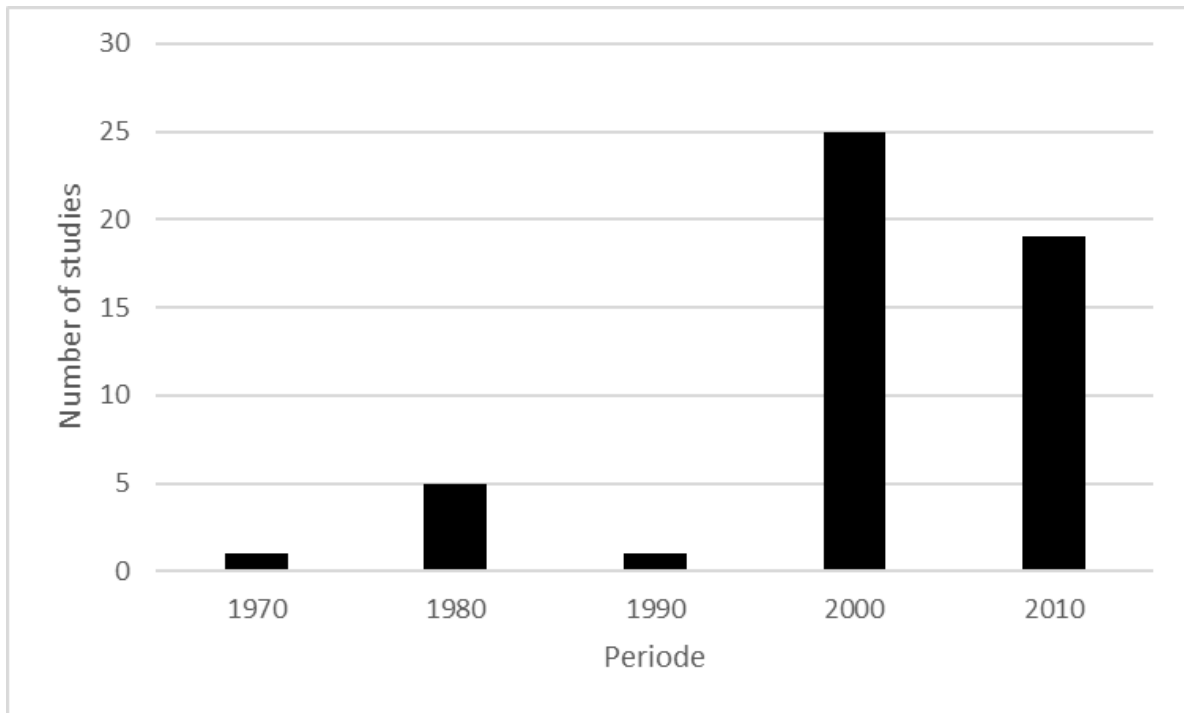
Forstyrrelser og inngrep representerer viktige utfordringer knyttet til ivaretagelse av den norske villreinen og dens leveområder. Reinens respons på de ulike formene for menneskelig påvirkning kan derimot variere stort. Dette gjør det vanskelig å fastsette generelle anbefalinger knyttet til bruk og forvaltning av de aktuelle arealene. Forpliktende og langsiktige strategiske planer for arealdisponering og -bruk er imidlertid sentrale verktøy for å sikre livskraftige villreinbestander.

3.6.1 Menneskelig aktivitet og inngrep som påvirkningsfaktor

Ferdsl og menneskelig bruk av villreinområdene setter begrensninger for villreinens atferd og bruk av landskapet. Effekter av forstyrrelser og tekniske inngrep handler derfor om fragmentering av bestander, barrierer som hindrer utnyttelse av ressursene i landskapet, arealunnnvikelse i stor og liten skala, og mer lokale effekter knyttet til redusert tidsbruk og økt stress/energiforbruk. Utbygginger av infrastruktur (veg, kraftledning, vannmagasin) og hytter har økt i og rundt villreinens leveområder. Dette medfører ikke bare arealendringer og fysisk blokkering av reinsdyras vandringsmuligheter (f.eks. kraftmagasin), men også en ferdsel som har økt i omfang og trenger dypere inn i leveområdene. Med trender i samfunnet der fjellet er etterspurt i befolkningen (nye aktiviteter, nye former for bruk osv.) og med økende fokus på at fjellet skal bidra til lokal næringsutvikling og verdiskaping, vil presset på villreinens arealer snarere øke enn avta i fremtiden.

Ferdsl som påvirkningsfaktor på villrein og effektene av dette henger nært sammen med effekter av tekniske inngrep og infrastruktur, fordi ferdselsintensitet korrelerer sterkt med mengde infrastruktur/tekniske inngrep. Vi kan si at forskningen har blitt mer og mer klar over at det er bruken av infrastrukturen som forstyrrer villreinen, mer enn selve det tekniske inngrepet. Historisk sett har forstyrrelsesstudier stort sett betrakta den menneskelige aktiviteten som en konstant størrelse, og en har i liten grad hatt muligheter til å nyansere ferdselsintensiteten i tid og rom eller mellom ulike brukergrupper. I de seinere årene har man derimot fått økt forståelse for at sammenhengen mellom påvirkning og effekt er kompleks. I tillegg har tilgangen til ny teknologi, analytiske verktøy og digitale kart- og miljødata revolusjonert mulighetene til å studere disse sammenhengene på en skala som er mer relevant for villreinen.

Vi presenterer her et litteraturstudium over menneskelige forstyrrelser på villreinen. Vi har forsøkt å holde oss til norske studier, og i alt 51 studier er publisert i internasjonale tidsskrifter (Figur 3.6.1). De aller fleste studiene er publisert i perioden etter år 2000. I tillegg er det en del studier (11 stk.) som omhandler forstyrrelse av tamrein i Finland, Sverige og Norge av relevans for villreinen i Norge. I de tilfeller det er begrenset med kunnskap fra Fennoskandia er det referert til nordamerikanske studier på karibu, men overføringsverdien har sine begrensninger på grunn av store forskjeller i arealbruk og vandringsmønstre sammenlignet med norsk villrein. I tillegg til dette er det gjennomført svært mange lokale norske studier i hele perioden, f.eks. konsekvensutredninger knyttet til ulike inngrep i villrein fjellet (f.eks. Skogland 1973). Disse studiene er det ikke referert til her.



Figur 3.6.1. Publiseringsår for internasjonale fagfelleverderte studier på norsk villrein, i alt 51 studier. Det er ikke referert til alle studiene i teksten.

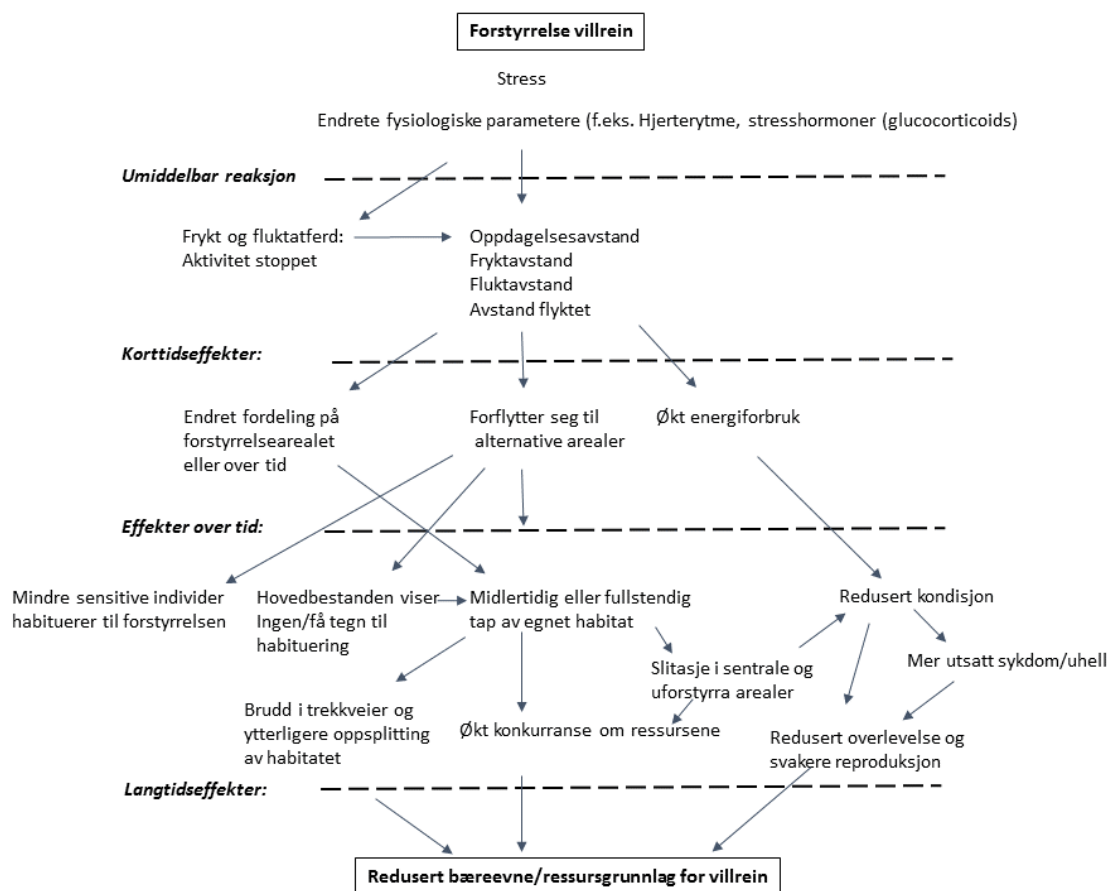
3.6.2 Småskalaeffekter og atferdsendringer

Kunnskapsstatusen omkring effekter av tekniske installasjoner og forstyrrelser har vært oppsummert gjentatte ganger opp gjennom årene (Klein 1971, Vistnes & Nellemann 2008, Skarin & Åhman 2014). Resultatene som er oppsummert i disse arbeidene viser at hjortedyr generelt og reinsdyr mer spesielt har et vidt spekter av responser på forstyrrelser og at disse innbefatter individuelle og fysiologiske responser, atferdsendringer (økt aktivitet og økt energiforbruk, redusert beiting) og endra habitatbruk ved at dyra helt eller delvis unngår å bruke områder med forstyrrelser (Figur 3.6.2). Tekniske inngrep kan dermed medføre redusert arealbruk og dermed tap av viktige beitearealer og trekkruiter. Dette er effekter som forventet utfra at mennesket blir oppfattet som et rovdyr fra reinsdyras side.

Undersøkelser som ble gjennomført før 1985 var i all hovedsak individbaserte undersøkelser som fokuserte på lokale effekter uttrykt som endringer i atferd eller fysiologisk respons (Vistnes & Nellemann 2008). Eksempler i så måte er atferdsreaksjoner som frykt og fluktpresponser eller fysiologiske endringer som pulsrate (Pauls 1980, MacArthur mfl. 1982) og nivå av stresshormoner (Sapolsky 1982). Typiske undersøkelser på villrein og karibu i denne perioden omfatter undersøkelser som fokuserte på reaksjoner på flystøy, militær aktivitet (McCourt mfl. 1974, Calef mfl. 1976, Miller & Gunn 1978, Gunn & Miller 1980, Miller & Gunn 1980, Valkenburg & Davis 1985) og atferd i forbindelse med tekniske installasjoner som veger, rørgater, jernbane osv. (Bergerud 1971, Johnson & Todd 1977, Hanson 1981, Koskela & Nieminen 1983, Shideler 1986).

Resultatene fra denne type lokale og/eller kortvarige undersøkelser har vist at ville organismer helt eller delvis kan unngå eller redusere bruken av områder med moderat til høyt forstyrrelsesnivå. En typisk situasjon er at dyrene opplever systematiske forstyrrelser relativt nært et inngrep

med menneskelig aktivitet (f.eks. en veg). Innenfor denne sonen er det dyrenes evne til å sanse forstyrrelsene og gjerne forstyrrelsesintensiteten som bestemmer hvor store områder som påvirkes. Siden dyrene i større grad fortsetter vekk fra inngrepet også utenfor denne sonen vil det være en større sone rundt områdene med forstyrrelser hvor vi observerer at dyrene har redusert arealbruk. Et godt eksempel i så måte er villrein som vil vandre vekk fra forstyrrelsene før de gjenopptar normal arealbruk. Dette bidrar til at områdene som påvirkes negativt av forstyrrelsen gjerne er større enn områdene hvor dyrene opplever direkte forstyrrelser (som gjerne er mindre enn 1-2 km i åpne fjellandskap). Når det gjelder villrein og veger så snakker vi ofte om avstander på 5-10 km vekk fra middels til sterkt trafikkerte veger før dyrene har en normal og upåvirket atferd og arealbruk (Panzacchi mfl. 2013b, Strand mfl. 2015a, Strand mfl. 2015c, Panzacchi mfl. 2016).



Figur 3.6.2. Prinsippfigur som illustrerer hvilke responser og effekter villrein forskerne har vært opptatt av i forhold til menneskelige forstyrrelser.

Etterhvert som den teoretiske forståelsen av og kunnskapen om unnvikelseeffekter har blitt bedre, har man blitt klar over at lokale og/eller kortvarige studier kan ha undervurdert de negative effektene ulike inngrep og menneskelige aktiviteter har hatt på den totale arealbruken. Ved å avgrense effektstudiene til nærområdet rundt selve inngrepet/forstyrrelsen står en i fare for at:

- 1) En kartlegger fordelingen av dyr som av ulike grunner er helt eller delvis habituert til mennesker. Disse individene vil dermed vise mindre skyhet overfor menneskelig aktivitet enn et «gjennomsnittsdyr» i bestanden.

- 2) Studieområdet er for lite til å avdekke reelle forskjeller i forstyrrelsesnivå på en skala som er relevant for reinen.
- 3) Antallet dyr innenfor studieområdet er for lite at de statistiske analysene klarer å avdekke reelle effekter.
- 4) Metoder som i stor grad er basert på lokalt beitetrykk kan ha svakheter, fordi man har lite kontroll på hva de påviste forskjellene skyldes.

3.6.3 Storskala unnavikelseeffekter

Reinsdyr bruker store arealer og arealbruken lokalt kan variere mye mellom år avhengig av bl.a. forstyrrelser fra insekter, beiteforhold og bestandstetthet. Dette bidrar til at arealbruken er dynamisk og således vanskelig å studere dersom den geografiske skalaen er for liten eller at det tidsmessige vinduet er for kort. På slutten av 1980-tallet, da man ble mer klar over dette, endret derfor fokuset seg ved at man startet å inkludere større områder når man studerte effekten av menneskelig aktivitet på reinsdyr (Vistnes & Nellemann 2008). De siste 10-15 årene har en i de aller fleste undersøkelser inkludert store geografiske områder (minst 10-15 km unna det aktuelle inngrepet) i slike effektstudier. Alternativt har man gjennomført studier med inngrepsfrie kontrollområder (lokalisert 10-15 km fra den undersøkte forstyrrelsen), eller gjennomført studier som ser på arealbruk før og etter at inngrepene er gjort.

I løpet av de siste to tiårene har en fått tilgang til større datakraft, og store romlige datasett (digitale kart og miljødata fra satellittbilder) har sammen med GPS-teknologi bidratt til at en kan undersøke og modellere dyrs arealbruk på en helt annen måte enn tidligere (Skarin mfl. 2008, Falldorf 2013, Panzacchi mfl. 2013a, Panzacchi mfl. 2013b, Colman mfl. 2015, Skarin mfl. 2015, Eftestøl mfl. 2016, Panzacchi mfl. 2016). Dette har medført både større forståelse av det store bildet i villreinsens leveområder, samtidig som man mer detaljert kan belyse effektene av enkeltstående inngrep og mekanismer som ligger bak.

For å kunne observere unnavikelseeffekter må det finnes alternative habitater (Gill mfl. 1996, Gill & Sutherland 2000). Gitt at reinsdyr unngår mennesker, følger det naturlig at tettheten og beitetrykket vil øke i områder med lavere menneskelig aktivitet. Slike effekter er blant annet dokumentert i undersøkelser fra Yellowstone hvor en har vist at wapitihjort unngår områder med høy ulvetetthet og at den påfølgende endringen i beitetrykk er målbar på hjortens viktigste vinterbeiteplanter (Hebblewhite mfl. 2005). Varigheten og størrelsen på slike effekter er imidlertid omdiskutert (kap. 3.3.3). Liknende effekter er vist i de norske villreinområdene Nordfjella (Nellemann mfl. 2001) og på Hardangervidda (Falldorf 2013). Begge steder fant en at tettheten av reinsdyr var større i områder med mindre infrastruktur og menneskelig aktivitet og at beiteslitassen var målbart større i de sentrale delene av villreinområdene, hvor tettheten av reinsdyr var størst og den menneskelige aktiviteten minst. Et problem med slike studier er at andre variabler, som høyde over havet, samvarierer med inngrep og gjør det vanskelig å isolere effekter av inngrep (Dahle mfl. 2008).

3.6.3.1 Effekt av forstyrrelsesintensitet

Skarin mfl. (2010) viste også at tamrein i et område med lav tetthet av merka stier og ferdsel om sommeren (Sarek og Padjelanta i Sverige) brukte mindre tid til beiting når de var i nærheten av de merka stiene. Mens reinsdyr i et område med større tetthet av merka stier og mer ferdsel (Jämtlandsfjellene/Jämtlandstriangelen) hadde mer tid til beiting i nærheten av merka stier i samme periode. Det virket også som at reinsdyra i Jämtlandsfjellene i større grad tolererte menneskelig aktivitet sammenlignet med reinsdyra i Sarek/Padjelanta. Dette kan skyldes at reinsdyra

i områdene med lav tetthet av merka stier hadde større muligheter til å velge områder med få mennesker, mens reinsdyra i områder med høy tetthet av stier ikke kunne unngå merka stier med mer enn 4 km. De merka stiene i Jämtlandsfjellene/Jämtlandstriangelen lå også relativt høyt i terrenget (dvs. i områder med færre insekter) og gikk gjennom områder med gode beiter, hvilket i dette tilfellet trolig har minsket eventuelle negative effekter av forstyrrelsene.

Panzacchi mfl. (2013b) og Strand mfl. (2015c) har vist at merka stier og turistløyper har hatt betydelig negative effekter på villreinens arealbruk i flere norske villreinområder, både ved at dyras atferd endres og ved at stier og turistløyper er til hinder for reinsdyras naturlige vandringsmuligheter. Det virker også som at unnvikelseeffektene avhenger av mengden menneskelig aktivitet (f.eks. Polfus mfl. 2011, Helle mfl. 2012, Colman mfl. 2013, Colman mfl. 2015, Strand mfl. 2015a, Strand mfl. 2015b, Strand mfl. 2015c, Eftestøl mfl. 2016), slik at økning i menneskelig aktivitet medfører større unnvikelseeffekter (Polfus mfl. 2011, Strand mfl. 2015b).

Betydningen av tetthet og tetthetsavhengige faktorer i forhold til unnvikelseeffekter har blitt påpekt gjentatte ganger (Gill mfl. 1996, Gill & Sutherland 2000, Gill mfl. 2001). Det er tydelig at responsene som dyr viser på forstyrrelser vil avhenge av en lang rekke forhold, deriblant mattilgangen i de alternative habitatene. Det er også tydelig at responsene vil være forskjellige hos individer av ulikt kjønn og til ulike tider på året (Reimers mfl. 2006, Vistnes & Nellemann 2008). Lokalt vil også forstyrrelsesnivå og f.eks. topografi være viktige faktorer som bidrar til at den målte responsen (f.eks. unnvikelse i km eller prosentvis reduksjon i arealbruken) varierer både romlig og over tid (Dahle mfl. 2008, Vistnes & Nellemann 2008, Eftestøl mfl. 2016).

3.6.3.2 Betydningen av genetisk opphav

Det er klare likhetstrekk mellom atferden som villlevende dyr viser overfor mennesker og atferden de har i møte med rovdyr (Walther 1969, Dill & Houtman 1989, Bonenfant & Kramer 1996, Frid & Dill 2002). Fra et atferdsøkologisk perspektiv kan vi derfor se på responsene som dyr viser til forstyrrelser som rovdyrbeskyttelse, og at dette skyldes redselen som reinsdyr har utviklet for mennesker som følge av jakt. Dette er også en rimelig forklaring på at ville reinsdyr ofte har større skyhet enn domestiserte dyr (Reimers & Eftestøl 2012, Nieminen 2013) og at reinsdyras reaksjoner på tekniske inngrep i stor grad er avhengig av både dyrenes genetiske historie, tilvenning og omfanget av menneskelig nærvær og aktivitet. Det er observert at opprinnelig tamrein ble noe mer sky i Norefjell-Reinsjøfjell etter 15 år med jakt (Reimers mfl. 2009). Det er imidlertid også vist fra fluktstudier og genetiske analyser fra Rondane, Hardangervidda, Forollhogna, Reinheimen og Breheimen og Norefjell-Reinsjøfjell at økende fluktavstand sammenfaller med økende grad av opphav i ville villreinstammer (Reimers mfl. 2012), hvilket betyr at bestander med tamreinopprinnelse har vedvarende mindre skyhet enn opprinnelige villreinbestander (Reimers mfl. 2012).

3.6.3.3 Effekt av årstid og alternative forstyrrelsesfaktorer

Det er også dokumentert at unnvikelseeffektene avhenger av årstid (Kumpula mfl. 2007, Weir mfl. 2007, Skarin mfl. 2008, Anttonen mfl. 2011, Leblond mfl. 2011, Polfus mfl. 2011, Helle mfl. 2012, Leblond mfl. 2013) og at unnvikelsesresponsen kan påvirkes av andre faktorer som insektaktivitet (Cronin mfl. 1998, Skarin mfl. 2004). Skarin mfl. (2004) fant f.eks. at de eneste områdene hvor reinsdyra kunne unngå insekter også hadde mye forstyrrelser fra turister. I dette området og i denne situasjonen var det viktigst for reinsdyra å unngå insekter.

3.6.4 Barrierer og barrierevirkninger

Migrerende arter som villrein bruker svært store leveområder der menneskelig aktivitet og infrastruktur lett danner barrierer mellom viktige funksjonsområder (Vistnes mfl. 2004). På tross av at dette er fenomener som har vært påpekt relativt lenge, har vi fortsatt lite kunnskap omkring effektene av at slike trekkveier stenges. Generelt har en beskrevet to hovedtyper av effekter forbundet med tekniske inngrep og forstyrrelser; lokale effekter og regionale effekter. Reinens bruk av de ulike villreinområdene i Norge viser at vi i tillegg har det vi kan kalle for funksjonelle effekter. Disse oppstår når dyra er forhindret fra å gjennomføre sine naturlige vandring mellom geografisk atskilte sesongbeiter og funksjonsområder. Det er sannsynlig at dette fører til dårligere utnyttelse av de sesongmessige beiteressursene og dermed lavere tilvekst i bestandene, men vi mangler kvantitative mål på effektene på bestandsnivå. Slike effekter kan være vanskelig å måle siden forvaltningen kan redusere bestandstetthet for å motvirke negative effekter av minsket arealtilgang.

Det finnes en rekke eksempler på at menneskelige barrierer har resultert i oppsplitting av villreinområder. Det er derimot vanskelig å definere når en vandringskorridor går fra å være funksjonell til å opphøre. Dammer og vannmagasin begrenser reinens arealbruk direkte gjennom at beiteareal reduseres og trekk-korridorer opphører eller blir mer marginale. Barrierer oppstår ofte langs linjer med stor trafikk eller ferdsel (veg, jernbane, sti etc.), og det er ofte flere ulike typer inngrep langs disse aksene i form av f.eks. hovedveger, jernbane og annen infrastruktur som kraftledninger, sykkelstier og hytter (Strand mfl. 2015c). Store kraftmagasin, hovedveger og jernbane med stor trafikk er opplagte barrierer. Det er mange eksempler der mindre grusveger oppstår som barrierer sommerstid med trafikk, mens de vinterstid er stengt og krysses av villreinen (f.eks. veger i Knutshø). Det er også mindre grusveger med stor trafikk som opplagt utgjør hindringer for villreinen, og der det er fare for at trekket kan opphøre (f.eks. Snøheimvegen i Snøhetta og Grimsdalsvegen i Rondane). I slike tilfeller vil det være det vi kan kalle et sub-optimalt trekk. F.eks. i Snøhetta har E6 og jernbane kuttet villreinens tidligere sesongtrekk over til Rondane og Knutshø. I Snøhettaområdet resulterte dette i at reinen utviklet et «rotasjonstrekk» rundt Snøhettamassivet. Denne avgrensningen av de opprinnelige trekkmulighetene, har totalt sett gjort reinen mer sårbar. I et slikt område, vil tilleggsforstyrrelser i form av eksempelvis syklist og gående kunne ha langt sterkere effekt på reinens arealbruk enn i områder med flere alternative trekkruiter.

3.6.5 Grad av respons er avhengig av type forstyrrelse

Det ser ut til at villreinen i liten grad har tilpasset seg menneskelig aktivitet. Likevel varierer effekten av ulike inngrep og forstyrrelser avhengig av en rekke forhold både knyttet til reinen selv, miljøbetingelser, årstid, leveområdets topografi og størrelse, og forstyrrelsens type og samlede omfang. I tillegg er reinsdyras respons på forstyrrelser veldig situasjonsavhengig. Dette er også utgangspunktet for det store antallet studier på dette feltet. Samlet sett gir dette et svært komplisert bilde, der det er vanskelig å trekke enkle og generelle konklusjoner. Rapporten fra prosjektet (Villrein og samfunn, Andersen & Hustad 2004) understreker at ambisjonen for forvaltningen bør være å finne gode løsninger der ulike verdier kan samvirke i villreinfeltet. Forskningen har derfor en viktig oppgave i å forstå og beskrive villreinens respons på menneskelige forstyrrelser. En løsning for forvaltningen kan være å ta utgangspunkt i den enkelte situasjon/kontekst, gjennom forvaltningstiltak i det som er benevnt som fokusområder, samtidig som man utvikler generelle kjøreregler for overordnet politikk og forvaltning.

Fokusområder har vært et begrep i villreinens arealforvaltning i snart 10 år, og det er brukt aktivt i alle GPS-merkeprosjektene og ellers i andre områder hvor det har vært FoU-prosjekter (bl.a. Forollhogna). Arbeidet med å identifisere fokusområder handler ikke bare om forskning, men også om inkluderende prosesser med viktige aktører i den lokale og regionale villrein- og arealforvaltningen der eksisterende kunnskap om villreinens arealbruk settes i sammenheng med kunnskap om menneskelig aktivitet. Styringsgruppene i FoU-merkeprosjekter har representert gode arenaer for slike prosesser, noe som har vært viktig for å skape nødvendig legitimitet til arbeidet med å bedre situasjonen for villreinen. Villreinsentrene har hatt en viktig koordinerende rolle i alle disse FoU-prosjektene, og vil trolig også ha en sentral rolle i gjennomføring av nye kartleggingsprosjekter og inkluderende prosesser med fastsetting av fokusområder

De forstyrrelseselementene det er forsket mest på i forhold til villrein er: 1) Ferdsel og forstyrrelser i forbindelse med lineære inngrep som veger, stier og jernbane (Strand mfl. 2015c), 2) kraftutbygging inkl. kraftledninger og de seinere år også vindkraft (Strand mfl. 2017) og 3) fritidsbebyggelse. Nedenfor har vi oppsummert noen generelle funn i forhold til unntakseffekter knyttet til konkrete inngrepskategorier (Tabell 3.6.1).

3.6.5.1 Hovedveger

I tillegg til biltrafikk er det ofte stor ferdsel i terrenget i forbindelse med hovedveger. En ser også at andre inngrep som jernbanelinjer, kraftmagasin, hyttefelt, gjerder osv. innen det samme området gir store samlede effekter. Dette medfører at mange hovedveger fungerer som fullstendige barrierer. Det finnes likevel unntak hvor kryssninger skjer i et begrenset omfang (f.eks. Fv 45 over Bjørnevattn i Setesdal-Austhei, Brokke-Suleskard i Setesdal-Ryfylke). Større veger har oftere enn små veger fysiske hindringer som murer, skjæringer og autovern.

3.6.5.2 Mindre veger

Veger medfører økt ferdsel og økt tilgjengelighet. Veger fører til unntakelse og vil være til hinder for reinsdyras naturlige bevegelser. Unntakene fra dette kan være veger som bygges i områder som allerede har mye infrastruktur eller veger som har svært lite trafikk. Stenging av veger kan være et effektivt avbøtende tiltak, men erfaringer viser at det er vanskelig å opprettholde slike strenge regimer over tid. Et godt eksempel på årstidsvariasjoner er kryssninger av vinterstengte veger.

3.6.5.3 Jernbane

Jernbane medfører ofte store barrierевirkninger, og oftest kommer effektene sammen med en parallell hovedveg og annen infrastruktur og danner absolutte barrierer. Eksempler fra Bergensbanen/Rallarvegen viser at det er trekkmuligheter over jernbanen ved Finsetunnelen.

3.6.5.4 Kraftmagasin

De fleste større kraftmagasin danner totale brudd i opprinnelige trekkruiter. Noen få kan passeres ved lave vannstander, og barrieren er mindre absolutt om vinteren enn sommeren, men en ser likevel en unntakelse av magasin også i vinterhalvåret. Vandringer på tvers av magasinretningen kan mange steder være mulig i ytterkant av magasinet. Disse stedene er likevel ofte sterkt påvirket av andre inngrep, som veger og hytter, og av menneskelig ferdsel. De tydeligste eksemplene finner vi i Setesdal-Ryfylke og i Snøhetta der magasin har ført til at store beiteområder er tilnærmet gått ut av bruk, at bestanden er delt inn i delbestander, og at vandringene mellom sesongbeiter er hindret. Kraftmagasin demmer også ofte ned viktige beiteområder i dalbunner.

3.6.5.5 Turisthytter

Turisthytter medfører økt ferdsel i området rundt. Det er funnet klare arealunnvikelse i forhold til turisthytter i fjellet, og innenfor en radius på 1 km er det fullstendig arealunnvikelse. Selv innenfor en radius på 10 km fra turisthytta er det påviselig redusert bruk hos villreinen (Tabell 3.6.1).

3.6.5.6 Merka stier

Det er stor variasjon i villreinens respons i forhold til merka stier, og lengde merka sti i seg selv gir ikke signifikante utslag på redusert bruk. Studier indikerer at reinens tilbøyelighet for å krysse en sti reduseres hvis det er om lag 30 personer som går stien i løpet av dagen, og denne negative virkningen øker inntil stien fungerer som en sterk barriere ved mer enn 200 personer per dag (Tabell 3.6.1).

3.6.5.7 Kraftledninger

Effektene av kraftledninger på reinsdyras arealbruk er fortsatt uklare og omdiskuterte. Nyere studier med bruk av GPS-halsbånd på rein og data som er samlet inn før og etter utbygging, viser at anleggsarbeidene kan føre til relativt sterk unnvikelse. Etter at anleggsarbeidet er sluttført har en derimot sett at selve kraftledningene har mindre negative effekter om sommeren og høsten enn tidligere antatt. Men det er en diskusjon som pågår i forhold til UV-stråling fra kraftledningene og reinens evne til å se dette UV-spekteret (jf. Tyler mfl. 2014, Reimers mfl. 2015, Tyler mfl. 2016). Dette, sammen med lyd fra kraftledningene, ser ut til å ha størst effekter på reinen om vinteren.

Tabell 3.6.1. En kortfattet oversikt over eksempler på nyere studier som har undersøkt arealunnvikelse hos villrein i Norge. Prosenttallene i parentes refererer seg til grad av arealunnvikelse.

Installasjon	Unnvikelse		Referanser
	Sterkt redusert bruk	Redusert bruk	
Hovedveger	1 km	10-15 km	1; 2
Mindre veger	1 km (-46 %)	10 km (-25 %)	1; 2; 3
Turisthytter	1 km (-100 %)	10 km (-34 %)	1; 2; 3
Merka stier (høy ferdsel)	1 km (-100%)	Økt effekt ved ≥ 30 personer/dag	1; 2; 3
Merka stier (middels ferdsel)	Økt effekt ved ≥ 30 personer/dag	Liten effekt ved < 30 personer/dag	1; 2; 3
(U)merka stier (liten ferdsel)	Liten effekt	Liten effekt	1; 2; 3
Preparerte skiløyper	Stor effekt ved høy ferdsel		1
Kraftledninger	Liten effekt?	Liten effekt?	4
	Sterkt situasjonsavhengig	Sterkt situasjonsavhengig	3; 5; 6
Vindturbiner		3-5 km	Litteraturstudie: 7

1: Strand mfl. (2015a). 2: Strand mfl. (2015b). 3: Panzacchi mfl. (2013b). 4: Reimers mfl. (2007). 5: Tyler mfl. (2014). 6: Tyler mfl. (2016). 7: Strand mfl. (2017).

3.6.5.8 Vindturbiner

Ved to undersøkte vindkraftanlegg i Sverige og i en ny studie fra Norge har en funnet at reinsdyr (tamreinflokker) har redusert bruk av områder innenfor 3-5 km fra vindkraftanlegg (Strand mfl. 2017).

3.6.6 Fluktrespons

En viktig forklaring på variasjonen i forstyrrelsesresponser kan knyttes til ulik grad av skyhet hos villrein fra forskjellige villreinområder (se kap. 3.6.3.2 og tabell 3.6.2). Responsen er i tillegg avhengig av type ferdsel. En har eksempelvis funnet at reinens fluktavstand er større for ski-kitere enn for skiløpere, men at fluktavstanden for skiløpere er større enn for snøskutere (Reimers mfl. 2003, Colman mfl. 2012). Til tross for stort jakttrykk i villreinstammene er det vist at skyhet er sterkt knyttet til genetisk opphav, om det er fra tamrein (Norefjell-Reinsjøfjell, Reinheimen-Breheimen, Forollhogna), delvis opphav i tamrein (Hardangervidda) eller i stor grad har opprinnelse i villrein (Rondane) (Reimers mfl. 2012). Forskningen opererer med flere indikatorer for å måle reinens skyhet: Oppdagelsesavstand, fryktavstand, fluktavstand og avstand flyktet. Fluktavstand er den mest brukte måleparameteren.

Tabell 3.6.2. Gjennomsnittlig fluktavstand (i meter) for de enkelte villreinområdene. Uthevet skrift refererer til publiserte studier av fluktavstand fra det respektive område. Det er stor variasjon i datamaterialet på fluktavstand, på grunn av variasjon i en rekke faktorer, og vi har valgt en grov inndeling i 2 klasser. For områder uten referanser er fluktavstand satt skjønnsmessig med bakgrunn i blant annet Reimers & Coleman (2006). Vurderingen tar utgangspunkt i at en person går rolig rett mot en middels stor villreinflokk i flatt terreng om sommeren før jakt og uten at det er medvind.

Fluktavstand	Villreinområde
100–200	Forollhogna ^{1,3,6,8} , Reinheimen-Breheimen ^{1,6} , Setesdal-Austhei, Skaulen-Etnefjell, Våmur-Roan, Brattefjell-Vindeggen, Blefjell ⁵ , Norefjell-Reinsjøfjell ^{4,6,7} , Oksenhalvøya, Fjellheimen, Lærdal-Årdal, Vest-Jotunheimen, Sunnfjord, Førde-fjella, Svartebotnen, Tolga Østfjell
> 200	Hardangervidda ^{5,6} , Snøhetta (øst og vest) ^{1,6,8} , Rondane nord og sør ^{1,6} , Knutshø, Sønkleppen, Nordfjella, Setesdal-Ryfylke ^{1,2}

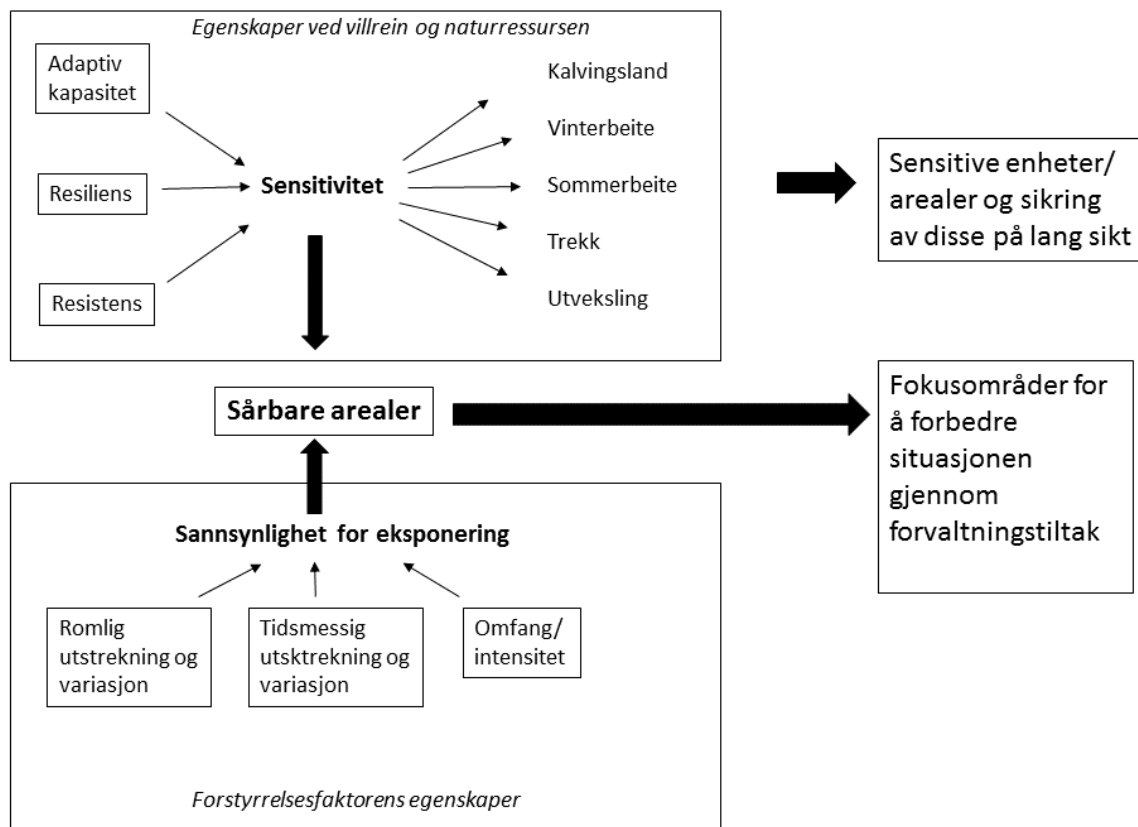
1: Reimers mfl. (2000). 2: Reimers mfl. (2003). 3: Reimers mfl. (2006). 4: Reimers mfl. (2009). 5: Reimers mfl. (2010). 6: Reimers mfl. (2012). 7: Colman mfl. (2012). 8: Baskin & Hjälten (2001).

3.6.7 Sensitive enheter for villrein

Forstyrrelser og inngrep i villreinens leveområder utgjør et utfordrende problemkompleks, men kunnskapen om hvordan disse faktorene direkte eller indirekte påvirker reinens atferd, arealbruk og ressursutnyttelse er økende. I tillegg til konkrete forvaltningstiltak i fokusområder for å løse disse problemene, vil det være nødvendig med en langsiktig strategisk planlegging som er forankret i overordna mål for bevaring av villreinens arealer. En viktig suksessfaktor for å ivareta de norske villreinstammene er å få etablert langsiktige og forpliktende planer og løsninger som sikrer reinens leveområder og sentrale funksjonsområder (kalvingsområder, refugieområder, vandringskorridorer m.m.). En slik planlegging må sette fokus på de grunnleggende ressursene som villreinen bruker i området gjennom året, og bevare de viktigste arealene for å ta vare på denne årssyklusen. Dette vil blant annet innebære å skjerme de mest «urørte» områdene for videre utvikling i fremtiden, og da spesielt sommerstid hvor det er flest besøkende til fjellet.

Alle studiene som inkluderer forstyrrelser på villrein inkluderer to viktige forhold. Det ene handler om egenskapene ved villreinen som art og det naturlandskapet den lever i. Det andre handler om egenskaper ved den menneskelige forstyrrelsen. Hvis vi kombinerer dette får vi et uttrykk på

hvor sårbar villreinen er. Samtidig er det sensitive arealer som villreinen bruker og som bør bevares uavhengig av dagens menneskelige påvirkning (Figur 3.6.3). Trekk er definert som viktige passasjer for å komme til funksjonsområdene innenfor villreinområdet, mens utveksling er definert som utveksling av dyr mot andre administrative villreinområder. Eksempel på sensitive arealer vil i særlig grad være oppholdsområder sommerstid, såkalte «refugieområder». Dette er områder som er urørte og fredelige for villreinen i dag, men som er sensitive for økt påvirkning i fremtiden. Et annet eksempel på sensitive arealer vil være kalvingsområder.



Figur 3.6.3. Sårbarhetsbegrepet framkommer av egenskapene til villreinen som art og naturlandskapet den lever i, samt spesifikke menneskelige påvirkningsfaktorer. Adaptiv kapasitet, resiliens (evne til å motstå stress) og resistens er sentrale begreper som samlet uttrykker sensitiviteten til villreinen. Påvirkningsfaktorenes egenskaper gis i forhold til omfang, forekomst i rom og tid og variabilitet i de nevnte faktorene. Eksponeringen (risikoen for påvirkning) og ressursens sensitivitet gir dermed sårbarheten til villreinen for den gitte påvirkningen.

3.6.7.1 Forvaltningstiltak i fokusområder

Innen fokusområder defineres utfordringene på en skala som er relevant i forhold til å forstå problemstillingene, identifisere alternative løsninger og sette i verk avbøtende tiltak. Fokusområdene er identifisert med ulike metoder der erfaringsbasert kunnskap sammen med systematisk innsamling av data og forskning inngår. I alt er det definert 50-60 fokusområder i en rekke villreinområder i Norge (Strand mfl. 2010), og det arbeides i disse dager med detaljerte beskrivelser av det enkelte fokusområde. Mange av fokusområdene har problematikk knyttet til menneskelig aktivitet. Tilnærmingen med bruk av fokusområder vil kunne være en konkret og målrettet tilnærming for både forskning og forvaltning. Vi vil nedenfor gi en kort presentasjon av hvordan fokusområdene kan skaleres i forhold til problemstillingene man har.

3.6.7.2 Prinsipiell modell for skalering av forstyrrelser og inngrep i fokusområder

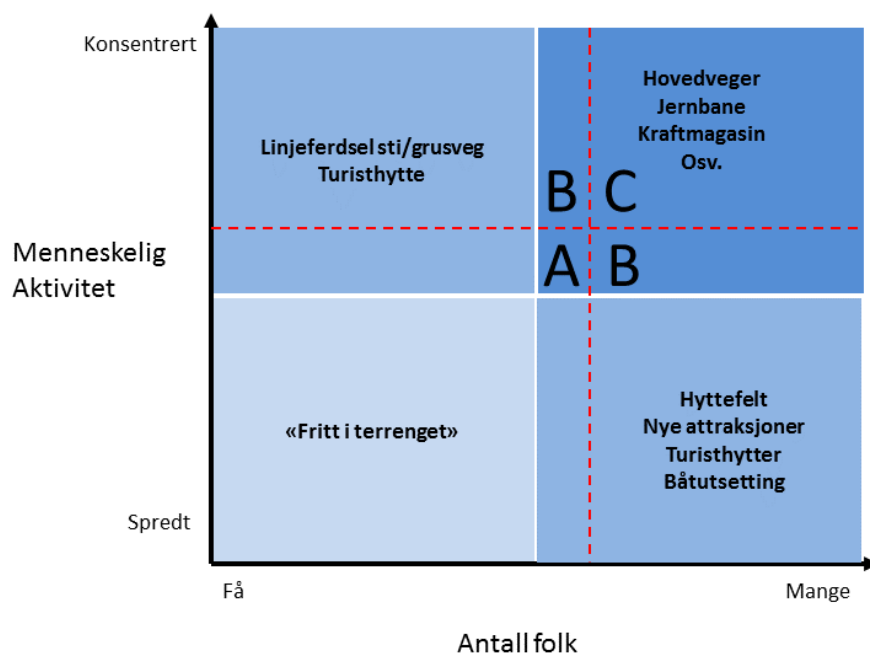
Ferdsl og menneskelig aktivitet som påvirkningsfaktor kan systematiseres rundt tre viktige dimensjoner; volum (lite-mye), romlig fordeling (spredt-konsentrert) og type bruk (f.eks. snøskuter-ski-kiting). Det er komplekse sammenhenger mellom disse dimensjonene som til sammen utgjør påvirkningsfaktorer for villrein. Skala for forstyrrelser og tid på året bidrar til å komplisere dette ytterligere. F.eks. så er ferdselen i villreinområdene størst sommerstid, men en enkelt skiløper kan gjøre stor skade i kalvingstida.

Med bakgrunn i studier på forholdet mellom villrein og ferdsel i villreinområdene Setesdal-Ryfylke, Nordfjella, Reinheimen, Snøhetta (øst og vest), Knutshø, Rondane (sør og nord), Forollhogna og Hardangervidda, er det allikevel mulig å peke på noen generelle mønstre for hvordan ferdsel påvirker villrein. Det er hensiktsmessig å dele inn ferdselen langs to dimensjoner. Det handler om det er få eller mange folk og inngrep/infrastruktur, og om bruken er spredt eller konsentrert (Figur 3.6.4). For enkelthets skyld har vi delt ferdselen/menneskelig aktivitet inn i 4 kategorier. Med erfaring fra andre villreinområder kan vi bruke denne figuren som en inngang til å si noe om ferdselens påvirkning på villrein. Vi har klassifisert påvirkningen i 3 klasser: A, B og C. Klassene kan vi gjenkjenne i figur 3.6.5 som viser hvilke effekter ulike typer ferdsel/menneskelig aktivitet kan forventes å ha på reinen.

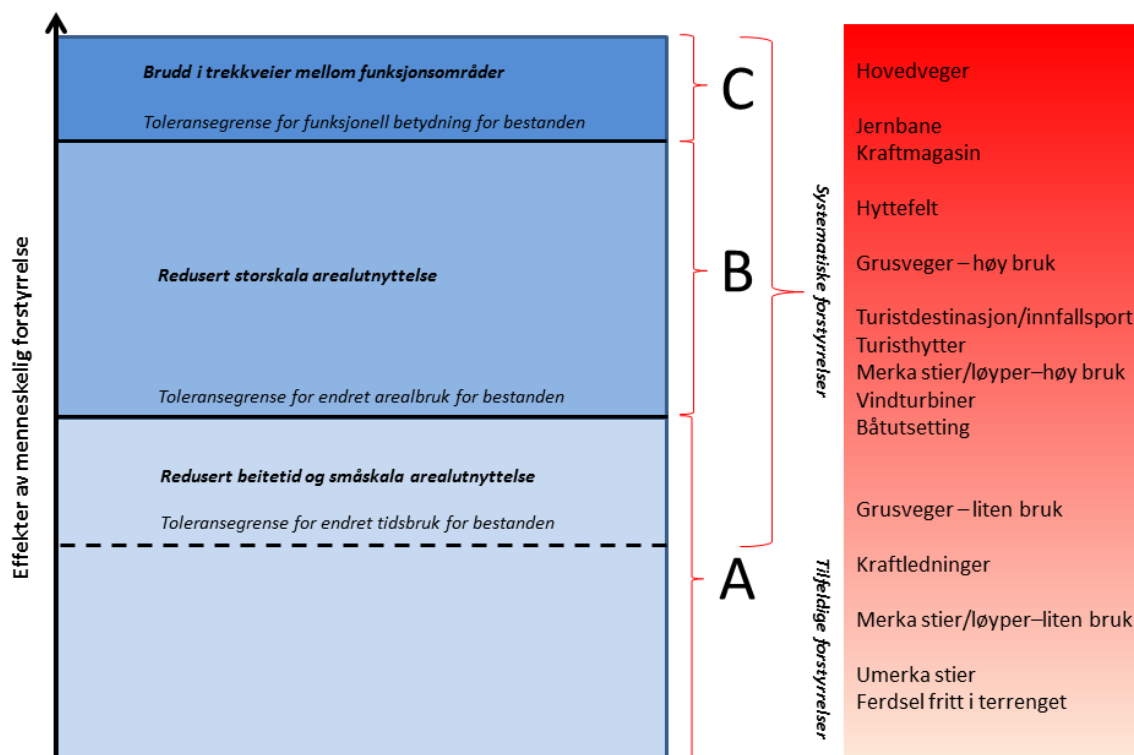
Klasse A inkluderer det vi kan kalle en tilfeldig forstyrrelse på villrein, og har forholdsvis begrensede effekter på villreinbestanden. Det kan være at en person eller en gruppe mennesker forstyrrer reinen, den flykter, men roer seg raskt ned igjen. Med økende ferdsel kan reinen bli skremt gjentatte ganger og den vil da ha mindre tid til å beite. Slike situasjoner kan dermed medføre redusert beitetid. Forollhogna og Knutshø har store områder med ferdsel og forstyrrelse av denne typen (Strand mfl. 2015b, Gundersen mfl. 2017). Fysiske inngrep som plasseres i klasse A er inngrep som kan påvirke trekkhastigheten ved at dyra stopper opp en kort stund, men så kommer seg videre uten forsinkelser som har gitt dyra noen kostnad, f.eks. en mindre fjellveg uten allmenn ferdsel.

Klasse C er absolutte barrierer eller områder med stor intensitet i bruk. Denne bruken er i svært stor grad knyttet til eksisterende tung infrastruktur, eller i svært mye besøkte områder der det er turiststier, attraksjoner og turisthytter. Dette er områder som ofte fører til stor arealunnavikelse for reinen, og som i tillegg kan hindre reinen fra å trekke mellom funksjonsområder. Eksempelet Spranget-Rondvassbu i Rondane nord viser et område i denne kategorien, der det både er arealunnavikelse og opphør av trekk i en historisk svært viktig trekkorridor (Strand mfl. 2015a).

Klasse B er i en mellomstilling mellom klasse A og klasse C. Dette er områder med betydelig mengde ferdsel som enten har en ganske lav men konsentrert bruk eller som har stor intensitet spredt på et større areal. Inngrepstypene i klasse B er hindringer som stanser dyra, men som kan forseres dersom dyra er under press, f.eks. under jakt, næringsstress eller de er på veg til kalvingsland eller viktig sesongbeiteområder. Veger med trafikk, men uten fysiske stengsler kan være eksempler på dette. Mange av fokusområdene i villreinområdene havner i kategori B, og har medført arealunnavikelse eller store problemer med trekk. Eksempler på dette kan være trekkområde mellom Setesdal-Austhei og Setesdal-Ryfylke ved Hovden (Strand mfl. 2011) eller ferdsel mot Forollhognatoppen i Forollhogna villreinområde (Gundersen mfl. 2017).



Figur 3.6.4. De to viktige variablene som forklarer «fotavtrykket» av menneskelige forstyrrelser er volum folk (fra få til mange) og bruksmønsteret (fra spredt til konsentrert bruk). Kombinasjonene av antall folk og bruksmønsteret gir forstyrrelseeffekt på villrein. Stiplet rød linje angir kategorier for påvirkning av villrein med tilhørende bokstaver som man kan kjenne igjen i figur 3.6.5.



Figur 3.6.5. Prinsippskisse som angir bestandsøkologiske effekter av ferdsel på villrein. Ferdselen vil alt avhengig av intensitetsgrad og grad av konsentrert bruk ha ulike effekter på villrein. I ytterste konsekvens vil ferdsel kunne stenge viktige trekk mellom funksjonsområder for villrein. Til høyre i figuren har vi angitt infrastruktur som i litteraturen settes i sammenheng med effekter på villrein.

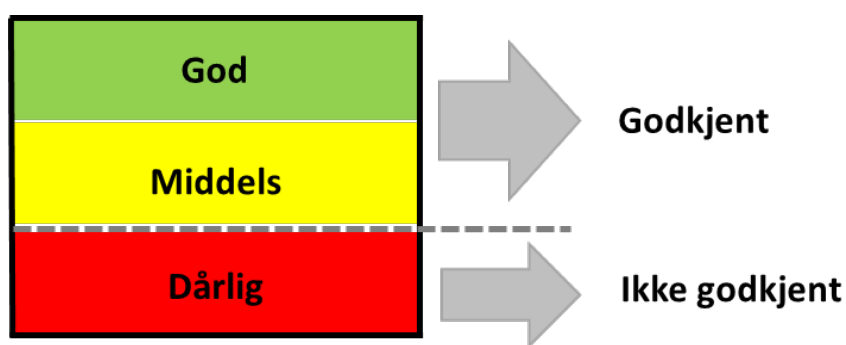
4 Klassifiseringssystem for miljøkvalitetsnormen

4.1 Valg av klassifiseringssystem

I ekspertgruppas mandat ble det understreket at klassifiseringssystemet for miljøkvalitetsnormen ikke burde være mer komplisert enn nødvendig. Tidligere har Forskrift 15.12.2006 om rammer for vannforvaltningen (vannforskriften) vært toneangivende i forhold til valg av inndelingskategorier i liknende klassifiseringssystemer. Her ble det operert med fem inndelingsklasser (Svært god, God, Moderat, Dårlig og Svært dårlig). Denne tilnærmingen ble fulgt opp i arbeidet med Kvalitetsnormen for villaks (Anon. 2011), men har også møtt kritikk fordi den har vært ansett som unødvendig komplisert i forhold til forvaltningens behov.

Ekspertrådet for økologisk tilstand, som la fram sin rapport i juni 2017 (Nybø & Evju 2017), har etter føringer fra Klima- og miljødepartementet benyttet et klassifiseringssystem der det bare skilles mellom god og mindre god økologisk tilstand for hovedøkosystemene. I arbeidet med definering av inndelingskategorier i dette forslaget til kvalitetsnorm for villrein, ble det også tydelig at en femdelt kvalitetsskala ville gi inntrykk av en større presisjonsgrad og detaljkunnskap enn det ekspertgruppa fant støtte for. Det ble derfor enighet om en tredelt skala (God, Middels og Dårlig), hvor fargeangivelse og -betydning har en klar «trafikklysanalogi» (Figur 4.1.1).

I praksis innebærer dette at klassifisering Dårlig (rød) tilsvarer situasjonen «ikke godkjent» etter normen og er ensbetydende med en forventning om at forvaltningen iverksetter konkrete tiltak for å bedre situasjonen, jf. naturmangfoldloven § 13. Dette vil også innebære gjennomføring av en påvirkningsanalyse for å identifisere de konkrete utfordringene. God (grønn), tilsvarer det høyeste klassifiseringsnivået og «godkjent» etter normen. En samlet helhetsvurdering med klassifisering God bekrefter at et villreinområde oppfyller de høyeste kvalitetskravene for alle definerte måleparametere. Klassifisering Middels (gul), er også definert som «godkjent» etter normen og utløser ikke en forventningen om tiltak. Klassifiseringen gir likevel forvaltningen informasjon om at en eller flere av måleparameterne skårer lavere enn God. I slike tilfeller vil det være naturlig at forvaltningen søker å identifisere hvorfor den enkelte måleparameter ikke oppnår full skår.



Figur 4.1.1. Inndeling av tilstandskategorier i forslaget til kvalitetsnorm for villrein.

4.2 Helhetlig vurdering basert på flere måleparametere

I arbeidet med kvalitetsnorm for villrein, har det vært naturlig å dele de aktuelle måleparameterne inn i tre delnormer som på hver sin måte berører sentrale elementer innen reinens biologi og situasjonen innen dens leveområde:

- Bestandsforhold
- Lavbeiter
- Leveområde og menneskelig påvirkning

Ekspertgruppa foreslår at det i forbindelse med implementeringen av kvalitetsnormen presenteres en samlet tilstandsvurdering (God, Middels eller Dårlig) for hver av delnormene for det enkelte villreinområde.

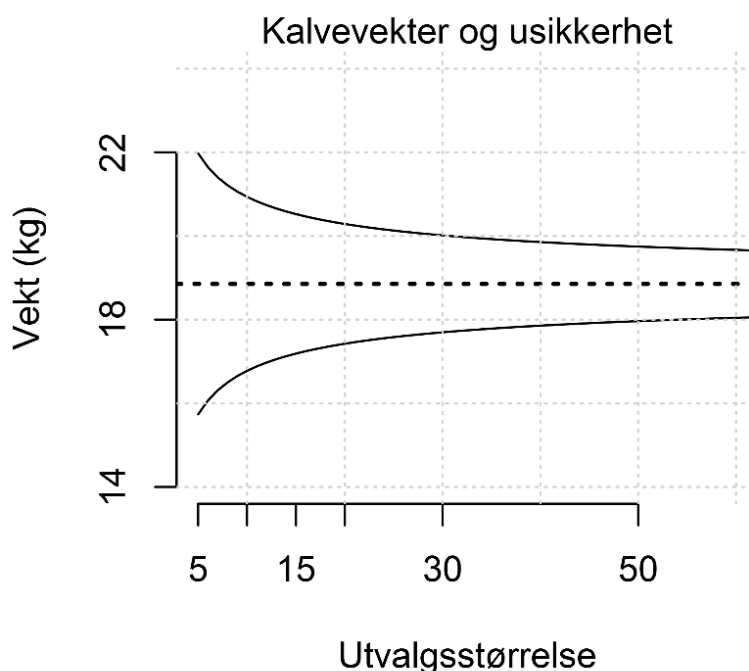
For Bestandsforhold og Menneskelig påvirkning inngår flere måleparametere som alle blir skåret i henhold til klassifiseringssystemet og på bakgrunn av definerte tilstandsvurderinger. Alle måleparameterne er vurdert som sentrale og likeverdige mål innen den enkelte delnorm. Dette innebærer at det ikke er gjort noen vektning av de ulike måleparameterne. Ved en sammenstilling av flere måleparametere til en samlet tilstandsvurdering, vil parameteren med den dårligste klassifiseringen bestemme delnormens samlede kvalitetsvurdering (Den verste styrer-prinsippet). Denne metoden brukes i dag i IUCNs rødlistesystem for økosystemer, i vannforskriften og i kvalitetsnormen for villaks. I tilfeller der manglende data umuliggjør en tilstandsvurdering av en enkelt måleparameter, vektlegges ikke denne når det gjøres en samlet tilstandsvurdering. I forbindelse med gjennomføringen av en kvalitetsvurdering er det likevel essensielt at informasjonen som ligger til grunn for skåringen av de enkelte måleparameterne synliggjøres.

4.3 Vurdering av usikkerhet og trendutvikling

Det er viktig å ha en oppfatning av usikkerheten knyttet til de enkelte måleparameterne. Dette er spesielt viktig når indeksverdiene havner nær grenseverdiene mellom Middels og Dårlig. Man opererer gjerne med to kilder til usikkerhet: Begrenset kunnskap og naturlig variasjon (Nybø & Evju 2017). Førstnevnte kan reduseres gjennom økt innsats knyttet til datainnsamling, forskning, forbedring av prosedyrer mv. Usikkerheter knyttet til begrenset med data vil enkelt måles med vanlige statistiske parametere i en gitt modell. Usikkerheter knyttet til systemforståelse kan ikke måles på denne måten, siden systemforståelse må bygges inn i modellene. Hvis man kjenner til en viktig faktor, men mangler data, kan man til en viss grad få en forståelse av usikkerhet gjennom å kjøre simuleringer. Usikkerheten knyttet til forvaltning av naturlig variasjon kan reduseres gjennom tilgang på gode tidsserier og god systemforståelse som muliggjør en kvantifisering av variabiliteten.

I vannforskriften opereres det med tre usikkerhetskategorier: Høy, middels og lav pålitelighet. Dersom eksempelvis ett eller flere år mangler fra en tidsserie medfører dette at dataene gir et dårligere grunnlag for å identifisere en utviklingstrend. Men, det kan også hende at det ligger vesentlig usikkerhet knyttet til den enkelte (års)verdi. Ekspertgruppa foreslår at usikkerheten knyttet til den enkelte verdi estimeres på en kontinuerlig skala med bakgrunn i variasjonen i den aktuelle måleparameteren. Som et eksempel viser vi i figur 4.3.1 hvordan usikkerheten i slaktevektene i Knutshø påvirkes av antall kalver som er felt. Tilsvarende usikkerhetsestimater som tar hensyn til utvalgsstørrelsen er gitt i for årsverdiene i alle områdene i kap. 5 og foreslås inte-

grert i alle måleparametere. Denne usikkerheten tas det også høyde for ved vurdering av utviklingstrender. Stor usikkerhet i måleparameteren vil kreve større endring over tid før den vurderes som sikker.



Figur 4.3.1. De heltrukne sorte linjene viser usikkerheten i slaktevektene for kalv i Knutshø som en funksjon av utvalgsstørrelse. Den stiplede sorte linjen viser kjent gjennomsnitt. Legg merke til at usikkerheten avtar raskt etterhvert som utvalgsstørrelsen øker og flater etterhvert mer ut.

4.4 Samlet fremstilling av områdespesifikke kvalitetsvurderinger

Kvalitetsnormen for villaks la vekt på å presentere en samlet kvalitetsvurdering per vassdrag. Tilnærmingen innebar en videreføring av «Den verste styrer»-prinsippet. Ekspertgruppa anbefaler at dette prinsippet gjøres gjeldende også i kvalitetsnormen for villrein. Dette innebærer at de ulike delnormene vektet likt i forhold til en endelig kvalitetsvurdering for det enkelte villreinområde (Tabell 4.4.1). I tilfeller der manglende data umuliggjør en tilstandsvurdering av en enkelt delnorm, vektlegges ikke denne i den samlede helhetsvurderingen.

Tabell 4.4.1. Samlet fremstilling av de enkelte delnormenes tilstandsvurdering og samlet helhetsvurdering per villreinområde. Fargekodene grønn, gul og rød angir henholdsvis tilstandskategoriene God, Middels og Dårlig. Grå celler angir manglende datagrunnlag.

	Bestandsforhold	Lavbeiter	Leveområde og menneskelig påvirkning	Helhetsvurdering
Villreinområde 1	Grønn	Gul	Gul	Gul
Villreinområde 2	Gul	Grønn	Grønn	Gul
Villreinområde 3	Grønn	Gul	Rød	Rød
Villreinområde 4	Grønn	Grønn	Grå	Grønn

5 Forslag til konkrete måleparametere til kvalitetsnormen

Ekspertgruppa foreslår at en statusvurdering av villreinområder etter kvalitetsnormen gjennomføres hvert femte år. Dette anses å være det korteste, realistiske tidsintervallet som en fullskala statusvurdering kan gjennomføres på over tid, og det avviker heller ikke så mye fra hva som antas å være generasjonsintervallet for villrein (3-4 år, se kap. 3.4.8). Mye av grunnlagsdataene vil likevel samles inn årlig. Uavhengig av innsamlingsfrekvens er det viktig at alle data kvalitets-sikres best mulig og lagres på en trygg og enhetlig måte. Hjorteviltregisteret har etablert tjenlige lagringsmoduler for flere av de aktuelle registreringene. Der dette er mulig, bør Hjorteviltregisteret videreutvikles og prioriteres som lagringsplattform. For aktuelle data som ikke samles årlig, men som foreslås som grunnlag for måleparametere til miljøkvalitetsnormen, bør innsamlingsfrekvensen være minimum en gang per femårsperiode. Ekspertgruppa foreslår at en miljøkvalitetsnorm for villrein baserer seg på følgende delnormer og måleparametere:

Delnorm	Måleparameter
Bestandsforhold	Datokorrigert høstvekt for simlekalv
	Antall kalver per 100 simle og ungdyr
	Andel eldre (≥ 3 år) bukk per simle (≥ 1 år)
	Genetisk variasjon
	Helsestatus – forekomst av alvorlig meldepliktig sykdom
Lavbeiter	Lavbiomasse
Leveområde og menneskelig påvirkning	Funksjonell arealutnyttelse
	Funksjonelle trekkpassasjer

Ekspertgruppa har sett det som sentralt at normen skal vurdere både tilstand og trendutvikling for de måleparameterne der det anbefales årlige registreringer (slaktevekt, andel kalv per simle og ungdyr, og andel storbuk). Det er også viktig at usikkerheten i måleparameterne blir vurdert. Tilstandsklassifiseringen (God, Middels, Dårlig) vil basere seg på snittverdien for en definert om-løpsperiode på fem år (eks. 2006-2010). Vurderingen av tilhørende trendutvikling anbefales vurdert på bakgrunn av minimum de 10 siste årene (eks. 2001-2010).

Vi foreslår at måleusikkerhet vurderes gjennom konfidensintervallet til den aktuelle måleparameteren ettersom det er et innarbeidet statistisk mål for usikkerheten til en verdi. Dersom en vektning av tilstandsparameteren over flere år er ønskelig, foreslår vi at det gjøres gjennom bruk av additive modeller som tilpasser trendlinjer til ikke-lineære data (Wood 2006).

For trendutvikling foreslår vi at denne beregnes med utgangspunkt i en (log)-lineær regresjon basert på observasjonene som er tilgjengelig for en definert tiårsperiode. Siste året i denne perioden tilsvarer siste året i femårsperioden som tilstandsvurderingen er basert på. For vurdering av trendutvikling foreslås et krav om at det må foreligge minimum fem år med data innen den aktuelle tiårsperioden. Reduksjonen i antall år med tilhørende observasjoner vil gjenspeiles i den estimerte usikkerheten til parameteren. Videre foreslår vi at trendanalysen vektet med bakgrunn i antallet registreringer som er gjort. År med f.eks. flere slaktevekter gis større vekt i analysen enn år med få observasjoner. Nedenfor er trendutviklingen for de ulike måleparameterne presentert grafisk for de seks områdene som er med i det nasjonale overvåkingsprogrammet (Figur

5.1.2, 5.1.4 og 5.1.6). X-aksen angir siste året for den tiårsperioden som trendutviklingen er beregnet for. Positive verdier angir at trendutviklingen gjennom siste 10 år har vært positiv. Negative verdier angir det motsatte. Når konfidensintervallet for en gitt tiårsperiode ikke overlapper 0, angir dette at trendutviklingen er statistisk sikker. Statistisk sikre negative verdier gis klassifisering Dårlig (rød), mens statistisk sikre positive verdier gis klassifisering God (grønn). Alt mellom gis klassifisering Middels (gul). Denne fremgangsmåten er i tråd med ønsket om at også usikkerheten i datagrunnlaget skal vurderes.

For områder hvor datagrunnlaget er lite og/eller den årlige variasjonen i vektene er høy, vil konfidensintervallene bli svært vide. Dette vil medføre at det ikke oppnås statistisk signifikante trender selv om vektendringene er reelle. Økt datainnsamling vil bidra til å minske variasjon i slike områder, men dette kan være vanskelig å oppnå i de mindre bestandene. Alternativt kan man definere en terskelverdi for skillet mellom de ulike kvalitetsnivåene. I figur 5.1.2 har vi lagt inn $\pm 10\%$ som slike terskelverdier. Erfaringene fra tilgjengelige data viser at det i noen tilfeller vil kreve mer enn, og noen ganger mindre enn 10% endring over en tiårsperiode for at endringen vektas opp til grønt eller ned til rødt. Dette gjenspeiler usikkerheten i de tilgjengelige dataene.

Statistisk sikre utviklingstrender kan bidra til å justere klassifiseringen basert på de årlige dataene for en gitt måleparameter. Ekspertgruppa foreslår at en statistisk sikker negativ trend senker tilstandsklassifiseringen ett nivå. For å illustrere dette bruker vi måleparameteren datokorrigerte høstvekter for kalv som eksempel. Basert på tilgjengelige vektdata fra et vilkårlig villreinområde gir dette tilstandsklassifisering God. Trendanalysen viser derimot en signifikant negativ utviklingstrend. Tilstandsklassifiseringen reduseres derfor fra God til Middels. Tilsvarende framgangsmåte brukes for å høyne en tilstandsklassifisering gitt en signifikant positiv utviklingstrend. For å illustrere hvordan vi tenker oss systemet brukt i praksis, vil vi her presentere en gjennomgang av de seks villreinområdene som inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for hjortevilt.

5.1 Delnorm bestandsforhold

5.1.1 Datokorrigert høstvekt for kalver

Høstvekter hos årskalver har vist seg både å være en god indikator på kalvenes generelle resurstilgang gjennom sommeren, og mødrenes næringssituasjon gjennom sist vinter og vår.

Slaktevekter fra kalver av begge kjønn korrigeres til en fastsatt fellingsdato innenfor perioden med jakttid på rein (20. august – 30. september). Det fastsettes en felles standardiseringsdato for alle villreinområder. Dette gjøres enklest i en regresjonsmodell med flere forklaringsvariabler. Da kan man ta med en kontinuerlig variabel for dato, og man leser ut estimert vekt ved en gitt dato. Bukkekalver er gjennomgående tyngre enn simlekalver. I en modell bør derfor kjønn være med som faktorvariabel. Vi foreslår å bruke 4. september som standardiseringsdato og simlekalver som standard kjønn. Basert på fellingsdata innhentet gjennom overvåkingsprogrammet for hjortevilt er 4. september median fellingsdato på tvers av alle år og områder. Basert på tradisjonskunnskap fra tamreinnæringen er det anbefalt at gjennomsnittlig slaktevekt på kalv bør være over 17 kg, mens analyser av data fra tamreinnæringen (referert til i kap. 3) viser at vektene bør være over 20 kg for å unngå unødvendig stor sårbarhet overfor variasjon i værmessige forhold mellom år. Med utgangspunkt i disse erfaringene, har vi tatt høyde for at villreinjakten skjer tidligere og samtidig har vi tatt høyde for at bukkekalvene er større enn simlekalvene. Dette har ledet oss fram til vektgrensene som er presentert under.

Tilstandskategorier for – høstvekter (kg) for kalv:

Dårlig	Middels	God
< 15	15 – 18	> 18

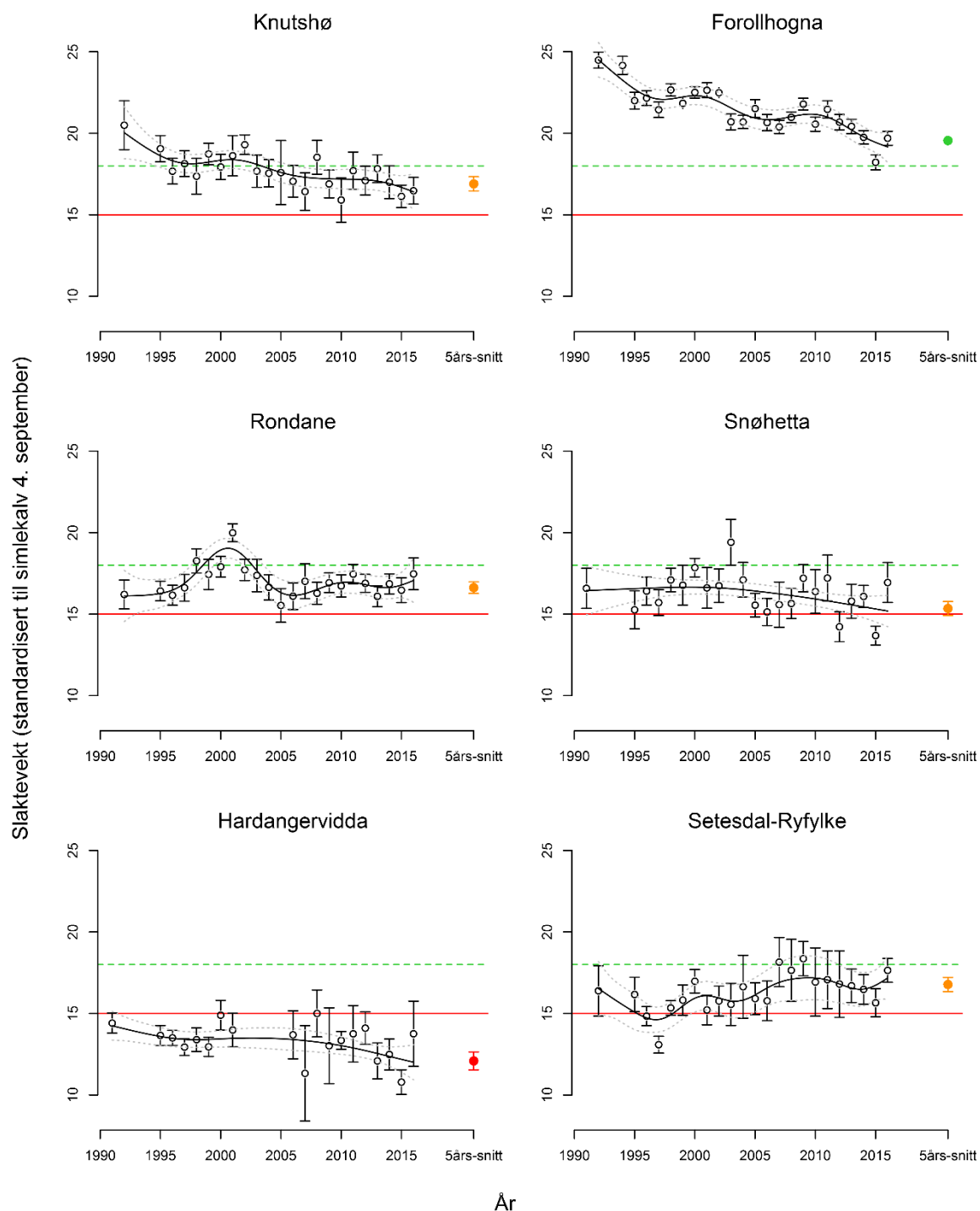
5.1.1.1 Eksempel på status- og trendvurdering av høstvekter

Basert på slaktevekt ser vi at Forollhogna per i dag defineres til klasse God, mens Hardangervidda er i klasse Dårlig. De andre områdene ligger innenfor gul (middels) sone. Knutshø var i grønn sone fram til tusenårsskiftet, og Rondane var i denne sonen en kort periode rundt tusenårsskiftet. Setesdal-Ryfylke var tilsvarende i klasse Dårlig en kort periode rundt midten av nittitallet. Vi ser at usikkerheten i vektestimatet for Hardangervidda i 2016 var stor sammenlignet med de tre foregående årene. Det skyldes nok primært at bare 8 slaktevekter ble registrert i 2016 mot 19, 29 og 14 i de tre foregående årene (Figur 5.1.1).

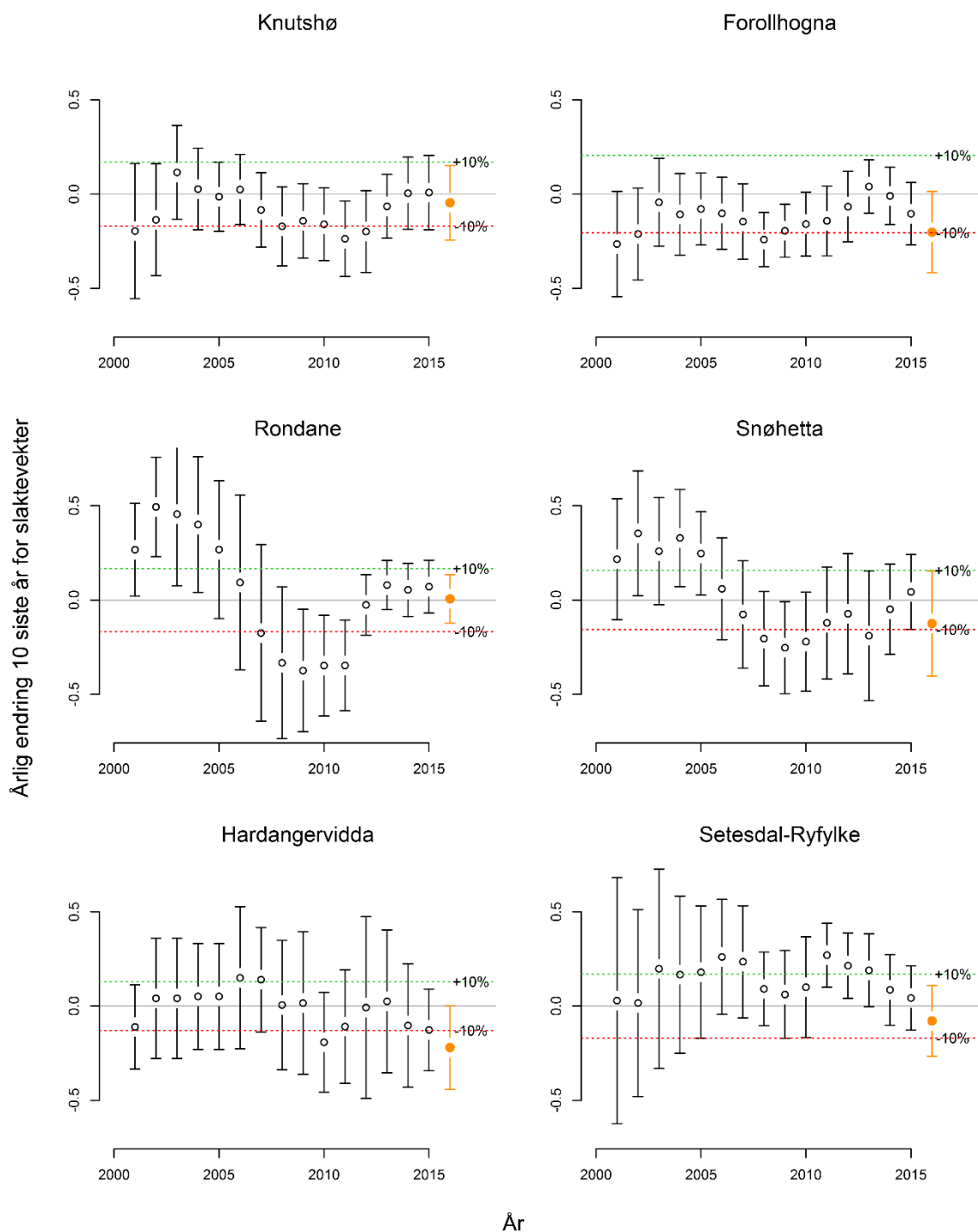
For tiårsperioden fram til 2016 er det ingen av de seks villreinområdene som viser signifikante trender i positiv eller negativ retning. For Forollhogna og Hardangervidda er det derimot svært nært en signifikant negativ utvikling. Begge disse områdene markerer seg også ved at det samlede vekttapet over siste tiårsperiode utgjør 10 % eller mer (Figur 5.1.2).

For Forollhogna er det verdt å legge merke til at med unntak av trenden i tiårsperioden 2004-2013, har alle trendestimatene vært negative. Tilsvarende viser den historiske utviklingen i Setesdal-Ryfylkeheiene gjennomgående positive trendestimater. Eneste unntaket er siste tiårsperiode (2007-2016). For de andre områdene har trendutviklingen vist større grad av variasjon mellom positive og negative trendestimater i løpet av tidsserien som datamaterialet dekker. Hardangervidda er det eneste villreinområdet som i løpet av tidsperioden med tilgjengelige data ikke kan vise til perioder med signifikant trendestimat for noen av de presenterte tiårsperiodene. Dette henger sammen med at materialtilfanget fra området har vært begrenset.

Av de seks villreinområdene er det Rondane og Snøhetta som kan vise til de mest markante endringene i trendutvikling. I begge områdene viste tiårstrendene fram til ca. 2005 en tydelig og tidvis signifikant økning i kalvevektene. Dette ble avløst av en raskt nedadgående utvikling med signifikante negative trender. I denne perioden viste også trendanalysen at vekttapet per tiårsperiode langt oversteg 10 % av utgangsvektene. De seinere årene har situasjonen i disse to områdene stabilisert seg.



Figur 5.1.1. Oversikt over årlige slaktevekter med 95 % konfidensintervall og trendlinje med 95 % konfidensintervall fra en additiv modell som viser ikke-lineære trender over tid. Vektdatane er standardisert til fellingsdato 4. september, som er median fellingsdato på tvers av alle områder og år. Årsverdiene er datokorrigerte estimat for simlekalver. Stiplet grønn linje viser grenseverdien mellom kategoriene God og Middels. Heltrukket rød linje angir skillet mellom Middels og Dårlig. Siste punkt på x-aksen (5års-snitt) viser snittverdien basert alle data fra de fem siste årene. Punktfarge angir hvorvidt snittverdien faller i kategoriene God (grønn), Middels (oransje) eller Dårlig (rød).



Figur 5.1.2. Oversikt over tidstrender i slaktevekter for kalv med 95 % konfidensintervall. Hvert punkt angir trenden med usikkerhet for en tiårsperiode der året angitt på x-aksen er siste år. Stiplet rød og grønn linje angir det årlige vekttapet som gir henholdsvis 10 % reduksjon eller økning i vekt over en tiårsperiode. Farge på punktet for siste tiårstrend (2016) angir hvorvidt snittverdien faller i kategoriene God (grønn), Middels (oransje) eller Dårlig (rød).

5.1.2 Andel eldre bukker per simle

Forholdet mellom antall simler og bukker har direkte betydning for vekstpotensialet i en bestand. Jo større andel simler dess større tilvekst i form av fødte kalver. Den enkelte voksne bukk har kapasitet til å bedekke mange simler. Kjønnssforholdet skal derfor være veldig skjevt før dyra ikke blir bedekket hos en så polygyn art som reinsdyr, men fravær av store bukker kan forsinke brunsten. En for skjev kjønnsratio er heller ikke alltid en ønskelig situasjon sett i et bevaringsperspektiv for å sikre at den seksuelle seleksjonen ivaretas. Det er derfor ønskelig med mange nok bukker til å bedekke simlene på et mest mulig optimalt tidspunkt og for å ivareta seksuell seleksjon.

I hjorteviltbestander har hanndyr gjennomgående større naturlig dødelighet enn hunndyr. Selv om kjønnsfordelingen ved fødsel er nær 1:1, vil det derfor være en naturlig overvekt av hunndyr blant de eldre dyrene. I jaktete hjorteviltbestander har det tradisjonelt vært et større uttak av hanndyr enn hunndyr i Skandinavia (Milner mfl. 2006). Dette har resultert i en ytterligere dreining av kjønnsforholdet i retning av hunndyrdominans. En konsekvens av dette er at også gjennomsnittsalderen for de gjenlevende hanndyrene reduseres og andelen eldre individer er lav (Solberg mfl. 2017).

En vesentlig andel eldre bukker i bestanden har vist seg å medføre at bedekning og kalving skjer tidligere enn ved lave voksenbukkandeler (Holand mfl. 2003). Tidlig kalving sikrer kalvene en lengst mulig vekstperiode gjennom sommeren og høsten, noe som igjen er viktig for god vinteroverlevelse. Det er også større sjanse for at tidlig fødte simlekalver starter reproduksjon som 2-åringer, mens seint fødte kalver oftere vil utsette første reproduksjon til de er 3-åringer.

Høstens strukturtellinger gir et godt bilde av den respektive bestands kjønns- og aldersfordeling etter jakt. Alderskategoriinndelingen blant bukkene gjør det mulig å fastsette andelen eldre bukker (≥ 3 år) i bestanden. Tradisjonelt har andelen eldre bukk blitt uttrykt som andelen eldre bukk av alle dyr som er telt opp. Dette innebærer at både årskalver og yngre bukker inngår i dette tallmaterialet. Ekspertgruppa har påpekt at denne metodikken kan være problematisk ettersom spesielt andelen kalver kan variere betydelig mellom år.

En gjennomgang av tilgjengelige data viser at prosentandelen kalv per simle varierer fra 30-75 %. Inkludering av kalvene i utregningen vil inkludere varians som strengt tatt ikke er relevant for det vi ønsker å måle. Dette er ikke ønskelig. Det er ingen enkel lineær sammenheng mellom (antall bukk ≥ 3 år / totalt antall dyr) og (antall kalver/antall simler ≥ 1 år). For noen områder er det en positiv sammenheng, og for andre områder er det en negativ sammenheng. Det tilsier at det mest presise er å presentere andel eldre bukker uten å inkludere antall kalver og yngre bukker (antall bukk ≥ 3 år / antall simler ≥ 1 år).

Ekspertgruppa foreslår at data fra høstens strukturtellinger brukes til å beregne andelen bukker tre år og eldre sammenlignet med det totale antallet simler ett år og eldre i bestanden. Denne indeksen har primærfokus på de eldste bukkene, men vil også fange opp viktige endringer i kjønnsforholdet. Det må understrekes at det ikke er ønskelig med en hanndyrdreining i bestandene. Tradisjonelt har dette heller ikke representert noe problem, og ekspertgruppa har derfor valgt å ikke vektlegge en øvre bukkegrense.

I løpet av de siste 40-50 årene har andelen voksen bukk variert betydelig som en følge av jakt og endringer i forvaltningspraksis. På begynnelsen av 1980-tallet var det generelt lite voksen bukk i villreinbestandene, men innføring av retta avskyting samme tiår resulterte i en rask bedring

av situasjonen. Innføringen av praksisen med flerårige bestandsplaner som grunnlag for bestandshøstingen, resulterte også i at det ble definert konkrete mål for andelen eldre bukk i bestanden. Overvåking av bestandene og systematiske strukturtellinger viser at bukkeandelen i stammene har økt betydelig (Solberg mfl. 2017), og i de større overvåkingsområdene er det i dag 40-50 bukker tre år og eldre per 100 simler.

Erfaringsvis høstes bukkesegmentet fra toppen av alderspyramiden. En effekt av dette er at andelen voksne bukker reduseres relativt raskt dersom bukketvotene økes. Dette ble tydelig demonstrert i Forollhogna på begynnelsen av 2000-tallet. Bestanden var på dette tidspunkt overbeskattet og en ønsket å øke veksten i bestanden ved å senke jakttrykket på simlene. For å opprettholde en viss jakt- og inntektsmulighet ble jakttrykket på bukkene økt. Dette medførte både en betydelig reduksjon i bukkeandelen i bestanden og en sterkt redusert gjennomsnittsalder hos bukkene (Solberg mfl. 2012).

Andel eldre bukker beregnes som:

$$\frac{\text{Antall bukker} \geq 3 \text{ år}}{\text{Antall simler} \geq 1 \text{ år}}$$

Tilstandskategorier for – eldre bukk (≥ 3 år) per simle ≥ 1 år:

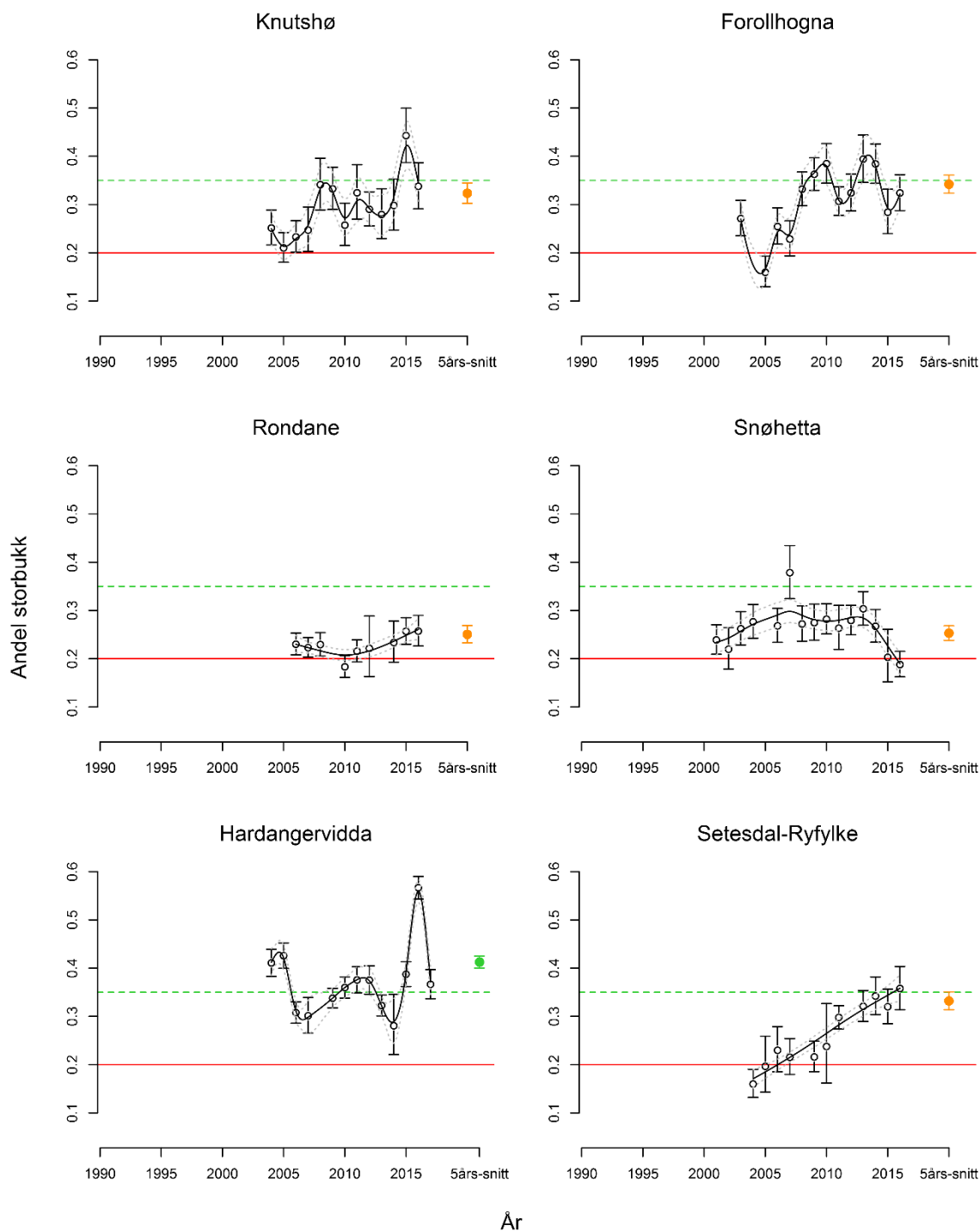
Dårlig	Middels	God
< 0,20	0,20 – 0,35	> 0,35

De foreslåtte verdiene for storbukandel er satt for å ivareta en rekke faktorer som anses positive. De er høyere enn det som kreves for å opprettholde tilfredsstillende bedekning av simler. En høy bukkeandel anses som positivt biologisk for å få tidlig kalving og å ha seksuell seleksjon i bestandene. Bukkeandel som reproducerer påvirker også effektiv bestandsstørrelse. Effektene av disse prosessene kan være små og til dels svakt dokumentert, så det innebærer et føre-var prinsipp. Det er vurdert forvaltningsmessig positivt med høy bukkeandel siden bukkene har en mer ekstensiv arealbruk og fører til en bredere utnyttelse av habitatene. Det er også vurdert som en betydelig positiv opplevelsverdi at det er store bukker i villreinområdene.

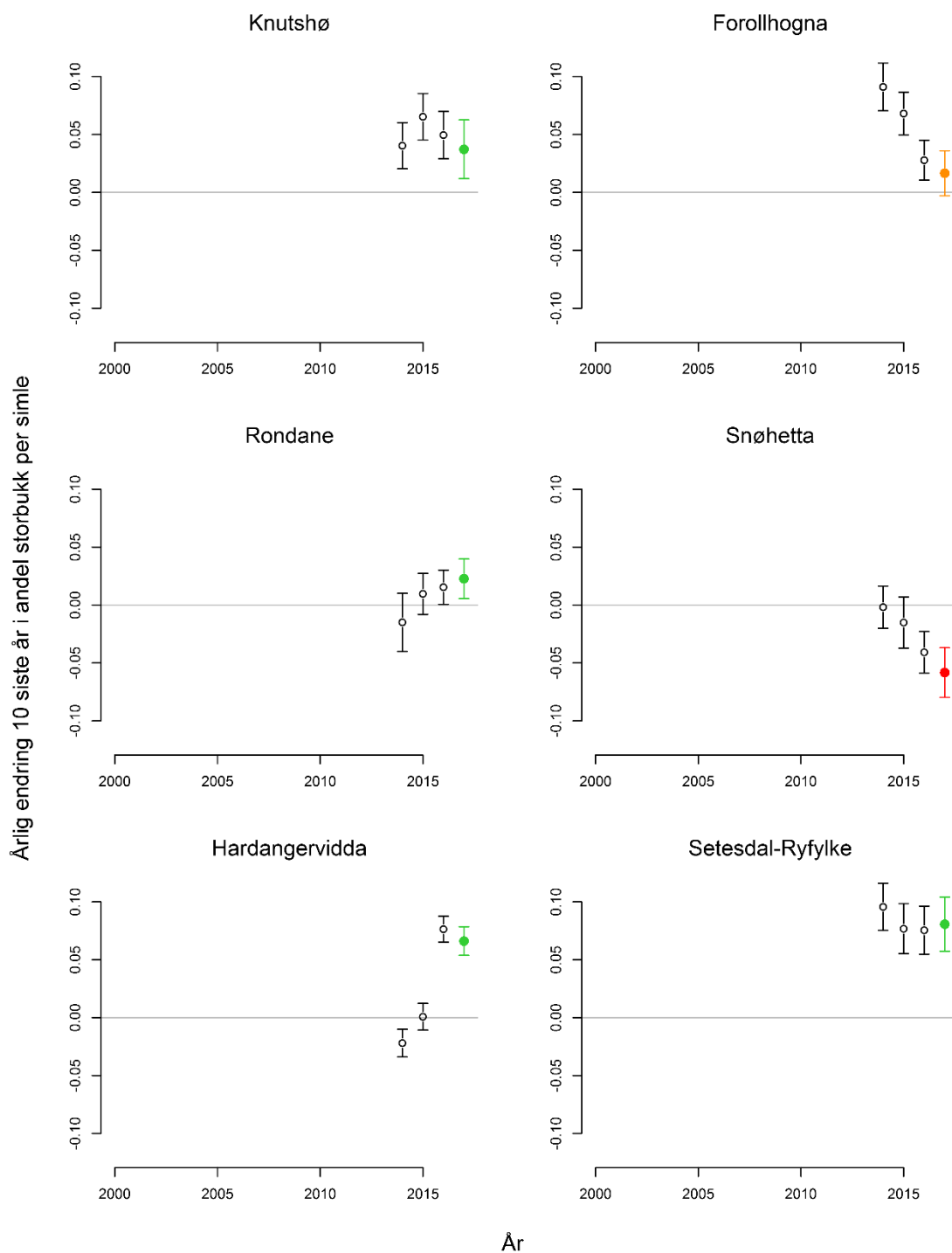
5.1.2.1 Eksempel på status- og trendvurdering av andel eldre bukk

Andelen storbuk har for perioden 2004-2016 stort sett vært i klasse God for alle områdene. Per dags dato er det Snøhetta som ser ut til å være på tur under en storbukandel på 0,2 (20 %) (Figur 5.1.3).

Trenden i andel storbuk er for siste år positiv eller stabil for alle områder unntatt Snøhetta som har hatt en estimert årlig nedgang i bukkeandelen på rundt 1,5 % (-0,06/4) over de siste 10 årene (Figur 5.1.4).



Figur 5.1.3. Oversikt over årlig andel storbukk (antall bukk ≥ 3 år/antall simler ≥ 1 år) med 95 % konfidensintervall og trendlinje med 95 % konfidensintervall fra en additiv modell som viser ikke-lineære trender over tid. Stiplet grønn linje viser grenseverdien mellom kategoriene God og Middels. Heltrukket rød linje angir skillet mellom Middels og Dårlig. Siste punkt på x-aksen (5års-snitt) viser vektet snittverdi for de fem siste årene. Vektingen er basert på flokkstørrelse. Punkt-farge angir hvorvidt snittverdien faller i kategoriene God (grønn), Middels (oransje) eller Dårlig (rød).



Figur 5.1.4. Oversikt over tidstrender i antall storbuk per simle (antall bukk ≥ 3 år/antall simler ≥ 1 år) med 95 % konfidensintervall. Hvert punkt angir trenden med usikkerhet for en tiårsperiode der året angitt på x-aksen er siste år. Merk at verdiene er gitt på logit-skala. Del på 4 for å få en ca. verdi for årlig endring på %-skala. Farge på punktet for siste tiårstrend (2016) angir hvorvidt snittverdien faller i kategoriene God (grønn), Middels (oransje) eller Dårlig (rød).

5.1.3 Kalveproduksjon (kalv per 100 simle og ungdyr)

Produksjonen av kalver kan variere betydelig mellom år. Primært skyldes dette ressursituasjonen for mødrene, og denne påvirkes både av bestandstetthet (beitekonkurranse), klimatiske forhold og den nære reproduksjonshistorien (hvorvidt den enkelte simle fostret frem kalv foregående år). I tillegg kan nærvær av store rovdyr (jerv, gaupe, bjørn og kongeørn) i den første tiden etter kalving ha stor innvirkning på den tidlige kalvedødeligheten. Variasjon i produksjonen av kalver avgjør den årlige tilveksten i bestanden og følgelig også høstingsgrunnlaget.

Hver reproduserende simle føder normalt bare en kalv per år, og simlene blir tidligst kjønnsmodne sin første levehøst. Dette betyr at de kan føde sin første kalv som ettåringer, men det er langt mer normalt at dette skjer når simlene er to år eller eldre (Reimers mfl. 2005).

Det enkelte års kalveproduksjon uttrykkes vanligvis som antall kalver registrert per 100 simler og ungdyr (SU). Dette er ikke et ideelt måltall, siden SU-kategorien inneholder en varierende andel ikke-reproduserende, ettårige bukker og simler. Denne andelen vil påvirkes både av forrige års kalveproduksjon, i hvor stor grad ettårige bukker går ut av fostringsflokkene, samt jaktuttaket og den naturlige dødeligheten blant denne aldersklassen. Med dagens tellemetodikk er det imidlertid ikke praktisk gjennomførbart å skille ettåringene fra de eldre simlene under kalvetellinger. Med unntak av de aller minste villreinområdene, er en totaltelling av antallet kalver i det enkelte villreinområde heller ikke praktisk gjennomførbart. De omtalte variasjonskildene i målet på kalveproduksjon kan til en viss grad kontrolleres ved hjelp av bestandsmodeller som gjør bruk at det samla datasettet som er tilgjengelig fra overvåkingsområdene (Nilsen & Strand 2017). Nevnte indekstilnærming er derfor den mest aktuelle metoden for å oppnå et estimat på den årlige kalveproduksjonen på bestandsnivå, men bestandsmodellene bør tilpasses data fra de respektive områdene i forbindelse med klassifisering av områdene etter normen.

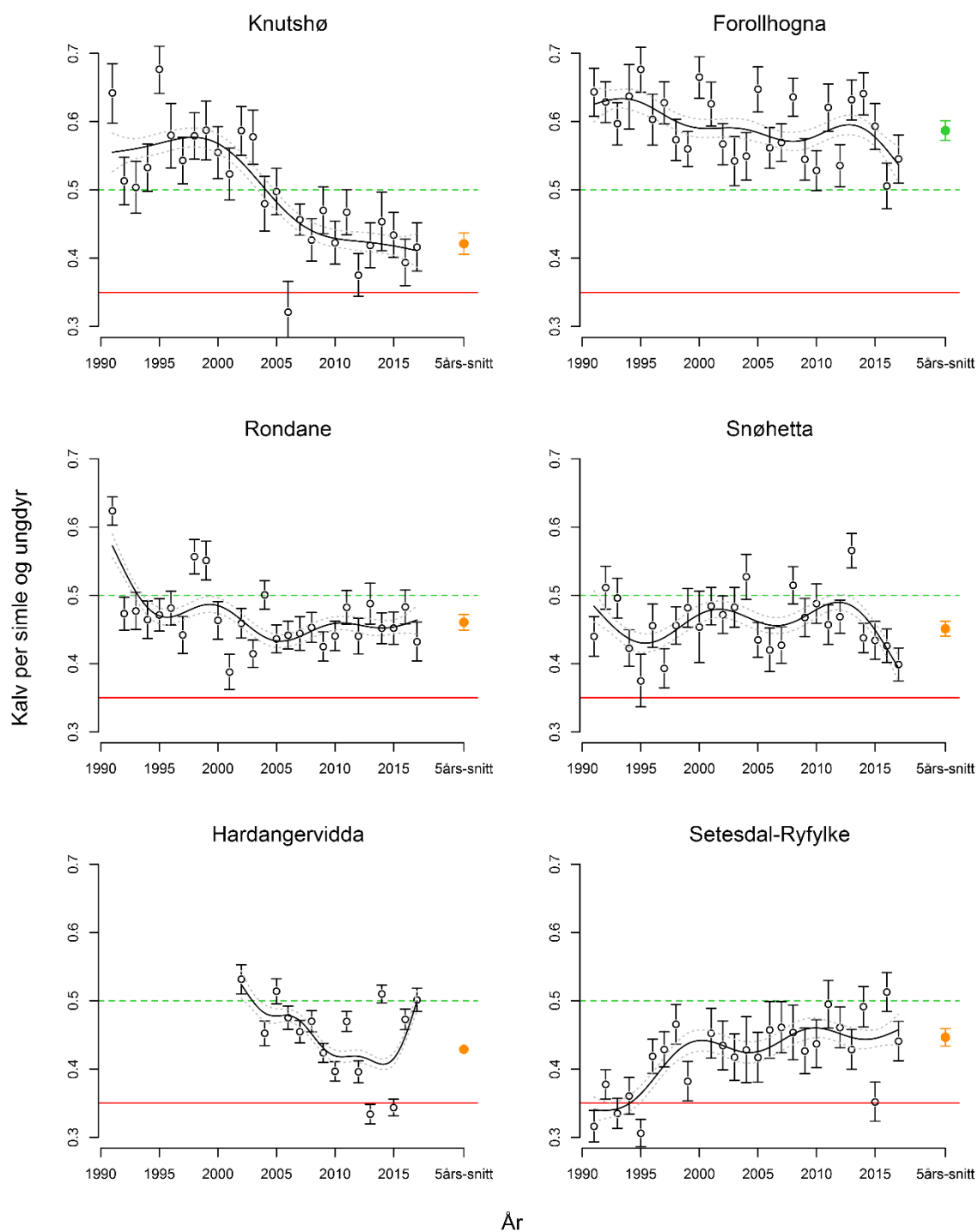
Tilstandskategorier for – kalv per 100 SU:

Dårlig	Middels	God
< 35	35 – 50	> 50

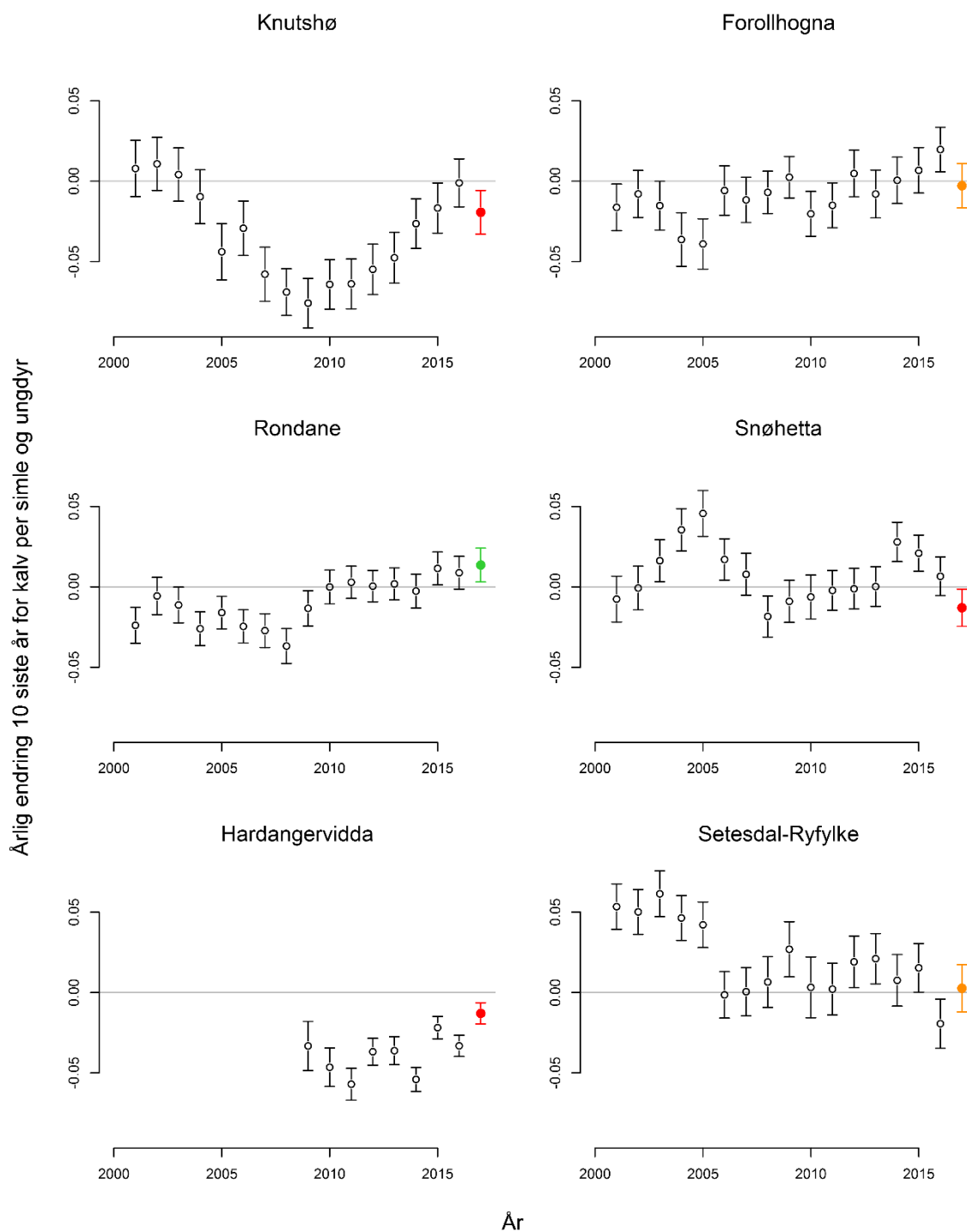
5.1.3.1 Eksempel på status- og trendvurdering av kalveproduksjonen

Per 2017 ligger Forollhogna i klasse God mens de andre områdene ligger i klasse Middels. Rondane og Setesdal-Ryfylke ligger i det øvre sjiktet mens Snøhetta og Knutshø ligger i det nedre sjiktet med en nedadgående trend (Figur 5.1.5).

For tiårsperioden fram til 2017 har Rondane positiv (grønn) utvikling i kalv per simle og ungdyr. Forollhogna og Setesdal-Ryfylke har hatt stabil (gul) utvikling, mens Hardangervidda, Knutshø og Snøhetta har hatt negativ (rød) utvikling i kalveproduksjon (Figur 5.1.6).



Figur 5.1.5. Oversikt over årlig andel kalv per simle og ungdyr med 95 % konfidensintervall og trendlinje fra en additiv modell med 95 % konfidensintervall som viser ikke-lineære trender over tid. Stiplet grønn linje viser grenseverdien mellom kategoriene God og Middels. Heltrukket rød linje angir skillet mellom Middels og Dårlig. Siste punkt på x-aksen (5års-snitt) viser vektet snittverdi for de fem siste årene. Vektingen er basert på flokkstørrelse. Punktfarge angir hvorvidt snittverdien faller i kategoriene God (grønn), Middels (oransje) eller Dårlig (rød). For å få antall kalv per 100 simle og ungdyr ganges verdien på y-aksen med 100.



Figur 5.1.6. Oversikt over tidstrender i antall kalver per simle og ungdyr med 95 % konfidensintervall. Hvert punkt angir trenden med usikkerhet for en tiårsperiode der året angitt på x-aksen er siste år. Merk at verdiene er gitt på logit-skala. Del på 4 for å få ca. verdi på %-skala. Farge på punktet for siste tiårstrend (2016) angir hvorvidt snittverdien faller i kategoriene God (grønn), Middels (oransje) eller Dårlig (rød).

5.1.4 Genetisk variasjon

Det er stor variasjon i bestandsstørrelsene innen våre 23 villreinområder, men alle områdene har definert et mål for hvor stor vinterbestand (bestandsstørrelse etter jakt) som er ønskelig. I mange områder er fastsettelsen av et slikt bestandsmål basert på kartlegginger av beiter og identifisering av minimumsressurser. Bestandsmålene er deretter vanligvis tilpasset for å unngå overbeiting av viktige sesongbeiter. I vårt største villreinområde, Hardangervidda, er bestandsmålet derimot lagt vesentlig under den beregna bæreevnen for leveområdet. Her er bestandsmålet basert på hvor stort jaktuttak jegerne er forventet å kunne hente ut i et normalår, og at dette jaktuttaket skal balansere den årlige tilveksten i bestanden. I Setesdal-Ryfylke er det midlertidige bestandsmålet med vilje satt høyere enn den antatte bæreevnen. Dette er gjort i håp om at økt bestandstetthet skal medføre at reinen gjenopptar bruken av arealer innen villreinområdet som i etterkant av siste reduksjonsavskytning ikke har blitt brukt som beite- og oppholdsområder. Basert på bruttoarealer og vintertellinger i overvåkingsområdene er det per i dag størst reintetthet på Hardangervidda og lavest i Knutshø og Forollhogna. Tellingene som er direkte sammenlignbare mangler for Setesdal-Ryfylke.

Hos villrein utgjør den effektive bestandsstørrelsen, de dyrene som parrer seg og er opphav til nye avkom, cirka en tiendedel av den totale bestanden (pers. med. Knut Røed). Dette tallet vil variere avhengig av kjønns- og alderssammensetning. For villreinområder med utveksling av individer mellom nabobestander vil den effektive bestandsstørrelsen være større enn det områdets lokale bestandstall skulle tilsi. Tilsvarende vil villreinområder med intern fragmenteringsproblematikk ha en mindre effektiv bestandsstørrelse enn det områdets bestandstall skulle tilsi.

Utteksling av individer mellom bestander og intern fragmentering er forhold som problematiserer bruken av rene bestandstall for å avgjøre hvorvidt den genetiske variasjonen innen enkeltbestander er truet. Det gir likevel en indikasjon på hvor raskt eventuelle endringer i genetisk variasjon er forventet å skje. Et endelig svar kan imidlertid bare måles ved bruk av genetiske markører.

Selv ved små bestandsstørrelser skjer endringene i den genetiske variasjonen relativt langsomt. Det er derfor ikke behov for årlige analyser for å følge en utviklingstrend. Prøver fra ca. 30 individer fra det enkelte villreinområde hvert femte år er tilstrekkelig. Ved mistanke om intern fragmentering innen et villreinområde må en derimot hente inn et tilsvarende prøvemateriale fra hver av de potensielt atskilte enhetene.

Bruk av den genetiske variasjonen som et mål på effektiv bestandsstørrelse, fragmentering og innvandring, vil også bidra til å oppfylle målsettingen om å ivareta den genetiske integriteten til våre stedegne villreinstammer. Dette er særlig aktuelt for bestandene i Rondane og Dovre, men også viktig for bestandene i Langfjella-regionen.

Tilstandskategorier for – tap av genetisk variasjon

Dårlig	Middels	God
> 3 %	3 < tapt variasjon > 0 %	0 %

5.1.5 Helsestatus – påvisning av alvorlig meldepliktig sykdom

Påvisning av en alvorlig meldepliktig sykdom som smitter til mennesker vil medføre at den aktuelle villreinbestanden ikke lenger kan høstes slik det har vært vanlig. Dyrehelse- og folkehelsemyndighetene kan da også gripe inn med pålegg som overstyrer forvaltningen av bestanden. I tillegg vil tilstedeværelse av sykdommer som kan smitte til mennesker påvirke bruken av og/eller opplevelsen av villreinen og villreinområdet.

Tilstedeværelse av en alvorlig meldepliktig sykdom som smitter til husdyr, vil ofte medføre at dyrehelsemyndighetene pålegger restriksjoner eller andre forvaltningstiltak ovenfor villreinbestanden. Forekomst av sykdom som påvirker eller har potensial til å påvirke villreinbestanden selv, enten i form av at dyrevelferden svekkes, eller at bestandens ytelse går ned, vil selvsagt være svært negativt for rettighetshavere og brukere av bestanden.

Ekspertgruppa finner det naturlig at påvisning av alvorlige meldepliktige sykdommer (Tabell 3.5.1) inngår som en måleparameter i kvalitetsnormen for villrein. Siden det bare er snakk om svært alvorlige sykdommer baserer statusvurderingen seg på dokumentert påvisning innen den enkelte villreinbestand. Fravær av påvisning av alvorlige meldepliktige sykdommer tilsvarer klassifisering God, mens påvist spredning innen bestanden gir klassifisering Dårlig. Med påvist spredning mener vi at det påvises såpass mange tilfeller at man ut i fra en epidemiologisk vurdering må anta at det ikke dreier seg om tilfeldige enkeltfunn forårsaket av smitte fra andre dyrebestander.

Tilstandskategorier for – alvorlig meldepliktig sykdom:

Dårlig	Middels	God
Påvist spredning av alvorlig meldepliktig sykdom	[ikke benyttet]	Ikke påvist alvorlig meldepliktig sykdom

De alvorlige meldepliktige sykdommene er i utgangspunktet ikke tilstede. I begynnelsen av et utbrudd vil en da ha en svært lav forekomst. For sykdommer som kan finnes i en bestand uten at dette er lett synlig, slik som tuberkulose, paratuberkulose, brucellose og skrantesjue, må en prøveta store andeler av en bestand for å med en viss sikkerhet kunne si at forekomsten er f.eks. under 1 %. For sykdommer hvor en stor del av de infiserte dyra viser tydelige sykdomstegn eller dør (munn og klauvsyke, rabies, miltbrann mv.), kan sannsynligheten for at et utbrudd oppdages være forholdsvis stor også i perioder eller bestander hvor man ikke har målrettede undersøkelser for akkurat denne sykdommen. Dette avhenger imidlertid av at dyra faktisk observeres og av at observatørene rapporterer. Begge disse faktorene kan en påvirke ved kunnskaps- og holdningsformidling – altså at folk blir gjort oppmerksomme på hva de skal se etter og hva de skal gjøre hvis de ser noe.

5.2 Delnorm lavbeiter

I kap. 3.2 gjennomgikk vi kunnskapsgrunnlaget knyttet til optimal lavdekning og lavtykkelse/-høyde for skånsom utnyttelse. Det er store forskjeller mellom de ulike villreinområdene i forhold til reinens tilgang til lavdominerte vegetasjonstyper (Figur 3.2.2, vedlegg 2 og 3). Det synes likevel klart at tilstanden på lavbeitene representerer en viktig begrensning for et områdes vinterbeitegrunnlag. Å sikre at disse beiteressursene opprettholder god produksjon og unngår unødige

beiteslitasje, er viktig for å ivareta villreinområdenes bestandsgrunnlag. Naturlige forskjeller i slitasje på vinterbeitene vil oppstå som følge av mellomårsvariasjon i reinens bruk av vinterbeiteområder, og klimatiske forhold som påvirker tilgang til beitene (snødybde, nedising m.m.). I tillegg vil naturlige eller menneskerelaterte barrierer bidra til at det stedege beitetrykket vil variere mye innen et område. Eksempelvis så er beitetrykket og dermed den stående lavbiomassen gjennomgående langt mindre i de sentrale og mest brukte delene av et villreinområde (se figur 4.5.1). Vi anbefaler derfor at klassifiseringen baseres på tilstanden i 60 % av vinterbeitearealet. Kategorien Dårlig tildeles dersom minst 60 % av det totale vinterbeitearealet har mindre enn 132 g/m². Kategorien Middels tildeles dersom minst 60 % av arealene har fra 132-220 g/m². Kategorien God tildeles dersom mer enn 60 % av arealene har over 220 g/m².

Tilstandskategorier for – lavbiomasse per m²

Dårlig	Middels	God
< 132 g/m ²	132 – 220 g/m ²	> 220 g/m ²

Innsamlingsfrekvens

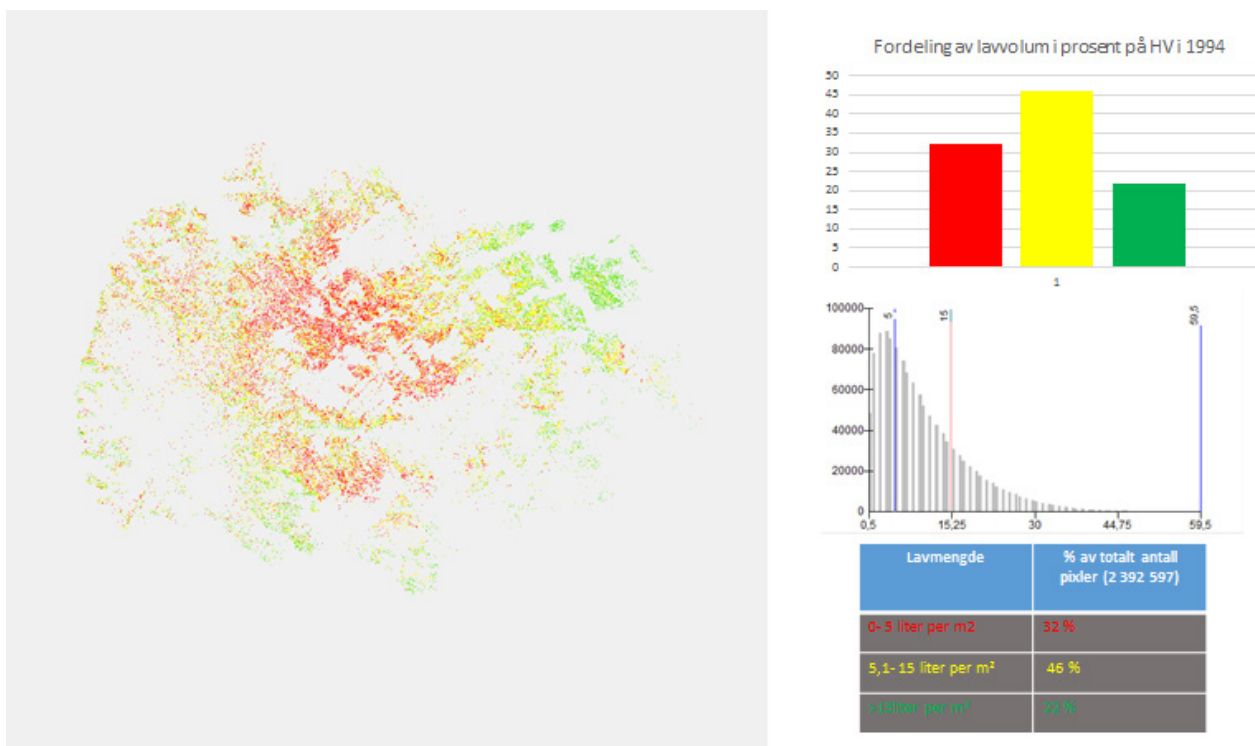
Vi foreslår at det samles inn data om tilstanden i lavbeitene hvor man måler lavdekning, lavhøyde og lavvolum i faste felter innenfor hvert villreinområde hvert femte år. I tillegg foreslås det at årlige sammenstillinger av satellittbaserte vegetasjonsindekser i form av NDMI/NDLI/NDVI/EVI og lavbiomasseindeksen (LVE) gjennomføres. Biomassemålingen basert på satellittdataene er i utgangspunktet gitt som volum (l/m²), men regnes om og presenteres som g/m² siden reinens fødebehov vanligvis framstilles med basis i tørrvektmål. Overgangen fra volum til vekt er gitt av sammenhengen: (g/m² = 22 * l/m²) (Gaare mfl. 1999, Tømmervik mfl. 2011, Tømmervik mfl. 2012).

5.2.1 Eksempel Hardangervidda

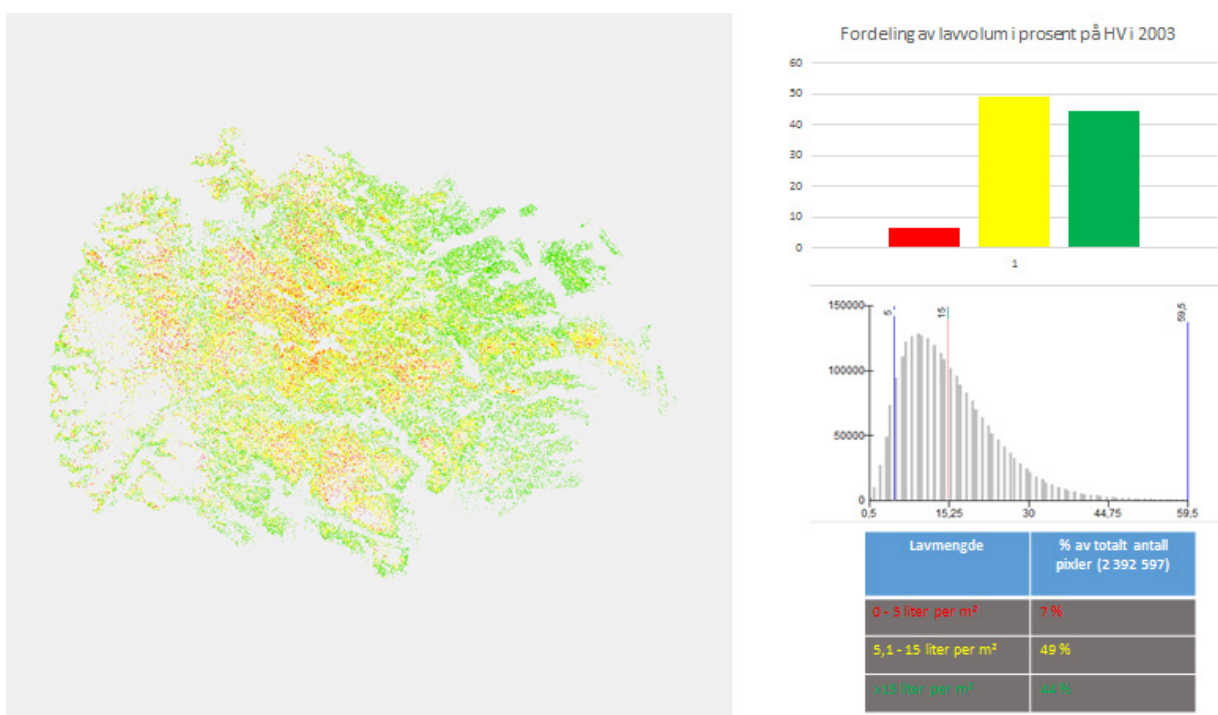
I en studie fra Hardangervidda utviklet NINA en lavbiomasseindeks (Lichen Volume Estimator, LVE) basert på satellittdata fra Landsat 5 TM (Falldorf mfl. 2014). De beregnede indeksverdiene samsvarte svært godt med bakkemålinger av lavbiomassen. Fordelen med en slik satellittbasert målemetode er at lavbeitene kan overvåkes hvert år uten omfattende feltarbeid. Ved vesentlige endringer i lavbiomasseindeksen kan disse ved behov verifiseres ved feltregistreringer.

I figur 5.2.1 og 5.2.2 presenterer vi fordelingen av lavvolumet på Hardangervidda i henholdsvis 1994 og 2003. Vi har her brukt de foreslåtte målekategoriene: Dårlig (rød), Middels (gul) og God (grønn) fra kapittel 4.

Som en ser av figur 5.2.1 så var det i 1994 de sentrale områdene på Hardangervidda som var sterkest belastet av villreinen og som kommer i kategorien dårlig (0-5 l/m²). Disse områdene utgjorde 32 %, mens områdene med middels gode beiter (5-15 l/m²) utgjorde 46 %. Områdene med gode beiter (> 15 l/m²), som også inkluderer områder som ikke er beitet i det hele tatt, utgjorde 22 % i 1994. Tallene for 2003 (Figur 5.2.2) viser at beitene kom seg vesentlig i tiårsperioden 1994-2003, og i 2003 var bare 7 % av områdene kategorisert som Dårlig, 49 % som Middels og 44 % som God. Gaare mfl. (2005) konkluderte i sin rapport om beitene på Hardangervidda at beitene i 1988 var svært slitte og at kun 32 % var innenfor kategoriene God og Middels (ubeitet og middels slitt) i 1988. Situasjonen for beitene i 2004 var sterkt forbedret og kategoriene God og Middels var økt til nærmere 70 %.



Figur 5.2.1. Fordeling av lavvolum i prosent på Hardangervidda i 1994.



Figur 5.2.2. Fordeling av lavvolum i prosent på Hardangervidda i 2003.

Ved vesentlige endringer i lavbiomasseindeksen i enkelte områder kan disse ved behov verifiseres ved gjennomføring av feltregistreringer. I kombinasjon med overvåking av slaktevekter og tidligere beskrevne vegetasjonsindekser presentert i kap. 3.1 vil dette effektivt kunne overvåke tilstanden både på sommer- og vinterbeitene.

5.3 Delnorm leveområde og menneskelig påvirkning

Litteraturstudiet og den tematiske gjennomgangen i kap. 3.6 viser at infrastruktur og menneskelig aktivitet kan ha betydelige effekter på villreinens arealbruk. Ofte er det svært komplekse sammenhenger mellom ulike typer infrastruktur (10 typer definert i litteraturgjennomgangen) og ferdsel. Samvariasjon mellom alle disse påvirkningsfaktorene må også settes inn i en sammenheng med naturforhold, ressurstilgang og dynamikken i villreinbestandene. I dag er det begrensa tilgang til data som kartfester ferdsel og menneskelig aktivitet på et detaljeringsnivå som er relevant i forhold til å forstå variasjoner i reinens arealbruk. Veger, stier og skiløyper er for en stor grad kartfestet, men en vet lite om mengden og intensiteten av ferdsel i områder hvor det ikke er gjennomført spesielle registreringer ved hjelp av blant annet automatiske ferdselstellere og brukerundersøkelser (se f.eks. Strand mfl. 2015a). Det er også mangel på kunnskap om direkte sammenhenger mellom forekomst av infrastruktur og forstyrrelseseffekt på villrein. Vi har derfor valgt å ta utgangspunkt i villreinens arealbruk og ikke menneskelig arealbruk når vi har foreslått måleparametere for denne delen av normen.

Det er en forutsetning at kvalitetsnormen skal være så enkel som mulig, men likevel slik at den skal kunne fange opp kritiske endringer i villreinens arealbruk. Dersom normen i et villreinområde ikke er nådd, er målet at normen skal være et grunnlag for å iverksette avbøtende tiltak slik at tilstanden i området kan bringes opp på et nivå som tilfredsstiller kravene.

Hovedprinsipper for klassifisering

Ekspertgruppa foreslår at det benyttes to måleparametere:

- a) Funksjonell arealutnyttelse
- b) Funksjonelle trekkpassasjer

Måleparameterne settes på bakgrunn av vurdering av villreinområdets økologiske funksjonalitet: Reinen skal ha tilgang til viktige funksjonsområder gjennom året. Redusert arealutnyttelse på grunn av inngrep og forstyrrelser vil blant annet kunne føre til redusert høstingspotensial og/eller redusert kondisjon (jf. figur 3.6.5). Opphør i bruk av viktige trekkpassasjer vil føre til ytterligere oppsplitting av villreinområdet (jf. figur 3.6.5).

Funksjonell arealutnyttelse betyr at villreinen bruker de ulike funksjonsområdene innenfor leveområdet på en naturlig måte. De viktigste funksjonsområdene er sommerbeite, vinterbeite og kalvingsområder. Trekkpassasjer er også funksjonsområder, men er på grunn av sin viktighet skilt ut som en egen måleparameter i delnormen.

Funksjonelle trekkpassasjer betyr at reinen har mulighet til å trekke mellom de ulike funksjonsområdene i leveområdet. Naturlige hindringer som topografi og vassdrag gir naturlige flaskehalser som er spesielt sårbare for forstyrrelser, og fysiske naturinngrep kan føre til at trekket blir helt sperret. Det er de funksjonelt viktigste trekkpassasjene innenfor villreinområdet som vurderes.

Uttekslingsområder mellom administrativt ulike villreinområder synliggjøres i delnormen, men er ikke med i selve klassifiseringen i de tilfeller inngrepene som førte til oppsplittingen har skjedd for mer enn 50 år siden. I utvekslingsområdene finnes det ofte tung og nasjonalt viktig infrastruktur som det kreves omfattende og svært kostbare prosesser å endre på. Det er imidlertid viktig

at disse områdene pekes ut slik at det er mulig å forbedre trekkforholdene i situasjoner der det likevel skal gjøres endringer i infrastrukturen, f.eks. ved at det etableres tilstrekkelig lange tunneler når det skal bygges ny hovedveg gjennom et fjellområde av trafikk- og regularitetshensyn. Det er eksempelvis godt dokumentert at byggingen av Finsetunnelen på Bergensbanen åpnet en brutt trekkveg som i dag binder sammen fjellområdene nord og sør for Finse.

Klassifikasjon av hvert enkelt villreinområde bygger på en samlet vurdering av funksjonell arealutnyttelse og funksjonelle trekkpassasjer, og et område med god økologisk funksjonalitet har både gode trekkpassasjer og god tilgang til funksjonsområder. Avbøtende forvaltningstiltak blir viktige verktøy for å bedre situasjonen for villreinen i områder hvor tilstanden er dårlig.

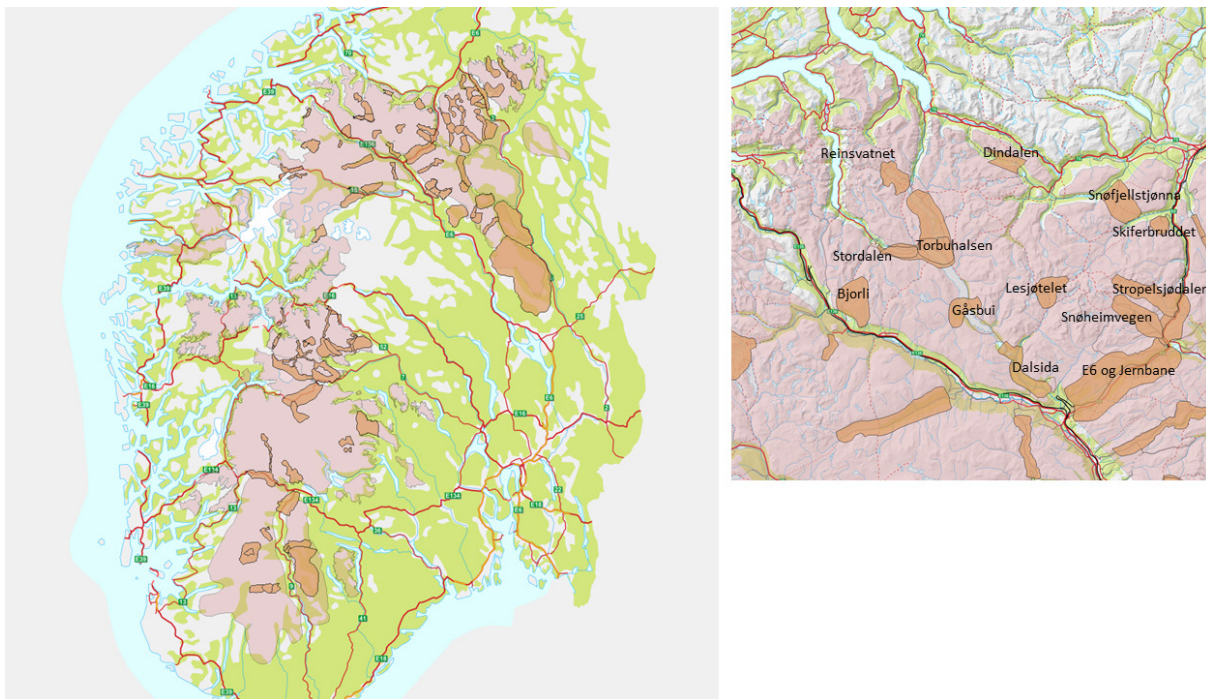
5.3.1 Metodikk for klassifisering

Villreinens leveområder utgjør store og komplekse landskap med en lang rekke ytre påvirkningsfaktorer som bidrar til at de enkelte villreinområdene er svært forskjellige både mht. størrelse, topografi og naturgitte beiteforhold m.m. (kap. 2). Det er derfor svært vanskelig å være generell og finne en tilnærming til en norm som beskriver tilstanden i villreinens leveområder som er hensiktsmessig for alle områder.

Vi foreslår at denne delnormen fastsettes på grunnlag av erfaringene som er gjort med kartlegging av villreinens leveområder. Det bør utarbeides en mal for hvordan dette skal gjøres basert på tidligere erfaringer. Metodisk foreslår vi at kartlegging av villreinens leveområde med funksjonsområder gjøres av en lokal/regional rådgivningsgruppe for hvert villreinområde med bistand fra relevante fagmiljøer, og at gjennomføring skjer etter mal fra det som tidligere er gjort i kartlegging av villreinens arealbruk og trekk.

Som grunnlag for arbeidet med regionale planer ble det i perioden 2007–2011 gjennomført kartlegging av villreinens leveområder i alle de nasjonale villreinområdene. I disse kartleggingsarbeidene ble villreinens arealbruk kartlagt ved hjelp av kulturhistoriske data (fangstanlegg mv.), lokal erfaringsbasert kunnskap, systematiske observasjoner fra fjelloppsyn mfl., og ved hjelp av kvantitative data fra ulike tellinger og fra GPS-instrumenterte reinsdyr der slike fantes. Kartleggingsarbeidene ble gjort med betydelig lokal deltagelse og medvirkning. Resultatene ble framstilt i relativt omfattende rapporter med kartbilag. Disse kartene finnes i dag i Miljødirektoratets "Naturbase", jf. også omtale av dette i kap. 1.7.1. Prosjektene ble ledet og koordinert av Norsk villreinsenter med finansiering fra Miljødirektoratet. De to siste årene har det også blitt gjennomført tilsvarende prosjekter i to andre villreinområder; Norefjell–Reinsjøfjell og Brattefjell–Vindeggen.

I forbindelse med gjennomføring av flere regionale FoU-prosjekter om villrein, ferdsel og inngrep, og med kobling til de regionale planene for nasjonale villreinområder, har det blitt definert mer enn 60 fokusområder hvor det i større eller mindre grad er dokumenterte konflikter mellom hensyn til villrein og menneskelig ferdsel/infrastruktur (Figur 5.3.1). Kartlegging av slike fokusområder ble foreslått av Strand mfl. (2010), og bidrar til at forvaltningen i større grad kan differensiere forvaltningen geografisk og konkretisere de lokale forvaltningsutfordringene i retning av tilrettelegging og avbøtende tiltak. Enkelte av fokusområdene er allerede implementert i de regionale arealplanene. Andre områder er mer å betrakte som forslag til fokusområder, hvor det fortsatt gjenstår å formalisere områdenes status.



Figur 5.3.1. Kart over Sør-Norge med foreslåtte fokusområder og utsnitt av Snøhettaområdet som viser de enkelte fokusområdene som er identifisert der.

Vurdering etter delnormen vil kreve at man sammenstiller kunnskapsgrunnlaget for det enkelte villreinområdet, og at en kartlegger både sentrale funksjonsområder og trekkpassasjer, og identifiserer aktuelle tilhørende fokusområder. For hvert fokusområde bør en forsøke å beskrive hvilke forhold som bidrar til konflikt og likeledes om det er behov for avbøtende tiltak og overvåking. En slik framgangsmåte vil også bidra til å avdekke eventuell kunnskapsmangel.

I mange av de mindre villreinområdene er kunnskapen om villreinens arealbruk og trekk i mindre grad nedtegnet. I de fleste nasjonale villreinområder finnes det derimot god og tilgjengelig kunnskap om arealbruken og en har pekt ut fokusområder der både funksjonell arealutnyttelse og funksjonelle trekkpassasjer er inkludert som tema. Villreinen har på disse arealer en redusert bruk eller opphør i funksjonell arealutnyttelse og/eller en redusert bruk eller opphør i bruk av trekkpassasjen.

Det bør etableres en mal for hvordan kartleggingsarbeidet gjennomføres med bakgrunn i de erfaringene som er gjort i forbindelse med kartlegging av de nasjonale villreinområdene, og som også inkluderer identifisering og forankring av fokusområder.

Avgrensningen av fokusområder bygger på en helhetlig vurdering der en ser på landskapsformer/topografi, området sin opprinnelige funksjon for villreinen og de påvirkningsfaktorene en finner i området, slik som innfallsporter for menneskelig ferdsel og andre infrastruktursystem. Metodikk for avgrensning av fokusområder blir en viktig oppgave i utarbeidelse av malen beskrevet over.

5.3.2 Funksjonell arealutnyttelse

Klassifikasjon av funksjonell arealutnyttelse blir gjort med utgangspunkt i fokusområder. Fokusområder utgjør arealer i villreinområdet med redusert bruk. To forhold blir vurdert: 1) Grad av

arealunnnvikelse siste 10 år sammenlignet med forventningen basert på siste 50 år. 2) Omfanget av arealunnnvikelsen i forhold til tilgjengelige ressurser av sommerbeite, vinterbeite og kalvingsområder. Hvordan avgrensning og registrering av fokusområder og funksjonsområder skal gjennomføres i praksis må spesifiseres nærmere i foreslått utarbeidelse av mal (jf. kap. 5.3.1). I mange av de nasjonale villreinområdene er denne kunnskapen allerede på plass.

For arealunnnvikelse er de ulike tilstandskategoriene definert som følger. God: Inntil 50 % redusert bruk. Dette vurderes å ligge innenfor normal variasjon i områdebruk. Middels: 50-90 % redusert bruk. Dårlig: Mer enn 90 % redusert bruk. Det samlede arealomfanget av fokusområdene med redusert bruk er også delt i tre klasser: Lite, middels og stort omfang. Grenseverdiene for omfang må utredes nærmere i det videre arbeidet med delnormen. Det er her likevel gitt en vurdering med erfaring fra noen villreinområder. Lite omfang vurderes å ha ingen/liten betydning for bestandens ressurstilgang, og kan ligge i størrelsesorden inntil 10 % av areal funksjonsområde i områder med god tilgang. Når det gjelder middels omfang vil dette begrense bestandens ressurstilgang, og vil mange steder utgjøre 10-20 % av areal funksjonsområde. Stort omfang har betydelige effekter på bestanden, og vil da vanligvis ha et arealomfang på mer enn 20 %. Den generelle regelen er at desto større arealomfang av fokusområder desto større negative effekt på villreinen. Det er likevel verdt å merke seg at det finnes villreinområder med svært begrenset tilgang til visse funksjonsområder, og arealunnnvikelse i tradisjonelle kalvingsområder dekker relativt små arealer. De foreslåtte verdiene i slike kritiske områder vil derfor være lavere (jf. vinterbeite og kalvingsområder i Setesdal-Ryfylke). Vurderingene av omfang må dermed i tillegg til å bruke areal som viktigste inngang, bruke kvalitative vurderinger i spesielle tilfeller. I hvilken grad datagrunnlag og kvalitative vurderinger er brukt må spesifiseres tydelig i normen. Matrisen nedenfor viser prinsippet for klassifisering av funksjonell arealutnyttelse basert på kriteriene nevnt ovenfor.

Tilstandskategorier for – funksjonell arealutnyttelse:

Klassifiseringen kombinerer vurderinger knyttet til grad av arealunnnvikelse og det omfanget arealunnnvikelsen har i forhold til villreinens totale funksjonsområder. I klassifiseringen må man dermed både vurdere grad av arealunnnvikelse og areal for hvert enkelt fokusområde. I tillegg må det gjøres en samlet vurdering av arealet til fokusområdene i forhold til samlet arealtilgang av sommerbeite, vinterbeite og kalvingsområder i hele villreinområdet. Vurderingen forutsetter at man har tilstrekkelig kunnskap til å identifisere arealunnnvikelse i hele villreinområdet.

Registrering av det enkelte fokusområdes arealstørrelse og tilstandsklassifisering (Dårlig: > 90 %, Middels: 50-90 %, God: < 50 %) og areal (km²) for grad av arealunnnvikelse:

Aktuelle fokusområder	Grad av arealunnnvikelse i fokusområder		
	Dårlig	Middels	God
Område 1	km ²	km ²	[ikke aktuelt]
Område 2	km ²	km ²	[ikke aktuelt]
Osv.	km ²	km ²	[ikke aktuelt]
Sum areal			[ikke aktuelt]

Fokusområder er pekt ut som arealer der det er behov for målrettede avbøtende tiltak for å søke å bedre situasjonen. I utgangspunktet vil derfor alle fokusområder havne i tilstandsklassene Mid-

dels (gul) eller Dårlig (rød). Når utfordringene er løst er områdene ikke lenger å anse som fokusområder. Av denne grunn er tilstandsklassen God (grønn) ikke aktuell for klassifiseringen av arealunnavvikelse.

For å vurdere det samlede omfanget av områder hvor arealunnavvikelse er en utfordring, summeres arealene for hver av klassene Middels (50-90 %) og Dårlig (> 90 %) for hver type funksjonsområde. Det vurderes deretter om disse arealene utgjør et lite (< 10 %), middels (10-20 %) eller stort omfang (> 20 %) av total arealtilgang for den enkelte type funksjonsområde (sommerbeite, vinterbeite og kalvingsområde) innen villreinområdet. Tabellen nedenfor brukes til å fastsette endelig tilstandsklassifisering der fargekodene viser til kvalitetsnormens standard klassifiseringssystem. Funksjonsområdet med dårligst tilstandsklassifisering bestemmer den endelige helhetsvurderingen av måleparameteren. Dersom tilstandsklassifiseringen for sommerbeiteområder, vinterbeiteområder og kalvingsområder eksempelvis er vurdert til henholdsvis God, Middels og Dårlig, vil det være kalvingsområdenes dårlige klassifisering som bestemmer den endelige helhetsvurderingen.

		Grad av arealunnavvikelse i fokusområder	
		50 – 90 %	> 90 %
Omfang av arealunnavvikelsen i fokusområder i forhold til arealtilgang av sommerbeite, vinterbeite og kalvingsområder	Lite		
	Middels		
	Stort		

5.3.3 Funksjonelle trekkpassasjer

Klassifiseringen av funksjonelle trekkpassasjer er basert på vurderingen av endret bruk (reduisert krysningsfrekvens eller økt krysningshastighet) av historisk viktige trekkpassasjer mellom funksjonsområder. Reinens bruk av slike passasjer siste 10 år sammenlignes med forventningen basert på siste 50 år. Statusvurderingen av trekkpassasjer er definert som følger. God: Inntil 50 % redusert bruk. Dette vurderes å ligge innenfor normal variasjon i områdebruk. Middels: 50-90 % redusert bruk. Dårlig: Mer enn 90 % redusert bruk.

Tilstandskategorier for – funksjonelle trekkpassasjer:

Tallene refererer til reduksjon i bruk av trekkpassasjer.

Dårlig	Middels	God
> 90 %	50 – 90 %	< 50 %

5.3.3.1 Eksempel Snøhetta

Vi viser her et tenkt eksempel fra en vurdering av fokusområdene i Snøhetta, jf. kartet ovenfor (Figur 5.3.1). Det understrekes at eksempelet bare er presentert som illustrasjon av systemet, og at Snøhetta seinere vil bli grundigere gjennomgått og klassifisert på samme måte som andre områder.

Snøhetta kommer ut som et rødt område, fordi det er fare for ytterligere oppsplitting av villreinområdet mellom Snøhetta vest og Snøhetta øst ved Torbuhalsen. Dette er en trekkpassasje der problemene startet med konsesjonene i Aursjøen i 1953 og 1959 med påfølgende utbygging. Det har seinere blitt betydelig hyttebygging og sommeråpen veg gjennom området, og trekkpassasjen over Torbuhalsen har etter det blitt gradvis vanskeligere å krysse. Det er påvist bruk av

trekkpassasjen av dyr fra vestområdet i GPS-merkeprosjektet i Snøhetta, men dyrene har returnert (Strand mfl. 2013). GPS-merka dyr fra østområdet har ikke brukt trekkpassasjen.

Statusvurdering for fokusområder i Snøhetta:

Måleparameter	Kriterier	Fokusområde	Areal (km²)	Status
Funksjonell arealutnyttelse	Redusert arealbruk av ett eller flere viktige funksjonsområder siste 10 år sammenlignet med forventningen basert på siste 50 år	Snøheimvegen	52	
		Stroplsjødalen	54	
		Soløyfjellet, Snøfjelltjønnin	47	
		Leirsjøleitet	32	
		Torbuhalsen	122	
		Aursjøen, Gåsbue	27	
		Bjørli	53	
		Sæterfjellet	12	
		Grødalen	21	
Funksjonelle trekkpassasjer	Endret bruk av historisk viktige trekkpassasjer mellom funksjonsområder siste 10 år sammenlignet med forventningen basert på siste 50 år	Snøheimvegen	52	
		Stroplsjødalen	54	
		Torbuhalsen	122	
		Aursjødammen - Stordalen	35	
		Baklihaugen og Søre Dalsida	45	
Utvekslingsområde	Snøhetta - Rondane	Dovrefjellaksen	32	
	Snøhetta - Knutshø	Hjerkinn - Kongsvoll	15	

Helhetsvurdering Snøhetta:

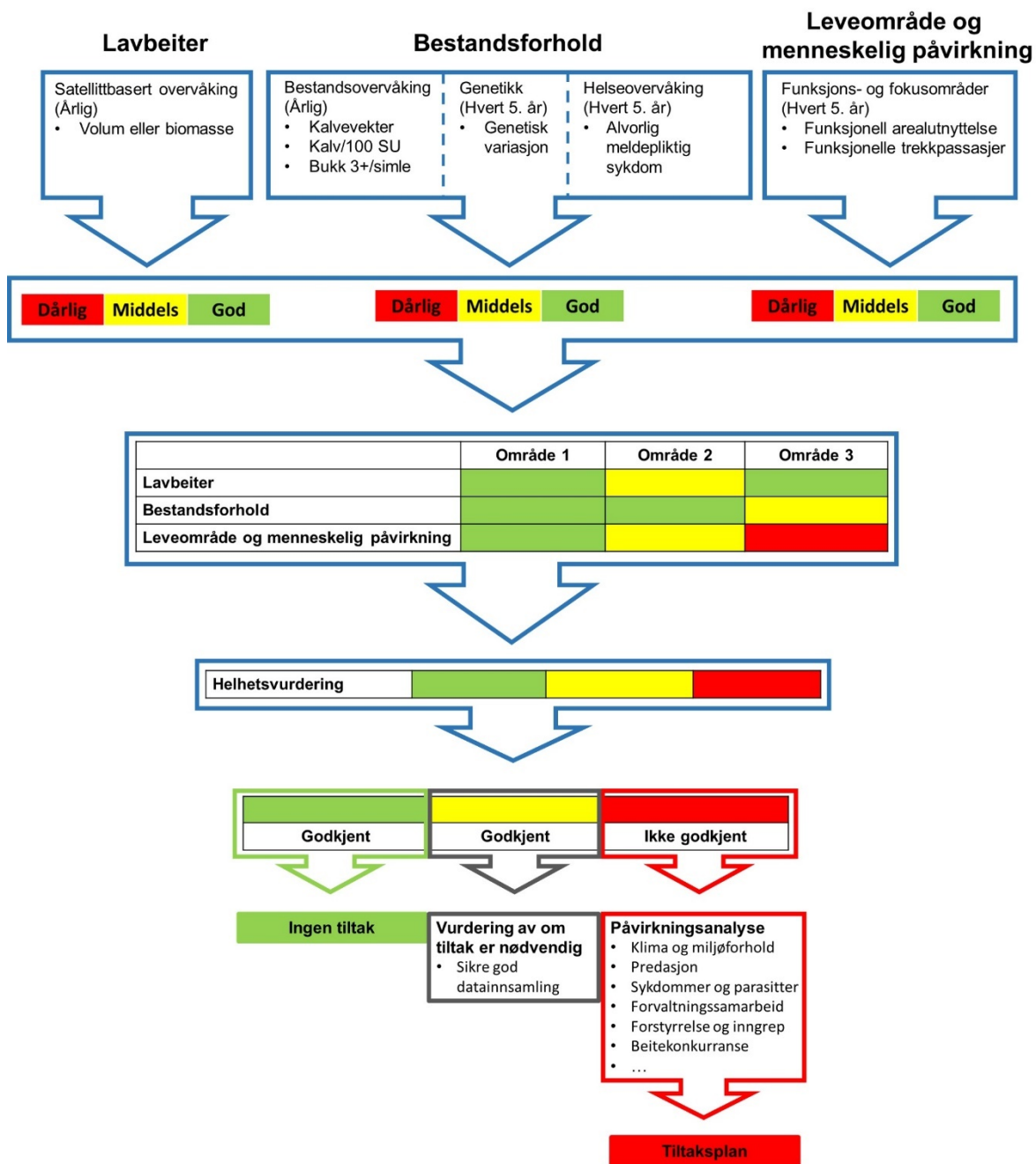
I Snøhetta blir summen av arealunnvikelse i klassen 50-90 % i alt 341 km², og dette er vurdert til å ha middels omfang. For klassen > 90 % er arealet 122 km². Sistnevnte havner omfangskategorien Lite omfang. Helhetsvurderingen for arealunnvikelse Snøhetta blir da Gult.

		Grad av arealunnvikelse i fokusområder	
		50 – 90 %	> 90 %
Omfang av arealunnvikelsen i fokusområder i forhold til arealtilgang av sommerbeite, vinterbeite og kalvingsområder	Lite		122 km²
	Middels	341 km²	
	Stort		

5.4 Helhetsvurdering og behov for tiltak

Etter gjennomført statusklassifisering av måleparameterne i kvalitetsnormen, vil en helhetsvurdering avgjøre hvorvidt det vil være behov for iverksetting av en tiltaksplan. Basert på det valgte klassifiseringssystemet (kap. 4.1), er det bare klassifisering Dårlig som gir «ikke godkjent» etter kvalitetsnormen. Slike tilfeller utløser direkte krav/forventning om igangsetting av en påvirkningsanalyse. Denne analysen har som mål å identifisere årsakene til at villreinområdet ikke oppnår «godkjent». Figur 5.4.1 gir en illustrasjon av operasjonaliseringen av kvalitetsnormen. Som poengtert i figuren og beskrevet i kap. 4.1, er klassifisering Middels tenkt som et varsku til forvaltningen uten at en full påvirkningsanalyse er nødvendig. Det vil likevel være berettiget å gjøre vurderinger om hvorvidt situasjonen er stabil eller i endring, og om eventuelle grep for å bedre situasjonen er formålstjenlig.

Datagrunnlag for villreinområdene



Figur 5.4.1. Illustrasjon av hvordan miljøkvalitetsnormen for villrein er tenkt operasjonalisert.

6 Påvirkningsfaktorer

Dersom klassifiseringen etter kvalitetsnormen viser at god eller middels kvalitet ikke er oppnådd for et villreinområde, bør det i henhold til naturmangfoldloven § 13 lages en plan hvor årsakene kartlegges og tiltak vurderes. Til hjelp i kartleggingen av årsaker presenterer vi her en oversikt over en del naturgitte og menneskeskapte påvirkningsfaktorer som ikke er en del av selve kvalitetsnormen. For noen av påvirkningsfaktorene vil det kunne utvikles kvantitative effektindikatorer, mens en for andre vil måtte bruke mer kvalitative beskrivelser og effektvurderinger. Påvirkningsfaktorene vurderes over samme femårsperiode som kvalitetsnormen, og påvirkningsanalysen bør gjennomføres av samme ekspertgruppe som får ansvaret for klassifiseringsarbeidet etter kvalitetsnormen.

6.1 Klima

I kap. 3 har vi foreslått at satellittbaserte mål som fanger opp vegetasjonens fenologi og produksjon kan brukes for å beskrive noe av den store variasjonen i klimatiske forhold og beiteforhold som reinen opplever mellom år. Dette gir romlig eksplisitte mål for variasjon i miljøforhold mellom år og er også relatert til snødybde vinterstid (Nielsen mfl. 2012). Samtidig er det klart at store snømengder og mildvær med påfølgende ising vinterstid kan ha store effekter på reinen uten at det nødvendigvis gjenspeiles gjennom bruk av satellittbaserte målinger (Veiberg mfl. 2017). Kvantitative mål som fanger opp disse forholdene kan bidra vesentlig til forståelsen av variasjon både i reinenes områdebruk (Pape & Löffler 2015), sårbarhet overfor rovdyr (Tablado mfl. 2014) og andelen simler som får kalv (Stien mfl. 2012).

God kunnskap om beiteforholdene vinterstid krever detaljerte data om lokal meteorologi og kunnskap om fysiske forhold i snødekket (Kohler & Aanes 2004). Per i dag finnes det ingen romlig eksplisitte data som beskriver disse forholdene på den skalaen som villreinen ferdes. Det bør likevel nevnes at dette er forhold hvor det skjer en løpende teknologisk, metodisk og teoretisk utvikling som på sikt forventes å resultere i lett tilgjengelige data som effektivt kan beskrive beiteforholdene som reinen opplever som følger av variasjon i klimatiske forhold vinterstid. Når slike data foreligger og effekten for villreinen er tilstrekkelig forstått, er det naturlig at normen oppdateres og at denne påvirkningsfaktoren inngår som en av forklaringsvariablene for å forstå tilstand og trend i bestandene.

Det må også nevnes at det for tiden skjer til dels dramatiske endringer i økosystemene våre som følge av global oppvarming. Alpine områder og tundraområder gror igjen og kvalitative egenskaper til snø og islag endres med delvis ukjente konsekvenser for økosystemene våre. At dette har store direkte effekter på reinens tilgang til mat vinterstid, og også indirekte gjennom påvirkning på plantesamfunnet, synes opplagt (Bokhorst mfl. 2008, Bokhorst mfl. 2009, Bokhorst mfl. 2011). Faktum er at flere arter med tradisjonell betydning for folk i nord, som ressurser, symboler og nøkkelroller i økosystemene allerede er i tilbakegang som følge av disse endringene (Vors & Boyce 2009). Samtidig blir nye arter fra sør stadig vanligere i nordområdene (Post mfl. 2009).

I løpet av dette århundret er det forventet klimaendringer i en størrelsesorden som det for de fleste av oss er vanskelig å fatte omfanget av. Ifølge en nylig publisert studie som sammenstilte simuleringer fra 17 av de mest anerkjente klimamodellene, ble det predikert at klimaet på våre breddegrader vil bli omtrent slik som det per i dag er i de sørlige delene av Europa (Xu mfl. 2013). Dette forventes å ha store konsekvenser både for plante- og dyrelivet i Norge, inklusive villreinen.

Nøkkelen til å forvalte villreinen og økosystemet som den lever i på en best mulig måte, vil være kunnskap om prosessene som påvirker dynamikken i systemet. En viktig erkjennelse er at det er vesentlige mangler i kunnskapsgrunnlaget omkring hvordan klimaendringene vil påvirke økosystemene våre. Dette begrenser vår evne til å skille normal dynamikk fra nye tilstander og dermed også muligheten til å forutsi økosystemenes sårbarhet og motstandsdyktighet overfor eksterne påvirkninger. Det er et stort behov for å forbedre grunnlaget for å dokumentere endringer empirisk. Dette gjelder både de endringer som forutsies fra modeller og scenarioer, og de overraskelser som oppstår når uforutsette vippepunkter i komplekse systemer overskrides etter hvert som klimaet endres. Utfordringene som angår empirisk dokumentasjon av endringer i naturen kan best møtes ved etablering av godt funderte overvåkingsprogrammer som er basert på moderne teori og teknologi. Dette er momenter som det vil være opplagt å vende tilbake til dersom vi i framtiden opplever at flere av bestandenes tilstand eller trend klassifiseres som ikke-godkjent/rødt.

6.2 Predasjon

Hvor stort tap store rovdyr og kongeørn påfører rein har vært et stort tema i tamreinnæringen, men har ikke vært like mye diskutert i forhold til villreinen. At predasjon kan være en betydelig dødsårsak hos rein er godt dokumentert. Spesielt gjelder det for skogsrein i Nord-Amerika hvor kanskje særlig et endret klima kombinert med skogsdrift og veiutbygginger har resultert i at elgen trekker nordover (Wittmer mfl. 2005a, Wittmer mfl. 2005b, Wittmer mfl. 2010). Sammen med elgen trekker ulven også nordover. Ulven har også vist seg å utnytte veier til å forflytte seg raskt over store områder (Whittington mfl. 2011, Boutin mfl. 2012). Økte elgbestander i områder som før var dominert av skogsrein, har også resultert i økte ulvebestander. Dette har ført til økt predasjonstrykk for reinen, og resultert i at den flere steder trues av utryddelse (Hebblewhite 2017).

Det er mange forhold som skiller situasjonen i Nord-Amerika fra situasjonen i de nordiske villrein- og tamreinområdene. I dagens situasjon representerer normalt ikke ulv noen stor predasjonsfaktor for den nordiske reinen, men det er ingen tvil om at ulv og andre rovviltarter (gaupe, jerv, bjørn og kongeørn) kan ta både tamrein og villrein. Bestandsovervåkingen og forvaltningen av fredet rovvilt er omfattende, og det benyttes også betydelige ressurser på å dokumentere de skader som rovviltet gjør på tamrein. Det er ikke tilsvarende fokus på å dokumentere tap av villrein til rovvilt, og vi har derfor lite kunnskap om i hvilken grad rovvilt utgjør en vesentlig dødsårsak for villrein i ulike områder.

I tamreinnæringen har det også vært gjennomført omfattende studier for å beregne hvor mange rein en jerv eller ei gaupe dreper i løpet av et år. Hvis vi i tillegg vet hvor mange gauper og jerver vi har i et område kan vi da beregne hvor mange rein som blir tatt. I Norge har vi god kunnskap om hvor mange gauper og jerver som yngler årlig (www.rovdata.no), og i tillegg vet vi med bakgrunn i demografiske studier at for hver registrerte gaupeyngling finnes det vanligvis totalt fire voksne individer. Tilsvarende er det for hver registrerte jerveyngling vanligvis seks individer. Til sammen er dette informasjon som kan brukes til å beregne det totale tapsomfanget for hver av disse artene.

Alle dokumenterte gaupe- og jerveynglinger kartfestes. Dette gjør at en enkelt kan telle opp hvor mange individer som finnes innenfor bestemte områder. Denne kunnskapen brukes per i dag både i Sverige og Norge for å beregne antall ynglinger innenfor ulike regioner. Som en del av

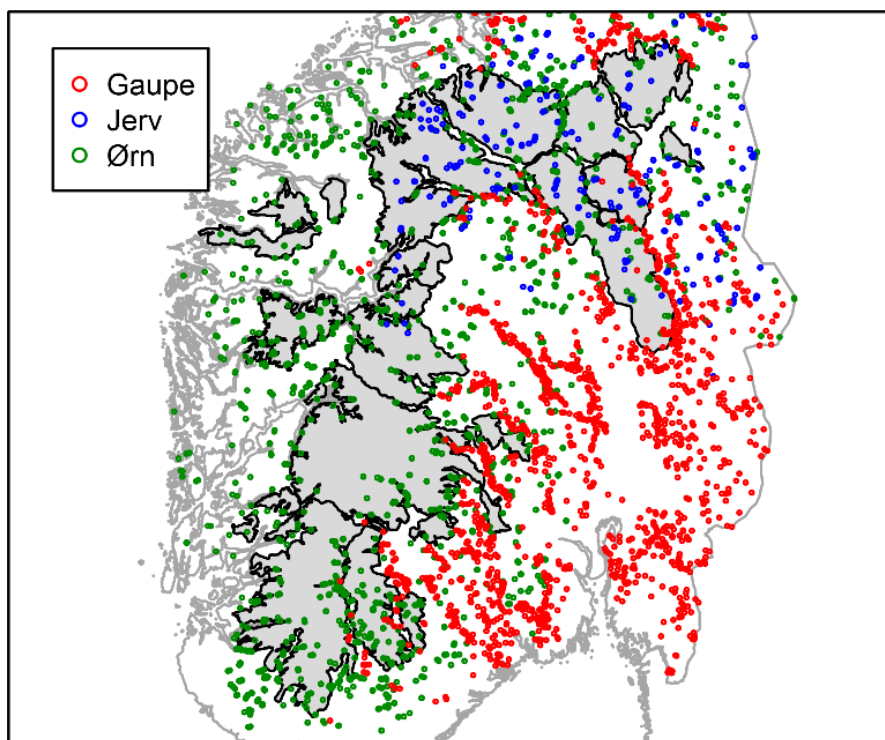
denne beregningen deles gaupefamilier som observeres i ulike regioner, eller langs grensen mellom regioner, mellom regionene. Samtidig brukes gjennomsnittlig antall registreringer over de tre siste årene for å ta høyde for at ynglinger kan bli oversett og for å glatte observasjonene i tid og rom (Tovmo mfl. 2017).

Med utgangspunkt i kunnskapen vi har om drapstakter fra gaupe og jerv på tamrein (Mattisson & Odden 2016) vil det være mulig å gjøre beregninger av totalt tap (kalv og voksne) av villrein innenfor de ulike villreinområdene med grunnlag i registrerte ynglinger av jerv og gaupe. For å gjøre dette er det imidlertid nødvendig å sette seg grundig inn i ulike forhold i de ulike områdene, som reinens arealbruk innenfor det enkelte villreinområdet, rovdirens leveområder, tilstedeværelse av sau, rådyr, hjort m.m., og dette er et stort arbeid som ikke er mulig å gjøre innenfor rammen av dette oppdraget.

Det er mye mindre kunnskap om kongeørna som predator på rein enn det som er tilfelle for de store rovdirene. Kongeørna er både en predator og åtseleter og anses for å være en fødegeneralist. Kongeørnas valg av byttedyr er godt dokumentert, og det er også godt dokumentert at rein inngår i fødevalget. Den er først og fremst en predator på små og nyfødte kalver (Fauchald mfl. 2004, Norberg mfl. 2006, Nieminen mfl. 2011), og data fra kadaverundersøkelser i Norge har vist at over 80 % av kongeørndrepte reinsdyr var kalver (Miljødirektoratet 2015). Også for kongeørn finnes det kartfestede data over kjente reirlokalteter.

I boka Fjellviddas nomade – Villreinen (Punsvik & Frøstrup 2016), blir det konkludert med at det ut fra dagens situasjon er det forholdsvis opplagt at store rovdyr spiller en ubetydelig rolle for villreinbestandene. Denne slutningen trekkes med grunnlag i at rovviltbestandene i Norge i dag er fåtallige og at det er begrenset overlapp mellom villreinområdene og leveområdene for store rovdyr. Som tidligere nevnt er det også registrert lite tap av villrein forårsaket av rovvilt, men det har heller ikke vært fokusert på å påvise slik tap. Bestandsdata fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt viser at det er både jerv, gaupe og kongeørn i flere av villreinområdene, og det er grunn til å tro at artene kan ha en vesentlig betydning som predator på villreinen i noen av områdene. Ekspertgruppa mener det er nødvendig å få mer kunnskap om forholdet mellom rovvilt og villrein i årene som kommer.

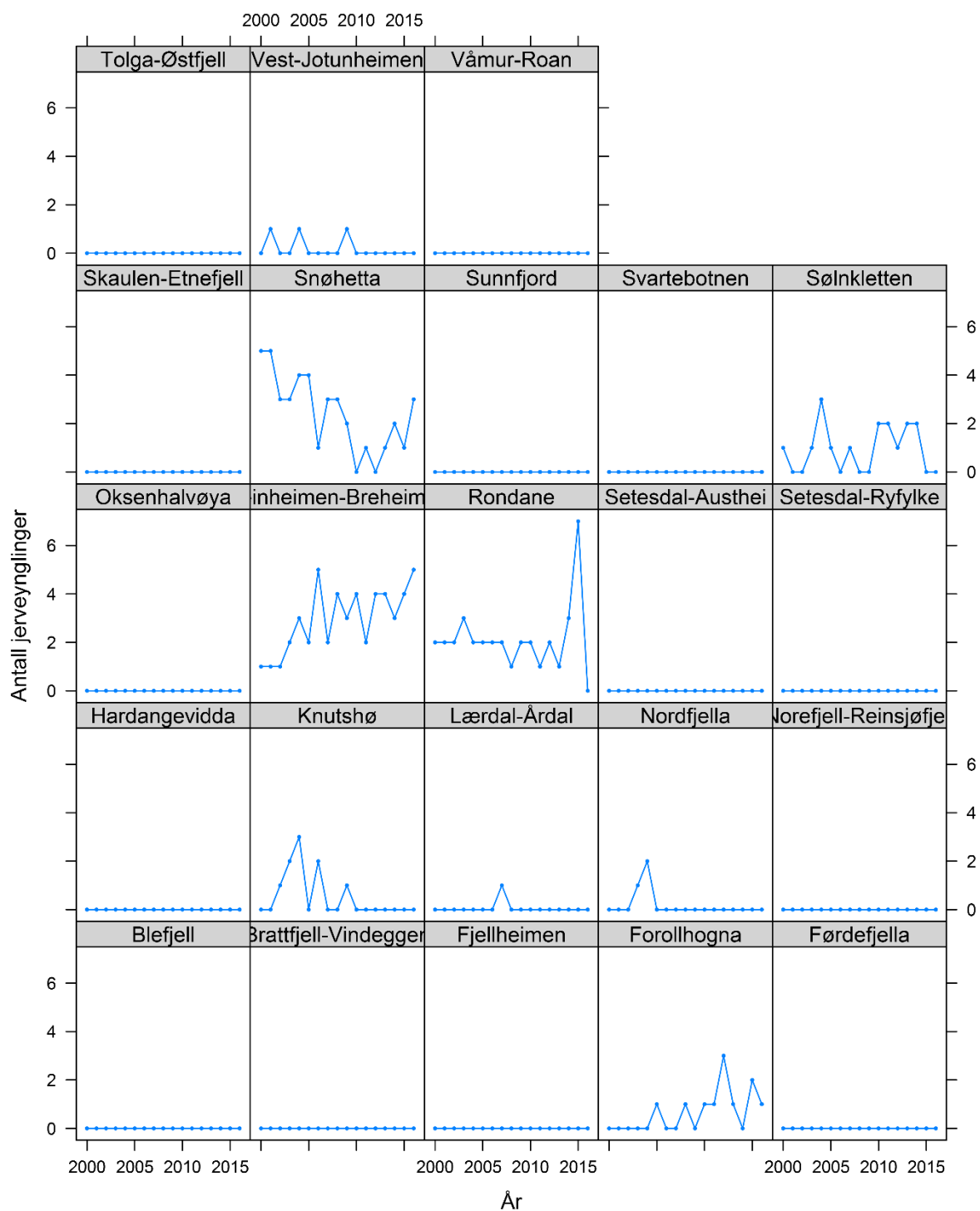
Figur 6.1.1 viser at det er påvist mange jerveynglinger i de nordligste villreinområdene, mens gaupefamilier er registrert primært i de østre delene av villreinområdene. Figuren viser også at det er registrert et stort antall kongeørnreir i og rundt villreinområdene. I figur 6.1.2 og 6.1.3 er antall jerve- og gaupeynglinger i hvert villreinområde presentert. For flere områder har det aldri vært registrert ynglinger av hverken gaupe eller jerv, mens det i Rondane på det meste har vært registrert 7 ynglinger av jerv og 4 familiegrupper av gaupe.



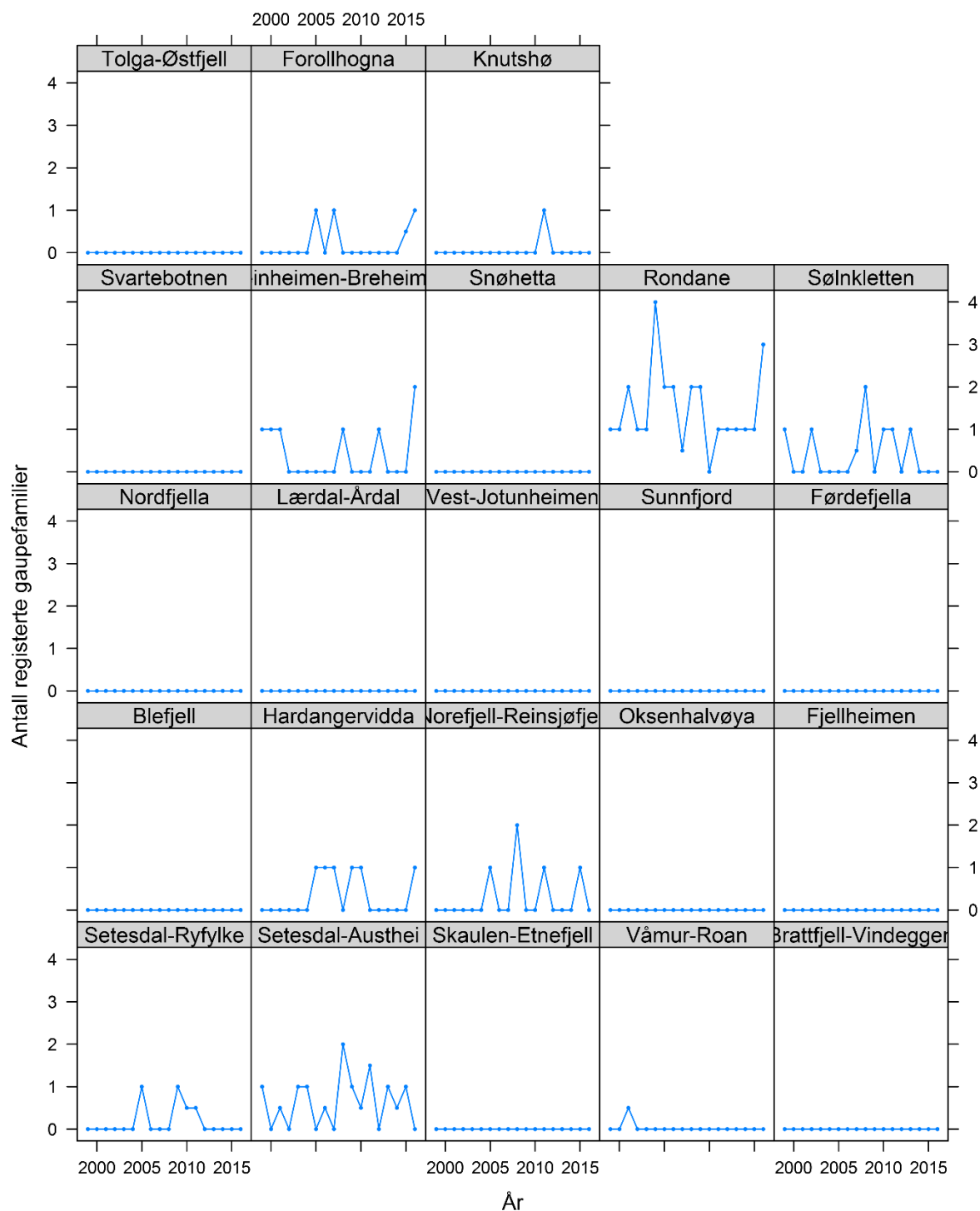
Figur 6.1.1. Oversikt over registrerte jerveynglinger, gaupefamilier og kongeørnreir i og rundt villreinområdene. Dataene på jerv (2000-2016) og gaupe (1999-2016). Dataene på kongeørn er alle data registrert tilbake i tid (Kilde: Rovbase).



Kongeørn over simleflokk med nyfødte kalver. Foto: Olav Strand.



Figur 6.1.2. Antall registrerte jervynglinger i de ulike villreinområdene for årene 2000-2016.



Figur 6.1.3. Antall registrerte gaupefamilier før jakt for perioden 2000-2016. Merk at data for f.eks. 2000 er antallet registrert vinteren 2000/2001 fram til jaktstart 15. februar.

6.3 Lokal og regional forvaltning

Aktørene i villreinforvaltningen, deres ansvarsoppgaver og det juridiske rammeverket knyttet til bestands- og arealforvaltningen er beskrevet i kap. 1.5 og 1.6. En velfungerende forvaltning er avgjørende både for å nå ønskede målsettinger, og for å håndtere en uønsket utvikling på en effektiv måte. De foreslåtte måleparameterne i miljøkvalitetsnormen vil være et verktøy for forvaltningen, men vil også beskrive hvorvidt den samlede villreinforvaltningen faktisk lykkes.

Villreinbestandene i Norge er i all hovedsak regulert gjennom jakt, og deres arealbruk gjenspeiler arealmessige avgrensninger definert av naturgitte og menneskeskapte barrierer og menneskelige forstyrrelser. I en situasjon uten jakt og med store, sammenhengende leveområder ville villreinbestandene opplevd vesentlig større svingninger både i bestandsstørrelse, produktivitet, overlevelse og andre sentrale bestandsforhold. I tillegg er det grunn til å anta at en ville observert langvarige fluktuasjoner i arealbruk og tilhørende vekslinger i villreinens påvirkning av egne livsbetingelser. De tydelige begrensningene som i dag er definert for villreinen legger et stort ansvar på den offentlige og private areal- og bestandsforvaltningen, og for de føringene som disse legger for bruk av arealer innen og i nærheten av villreinens leveområder. Bestands- og arealforvaltningen er derfor særdeles viktige faktorer som både direkte og indirekte har sterk påvirkning på villreinen.

6.3.1 Betydningen av forvaltningens organisering

Viktige elementer i en velfungerende forvaltning er etterprøvbare mål, juridiske verktøy, kunnskap, god rolleavklaring/-forståelse og samarbeid. Gode samarbeidsformer/-arenaer for sentrale aktører som deler et felles forvaltningsansvar, er derfor avgjørende. Overordnede og forpliktende planer og tydelige forvaltningsmål er gjerne en forutsetning for å lykkes med en helhetlig forvaltning. Dette er felles for både bestands- og arealforvaltningen.

Hvert av de 23 villreinområdene definerer arealmessig avgrensede delbestander. Innen både Rondane, Reinheimen-Breheimen, Snøhetta, Nordfjella og Fjellheimen har menneskeskapte barrierer resultert i ytterligere oppdeling av områdene. En tilsvarende situasjon frykter man er i ferd med å utvikle seg i begge Setesdalsområdene. Resultatet av slike mer eller mindre permanente delelinjer innen de enkelte villreinområdene, er mer sårbare bestander og en dårligere totalutnyttelse av hele området som villreinhabitat.

Det er stor variasjon mellom de ulike villreinområdene i Norge både mht. bestandsstørrelse, størrelsen på leveområdet, naturgitte betingelser, arealbruksmessige utfordringer og antall private og offentlige aktører. En overordnet målsetting for villreinforvaltningen er å oppnå en helhetlig, bærekraftig og effektiv forvaltning som ivaretar villreinen som art, dens leveområde og de økologiske funksjonene til økosystemet. Dette vil normalt forutsette god organisering innen det enkelte forvaltningsnivå, tydelig ansvarsdeling, tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag og effektiv informasjonsdeling. Av ulike årsaker er det store forskjeller mellom villreinområdene for alle de nevnte faktorene. Vi vil her kort presentere noen sentrale faktorer som påvirker effektiviteten og samordningen innen bestands- og arealforvaltningen.

6.3.2 Bestandsforvaltning

6.3.2.1 Organisering av rettighetshavere

Rettighetshaverne legger rammene for den praktiske bestandsforvaltningen gjennom sine flerårige bestandsplaner, mens det er villreinnemndene som godkjenner bestandsplanene og de

årlige avskyttningsplanene fundert på disse. For vald som ikke inngår i bestandsplansamarbeid tildeler villreinnemndene spesifiserte fellingskvoter. I dag skjer bestandsforvaltningen i de fleste villreinområdene med utgangspunkt i bestandsplaner på 3-5 års varighet (se tabell 2.3.1). Planene fastsetter primært målsettinger for bestandens størrelse, sammensetning og utvikling, og definerer hvilke tiltak som er nødvendige for å nå vedtatte mål. Planene inneholder også en handlingsdel som blant annet handler om datainnsamling. De overordnede målformuleringene i bestandsplanene omhandler en bærekraftig forvaltning av villreinstammen som en naturressurs og som en viktig del av naturmangfoldet. I tillegg kan også andre målsettinger inngå som forvaltningsmål. Konkrete eksempler på slike er:

- Sørge for et best mulig kunnskapsgrunnlag for forvaltningen av området
- Sikre villreinbestander i god helse
- Høyest mulig kondisjon og produksjon
- Bestanden skal bruke en størst mulig del av leveområdet
- Villreinen skal være en viktig utmarksressurs for grunneierne
- Mange trofédyr med høy omsetningsverdi
- Størst mulig opplevelsesverdi

God grunneierorganisering er en viktig suksessfaktor for å oppnå en helhetlig og presis bestandsforvaltning, men graden og formen av grunneierorganisering varierer både innen og mellom de ulike villreinområdene. I de nord-østre villreinområdene er eksempelvis alle rettighetshaverne tilsluttet villreinutvalg/-lag. I Setesdalsområdene er oppslutningen derimot bare omkring 2/3. Årsakene til dette er mange, men både tradisjon og samarbeid innen andre deler av utmarksforvaltningen har stor betydning. I tillegg synes omfanget av stats- og bygdeallmenninger, antall kommuner tilknyttet det enkelte villreinområde og villreinutvalgets/-lagets økonomi å være medvirkende faktorer. Som konsekvens har de ulike villreinområdene forskjellige utgangspunkt og mulighet til å oppnå en enhetlig og effektiv bestandsforvaltning. Dette påvirker også sannsynligheten for å oppnå et godt samsvar mellom definerte målsettinger og oppnådd resultat.

Områder med et bredt grunneiersamarbeid (store jaktvald, samjaksavtaler og gode samarbeidsarenaer), har ofte en høyere fellingsprosent enn områder med mindre samarbeid. I tillegg vil også områdets størrelse og arrondering, reinens skyhet og den generelle tilgjengeligheten til området påvirke hvor forutsigbart jaktuttaket vil være. Høy fellingsprosent (prosentandelen felte dyr av antallet tildelte løyver) tilsier et nært samsvar mellom et ønsket uttak og det faktiske uttaket både mht. antall felte dyr og deres kjønns- og aldersfordeling. Fellingsprosenten gir dermed et tydelig mål på hvilket presisjonsnivå bestandsforvaltningen har mulighet til å operere på. Lave fellingsprosenter som samtidig varierer over tid, er et signal om at forvaltningen har mindre mulighet til å utøve en presis bestandsregulering.

I hvilken grad villreinforvaltningen oppnår sine høstingsmål påvirkes også av en rekke andre forhold. Mangelfull kunnskap om sentrale bestandsforhold (inn-/utvandring, produksjon og naturlig dødelighet, total bestandsstørrelse, kjønns- og alderssammensetning) er viktige forklaringårsaker. Vind- og værforhold kan også ha stor innvirkning på jaktresultatet.

6.3.2.2 Jaktutøvelse

I større grad enn hos våre andre hjorteviltarter, opptrer villreinen klumpvis og kan forflytte seg raskt over store avstander. Slike forflytninger skjer gjerne på bakgrunn av forstyrrelser eller værmessige forhold som vindretning. For jegerne påvirker dette mulighetene for å finne og felle dyr i løpet av jaktperioden og innen det arealet de har anledning til å jakte i.

Effektiv jaktutøvelse innebærer at jegere kan jakte der reinen er så lenge dette ikke går på bekostning av sikkerhetsmessige, jaktetiske eller dyrevelferdsmessige hensyn. For å øke sannsynligheten for at dyr felles, har mange jaktområder etablert overgangsordninger og samjaksavtaler. Små vald/jaktområder uten gode samarbeidsavtaler blir fort til ineffektive og uforutsigbare enheter i forhold til jaktuttak. God grunneierorganisering og velfungerende avtaler muliggjør effektiv jaktutøvelse og økt presisjon i bestandsforvaltningen.

Jakta er en svært viktig påvirkningsfaktor for flere av måleparameterne i kvalitetsnormen. Dette gjelder f.eks. direkte påvirkning av bestandsstørrelse og kjønns- og aldersstruktur i bestanden. Jakta representerer imidlertid også den mest intensive forstyrrelsen reinen er utsatt for gjennom året, noe som ofte resulterer i nedsatt beitetid, økt energiforbruk og endret arealbruk. Vurderinger av hvordan jakta er organisert og utøves i det enkelte villreinområde vil derfor være sentralt i påvirkningsanalyser og tiltaksplaner.

6.3.2.3 Kunnskapsinnhenting

All målrettet bestandsforvaltning er kunnskapsbasert, og ansvaret for innhenting av nødvendige data og materiale er i utgangspunktet lagt til rettighetshaverne. Bortsett fra store rovdyr er ingen andre viltarter i dag gjenstand for en mer omfattende bestandsovervåking og kunnskapsoppbygging enn villreinen. Likevel er det stor variasjon mellom villreinområdene i forhold til hvilke opplysninger som blir samlet og av hvem. Siden naturgitte betingelser, bestandsmessige forhold og andre påvirkningsfaktorer varierer betydelig mellom villreinområdene, er forvaltningen avhengig av en velfungerende, lokal kunnskapsinnhenting. Et godt kunnskapsgrunnlag er viktig både for å forebygge konflikter og for å unngå en uønsket utvikling. Mangler i kunnskapsgrunnlaget kan resultere i at viktige signaler om eksempelvis overbeiting, forverret helsesituasjon, begynnende bestandsfragmentering, eller konflikter knyttet til villreinens sentrale funksjonsområder, først avdekkes når den negative utviklingen har kommet langt. Dette kan medføre at det blir en mer langvarig/krevende forvaltningsjobb å rette opp denne situasjonen. I verste fall blir konsekvensene en varig forringing av leveområdene på grunn av irreversible inngrep.

De økonomiske midlene som et villreinutvalg/-lag disponere har direkte betydning for hvor mye ressurser som kan brukes på kunnskapsinnhenting. Siden en vesentlig del av utvalgets/lagets midler kommer fra fellingsavgifter, er dette direkte relatert til det enkelte villreinområdes bestandsstørrelse. Andre viktige forhold som påvirker kunnskapsinnhenting er hvorvidt det enkelte villreinområde er involvert i FoU-prosjekter eller annen overvåkingsrelatert aktivitet. Her er det i dag vesentlig forskjell mellom de ulike villreinområdene (se kap. 2).

6.3.3 Arealforvaltning

Arealforvaltningen er den sentrale premissleverandøren for villreinens tilgang på potensielle leveområder. I den grad forvaltningens vedtak medfører endringer i menneskenes bruk av et areal, det være seg ferdsel, infrastruktur eller annen bruk av landskapet, vil dette ha innvirkning på naturmiljøet. Omdisponering og bruk av leveområdet har ofte en irreversibel karakter, og nedbygde arealer vil sjelden kunne vinnes tilbake for viltets bruk. Arealforvaltning er derfor en særlig viktig del av viltforvaltningen, og bærer det primære ansvaret for å sikre at villreinens leveområder og livsgrunnlag bevares på lang sikt.

Stortinget, regjeringen og statlig vedtatt politikk legger rammene for landets arealforvaltning. Innenfor gitte overordna rammer er kommunene den viktigste praktisk utøvende offentlige aktøren

i forvaltningen av norsk natur, jf. omtale i kap. 1.5 og 1.6. Dette gjør at helhetlig forvaltning av store arealer som omfatter flere kommuner kan være utfordrende dersom overordnede planer ikke eksisterer eller følges opp i lokale planprosesser. Denne problemstillingen er høyst reell innen flere av våre større villreinområder som f.eks. Rondane (11 kommuner og to fylker) og Setesdal-Ryfylke (13 kommuner og fem fylker). Ulike kommuner vil naturlig nok ha ulike målsettinger for hvordan de ønsker å disponere sine arealer til utbygging og næringssatsinger. I den grad disse beslutningene får direkte eller indirekte innvirkning på felles ansvarsområder (slik som villreinen), må dette også omfattes av mer overordnede og forpliktende retningslinjer.

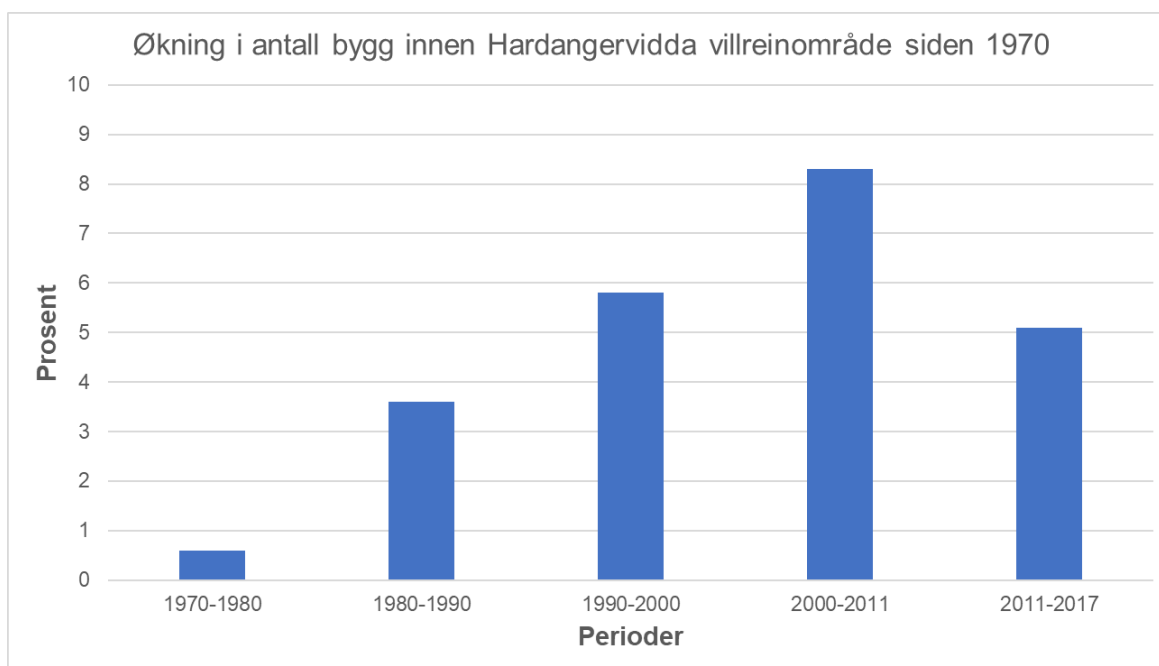
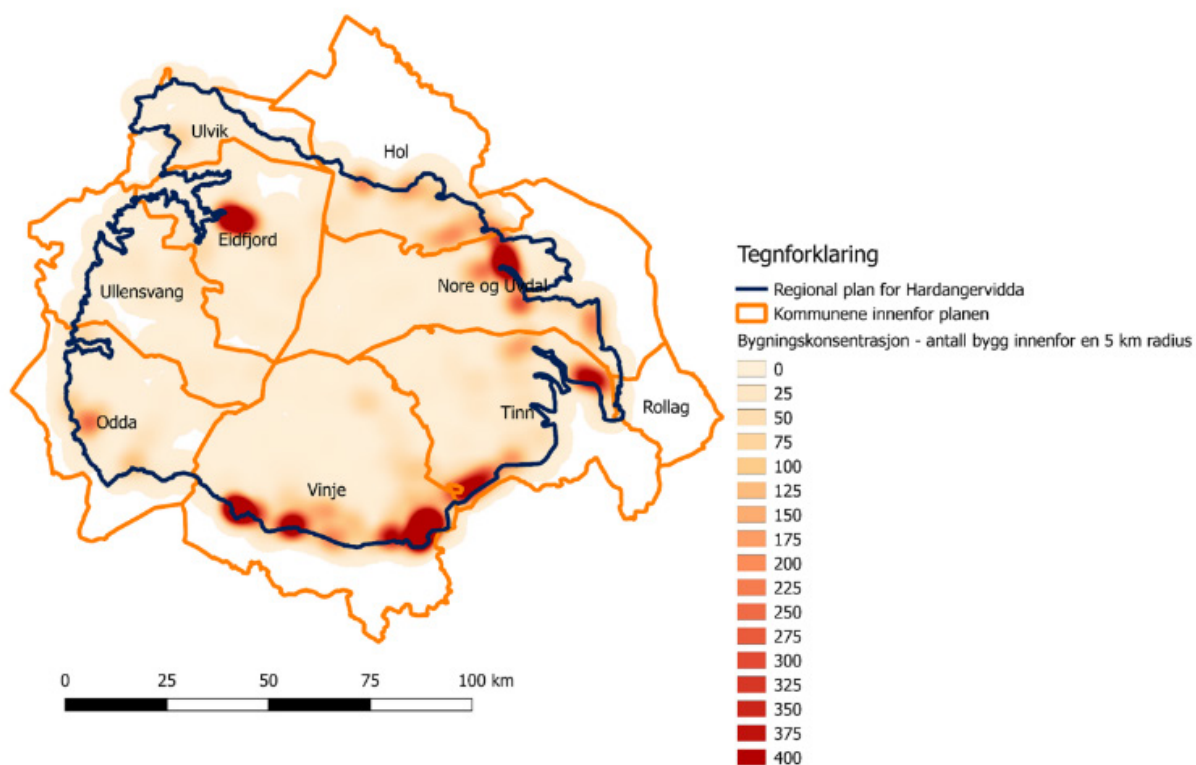
6.3.3.1 De regionale planene

De regionale planprosessene som ble initiert i etterkant av prosjektet "Villrein og samfunn" (Andersen & Hustad 2004) er nærmere omtalt i kap. 1.7.1. Disse er konkrete eksempler på prosesser som har til hensikt å etablere slike felles plattformer. Dette har resultert i at alle de 61 berørte kommunene tilknyttet de 10 nasjonale villreinområdene har blitt involvert i arbeidet med å definere overordnede og forpliktende retningslinjer for det respektive områdets arealforvaltning. Disse prosessene har vært et stort steg i retningen mot en mer helhetlig områdeforvaltning. Som en konsekvens av arbeidet med de regionale planene har det også blitt gjennomført større FoU-prosjekter for å kartlegge både villreinens og menneskenes bruk av områdene. Denne kunnskapen har vært et sentralt kunnskapsgrunnlag for å oppnå en felles forståelse av hvilke utfordringer arealforvaltningen står overfor i forhold til villreinen.

De utarbeidede planene er derimot ikke juridisk bindende. For å oppnå dette må arealsonering og retningslinjer fra de regionale planene forankres gjennom reviderte kommunedelplaner. Når dette ikke skjer, er det lett at lokale interesser fortsatt blir bestemmende for hvilke prioriteringer som blir vektet mest i den kommunale arealforvaltningen. Et eksempel på dette kan hentes fra regionplanen for Setesdalsområdet (Heiplanen). Her åpnet Bygland kommune og Aust-Agder fylkesting for utredning av et stort vindkraftanlegg innen Setesdal-Austhei villreinområde, bare kort tid etter at Heiplanen var vedtatt. Seinere ga de også sin tilslutning til realisering av anlegget. Flere lignende eksempler fra andre regionale planer illustrerer at intensjoner og retningslinjer alene ikke er tungtveiende nok uten juridiske bindinger. Av den grunn er de regionale planene å betrakte som maksimumsløsninger i forhold til arealdisponering. Lokalt vil også utskiftning både innen politisk ledelse og kommuneadministrasjonen bidra til at eierskapet til de opprinnelige planretningslinjene gradvis forvitrer. Dette er en stor utfordring når politikere, utbyggere og andre interessenter søker handlingsrom innen de kommunale planene.

De regionale planene er forankret i Plan- og bygningsloven, men har i beskjeden grad hatt fokus på energiproduksjon, -transport og tilhørende infrastruktur. Energimyndighetene og energiloven ble ikke, eller i svært liten grad involvert i og tatt hensyn til i planprosessen. Når det i ettertid dukker opp søknader og tillatelser til større energianlegg (eks. vindkraftanlegg), ser en at energimyndighetene burde vært bedre involvert i planprosessen. I forbindelse med utarbeiding av årlige handlingsplaner eller revisjon av de regionale planene, bør de regionale planmyndighetene derfor tilstrebe seg på å få med energimyndighetene.

Det vil også være viktig at det etableres indikatorer som viser hvordan de regionale planene følges opp, f.eks. hvor mange kommuner som har innarbeidet regional plan i sine



Figur 6.3.1. Eksempel på bruk av matrikkeldata for å beskrive utviklingstrender på Hardangervidda. Øverst: Antall bygg fra matrikkelen innenfor en 5 km radius fra grensene for planområdet i regional plan (plangrensa) for Hardangervidda. Nederst: Prosentvis økning av antall bygg innen Hardangervidda villreinområde i tidsperioder etter 1970.

kommuneplaner og hvor mange kommuner som har fastsatt sti- og løypeplaner i tråd med retningslinjene i regional plan. Videre vil det være av stor interesse å følge med på hvordan prosjekter etableres og følges opp gjennom planenes handlingsprogrammer. Tabell 1.7.1, figur 1.7.1 og 1.7.2 viser at det er store forskjeller mellom de ulike planområdene i hvor stor andel av

villreinens kartlagte leveområde som er fastsatt med arealsone "nasjonalt villreinområde", som representerer den langsiktige grensen mot ny utbygging i planene. Dette innebærer også at det er betydelige forskjeller mellom planene når det gjelder handlingsrom for å planlegge og etablere ny utbygging og infrastruktur innenfor arealer som er kartlagt som leveområder for villrein. Trolig vil det være hensiktsmessig at det etableres et regionalt arealovervåkingsprogram for hvert nasjonale villreinområde der også utbygging, tomtereserver og annen arealdisponering kan følges over tid.

Det er ikke bare inngrep som skjer innenfor villreinens leveområder som kan ha stor betydning for reinens arealbruk. Omfattende hytte- og reiselivsutbygging rundt villreinområdet kan f.eks. medføre betydelig økt ferdsel inne i villreinområdet, noe som ikke nødvendigvis vil fanges direkte opp i dagens forslag til norm. Det vil være en forsinkelse fra et hyttefelt planlegges og bygges til det viser effekter på villreinens arealbruk. Dermed vil effekten av irreversible inngrep ikke fanges opp i normen før det er for sent å endre på. Slike indirekte effekter kan være vanskelig å forutse. Det vil derfor være ønskelig å følge utviklingen i arealer som grenser opp mot de nasjonale villreinområdene. En slik arealovervåking kan gjøres ved bruk av matrikkeldata (Figur 6.3.1) og sted- og tidfesting av nye bygninger og kommunale arealplaner.

6.3.3.2 Villreinnemndene og helhetlig arealforvaltning

I villreinområder der den offentlige forvaltningen er fragmentert mellom mange aktører i form av fylker og kommuner, er det en stor utfordring å få til en helhetlig og enhetlig arealforvaltning. Koordinerende fylkesmann vil eksempelvis kun forholde seg til arealsaker som berører villrein i eget fylke. I villreinområdene som omfatter flere fylker har de statlige villreinnemndene et særlig ansvar for helhetlig oppfølging. I motsetning til fylkesmennene har de ingen innsigelsesrett, men har en viktig funksjon i å påpeke forhold som bryter med prinsippene om en helhetlig arealforvaltning av det samlede villreinområdet. Det er derfor viktig å sikre at nemndene kommer tidlig inn i de planprosessene som direkte eller indirekte (se kap. 3.6) angår villreinens leveområder.

6.4 Effekter av sau på høyfjellsøkosystemet

Effektene av sau på villrein kompliseres i betydelig grad av tidsskalaer, og den ulike effekten av sau på sommer- og vinterbeiter (Mysterud & Austrheim 2008). Det vil på kort sikt være direkte konkurranse om stående biomasse av god kvalitet i vekstsesongen. Dette er en negativ effekt av sau på villrein hvis beite er begrenset og dyra beiter i de samme arealene. Imidlertid medfører beiting stimulering av plantevekst innenfor en vekstsesong, siden beiting hindrer planter fra å gjennomføre livssyklus som ender i visne planter som har dårlig beitekvalitet. Dette gjør at tidlig beiting av sau på et areal kan gi økt grad av beiting seinere på sesongen. Dette er vist for sau og tamrein på produktive beiter (tidligere innmark) i Finnmark (Colman mfl. 2009), men da må det være tid til gjenvekst og næringsrikt jord. Ved kontinuerlig beiting av sau og i mindre produktive habitat er det mindre sannsynlig at dette er gunstig.

Sau kan også ha negative effekter på vinterbeiter med nedtramping av lav. Denne effekten av tråkking er målt i eksperimenter (Mysterud & Austrheim 2008), men effektstørrelsen anses som liten sammenliknet med reinsdyras egen tråkking og beiting av lavmatter. På lenger sikt (over år) vil moderat saubeiting øke forekomsten av en del grasarter, mens sterk beiting vil medføre tap av en del urtearter av stor biomasse og høy kvalitet (Austrheim mfl. 2008, Mysterud & Austrheim 2008, Austrheim mfl. 2016). På lang sikt (tiår) vil saubeiting føre til redusert gjengroing av særlig bjørk (Speed mfl. 2010, 2011). Det er sannsynlig at store deler av Setesdal-Ryfylke

ville vært dekket av bjørkeskog uten sauebeiting (Speed mfl. 2014), selv om det høye beitetrykket i Setesdal har ført til overbeiting og reduksjon i smyle og økt forekomst av finnskjegg (Austrheim mfl. 2007). Langsiktige effekter av beiting er også gjennom N-omsetning. Studier i Hol, Buskerud viser at nitrogenbudsjettet er i balanse med moderat, men ikke ved høyt beitetrykk av sau i fjellet (Martinsen mfl. 2011, Martinsen mfl. 2012).

Det er usikkerhet om og i hvilken grad sau kan overføre parasitter og sykdom til villrein. Dette er potensielt av større betydning enn den direkte effekten av konkurranse om beite, men direkte undersøkelser mangler. Om man bruker saltstein og hvordan disse i så fall brukes, kan tenkes å ha stor betydning for hvilken grad av kontakt og smitteoverføring som skjer mellom sau og villrein (prosjekt under oppstart).

6.5 Ferdsl

Det er siden 2009 gjennomført en rekke undersøkelser som har kartlagt den menneskelige bruken av villreinområdene. Kunnskap om ferdslens intensitet og mønster av bruk settes i direkte sammenheng med kunnskap om villreinens arealbruk. Kunnskap om hvem brukeren av fjellet er, settes i sammenheng med tiltak for styre og håndtere ferdslen. Begge disse former for kunnskap er viktig i arealforvaltningen. Det er på grunnlag av kunnskap om villreinens arealbruk og den menneskelige påvirkningen foreslått en rekke tiltak i fokusområdene. Tiltakene handler enten om å begrense bruken av et område gjennom å fjerne eller begrense omfanget av infrastruktur, eller å øke bruken i uproblematisk område gjennom å bygge opp infrastruktur. I noen tilfeller kan det i tillegg være snakk om tiltak som øker robustheten til området. Det er viktig at man fortsetter å bygge kunnskap om påvirkningsfaktoren ferdsl i de fokusområdene der det er mangelfull kunnskap. Denne kunnskapen gir i mange tilfeller et godt grunnlag for å foreslå tiltak for å bedre tilstanden i fokusområdet.

Det er satt i gang omfattende kunnskapsinnhenting på bruk og ferdsl i de nasjonale villreinområdene, med unntak av Sølnekletten og Setesdal-Austhei (prosjekt under oppstart). Ambisjonsnivået varierer dog noe fra område til område. Det er minst tre hovedgrunner til at det er nødvendig å skaffe mer kunnskap om ferdsl i fjellet: 1) Kunnskap om ferdsl er nødvendig for å drive en aktiv, målstyrt og kunnskapsbasert forvaltning. 2) Vi har ganske mye kunnskap om effekter av ferdsl generelt, men lite knyttet til spesifikke områder på en slik måte at de kan brukes til konkrete forvaltningsstrategier. 3) Det er et stort behov for å teste og utvikle metoder som er kostnadseffektive, pålitelige og håndterbare i praktisk forvaltning, ikke minst for å dokumentere bruken av villreinområdene og hvordan denne utvikler seg videre. Metodene som brukes kan deles inn i fire hovedgrupper: spørreundersøkelser, automatiske tellere, GPS-sporingsmetodikk og observasjonsstudier. Spørreundersøkelser sier noe om hvem de besøkende til fjellet er, og med denne kunnskapen kan man påvirke opplevelsen og atferden til de besøkende med forvaltnings tiltak. Automatiske tellere er spesielt egnet til å beskrive volum og trender av besøkende ved innfallsportene og på stinettet i fjellet, og kan veilede forvaltningen til å sette forvaltningsmål og utarbeide overvåkingsplan. GPS-metodikk på folk sier noe om ferdslsmønstre og intensitet i bruk i terrenget veldig detaljert i et avgrenset område, og en slik beskrivelse kan settes i direkte sammenheng med de utfordringer reinen har for å bruke området. Observasjonsstudier brukes for å få detaljoversikt over ferdslsmønstre, spesielt i områder der ferdslen er spredt og vanskelig å måle med automatiske tellere.

6.6 Helse

Det vil være viktig å undersøke forekomsten av ulike helsevariabler for å forklare eventuelle endringer i kvalitetsnormparametere som er valgt. Som beskrevet i kap. 3 er det da viktig å ha et helhetlig perspektiv og en tilnærming som gjør det mulig å se på den kumulative effekten av de ulike potensielle sykdomsfremkallende faktorene og deres samspill med andre viktige faktorer. Alvorlige meldepliktige sykdommer er en kvalitetsnormparameter, og vi er derfor avhengige av å få inn opplysninger om forekomsten av sykdom. Dette kan gjøres gjennom aktive undersøkelser med systematisk innsamling av prøvemateriale fra dyr eller observasjoner gjort av jegere, andre friluftsfolk eller feltpersonell. I denne sammenhengen vil også den passive overvåkingen være viktig. Dette innebærer at folk rapporterer funn på felte dyr, observasjoner av sykdom eller funn av døde dyr, og at disse rapportene følges opp.

Etablering av et system med rutinemessig helseundersøkelser innen de ulike villreinområdene, vil øke sjansen for å avdekke tilstedeværelse av alvorlige meldepliktige sykdommer (Tabell 3.5.1). Samtidig er det viktig å bidra til økt årvåkenhet blant jegere og andre brukere av fjellet, slik at eventuelle sykdomstilfeller oppdages. En systematisk innsamling av relevant materiale og helseopplysninger vil gi økt mulighet til å kvantifisere betydningen av helserelaterte forhold som økologisk påvirkningsfaktor.



Telling av hudbrems etter felling av rein vinterstid. Foto: Olav Strand.

7 Kostnadsoverslag

Kostnadsoverslagene i tabell 7.1. er gitt med bakgrunn i relevant erfaringsgrunnlag og kunnskap om generelle kostnadsnivåer for de oppgaver som er skissert. Nærmere forklaringer av oppgaver og tilhørende kostnader er gitt i kapitlene 7.1–7.5. med underkapittel og tabell. Det er verdt å merke seg at den aller største delen av kostnadene i tabell 7.1 er knyttet til etablering av metodikk og lokal kunnskapsbygging. Dette er i hovedsak engangskostnader.

Kostnadsoverslaget for en kvalitetsnormgjennomgang av alle de 23 villreinområdene hvert 5. år er veiledende, og vil avhenge av en rekke faktorer. Det er naturlig å anta at en slik gjennomgang blir gjennomført av en gruppe fagpersoner. Antallet personer i ei slik ekspertgruppe, hvorvidt alle villreinområder skal gjennomgås samtidig, behovet for fysiske møter m.m. er forhold som vil ha betydning for de totale kostnadene.



Flytelling av reinflokk på snøfonn. Foto: Olav Strand.

Tabell 7.1. Periodiserte kostnadsoverslag (kr) for etablering av metodikk og kunnskapsgrunnlag og for klassifisering av de 23 villreinområdene etter miljøkvalitetsnormen.

Datainnsamling	Etablerings-kostnad	Årlig kostnad	Hvert 5. år	Merknad
Bestandsdata				
Etablering av overvåking i nye områder, kvalitets-sikring av eksisterende data	2 100 000			Kostnader for de 17 villreinområdene som ikke inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for hjortevilt
Kursing lokalt personell og etablering av rutiner i områdene	1 000 000			I de områdene hvor data per i dag ikke blir samlet inn/samles inn etter annen metodikk
Innsamling av data (kalvetellinger og strukturtellinger)		700 000		Kostnader for de 17 villreinområdene som ikke inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for hjortevilt
Genetisk variasjon				
Biobank	200 000	100 000		
Metodeetablering	160 000			
Genetiske analyser		240 000		40 000 for analyser av 30 dyr per enhet. Estimert for 30 enheter (inkl. «gryende fragmenteringsenheter») blir 1 200 000. Kostnadene fordelt over 5 år.
Helseundersøkelse				
Prøvetaking og analyser		322 000		70 000 for analyser av 40 dyr per bestand i løpet av perioden = 1 610 000. Kostnadene fordelt over 5 år.
Lavbeiter				
Alt. 1) Feltbaserte målinger i alle områder/grunnlag for korrigering av lavindeks	3 220 000			140 000 per villreinområde og minimum 20 transekter per område
Alt. 2) Feltbaserte målinger/etablering i fem områder for korrigering av lavindeks	700 000			140 000 per villreinområde og minimum 20 transekter per område
Satellittbaserte målinger	400 000	100 000		
Reinens områdebruk og menneskelig ferdsel				
Mal for kunnskapsgenerering	300 000			
Kunnskapsoversikt, rådgivingsgrupper og nasjonal ekspertgruppe	2 290 000	* 0	400 000	Kunnskapssammenstillingen vil bli mindre omfattende og kostnadskrevende etter første gangs sammenstilling
Sum kostnader	** 7 150 000 *** 9 670 000	1 462 000	400 000	

*: Overvåking i fokusområder dekkes av lokale prosjekter og handlingsprogrammer under regionale planer for villreinfjella. Ytterlige kostnader avhenger av evt. kunnskapsbehov som avdekkes i prosessen. **: Ved Alternativ 2) for feltbaserte målinger av lavbeiter. ***: Ved Alternativ 1) for feltbaserte målinger av lavbeiter.

7.1 Bestandsdata

Overvåkingsprogrammet for hjortevilt sikrer i dag innsamling av data om kalverekruttering, kjønnsrate og slaktevekter i et utvalg av de nasjonale villreinområdene. Disse overvåkingsområdene omfatter Setesdal-Ryfylke, Hardangervidda, Rondane sør, Rondane nord, Snøhetta, Knutshø og Forollhogna. I de øvrige villreinområdene har rettighetshaverne og villreinutvalgene i ulik grad fulgt metodikk som brukes i overvåkingsprogrammet og samlet inn data på henholdsvis kalverekruttering, kjønns- og aldersstruktur etter jakt samt vektdata på felte dyr. Omfanget og regulariteten på denne datafangsten varierer svært mye mellom de ulike områdene. Enkelte områder besitter data av rimelig god kvalitet eks. Nordfjella og Reinheimen-Breheimen. I andre områder forefinnes det endel data men av en mer fragmentert art.

Implementering av normen vil kreve at en iverksetter en innsamling av allerede eksisterende data (kalvetellinger, strukturtellinger og vektdata) fra områder som ikke inngår i overvåkingsprogrammet, og at en legger en betydelig innsats i å sikre kvalitet og gjennomføring av tellinger også i disse områdene. Det vil kreve en betydelig innsats å etablere slike rutiner i alle områder. Det vil også være store områdevis forskjeller på hvor stor innsats som vil kreves. Systematisering og sikring av data bør primært være et lokalt ansvar, men det kan være formålstjenlig at denne prosessen assisteres av sentrale aktører.

Systematisering av data fra områder som ikke inngår i overvåkingsprogrammet kan eventuelt gjøres gjennom en utvidelse av eksisterende overvåkingsprogram. Hvordan kostnadene med dette skal fordeles og i hvilken grad villreinutvalgene i de enkelte områdene skal bidra til gjennomføring av datainnsamlingen må også avklares. Vanlig praksis i overvåkingsprogrammet er stort sett at rettighetshaversiden bidrar med minst 50 % av kostnadene på strukturtellingene mens overvåkingsprogrammet dekker kalvetellingene i sin helhet.

Implementering av overvåking i områdene som ikke inngår i overvåkingsprogrammet vil kreve kursing av lokalt tellemannskap og deltagelse på ulike årsmøter i villreinutvalgene. I en etableringsfase må en påregne at dette vil være ressurskrevende og at det er nødvendig med deltagelse på lokale møter i de respektive villreinutvalgene for å skape tilstrekkelig interesse og eierskap til overvåkingen som initieres. Innsamling av eksisterende data fra områder som ikke inngår i overvåkingsprogrammet, kursing av mannskap i disse områdene og generell kapasitetsbygging rundt overvåkingen kan best gjøres i et samarbeid mellom overvåkingsprogrammet og Norsk villreinsenter.

Datalagring og rapportering foreslås integrert i dagens overvåkingsprogram og i Hjorteviltregisteret. Kostnadene med denne løsningen vil avhenge både av bidraget fra villreinutvalgene og i hvilken grad Norsk villreinsenter kan bidra til datainnhenting og kursing. Kostnadene vil bli størst de første årene og i forbindelse med innhenting av eksisterende data og etablering av rutinemessig overvåking.

For å anslå kostnadene med en utvidelse av overvåkingen til samtlige villreinområder har vi tatt utgangspunkt i erfaringene vi har fra overvåkingsområdene. Til dette er det å bemerke at driften av overvåkingsprogrammet er rasjonalisert gjennom mange års drift og med stor deltagelse fra rettighetshaverne i de enkelte områdene. Oppslutningen om dagens program er et resultat av mange års samarbeid og en må regne med at det påløper betydelige ekstra kostnader i forbin-

delse med å etablere tilsvarende overvåking og deltagelse i nye områder. Etablering av overvåking vil kreve størst ressurser i region sør- hvor det er flest områder som ikke inngår i dagens overvåkingsprogram.

Vi estimerer at en utvidelse av programmet til samtlige villreinområder vil medføre at en trenger omtrent 10 dager for gjennomføring av kalvetellinger, hvorav minst 5 dager må brukes på områder som ikke inngår i programmet i dag. Strukturtellinger gjøres på bakken i forbindelse med brunsten og en må regne med at en minimum vil bruke 2-3 dager per område. Dersom strukturtellinger skal etableres i områder som ikke inngår i overvåkingsprogrammet må en regne med $17 * (2-3 \text{ dagsverk}) = 34-51 \text{ dagsverk}$. I overvåkingsprogrammet er en betydelig del av dette egeninnsats fra rettighetshavere og oppsyn. Innsamling av vektdata fra kalver vil ikke representere en stor arbeidsmengde i seg selv, og en del områder har slike data allerede. Det vil imidlertid kreve en betydelig innsats å få samlet inn og kvalitetssikret det som finnes av data. Tilsvarende må en regne med en betydelig arbeidsinnsats for å initiere innsamling av slike data der det ikke gjøres allerede.

Det er vanskelig å estimere kostnadene for en utvidelse av overvåkingsprogrammet uten at en vet hvordan arbeidet skal organiseres og hvordan det skal gjennomføres. Det synes også naturlig at dette arbeidet samkjøres med overvåkingsprogrammet og med en eventuell beitetaksering og kartlegging av vinterbeitene.

Vi estimerer en utvidelse av programmet til å medføre:

- Kostnader knyttet til etablering av overvåking, innsamling og kvalitetssikring av eksisterende datamateriale: Anslagsvis 2 månedesverk per år i en femårsperiode (anslås til 210 000 kr/mnd.)
- Kostnader ved opplæring av lokalt personell. Gjøres i forbindelse med fire lokale fagsamlinger (to i hver region) og med deltagelse i felt. Anslagsvis en kostnad på 200 000 kr/år i en oppstartsfasen på fem år.
- Kalvetellinger: gjennomføres etter standard metodikk. Estimert 5 dager for områder som ikke inngår i programmet og en samla kostnad (inklusive bruk av helikopter i alle områder) på 350 000 kr/år.
- Kostnader årlige strukturtellinger. Anslagsvis 350 000 kr/år etter etablering.

7.2 Budsjett for overvåking av genetisk variasjon i norske villreinbestander

7.2.1 Nasjonal biobank for villrein

En nasjonal biobank for villrein bør ha som målsetting å journalføre og oppbevare biologiske prøver av rein fra alle norske villreinstammer. Biobanken er primært tenkt å oppbevare vevs- og blodprøver som kan analyseres for DNA-variasjon. Biobanken bør ha kapasitet til å journalføre og oppbevare årlig 500-1000 prøver av rein, samt å sikre dette for fremtiden. Dette vil bidra til å ivareta nasjonalt verdifullt materiale med felles metodikk og målsetting, samt bedre oversikten over hva som finnes og hva som mangler av biologisk materiale. Biobanken må ha et avklart eierskap, men bør være tilgjengelig for ulike forsknings- og forvaltningsinstitusjoner.

Etableringskostnad biobank

200 000 kr

*Årlig driftskostnad biobank**100 000 kr*

7.2.2 Kartlegging av genetisk variasjon

Ved å overvåke den genetiske variasjonen i de norske villreinstammene vil en kunne følge deres grad av genetisk variasjon, pågående fragmenteringsprosesser, effektiv bestandsstørrelse, samt grad av genflyt mellom bestander. Analyser av ca. 15 DNA mikrosatellitter hos 30 individer fra hver bestand vil gi et godt bilde av bestanders genetisk variasjon og struktur. For testing av fragmenteringsprosesser innen bestander trengs et tilsvarende antall dyr fra de ulike «gryende fragmenteringsenhetene». For å estimere effektive bestandsstørrelser antas det genetisk bestandskarakterisering hvert femte år.

Det antas at innsamlingen av prøvemateriale primært vil foregå i forbindelse med jakta og at kostnadene knyttet til den genetiske kartleggingen hovedsakelig vil være knyttet til genetiske analyser og bearbeiding av resultater. Budsjettet for å kartlegge den genetiske variasjonen tar utgangspunkt i innsamling og analysing av minimum 30 individer per bestand.

<i>Metodeetablering for måling av genetisk variasjon</i>	<i>160 000 kr</i>
<i>Karakterisere genetisk variasjon per bestand/enhet (30 dyr)</i>	<i>40 000 kr</i>

7.3 Helseundersøkelse

Det vil være ønskelig å gjennomføre en prøvetaking fra hvert av de 23 villreinområdene per femårsperiode. I forbindelse med en helsekartlegging er det ønskelig med prøvetaking av minimum 40 dyr per bestand. Gjennom en slik kartlegging vil en kunne avdekke eventuell forekomst av alvorlig meldepliktig sykdom. Gitt at den årlige prøvetakingsinnsatsen fordeles jevnt mellom områder og år vil dette medføre at det årlig samles prøver fra rundt 200 individer. Estimerte kostnader per villreinområde er tenkt å dekke prøvetakingsutstyr, forsendelser og analyser.

<i>Estimert kostnader per område (40 dyr)</i>	<i>70 000 kr</i>
<i>Estimert kostnader per år (inntil fem områder 200 dyr)</i>	<i>350 000 kr</i>

En del av disse kostnadene kan være naturlig å dekke gjennom det eksisterende helseovervåkingsprogrammet for hjortevilt.

7.4 Overvåking av lavbeiter

Overvåkingen av lavbeiter kan i dag primært gjennomføres på bakgrunn av satellittdata. I en etableringsfase vil det likevel være nødvendig med tilhørende feltbaserte målinger for å kalibrere estimatene basert på fjernmålingsdata. Dette er primært å se på som en engangskostnad, men kan måtte gjentas dersom de satellittbaserte beregningene viser uventet endringstakt.

7.4.1 Feltbaserte målinger

Erfaringsmessig regner man drøyt ett dagsverk per transekt. Da ligger det også inne kostnad til skjerming av utvalgte beiteruter og fotografering av takseringsflatene. Kostnadsoverslaget er basert på at arbeidet utføres av innleid mannskap eller lokalt fjelloppsyn, og at målsettingen for kartleggingen er å oppnå høy presisjon (minimum 20 transekter per villreinområde). En slik feltundersøkelse vil koste omlag 140 000 kr per område

Estimert kostnad for feltbaserte lavmålinger per villreinområde 140 000 kr

7.4.2 Satellittbaserte målinger

For å gjennomføre satellittbaserte volumberegninger av lavbiomasse trengs et nye vegetasjonskart for villreinområdene basert på Sentinel-2 data. Dette er nødvendig for å sikre at også de potensielle lavbeitene i lavdominert skog blir fanget opp på en god måte. Klassifikasjon av villreinområdene vil trolig kreve om lag 1,5 månedsverk á 210 000 kr/mnd. = 315 000 kr. Rapporteringen vil beløpe seg til ca. 85 000 kr.

Gitt at det samles inn tilstrekkelig med feltbaserte målinger vil lavbiomasseindeksen samt lavvolumet for alle villreinområder kunne beregnes. En satellittbasert lavvolumberegning basert på Landsat eller Sentinel-2 for alle villreinområder foreslås utført hvert år. Satellittdata bør tas opp i perioden 15. juli – 20. august.

Etablering av nytt vegetasjonskart basert på Sentinel-2 400 000 kr

Årlig kostnad for beregning av lavbiomasse og lavvolum for alle villreinområder 100 000 kr

7.5 Leveområde og menneskelig påvirkning

7.5.1 Utvikling av mal for kunnskapsgenerering

I forbindelse med FoU-prosjekter relatert til villreinens arealbruk og menneskelig påvirkning, er det opparbeidet mye erfaringer knyttet til kunnskapsinnhenting, vurdering av datakvalitet og inkluderende prosesser. Sentral erfaringskunnskap fra dette arbeidet kan systematiseres i en prosessmal som vil legge viktige premisser for det videre arbeidet med normvurdering av villreinområdene.

Utvikling av en mal for kunnskapsgenerering 300 000 kr

7.5.2 Normvurdering av 23 villreinområder

Kostnadsoverslaget bygger på et standardoppsett for kostnader knyttet til kunnskapssammenstilling, gjennomføring av arbeidsmøter i lokale/regionale rådgivningsgrupper med inkluderende prosess, og kostnader til en ekspertgruppe for vurdering og klassifisering av de enkelte villreinområdene. Med bakgrunn i dette oppsettet er det estimert en kostnad for hvert villreinområde ut i fra en vurdering av eksisterende kunnskap, tilgang på eksisterende kunnskap og områdets størrelse og bestand (Tabell 7.5.1). Det kan spares midler ved at ekspertgruppa gjennomfører klassifiseringen samlet for mange områder. Av kapasitetsmessige hensyn vil det ved første gangsklassifisering sannsynligvis være nødvendig å dele arbeidet med alle de 23 villreinområdene opp i bolker. Ved seinere gjennomganger vil arbeidsbehovet være mindre.

I arbeidet med klassifisering av de ulike villreinområdene etter denne delnormen, vil en lokal rådgivende gruppa ha oppgaven med å kvalitetssikre og følge prosessen med kartlegging og kunnskapsinnhenting, identifisere og forankre fokusområder og angi grad av arealunnvikelse/tilstand. Med andre ord oppgaver knyttet til utarbeidelse av første tabell under funksjonell arealutnyttelse. Den sentrale ekspertgruppa som vil være ansvarlig for gjennomføringen av hele kvali-

tetsnormgjennomgangen vil ha oppgaven med å vurdere og kvalitetssikre omfang av fokusområdene i forhold til tilgangen på funksjonsområder. Dette innebærer utfylling av andre tabell under funksjonell arealutnyttelse, tabellen for måleparameter funksjonelle trekkpassasjer og den faktiske normsettingen. Denne klassifiseringen må kalibreres mot tilsvarende vurderinger i andre villreinområder.

Totalsum for vurdering av alle 23 villreinområder i første runde er estimert til 2 290 000 kr.



*Gode prosesser og møteplasser er viktige når lokalkunnskap skal samles inn og systematiseres.
Foto: Olav Strand.*

Tabell 7.5.1. Kunnskapsgrunnlag og anslåtte kostnader for gjennomføring av en vurdering av 23 villreinområder etter delnorm Leveområde og menneskelig påvirkning. Kostnadene inkluderer sammenstilling av kunnskap, etablering av arena for inkluderende prosesser inkl. to arbeidsmøter, og kostnader til samlet vurdering av områdene av en ekspertgruppe.

	Villreinområde	Villreindata	Ferdselsdata	Arena	Vurdering norm	Kostnader (kr)	Kommentar
Store områder	Setesdal-Ryfylke	FoU-GPS	Gode data	FoU	OK	50 000	Kun kostnad ekspertgruppa
	Setesdal-Austhei	FoU-GPS	Nytt prosjekt	FoU	OK	50 000	Kun kostnad ekspertgruppa
	Hardangervidda	FoU-GPS	Gode data	FoU	OK	50 000	Kun kostnad ekspertgruppa
	Nordfjella	FoU-GPS	Gode data	FoU	OK	50 000	Kun kostnad ekspertgruppa.
	Reinheimen-Breheimen	Andre data	Gode data		OK	100 000	Noe arbeid sammenstille kunnskap. 2 arbeidsmøter. Ekspertgruppa.
	Snøhetta	FoU-GPS	Gode data	FoU	OK	50 000	Kun kostnad ekspertgruppa
	Rondane	FoU-GPS	Gode data	FoU	OK	50 000	Kun kostnad ekspertgruppa
	Sølnkletten	Andre data				200 000	Sammenstille kunnskap om ferdsel og noe villrein. 3-4 arbeidsmøter. Ekspertgruppa.
	Forollhogna	Andre data	Gode data	FoU	OK	50 000	Kun kostnad ekspertgruppa
	Knutshø	FoU-GPS	Gode data	FoU	OK	50 000	Kun kostnad ekspertgruppa
	Fjellheimen	Andre data	Nytt prosjekt i Felles kommune-del av området delplan			200 000	Sammenstille kunnskap ferdsel. 2 arbeidsmøter. Ekspertgruppa.
		Kostnad store områder					900 000
Små områder	Skaulen-Etnefjell					100 000	Liten stamme. Arbeidsmøter. Ekspertgruppa
	Våmur-Roan					100 000	Liten stamme. Arbeidsmøter. Ekspertgruppa
	Brattefjell-Vindeggen	GPS-prosjekt				100 000	Eksisterende data. Arbeidsmøter. Ekspertgruppa.

Blefjell	Andre data?	150 000	Eksisterende data. Arbeidsmøter. Ekspertgruppa.
Norefjell-Reinsjøfjell	Andre data	100 000	Eksisterende data. Arbeidsmøter. Ekspertgruppa.
Oksenhalvøya		50 000	Svært liten stamme. Ekspertgruppa
Lærdal-Årdal	Andre data	180 000	Sammenstilling data. Arbeidsmøter. Ekspertgruppa.
Vest-Jotunheimen	Andre data	180 000	Sammenstilling data. Arbeidsmøter. Ekspertgruppa.
Sunnfjord		100 000	Liten stamme.
Førdefjella	Andre data	100 000	Liten stamme
Svartebotnen		50 000	Svært liten stamme. Ekspertgruppa
Tolga-Østfjell		180 000	Sammenstilling data. Arbeidsmøter. Ekspertgruppa.
Kostnad små områder		1 390 000	
Sum totalt		2 290 000	

8 Mangelfullt kunnskapsgrunnlag

Forslagene til kvalitetsnorm og måleparameterne som er foreslått bygger på kjent kunnskap og dataserier som i stor grad eksisterer for de fleste større villreinområdene. I arbeidet med å utvikle forslagene til en norm, er det blitt avdekket tydelige kunnskapsmangler på fagområder som naturlig grenser opp til de som omfattes av normen. Vi vil her gi en kort beskrivelse av ulike tema vi mener representerer sentrale kunnskapsmangler og/eller lovende metodiske tilnærminger. En økt innsats knyttet til disse områdene vil styrke både kunnskaps- og beslutningsgrunnlaget knyttet til den framtidige forvaltningen av villreinen og dens leveområder.

8.1 Helse

Fragmenteringen av villreinens leveområder og en økende belastning på villreinstammene gjennom høyere forstyrrelsesnivåer og effekter av kommende klimaendringer kan komme til å ha hittil ukjente effekter på villreinbestandenes helse. Vi ser det derfor som svært aktuelt å etablere målretta helseundersøkelser som både kan dokumentere tilstedeværelse og eventuelle endringer i bestandenes helsesituasjon.

En målretta helseovervåking og overvåking av alvorlige meldepliktige sykdommer hos villrein betinger at innsamling av helserelaterte data skjer på en systematisk måte og krever at det etableres rutinemessig innsamling av materiale fra bestandene.

Kunnskapen om smitteutveksling mellom villrein, andre hjortedyr og husdyr er begrenset. Vi mangler også mye kunnskap om sammenhengene mellom migrasjon, områdebruk og parasittbelastning/forekomst av infeksjonssykdommer. Forskningen er heller ikke kommet langt når det gjelder stressresponser hos villrein, hvordan disse kan måles og hvilken effekt korttids- og langtidsstress, f.eks. ved økte forstyrrelser, har på helse og kondisjon.

I tabell 8.1.1. har vi satt opp aktuelle indikatorer/faktorer for en slik helseundersøkelse. En slik innsamling må derimot raskt kunne justeres ut fra hvilke problemstillinger som anses mest relevante, ikke minst med tanke på de forventende klimaendringene som vil komme til å påvirke smittepresset av sykdommer og parasitter hos villrein. Kartleggingsmetodikk og -frekvens vil måtte ta hensyn til bestandsstørrelsen innen det enkelte villreinområde. Slik kunnskapsinnsamling vil også gi oss bedre forståelse av de ulike helsefaktorenes betydning for villreinen og spillet mellom disse og andre miljøfaktorer.

Klimaendringer vil komme til å påvirke smittepresset av sykdommer og parasitter hos villrein. Dette gjelder både de allerede kjente sykdommene/parasittene, men også nye som forventes å komme til.

Tabell 8.1.1. Aktuelle indikatorer/faktorer i en helseundersøkelse.

Helsefaktor	Grunnlag	Indikator
Skrantesjuka	Hjerneprobe og lymfeknuder	Sykdomsfremkallende prioner
Seroprevalens	Blodprøve/ filterpapirprøve	Antistoffer mot: <i>Mycobacterium avium</i> ssp. <i>paratuberculosis</i> <i>Brucella suis</i> serovar 4 <i>Neospora caninum</i> <i>Besnoita tarandi</i> <i>Erysipelothrix rhusiopathiae</i> <i>Anaplasma phagocytophilum</i> <i>Elaphostrongylus rangiferi</i>
Innvollsorm	Avføring	Telling av oocyster/egg/larver
Svelgbrems	Hode	Telling av larver i svelg/nese
Hudbrems	Skin	Telling av larver under huden
Jegerobservasjoner av typiske lesjoner/ parasitter	Jegerregistrering av funn på felt rein	Vevsforandringer typiske for: Tuberkulose Ekinokokkose Lungeorm Pasteurellose Bukhulemark Besnoita Fotråte Funn av hjortelusflue
Mineralbalanse	Lever	Mineralnivåer i lever

8.2 Effekter av jakt og predasjon

Villreinbestandene har over tid levd i forenkla økosystemer hvor naturlig dødelighet og predasjon har vært liten og erstattet av jakt. Dette har etter all sannsynlighet medført andre dødelighetsmønstre enn det vi forventer å finne i bestander som lever i mer intakte økosystemer. Over tid kan dette bidra til å endre bestandenes livshistorietrekk, men per i dag har vi liten kunnskap om de langsiktige, evolusjonære effektene av jakt og jaktseleksjon. Det er også liten kunnskap om hvilke potensielle forstyrrelseseffekter jakta har på villreinen.

Etter lengre tids fravær er de store rovdyra nå tilbake i mange av villreinområdene. I motsetning til i tamreinområdene, har vi derimot ingen kunnskap om omfanget og effektene av rovdyras predasjon i villreinbestandene. Vi har også liten kunnskap om hvordan ulike forvaltningsregimer, som typer av prissetting, kan brukes til å motvirke eventuelle uønskede effekter av selektiv jakt. Det mangler også kunnskap om de store rovdyras betydning for den generelle helsetilstanden i villreinbestander.

8.3 Leveområde og menneskelig påvirkning

Villreinens bruk av leveområdene er rimelig godt kartlagt både i de nasjonale villreinområdene, og i flere av de mindre områdene. I forbindelse med arbeidet tilknyttet delnorm Leveområde og menneskelig påvirkning, gjenstår slik kartlegging fortsatt i en del områder. Dette må gjennomføres før en klassifisering etter denne delnormen kan realiseres i alle villreinområdene. Tilsvarende er det også behov for å kartlegge den menneskelige bruken av flere villreinområder og derigjennom det lokale forstyrrelsesnivået. Metodikken for å kunne gjennomføre slik kartlegging eksisterer.

Per i dag har vi betydelige utfordringer med å framskaffe pålitelige oversikter over planlagte utbygginger og «tomtereserver» som ligger i allerede vedtatte arealplaner i kommunene. Det samme gjelder oversikter som viser utvikling av ulike typer infrastruktur over tid. For eksempel for bygninger er det slik at matrikkelen i mange tilfeller er mangelfullt ført mht. dato. Dette bør forbedres. Som en oppfølging av det omfattende arbeidet med de regionale arealplanene for nasjonale villreinområder, vil det være naturlig å undersøke i hvilken grad planenes intensjoner og retningslinjer har blitt innarbeidet i kommunale planer, blant annet ved å implementere arealsoneringen og fastsette sti- og løypeplaner. Dette er sentral kunnskap for å evaluere de reelle effektene av disse prosessene. Det er betydelige forskjeller mellom planene når det gjelder handlingsrom for å planlegge og etablere ny utbygging og infrastruktur innenfor arealer som er kartlagt som leveområder for villrein. Trolig vil det være hensiktsmessig at det etableres et regionalt arealovervåkingsprogram for hvert nasjonale villreinområde der også utbygging, tomtereserver og annen arealdisponering kan følges over tid.

Det er den menneskelige bruken av eksisterende infrastruktur som i første rekke utgjør forstyrrelsesregimer på villreinen. Trender i samfunnet og i bruk av natur har stor betydning for det til enhver tid gjeldende regime. Derfor er det viktig at ferdsel (volum, mønstre og type brukere) dokumenteres i alle villreinområdene, for å kunne si noe om endringer i den menneskelige forstyrrelsen over tid. Det er kunnskapsmangel på dette i mange av de mindre villreinområdene.

Aktiv tilrettelegging og styring av ferdsel er et viktig verktøy i forvaltningen av sårbare villreinarealer og i håndteringen av besøkende i nasjonalparkene. Det bør initieres forskning som ser på effektene av og folks behov for slik miljøvennlig tilrettelegging. Mange steder vil det være mulig å finne gode løsninger for de besøkende, samtidig som de fungerer avbøtende for villreinen. Andre steder vil det være nødvendig å redusere mulighetene for de besøkende, for å prioritere villreinens leveområder. I begge tilfeller er det viktig at forvaltningen baserer tiltakene på kunnskap om villrein og ferdsel.

8.4 Habitatets funksjonalitet

Gjennom omfattende GPS-merking og systematisering av annen tilgjengelig informasjon, har vi i dag god dokumentasjon og forståelse av villreinens arealbruk innen de nasjonale villreinområdene. Dette har gjort det mulig å etablere statistiske modeller som beskriver leveområdenes funksjonalitet. Disse modellene estimerer effekten av både naturlige forhold som topografi og tilgangen på beiteressurser, men også omfanget av og den sannsynlige effektene av infrastruktur og menneskelige forstyrrelser. Slike modeller kan ha stort framtidig potensial i forhold til å synliggjøre og kvantifisere sumeffekter av ytterligere påvirkninger eller gjennomføring av avbøtende tiltak. Både i forbindelse med den praktiske arealforvaltningen og i sammenheng med

målretting av avbøtende tiltak, vil slike verktøy ha stor nytteverdi og i tillegg være gode pedagogiske verktøy.

Et annet moment som i liten grad har blitt utforsket, er hvordan landskapets utforming/karaktertrekk påvirker effekten av forstyrrelser og inngrep. Effektene av forstyrrelser og inngrep vil også forventes å være påvirket av deres plassering i landskapet. Bedre forståelse av slike sammenhenger vil kunne bidra til å redusere konflikten mellom villreinens behov og menneskenes ønske om å utnytte de samme arealene.

8.5 Variasjon i miljømessige betingelser

De ulike villreinområdene varierer betydelig i forhold til miljømessige betingelser (naturgitte forhold, fordelingen av sesongbeiter, klima og menneskelig påvirkningsgrad). Dette har direkte innvirkning på hvilke forhold som representerer de tydeligste begrensingsfaktorene og hvordan dette påvirker de ulike områdenes bæreevne og bestandsdynamikk. Økt kunnskap om hvordan villreinen i de ulike villreinområdene har tilpasset seg variasjonen i miljøbetingelser vil være nyttig for å bedre forstå hva som i de ulike tilfellene er mest begrensende. Dette vil blant annet innebære bedre kartlegging av variasjonen i diettvalg mellom områder og sesonger. Bedre forståelse av omfanget og effekten av beitekonkurransen med sau på sommerbeite vil også være en naturlig del av et slikt arbeid.

Kvalitetsnormen for villrein innebærer at det skal vurderes tiltak for å forbedre kvaliteten på områder som ikke tilfredsstiller kravene i normen. For å lykkes med dette må forvaltning og beslutningstakere ha tilgang til kunnskap som gjør det mulig å iverksette relevante og mest mulig effektive tiltak. Det vil være viktig at utprøving av slike tiltak organiseres og gjennomføres på en slik måte at det bygges kunnskap som er nyttig på tvers av bestander som lever under ulike vilkår.

8.6 Klimaendring og effekter på leveområdene

Framtidige klimaendringer vil føre til at villreinens habitat endres. Lengre vekstsesong kan føre til økt etablering av skogsarter i lavalpine belte. Dette kan gå på bekostning av enkelte lavalpine plantearter. Lavalpine arter kan på sin side etablere seg i de høyereliggende mellomalpine og høyalpine sonene. En rekke urter og insekter inkludert skadeinsekter (for reinen) er knyttet til buskvegetasjon i fjellet, og vil dermed kunne øke tilsvarende. Snøleier regnes som den naturtypen i fjellet som vil være mest utsatt for effektene av klimaendringer, da de har arter som er spesielt tilpasset et langvarig snødekke. Dette vil ha en negativ effekt for villreinen som utnytter snøleiene mye.

Klimaendringene vil også medføre hyppigere varmeperioder på vinteren. Dette vil føre til ising og endrede snøforhold og som vil gjøre det problematisk for villreinen å overleve. I tillegg vil tinefryse episoder føre til at lyng og lavdekket kan bli redusert. Slike episoder har ført til reduksjon og død for arter som røsslyng, kantlyng, blåbær og krekling i Nord-Norge. Effekten av klimaendringene innen det enkelte villreinområde bør følges nøye.

8.7 Fjernmåling

Det trengs forskning på bruk av fjernmåling for å kvantisere de ulike sesongbeitene på en bedre måte med nye sensorer og plattformer som er i bruk og som kommer. En videre forskning på utvikling av satellittmetoden for å kartlegge lavbiomasse trengs for å tilpasse metoden til bruk i skogsområder med lav. Nye laser-baserte fjernmålingsmetoder viser også lovende resultater i forhold til å kunne kvantifisere tapet av lav på grunn av tramping og beiting. Dette illustrerer at utviklingen på dette fagområdet går raskt.

8.8 Genetisk variasjon – utvikling av ny og mer informativ teknologi

Bruk av genetisk variasjon i en kvalitetsnorm på rein vil i dag basere seg på bruk av DNA mikrosatellitter som i hovedsak er lokalisert i regioner av arvestoffet som har liten eller ingen betydning for organismens karaktertrekk og er således ikke utsatt for seleksjon. Registrering av genetisk variasjon vha. mikrosatellitter har derfor sin begrensning vedrørende det å registrere/avdekke prosesser hos reinbestander knyttet til fitness-relaterte trekk. Det er i dag i gang arbeid med å karakterisere hele reinens DNA-variasjon. I kjølvannet av dette vil det bli tilgjengelig et stort antall SNP-er (Single Nucleotide Polymorphism). Mange av disse vil være i regioner av arvestoffet som influerer på individenes fenotypiske trekk. Utvikling av SNP-baserte metoder for å registrere genetisk variasjon vil ikke bare kunne øke sikkerhet og deteksjonsnivå for genetiske endringer, men vil også bidra til å avdekke egenskaper som vektutvikling, sykdomsresistens o.l., samt ulike atferdstrekk som frykt og fluktatferd. Genetiske endringer knyttet til eventuell jaktseleksjon vil også kunne inkluderes i fremtidens genetiske verktøy brukt i kvalitetsnormene for norsk villrein.



Stadig ny teknologi tas i bruk for å lære mer om reinen. Her bildet tatt av et kamera i GPS-halsbåndet hos en merket reinsimle. Foto: Olav Strand.

9 Referanser

- Adams, L. G., Singer, F. J. & Dale, B. W. 1995. Caribou calf mortality in Denali National Park, Alaska. - *The Journal of Wildlife Management* 59: 584-594.
- Afema, J. A., Beckmen, K. B., Arthur, S. M., Huntington, K. B. & Mazet, J. A. K. 2017. Disease complexity in a declining Alaskan muskox (*Ovibos moschatus*) population. - *Journal of Wildlife Diseases* 53: 311-329.
- Aikio, P. & Kojola, I. 2014. Reproductive rate and calf body mass in a north-boreal reindeer herd: effects of NAO and snow conditions. - *Annales Zoologici Fennici* 51: 507-514.
- Albon, S. D., Stien, A., Irvine, R. J., Langvatn, R., Ropstad, E. & Halvorsen, O. 2002. The role of parasites in the dynamics of a reindeer population. - *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 269: 1625-1632.
- Allendorf, F. W., England, P. R., Luikart, G., Ritchie, P. A. & Ryman, N. 2008. Genetic effects of harvest on wild animal populations. - *Trends in ecology & evolution* 23: 327-337.
- Allendorf, F. W. & Hard, J. J. 2009. Human-induced evolution caused by unnatural selection through harvest of wild animals. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106: 9987-9994.
- Almberg, E. S., Cross, P. C., Johnson, C. J., Heisey, D. M. & Richards, B. J. 2011. Modeling Routes of Chronic Wasting Disease Transmission: Environmental Prion Persistence Promotes Deer Population Decline and Extinction. - *PLoS ONE* 6: e19896.
- Andersen, R. & Hustad, H. (red.) 2004. Villrein & samfunn: en veiledning til bevaring og bruk av Europas siste villrein. NINA Temahefte 27. Norsk institutt for naturforskning. 77 s.
- Andersen, R., Karlsen, J., Austmo, L. B., Odden, J., Linnell, J. D. & Gaillard, J.-M. 2007. Selectivity of Eurasian lynx *Lynx lynx* and recreational hunters for age, sex and body condition in roe deer *Capreolus capreolus*. - *Wildlife Biology* 13: 467-474.
- Anderson, J. R., Nilssen, A. C. & Folstad, I. 1994. Mating-behavior and thermoregulation of the reindeer warble fly, *Hypoderma-Tarandi* L (Diptera, Oestridae). - *Journal of Insect Behavior* 7: 679-706.
- Andrén, H., Persson, J., Mattisson, J. & Danell, A. C. 2011. Modelling the combined effect of an obligate predator and a facultative predator on a common prey: lynx (*Lynx lynx*) and wolverine (*Gulo gulo*) predation on reindeer (*Rangifer tarandus*). - *Wildlife Biology* 17: 33-43.
- Anon. 2008. Veileder for fastsetting av økologisk bærekraftig reintall. Landbruks og matdepartementet. - s 10.
- Anon. 2011. Kvalitetsnormer for laks - anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 1. 105 s.
- Anttonen, M., Kumpula, J. & Colpaert, A. 2011. Range selection by semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in relation to infrastructure and human activity in the boreal forest environment, northern Finland. - *Arctic* 64: 1-14.
- Araki, H., Cooper, B. & Blouin, M. S. 2007. Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. - *Science* 318: 100-103.
- Arias, M. S., Pajares, G., Paz-Silva, A., Díez-Baños, N., Suárez, J. L., Díez-Baños, P., Sánchez-Andrade, R. & Morrono, P. 2014. Antigen characterization from second instars of oestrid bot flies for the detection of anti - *Cephenemyia stimulator* antibodies by ELISA in roe deer (*Capreolus capreolus*). - *Medical and Veterinary Entomology* 28: 83-89.
- Austrheim, G., Myrsetrud, A., Hassel, K., Marianne, E. & Økland, R. H. 2007. Interactions between sheep, rodents, graminoids, and bryophytes in an oceanic alpine ecosystem of low productivity. - *Ecoscience* 14: 178-187.
- Austrheim, G., Myrsetrud, A., Pedersen, B., Halvorsen, R., Hassel, K. & Evju, M. 2008. Large scale experimental effects of three levels of sheep densities on an alpine ecosystem. - *Oikos* 117: 837-846.
- Austrheim, G., Speed, J. D., Evju, M., Hester, A., Holand, Ø., Loe, L. E., Martinsen, V., Mobæk, R., Mulder, J. & Steen, H. 2016. Synergies and trade-offs between ecosystem services in an alpine ecosystem grazed by sheep—An experimental approach. - *Basic and Applied Ecology* 17: 596-608.
- Backer, I. L. 2010. Naturmangfoldloven kommentarutgave. - Universitetsforlaget, Oslo.

- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2008. Step-less models for regional environmental variation in Norway. - *Journal of Biogeography* 35: 1906-1922.
- Balenger, S. L. & Zuk, M. 2014. Testing the Hamilton–Zuk Hypothesis: Past, present, and future. - *Integrative and Comparative Biology* 54: 601-613.
- Ballesteros, M., Bårdsen, B. J., Langeland, K., Fauchald, P., Stien, A. & Tveraa, T. 2012. The effect of warble flies on reindeer fitness: a parasite removal experiment. - *Journal of Zoology* 287: 34-40.
- Baskin, L. M. & Hjalten, J. 2001. Fright and flight behaviour of reindeer. - *Alces* 37: 435-445.
- Beck, P. S. A., Atzberger, C., Høgda, K. A., Johansen, B. & Skidmore, A. K. 2006. Improved monitoring of vegetation dynamics at very high latitudes: A new method using MODIS NDVI. - *Remote Sensing of Environment* 100: 321-334.
- Beck, P. S. A., Jonsson, P., Høgda, K. A., Karlsen, S. R., Eklundh, L. & Skidmore, A. K. 2007. A ground-validated NDVI dataset for monitoring vegetation dynamics and mapping phenology in Fennoscandia and the Kola peninsula. - *International Journal of Remote Sensing* 28: 4311-4330.
- Bergerud, A. T. 1971. The population dynamics of Newfoundland caribou. - *Wildlife monographs* 25: 3-55.
- Bischof, R., Mysterud, A. & Swenson, J. E. 2008. Should hunting mortality mimic the patterns of natural mortality? - *Biology Letters* 4: 307-310.
- Bokhorst, S., Bjerke, J., Bowles, F., Melillo, J., Callaghan, T. & Phoenix, G. 2008. Impacts of extreme winter warming in the sub-Arctic: growing season responses of dwarf shrub heathland. - *Global Change Biology* 14: 2603-2612.
- Bokhorst, S., Bjerke, J. W., Street, L., Callaghan, T. V. & Phoenix, G. K. 2011. Impacts of multiple extreme winter warming events on sub-Arctic heathland: phenology, reproduction, growth, and CO₂ flux responses. - *Global Change Biology* 17: 2817-2830.
- Bokhorst, S. F., Bjerke, J. W., Tømmervik, H., Callaghan, T. V. & Phoenix, G. K. 2009. Winter warming events damage sub-Arctic vegetation: Consistent evidence from an experimental manipulation and a natural event. - *Journal of Ecology* 97: 1408-1415.
- Bonenfant, M. & Kramer, D. L. 1996. The influence of distance to burrow on flight initiation distance in the woodchuck, *Marmota monax*. - *Behavioral Ecology* 7: 299-303.
- Bos, J. H., Klip, F. C., Sprong, H., Broens, E. M. & Kik, M. J. L. 2017. Clinical outbreak of babesiosis caused by *Babesia capreoli* in captive reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in the Netherlands. - *Ticks and Tick-borne Diseases* 8: 799-801.
- Boutin, S., Boyce, M. S., Hebblewhite, M., Hervieux, D., Knopff, K. H., Latham, M. C., Latham, A. D. M., Nagy, J., Seip, D. & Serrouya, R. 2012. Why are caribou declining in the oil sands? - *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 65-67.
- Bråtå, H. O. (red.) 2015. Europeiske villreinregioner—en strategisk satsing på villrein fjellet som ressurs for reiselivet. ØF-rapport 2015/05. Østlandsforskning. 68 s.
- Bye, K. 1987. Abomasal nematodes from 3 Norwegian wild reindeer populations. - *Canadian Journal of Zoology* 65: 677-680.
- Bylund, G., Fagerholm, H. P., Krogell, C. & Nikander, S. 2009. Studies on *Onchocerca tarsicola* Bain and Schulz-Key, 1974 in reindeer (*Rangifer tarandus*) in northern Finland. - *Journal of Helminthology* 55: 13-20.
- Bårdsen, B.-J., Berglann, H., Stien, A. & Tveraa, T. 2014. Effekten av høsting på produksjon og lønnsomhet i reindriften. NINA Rapport 999. Norsk institutt for naturforskning, Tromsø. 44 s.
- Bårdsen, B. J., Fauchald, P., Tveraa, T., Langeland, K., Yoccoz, N. G. & Ims, R. A. 2008. Experimental evidence of a risk-sensitive reproductive allocation in a long-lived mammal. - *Ecology* 89: 829-837.
- Bårdsen, B. J. & Tveraa, T. 2012. Density-dependence vs. density-independence - linking reproductive allocation to population abundance and vegetation greenness. - *Journal of Animal Ecology* 81: 364-376.
- Bårdsen, B. J., Tveraa, T., Fauchald, P. & Langeland, K. 2010. Observational evidence of risk-sensitive reproductive allocation in a long-lived mammal. - *Oecologia* 162: 627-639.
- Calef, G. W., DeBock, E. A. & Lortie, G. M. 1976. The reaction of barren-ground caribou to aircraft. - *Arctic* 20: 201-212.

- Careau, V., Réale, D., Humphries, M. M. & Thomas, D. W. 2010. The pace of life under artificial selection: personality, energy expenditure, and longevity are correlated in domestic dogs. - *The American Naturalist* 175: 753-758.
- Clutton-Brock, J. 1992. The process of domestication. - *Mammal Review* 22: 79-85.
- Clutton-Brock, J. 1999. A natural history of domesticated mammals. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Cogley, T. P. 1987. Effects of *Cephenemyia* spp (Diptera, Oestridae) on the nasopharynx of black-tailed deer (*Odocoileus hemionus columbianus*). - *Journal of Wildlife Diseases* 23: 596-605.
- Colman, J., Myrsetrud, A., Jørgensen, N. & Moe, S. 2009. Active land use improves reindeer pastures: evidence from a patch choice experiment. - *Journal of Zoology* 279: 358-363.
- Colman, J. E., Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Myrsetrud, A. 2013. Summer distribution of semi-domesticated reindeer relative to a new wind-power plant. - *European journal of wildlife research* 59: 359-370.
- Colman, J. E., Lilleeng, M. S., Tsegaye, D., Vigeland, M. D. & Reimers, E. 2012. Responses of wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) when provoked by a snow-kiter or skier: a model approach. - *Applied animal behaviour science* 142: 82-89.
- Colman, J. E., Pedersen, C., Hjermann, D. O., Holand, O., Moe, S. R. & Reimers, E. 2001. Twenty-four-hour feeding and lying patterns of wild reindeer *Rangifer tarandus tarandus* in summer. - *Canadian Journal of Zoology* 79: 2168-2175.
- Colman, J. E., Tsegaye, D., Flydal, K., Rivrud, I. M., Reimers, E. & Eftestøl, S. 2015. High-voltage power lines near wild reindeer calving areas. - *European Journal of Wildlife Research* 61: 881-893.
- Coltman, D. W., O'Donoghue, P., Jorgenson, J. T., Hogg, J. T., Strobeck, C. & Festa-Bianchet, M. 2003. Undesirable evolutionary consequences of trophy hunting. - *Nature* 426: 655-658.
- Coulson, T., Guinness, F., Pemberton, J. & Clutton-Brock, T. 2004. The demographic consequences of releasing a population of red deer from culling. - *Ecology* 85: 411-422.
- Creel, S. & Christianson, D. 2009. Wolf presence and increased willow consumption by Yellowstone elk: implications for trophic cascades. - *Ecology* 90: 2454-2466.
- Creel, S., Winnie, J., Maxwell, B., Hamlin, K. & Creel, M. 2005. Elk alter habitat selection as an antipredator response to wolves. - *Ecology* 86: 3387-3397.
- Cromsigt, J. P., Kuijper, D. P., Adam, M., Beschta, R. L., Churski, M., Eycott, A., Kerley, G. I., Myrsetrud, A., Schmidt, K. & West, K. 2013. Hunting for fear: innovating management of human-wildlife conflicts. - *Journal of Applied Ecology* 50: 544-549.
- Cronin, M. A., Ballard, W. B., Bryan, J. D., Pierson, B. J. & McKendrick, J. D. 1998. Northern Alaska oil fields and caribou: a commentary. - *Biological Conservation* 83: 195-208.
- Curry, P. S., Ribble, C., Sears, W. C., Hutchins, W., Orsel, K., Godson, D., Lindsay, R., Dibbernardo, A. & Kutz, S. J. 2014. Blood collected on filter paper for wildlife seology: Detecting antibodies to *Neospora caninum*, West Nile virus, and five bovine viruses in reindeer. - *Journal of Wildlife Diseases* 50: 297-307.
- Cuyler, C., White, R. R., Lewis, K., Soulliere, C., Gunn, A., Russell, D. & Daniel, C. 2012. Are warbles and bots related to reproductive status in West Greenland caribou? - *Rangifer* 32: 15.
- Dahle, B., Reimers, E. & Colman, J. E. 2008. Reindeer (*Rangifer tarandus*) avoidance of a highway as revealed by lichen measurements. - *European Journal of Wildlife Research* 54: 27-35.
- Dahle, H. K., Danell, Ö., Gaare, E. & Nieminen, M. e. 1999. Reindrift i Nordvest-Europa 1998 : biologiske muligheter og begrensninger. Tema Nord. 510. - Nordisk Ministerråd, København.
- Dahlgren, S. S. & Gjerde, B. 2007. Genetic characterisation of six *Sarcocystis* species from reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in Norway based on the small subunit rRNA gene. - *Vet Parasitol* 146: 204-13.
- Danell, Ö., Holand, Ø., Staaland, H. & Nieminen, M. 1999. Renens anpassning och näringsbehov. - I Dahle, H., Danell, Ö., Gaare, E. & Nieminen, M., red. Reindrift i Nordvest-Europa i 1998 - biologiske muligheter og begrensninger. København: Nordisk Ministerråd (NMR). s. 31-46.
- Darimont, C. T., Fox, C. H., Bryan, H. M. & Reimchen, T. E. 2015. The unique ecology of human predators. - *Science* 349: 858-860.
- Dill, L. M. & Houtman, R. 1989. The influence of distance to refuge on flight initiation distance in the gray squirrel (*Sciurus carolinensis*). - *Canadian Journal of Zoology* 67: 233-235.

- Direktoratet for naturforvaltning. 1995. Forvaltning av hjortevilt mot år 2000 - Handlingsplan. DN-rapport. 1995-1. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 79 s.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2009. Strategi for forvaltninga av hjortevilt. Verdsatt lokalt - anerkjent globalt. DN-rapport 8-2009. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 60 s.
- Divina, B. P., Wilhelmsson, E., Morner, T., Mattsson, J. G. & Hoglund, J. 2002. Molecular identification and prevalence of *Dictyocaulus* spp. (Trichostrongyloidea : Dictyocaulidae) in Swedish semi-domestic and free-living cervids. - *Journal of Wildlife Diseases* 38: 769-775.
- Dubey, J. P., Lewis, B., Beam, K. & Abbitt, B. 2002. Transplacental toxoplasmosis in a reindeer (*Rangifer tarandus*) fetus. - *Veterinary Parasitology* 110: 131-135.
- Ducrocq, J., Beauchamp, G., Kutz, S., Simard, M., Elkin, B., Croft, B., Taillon, J., Côté, S. D., Brodeur, V., Campbell, M., Cooley, D., Cuyler, C. & Lair, S. 2012. Comparison of gross visual and microscopic assessment of four anatomic sites to monitor *Besnoitia tarandi* in barren-ground caribou (*Rangifer tarandus*). - *Journal of Wildlife Diseases* 48: 732-738.
- Duodu, S., Madslie, K., Hjelm, E., Molin, Y., Paziewska-Harris, A., Harris, P. D., Colquhoun, D. J. & Yttrhus, B. 2013. Bartonella infection in deer ked (*Lipoptena cervi*) and moose (*Alces alces*) in Norway. - *Applied and Environmental Microbiology* 79: 322-327.
- Edmunds, D. R., Kauffman, M. J., Schumaker, B. A., Lindzey, F. G., Cook, W. E., Kreeger, T. J., Grogan, R. G. & Cornish, T. E. 2016. Chronic Wasting Disease Drives Population Decline of White-Tailed Deer. - *PLoS ONE* 11: e0161127.
- Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Colman, J. E. 2016. From high voltage (300 kV) to higher voltage (420 kV) power lines: reindeer avoid construction activities. - *Polar Biology* 39: 689-699.
- Ewacha, M. V. A., Roth, J. D., Anderson, W. G., Brannen, D. C. & Dupont, D. L. J. 2017. Disturbance and chronic levels of cortisol in boreal woodland caribou. - *The Journal of Wildlife Management* 81: 1266-1275.
- Falldorf, T. 2012. Habitat use of wild reindeer (*Rangifer t. tarandus*) in Hardangervidda, Norway. PhD, Faculty of Geosciences, Hamburg University.
- Falldorf, T. 2013. Habitat use of wild Reindeer (*Rangifer t. tarandus*) in Hardangervidda, Norway. NINA Rapport 982. Norsk institutt for naturforskning. 254 s.
- Falldorf, T., Strand, O., Panzacchi, M. & Tømmervik, H. 2014. Estimating lichen volume and reindeer winter pasture quality from Landsat imagery. - *Remote Sensing of Environment* 140: 573-579.
- Fauchald, P., Rødven, R., Bårdsen, B. J., Langeland, K., Tveraa, T., Yoccoz, N. G. & Ims, R. A. 2007. Escaping parasitism in the selfish herd: age, size and density-dependent warble fly infestation in reindeer. - *Oikos* 116: 491-499.
- Fauchald, P., Tveraa, T., Yoccoz, N. G. & Ims, R. A. 2004. En økologisk bærekraftig reindrift. Hva begrenser naturlig produksjon og høsting? NINA fagrapport 76. Norsk institutt for naturforskning. 35 s.
- Festa-Bianchet, M. 2017. When does selective hunting select, how can we tell, and what should we do about it? - *Mammal Review* 47: 76-81.
- Folstad, I., Nilssen, A. C., Halvorsen, O. & Andersen, J. 1991. Parasite avoidance: the cause of post-calving migrations in *Rangifer*? - *Canadian Journal of Zoology* 69: 2423-2429.
- Forde, T. L., Orsel, K., Zadoks, R. N., Biek, R., Adams, L. G., Checkley, S. L., Davison, T., De Buck, J., Dumond, M., Elkin, B. T., Finnegan, L., Macbeth, B. J., Nelson, C., Niptanatiak, A., Sather, S., Schwantje, H. M., van der Meer, F. & Kutz, S. J. 2016. Bacterial genomics reveal the complex epidemiology of an emerging pathogen in arctic and boreal ungulates. - *Frontiers in Microbiology* 7: 14.
- Frank, J., Støen, O.-G., Segerström, P., Stokke, R., Persson, L.-T., Stokke, L.-H., Persson, S., Stokke, N. A., Persson, A. & Segerström, E. 2012. Bjørnpredation på ren och potentiella effekter av tre forebyggende åtgärder. Rapport från Viltskadecenter 2012:6. 9186331507. Viltskadecenter. 54 s.
- Frankham, R., Briscoe, D. A. & Ballou, J. D. 2002. Introduction to conservation genetics. - Cambridge university press.
- Frid, A. & Dill, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. - *Conservation Ecology* 6: 11. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art11/>.
- Gaare, E. 1994. Nordfjella villreinområde, hva krever reinen av det? NINA Oppdragsmelding 297. Norsk institutt for naturforskning. 20 s.

- Gaare, E. & Hansson, G. 1989. Taksering av reinbeiter på Hardangervidda. NINA Rapport. Norsk institutt for naturforskning. 36 s.
- Gaare, E., Ihse, M. & Kumpula, J. 1999. Beiteslitasje, tråkk og forurensninger. - I Dahle, H. K., Danell, Ö., Gaare, E. & Nieminen, M., red. Reindrift i Nordvest-Europa 1998 : biologiske muligheter og begrensninger. Nordisk Ministerråd, København. s. 57-65.
- Gaare, E. & Skogland, T. 1980. Lichen-reindeer interaction studied in a simple case model. - I Reimers, E., Gaare, E. & Skjenneberg, S., red. Proceedings of the Second International Reindeer/Caribou Symposium 17.-21. September 1979. Røros, Norway. s. 47-56.
- Gaare, E., Tømmervik, H. & Hoem, S. A. 2005. Reinens beiter på Hardangervidda : utviklingen fra 1988 til 2004. NINA Rapport 53. Norsk institutt for naturforskning. 20 s.
- Gaillard, J. M., Mark Hewison, A., Klein, F., Plard, F., Douhard, M., Davison, R. & Bonenfant, C. 2013. How does climate change influence demographic processes of widespread species? Lessons from the comparative analysis of contrasted populations of roe deer. - Ecology Letters 16: 48-57.
- Garel, M., Cugnasse, J.-M., Maillard, D., Gaillard, J.-M., Hewison, A. & Dubray, D. 2007. Selective harvesting and habitat loss produce long-term life history changes in a mouflon population. - Ecological Applications 17: 1607-1618.
- Garel, M., Gaillard, J.-M., Jullien, J.-M., Dubray, D., Maillard, D. & Loison, A. 2011. Population abundance and early spring conditions determine variation in body mass of juvenile chamois. - Journal of Mammalogy 92: 1112-1117.
- Gervasi, V., Nilsen, E. B. & Linnell, J. D. C. 2015. Body mass relationships affect the age structure of predation across carnivore-ungulate systems: a review and synthesis. - Mammal Review 45: 253-266.
- Gervasi, V., Nilsen, E. B., Sand, H., Panzacchi, M., Rauset, G. R., Pedersen, H. C., Kindberg, J., Wabakken, P., Zimmermann, B. & Odden, J. 2012. Predicting the potential demographic impact of predators on their prey: a comparative analysis of two carnivore-ungulate systems in Scandinavia. - Journal of Animal Ecology 81: 443-454.
- Gill, J. & Sutherland, W. 2000. Predicting the consequences of human disturbance from behavioural decisions. - I Gosling, M. L. & Sutherland, W. J., red. Behaviour and Conservation. Cambridge University Press, Cambridge. s. 51-64.
- Gill, J. A., Norris, K. & Sutherland, W. J. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. - Biological Conservation 97: 265-268.
- Gill, J. A., Sutherland, W. J. & Watkinson, A. R. 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. - Journal of Applied Ecology 33: 786-792.
- Godfroid, J., Nymo, I. H., Larsen, A. K., Åsbakk, K. & Josefsen, T. D. 2014. Meldepliktige sykdommer hos rein. - Norsk veterinærtidsskrift 126: 243-249.
- Gundersen, V., Nerhoel, I., Strand, O., Wold, L. C., Rybråten, S., Dokk, J. G., Vistad, O. I. & Selvaag, S. K. 2017. Ferdsel og bruk av Forollhogna villreinområde. NINA Rapport 1331. Norsk institutt for naturforskning. 168 s.
- Gundersen, V., Nerhoel, I., Wold, L. C. & Mortensen, A. J. 2013. Ferdsel i Snøhettaområdet – Del 2. Fokusområder og lokaliteter. NINA Rapport 934. Norsk institutt for naturforskning. 133 s.
- Gunn, A. & Irvine, R. J. 2003. Subclinical parasitism and ruminant foraging strategies - a review. - Wildlife Society Bulletin 31: 117-126.
- Gunn, A. & Miller, F. 1980. Responses of Peary caribou cow-calf pairs to helicopter harassment in the Canadian High Arctic. - I Reimers, E., Gaare, E. & Skjenneberg, S., red. Proceedings of the Second International Reindeer/Caribou Symposium. Røros, Norge. s. 497-507.
- Hagemoen, R. I. M. & Reimers, E. 2002. Reindeer summer activity pattern in relation to weather and insect harassment. - Journal of Animal Ecology 71: 883-892.
- Handeland, K., Boye, M., Bergsjø, B., Bondal, H., Isaksen, K. & Agerholm, J. S. 2010. Digital necrobacillosis in Norwegian wild tundra reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*). - Journal of Comparative Pathology 143: 29-38.
- Handeland, K., Qviller, L., Vikøren, T., Viljugrein, H., Lillehaug, A. & Davidson, R. K. 2013. Ixodes ricinus infestation in free-ranging cervids in Norway - a study based upon ear examinations of hunted animals. - Veterinary Parasitology 195: 142-9.
- Handeland, K. & Slettbakk, T. 1994. Outbreaks of Clinical Cerebrospinal Elaphostrongylosis in Reindeer (*Rangifer-Tarandus-Tarandus*) in Finnmark, Norway, and Their Relation to

- Climatic Conditions. - Journal of Veterinary Medicine Series B-Zentralblatt für Veterinärmedizin Reihe B-Infectious Diseases and Veterinary Public Health 41: 407-410.
- 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., Grøtan, V., Aanes, R., Sæther, B. E., Stien, A., Fuglei, E., Ims, R. A., Yoccoz, N. G. & Pedersen, A. Ø. 2013. Climate events synchronize the dynamics of a resident vertebrate community in the High Arctic. - Science 339: 313-315.
- Hanson, W. 1981. Caribou (*Rangifer tarandus*) encounters with pipelines in Northern Alaska. - Canadian Field-Naturalist 95: 57-62.
- Haugerud, R. E. 1988. A life history approach to the parasite-host interaction *Linguatula arctica* Riley, Haugerud and Nilssen, 1987 - *Rangifer tarandus* (Linnaeus, 1758). Cand.scient, Universitetet i Tromsø, Tromsø.
- Hebblewhite, M. 2017. Billion dollar boreal woodland caribou and the biodiversity impacts of the global oil and gas industry. - Biological Conservation 206: 102-111.
- Hebblewhite, M., Merrill, E. H. & McDonald, T. L. 2005. Spatial decomposition of predation risk using resource selection functions: an example in a wolf-elk predator-prey system. - Oikos 111: 101-111.
- Helle, O. 1969. The introduction of *Nematodirus battus* (Crofton & Thomas, 1951) into a new environment. - Veterinary Record 84: 157-160.
- Helle, T., Hallikainen, V., Särkelä, M., Haapalehto, M., Niva, A. & Puoskari, J. 2012. Effects of a holiday resort on the distribution of semidomesticated reindeer. - Annales Zoologici Fennici 49: 23-35.
- Helle, T. & Kojola, I. 2008. Demographics in an alpine reindeer herd: effects of density and winter weather. - Ecography 31: 221-230.
- Henriksen, V. & Indrelid, S. 1979. Vidda og mennesket. - I Nyquist, P., red. Hardangervidda. Grøndahl & Søns Forlag AS, Oslo. s. 46-149.
- Heurich, M., Zeis, K., Küchenhoff, H., Müller, J., Belotti, E., Bufka, L. & Woelfing, B. 2016. Selective predation of a stalking predator on ungulate prey. - PLoS one 11: e0158449.
- Holand, O., Myrsetrud, A., Røed, K. H., Coulson, T., Gjøsæter, H., Weladji, R. B. & Nieminen, M. 2006a. Adaptive adjustment of offspring sex ratio and maternal reproductive effort in an iteroparous mammal. - Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 273: 293-299.
- Holand, O., Røed, K. H., Myrsetrud, A., Kumpula, J., Nieminen, M. & Smith, M. E. 2003. The effect of sex ratio and male age structure on reindeer calving. - Journal of Wildlife Management 67: 25-33.
- Holand, Ø., Weladji, R., Røed, K., Gjøsæter, H., Kumpula, J., Gaillard, J.-M., Smith, M. & Nieminen, M. 2006b. Male age structure influences females' mass change during rut in a polygynous ungulate: the reindeer (*Rangifer tarandus*). - Behavioral Ecology and Sociobiology 59: 682-688.
- Holt, R. D. 2008. The community context of disease emergence: Could changes in predation be a key driver? . - I Ostfeld, R., Keesing, F. & Eviner, V., red. Infectious disease ecology. Effects of ecosystems on disease and of disease on ecosystems. Princeton University Press, Princeton, USA. s. 324-346.
- Holt, R. D. & Roy, M. 2007. Predation can increase the prevalence of infectious disease. - The American Naturalist 169: 690-699.
- Hrabok, J. T., Oksanen, A., Nieminen, M., Rydzik, A., Uggla, A. & Waller, P. J. 2006. Reindeer as hosts for nematode parasites of sheep and cattle. - Veterinary Parasitology 136: 297-306.
- Hughes, J., Albon, S. D., Irvine, R. J. & Woodin, S. 2009. Is there a cost of parasites to caribou? - Parasitology 136: 253-265.
- Hurley, M. A., Hebblewhite, M., Gaillard, J.-M., Dray, S., Taylor, K. A., Smith, W., Zager, P. & Bonenfant, C. 2014. Functional analysis of Normalized Difference Vegetation Index curves reveals overwinter mule deer survival is driven by both spring and autumn phenology. - Phil. Trans. R. Soc. B 369: 20130196.
- Johansen, B. E. 2009. Vegetasjonskart for Norge basert på Landsat TM/ETM+ data. Northern Research Institute (NORUT), Tromsø. 87 s.
- Johnson, D. R. & Todd, M. C. 1977. Summer use of a high-way crossing by mountain caribou. - Canadian Field-Naturalist 91: 312-314.

- Johnstone, C. P., Reina, R. D. & Lill, A. 2012. Interpreting indices of physiological stress in free-living vertebrates. - *Journal of Comparative Physiology B-Biochemical Systemic and Environmental Physiology* 182: 861-879.
- Jordhøy, P. 1998. Standardrutiner for minimumstellingering av rein. - Villreinen: 38-39.
- Jordhøy, P. & Strand, O. 2011. Villreinen i Ottadalen. Kunnskapsstatus og leveområde. NINA Rapport 643. Norsk institutt for naturforskning. 85 s.
- Jordhøy, P., Strand, O., Skogland, T., Gaare, E. & Holmstrøm, F. 1996. Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogrammet for hjortevilt - villreindelen 1991-1995. NINA Fagrapport 22. Norsk institutt for naturforskning. 57 s.
- Jordhøy, P. & Sørensen, R. 2010. Villreinen i Forollhogna : status og leveområde. NINA Rapport 528. Norsk institutt for naturforskning. 73 s.
- Jore, S., Vanwambeke, S. O., Viljugrein, H., Isaksen, K., Kristoffersen, A. B., Woldehiwet, Z., Johansen, B., Brun, E., Brun-Hansen, H., Westermann, S., Larsen, I. L., Ytrehus, B. & Hofshagen, M. 2014. Climate and environmental change drives *Ixodes ricinus* geographical expansion at the northern range margin. - *Parasit Vectors* 7: 11.
- Jore, S., Viljugrein, H., Hofshagen, M., Brun-Hansen, H., Kristoffersen, A. B., Nygård, K., Brun, E., Ottesen, P., Sævik, B. K. & Ytrehus, B. 2011. Multi-source analysis reveals latitudinal and altitudinal shifts in range of *Ixodes ricinus* at its northern distribution limit. - *Parasit Vectors* 4: 84.
- Josefsen, T. D., Oksanen, A. & Gjerde, B. 2014. Parasitter hos rein i Fennoskandia - en oversikt. - *Norsk veterinærtidsskrift* 126: 185-201.
- Kaeuffer, R., Bonenfant, C., Chapuis, J. L. & Devillard, S. 2010. Dynamics of an introduced population of mouflon *Ovis aries* on the sub-Antarctic archipelago of Kerguelen. - *Ecography* 33: 435-442.
- Kauffman, M. J., Brodie, J. F. & Jules, E. S. 2010. Are wolves saving Yellowstone's aspen? A landscape-level test of a behaviorally mediated trophic cascade. - *Ecology* 91: 2742-2755.
- Kauffman, M. J., Brodie, J. F. & Jules, E. S. 2013. Are wolves saving Yellowstone's aspen? A landscape-level test of a behaviorally mediated trophic cascade: reply. - *Ecology* 94: 1425-1431.
- Klein, D. R. 1971. Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. - *Science* 173: 393-398.
- Klein, J. & Tryland, M. 2005. Characterisation of parapoxviruses isolated from Norwegian semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*). - *Virology Journal* 2: 79-79.
- Klima- og miljødepartementet. 2009. Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven). LOV-2009-06-19-100. Klima- og miljødepartementet.
- Kohler, J. & Aanes, R. 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.
- Koskela, K. & Nieminen, M. 1983. Death among reindeer caused by traffic in Finland during 1976-1980. - *Acta Zoologica Fennica* 175: 163-175.
- Kuijper, D., Sahlén, E., Elmhagen, B., Chamailé-Jammes, S., Sand, H., Lone, K. & Cromsigt, J. 2016. Paws without claws? Ecological effects of large carnivores in anthropogenic landscapes. - *proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283: 20161625.
- Kummeneje, K. 1976. Pasteurellosis in reindeer in northern Norway. A contribution of its epidemiology. - *Acta Vet Scand* 17: 488-94.
- Kummeneje, K. 1977. *Dictyocaulus viviparus* infestation in reindeer in northern Norway. A contribution to its epidemiology. - *Acta Vet Scand* 18: 86-90.
- Kumpula, J., Colpaert, A. & Anttonen, M. 2007. Does forest harvesting and linear infrastructure change the usability value of pastureland for semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*)? - *Annales Zoologici Fennici* 44: 161-178.
- Kumpula, J., Colpaert, A. & Nieminen, M. 1998. Reproduction and productivity of semidomesticated reindeer in northern Finland. - *Canadian Journal of Zoology* 76: 269-277.
- Kutz, S., Bollinger, T., Branigan, M., Checkley, S., Davison, T., Dumond, M., Elkin, B., Forde, T., Hutchins, W., Niptanatiak, A. & Orsel, K. 2015. *Erysipelothrix rhusiopathiae* associated with recent widespread muskox mortalities in the Canadian Arctic. - *Canadian Veterinary Journal* 56.

- Kutz, S. J., Elkin, B. T., Panayi, D. & Dubey, J. P. 2001. Prevalence of *Toxoplasma gondii* antibodies in barren-ground caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) from the Canadian Arctic. - *J Parasitol* 87: 439-42.
- Kvie, K. S. 2017. Natural and human-induced impacts on the genetic structure of Eurasian reindeer. PhD. - Fakultet for teknologi, naturvitenskap og maritime fag, Høgskolen i Sørøst-Norge, Kongsberg.
- Kynkäänniemi, S. M., Kettu, M., Kortet, R., Härkönen, L., Kaitala, A., Paakkonen, T., Mustonen, A. M., Nieminen, P., Härkönen, S., Ylönen, H. & Laaksonen, S. 2014. Acute impacts of the deer ked (*Lipoptena cervi*) infestation on reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) behaviour. - *Parasitology Research* 113: 1489-1497.
- L'Italien, L., Weladji, R. B., Holand, Ø., Røed, K. H., Nieminen, M. & Côté, S. D. 2012. Mating group size and stability in reindeer *Rangifer tarandus*: the effects of male characteristics, sex ratio and male age structure. - *Ethology* 118: 783-792.
- Laaksonen, S., Solismaa, M., Kortet, R., Kuusela, J. & Oksanen, A. 2009a. Vectors and transmission dynamics for *Setaria tundra* (Filarioidea; Onchocercidae), a parasite of reindeer in Finland. - *Parasites and Vectors* 2: 3.
- Laaksonen, S., Solismaa, M., Orro, T., Kuusela, J., Saari, S., Kortet, R., Nikander, S., Oksanen, A. & Sukura, A. 2009b. *Setaria tundra* microfilariae in reindeer and other cervids in Finland. - *Parasitology Research* 104: 257-265.
- Langton, C., Gray, J. S., Waters, P. F. & Holman, P. J. 2003. Naturally acquired babesiosis in a reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) herd in Great Britain. - *Parasitology Research* 89: 194-198.
- Langvatn, R., Myrseth, A., Stenseth, N. C. & Yoccoz, N. G. 2004. Timing and synchrony of ovulation in red deer constrained by short northern summers. - *American Naturalist* 163: 763-772.
- Leblond, M., Dussault, C. & Ouellet, J. P. 2013. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. - *Journal of Zoology* 289: 32-40.
- Leblond, M., Frair, J., Fortin, D., Dussault, C., Ouellet, J. P. & Courtois, R. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. - *Landscape Ecology* 26: 1433-1446.
- Lenvik, D. 2005. Utviklingen av bærekraft i reindriften i Trøndelag og Jotunheimen - "Rørosmodellen". 1. Jord og gjerning. Norsk Landbruksmuseum. 9-26 s.
- Lenvik, D. & Aune, I. 1988. Selection strategy in domestic reindeer 4. Early mortality in reindeer calves related to maternal body weight. - *Norsk Landbruksforskning (Norway)* 2: 71-76.
- Lenvik, D., Bø, E. & Fjellheim, A. 1988. Relationship between the weight of reindeer calves in autumn and their mother's age and weight in the previous spring. - *Rangifer* 8: 20-24.
- Linnell, J. D., Aanes, R. & Andersen, R. 1995. Who killed Bambi? The role of predation in the neonatal mortality of temperate ungulates. - *Wildlife Biology* 1: 209-223.
- Lyftingsmo, E. 1965. Oversyn over fjellbeite i Finnmark. Norsk Fjellbeite 15. - Det kgl. selskap for Norges vel Oslo.
- MacArthur, R. A., Geist, V. & Johnston, R. H. 1982. Cardiac and behavioral responses of mountain sheep to human disturbance. - *Journal of Wildlife Management* 46: 351-358.
- Madslie, K., Yttrup, B., Vikøren, T., Malmsten, J., Isaksen, K., Hygen, H. O. & Solberg, E. J. 2011. Hair-loss epizootic in moose (*Alces alces*) associated with massive deer ked (*Lipoptena cervi*) infestation. - *Journal of Wildlife Diseases* 47: 893-906.
- Marr, A. B., Keller, L. F. & Arcese, P. 2002. Heterosis and outbreeding depression in descendants of natural immigrants to an inbred population of song sparrows (*Melospiza melodia*). - *Evolution* 56: 131-142.
- Martinsen, V., Austrheim, G., Myrseth, A. & Mulder, J. 2011. Effects of herbivory on N-cycling and distribution of added 15NH_4^+ in N-limited low-alpine grasslands. - *Plant and soil* 347: 279-292.
- Martinsen, V., Mulder, J., Austrheim, G., Hessen, D. O. & Myrseth, A. 2012. Effects of sheep grazing on availability and leaching of soil nitrogen in low-alpine grasslands. - *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 44: 67-82.
- Mattisson, J., Andrén, H., Persson, J. & Segerström, P. 2011a. Influence of intraguild interactions on resource use by wolverines and Eurasian lynx. - *Journal of Mammalogy* 92: 1321-1330.

- Mattisson, J. & Odden, J. 2016. Predasjon av tamrein fra gaupe og jerv. Et dataunderlag for beregning av tap av tamrein til gaupe og jerv. NINA Kortrapport 28. Norsk institutt for naturforskning. 18 s.
- Mattisson, J., Odden, J. & Linnell, J. D. C. 2014. A catch-22 conflict: Access to semi-domestic reindeer modulates Eurasian lynx depredation on domestic sheep. - *Biological Conservation* 179: 116-122.
- Mattisson, J., Odden, J., Nilsen, E. B., Linnell, J. D., Persson, J. & Andrén, H. 2011b. Factors affecting Eurasian lynx kill rates on semi-domestic reindeer in northern Scandinavia: Can ecological research contribute to the development of a fair compensation system? - *Biological conservation* 144: 3009-3017.
- McCourt, K. H., Feist, J. D., Doll, D. & Russell, J. J. 1974. Disturbance studies of caribou and other mammals in the Yukon and Alaska, 1972. Biological Report Series 5. Renewable Resources Consulting Services Ltd.s.
- Mejlgaard, T., Loe, L., Odden, J., Linnell, J. & Nilsen, E. 2013. Lynx prey selection for age and sex classes of roe deer varies with season. - *Journal of Zoology* 289: 222-228.
- Miljødirektoratet. 2015. Forvaltning av kongeørn i Norge - Kunnskap, bestand og framtidig forvaltning. Rapport M-470 | 2015. Miljødirektoratet. 34 s.
- Miljødirektoratet. 2016. Forskrift om forvaltning av hjortevilt. FOR-2016-01-08-12. Miljødirektoratet.
- Miljødirektoratet. 2017. Villreinfjellet som verdiskaper. Programplan fastsatt 1. juni 2017. -I Miljødirektoratet, red. - s 14.
- Miller, F. & Gunn, A. 1980. Behavioral responses of muskox herds to simulation of cargo slinging by helicopter, Northwest-Territories. - *Canadian Field-Naturalist* 94: 52-60.
- Miller, F. L. & Gunn, A. 1978. AIPP report 1978: Caribou and muskoxen response to helicopter harassment, Prince of Wales Island, 1976–1977. ESCOM report no. AI-30. s.
- Miller, M. W., Swanson, H. M., Wolfe, L. L., Quartarone, F. G., Huwer, S. L., Southwick, C. H. & Lukacs, P. M. 2008. Lions and prions and deer demise. - *PLoS one* 3: e4019.
- Milner, J. M., Bonenfant, C. & Mysterud, A. 2011. Hunting Bambi - evaluating the basis for selective harvesting of juveniles. - *European Journal of Wildlife Research* 57: 565-574.
- Milner, J. M., Bonenfant, C., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Csanyi, S. & Stenseth, N. C. 2006. Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. - *Journal of Applied Ecology* 43: 721-734.
- Mysterud, A. 2000. Diet overlap among ruminants in Fennoscandia. - *Oecologia* 124: 130-137.
- 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. 2014. Effects of selective harvesting on ungulate populations. - I Putman, R. & Apollonio, M., red. Behaviour and management of European ungulates. Whittles Publishing, Dunbeath. s. 124-147.
- Mysterud, A. & Austrheim, G. 2008. The effect of domestic sheep on forage plants of wild reindeer; a landscape scale experiment. - *European Journal of Wildlife Research* 54: 461-468.
- Mysterud, A., Coulson, T. & Stenseth, N. C. 2002a. The role of males in the dynamics of ungulate populations. - *Journal of Animal Ecology* 71: 907-915.
- Mysterud, A., Rekdal, Y., Loe, L. E., Angeloff, M., Mobæk, R., Holand, Ø. & Strand, G.-H. 2014. Evaluation of landscape-level grazing capacity for domestic sheep in alpine rangelands. - *Rangeland Ecology and Management* 67: 132-144.
- Mysterud, A., Solberg, E. J. & Yoccoz, N. G. 2005. Ageing and reproductive effort in male moose under variable levels of intrasexual competition. - *Journal of Animal Ecology* 74: 742-754.
- Mysterud, A., Steinheim, G., Yoccoz, N. G., Holand, Ø. & Stenseth, N. C. 2002b. Early onset of reproductive senescence in domestic sheep *Ovis aries*. - *Oikos* 97: 177-183.
- Mysterud, A., Stenseth, N. C., Yoccoz, N. G., Langvatn, R. & Steinheim, G. 2001. Nonlinear effects of large-scale climatic variability on wild and domestic herbivores. - *Nature* 410: 1096-1099.
- Mysterud, A., Yoccoz, N. G., Stenseth, N. C. & Langvatn, R. 2000. Relationships between sex ratio, climate and density in red deer: the importance of spatial scale. - *Journal of Animal Ecology* 69: 959-974.
- Mørk, T., Sunde, M. & Josefsen, T. D. 2014. Bakterieinfeksjoner hos rein. - *Norsk veterinærtidsskrift* 126: 223-228.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P. & Strand, O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. - *Biological Conservation* 101: 351-360.

- Nielsen, A., Yoccoz, N. G., Steinheim, G., Størvik, G. O., Rekdal, Y., Angeloff, M., Pettorelli, N., Holand, Ø. & Mysterud, A. 2012. Are responses of herbivores to environmental variability spatially consistent in alpine ecosystems? - *Global Change Biology* 18: 3050-3062.
- Nieminen, M. 2013. Response distances of wild forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus* Lönbn.) and semi-domestic reindeer (*R. t. tarandus* L.) to direct provocation by a human on foot/snowshoes. - *Rangifer* 33: 1-15.
- Nieminen, M., Norberg, H. & Majjala, V. 2011. Mortality and survival of semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) calves in northern Finland. - *Rangifer* 31: 71-84.
- Nieminen, M., Norberg, H. & Majjala, V. 2013. Calf mortality of semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in the Finnish reindeer-herding area. - *Rangifer* 33: 79-90.
- Nilsen, E. B. & Strand, O. 2017. Populasjonsdynamiske utfordringer knyttet til fragmentering av villrein fjellet. Norsk institutt for naturforskning, NINA Temahefte 70. 51 s.
- Nilssen, A. C. 1997. Factors affecting size, longevity and fecundity in the reindeer oestrid flies *Hypoderma tarandi* (L.) and *Cephenemyia trompe* (Modeer). - *Ecological Entomology* 22: 294-304.
- Nilssen, A. C. & Anderson, J. R. 1995. Flight capacity of the reindeer warble fly, *Hypoderma tarandi* (L.), and the reindeer nose bot fly, *Cephenemyia trompe* (Modeer)(Diptera: Oestridae). - *Canadian Journal of Zoology* 73: 1228-1238.
- Nilssen, A. C. & Haugerud, R. E. 1995. Epizootiology of the reindeer nose bot fly, *Cephenemyia trompe* (Modeer)(Diptera: Oestridae), in reindeer, *Rangifer tarandus* (L.), in Norway. - *Canadian Journal of Zoology* 73: 1024-1036.
- Norberg, H., Kojola, I., Aikio, P. & Nylund, M. 2006. Predation by golden eagle *Aquila chrysaetos* on semi-domesticated reindeer *Rangifer tarandus* calves in northeastern Finnish Lapland. - *Wildlife Biology* 12: 393-402.
- Nybakk, K., Kjølsvik, O. & Kvam, T. 1999. Golden eagle predation on semidomestic reindeer. - *Wildlife Society Bulletin* 27: 1038-1042.
- Nybø, S. & Evju, M. (red) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand. 247 s.
- Odden, J., Mattisson, J., Gervasi, V. & Linnell, J. D. 2014. Gaupas predasjon på sau – en kunnskapsoversikt. NINA Temahefte 57. Norsk institutt for naturforskning. 71 s.
- OiE. 2017. Terrestrial animal health code. World Organisation for Animal Health (OiE), Paris, France.
- Ostfeld, R. S., Keesing, F. & Evimer, V. T. 2010. Infectious disease ecology: effects of ecosystems on disease and of disease on ecosystems. - Princeton University Press.
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Jordhøy, P. & Strand, O. 2013a. Learning from the past to predict the future: using archaeological findings and GPS data to quantify reindeer sensitivity to anthropogenic disturbance in Norway. - *Landscape Ecology* 28: 847-859.
- Panzacchi, M., Van Moorter, B. & Strand, O. 2013b. A road in the middle of one of the last wild reindeer migration routes in Norway: crossing behaviour and threats to conservation. - *Rangifer* 33: 15-26.
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Saerens, M., Ki, I. K., St Clair, C. C., Herfindal, I. & Boitani, L. 2016. Predicting the continuum between corridors and barriers to animal movements using Step Selection Functions and Randomized Shortest Paths. - *Journal of Animal Ecology* 85: 32-42.
- Pape, R. & Löffler, J. 2015. Seasonality of habitat selection shown to buffer alpine reindeer pastoralism against climate variability. - *Ecosphere* 6: 1-9.
- Parker, K. L., Barboza, P. S. & Stephenson, T. R. 2005. Protein conservation in female caribou (*Rangifer tarandus*): effects of decreasing diet quality during winter. - *Journal of Mammalogy* 86: 610-622.
- Pauls, R. W. 1980. Heart rate as an index of energy expenditure in red squirrels (*Lamiasciurus hudsonicus*). - *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology* 67: 409-418.
- Pekkarinen, A.-J., Kumpula, J. & Tahvonen, O. 2017. Parameterization and validation of an ungulate-pasture model. - *Ecology and Evolution*: n/a-n/a.
- Peters, W., Hebblewhite, M., DeCesare, N., Cagnacci, F. & Musiani, M. 2013. Resource separation analysis with moose indicates threats to caribou in human altered landscapes. - *Ecography* 36: 487-498.

- Pettorelli, N. 2013. The normalized difference vegetation index. First Edition. utg. - Oxford University Press, Oxford.
- Pettorelli, N., Mysterud, A., Yoccoz, N. G., Langvatn, R. & Stenseth, N. C. 2005a. Importance of climatological downscaling and plant phenology for red deer in heterogeneous landscapes. - Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 272: 2357-2364.
- Pettorelli, N., Pelletier, F., von Hardenberg, A., Festa-Bianchet, M. & Cote, S. D. 2007. Early onset of vegetation growth vs. rapid green-up: Impacts on juvenile mountain ungulates. - Ecology 88: 381-390.
- Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewska, B., Lima, M. & Kausrud, K. 2011. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. - Climate Research 46: 15-27.
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Compton, J. T. & Stenseth, N. C. 2005b. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. - Trends in Ecology and Evolution 20: 503-510.
- Pettorelli, N., Weladji, R. B., Holand, Ø., Mysterud, A., Breie, H. & Stenseth, N. C. 2005c. The relative role of winter and spring conditions: linking climate and landscape-scale plant phenology to alpine reindeer body mass. - Biology Letters 1: 24-26.
- Piovia-Scott, J., Yang, L. H. & Wright, A. N. 2017. Trophic cascades in time: The causes and consequences of temporal variation in the strength of top-down effects. - Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 48: 281-300.
- Polfus, J. L., Hebblewhite, M. & Heinemeyer, K. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. - Biological Conservation 144: 2637-2646.
- Post, E., Forchhammer, M. C., Bret-Harte, M. S., Callaghan, T. V., Christensen, T. R., Elberling, B., Fox, A. D., Gilg, O., Hik, D. S., Høye, T. T., Ims, R. A., Jeppesen, E., Klein, D. R., Madsen, J., McGuire, A. D., Rysgaard, S., Schindler, D. E., Stirling, I., Tamstorf, M. P., Tyler, N. J. C., van der Wal, R., Welker, J., Wookey, P. A., Schmidt, N. M. & Aastrup, P. 2009. Ecological dynamics across the arctic associated with recent climate change. - Science 325: 1355-1358.
- Prestrud, K. W., Åsbakk, K., Fuglei, E., Mørk, T., Stien, A., Ropstad, E., Tryland, M., Gabrielsen, G. W., Lydersen, C., Kovacs, K. M., Loonen, M. J. J. E., Sagerup, K. & Oksanen, A. 2007. Serosurvey for *Toxoplasma gondii* in arctic foxes and possible sources of infection in the high Arctic of Svalbard. - Veterinary Parasitology 150: 6-12.
- Proffitt, K. M., Grigg, J. L., Hamlin, K. L. & Garrott, R. A. 2009. Contrasting effects of wolves and human hunters on elk behavioral responses to predation risk. - Journal of Wildlife Management 73: 345-356.
- Punsvik, T. & Frøstrup, J. C. 2016. Villreinen - fjellviddas nomade. Biologi, historie, forvaltning. - Friluftsførlaget, Arendal.
- Qviller, L., Risnes-Olsen, N., Baerum, K. M., Meisingset, E. L., Loe, L. E., Ytremhus, B., Viljugrein, H. & Mysterud, A. 2013. Landscape level variation in tick abundance relative to seasonal migration in red deer. - PLoS One 8: e71299.
- Rehinder, C. & Nikander, S. 1999. Ren och rensjukdomar. - Studentlitteratur.
- Rehinder, C. & Nordkvist, M. 1983. The localization of the larvae of the nostril fly (*Cephenemyia trompe* L) in the pharynx of reindeer in an earlier unknown tonsil tissue. - Rangifer 3: 46-49.
- Reimers, E. 1983. Reproduction in wild reindeer in Norway. - Canadian Journal of Zoology 61: 211-217.
- Reimers, E. & Colman, J. E. 2006. Reindeer and caribou (*Rangifer tarandus*) response towards human activities. - Rangifer 26: 55-71.
- Reimers, E., Colman, J. E., Dervo, L., Eftestøl, S., Kind, J. & Muniz, A. 2000. Frykt og fluktavstander hos villrein. - Villreinen 15: 76-80.
- Reimers, E., Dahle, B., Eftestøl, S., Colman, J. E. & Gaare, E. 2007. Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer. - Biological Conservation 134: 484-494.
- Reimers, E. & Eftestøl, S. 2012. Response behaviors of Svalbard reindeer towards humans and humans disguised as polar bears on Edgeøya. - Arctic Antarctic and Alpine Research 44: 483-489.

- Reimers, E., Eftestøl, S. & Colman, J. E. 2003. Behavior responses of wild reindeer to direct provocation by a snowmobile or skier. - *The Journal of Wildlife Management* 67: 747-754.
- Reimers, E., Flydal, K., Korslund, L., Eftestøl, S., Colman, J. E. & Tsegaye, D. 2015. Power lines, reindeer and UV. - *Biological Conservation* 184: 471.
- Reimers, E., Holmengen, N. & Mysterud, A. 2005. Life-history variation of wild reindeer (*Rangifer tarandus*) in the highly productive North Ottadalen region, Norway. - *Journal of Zoology* 265: 53-62.
- Reimers, E., Loe, L. E., Eftestøl, S., Colman, J. E. & Dahle, B. 2009. Effects of hunting on response behaviors of wild reindeer. - *Journal of Wildlife Management* 73: 844-851.
- Reimers, E., Miller, F. L., Eftestøl, S., Colman, J. E. & Dahle, B. 2006. Flight by feral reindeer *Rangifer tarandus tarandus* in response to a directly approaching human on foot or on skis. - *Wildlife Biology* 12: 403-413.
- Reimers, E., Røed, K. & Colman, J. 2012. Persistence of vigilance and flight response behaviour in wild reindeer with varying domestic ancestry. - *Journal of evolutionary biology* 25: 1543-1554.
- Rekdal, Y. 2017. Vegetasjon og beite i Øye og kringliggende fjellområde. NIBIO Rapport 3 (54). Norsk institutt for bioøkonomi. 61 s.
- Ripple, W. J. & Beschta, R. L. 2004. Wolves and the ecology of fear: can predation risk structure ecosystems? - *BioScience* 54: 755-766.
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M. & Nelson, M. P. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. - *Science* 343: 1241-1244.
- Ripple, W. J., Wirsing, A. J., Wilmers, C. C. & Letnic, M. 2013. Widespread mesopredator effects after wolf extirpation. - *Biological Conservation* 160: 70-79.
- Ruckstuhl, K. & Neuhaus, P. 2005. Sexual segregation in vertebrates. - Cambridge University Press.
- Rødven, R., Männikkö, I., Ims, R. A., Yoccoz, N. G. & Folstad, I. 2009. Parasite intensity and fur coloration in reindeer calves – contrasting artificial and natural selection. - *Journal of Animal Ecology* 78: 600-607.
- Røed, K., Flagstad, Ø., Bjørnstad, G. & Hufthammer, A. 2011. Elucidating the ancestry of domestic reindeer from ancient DNA approaches. - *Quaternary International* 238: 83-88.
- Røed, K. H., Bjørnstad, G., Flagstad, Ø., Haanes, H., Hufthammer, A. K., Jordhøy, P. & Rosvold, J. 2014. Ancient DNA reveals prehistoric habitat fragmentation and recent domestic introgression into native wild reindeer. - *Conservation Genetics* 15: 1137-1149.
- Røed, K. H., Flagstad, Ø., Nieminen, M., Holand, Ø., Dwyer, M. J., Røv, N. & Vilà, C. 2008. Genetic analyses reveal independent domestication origins of Eurasian reindeer. - *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 275: 1849-1855.
- Røed, K. H., Holand, O., Mysterud, A., Tverdal, A., Kumpula, J. & Nieminen, M. 2007. Male phenotypic quality influences offspring sex ratio in a polygynous ungulate. - *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274: 727-733.
- Røed, K. H., Holand, O., Smith, M. E., Gjølstein, H., Kumpula, J. & Nieminen, M. 2002. Reproductive success in reindeer males in a herd with varying sex ratio. - *Molecular Ecology* 11: 1239-1243.
- Rönnegård, L. & Danell, Ö. 2003. Genetic response to selection on reindeer calf weights. - *Rangifer* 23: 13-20.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W. & Hanski, I. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. - *Nature* 392: 491-494.
- Sand, H., Zimmermann, B., Wabakken, P., Andrén, H. & Pedersen, H. C. 2005. Using GPS technology and GIS cluster analyses to estimate kill rates in wolf–ungulate ecosystems. - *Wildlife Society Bulletin* 33: 914-925.
- Sapolsky, R. M. 1982. The endocrine stress-response and social status in the wild baboon. - *Hormones and behavior* 16: 279-292.
- Shideler, R. T. 1986. Impacts of human developments and land use on caribou: A literature review. Volume II. Impacts of oil and gas development on the central Arctic herd. Technical Report No. 86-3. Alaska Department of Fish and Game, Habitat Division, Fairbanks. 128 s.
- Simard, A.-A., Kutz, S., Ducrocq, J., Beckmen, K., Brodeur, V., Campbell, M., Croft, B., Cuyler, C., Davison, T., Elkin, B., Giroux, T., Kelly, A., Russell, D., Taillon, J., Veitch, A. & Côté, S. D.

2016. Variation in the intensity and prevalence of macroparasites in migratory caribou: a quasi-circumpolar study. - *Canadian Journal of Zoology* 94: 607-617.
- Skarin, A., Danell, Ö., Bergström, R. & Moen, J. 2004. Insect avoidance may override human disturbances in reindeer habitat selection. - *Rangifer* 24: 95-103.
- Skarin, A., Danell, Ö., Bergström, R. & Moen, J. 2008. Summer habitat preferences of GPS-collared reindeer *Rangifer tarandus tarandus*. - *Wildlife Biology* 14: 1-15.
- Skarin, A., Danell, Ö., Bergström, R. & Moen, J. 2010. Reindeer movement patterns in alpine summer ranges. - *Polar Biology* 33: 1263-1275.
- Skarin, A., Nellemann, C., Rønnegard, L., Sandström, P. & Lundqvist, H. 2015. Wind farm construction impacts reindeer migration and movement corridors. - *Landscape Ecology* 30: 1527-1540.
- Skarin, A. & Åhman, B. 2014. Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. - *Polar Biology* 37: 1041-1054.
- Skogland, T. 1973. Villrein, velstand og vassdrag. - *Norsk natur* 4: 36-40.
- Skogland, T. 1989. Comparative social organization of wild reindeer in relation to food, mates and predator avoidance. - *Advances in Ethology* 29: 3-74.
- Skogland, T. 1991. What are the effects of predators on large ungulate populations? - *Oikos* 61: 401-411.
- Skogland, T. 1994. Villrein : fra urinnvåner til miljøbarometer. - Teknologisk forlag, Oslo.
- Solberg, E. J., Langvatn, R., Andersen, R., Strand, O., Heim, M., Jordhøy, P., Holmstrøm, F. & Solem, M. I. 2006. Egenevaluering av Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. Fremtidig overvåking i lys av 15 års erfaring. NINA Rapport 156. Norsk institutt for naturforskning. 43 s.
- Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Langvatn, R., Holmstrøm, F., Solem, M. I., Eriksen, R., Astrup, R. & Ueno, M. 2012. Hjortevilt 1991-2011. Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 885. Norsk institutt for naturforskning. 156 s.
- Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Solem, M. I., Holmstrøm, F., Jordhøy, P., Nilsen, E. B., Granhus, A. & Eriksen, R. 2017. Hjortevilt 1991–2016: Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 1388. Norsk institutt for naturforskning. 125 s.
- Soulé, M. E. 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. - I Soulé, M. E. & Wilcox, B. A., red. *Conservation biology: An evolutionary-ecological perspective*. Sinauer, Sunderland, MA. s. 151-169.
- Speed, J. D., Austrheim, G., Hester, A. J. & Mysterud, A. 2010. Experimental evidence for herbivore limitation of the treeline. - *Ecology* 91: 3414-3420.
- Speed, J. D., Austrheim, G., Hester, A. J. & Mysterud, A. 2011. Growth limitation of mountain birch caused by sheep browsing at the altitudinal treeline. - *Forest Ecology and Management* 261: 1344-1352.
- Speed, J. D., Martinsen, V., Mysterud, A., Mulder, J., Holand, Ø. & Austrheim, G. 2014. Long-term increase in aboveground carbon stocks following exclusion of grazers and forest establishment in an alpine ecosystem. - *Ecosystems* 17: 1138-1150.
- Stark, S., Strömmer, R. & Tuomi, J. 2002. Reindeer grazing and soil microbial processes in two suboceanic and two subcontinental tundra heaths. - *Oikos* 97: 69-78.
- Stenseth, N. C. & Mysterud, A. 2005. Weather packages: finding the right scale and composition of climate in ecology. - *Journal of Animal Ecology* 74: 1195-1198.
- Stenseth, N. C., Ottersen, G., Hurrell, J. W., Mysterud, A., Lima, M., Chan, K. S., Yoccoz, N. G. & Ådlandsvik, B. 2003. Studying climate effects on ecology through the use of climate indices: the North Atlantic Oscillation, El Niño Southern Oscillation and beyond. - *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 270: 2087-2096.
- Stien, A., Ims, R. A., Albon, S. D., Fuglei, E., Irvine, R. J., Ropstad, E., Halvorsen, O., Langvatn, R., Loe, L. E., Veiberg, V. & Yoccoz, N. G. 2012. Congruent responses to weather variability in high arctic herbivores. - *Biology Letters* 8: 1002-1005.
- Stien, A., Irvine, R. J., Ropstad, E., Halvorsen, O., Langvatn, R. & Albon, S. D. 2002. The impact of gastrointestinal nematodes on wild reindeer: experimental and cross-sectional studies. - *Journal of Animal Ecology* 71: 937-945.

- Storeheier, P. V., Mathiesen, S. D., Tyler, N. J. C. & Olsen, M. A. 2002a. Nutritive value of terricolous lichens for reindeer in winter. - *Lichenologist* 34: 247-257.
- Storeheier, P. V., Mathiesen, S. D., Tyler, N. J. C., Schjelderup, I. & Olsen, M. A. 2002b. Utilization of nitrogen- and mineral-rich vascular forage plants by reindeer in winter. - *Journal of Agricultural Science* 139: 151-160.
- Strand, O., Colman, J. E., Eftestøl, S., Sandström, P., Skarin, A. & Thomassen, J. 2017. Vindkraft og reinsdyr – en kunnskapssyntese. NINA Rapport 1305. Norsk institutt for naturforskning. 62 s.
- Strand, O., Fangel, K., Gundersen, V. S., Andersen, O., Andersen, R. & Jordhøy, P. 2010. Ferdsel i villreinens leveområder. NINA Rapport 551. Norsk institutt for naturforskning. 101 s.
- Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhoel, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015a. Villrein og ferdsel i Rondane : sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2009-2014. NINA Rapport 1013. Norsk institutt for naturforskning. 170 s.
- Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhoel, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015b. Villreinens arealbruk i Knutshø : Resultater fra GPS-undersøkelsene. NINA Rapport 1019. Norsk institutt for naturforskning. 131 s.
- Strand, O., Jordhøy, P., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015c. Veger og villrein. Oppsummering- overvåking av Rv7 over Hardangervidda. NINA Rapport 1121. Norsk institutt for naturforskning. 47 s.
- Strand, O. H., Panzacchi, M., Jordhøy, P. & Andersen, R. 2011. Villreinens bruk av Setesdalsheiene - Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2006-2010. NINA Rapport 694. Norsk institutt for naturforskning. 143 s.
- Stuen, S. 1996. Experimental tick-borne fever infection in reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*). - *Veterinary Record* 138: 595-596.
- Suraci, J. P., Clinchy, M., Dill, L. M., Roberts, D. & Zanette, L. Y. 2016. Fear of large carnivores causes a trophic cascade. - *Nature Communications* 7: 10698.
- Sæther, B.-E. 1997. Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: A search for mechanisms. - *Trends in Ecology & Evolution* 12: 143-149.
- Sæther, B.-E., Solberg, E. J. & Heim, M. 2003. Effects of altering sex ratio structure on the demography of an isolated moose population. - *Journal of Wildlife Management* 67: 455-466.
- Tablado, Z., Fauchald, P., Mabile, G., Stien, A. & Tveraa, T. 2014. Environmental variation as a driver of predator-prey interactions. - *Ecosphere* 5: 1-13.
- Tiilikainen, R., Nygrén, T., Pusenius, J. & Ruusila, V. 2010. Variation in growth pattern of male moose *Alces alces* after two contrasted periods of hunting. - *Annales Zoologici Fennici* 47: 159-172.
- Tovmo, M., Odden, J., Brøseth, H. & Nilsen, E. B. 2017. Antall familiegrupper, bestandsestimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2017. NINA Rapport 1370. Norsk institutt for naturforskning. 24 s.
- Traill, L. W., Schindler, S. & Coulson, T. 2014. Demography, not inheritance, drives phenotypic change in hunted bighorn sheep. - *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 13223-13228.
- Tryland, M. 2014. "Reinpest" og andre epizootier hos rein in Fennoskandia - et historisk tilbakeblikk. - *Norsk veterinærtidsskrift* 126: 155-160.
- Tryland, M., Das Neves, C. G. & Klein, J. 2014. Virusinfeksjoner hos reinsdyr. - *Norsk veterinærtidsskrift* 126: 231-241.
- Tryland, M., Das Neves, C. G., Sunde, M. & Mørk, T. 2009. Cervid herpesvirus 2, the primary agent in an outbreak of infectious keratoconjunctivitis in semidomesticated reindeer. - *Journal of Clinical Microbiology* 47: 3707-3713.
- Tveitnes, A. 1980. Lavgransking på Hardangervidda 1951-1979 : tilvekst og avbeiting i lavheisamfunnene : en gransking for praktisk-økonomiske formål. Forskning og forsøk i landbruket. Supplementshefte. 5. s. 287-367.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Gilles Yoccoz, N., Anker Ims, R., Aanes, R. & Arild Høgda, K. 2007. What regulate and limit reindeer populations in Norway? - *Oikos* 116: 706-715.
- Tveraa, T., Stien, A., Brøseth, H. & Yoccoz, N. G. 2014. The role of predation and food limitation on claims for compensation, reindeer demography and population dynamics. - *Journal of Applied Ecology* 51: 1264-1272.

- Tveraa, T., Stien, A., Bårdsen, B. J. & Fauchald, P. 2013. Population densities, vegetation green-up, and plant productivity: Impacts on reproductive success and juvenile body mass in reindeer. - Plos One 8: e56450.
- Tyler, N., Stokkan, K.-A., Hogg, C., Nellemann, C., Vistnes, A. I. & Jeffery, G. 2014. Ultraviolet vision and avoidance of power lines in birds and mammals. - Conservation Biology 28: 630-631.
- Tyler, N. J., Fauchald, P., Johansen, O. & Christiansen, H. R. 1999. Seasonal inappetence and weight loss in female reindeer in winter. - Ecological Bulletins 47: 105-116.
- Tyler, N. J. C., Stokkan, K.-A., Hogg, C. R., Nellemann, C. & Vistnes, A. I. 2016. Cryptic impact: Visual detection of corona light and avoidance of power lines by reindeer. - Wildlife Society Bulletin 40: 50-58.
- Tømmervik, H., Bjerke, J. W., Gaare, E., Johansen, B. & Thannheiser, D. 2012. Rapid recovery of recently overexploited winter grazing pastures for reindeer in northern Norway. - Fungal Ecology 5: 3-15.
- Tømmervik, H., Johansen, B. E., Karlsen, S. R. & Ihlen, P. G. 2011. Overvåking av vinterbeiter i Vest-Finnmark og Karasjok 1998-2005-2010: Resultater fra feltrutene. NINA Rapport 745. Norsk institutt for naturforskning. 65 s.
- Valkenburg, P. & Davis, J. 1985. The reaction of caribou to aircraft: a comparison of two herds. - I Martell, A. H. & Russel, D. E., red. Proceedings of The First North American Caribou Workshop. Whitehorse, Y.T. s. 7-9.
- Vaupel, J. W. & Yashin, A. I. 1985. Heterogeneity's ruses: some surprising effects of selection on population dynamics. - The American Statistician 39: 176-185.
- Veiberg, V., Loe, L. E., Albon, S. D., Irvine, R. J., Tveraa, T., Ropstad, E. & Stien, A. 2017. Maternal winter body mass and not spring phenology determine annual calf production in an Arctic herbivore. - Oikos 126: 980-987.
- Vicente, J., Fierro, Y., Martinez, M. & Gortazar, C. 2004. Long-term epidemiology, effect on body condition and interspecific interactions of concomitant infection by nasopharyngeal bot fly larvae (*Cephenemyia auribarbis* and *Pharyngomyia picta*, Oestridae) in a population of Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*). - Parasitology 129: 349-361.
- Vikøren, T., Kristoffersen, A. B., Lierhagen, S. & Handeland, K. 2011. A comparative study of hepatic trace element levels in wild moose, roe deer, and reindeer from Norway. - Journal of Wildlife Diseases 47: 661-672.
- Vikøren, T., Li, H., Lillehaug, A., Jonassen, C. M., Böckerman, I. & Handeland, K. 2006. Malignant catarrhal fever in free-ranging cervids associated with OVHV-2 and CPHV-2 DNA. - Journal of Wildlife Diseases 42: 797-807.
- Vikøren, T., Tharaldsen, J., Fredriksen, B. & Handeland, K. 2004. Prevalence of *Toxoplasma gondii* antibodies in wild red deer, roe deer, moose, and reindeer from Norway. - Veterinary Parasitology 120: 159-169.
- Villmo, L. 1979. Hva tåler områdene av beiting. - Reindriftnytt 1: 3-10.
- Villmo, L. 1982. Middeltall for bruttoavkastning (reinbeiter). Notat. Tromsø. - s 10.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. - Polar Biology 31: 399-407.
- Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhøy, P. & Strand, O. 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. - Journal of Wildlife Management 68: 101-108.
- Vors, L. S. & Boyce, M. S. 2009. Global declines of caribou and reindeer. - Global Change Biology 15: 2626-2633.
- Välimäki, P., Madslén, K., Malmsten, J., Härkönen, L., Härkönen, S., Kaitala, A., Kortet, R., Laaksonen, S., Mehl, R., Redford, L., Ylönen, H. & Ytrehus, B. 2010. Fennoscandian distribution of an important parasite of cervids, the deer ked (*Lipoptena cervi*), revisited. - Parasitology Research 107: 117-125.
- Walther, F. R. 1969. Flight behaviour and avoidance of predators in Thomson's gazelle (*Gazella thomsoni* Guenther 1884). - Behaviour 34: 184-220.
- Warenberg, K. 1982. Reindeer forage plants in the early grazing season: growth and nutritional content in relation to climatic conditions. - Acta Phytogeographica Suecica 70, Uppsala University, Uppsala. 76.
- Warren, J. T. & Myrsetrud, I. 1995. Mortality of domestic sheep in free-ranging flocks in southeastern Norway. - Journal of Animal Science 73: 1012-1018.

- Weir, J. N., Mahoney, S. P., McLaren, B. & Ferguson, S. H. 2007. Effects of mine development on woodland caribou *Rangifer tarandus* distribution. - *Wildlife Biology* 13: 66-74.
- Weladji, R. B., Holand, Ø. & Almøy, T. 2003. Use of climatic data to assess the effect of insect harassment on the autumn weight of reindeer (*Rangifer tarandus*) calves. - *Journal of Zoology* 260: 79-85.
- White, R. G. 1983. Foraging patterns and their multiplier effects on productivity of northern ungulates. - *Oikos* 40: 377-384.
- Whittington, J., Hebblewhite, M., DeCesare, N. J., Neufeld, L., Bradley, M., Wilmshurst, J. & Musiani, M. 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. - *Journal of Applied Ecology* 48: 1535-1542.
- Wiegmann, L., Silaghi, C., Obiegala, A., Karnath, C., Langer, S., Ternes, K., Kämmerling, J., Osmann, C. & Pfeffer, M. 2015. Occurrence of *Babesia* species in captive reindeer (*Rangifer tarandus*) in Germany. - *Veterinary Parasitology* 211: 16-22.
- Wikenros, C., Aronsson, M., Liberg, O., Jarnemo, A., Hansson, J., Wallgren, M., Sand, H. & Bergström, R. 2017. Fear or food—abundance of red fox in relation to occurrence of lynx and wolf. - *Scientific Reports* 7: 9059.
- Wittmer, H. U., Ahrens, R. N. M. & McLellan, B. N. 2010. Viability of mountain caribou in British Columbia, Canada: Effects of habitat change and population density. - *Biological Conservation* 143: 86-93.
- Wittmer, H. U., McLellan, B. N., Seip, D. R., Young, J. A., Kinley, T. A., Watts, G. S. & Hamilton, D. 2005a. Population dynamics of the endangered mountain ecotype of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in British Columbia, Canada. - *Canadian Journal of Zoology* 83: 407-418.
- Wittmer, H. U., Sinclair, A. R. E. & McLellan, B. N. 2005b. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. - *Oecologia* 144: 257-267.
- Wobeser, G. A. 2006. *Essentials of disease in wild animals*. - Blackwell Publishing Ltd., Oxford, United Kingdom.
- Wobeser, G. A. 2007. *Disease in wild animals. Investigation and management*. 2. utg. - Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany.
- Wood, S. 2006. *Generalized additive models: an introduction with R*. - Boca Raton: Chapman & Hall.
- Worm, B. 2015. A most unusual (super)predator. - *Science* 349: 784-785.
- Xu, L., Myneni, R., Iii, F. C., Callaghan, T., Pinzon, J., Tucker, C., Zhu, Z., Bi, J., Ciais, P. & Tømmervik, H. 2013. Temperature and vegetation seasonality diminishment over northern lands. - *Nature Climate Change* 3: 581.
- Ytrehus, B., Bretten, T., Bergsjø, B. & Isaksen, K. 2008. Fatal pneumonia epizootic in musk ox (*Ovibos moschatus*) in a period of extraordinary weather conditions. - *Ecohealth* 5: 213-223.
- Åsbakk, K. & Nilssen, A. C. 2014. Reinens hudbrems og svelgbrems: biologi, betydning, og om bekjempelsestiltak. - *Norsk veterinærtidsskrift* 126: 8.

10 Vedlegg

10.1 Vedlegg 1 – Definisjoner og sentrale begreper

- **Adaptiv kapasitet:** Angir villreinens kapasitet til å tilpasse seg miljøendringer på bakgrunn av dens genetisk diversitet og fenotypisk plastisitet. Kort og godt forskjeller som kan henføres til ulikt genetisk opphav – ulik fryktrespons. Plastisitet i atferd – nomadisk levevis og kan forflytte seg til alternative arealer, eller evne til habituering.
- **Allel** er alternative utgaver av ett og samme gen.
- **AO** (Arctic Oscillation) måler i praksis samme værphenomen som NAO, men inkluderer værdata for nordlige områder
- **Avstand flyktet:** Avstanden fra det sted flokken starter flukten og til det sted dyrene på ny roer seg og gjenopptar tidligere eller annen ustresset aktivitet.
- **DNA mikrosatellitter** er korte repeterte DNA-markører som er egnet til å studere prosesser som genetisk drift, bestandsoppdelinger og migrasjon m.m.
- **Effektiv bestandsstørrelse** er et standardisert mål på hvor mange individer av begge kjønn som parrer seg, får avkom og på denne måten fører sine gener videre til neste generasjon.
- **Fenotype** betegner de egenskapene som faktisk kan observeres hos det enkelte individ og defineres av samspillet mellom arvelige egenskaper og miljøfaktorer.
- **Fitness** er en betegnelse på hvor mange avkom et individ bidrar til neste generasjon, sett i forhold til hvor mange avkom andre individer får i en bestand.
- **Fluktavstand:** Avstand mellom provokatør og flokk når dyrene starter flukten.
- **Fokusområder:** Avgrensa områder innenfor villreinområdet som har spesielle forvaltningsmessige utfordringer, og der forvaltningen kan jobbe konkret og målbevisst med å finne løsninger. Teoretisk bygger konseptet på en sårbarhetsvurdering (sensitivitet + påvirkning) av hele villreinområdet, og fokusområdene representerer de mest sårbare områdene (f.eks. kalvingsområder). Dersom en påvirkning anses å ha liten effekt er arealene ikke sårbare og dermed ikke fokusområder.
- **Førenhet** (FE) er et praktisk mål på energiverdien av fôr og dyras energibehov.
- **Funksjonsområde** er et avgrenset område - med avgrensing som kan endre seg over tid - som oppfyller en økologisk funksjon for en art, slik som vandrings- og trekkruter, beiteområde, kalvingsområde m.m.
- **Fryktavstand:** Avstand mellom provokatør og flokk når dyrene stimler sammen.
- **Genetisk markør/DNA-markør** er sekvenser av arvematerialet som brukes til å identifisere eksempelvis arter, individer, slektskap, eller andre arvbare egenskaper.
- **Genotype** er en betegnelse på individers arveanlegg.
- **GIMMS** (Global Inventory Modeling and Mapping Studies) <https://nex.nasa.gov/nex/projects/1349/>
- **Kjerne-DNA.** En organismes arvemateriale/DNA som finnes i alle cellekjerener.
- **Kondisjon** brukes gjerne til å betegne sammenhengen mellom et individs strukturelle størrelse (skjellettstørrelse) og vekt. God kondisjon betegner et individ som har rikelig med energireserver.
- **Livhistoriestrategi** beskriver hvordan en art eller organisme prioriterer bruken av tilgjengelige ressurser til vekst, reproduksjon og sikring av egen overlevelse.

- **Mitokondrielt DNA (mtDNA)** er DNA-et i mitokondrier. Mitokondrier produserer energi til cellene i kroppen. Hos organismer med kjønnet formering nedarves mitokondrielt DNA kun fra mor.
- **MODIS** (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) <https://modis.gsfc.nasa.gov/>
- **Mutasjon** er varige endringer av arveanleggene som oppstår spontant eller som følge av ytre påvirkninger.
- **NAO** (North Atlantic Oscillation) er et klimatisk fenomen som observeres nord i Atlanterhavet. Fenomenet kjennetegnes hovedsakelig av sykliske fluktasjoner i lufttrykket og endringer i vind- og trykksystemene over Nord-Atlanteren. NAO måles ofte som trykkforskjeller mellom de ulike trykksentrene som ofte ligger rundt Island og Asorene.
- **NASA** (National Aeronautics and Space Administration) <https://www.nasa.gov/>
- **NDVI** (Normalised Difference Vegetation Index) er en vegetasjonsindeks som baserer seg på registrering av fotosyntetisk aktivitet i vegetasjonen på bakken.
- **NOAA** (National Oceanic and Atmospheric Administration) <http://www.noaa.gov/>
- **Oppdagelsesavstand**: Avstand mellom provokatør og flokk når minst ett dyr viser tydelig tegn på at provokatøren er oppdaget.
- **Resiliens**: Brukes om villreinens evne til å vende tilbake til en normaltilstand etter en endring/påvirkning uten at ressursgrunnlaget forandrer karakter vesentlig.
- **Resistens**: Brukes om villreinens motstandsdyktighet mot endringer gjennom sin generelle sunnhetstilstand.
- **Slaktevekt** er et dyrs vekt etter fjerning av skinn, hode, indre organer og nederste del av beina. Dette er på høsten normalt 55-58% av total vekt.
- **Økologiske bæreevne** er den øvre grensen for antall individer av en art som kan leve i et gitt område over lengre tid.

10.2 Vedlegg 2 – Beiteklasser

Fordeling av sesongbeite kategorier og totalarealet i de 23 villreinområdene. Fargekodene i kolonnene samsvare med fargekodene brukt i figur 3.2.2.

Områdenavn	Barmarksbeiter (%)	Gode barmarksbeiter (%)	Vinterbeiter – lavdominans (%)	Vinterbeiter – gras-lyng-barskog (%)	Impediment-vann (%)	Totalareal (km ²)
Setesdal-Ryfylke	17,6	38,0	3,3	21,5	19,60	6 987
Setesdal-Austhei	29,2	17,0	1,4	43,3	9,2	2 421
Skaulen-Etnefjell	7,8	40,6	3,1	28,3	20,2	651
Våmur-Roan	19,3	13,5	0,3	58,0	8,8	448
Brattefjell-Vindeggen	27,1	33,8	1,1	32,6	5,6	401
Blefjell	28,2	21,2	0,8	48,2	1,6	261
Hardanger-vidda	22,3	30,2	4,1	25,4	17,7	8 651
Norefjell-Reinsjøfjell	28,1	25,6	1,5	41,5	3,3	581
Oksenhalvøya	28,6	26,2	1,7	41,4	2,1	89
Fjellheimen	11,0	42,8	0	24,8	21,2	1 769
Nordfjella	10,6	39,5	1,9	19,5	28,4	3 213
Lærdal-Årdal	14,1	32,3	7,8	23,3	22,6	557
Vest-Jotunheimen	10,9	39,0	4,8	18,7	26,6	1 015
Sunnfjord	24,5	21,3	8,9	29,6	15,6	896
Førdefjella	15,3	21,9	7,6	20,6	34,7	626
Svartebotnen	15,8	21,7	5,3	19,6	37,4	329
Reinheimen-Breheimen	8,0	26,9	5,1	15,6	44,4	5 835
Snøhetta	12,5	30,3	2,8	20,1	34,3	3 722
Rondane	26,8	19,1	7,1	41,7	5,3	4 837
Sølnkletten	16,1	12,9	21,0	46,8	3,2	1 494
Tolga østfjell	19,4	17,6	33,0	28,6	1,5	346
Forollhogna	37,4	19,2	13,2	27,7	2,4	2 338
Knutshø	23,2	26,7	18,1	28,0	4,0	2 067
Villrein i Sør-Norge	19,0	28,7	5,7	26,8	19,8	49 532

10.3 Vedlegg 3 – Fordeling av ulike vegetasjonsklasser innen villreinområdene

Prosentvis fordeling av de 21 inndelingsklassene brukt i kartleggingen av de 23 villreinområdene. Fargekoder på kolonner refererer til fargekodene brukt for de respektive beiteklassene i vedlegg 1 og figur 3.2.2; barmarksbeiter (lysegrønn), gode barmarksbeiter (mørkegrønn), vinterbeiter – lavdominans (mørkeblå), vinterbeiter – gras-lyng-barskog (lyseblå), impediment-vann (sort).

Områdenavn	Vegetasjonstyper prosent av totalareal																					
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
	Uklassifisert	Tett barskog	Barskog	Engskog	Blåbærskog	Fjellbjørkeskog	Tue-/multemyr	Gras-/blautmyr	Knauser, berg i dagen	Åpne rabbesamfunn	Lavheier	Blåbær-/grasheier	Tørrgras-heier	Dvergbjørkheier	Friske heier, vierkratt	Alpine engsamfunn	Gras- og urtesnøleier	Dvergvier-snøleier	Impediment, bre, snø, seine snøleier	Dyrka mark	By, tettsted	Vann
Setesdal-Ryfylke	1	2,1	1,8	3,0	2,9	2,7	1,0	0,6	10,1	3,5	3,3	10,7	4,8	6,6	10,2	5,0	17,6	4,6	0,2	0	0	8,3
Setesdal-Austhei	0,2	7,9	10,3	8,1	10,7	12,7	2,1	2,5	1,4	2,2	1,4	8,3	1,9	8,3	5,9	2,8	4,8	1,0	0	0	0	7,6
Skaulen-Etnefjell	0,6	0,9	0,5	0,2	0,3	0,3	0,3	0,5	13,9	4,1	3,1	7,0	8,7	13,8	9,0	4,1	17,8	9,2	0,7	0	0	5,0
Våmur-Roan	0,1	16,6	15,1	1,4	8,4	13,3	1,0	2,3	1,3	1,8	0,3	8,5	0,8	10,4	5,1	0,1	5,4	0,6	0	0	0	7,4
Brattefjell- Vindeggen	0,3	3,0	2,3	7,3	7,4	5,5	3,9	3,3	0,6	1,0	1,1	8,5	0,6	20,2	23,2	5,9	1,1	0,3	0	0	0	4,7
Blefjell	0,1	13,7	9,4	6,0	13,2	9,2	3,1	3,8	0,1	1,0	0,8	5,9	0,3	14,6	13,6	2,8	0,6	0,4	0	0	0	1,4
Hardanger-vidda	0,6	0,7	0,3	1,3	0,6	1,0	1,7	1,1	8,3	9,9	4,1	18,7	4,7	8,8	5,0	2,3	16,6	5,2	1,7	0	0	7,1
Norefjell-Reinsjøfjell	0,2	6,1	6,1	2,9	8,3	8,6	4,4	5,6	0	2,1	1,5	12,5	0,3	18,3	15,8	3,0	0,7	0,5	0	0,1	0	3,0
Oksenhalvøya	0	7,1	7,4	11,0	8,2	5,0	0,9	1,1	1,5	1,6	1,7	8,5	4,2	16,1	11,3	3,2	6,6	4,0	0	0,2	0	0,4
Fjellheimen	0,3	0,6	0,5	1,5	1,7	0,4	0,8	0,2	13,0	9,6	0	7,0	10,6	3,1	14,0	5,0	8,1	15,5	4,8	0	0	3,1
Nordfjella	0,5	0,5	0,3	0,4	0,3	0,3	1,3	0,8	20,0	3,9	1,9	8,6	6,2	8,3	7,6	4,5	18,3	8,3	1,6	0,1	0	6,2
Lærdal-Årdal	0,5	1,0	1,0	2,5	1,9	3,1	0,3	0,2	13,9	4,5	7,8	9,4	6,0	7,7	5,0	2,1	17,6	7,4	4,7	0	0	3,5
Vest-Jotunheimen	0,4	0,6	0,5	1,5	1,1	2,4	0,2	0,3	14,4	4,4	4,8	8,1	4,3	6,5	3,8	1,4	17,9	15,6	8,8	0	0	3
Sunnfjord	0,2	8,2	4,6	8,9	10,4	4,3	1,3	1,0	4,7	1,4	8,9	3,9	2,1	9,0	10,8	2,4	3,4	3,7	2,6	4,6	0,1	3,4
Førdefjella	0,2	1,5	1,0	3,2	4,0	2,0	1,4	0,9	10,1	3,8	7,6	6,7	3,7	8,6	5,7	2,1	6,5	6,7	21,4	0,1	0	2,9
Svartebotnen	0,1	5,1	4,3	7,3	5,6	1,9	0,6	0,4	10,6	1,5	5,3	2,3	3,0	3,8	6,4	3,3	4,1	7,5	23,4	2,6	0,1	0,6

Områdenavn	Vegetasjonstyper prosent av totalareal																					
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
	Uklassifisert	Tett barskog	Barskog	Engskog	Blåbærskog	Fjellbjørkeskog	Tue-/multemyr	Gras-/blautmyr	Knauser, berg i dagen	Åpne rabbesamfunn	Lavheier	Blåbær-/grasheier	Tørrgras-heier	Dvergbjørkheier	Friske heier, vierkratt	Alpine engsamfunn	Gras- og urtesnøleier	Dvergvier-snøleier	Impediment, bre, snø, seine snøleier	Dyrka mark	By, tettsted	Vann
Reinheimen-Breheimen	0,2	0,3	0,3	0,5	0,5	0,6	0,2	0,3	26,0	3,1	5,1	6,8	4,6	6,7	2,5	1,1	13,4	9,6	14,9	0	0	3,3
Snøhetta	0,2	0,5	0,7	0,9	1,2	1,4	0,5	0,6	25,9	2,5	2,8	9,9	8,7	6,3	2,4	1,4	17,8	8,1	4,6	0	0	3,6
Rondane	0	11,3	8,5	1,8	7,6	7,4	10,3	3,6	4,0	2,6	7,1	7,1	3,0	8,9	5,6	2,2	6,0	1,7	0	0,4	0	0,9
Sølnkletten	0,1	10,6	9,3	1,6	2,7	18,2	3,6	2,2	1,6	1,2	21,0	8,2	2,8	4,7	3,8	0,7	5,4	0,8	0	0,8	0	0,7
Tolga østfjell	0	0,8	7,7	1,6	3,7	8,9	4,7	2,3	1,1	1,6	33,0	9,4	4,1	5,5	7,8	1,1	5,3	1,1	0	0	0	0,4
Forollhogna	0,1	0,7	3,4	3,5	5,9	5,5	8,3	5,6	0	2,8	13,2	19,7	3,2	12,1	7,8	3,3	1,7	0,8	0	0,5	0	1,8
Knutshø	0,1	2,8	4,8	1,2	3,1	2,9	4,4	6,4	0,4	0,5	18,1	14,5	3,2	13,8	7,6	3,6	7,5	1,6	0,1	0,6	0	2,8
Villrein Sør-Norge	0,4	3,1	2,9	2,2	3,2	3,6	2,6	1,7	11,1	4,3	5,7	11,0	4,7	8,2	6,5	2,8	12,2	5,5	3,4	0,2	0	4,7

10.4 Vedlegg 4 – Alvorlige meldepliktige sykdommer som kan ramme villrein i Norge

	Munn- og klauv-sjuke	Rabies	Epizootisk hemorrahgisk sykdom/blå-tunge	Vestnilfeber	Tuberkulose
Smittestoff	Picornavirus	Lyssavirus	Orbivirus	Flavivirus	<i>Mycobacterium bovis</i> (storfetub.), <i>M. tuberculosis</i> (human tub.)
Reservoar	Klauvdyr	Hundedyr (flaggermus)	Hjortedyr (EHD), sau (BT)	Fugler	Grevling og villsvin mistenkt i Europa. Mennesker reservoar for human tuberkulose.
Vektor	Ikke avhengig av vektor, men brems og mygg kan øke spredning	-	Sviknott (<i>Culicoides</i>)	Mygg, spesielt <i>Culex</i> spp.	-
Sykdom hos andre arter	Alvorlig sykdom hos storfe	Fatal hjernesykdom (ekskl. flaggermus)	Alvorlig sykdom hos hvithalehjort, noe mildere i mulhjort, gaffelbukk mfl. Alvorlig sykdom hos storfe. BT gir sykdom hos storfe og sau.	Hjerne-/ryggmargsbetennelse hos en del fuglearter, hest og menneske	Langvarig, kronisk, livstruende sykdom. Zoonose.
Sykdom hos villrein	Halvhet, masseabort, alvorlig sykdom med skade i mange organer	Hjernesykdom – aggressiv eller apatisk form	Ukjent	Fatal hjerne-/ryggmargsbetennelse beskrevet i dyrepark	Mottakelig. Sannsynligvis tilsvarende forløp som hjort.
Forekomst/utbredelse	Siste utbrudd i Nord-Europa: Storbritannia 2007, Russland 2013.	Hos bl.a. fjellrev og rødrev i Øst-Europa, Russland, Canada, Alaska. Sporadiske utbrudd på Svalbard. Relativt vanlig hos hund i Afrika og Asia. Sannsynlig lav, men ukjent forekomst hos flaggermus i Norge.	USA, Midt-Østen, Tyrkia, Marokko, Tunisia, Algerie	Påvist i Italia, Østerrike, Ungarn m.m. i 2017	Sjelden hos rein i Russland og Canada. Sporadiske tilfeller hos hjort i Storbritannia, Frankrike, Spania. Human tuberkulose økende i Norge.
Sannsynlighet for smitte til villrein	Liten	Liten, men vandrende rev, mårhund eller ulv, uvaksinerte hunder og flaggermus utgjør en risiko.	Lav	Liten.	Liten, men tilstede.
Konsekvens ved introduksjon til villreinbestander	Utbrudd med høy sykkelighet og dødelighet.	Sannsynligvis liten konsekvens for villreinen selv. Zoonose.	Ukjent – angis ikke å begrense hvithalehjortbestander, på tross av hypotetiske utbrudd	Ukjent. Zoonose.	Ukjent bestandseffekt. Zoonose.
Kartlegging/ overvåking	Diagnostikk ved klinisk/epidemiologisk mistanke	Diagnostikk ved klinisk/epidemiologisk mistanke	Diagnostikk ved klinisk/epidemiologisk mistanke	Diagnostikk ved klinisk/epidemiologisk mistanke	Jegerobservasjoner av skader i lunge- og tarmvev. Diagnostikk ved klinisk/epidemiologisk mistanke.

	Paratuberkulose	Miltbrann	Brucellose	Skrantesjue (Chronic Wasting Disease)	Ekinokokkose
Smittestoff	<i>Mycobacterium avium</i> ssp. <i>paratuberculosis</i>	<i>Bacillus anthracis</i>	<i>Brucella suis</i> biovar 4	Prion (feilfoldet cellulært protein)	Hundens dvergendelorm <i>Echinococcus granulosus</i>
Reservoar	Storfe, sau, geit og andre drøvtyggere	Drøvtyggere og miljø	Rein	Hjortedyr og miljø	Hund/ulv/rev
Vektor	-	Ikke avhengig av vektor. Fluer kan sannsynligvis bidra til spredning	-	Ukjent	
Sykdom hos andre arter	Kronisk tarmbetennelse og avmagring hos drøvtyggere og kanin	Akutt blodforgiftning og snarlig død hos de fleste drøvtyggere. Alvorlig sykdom hos mennesker.	Smitter til elg, moskus, storfe, menneske m.m.	Alle hjortedyr mottakelige	Storfe, elg, menneske
Sykdom hos villrein	Rapportert fra Russland	Som hos andre drøvtyggere	Nedsatt reproduksjon pga. abort, dødfødsel, testikkelbetennelse mv. Halthet.	Trolig som hos andre hjortedyr	Bare ved massiv infeksjon.
Forekomst/utbredelse	Sjelden hos storfe og sau i Norge. Tidligere vanlig på geit, men nå uvanlig. Vanlig hos storfe i Danmark.	Sist påvist hos storfe i Norge 1994. Utbrudd hos elg i Sverige 2016. Utbrudd i Russland 2016.	Vanlig hos rein og karibu i Nord-Amerika. Høy forekomst i enkelte tamreinbestander i Russland.	Før 2016 utbredt i USA og Canada. Påvist hos villrein i Nordfjella 2016. Mulig avvikende variant hos elg i Selbu 2016 og hjort i Gjemnes 2017.	Tidligere vanlig hos tamrein i Nord-Norge, nå sjelden. Forekommer i Finland og Russland pga. høy forekomst hos finsk-russisk ulv.
Sannsynlighet for smitte til villrein	Lav	Lav	Lav. Større sannsynlighet for introduksjon til tamrein i nord pga. nærhet til Russland.	Stor	Lav med dagens ulvepolitikk.
Konsekvens ved introduksjon til villreinbestander	Ukjent	Potensielt stor akutt dødelighet og forurensing av miljøet. Zoonose.	Sannsynligvis nedsatt reproduksjon. Zoonose.	Utryddelse på lang sikt.	Liten for reinen. Zoonose, men smitter kun fra hundedyr.
Kartleggings/ overvåking	Serologisk undersøkelse	Diagnostikk ved klinisk/epidemiologisk mistanke	Serologisk kartlegging.	Kartlegging av forekomst av prioner gjennom ELISA på hjerne og svelglymfeknuter. Supplerende analysemetoder under utvikling.	Synlige vevsskader i lunge og lever hos reinen. Diagnostikk ved klinisk/epidemiologisk mistanke.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er ein uavhengig stiftelse som forskar på natur og samspelet natur–samfunn.

NINA vart etablert i 1988. Hovudkontoret er i Trondheim, med avdelingskontor i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driv NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskingsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINA driv både med forskning og utgreiing, miljøovervaking, rådgjeving og evaluering. Instituttet har stor breidde i kompetanse og erfaring, med både naturvitarar og samfunnsvitarar i staben. Vi har kunnskap om artane, naturtypene, menneska sin bruk av naturen og korleis dei store drivkreftene i naturen verkar.

1400

NINA Rapport

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-3131-2

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovudkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger