

Fjellrev i Norge 2024

Tiltak, status og anbefalinger

Nina E. Eide, Kristine Ulvund, Lars Rød-Eriksen, Marianne W. Furnes, Lina Arntsen, Toralf Mjøen, Merethe Spets, Solveig Berg, Oddmund Kleven, Øystein Flagstad og Craig Jackson



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs 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. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forsknings-tema.

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.

Fjellrev i Norge 2024

Tiltak, status og anbefalinger

Nina E. Eide
Kristine Ulvund
Lars Rød-Eriksen
Marianne W. Furnes
Lina Arntsen
Toralf Mjøen
Merethe Spets
Solveig Berg
Oddmund Kleven
Øystein Flagstad
Craig Jackson

Eide, N. E., Ulvund, K., Rød-Eriksen L., Furnes, M.W., Arntsen, L., Mjøen, T., Spets, M., Berg, S., Kleven, O., Flagstad, Ø. & Jackson, C. 2024. Fjellrev i Norge 2024 - Tiltak, status og anbefalinger. NINA Rapport 2511. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, 19. desember 2024

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5326-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Mari Tovmo, NINA

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Knut Morten Vangen (sign.)

OPPDRAKSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-2890|2024

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Fjellrev etter utsetting på Hardangervidda i februar 2024

Foto: Craig Jackson, NINA

NØKKEWORD

Fjellrev, *Vulpes lagopus*, reproduksjon, bestandsovervåking, genetikk, forvaltning, bevarings tiltak, avl og utsetting, reetable-ring, støttefôring

KEY WORDS

Arctic fox, *Vulpes lagopus*, reproduction, population monitoring, genetics, management, conservation actions, captive breeding, reintroduction, supplemental feeding

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Eide, N. E., Ulvund, K., Rød-Eriksen, L., Furnes, M.W., Arntsen, L., Mjøen, T., Spets, M., Berg, S., Kleven, O., Flagstad, Ø. & Jackson, C. 2024. Fjellrev i Norge 2024. Tiltak, status og anbefalinger. NINA Rapport 2511. Norsk institutt for naturforskning.

Arbeidet med å bevare fjellreven i Norge er forankret i Handlingsplanen for fjellrev (2017–2021), og gjennom FN-konvensjonen for Biologisk mangfold (CBD 1992) og den nye Naturavtalen (CBD 2022).

Denne rapporten oppsummerer gjennomførte tiltak for å bevare fjellreven og status for fjellrevbestanden i Norge per 2024, samtidig som den gjennomgår bestandsutviklingen for alle delbestandene siste 17 år. Tiltakene omfatter i dag drift av avlsstasjonen og utsetting av fjellrev, støttefôring, uttak av rødrev, samt informasjonsarbeid rettet mot hensynsfull ferdsel. Rapporten omtaler også kort behov for andre tiltak som kan bidra til å sikre raskere måloppnåelse i arbeidet med å bevare fjellreven.

Avlsprogrammet har til nå satt ut 465 fjellrever, fordelt på ni ulike fjellområder – fra Hardangervidda i sør til Varangerhalvøya i nord. Fjorårets 5 valper ble satt ut på Hardangervidda i februar og snart er 29 nye valper par klar for utsetting. Med unntak av et akutt utbrudd av smittsom leverbetennelse, har selve driften av avlsstasjonen forløpt som vanlig. Sykdomsutbruddet resulterte i tap av 4 fjellrevvalper. Utfallet kunne trolig vært mye verre om det ikke ble håndtert umiddelbart. Kongeørn forårsaker fortsatt tap av valper og viktige avlsdyr på stasjonen. Rapporten beskriver avlsstasjonen, driften og hvordan ulike utfordringer er håndtert gjennom året.

Støttefôring er også et sentralt tiltak for å bevare fjellreven. Det er per 2024 oppført 131 fôrautomater, fordelt på artens utbredelse i Norge (unntatt i Børgefjell). Disse følges opp systematisk av naturoppsynet. Gjennom et år fylles det i gjennomsnitt litt under 100 kg tørrfôr per fôrautomat, totalt ca. 11 tonn hvert år. På Varangerhalvøya er i tillegg uttak av rødrev et viktig tiltak for å gi fjellreven plass. Uttak av rødrev i bevaringsøyemed har et svært begrenset omfang ellers i landet.

Det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev er sentralt for å vurdere måloppnåelse i arbeidet med å bevare fjellreven. I denne rapporten presenteres bestandsestimater nasjonalt, regionalt og per delbestand, sammen med ulike måleparametere på genetisk status. Det er også hentet inn kunnskap om smågnagerfase i de ulike fjellområdene i Norge, både for å kunne forklare forekomst av årets ynglinger og for å kunne ta hensyn til lokale forhold ved f.eks. utsetting fra Avlsprogrammet. Resultatene fra overvåkingsprogrammet brukes som grunnlag for å løpende justere og målrette tiltakene, i tråd med adaptiv forvaltningspraksis. Dataene er også sentrale for videre vitenskapelig evaluering av tiltakene.

I 2024 ble det dokumentert 64 ynglinger av fjellrev i Norge. Ynglingene fant sted i 13 delbestander: 18 ynglinger lengst sør i Norge (Hardangervidda, Finse), 5 nord i Sør-Norge (Reinheimen, Snøhetta), 14 i Midt-Norge (Kjølifjellet-Sylane, Blåfjellet-Hestkjølen,) 18 i Nordland (Børgefjell, Junkeren, Saltfjellet) og 9 ynglinger i Nord-Norge (Indre Troms, Reisa Nord, Varangerhalvøya). Den geografiske fordelingen av ynglingene henger godt sammen med observerte smågnagerforekomster; 2024 var oppgangsåret fra Hardangervidda til Saltfjellet (med unntak av Snøhetta), lengst sør stedvis også med forekomst av lemen, lenger nord krasjet smågnagerbestanden allerede senhøstes 2023. Bunnåret til tross; det ble dokumentert relativt mange ynglinger i nord.

Fjellrevbestanden i Norge er nå beregnet til å være 330 voksne rever, som er nesten 10 % mer enn estimatet i fjor, mens gjennomsnittet for siste treårs-periode (2022–2024) er 303, likt som i fjor. Delt opp på fem regioner, viser bestandsmodellen at det er synlig fremgang i alle regioner, med unntak av nedgang i regionen som omfatter Snøhetta. Her pågår det eksperimenter med opphør av støttefôring, som ser ut til å ha negativ innvirkning også på de mindre delbestandene rundt fjellområdet. Utviklingen i nord har vært særlig positiv de siste fem årene. I tillegg til bestanden på Varangerhalvøya, tegner grensebestandene Reisa-Rosto-Käsivarsi-Indre Troms til

å kunne bli en større kjernebestand. Denne grensebestanden hadde tilsammen 10 ynglinger både i år og i fjor, godt hjulpet av utsettingene fra Avlsprogrammet i Reisa Sør i 2021 og 2022, som rekrutterte til den svenske og den finske fjellrevbestanden. DNA-analysene dokumenterer også at det er relativt høy nyrekruttering i de nordligste delbestandene fra i fjor til i år.

Selv om mange piler peker oppover, viser nye analyser at det er en relativt liten andel av de voksne fjellrevene som bidrar til rekrutteringen. Bare delbestanden Kjølfjellet-Sylane har en effektiv bestandsstørrelse (N_e) på over 25 individer; Finse, Blåfjellet-Hestkjølen og Saltfjellet har alle N_e under 20; øvrige bestander ligger enda lavere. Til tross for det høyeste bestandsestimatet på nært 40 individer, har delbestanden på Hardangervidda N_e på bare 11 individer. Lav N_e indikerer at bestanden kan være sårbar for innavl. Til tross for lave N_e -estimer er det allikevel svært få av delbestandene som har hatt en målbar reduksjon i genetisk variasjon fra 2008 til 2024. Nye analyser av konnektiviteten i bestanden, som uttrykker grad av genflyt mellom delbestandene, tyder på at det har vært tilstrekkelig med immigranter som har motvirket tap av genetisk variasjon i de ulike delbestandene. Det betyr ikke at faren forbundet med innavl er avblåst, med lav N_e kan endringer komme fort, slik man har erfart i svenske Helags. Negativ utvikling i kullstørrelse i flere delbestander gir også grunn til bekymring. Lav kullstørrelse kan være relatert til innavl og forekomst av skadelige gener, strukturelle endringer i smånagersamfunnet, eller det kan også være et resultat av sykdom i bestanden.

Sykdom kan, som vi fikk erfare på avlsstasjonen i år, utgjøre en betydelig trussel for fjellreven. Det ble i 2022 gjort en risikovurdering av ulike sykdommer og parasitter, der flere sykdommer ble vurdert å utgjøre en stor risiko ved eventuelle utbrudd i fjellrevbestanden, så også på avlsstasjonen. Det er svært lite kunnskap om forekomst av sykdommer og parasitter i de ville fjellrevbestandene. Kunnskap om hvilke sykdommer som finnes vil gjøre forvaltningen mer forberedt på å håndtere akutte utbrudd raskt, med tanke på behandling og iverksetting av tiltak for å hindre spredning videre i bestanden. Vi anbefaler derfor at det iverksettes helseovervåking rettet mot fjellrev med vekt på den kanskje viktigste vektoren, rødreven, som setter fjellreven i forbindelse med boreale områder som har høyere forekomst av både parasitter og sykdommer.

Framover er det viktig å målrette tiltak som reduserer faren for innavl i enkelt bestander og øke konnektiviteten i hele fjellrevbestanden, eventuelt også se på muligheter for å utvide tiltakene med tanke på raskere måloppnåelse. Avlsprogrammet for fjellrev går inn i en ny fase, der målet ikke bare er å øke antall fjellrever i de ulike delbestandene, men også å forbedre deres genetiske status gjennom målrettet utsetting. Utsetting av fjellrev bør prioriteres i delbestander med særlig lav effektiv bestandsstørrelse, men utsetting vil fortsatt være et viktig tiltak for å bedre konnektiviteten i bestanden gjennom etablering av nye delbestander mellom de eksisterende delbestandene. Oppsett av flere førautomater kan bidra til flere ynglinger i den ville bestanden, og slik gi raskere vekst og raskere måloppnåelse. Strategisk plassering av førautomater kan også stimulere til økt utveksling mellom etablerte delbestander.

I denne rapporten peker vi på noen aktuelle fjellområder som kan forventes å huse større kjernebestander, som kan fungere som kildepopulasjoner for nyetablering i omkringliggende fjellområder. Vi peker også ut noen mindre fjellområder (såkalte vadesteiner) som kan være viktige for å skape forbindelse/konnektivitet mellom kjernebestandene. Dette vil være viktig for å sikre langsiktig overlevelse av fjellrevbestanden i Norge og Fennoskandia.

Nina E. Eide, Kristine Ulvund, Lars Rød-Eriksen, Marianne W. Furnes, Lina Arntsen, Toralf Mjøen, Merethe Spets, Solveig Berg, Oddmund Kleven, Øystein Flagstad og Craig Jackson, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Abstract

Eide, N. E., Ulvund, K., Rød-Eriksen, L., Furnes, M.W., Arntsen, L., Mjøen, T., Spets, M., Berg, S., Kleven, O., Flagstad, Ø. & Jackson, C. 2024. Arctic fox in Norway 2024. Conservation actions, status and recommendations. NINA Report 2511. Norwegian Institute for Nature Research.

Conservation efforts for the Arctic fox in Norway are rooted in the Action Plan for Arctic Fox Conservation (2017–2021), which is mandated through both the UN Convention on Biological Diversity (CBD 1992) and the new Global Biodiversity Framework (CBD 2022).

This report presents a comprehensive overview of Arctic fox conservation efforts and the current status of the Norwegian population as of 2024, while also documenting population trends across all subpopulations over the past 17 years. Ongoing conservation measures include captive breeding and the release of captive-bred individuals, supplementary feeding, targeted red fox culling, and public outreach aimed at fostering responsible behaviour within Arctic fox habitats. Furthermore, the report identifies additional management actions that could enhance and accelerate progress toward achieving the species' long-term conservation objectives.

The captive breeding programme has to date released 465 Arctic foxes across nine different subpopulations, ranging from Hardangervidda in the south to the Varanger Peninsula in the north. Last year's pups were released at Hardangervidda in February 2024, and another 29 pups will be released into the wild during early 2025. Except for an acute outbreak of infectious canine hepatitis, the operation of the breeding station has proceeded as usual. The disease outbreak resulted in the loss of four Arctic fox pups, with rapid intervention likely limiting higher mortality rates. Predation of Arctic foxes by golden eagles during winter remains a threat and management challenge. This report describes the breeding station, the running thereof, and how various challenges were addressed throughout the year.

Supplementary feeding is also a key conservation action. As of 2024, 131 feeding stations have been established across the species' range in Norway (excepting for Børgefjell). These stations are operated by local wildlife authorities. On average, each station is filled with just under 100 kg of dry feed annually, amounting to a total of approximately 11 tons per year. On the Varanger Peninsula, the removal of red foxes is also an important measure intended to reduce interspecific competition and aid Arctic fox population recovery. Elsewhere in Norway, red fox removal for conservation purposes is carried out on a very limited scale.

The national monitoring programme is crucial for assessing the achievement of conservation goals. This report presents population estimates at the national, regional, and subpopulation levels, along with various metrics on genetic status. Furthermore, data on small rodent cycles have been gathered at a regional level, both to explain this year's breeding events and to account for local conditions, such as for identifying suitable release sites for captive-bred Arctic foxes. The results from the monitoring programme serve as the foundation for adaptive management and targeted conservation measures, as well as the scientific evaluation of these measures.

In 2024, a total of 64 Arctic fox litters were documented in Norway. The litters were distributed across 13 subpopulations: 18 litters in the southernmost regions of Norway (Hardangervidda, Finse), 5 in the northern part of southern Norway (Reinheimen, Snøhetta), 14 in central Norway (Kjøli fjellet-Sylane, Blåfjellet-Hestkjølen), 18 in Nordland (Børgefjell, Junkeren, Saltfjellet), and 9 litters in northern Norway (Inner Troms, Reisa North, Varanger Peninsula). The number of litters per region aligned closely with observed small rodent populations; 2024 was a peak year for small rodents from Hardangervidda to Saltfjellet (with the exception of Snøhetta). In the southernmost areas, lemmings were also present in some places, while further north, the small rodent population crashed as early as late autumn 2023. Despite this being a low year in the north, a relatively high number of litters were still documented.

The Arctic fox population in Norway is now estimated to consist of 330 adult foxes, representing an increase of almost 10% from last year, while the average for the past three-year period (2022–2024) remains at 303, the same as 2023. When assessed within five geographical regions, the population model revealed an increase in all regions except for the region encompassing Snøhetta. Here, experiments involving the cessation of supplementary feeding appear to have had negative effects on the smaller surrounding subpopulations.

Population trends in northern Norway have been positive over the past five years. In addition to the Varanger Peninsula population, the transboundary population spanning Reisa-Rosto-Käsivarsi-Inner Troms is showing signs of becoming a larger core population. This population produced 10 litters in both 2023 and 2024, with the increased production largely influenced by the release of captive-bred foxes in Reisa South in 2021 and 2022, which in particular increased recruitment in the Swedish and Finnish Arctic fox populations. DNA analyses also documented relatively high recruitment in the northernmost subpopulations from last year to this year.

Despite several positive developments, new analyses show that only a relatively small proportion of foxes contribute to recruitment. Among the subpopulations, only "Kjølifjellet-Sylane" has an effective population size (N_e) of more than 25 individuals; Finse, Blåfjellet-Hestkjølen, and Saltfjellet all have an N_e of less than 20 individuals, while other populations are even lower. Despite the Hardangervidda subpopulation having the highest population estimate of nearly 40 individuals, the population has an N_e of only 11 individuals. A low N_e indicates that the population may be vulnerable to inbreeding. Despite low N_e estimates, few subpopulations have shown a detectable reduction in genetic variation from 2008 to 2024. Analyses of genetic connectivity suggest that immigration has been sufficient to counteract the loss of genetic variation. This, however, does not mean that the risk of inbreeding has been eliminated. With low N_e , changes can occur quickly, as seen in the Swedish Helags subpopulation. The negative trend in litter size across several subpopulations is concerning, and could be related to inbreeding and the presence of harmful genes, structural changes in the small rodent ecosystem, or possibly disease.

As experienced at the breeding station, disease can pose a significant threat. A risk assessment conducted in 2022 identified several diseases and parasites as high-risk to Arctic foxes, both in the wild and at the captive breeding station. However, the presence and prevalence of diseases and parasites in wild populations remains unknown. An understanding of disease prevalence would enable management to better respond to outbreaks, including treatment and implementing measures to restrict the spread thereof. Initiation of population health monitoring, with particular attention to the red fox which serves as a key vector, is therefore recommended. The red fox connects the Arctic fox to boreal areas where the prevalence of parasites and diseases is higher.

Future efforts should prioritize actions mitigating the risk of inbreeding and enhance genetic connectivity across the broader metapopulation. Exploring possibilities to build on existing actions could accelerate meeting recovery goals. The captive breeding programme is entering a new phase, where the goal is not only to increase the number of Arctic foxes in the different subpopulations, but also to improve their genetic status through targeted releases. Releases should prioritize subpopulations with critically low effective population sizes, while also enhancing connectivity by facilitating the establishment of larger and new subpopulations between existing ones. Increasing the number of feeding stations could further promote reproduction in the wild, thereby facilitating increased population growth. The strategic placement of feeding stations may also facilitate increased dispersal and gene flow between subpopulations, thereby improving demographic and genetic connectivity across the species' range.

We identify specific subpopulations that are projected to function as larger core populations, serving as critical sources for the recolonization and reestablishment of surrounding Arctic fox habitats. Additionally, we emphasize the importance of smaller, so-called *stepping-stone* subpopulations, which play a pivotal role in maintaining connectivity between core populations. These intermediary populations are essential for facilitating gene flow and dispersal, thereby contributing to the long-term viability and persistence of Arctic foxes in Norway and the greater Fennoscandian region.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	9
1 Om arbeidet for å bevare fjellreven	10
1.1 Historikk, beskyttelse, handlingsplan og målsetninger	10
1.2 Formål	11
1.3 Kort om pågående tiltak og erfaring med tiltakene	12
1.4 Organisering av arbeidet med fjellrev	16
1.5 Tidligere rapporter	16
2 Metodikk	17
2.1 Fjellrevbestandene i Norge	17
2.2 Avlsprogrammet for fjellrev	18
2.2.1 Avlsstasjonen	18
2.2.2 Utsetting	19
2.3 Støttefôring	20
2.3.1 Utforming av fôrautomatene	20
2.3.2 Tilsyn og rapportering	20
2.3.3 Kunnskapsbehov knyttet til støttefôringen – to pågående eksperimenter	21
2.4 Uttak av rødrev	22
2.5 Overvåking av fjellrevbestanden	22
2.5.1 Beskrivelse av hilokalitetene	22
2.5.2 Kontroll av kjente hilokaliteter	22
2.5.3 Tilfeldige observasjoner av fjellrev	23
2.5.4 Funn av døde fjellrever	23
2.5.5 Innsamling og bruk av DNA-materiale	23
2.6 Dataanalyse	24
2.6.1 Kullstørrelse og endring i kullstørrelse	24
2.6.2 Lab-analyse av DNA-materiale og individbestemmelse	24
2.6.3 Identifisering av farmrev	24
2.6.4 Bestandsmodell og beregning av effektiv bestandsstørrelse	24
2.6.5 Genetisk variasjon og konektivitet mellom fjellområder og regioner	25
2.7 Datalagring	27
3 Resultater	29
3.1 Avlsprogrammet	29
3.1.1 Utsetting av fjellrev	29
3.1.2 Drift av Avlsstasjonen	31
3.2 Tiltak – Støttefôring	34
3.2.1 Omfang av støttefôring	34
3.2.2 Eksperimentet – opphør av støttefôring i Snøhetta	38
3.3 Overvåking av fjellrevbestanden 2024	40
3.3.1 Beskrivelse av hilokaliteter	40
3.3.2 Aktivitet på kontrollerte hi	41
3.3.3 Registrerte ynglinger	42
3.3.4 Oppsummering av hikontrollene 2008–2024	45
3.3.5 Endring i kullstørrelse	48
3.3.6 DNA-analyser	49
3.3.7 Observasjoner av fjellrev	50
3.3.8 Bestandsestimat for Norge 2024	51

3.3.9 Genetisk variasjon og konnektivitet	54
3.3.10 Fjellrevynglinger i Sverige og Finland.....	58
4 Diskusjon.....	59
4.1 Status for fjellrevbestanden 2024.....	59
4.2 Anbefalinger for veien videre.....	61
5 Referanser.....	66
Vedlegg 1 - Status for utvalgte fjellområder 2009–2024	71
Vedlegg 2 – Oversikt over ynglinger Norge, Sverige og Finland 2005-2024	118

Forord

Denne rapporten er skrevet på oppdrag fra Miljødirektoratet, som i sin helhet også finansierer arbeidet med å bevare fjellreven i Norge. NINA har ansvar for den overordnede faglige koordineringen av tiltakene i felt, gjennomføring av Avlsprogrammet inkl. drift av avlsstasjonen, samt ansvar for det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev, som omfattes av tre oppdragskontrakter med Miljødirektoratet. Arbeidet i felt koordineres av Statens naturoppsyn (SNO), og gjennomføres av et stort feltnmannskap fra SNO, lokalt fjelloppsyn, bygdeallmenninger og Statskog-Fjelltjenesten. Jobben som gjøres på NINAGEN med DNA-analysene er også formidabel, og gjennomføres med stor nøyaktighet hvert år. Stor takk til alle! Takk også til folket som melder fra om observasjoner av fjellrev. Som oftest er det slike meldinger som gjør at vi oppdager fjellrev i nye områder.

I denne rapporten oppsummerer vi gjennomførte tiltak for å bevare fjellreven og presenterer årets status for fjellrevbestanden i Norge. Rapporten gjennomgår også bestandsutviklingen for alle delbestandene siste 17 år. Tiltakene for å bevare fjellreven omfatter i dag drift av avlsstasjonen og utsetting av fjellrev, støttefôring, uttak av rødrev, samt informasjonsarbeid rettet mot hensynsfull ferdsel.

Det er satt konkrete mål for arbeidet gjennom Handlingsplanen for fjellrev og i Kunnskapsgrunnlaget for prioriterte arter. Data fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev er helt nødvendig for å evaluere effekten av tiltakene og for å anslå avstand fra måloppnåelse. Resultatene brukes for å justere og målrette tiltakene, i tråd med adaptiv forvaltningspraksis. De benyttes i rødlistevurderingene, inngår i Naturindeks for Norge og Økologisk tilstand som leverer måltall for tilstand i norsk natur, og er også helt sentrale for videre vitenskapelig evaluering av tiltakene og annen økologisk forskning.

Innledningsvis settes arbeidet med å bevare fjellreven i kontekst med Naturavtalens overordnede mål om å bevare og redusere truslene mot tap av biologisk mangfold. Erfaringene med de pågående tiltakene og ny kunnskap som er relevant for arbeidet med å bevare fjellreven presenteres kort, før årets resultater. Driften av selve tiltakene omtales og diskuteres i begrenset grad, og bare under resultatkapitlene. Dette for at diskusjonen skal ha fokus på årets status og anbefalinger for veien videre mot målet om å sikre langsiktig overlevelse av fjellrevbestanden i Norge.

Trondheim, 19. desember 2024

Nina E. Eide, Craig Jackson og Øystein Flagstad
Prosjektledere

1 Om arbeidet for å bevare fjellreven

1.1 Historikk, beskyttelse, handlingsplan og målsetninger

Som følge av intensiv jakt på fjellreven på 1800-tallet ble fjellrevbestanden kraftig redusert, og selv om arten ble fredet i Norge i 1930, fortsatte bestanden å synke. Så sent som på 1980- og 1990-tallet forsvant fjellreven fra Dovrefjell og Hardangervidda. Rundt år 2000 var fjellrevbestanden i Norge og Sverige antatt å være så lav som 40–60 voksne individer (Angerbjörn mfl. 2013). For en grundig gjennomgang av årsakene til fjellrevens tilbakegang, se Handlingsplanen for fjellrev (Miljødirektoratet 2017).

Internasjonal og nasjonal beskyttelse

Fjellreven er gitt beskyttelse gjennom de internasjonale avtalene som Norge har ratifisert, EU-direktiver, samt nasjonalt lovverk. Fjellreven ble i 1979 oppført som en strengt beskyttet art under Bernkonvensjonen (om vern av ville europeiske planter og dyr og deres naturlige leveområder) og er også beskyttet gjennom FN-konvensjonen om biologisk mangfold (CBD), som trådte i kraft i 1993. EUs habitatdirektiv (EU-direktiv 92/43/EØF av 21. mai 1992, om å ta vare på biologisk mangfold) har hittil vært det viktigste redskapet for å oppfylle intensjonene i Bernkonvensjonen og CBD. Høsten 2022 ble også det globale Kunming-Montreal-rammeverket for naturmangfold vedtatt (også kalt Naturavtalen). Høsten 2024 kom stortingsmelding 35: Bærekraftig bruk og bevaring av natur — Norsk handlingsplan for naturmangfold, som er Norges oppfølging av Naturavtalen i praksis. Fjellreven omfattes av mål 4: «Redusere trusler mot naturmangfold – truede arter, genetisk mangfold og sameksistens mellom mennesker og dyr». Det globale målet er, sitat: *Landene som er bundet av avtalen skal sikre umiddelbare forvaltningstiltak for å stanse menneskeskapt utryddelse av kjente truede arter og gjenoppbygge og bevare arter, særlig truede arter, for å redusere utryddelsesrisikoen betydelig og opprettholde og restaurere det genetiske mangfoldet innenfor og mellom populasjoner av naturlig hjemmehørende, ville og domestiserte arter for å opprettholde deres tilpasningspotensial, blant annet ved in situ og ex situ bevaring og ved bærekraftig forvaltningspraksis, og å forvalte samhandlingen mellom mennesker og villlevende dyr på en effektiv måte med sikte på å minimere konflikt mellom mennesker og dyr og fremme sameksistens.*

I Norge er fjellreven også beskyttet i henhold til forskrift om fjellrev som prioritert art (2015) jf. naturmangfoldloven §5 første ledd (2009), kalt «Fjellrevforskriften». §3 i forskriften presiserer at enhver form for uttak, skade eller ødeleggelse av fjellrev er forbudt. Skjøtsel (tiltak) er hjemlet i §4; forvaltningsmyndigheten, iverksette tiltak i samsvar med naturmangfoldloven § 47, jf. § 24 andre ledd, for å opprettholde eller oppnå den natur- eller kulturtilstanden som er nødvendig for å sikre bevaring av arten. Miljødirektoratet er forvaltningsmyndigheten.

Handlingsplan for fjellrev

Forankret i den første handlingsplanen (Direktoratet for naturforvaltning 2003) startet arbeidet med å iverksette tiltak for å redde arten fra utrydding. I Norge ble det på oppdrag fra Miljødirektoratet fra og med 2004 iverksatt flere aktive tiltak, og det har siden den gang blitt gjennomført kombinasjoner av tiltak i de fleste fjellrevbestandene i Norge, også med støtte fra Interreg (se **Vedlegg 1** for detaljer). De viktigste tiltakene har vært avl og utsetting av fjellrevvalper, støttefôring, og kontroll av rødrevbestanden. På svensk side har det siden 1989 pågått støttefôring og intensive uttak av rødrev, og fra og med 2017 startet man opp igjen tiltakene i Finland med håp om at fjellreven skal reetablere seg i grensetraktene mot Norge. Overvåkingsprogrammene i Norge, Sverige og Finland har hele tiden vært sentralt i planleggingen av bevaringsarbeidet på fjellrev, ikke minst med tanke på evaluering av iverksatte tiltak og måloppnåelse.

Den norsk/svenske handlingsplanen (Miljødirektoratet 2017) presenterer en total kunnskaps-sammenstilling rundt fjellrevens situasjon og arbeidet med å bevare arten. Rapporten etablerer faglig konsensus rundt trusselbildet fjellreven står ovenfor, sammenstiller erfaringene med tiltakene så langt, foreslår flere aktuelle tiltak og definerer konkrete målsetninger på kort og lang sikt. Med bakgrunn i de hittil positive erfaringene videreføres de pågående tiltakene. Videre anbefales det tiltak for å hindre spredning av sykdommer og parasitter og utarbeiding av informasjon for å

redusere faren for forstyrrelser ved hilokaliteter spesielt. Formålet med tiltakene er å redde bestanden fra utrydding og etablere en levedyktig bestand som kan klare seg uten tiltak.

Målsetninger

Handlingsplanen for fjellrev definerer målsetninger for arbeidet med å bevare fjellreven i Norge og Sverige. Målsetningen på kort sikt, fram mot 2028, er 750 voksne individer i bestanden og minst 200 kull født i toppår; på lang sikt, fram mot 2034, er målet 1000 voksne individer i bestanden og minst 250 kull født i toppår; mens den langsiktige visjonen er at bestanden teller 2000 voksne rever (Miljødirektoratet 2017). I dette ligger det også et mål om økt utbredelse og at fjellreven forekommer i delbestander som er godt forbundet med hverandre gjennom naturlige forflytninger, samt at bestanden har god helsestatus. Målsetningene i Handlingsplanen er basert på ekspertvurderinger gjort av et samlet forskningsmiljø i Norge og Sverige ifm. utarbeiding av planen, bygget på deres samlede kunnskap om hva som skal til for å opprettholde en levedyktig bestand av fjellrev gitt den naturlige utformingen av fjellrevens habitat, som er naturlig sterkt fragmentert av omkringliggende skog (Herfindal mfl. 2010, Loison mfl. 2001)

Måloppnåelse i Handlingsplanen forholder seg ikke til rødlistekriteriene, det gjør imidlertid kunnskapsgrunnlaget for prioriterte arter. Basert på observert vekst i fjellrevbestanden vurderte man det som mulig å oppnå rødliste-kategorien sårbar (VU) for fjellrev innen 2034, under forutsetning av at tiltakene videreføres og utvides utover det som gjøres i dag (se Kyrkjeeide mfl. 2023). Den konkrete målsetningen innen 2034, basert på rødliste-kriteriene, er definert til 250 kjønnsmodne individer i Norge (jf. rødlistekriteriet D1) og at kvalitet på artens habitat skal forbedres (jf. rødlistekriteriet B1/B2).

Ved siste rødlistevurdering i 2021, fikk fjellreven status som sterkt truet (EN) på den Norske rødlista (Artsdatabanken 2021), mens den ved vurderingen i 2015 var karakterisert som kritisk truet (CR). Årsaken til forbedret rødlistestatus var en reell økning i bestandsstørrelse, anslått til 174 voksne individer i 2020 (Eide mfl. 2020). I 2023 var den norske fjellrevbestanden estimert til å være mellom 277 og 336 (midtpunkt 303) voksne individer (Ulvund mfl. 2023); i Fennoskandia estimert til 431 til 696 (midtpunkt 564) voksne individer (Wallén mfl. 2023).

Basert på bestandsestimatene kan det synes som om kriteriene for status VU allerede er nådd for fjellreven. Måltallet «250 kjønnsmodne individer» forholder seg imidlertid til de individene som faktisk er involvert i reproduksjonen, altså effektiv bestandsstørrelse, og ikke antall voksne individer i bestanden, som målsetningene i Handlingsplanen forholder seg til. Estimaten på effektiv bestandsstørrelse og antall voksne individer i bestanden (denne rapporten), viser at effektiv bestandsstørrelse ofte ligger langt under halvparten av antall voksne individer anslått for delbestanden, noen steder under en fjerdedel. Rødliste-kriteriene har også en rekke forbehold når det kommer til hvilke individer og hvilke delbestander som skal telle inn i «antall kjønnsmodne individer» for populasjoner som mottar aktive tiltak (som utsetting, se kriteriegrunnlaget (IUCN 2012)), forbehold som har vært aktuelle i de to siste vurderingene (Nina E. Eide, *pers. med.*). Et bestandsestimat for fjellreven i Norge kan derfor ikke brukes for å vurdere avstand fra måloppnåelse direkte. Dette er det viktig å være klar over og det er også bakgrunnen for at denne rapporten ikke er eksplisitt på måloppnåelse ift. rødlistekriteriene.

1.2 Formål

Denne rapporten presenterer først og fremst gjennomførte tiltak for å bevare fjellreven og status/tilstand for fjellrevbestanden i Norge i 2024. Tiltakene omfatter i dag drift av avlsstasjonen og utsetting av fjellrevvalper, støttefôring, uttak av rødrev, observere forekomst av sykdom i den ville bestanden, samt informasjonsinnsatser. Overvåkingsprogrammet er sentralt for å vurdere måloppnåelse i arbeidet med å bevare fjellreven.

Formålet med det nasjonale overvåkingsprogrammet på fjellrev er å overvåke status og tilstand for fjellrevbestanden. I denne rapporten presenteres bestandsestimater nasjonalt, regionalt og per delbestand, sammen med ulike målparametere på genetisk status/helse i de ulike delbestandene. Omfang av tiltak over de siste 17 årene er oppsummert nasjonalt, men framkommer også

for hver delbestand. Det er også hentet inn kunnskap om smågnagerfase i de ulike fjellområdene i Norge, slik at man kan ta hensyn til lokale forhold ved eventuell utsetting fra Avlsprogrammet, da vi vet at smågnagertetthet kommende år har stor innvirkning på overlevelsen til utsatte valper. Det ligger ikke inne å evaluere effektene av tiltakene vitenskapelig i de årlige fjellrevkontraktene til NINA, dette gjøres eventuelt gjennom egne FOU-oppdrag. Resultatene av slike FOU-oppdrag omtales der det er relevant i rapporten, enten innledningsvis eller som del av diskusjonen. Likeledes annen relevant forskning på fjellrev i Fennoskandia.

Resultatene fra overvåkingsprogrammet brukes allikevel som grunnlag for å justere og målrette tiltakene i tråd med adaptiv forvaltningspraksis (f.eks. sammensetning av avlsdyr i avlsstasjonen, utsettingsstrategier, gjennomføring av støttefôringen; valg av fôrtype, fortetting av fôrautometer o.l.), med den hensikt å reetablere, styrke og knytte sammen delbestander, samt bidra til økt genetisk utveksling og motvirke genetisk isolasjon.

Dataene som presenteres i denne rapporten er også helt sentrale grunnlagsdata for vitenskapelig evaluering av tiltakene (som, som nevnt ligger utenfor rammen til dette programmet). Overvåkingsprogrammet bidrar også med målparametere i Naturindeksen for Norge og Økologisk tilstand.

1.3 Kort om pågående tiltak og erfaring med tiltakene

Under følger en kort omtale av tiltakene som pågår for å bevare fjellrevbestanden i Norge, fulgt av en kort oppsummering av erfaringer. Vi viser til forskning knyttet til effekter av tiltakene, og hvordan ny kunnskap har fått betydning for gjennomføring/justering av tiltakene. Denne delen av rapporten revideres årlig etter hvert som kunnskapsgrunnlaget utvides.

Avlsprogrammet for fjellrev

Avlsprogrammet for fjellrev er grunnlagt med målsetning om å utvikle tiltak som kan brukes for å reetablere, styrke og knytte sammen delbestander, samt øke genetisk utveksling og motvirke genetisk isolasjon. Avlsprogrammet for fjellrev, med avlsstasjonen, ble etablert i sin nåværende form i 2005 (Landa mfl. 2017).

Å drifte en avlsstasjon på fjellet innebærer flere utfordringer. Store snømengder om vinteren øker risikoen for at rever kan komme over gjerdene og rømme. Kongeørn utgjør også en stor trussel i vintermånedene (Jackson mfl. 2023). Riktig sammensetning av nødvendige næringsstoffer og mineraler er essensielt for å legge grunnlaget for god helse og reproduksjon (Jackson mfl. 2024a og b). Avlsprogrammet har de siste årene justert fôringsregimet i stasjonen og fôrer nå med våtfôr fra Vom, som ser ut til å fungere helt optimalt (se **kap. 3.1.2**). Avlsstasjonens beliggenhet og store innhegninger innebærer mulighet for kontakt mellom hunder, ville fugler og dyr, og fjellrevene i avlsstasjonen. Dette medfører en potensiell risiko for overføring av sykdommer, særlig fra ville dyr, og krever en vurdering av behovet for vaksinerings av fjellrevene i avlsstasjonen mot utvalgte sykdommer (se **kap. 3.1.2**).

Det er et mål at fjellrevene i avlsstasjonen skal gjenspeile den genetiske variasjonen i den Fennoskandiske bestanden. Dette oppnås gjennom å kombinere fjellrever fra egen avl og fjellrever hentet inn fra ulike ville delbestander, samt nøye genetiske vurderinger ved sammensetning av nye avlspar. Ved rekruttering av avlsdyr fra egen avl er det satt en grense ved tre generasjoner. Ved å skifte ut avlsdyr som har stått flere generasjoner i avlsstasjonen reduserer vi risikoen for tilvenning til fangenskap samt unngår at enkelte slektslinjer gir et for stort genetisk bidrag. Genetisk sammensetning i avlsstasjonen er beskrevet i detalj i **kap. 2.2.1**.

For at Avlsprogrammet skal oppnå målsetningene om å styrke den Fennoskandiske bestanden må fjellrevene som settes ut overleve og reprodusere. Data samlet inn over flere år fra ulike kilder (DNA-analyser, merking av valper på hi, observasjon av øremerker m.m.) viser at fjellrevene som settes ut fra avlsstasjonen har omtrent lik overlevelse som viltfødte rever og klarer å etablere seg og reprodusere (Landa mfl. 2022). Mens mange av de utsatte revene etablerer seg i området de settes ut i (Rød-Eriksen mfl. *in prep*), vandrer andre ut til andre fjellområder og

bidrar til økt genflyt og populasjonsvekst i andre delbestander (Wallen mfl. 2022; Jackson mfl. 2024). Utsettingsstrategier, og løpende evaluering av revene som settes ut, kan bidra til at fremgangsmåten for utsettinger justeres for å forsøke å optimalisere utbyttet av Avlsprogrammet gjennom økt overlevelse, etablering, reproduksjon og genetiske helse.

Avlsprogrammet har spilt en viktig rolle i reetableringen av flere fjellrevbestander i Norge (Ulvund mfl. 2023), og har også vært viktig for bestandene i Sverige og Finland (Hasselgren mfl. 2018, Wallén mfl. 2023b). Sammen med de andre tiltakene har Avlsprogrammet bidratt til reetablering av utdødde bestander i Snøhetta/Knutshø, Hardangervidda og Finse, mens flere andre bestander, som for eksempel Saltfjellet, Junkeren og Varangerhalvøya, har blitt betydelig styrket (Ulvund mfl. 2023).

Framover vil strategien for Avlsprogrammet for fjellrev i større grad være rettet mot å motvirke innavl i delbestandene (Jackson mfl. 2024a), som vil bidra til å forbedre fjellrevbestandens levedyktighet på lang sikt. Konkrete måltall på effektiv bestandsstørrelse, som ble innført i overvåkingsprogrammet i fjor, viste at flere bestander hadde lav og stedvis avtagende effektiv bestandsstørrelse (Ulvund mfl. 2023). Sammen med de nye måltallene på genetisk variasjon som innføres fra i år (denne rapporten), vil dette bidra til å målrette utsettingene fra Avlsprogrammet og optimalisere effekten av de utsatte revene.

Støttefôring med fôrautomater

Støttefôring ble etablert som tiltak for å redde fjellrevbestanden fra utryddelse i Sverige allerede i 1989 (Angerbjörn mfl. 2013). Støttefôring i Norge ble først etablert i tilknytning til utsetting av rever fra Avlsprogrammet, hvor det i forkant av samtlige utsettinger ble etablert støttefôring ved alle utsettingslokalitetene (Landa mfl. 2017). Dette tiltaket ble utvidet betraktelig under Interreg-prosjektene Felles Fjellrev (fra og med 2011 i Trøndelag og Nordland, og fra 2017 i Troms og Finnmark) til å også omfatte andre delbestander, og i dag drives det støttefôring i det meste av fjellrevens utbredelse i Norge, Sverige og Finland. Alle fôrautomatene i Norge driftes i praksis av SNO (se **kap. 2.3.2**)

Effektene av støttefôring har vært evaluert i flere omganger. Chiplesere i et utvalg av fôrautomatene viste som forventet at fôrautomatene brukes mer jo nærmere de står hiene og de brukes mer i år med lite smågnagere (Thierry mfl. 2020). Chipleserne viste også at automater plassert i noe avstand fra hiene, gjerne ble brukt av flere rever enn automater som stod nært selve hiet. Det ble tidlig dokumentert positive effekter både på etablering ved hiene, sannsynlighet for reproduksjon, kullstørrelse, samt kortvarige effekter på juvenil og voksen overlevelse, men man fant liten påvirkning i år med lite smågnagere (se f.eks. Angerbjörn mfl. 1991, Meijer mfl. 2013, Angerbjörn mfl. 2013). Nyere analyser, som inkludere data fra samtlige fôrautomater i Norge, bekrefter at støttefôring, slik den gjennomføres nå, gir økt sannsynlighet for yngling i alle smågnagerfaser, som bidrar til flere kull også i år med lite smågnagere (Ulvund mfl. *in prep*). Denne studien finner også effekter på overlevelse hos både valper og voksne rever, fremfor alt i bunn- og oppgangssår for smågnagere. Støttefôringen demper altså fjellrevens sterke avhengighet av smågnagere. Dette medfører jevnere aldersfordeling i bestanden, som er positivt for bestandens levedyktighet. Støttefôringen fristiller allikevel ikke fjellreven fra smågnagerdynamikken fullt ut slik vi oppnår i avlsstasjonen, og vi har derfor iverksatt forsøk med å bytte til våtfôr på vinterstid (se denne rapporten **kap. 2.3.2**).

Uttak av rødrev

Overvåkingsprogrammet dokumenterer forekomst av rødrev i fjellrevhi, som i noen grad kan sies å dokumentere hvor stort problem rødreven er i de enkelte delbestandene (se **Vedlegg 1**). Generelt blir det bare tatt ut rødrev som har etablert seg på fjellrevhi eller ved fôrautomater. På Varangerhalvøya tas det imidlertid ut rødrev systematisk gjennom hele jakttiden, blant annet for å undersøke effekten på fjellrev (Ehrich mfl. 2023, [COAT Fjellrevmodulen](#)). Ekstraordinære uttak gjennomføres av SNO. Enkelte steder, på Varangerhalvøya, Blåfjella-Hestkjølen og i Kjølifjellet-Sylan, stimuleres det også til økt jakt på rødreven.

Evaluerings av tiltakene i Sverige viser at uttak av rødrev bidrar til å forklare etablering og forekomst av fjellrevynglinger (Angerbjörn mfl. 2013). At fjellrevbestanden på Varangerhalvøya ikke økte i størrelse som følge av det intensive rødrevuttaket kan være forårsaket av at fjellrevbestanden i utgangspunktet var svært liten (Ims mfl. 2017). Selv om det er stor grad av kompensatorisk innvandring av rødrev til Varangerhalvøya, særlig knyttet til gode smågnagerår, viser Natér mfl. (2024) at det intensive uttaket av rødrev har holdt bestanden stabil. Uten jakt hadde trolig rødrevbestanden vært høyere. Lokalt ser en nå positive effekter på rypebestanden (Henden mfl. 2021), og det er all grunn til å tro at det varige uttaket også har positive effekter på fjellrevbestanden som er i betydelig vekst etter utsetting av 67 fjellrever mellom 2018 og 2020.

Behov for sykdomskartlegging og kort om sykdomsbehandling

I Handlingsplanen for fjellrev ble det fremhevet et behov for å få mer kunnskap om forekomst av sykdommer og parasitter hos fjellrev, særlig med tanke på å ha beredskap for eventuelle sykdomsutbrudd (Miljødirektoratet 2017). NINA leverte i 2022 en risikovurdering knyttet til aktuelle sykdommer og parasitter hos fjellreven (NINA Notat, Miller mfl. 2022), inkludert generelle retningslinjer for beredskap, samt en beredskapsplan for å håndtere skabb. Dette notatet kommer nå ut i rapportform (Miller mfl. *in prep*).

Det gjøres i dag ingen kartlegging av sykdommer hos fjellrev i Norge, men det er et større initiativ på trappene gjennom det nye Interregprosjektet Felles Fjellrev III, som omfatter ulike partnere i Sverige og Finland) Høyskolen i Innlandet, helseovervåkingsprogrammet på vilt (ViltHOP) hos Veterinærinstituttet, Universitetet i Tromsø og NINA. Det er planlagt oppstart kommende vintersesong. Med bakgrunn i det prosjektet vil vi få mer kunnskap om forekomst av de sykdommene som antas å utgjøre størst risiko for fjellreven (jf. Miller mfl. *in prep*). Kunnskap om forekomst av sykdommer og parasitter i de forskjellige delbestandene av fjellrev kan på sikt bli viktig bakgrunnsinformasjon når det hvert år velges lokaliteter for utsetting av rev fra Avlsprogrammet.

Beredskapsplanen for håndtering av skabb har allerede blitt prøvd ut flere ganger. I 2022 og 2023 ble det oppdaget skabb hos fjellrev på Hardangervidda, hvorpå den etablerte beredskapsgruppa tok raske beslutninger om medisinerings (se Vedlegg 1 i Ulvund mfl. 2023). Hittil har alle tilfeller av skabb vært medisinert raskt etter første observasjon med Braveco skabbmedisin (innbakt i en liten kjøttbolle, **Figur 1**). Med bakgrunn i at det ikke ble observert flere fjellrever med skabb i fjellområdene som er medisinert, synes medisinerings å ha fungert etter hensikten.

Tilfeller av sykdom i den ville delen av fjellrevbestanden rapporteres bare på delbestandsnivå, sammen med en kort beskrivelse av eventuell behandling (**Vedlegg 1**: Finse). I tillegg omtaler vi sykdomsutbruddet på avlsstasjonen høsten 2024 (**kap. 3.1.2**).

Informasjon og ferdsel

Mer informasjon knyttet til fjellrev og ferdsel er en direkte oppfølging på behov definert i Handlingsplanen for fjellrev (Miljødirektoratet 2017). Det er økende etterspørsel etter å oppleve fjellreven, særlig knyttet til fototurisme. Hittil har man antatt at fjellreven er sårbar for forstyrrelser ved hilokalitetene (se f.eks. Handlingsplanen for fjellrev (Miljødirektoratet 2017)). Nyere forskning viser at fjellreven blir påvirket av vår tilstedeværelse (Larm 2024). Allerede ved 500 meter avstand endrer noen av revene sin adferd, og ved 200 meter har de fleste fjellrevene gjemt seg (Larm mfl. 2020a). Etter forstyrrelsesforsøkene holdt både voksne og valper seg mer på hiene og ble mer observante, på bekostning av tiden de brukte til å være borte fra hiet, som trolig førte til at de brukte mindre tid til matsøk (Larm mfl. 2021). Fuglei mfl. (2017) fant også atferdsendringer hos fjellrev på Svalbard; de ble mer nattaktive i områder med mye snøskutertrafikk. Litt overraskende fant Larm mfl. (2020b) likevel at overlevelsen av valper ved hiene i smågnagerbunnår var høyere ved hi som ble besøkt av guidede grupper, sammenliknet med hi som ikke ble besøkt. Dette skyldes trolig at kongeørn skyr menneskelig aktivitet, som medførte mindre predasjon på valpene. Disse studiene bekrefter at de restriktive retningslinjene som er satt når det gjelder ferdsel og fjellrev er helt på sin plass. Miljødirektoratet bør eventuelt vurdere en innskjerping av avstandsreglene basert på studiene sitert over, da det viser seg at fjellreven endrer atferd som følge av vårt nærvær på lengre avstander enn tidligere antatt.

Miljødirektoratet og SNO, i samarbeid med lokale vernemyndigheter, følger opp dette tiltaket. I 2015 tok Miljødirektoratet fram et faktaark om hvordan forstyrrelser fra mennesker nær hi kan unngås (Miljødirektoratet [Faktaark M394](#), 2015). I 2024 er det utarbeidet «[Fjellrevvettregler](#)» som skal guide folk til å ta hensyn til fjellreven.



Figur 1. Ved skabbutbrudd har fjellrevene blitt medisinert med Braveco skabbmedisin, bakt inn i hundepølse. Foto Petter Braathen, SNO.

Andre tiltak

Kunnskapsgrunnlaget for prioriterte arter (Kyrkjeeide mfl. 2023) går langt i å foreslå alternative tiltak rettet direkte mot å opprettholde bæreevnen for fjellrev. Det er beskrevet en rekke tiltak utover de tre tiltakene (støttefôring, utsetting av fjellrev og uttak av rødrev) som gjøres i dag. Disse nye tiltakene ville kunne bidra i positiv retning, og vil også kunne ha en langsiktig effekt med tanke på forbedret bæreevne for arten. Det anbefales i kunnskapsgrunnlaget for fjellrev blant annet å sette i verk avbøtende tiltak som bidrar til å fjerne næringstilgangen knyttet til ulike former for menneskelig aktivitet, som vil begrense muligheten for etablering av rødrev og andre generalistarter i høyfjellet. Videre anbefales det å vektlegge økosystemforvaltning framfor enkeltartforvaltning, med mål om å forvalte større rovdyr, som jerv, og tamrein/villrein, på en måte som gir naturlige tettheter av disse (se Kyrkjeeide mfl. 2023). Disse nye tiltakene vil kunne bidra i positiv retning, og vil også kunne ha en langsiktig effekt med tanke på forbedret bæreevne for fjellreven.

1.4 Organisering av arbeidet med fjellrev

Miljødirektoratet er forvaltningsmyndighet for fjellreven og finansierer i sin helhet arbeidet med å bevare fjellreven i Norge. Under oppstart har deler av støtteføringstiltakene vært finansiert gjennom ulike Interreg-prosjekter.

Det praktiske arbeidet er fordelt på flere parter. NINA har ansvar for den overordnede faglige koordineringen av tiltakene i felt, gjennomføring av Avlsprogrammet inkl. drift av avlsstasjonen, samt ansvar for det nasjonale overvåkingsprogrammet som årlig leverer en status for fjellrevbestanden i Norge, herunder også kvalitetssikring av innkomne data og rapportering (denne rapporten). UiT - Norges Arktiske Universitet i Tromsø har i tillegg utvidet overvåking av fjellrev og rødrev bestanden i Øst-Finnmark (Ehrich mfl. 2023, [COAT Fjellrevmodulen](#)).

Statens naturoppsyn (SNO) koordinerer den praktiske utførelsen av fjellrevarbeidet fordelt på syv regioner; Finnmark, Troms, Nordland, Trøndelag nord (fjellområdene som før sammenslåingen av fylkene lå i Nord-Trøndelag fylke), Sør-Norge nord (Innlandet, Møre og Romsdal og fjellområdene som før sammenslåingen lå i Sør-Trøndelag fylke), Sør-Norge midt (Vestland, sør for Sognefjorden og nord for RV 7 og deler av Innlandet) og Sør-Norge sør (fjellområdene sør for RV 7). SNO delegerer mange steder deler av registreringsarbeidet i felt til lokale og regionale aktører: fjelloppsyn, bygdeallmenninger og Statskog – Fjelltjenesten. I tillegg bidrar personer tilknyttet forskningsmiljøene NINA og UiT, og i Kjølifjellet-Sylane også ei frivillig fjellrevgruppe knyttet til Naturvernforbundet.

NINA står for den årlige prioriteringen og utsendingen av feltoppdraget på fjellrev gjennom fastsatte instruksjer til SNO.

1.5 Tidligere rapporter

Tidligere rapporter fra det nasjonale overvåkingsprogrammet på fjellrev finnes her:

[Overvåking av den norske fjellrevbestanden](#)

Her finnes rapportene helt tilbake til 2003, som var oppstarten for det nasjonale overvåkingsprogrammet. Fra og med 2018 rapporteres norske, svenske og finsk overvåkingsresultater også i en felles Fennoskandisk rapport (se f.eks. Wallén mfl. 2023). Disse rapportene finnes også på nettsiden referert over.

Tidligere ble Avlsprogrammet rapportert i egne rapporter, som finnes her:

[Avlsprogrammet for fjellrev](#)

Rapporter fra fjellrevarbeidet i regi av UiT – Norges Arktiske universitet finnes her:

[COAT – fjellrevmodul](#)

2 Metodikk

2.1 Fjellrevbestandene i Norge

Fjellreven forekommer i små og store delbestander i Norge, som er navngitt geografisk (**Figur 2**). Avgrensningen av delbestandene er knyttet til kartlagte klynger av hi innenfor et fjellområde, som enten er avgrenset av terrengformasjoner (skogkledte daler eller fjorder), eller lang avstand til andre registrerte hi. Noen delbestander ligger svært nær hverandre, i noen tilfeller innenfor samme fjellmassiv, og kan nok ansees som samme delbestand (så som Finse og Hardangervidda, eller Snøhetta og Knutshø). Bakgrunnen for at vi allikevel har skilt ut disse er at det kan være stor forskjell i når tiltak er iverksatt og/eller hvor intensive bevaringstiltakene i delbestanden er.

Datagrunnlaget presentert i denne rapporten forekommer noen steder aggregert på fem regioner der bestander som har noenlunde samme type og intensitet av tiltak er gruppert: 1) Sør-Norge Sør, 2) Sør-Norge Nord, 3) Midt-Norge, 4) Nordland og 5) Nord-Norge (inkludert Sitas i Nordland).



Figur 2. Utvalgte fjellområder i Norge. De stiplede linjene markerer grensene mellom de fem fjellrevregionene: Sør-Norge Sør, Sør-Norge Nord, Midt-Norge, Nordland, og Nord-Norge.

2.2 Avlsprogrammet for fjellrev

2.2.1 Avlsstasjonen

Avlsstasjonen på Sæterfjellet ble bygget i 2005 og ligger ca. 20 km sør for Oppdal, i typisk fjellrevhabitat i høyfjellet (1280 moh., **Figur 3**). På avlsstasjonen er det åtte store innhegninger (ca. 1700-2500 m²). I tillegg finnes det et lite hegn på 20 x 25 meter (500 m²) som brukes som avlastningshegn ved behov. Etter 20 år, med mye vind og vær, er det et økende behov for vedlikehold på innhegningene. For mer informasjon om teknisk oppsett og drift, se Jackson mfl. (2024a). Hver innhegning huser ett avlspar og valpene deres. Valpene vokser opp sammen med foreldrene og settes ut i det fri når de er omtrent 8 måneder gamle.



Figur 3. Avlsstasjonen sett fra luften i november 2024. Foto: Craig Jackson.

Røkting

Røkting av dyrene, inkludert fôring, blir gjennomført daglig. Om vinteren er det noen få dager da været ikke tillater røkteren å komme seg opp til stasjonen. Ved hver fôringsrunde blir det notert hvilke dyr som er observert, mengde fôr gitt, og mengde fôr som eventuelt ligger igjen fra tidligere. Store innhegninger og mange gjemmesteder gjør at røkteren sjelden ser alle revene samtidig. For å forbedre overvåking av revene ble et videoovervåkningssystem etablert i løpet av 2022–2023, som har vist seg å være svært effektivt for å kunne overvåke revene.

Dyrevelferd og helse

Avlsstasjonen, samt anlegget for midlertidig oppstalling i Oppdal, er registret som forsøksdyrvirksomhet og godkjent av Mattilsynet (Forsøksdyrforvaltningen). I september 2023 ble avlsstasjonen re-godkjent for fire nye år (22.09.2023–21.09.2027). Som forsøksdyrvirksomhet er det krav om å ha en ansvarlig veterinær (Forskrift for bruk av dyr i forsøk, FOR-2015-06-18-761). NINA sin veterinær fungerer som ansvarlig veterinær ved avlsstasjonen. Veterinæren fører tilsyn med at stasjonen blir drevet i samsvar med gjeldende regelverk, og sørger sammen med prosjektleder for at alle tillatelser som gjelder arbeid med dyr er på plass. Veterinæren har også hovedansvaret for overvåking og planlegging av dyreholdet som sikrer at dyrene på stasjonen er ved god helse, samt gir råd om dyrevelferd. Dette innebærer blant annet karanteneperiode og veterinær helsesjekk for viltfangede dyr som vurderes inkludert som avlsdyr ved stasjonen. Jevnlig parasittbehandling og utredning av vaksinasjonsprogram er også en viktig del av det forebyggende helsearbeidet.

ID-merking

Alle valper som blir født i avlsstasjonen og valper som blir fanget inn for avl fra ulike fjellområder, blir merket med øremerker i begge ørene med Dalton rototag (unike farge- og nummerkombinasjoner som er samkjørt med all merking i Norge og Sverige) og en mikrochip (Biomark) under nakkeskinnet. Det blir også tatt DNA-prøve (vevsprøve og hårprøve) for individprofil. Samtidig som valpene blir merket får de en helsesjekk av veterinær og behandling mot innvollsorm.

Genetisk sammensetning i avlsstasjonen

Den genetiske variasjonen til avlsdyr i et avlsprogram bør være så høy som mulig (Kalinowski mfl. 2000, Rollinson mfl. 2014) for å maksimere genetisk variasjon og minimere utfordringer med innavl. De første fjellrevene som ble hentet inn til Avlsprogrammet ble derfor hentet inn fra så mange av de gjenværende fjellrevbestandene som mulig, og parene satt sammen av individer som ikke var i slekt. Ved behov for nye avlsdyr legges det stor vekt på genetikk både ved valg av individ og ved sammensetningen av avlspar, med mål om å bidra til å ivareta og øke den genetiske variasjonen i den ville bestanden.

Ved utsetting av fjellrever fra avlsstasjonen er det tatt utgangspunkt i at bestanden i Fennoskandia opprinnelig var én bestand (Dalén mfl. 2006). Avlsprogrammet har derfor ikke tatt hensyn til genetisk opphav, dvs. hvilke bestander foreldrene er hentet fra, ved utsetting av valpene deres.

Det er internasjonalt et økende fokus på at seleksjon i fangenskap kan føre med seg redusert overlevelse hos avkom som skal settes ut (Araki mfl. 2007, Christie mfl. 2012). Det er derfor etablert rutiner for utskifting av avlsdyr. Rekruttering fra egne avlslinjer skal ikke overstige tre generasjoner, målt som gjennomsnittet av mor- og farslinjen. For å oppfylle dette kriteriet blir det praktisert en kombinasjon med rekruttering fra ville bestander og egen avl. Ved rekruttering fra ville bestander blir dyr som er etterkommere av utsatte fjellrever regnet som ville (null generasjoner i fangenskap) etter to generasjoner med reproduksjon i det fri (Landa mfl. 2017).

2.2.2 Utsetting

Fjellrever født på avlsstasjonen settes ut i slutten av januar/tidlig februar hvert år. Valg av utsettingslokalitet tar hensyn til viktige faktorer som påvirke sannsynlighet for overlevelse og etablering, genetiske forhold, og bestandsutvikling.

Forventet smånagersituasjon

Fjellrevens overlevelse og sannsynlighet for å reprodusere er sterkt påvirket av smånagerdynamikken (Landa mfl. 2022). Det er derfor ønskelig å sette ut fjellrever i områder hvor det er forventet et middels til bra smånagerår. Det bør av samme grunn unngås å sette ut fjellrev i områder med en forventet nedgang eller bunnår i smånagere.

Genetiske betraktninger

Avlsprogrammet har reetablert flere utdødde delbestander og styrket flere andre som hadde svært lav bestand. Selv om dette har vært en vellykket strategi, bærer flere delbestander preg av å ha opphav i veldig få individer/avlspar (såkalt «founder effect»), som i år også har vist seg tydelig gjennom nye beregninger av effektive bestandsstørrelser. Lav effektiv bestandsstørrelse er synonymt med høy sannsynligheten for innavl. Det er derfor viktig at Avlsprogrammet ikke bare vurderer utsettingsområder med tanke på størrelsen på delbestandene, men også genetisk helse. Utsetting av ubeslektede dyr i delbestander med lav effektiv bestandsstørrelse er et viktig tiltak som kan forhindre innavl og negative effekter knyttet til innavl (f.eks. økt forekomst av skadelige gener), og dermed øke en delbestands langsiktige sannsynlighet for overlevelse.

Bestandsstørrelse

Ved reetablering av utdødde eller fåtallige delbestander er det ønskelig å sette ut rever over flere år, da dette kan øke sannsynligheten for etablering av par i utsettingsområdet. Samtidig må forventet smånagersituasjon samt genetiske betraktninger vurderes før det settes ut rever på samme lokalitet/område som tidligere år.

2.3 Støttefôring

2.3.1 Utforming av fôrautomatene

Fôrautomater er satt opp i de fleste delbestander der det finnes fjellrev, med unntak av Børgefjell og Ifjordfjellet som fungerer som kontrollområder for fjellrevarbeidet.

Fôrautomatene består av tre plastfat (polyetylen) som er festet sammen (**Figur 4**). Utenfor fôrautomatene er det montert et viltkamera vendt mot inngangspartiet. Siden 2022 er kameraene flyttet bort fra fôrautomatene og står nå montert på stolpe ca. 5-15 m meter unna for å gi bedre data på interaksjoner mellom fjellrev og andre arter som tiltrekkes fôrautomatene. Selv om andre arter som jerv, rødrev og kråkefugl i noen grad tiltrekkes fôrautomatene, er fôrautomaten designet slik at kun fjellreven får tilgang til fôret (Landa mfl. 2015). Det er ytterst sjeldent at rødrever kommer seg inn i fôrautomatene.

Hundefôr

Det benyttes tørrfôr (Troll Ekstrem hundepellets) fordi denne typen fôr har høyt energiinnhold og lang holdbarhet. Dette fôret har vært brukt som standard siden oppstarten av støttefôring i Norge. Nå gjøres det imidlertid forsøk med bruk av ferskfôr i vintermånedene (se beskrivelse lenger ned).



Figur 4. Fôrautomat for fjellrev. Inngangsrøret (A) har en diameter på 120 mm for at kun fjellreven skal kunne komme seg inn i fôrautomaten. Den liggende tønne (B) og første stående tønne (C) gir fjellreven tilgang til tørrfôret i fôr-kammeret (D). Den siste tønne fungerer som lager for ekstra tørrfôr (E). For at vann som trenger inn og snø som smelter skal renne ut, er det boret flere hull i bunnen av fôrautomatene. Foto: Kristine Ulvund, NINA.

2.3.2 Tilsyn og rapportering

SNO har ansvar for at det blir ført tilsyn med fôrautomatene ca. hver 6. uke. Alle besøk ved fôrautomater rapporteres i den digitale portalen «Fôrlogg» på nina.no. «Fôrloggen» inneholder en oversikt over alle tekniske installasjoner satt opp i tilknytning til en lokalitet (fôrautomat, antall lagertønner, kamera osv.). Kontroller/besøk ved fôrautomatene rapporteres løpende (antall kilo

tørrfôr i rest, mengde tørrfôr påfylt, mengde tørrfôr i depot, antall bilder på minnekort m.m.). Fôrloggen skal også inneholde en oversikt over grunneier, myndighet og gjeldende tillatelser.

2.3.3 Kunnskapsbehov knyttet til støttefôringen – to pågående eksperimenter

I alle delbestander der støttefôring har vært etablert, er støttefôringen videreført og i mange tilfeller også utvidet. Enten gjennom hyppigere oppfølging av fôrautomatene (mer fôr påfylt) eller også en økning i antall fôrautomater. Som svar på behovet for å undersøke hva som skjer når støttefôringen avvikles ble det etablert et eksperiment i Snøhetta-bestanden (I). Basert på de positive erfaringene med våtfôr i Avlsstasjonen så pågår det nå også utprøving med utskifting av fôret vinterstid i Blåfjellet-Hestkjølen og på Saltfjellet (II).

I) Opphør av støttefôring

For å undersøke hva som skjer når støttefôringen opphører, startet vi et eksperiment med opphør av støttefôring i Snøhetta. I den østlige halvparten av dette fjellområdet (Oppdal) ble støttefôring avviklet gjennom 2018, mens støttefôringen fortsatte i samme omfang i de vestlige delene av studieområdet (Dovre og Lesja). Eksperimentet ble snudd høsten 2023; i løpet av august–oktober ble fôrautomatene i Lesja og Dovre tømt, mens fôrautomatene i Oppdal ble påfylt tørrfôr igjen.

Det er to aktuelle utfall av eksperimentet:

- Fjellrevbestanden i Snøhetta klarer seg uten støttefôring og følger smågnagersyklusen: ingen nedgang i antall individer og antall ynglinger der støttefôring avsluttes.
- Fjellrevbestanden i Snøhetta kan bare opprettholdes/økes med støttefôring etter dagens modell: betydelig nedgang i antall individer og antall ynglinger i området med opphør av fôring.

Eksperimentet har nå pågått i alt seks år, og vi presenterer i **kapittel 3.2.2** noen foreløpige resultater.

II) Utskifting til våtfôr om vinteren

Den Fennoskandiske fjellreven er en smågnagerspesialist og det er velkjent at de store variasjonene i smågnagertetthet påvirker fjellrevens evne til å reproducere, og i år med dårlig tilgang på smågnagere er valpeproduksjonen ofte svært lav. Støttefôring med tørr hundepellets har blitt gjennomført i mange år, med mål om å kompensere for den negative effekten av dårlige smågnagerår på reproduksjon og overlevelse. Støttefôring har en positiv effekt, men effekten er mindre i år med lav smågnagertetthet (se **kap. 1.3**). Antall kull som fødes varierer fortsatt mye fra år til år, som viser at støttefôring med tørrfôr ikke klarer å koble fjellreven fra smågnagersyklusen.

På avlsstasjonen derimot, klarer fjellreven å produsere store kull, selv i år med lav smågnagertetthet (som f.eks. i år; se **kap. 3.1.2, Tabell 3**). På avlsstasjonen føres revene med våtfôr, og etter et førskifte i 2022, har Vom Active våtfôr blitt brukt.

Hvorfor gir ikke tørrfôr en like god effekt på reproduksjonen? Naturlige byttedyr, våtfôr som brukes i revefarmer og våtfôr til hunder og katter inneholder 65–75 % vann, mens tørrfôr inneholder kun 5–10 % vann. Tilgang på drikkevann er svært viktig når hunder eller katter føres med tørrfôr. For lavt vanninntak ved bruk av tørrfôr kan føre til dehydrering, som igjen kan medføre ulike, og potensielt alvorlige, fysiologiske problemer. Forsøk på å bytte fra våt- til tørrfôr hos farmrev har også vist at dyrenes behov for vann øker kraftig, også om vinteren (Nordiska Jordbruksforsknings Förening, 1981).

Fjellrev i naturen har ikke tilgang til flytende drikkevann i løpet av de lange vintermånedene. I den samme perioden er tilgangen på naturlige byttedyr begrenset, og fôrautomatene utgjør en mye brukt og stabil matkilde. Etter en lang vinter er paringstiden i mars–april, og det er velkjent

at god fysiologisk kondisjon påvirker reproduksjonspotensialet. Vår hypotese er derfor at tørrfôr forårsaker negative fysiologiske effekter på grunn av dehydrering, noe som igjen kan ha en negativ påvirkning på evnen til å reproducere med effekter på både sannsynligheten for yngling og kullstørrelse.

For å undersøke dette nærmere blir tørrfôret i fôrautomatene i Lierne og Saltfjellet skiftet ut med våtfôr fra Vom og Hundemat i perioden fra januar til april. Dette eksperimentet startet vinteren i 2024, så vi har foreløpig ikke grunnlag for videre analyse. Det presenteres dermed ingen resultater i resultatdelen (men se detaljer for delbestandene i **Vedlegg 1**).

2.4 Uttak av rødreiv

Uttak av rødreiv som tiltak for å bevare fjellreven rapporteres bare på delbestandsnivå (**Vedlegg 1**). Som beskrevet innledningsvis har dette tiltaket lite omfang nasjonalt. Selv om det stedvis foregår relativt intens jakt lokalt rundt flere av delbestandene for fjellrev, er det bare på Varangerhalvøya at det foregår storstilt uttak av rødreiv som tiltak for å bevare fjellreven (se også [årsrapportene fra COAT](#)).

2.5 Overvåking av fjellrevbestanden

2.5.1 Beskrivelse av hilokalitetene

Alle hilokaliteter har unike løpenummer innenfor hvert fylke. Hiet knyttes i tillegg til et fjellområde (**Figur 2**), slik at det er lett å sammenstille data for delbestandene. Hiene er nøyaktig georeferert og beskrevet i henhold til kategoriserte egenskaper som sikrer en entydig beskrivelse uavhengig av personlige tolkninger (terrengtype, type hi og størrelse, beskrivelse av adkomst til hiet, beskrivelse av hiet inklusive geologi, vegetasjon, jordsmonn, eksponering og helningsretning, avstand til vannkilde m.m.). Tilstanden beskrives for å kunne følge utviklingen i bruk av hiet, eventuelt hvordan hi forfaller dersom de ikke er i bruk.

Registrerte hi kategoriseres i henhold til opprinnelse (hvilken art som etablerte hilokaliteten: rødreiv eller fjellrev) og funksjon – primærhi (ynglehi) eller sekundærhi (ikke ynglehi). Sekundærhi er hi som ikke brukes til yngling, men hi som er gode nok til å være et fast oppholdssted/skjul som benyttes av hele familiegruppa mens valpene ennå er avhengige av de voksne for å skaffe mat. Sekundærhiene er som oftest mindre hi, med noen få innganger, ofte knyttet til stein og ur. De fleste av hiene som er registrert i Rovbase er primærhi.

2.5.2 Kontroll av kjente hilokaliteter

Kontroll av fjellrevhi har to registreringsperioder; vinter (01.03–15.05) og sommer (20.06–15.08), men enkelte kontroller gjennomføres også utenfor dette tidsvinduet, særlig der det er fôrautomater som også følges opp. Denne rapporten bygger på data samlet inn fra 01.10.2023 til 31.09.2024.

Aktivitet og yngling

Ved kontroll registreres aktivitet ved hiet basert på observasjoner av rev (valper og voksne), funn av spor og sportegn, samt byttedyrrester. Feltpersonell skal konkludere *om hiet er i bruk* (ingen aktivitet, aktivt hi – lite brukt, aktivt hi – mye brukt), om mulig *hvilken art* (fjellrev eller rødreiv) som bruker hiet, og *om det er yngling i hiet* (dokumentert yngling, antatt yngling, usikker yngling eller ingen yngling). Fjellrevkull skal fortrinnsvis dokumenteres med bilder av valper. Sportegn som tyder på yngling skal fotograferes dersom yngling ikke kan dokumenteres med bilder av valp(er). Kontroller rapporteres fortløpende av naturoppsynet under det aktuelle hiet i Rovbase, også kontroller der det ikke er funnet aktivitet (null-kontroller). Det gjennomføres ikke en fullstendig kartlegging av rødreiv i høyfjellet, så merk at registrert aktivitet av rødreiv er minimumsestimater,

registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene. Se instruksen og Tovmo mfl. (2016) for detaljer tilknyttet vurderingene og valg av de ulike kategoriene for aktivitet og yngling.

Eventuelle observasjoner av doble kull (altså to ynglinger i ett hi) kan bare rapporteres i markedsfeltene til lokaliteten i Rovbase. Merk da at doble kull ikke vil framkomme ved søk i Rovbase. Doble kull er i hovedsak oppdaget gjennom DNA-analyser knyttet til merking av valper i regi av Avlsprogrammet. Per i dag er doble kull kun dokumentert i årene 2011–2017, seks kull (ett i Indre Troms i 2011, to i Snøhetta i 2014, to i Knutshø i 2014 og ett i Snøhetta i 2017).

2.5.3 Tilfeldige observasjoner av fjellrev

Meldinger fra publikum

SNO, NINA og Miljødirektoratet mottar årlig flere tilfeldige meldinger fra publikum om observasjoner av fjellrev og funn av fjellrevhi. Flere ganger har slike meldinger gitt grunnlag for dokumentasjon av ynglinger og nyregistrering av hi vi ikke kjente fra før. Utvandring til nye fjellområder blir som regel først rapportert av publikum, for så å bli kontrollert av oppsynet dersom dette fortsatt er mulig. Tilfeldige observasjoner av fjellrev/antatt fjellrev rapporteres fortløpende under «Rovviltobservasjoner» i Rovbase.

Observasjoner av fjellrev på viltkamera

Noen steder er det montert viltkamera på fjellrevhi. Viltkamera kan bidra til å dokumentere ynglinger, f.eks. der det er usikker yngling eller der oppsynet ikke har anledning til å være en lengre tid ved hiet.

Observasjoner av fjellrev på viltkamera montert på fôrautomater eller åteblokker knytta til tiltak- og forskningsprosjektene på fjellrev, rapporteres ikke under rovviltobservasjoner i Rovbase. De brukes imidlertid til å støtte oppunder vurderinger rundt etablering og yngling der annen dokumentasjon mangler. Fjellrever som blir satt ut gjennom Avlsprogrammet merkes med øremerker. Detaljer rundt gjenfunn av øremerkede individer gjennom bruk av viltkamera rapporteres heller ikke i Rovbase, men går direkte inn i fjellrevdatabasen hos NINA (fjellrev merket på hi eller satt ut i Norge) eventuelt til Stockholms universitet (fjellrev merket på hi i Sverige). Vi rapporterer her bare noen få tilfeller av gjenfunn, som antyder hvordan de ulike delbestandene er knyttet sammen. Det totale bildematerialet gjennomgås med langt større tidsforsinkelse enn grunnlagsdataene i overvåkingsprogrammet.

2.5.4 Funn av døde fjellrever

Funn av døde fjellrever rapporteres til SNO som registrerer det i Rovbase. Døde fjellrever sendes inn til NINA/Veterinærinstituttet for obduksjon. Det tas da ut et prøvesett som inngår i ulike undersøkelser (demografi, diett, miljøgiftbelastning m.m.).

2.5.5 Innsamling og bruk av DNA-materiale

DNA-materialet har gjennom årene blitt helt sentralt i overvåkingsprogrammet. Individbasert overvåking gjennom innsamling av DNA-prøvemateriale (ekskremitter, hår eller vev av døde dyr (valper og voksne)), samlet inn ved hikontroller eller oppfølging av fôrautomater, har pågått siden 2008. Med bakgrunn i DNA-materialet begynte vi i 2019 å beregne bestandsstørrelse basert på fangst-gjenfangst av individer, og i 2023 presenterte vi for første gang estimer på genetisk effektiv bestandsstørrelse som sier noe om hvor utsatt de ulike delbestandene er for inn-avl. I år inneholder rapporten også analyser som gir uttrykk for genetisk variasjon og konnektivitet (som uttrykker grad av genflyt mellom delbestandene).

Selve analysene av DNA-materialet gjennomføres ved NINAGEN.

2.6 Dataanalyse

Denne rapporten inneholder stort sett enkle framstillinger av dataene, uttrykt på kart eller/og som opptellinger i tabeller eller figurer. Tyngre dataanalyser beskrives mer nøyaktig i kapitlene under.

2.6.1 Kullstørrelse og endring i kullstørrelse

Under arbeidet med rapporten “Økologisk tilstand for Trøndelag” (Jepsen mfl. 2022), fant man at det var en konsistent nedgang i kullstørrelse i alle fjellrevbestandene i Trøndelag. “Endring i kullstørrelse” er i økologisk tilstand definert som en indikator for endring i biodiversitet. Nedgang i kullstørrelse indikerer etter denne tolkingen en degradert økologisk tilstand (se indikator A20 i Jepsen mfl. 2022). Fra 2022 rapporteres denne parameteren også under overvåkingsprogrammet for fjellrev for de ti delbestandene som har mer enn fem år med ynglinger (**Vedlegg 1**). Vi har i utregningen brukt samme metodikk som i Jepsen mfl. (2022), som i korte trekk gjør bruk av minste kvadraters metode for å ta hensyn til korrelasjon mellom gjennomsnittlig årlig kullstørrelse per delbestand. For hver delbestand rapporterer vi trendlinjens stigningstall (beta) samt hvor mye av variasjonen i gjennomsnittlig kullstørrelse som forklares av den enkelte delbestandsmodell (R^2).

2.6.2 Lab-analyse av DNA-materiale og individbestemmelse

DNA-materiale blir isolert med en halvautomatisk ekstraksjonsrobot (Maxwell, KingFisher Apex System) sammen med isoleringskitet DNeasy PowerSoil. Prøvene blir så art-, individ- og kjønnsbestemt basert på SNP-genotyping på en Biomark™ X9 System plattform (Standard BioTools™) med en nyutviklet SNP-chip bestående av 96 genetiske markører (egne upubliserte data). Disse markørene gir hver av prøvene en DNA-profil som er unik for hvert enkelt individ i bestanden. Resultatet fra alle analyserte prøver er lagt inn i Rovbase. Status på prøver som av ressurshever ikke er analysert er også angitt i Rovbase. Gjenfunn av individer gir over tid verdifull informasjon om både overlevelse og forflytning av individer.

2.6.3 Identifisering av farmrev

Med utgangspunkt i et referansebibliotek med 38 farmrever, testet vi samtlige rever som var identifisert fra vinterens DNA-innsamling for farmrevinnblanding. Vi brukte analyseprogrammene Genetix (Belkhir m.fl. 2001) der individenes relative slektenskap visualiseres i en clustringsanalyse, og Structure (Pritchard mfl. 2000) der revene testes for farmrevopphav eller -innblanding.

2.6.4 Bestandsmodell og beregning av effektiv bestandsstørrelse

Bestandsestimatene har tidligere vært basert på en enkel opptelling av antall dokumenterte kull multiplisert med to (altså foreldrepåret) og/eller antall unike individer registrert gjennom DNA. Dette er konservative minimumsestimater. I 2019 utviklet vi en bestandsmodell som tar utgangspunkt i alle de unike individene identifisert gjennom DNA siden oppstarten av den individbaserte overvåkingen i 2008 (se Ulvund mfl. 2019 for detaljer). Gjenfunn av individene over år brukes til å beregne bestandsstørrelsen gjennom en lukket fangst-gjenfangst modell uten inn- og utvandring (Otis mfl. 1978, Lukacs og Burnham 2005). Det forekommer noe utveksling mellom norske og svenske delbestander (Hasselgren mfl. 2018, Hemphill mfl. 2020), men det er foreløpig ikke grunnlag for å ta hensyn til det i modellen. Modellen ansees også å være robust for noen grad av inn- og utvandring (Kendall 1999). Modelleringen gjøres i programpakken RMark, et grensesnitt mot Program MARK v9.0 (White & Burnham 1999), i programvaren R. Basert på historikken til individene, korrigert for ufullstendig oppdagbarhet, estimerer vi bestandsstørrelse de enkelte år. For å flette ut effektene av smånagerdynamikken, presenteres dataene som flytende 3-års gjennomsnitt. Bestandsestimatene presenteres for hver fjellrevregion og samlet for Norge.

I en isolert bestand er tap av genetisk variasjon og økning i innavl direkte koblet til effektiv bestandsstørrelse (N_e). N_e defineres som antall individer i en bestand som bidrar med avkom til fremtidige generasjoner. $N_e = 50$ er forventet å gi 1% tap av genetisk variasjon og 1% økning i

innavlsnivået per generasjon. Sånn sett kan N_e være en god indikator på genetisk tilstand i en delbestand. Stor variasjon mellom ynglende rever i antall valper som rekrutteres inn i bestanden, gir redusert N_e i forhold til antall ynglende individer. N_e kan beregnes fra demografiske eller genetiske data.

For beregning av N_e i de enkelte delbestandene har vi valgt å bruke en metode som baserer seg på koblingsulikevekt mellom genvarianter; dvs. om to genvarianter opptrer oftere eller sjeldnere sammen enn forventet fra forekomsten (allelfrekvensen) av disse genvariantene i bestanden. Simuleringer viser at denne metodiske tilnærmingen fungerer godt for delbestander i en metapopulasjon (se f.eks. Waples & Do 2010, Waples and England 2011, Gilbert & Whitlock 2015), og antas derfor å være egnet for den skandinaviske fjellrevbestanden.

I estimeringen av N_e over tid, bruker vi data fra suksessive treårsintervaller (samme tidsintervall som for bestandsestimatene) og justerer dataene slik at hvert enkelt individ kun forekommer én gang gjennom tidsserien. Det er førstegangs observasjon av de enkelte revene som gjelder, slik at individer som opptrer i flere tidsintervaller fjernes fra senere tidsintervaller. På denne måten vil dataene reflektere påfølgende fjellrevgenerasjoner, der vi kan følge utviklingen i N_e gjennom generasjonene. Dette grepet er nytt av året slik at årets N_e -estimerer kan avvike noe fra tallene som ble presentert i fjorårets rapport, der enkeltrever kunne forekomme i flere påfølgende tidsintervaller (Ulvund mfl. 2023).

På sikt ønsker vi også å estimere N_e i hele metapopulasjonen, og et FOU-arbeid der vi evaluerer egnede metoder til dette formålet er under utarbeidelse (Flagstad mfl. in prep).

2.6.5 Genetisk variasjon og konnektivitet mellom fjellområder og regioner

En tidsserie med gjennomsnittlig heterozygositet (gjennomsnittlig andel SNP'er med genetisk variasjon) ble brukt for å måle eventuelle endringer i genetisk variasjon over tid. For å adressere konnektivitet estimerte vi F_{ST} , et mål på genetisk differensiering (genetisk ulikhet), mellom delbestander og regioner (Goudet 2005). F_{ST} måles på en skala fra 0 til 1, hvor 0 representerer fravær av genetisk differensiering mellom populasjonene, og 1 representerer komplett differensiering, altså at populasjonene er genetisk helt ulike. Genetisk struktur kan også presenteres grafisk på individnivå fra en clustringsanalyse (Principal komponentanalyse; PCA), som ble gjennomført for hele tidsserien med analyseverktøyet PLINK 1.9 (Chang mfl. 2015). En slik clustringsanalyse søker å fange opp så mye som mulig av variasjonen som skal forklares, som vanligvis er mangedimensjonal, i to eller tre dimensjoner. På denne måten kan den genetiske strukturen visualiseres i et grafisk plot som viser relativt slektskap mellom individer, bestander og/eller regioner.

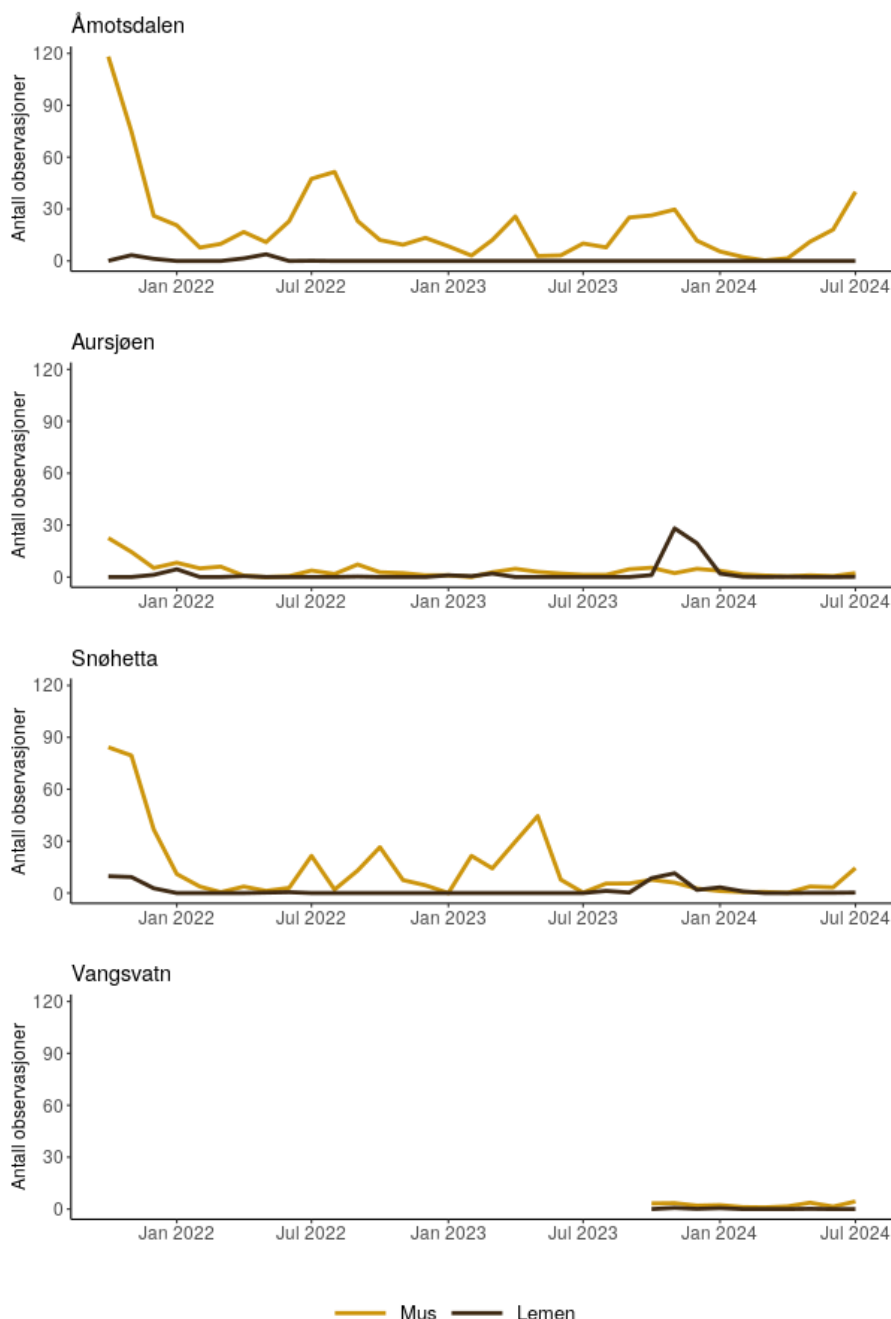
For en mer detaljert analyse av konnektivitet (genflyt mellom fjellområder) brukte vi en bayesisk tilnærming, implementert i programmet BayesAss (Wilson & Rannala 2003). Siden flere av de norske fjellrevbestandene har opphav i Avlsprogrammet, der avlsrevene igjen har opphav i alle de ulike delbestandene, er det vanskelig å angi absolutte migrasjonsrater mellom delbestandene. Derimot gir disse analysene rom for en grov tolkning av konnektivitets-mønstre. For hver av delbestandene oppsummerer vi kort om immigrasjonsraten har endret seg over tid og hvilke bestander som eventuelt har bidratt med genflyt til de enkelte delbestandene (se **Vedlegg 1**).

Annen relevant informasjon

Deler av resultatene som framkommer i denne rapporten tolkes i sammenheng med forekomst av smågnagere som har svært stor innvirkning på fjellrevens reproduksjon og overlevelse, bruk av førautomater m.m. (se f.eks. Landa mfl. 2022). Forventet smågnagerfase påfølgende år er også sentralt for de anbefalinger vi kommer med f.eks. når det gjelder utsetting av årets fjellrevvalper fra Avlsprogrammet.

Det ligger utenfor fjellrevprosjektenes oppdrag å selv samle inn data om smågnagerforekomster, med unntak av utvidet overvåking knyttet til eksperimentet med opphør av støtteføring i Snøhetta (se **kap. 2.3.3**), der det er satt opp åtte kameratuneller for overvåking av småpattedyr (etter

samme metodikk som det nasjonale overvåkingsprogrammet (Kleiven mfl. 2022), se **Figur 5** under). Vi henter ellers inn informasjon om lokale smågnagerforekomster fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for smågnagere i fjell ([Smågnager-overvåking - miljodirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no)), finansiert av Miljødirektoratet. NINA har også oppsatte kameratuneller der TOV-programmet tidligere gjennomførte overvåking av smågnagere (se f.eks. Framstad 2021), avgrenset til de lokalitetene som ligger nært fjell (Møsvatn, Finse, Åmotsdalen og Viermadalen). I tillegg intervjuer vi naturoppsynet om status for smågnagere der lokale data mangler. Smågnagerfase innværende år og forventet fase neste år, samt kilde til informasjon framkommer per delbestand i **Vedlegg 1**.



Figur 5. Antall observasjoner av uspesifisert mus (gul linje) og lemmen (svart linje) i kamerafellene per måned. De fire kameralokalitetene ligger innenfor det geografiske området som definerer delbestanden Snøhetta. Åmotsdalen og Snøhetta dekker den østlige delen av fjellområdet, mens Aursjøen og Vangsvatn dekker den vestlige.

2.7 Datalagring

Data fra overvåkingsprogrammet, dvs. hibeskrivelse og hikontroller, samt individ- og kjønnsbestemmelse fra DNA-analysene, er lagret i Rovbase (Miljødirektoratets e-infrastruktur for rovviltinformasjon; <https://rovbase30.no>). Dataene er skjermet for innsyn da fjellreven vurderes å være sensitiv for forstyrrelser. Data kan imidlertid gjøres tilgjengelig for alle som har behov for det i tilknytning til forvaltning og forskning på fjellrev i Norge. Miljødirektoratet regulerer tilgangen til bruk av disse dataene. Forekomst av fjellrev i Norge finnes også tilgjengelig i portalen [Sensitive Artsdata \(miljodirektoratet.no\)](https://artsdata.miljodirektoratet.no), her som forekomst i 8 x 8 km raster.

Andre data som samles inn gjennom fjellrevprosjektene i NINA lagres på NINA sine servere. Fremfor alt lagres data i *Fjellrevdatabasen*, som er en SQL-database. **Tabell 1** gir en oversikt over data som er samlet inn, hvor lenge vi har samlet inn slike data og hvor de er lagret. *Fjellrevdatabasen* er helt sentralt for oppsett av statistiske analyser. *Fjellrevdatabasen* er satt sammen av mange ulike tabeller, som favner avlsdyrene i avlsstasjonen (plassering, flytting, håndtering, prøveuttak, biometri, fôring, hendelser, osv.) og informasjon om alle unike individer (både utsatte fjellrever og individer identifisert fra DNA og registrert gjennom overvåkingsprogrammet). Relevant informasjon om individene inkluderer geografisk lokalitet, tilhørende DNA-prøver, og kjent slektsskap til andre rever.

Kontroll av fôrautomater rapporteres som tidligere beskrevet i eget web-skjema (Fôrlogg) som er koblet opp mot *Fjellrevdatabasen*. Dette gir sikker lagring og god struktur på data, og samtidig innsyn og bedre brukervennlighet for feltpersonell som gjennomfører kontrollene. Fra nettsiden kan man laste ned data for utvalgte fôrautomater eller områder som Excel-filer. For å få tilgang til Fôrloggen må man registreres hos NINA for å få brukernavn og passord. Oppfølging av fôrautomatene ligger også i *Fjellrevdatabasen*. Kontrolldato, mengde fôr påfylt, antall bilder på kamera m.m. lagres i egne tabeller.

Foreløpig ligger viltkameradata utenfor *Fjellrevdatabasen*, med unntak av gjenfunn basert på øremerker. Alle rådata (bilder) ligger lagret i mapper på NINA sine servere, organisert etter fjellområde og lokalitet. Ved analyse av bildene trekker vi ut et standard sett av data som følger med selve bildet (metadata), for så å analysere hvert enkelt bilde manuelt til art, antall individer av hver art, fjellrev med øremerker m.m. Programvare for automatisk bildeanalyse er under utvikling. Resultatene av bildeanalysene er foreløpig lagret på Excel-format, men vil relativt snart bli lagt i en databasestruktur slik at vi enkelt kan gjøre uttrekk av data på områder, år eller sesong. Per september 2024 hadde NINA over 17 millioner bilder fra viltkamera plassert på hi, fôrautomater og åteblokker (avskjær av rein fra reinslakteri), og 3 millioner bilder fra avlsstasjonen der det er plassert kamera ved og i hiene, ved fôrskasser, samt flere overvåkingskamera.

Tabell 1. Oversikt over ulike typer data som samles inn under fjellrevprosjektene, varighet og hvordan disse finnes lagret på NINA.

Data	Beskrivelse	Tidsrom	Lagring
Identifiserte individer	Hvert unike individ med opphav i Avlsprogrammet (AF-rever) eller unike rever identifisert fra DNA	2000–dd. (Avlsprogrammet fra 2000, DNA fra 2008/2009)	Fjellrevdatabasen (intern lukket database)
Data knyttet til individer	Alle kjente hendelser og data tilknyttet individet (håndtering, observasjoner, biometri, prøvetaking, yngling, gjenfunn på DNA, Bio-mark osv.)	2001–dd.	Fjellrevdatabasen (intern lukket database) (Noe eldre data i perm)
Lokalitetsinformasjon	Alle relevante lokaliteter (hi, fôrautomater, utstyr) alle gjenfunn av individer med UTM (DNA, observasjoner, VHF, Trovan/Bio-mark, fangst, yngling osv.)	2006–dd.	Fjellrevdatabasen (intern lukket database) Rovbase Forlogg
Kameradata	Viltkameradata fra fôrautomater, åteblokk og på utvalgte hilokaliteter (n = 20 millioner bilder)	2011*–dd.	Bilder i mappestruktur, analyserte data i Excel-filer
Fôrlogg	Lokaliteter fôrautomater, utstyr, kontroll og påfylling av fôrautomater, kort rapport om funn på kamera	2011–dd.	Fjellrevdatabasen (intern lukket database)
DNA-analyser	Rådata	2008–dd.	Intern NINA-server (excel-filer)
	Bearbeidede genotyper	2008–dd.	Intern NINA-server (excel-filer)

3 Resultater

3.1 Avlsprogrammet

3.1.1 Utsetting av fjellrev

Utsetting av fjellrev fra Avlsprogrammet 2024

Høsten 2023 hadde Avlsprogrammet fem fjellrever til utsetting. Disse ble satt ut på Hardangervidda vinteren 2024 (**Figur 6**), med bakgrunn i at overvåkingsprogrammet i fjor dokumenterte svært lav effektiv bestandsstørrelse i denne delbestanden (Ulvund mfl. 2023), samtidig som at smågnagersituasjonen ble vurdert som relativt lovende, som er viktig for overlevelsen til utsatte valper (Landa mfl. 2022). Selv om det ble satt ut få rever, kan tilskudd av ubeslektede rever inn i den etablerte bestanden, bidra til økt effektiv bestandsstørrelse og dermed redusere faren for innavl.

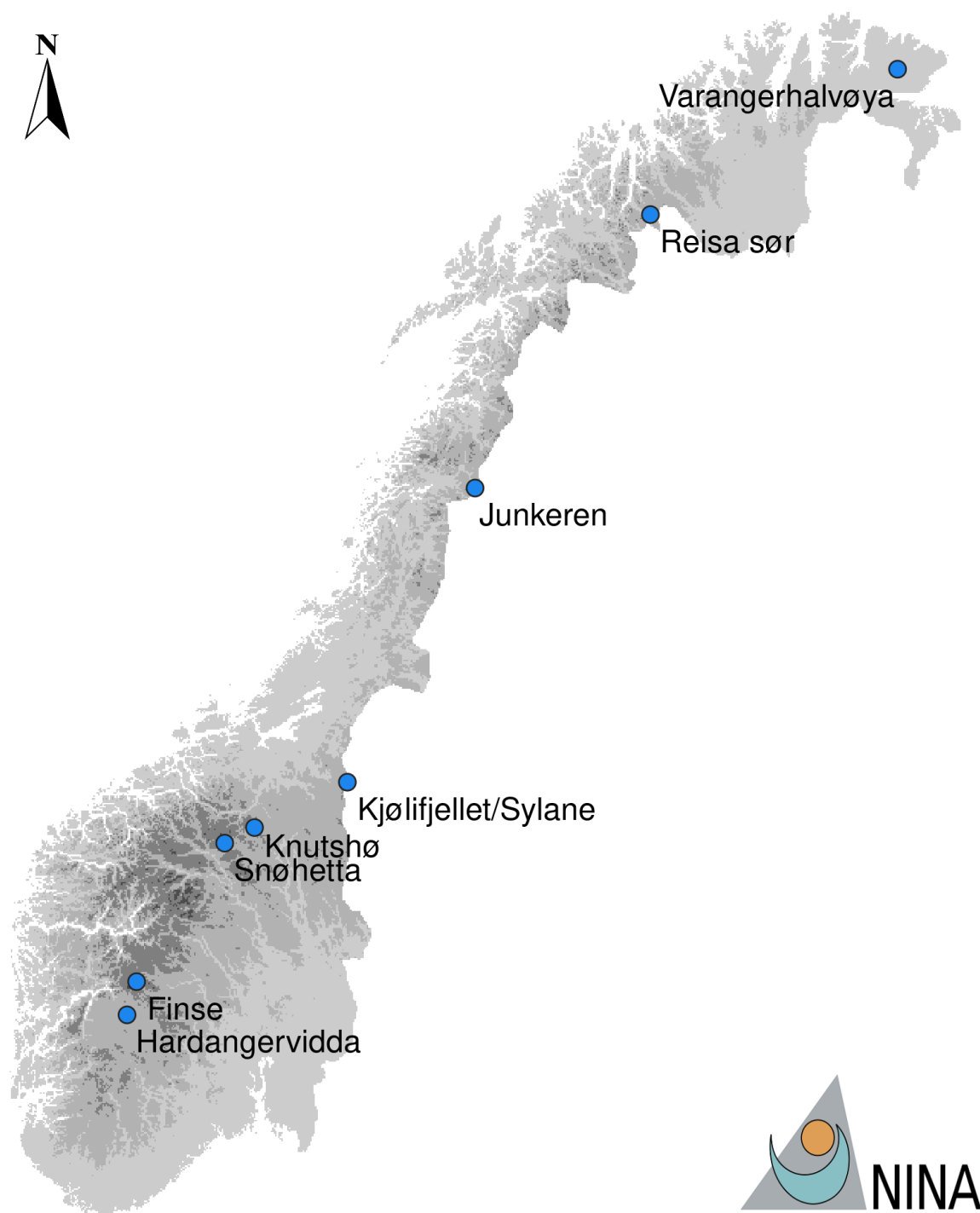


Figur 6. Utsetting av fjellrever fra Avlsprogrammet på Hardangervidda i 2024. Foto: Craig Jackson, NINA

Utsetting av fjellrev fra Avlsprogrammet 2006–2024

Siden de to første fjellrevene ble satt ut i Saltfjellet i 2006 har Avlsprogrammet satt ut i alt 465 fjellrever i ulike fjellområder. Det er så langt satt ut fjellrever på hi på Varangerhalvøya, Reisa Sør, Saltfjellet, Junkeren, Snøhetta, Knutshø, Kjølifjellet-Sylane, Finse og Hardangervidda (**Figur 7, Tabell 2**).

Fjellrevene som ble født i avlsstasjonen 2024 blir ikke satt ut før vinteren 2025. Det er ikke endelig bestemt hvor disse revene skal settes ut.



Figur 7. Kartet viser de ulike fjellområdene der det er satt ut fjellrev i perioden 2008–2024. I 2006 ble det også satt ut 2 fjellrever på Saltfjellet.

Tabell 2. Antall fjellrevvalper satt ut fra Avlsprogrammet i ulike fjellområder i perioden 2008–2023, inkludert fjellrever født i Langedrag familiepark (2008–2010). Rever som er født i avlsstasjonen, men som har rømt og senere er funnet igjen f.eks. fra DNA-prøve, observasjon eller Biomark chip-avlesning, er tatt med i det totale antallet utsatte rever. Merk at utsettingsåret for valper refererer til året de ble født, selv om de er satt ut på vinteren året etter.

Fjellområde	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	Totalt
Hardangervidda						30	16	23	18	17	19					5	128
Finse		16	27	14	14												71
Snøhetta*	16	18	24	1		1				1				1			62
Knutshø	4			14													18
Kjølifjellet-Sylane	5																5
Junkeren	5	4	20	12		7	8	5									61
Reisa sør													12	24			36
Varangerhalvøya										27	26	14					67
Totalt	30	38	71	41	14	38	24	28	18	45	45	14	12	25	0	5	448

*Merk at det i tillegg ble satt ut 2 valper i Saltfjellet i 2006 og 15 valper i Snøhetta i 2007.

3.1.2 Drift av Avlsstasjonen

Sommeren 2024 var det åtte avlspar på avlsstasjonen. Av de 16 individene var ni viltfødt og sju rekruttert fra egen avl. De viltfangede revene hadde opphav fra Varangerhalvøya, Indre Troms, Saltfjellet, Kjølifjellet-Sylane og Snøhetta.

Produksjon i avlsstasjonen sommeren 2024

Etter to år med utfordringer som førte til lav produksjon på avlsstasjonen, ble det født 34 valper sommeren 2024 (**Tabell 3**). Med bare åtte avlspar er produksjonen sårbar for tilfeldigheter som kan redusere antallet valper som kan settes ut. I mars 2024, rett før paringstid, ble avlshannen i hegn 8 drept av en kongeørn. Tispa i hegn 3 var drektig, men valpene overlevde ikke (ukjent årsak). Tispa i hegn 6 ble ikke drektig. Paret i hegn 5 fikk frem bare to valper; det ble senere påvist antistoffer mot parvovirus hos både de to voksne og de to valpene i hegnet (se «Sykdomsutbrudd på avlsstasjonen» under), noe som sannsynligvis forklarer den lave kullstørrelsen. Til tross for at det kun ble fem kull, bidro store kullstørrelser til et solid antall valper totalt.

Tabell 3. Avlspar og valper født i avlsstasjonen i 2024.

Hegn	Tispe	Hann	Valper født
1	AF5800	AF0522	8
2	AF5881	AF5884	10
3	AF5882	AF0530	0
4	AF5883	AF0544	8
5	AF5880	AF0618	2
6	AF5879	AF0592	0
7	AF5866	AF0482	6
8	AF5877	AF0622*	0
Totalt			34

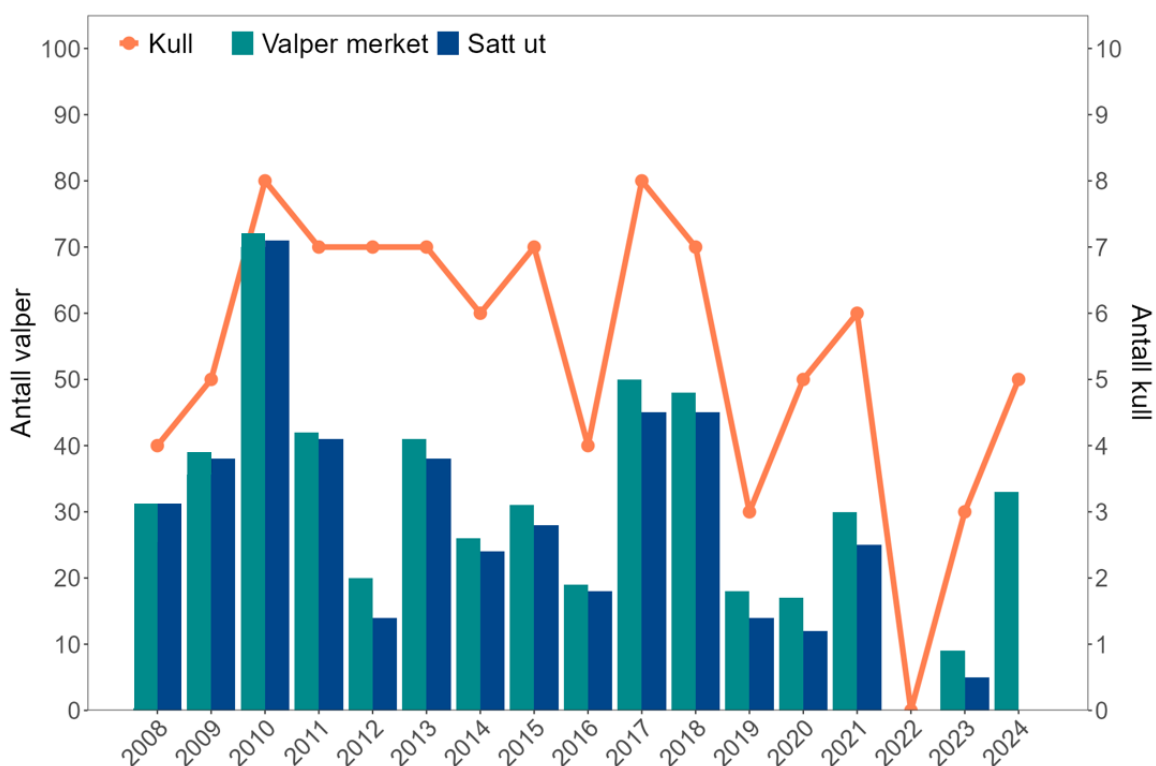
* AF0622 ble drept av kongeørn rett før paringssesongen.

Produksjon i avlsstasjonen 2008–2024

Antall valper som fødes i avlsstasjonen på Sæterfjellet varierer fra år til år (**Figur 8**). Variasjonen i antall valper født på stasjonen er i hovedsak et resultat av antall par i stasjonen, alderssammensetning og utskifting av avlsdyr. Fjellrevene som benyttes som avlsdyr i avlsstasjonen er hentet inn fra kull født i det fri og fra kull født i avlsstasjonen. For å unngå tilvenning til fangenskap og sikre tilstrekkelig genetisk variasjon som er representativ for den fennoskandiske bestanden, har det vært nødvendig å hente inn flere viltfødte avlsdyr i stedet for bare å rekruttere fra rever

født i avlsstasjonen. Ulempen med dette er at viltfødte rever ikke gjør det like bra det første året i stasjonen sammenlignet med rever født på avlsstasjonen, noe som påvirker den totale produksjonen av valper. Noen par-kombinasjoner ser ut til å fungere dårligere enn andre, som også kan medføre at det ikke blir født valper. I slike tilfeller blir paret splittet opp etter to år, og hvert dyr får da en ny partner. På denne måten kan vi utelukke om det var fysiologiske feil med et av dyrene som forhindret yngling. Predasjon av fjellrever fra kongeørn har flere ganger ført til tap av avlsdyr og dermed ingen kull (se egen omtale under). Forstyrrelser fra rødrev og ville fjellrever som oppholder seg rundt og tett på avlsstasjonen viser seg også å kunne forstyrre revene, dette til tross for at de er på den andre siden av gjerdet.

Hvorvidt valper dør i perioden fra fødsel til 8–10 ukers alder er også påvirket av vær og snøforhold, tispas alder, samt andre ukjente faktorer. Store snømengder som smelter i samme tidsrom som valpene blir født, kan gjøre det vanskelig for foreldrene å holde valpene tørre og varme. Ettersom avlsstasjonen kun har plass til åtte par vil hvert par som ikke får fram valper redusere antallet rever til utsetting betraktelig. En betydelig innsats må derfor legges ned for å sikre at forholdene ved avlsstasjonen er så gode som mulig. Tiltak mot predasjon fra kongeørn, forebygging av sykdom og videre utbedring av kunstige hi for å sikre tørre og gode forhold i hiene vil være spesielt viktig framover.



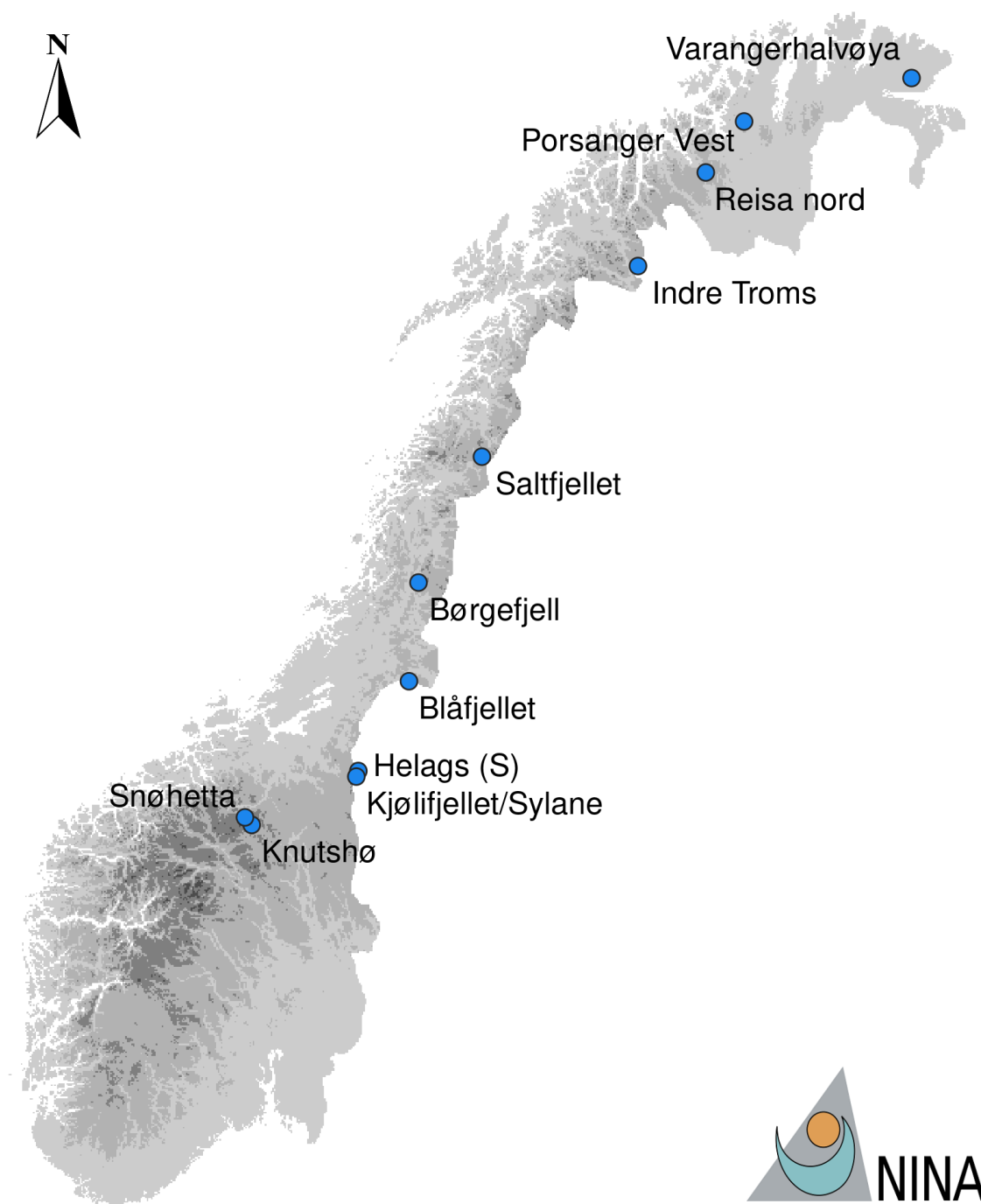
Figur 8. Antall fjellrevkull født i avlsstasjonen (høyre akse), antall valper merket i avlsstasjonen (venstre akse) og antall valper satt ut (venstre akse) i perioden 2008–2024.

Nye avlsdyr i 2024

To nye avlsdyr ble tatt inn i avlsstasjonen ved inngangen til 2024. En valp ble rekruttert fra ett av kullene som ble født på avlsstasjonen i 2023, mens en viltfanget hann ankom avlsstasjonen i desember 2023 fra Varangerhalvøya.

Avlsdyr 2008–2024

I perioden 2008–2024 har i alt 66 fjellrever stått i avlsstasjonen som avlsdyr. Av disse er 38 hentet inn fra ulike fjellområder (**Figur 9**), mens 28 er født på avlsstasjonen.



Figur 9. Geografisk oversikt over fjellområder der det er hentet inn fjellrevvalper til Avlsprogrammet i perioden 2008-2024.

Tap av rever i avlsstasjonen

Kongeørn

I januar og mars 2024 ble to rever (en hannvalp i hegn 1 og en avlshann i hegn 8) tatt av kongeørn. Predasjon fra kongeørn har vært en betydelig utfordring spesielt i vintermånedene, fra desember til mars. Tapet av en valp reduserer antallet rever som kan settes ut, mens tapet av et voksent avlsdyr får konsekvenser for produksjonen av valper. Dette ble tydelig i år, med tapet av avlshannen i hegn 8, noe som resulterte i at paret ikke produserte valper. I løpet av de siste fire årene har ulike tiltak blitt iverksatt for å redusere risikoen for predasjon (Jackson mfl. 2023), og nye tiltak vurderes og gjennomføres fortløpende.

Sykdomsutbrudd på avlsstasjonen

Et utbrudd av smittsom leverbetennelse tok livet av fire fjellrevvalper på avlsstasjonen høsten 2024. Tre døde valper ble oppdaget 30. og 31. august 2024 i hegn 2. De tre valpene ble tatt med til Oppdal dyreklinikk for undersøkelse. Valpene hadde ingen åpenbare tegn til sykdom (som f.eks. diare, utslett el. lign.). Kadavrene ble derfor sendt videre til Veterinærinstituttet mandag 2. september 2024 for nekropsi og prøveuttak.

Ettersom dette var en ukjent og dødelig sykdom ble det bestemt at resten av kullet i hegn 2, som opprinnelig bestod av 10 valper, skulle fanges inn og flyttes til en midlertidig oppstillingsplass for å begrense smittefare. En av valpene lot seg ikke fange og ble igjen i hegnet sammen med foreldrene. Ved undersøkelse hadde to av de innfangede valpene symptomer (slim fra nese, tett nese) og fikk derfor injeksjon med antibiotika. De andre valpene så tilsynelatende friske ut og ble derfor ikke medisineret. På torsdag 5. september ble en av valpene som ikke fikk antibiotika funnet død i hikassen. Valpen var aktiv og viste ingen tegn til sykdom kvelden før. De to valpene som hadde vist symptomer og fikk antibiotika var ikke blitt sykere. Det ble derfor besluttet å behandle alle valpene med antibiotika. Selv om det på dette tidspunktet var mistanke om at sykdommen skyldes et virus, ble antibiotika tatt i bruk for å bekjempe sekundære infeksjoner som ofte kan føre til dødsfall.

En uke etter at den første valpen døde ble det påvist smittsom leverbetennelse hos valpene. Virus er veldig smittomt og smitter via munn og nese samt ved kontaminering av miljø. Unge, uvaksinerte dyr er veldig mottakelige. Blodprøver viste antistoffer hos alle revene som ble testet fra hegn 2. For å avdekke eventuell smitte til andre hegn ble rever fra fire andre innhegninger også testet. Det ble ikke påvist antistoffer eller aktivt virus i noen av de andre innhegningene. Utbruddet var derfor begrenset til hegn 2. Smittekilden er fortsatt ukjent. I enkelte rødvrevbestander i Norge, og i enkelte år, hadde opptil 80% av de testede rødvrevene antistoffer mot smittsom leverbetennelse (Tryland mfl. 2018). På Svalbard har studier vist at ca. 40% av fjellrevbestanden har antistoffer mot sykdommen (med variasjon fra år til år (Tryland mfl. 2018)). Det er ukjent hvor stor utbredelsen til sykdommen er, og omfanget av eksponeringen av fjellrev på fastlands-Norge. Det er uvisst om sykdommen er vanlig hos rødvrev og/eller fjellrevbestanden i Snøhetta og rundt avlsstasjonen, men dette vurderes som den mest sannsynlige smittekilden. Et overraskende bifunn ved serologiske undersøkelser var at vi fant antistoff hos enkelte individ også mot en annen infeksjonssykdom, nemlig parvovirus. På bakgrunn av disse funnene planlegges det vaksinasjon av avlsparene og etter hvert også valpene mot smittsom leverbetennelse, parvovirus og valpesyke, som er tre sykdommer som kan føre til høy dødelighet blant valper.

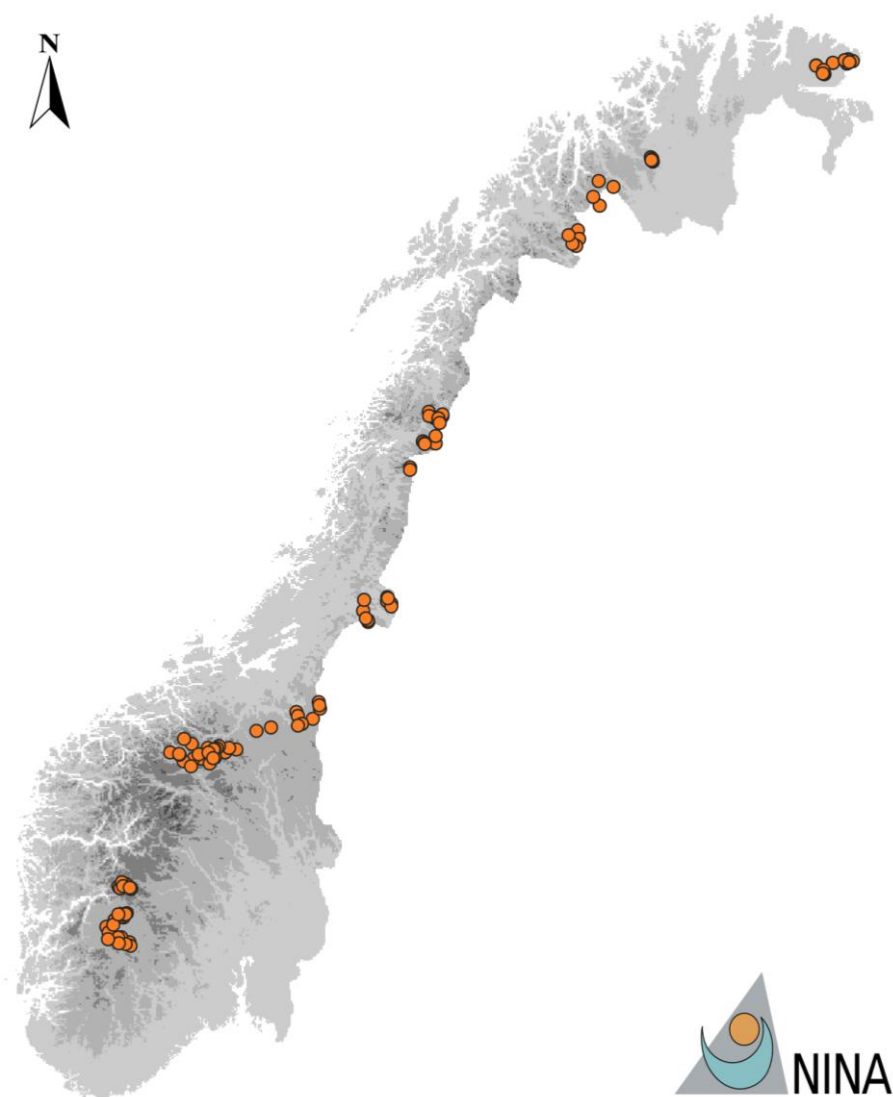
3.2 Tiltak – Støttefôring

3.2.1 Omfang av støttefôring

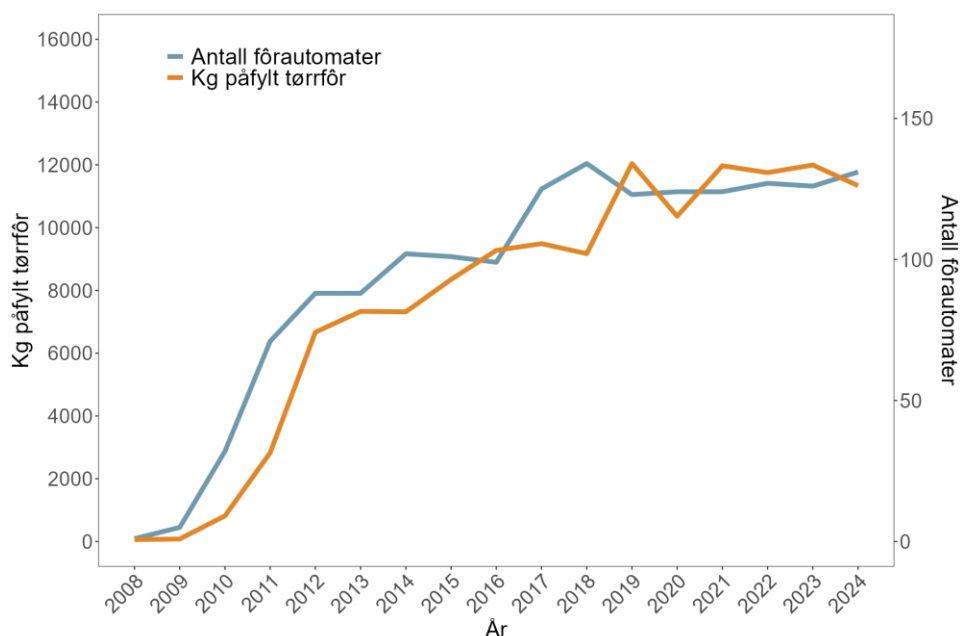
Det er totalt 131 fôrautomater i drift i Norge i 2024 (se **Tabell 4, Figur 10**). **Tabell 4** og **Figur 11** viser at det var en rask økning i antall fôrautomater fram til 2011/2012, knyttet både til oppstarten av Avlsprogrammet med utsetting av rev fra og med 2006 og Interregprosjektene Felles Fjellrev I og II som pågikk fra 2011–2019. En ny markert økning sees i 2017/2018 da tiltakene kom i gang for fullt i «Nord», med de første utsettingene på Varangerhalvøya, seinere også i Reisa Sør, samt etablering av støttefôring i flere små delbestander i regi av Interregprosjektet Felles fjellrev Nord.

Medgått fôr per år følger naturlig nok økningen i antall fôrautomater (**Figur 11**). Data aggregert på dette nivået viser imidlertid ikke hvordan mengde fôr påfylt varierer fra år til år avhengig av smågnagerfase, men se innledende tekst om støttefôring som tiltak og referanser til relevante vitenskapelige arbeider på effekter av støttefôring. Detaljerte data, ned til fôrforbruk på den enkelte fôrautomat rapporteres imidlertid årlig til SNO som drifter fôrautomatene i praksis, dette for å påse at støttefôringen gjennomføres etter instruks og som grunnlag for justeringer i utførelsen av tiltaket, f.eks. behov for tettere oppfølging, økning i antall fôrautomater, eventuelt flytting eller nedstenging.

Det er relativt store variasjoner i mengde fôr som fylles på i fôrautomatene i de ulike områdene (**Tabell 4** og **5**), noe som trolig henger tett sammen med antall fjellrever i områdene. Mengde fôr som fylles på varierer også fra år til år og kunne forventes å variere i takt med smågnagerfasene. Det er likevel samlet sett lite variasjon i mengde fôr som fylles på fôrautomatene i år med ulik smågnagertetthet (**Figur 12**). Chipmerkede fjellrever i Snøhetta brukte som forventet fôrautomatene mindre i år med mye smågnagere (Thierry mfl. 2020). At det likevel ikke er større forskjeller i fôrforbruk mellom smågnagerfasene kan trolig skyldes at det er relativt sett mange flere rever som bruker fôrautomatene pga. høyere produksjon av valper i år med mye smågnagere, selv om fôrforbruket per rev trolig er lavere. Det er altså ingenting som tyder på at en kan gå mye ned på mengde tilført fôr i år med mye gnagere.



Figur 10. Kartet viser geografisk fordeling av fôrautomater for fjellrev per 2024.



Figur 11. Antall aktive fôrautomater (blå linje, høyre akse) og mengde fôr påfylt (oransje linje, venstre akse) per år samlet for Norge i perioden 2008–2024.

Tabell 4. Oversikt over antall fôrautomater som er, og har vært i drift, i de ulike fjellområdene i Norge.

Fjellområde/år	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Hardangervidda					4	4	15	14	14	14	17	19	18	19	19	19	19
Finse		4	11	19	21	20	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21
Reinheimen																	2
Snøhetta*,**	6	6	18	26	25	25	26	27	27	26	27	16	16	12	13	23	12
Knutshø	1	1	1	3	6	5	6	6	6	6	6	5	3	3	3	3	3
Forollhogna					2	2	2	1	2	2	3	3	2	2	2	2	2
Skardsfjella			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Kjølifjellet-Sylane	1	1	1	7	8	9	9	9	8	8	8	8	7	7	7	7	7
Blåfjella-Hestkjølen-Skjækerfjella				6	9	10	10	10	10	12	11	11	10	10	10	10	10
Artfjellet										2	2	2	2	2	2	2	2
Junkeren	1	1	4	6	6	6	6	6	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Saltfjellet*	1	3	3	3	6	6	6	6	6	9	9	10	10	10	10	10	10
Indre Troms										5	5	5	5	5	5	5	5
Reisa sør														4	4	4	4
Reisa nord										5	5	5	5	5	5	5	5
Varangerhalvøya										7	10	13	18	18	20	20	20
Totalt	7	13	38	71	88	88	102	101	103	126	133	127	126	127	130	140	131

*Merk at det i noen fjellområder også var fôrautomater før 2008. **Merk at det i Snøhetta er en midlertidig reduksjon i antall fôrautomater knyttet til eksperimenter med opphør av støtteføring i halve studieområdet (tidsperiode markert med grå skrift i tabellen).

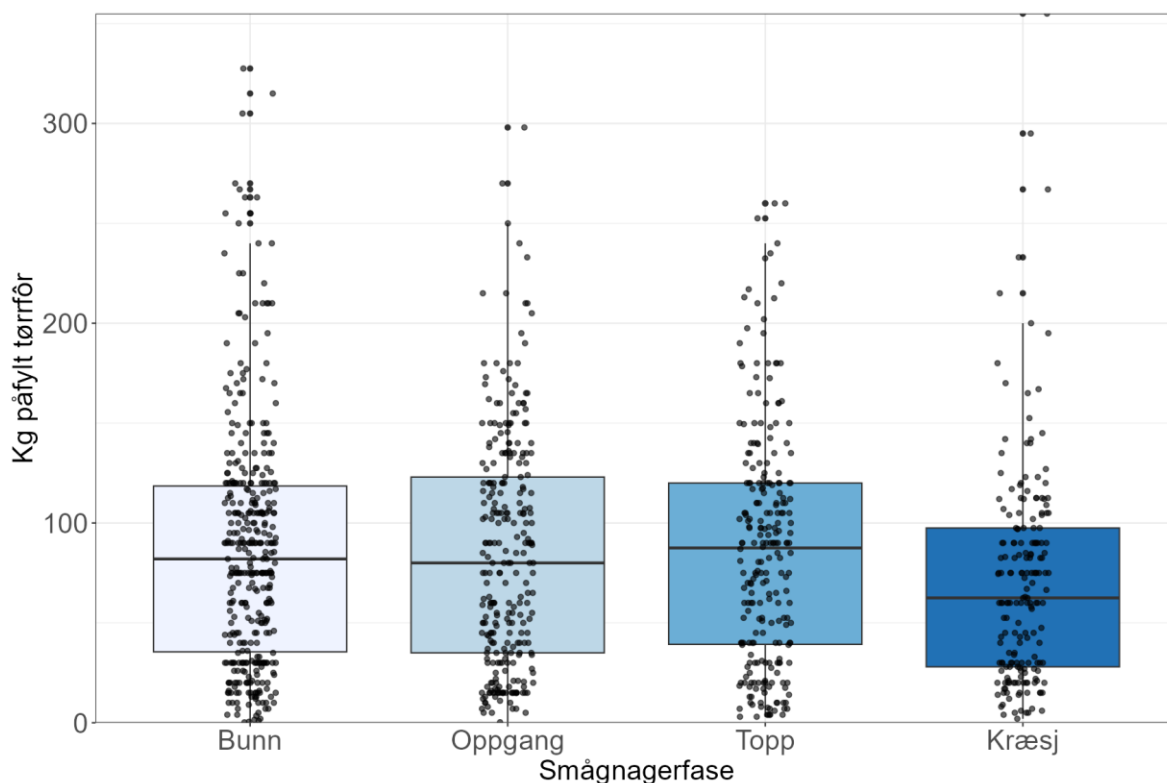
Tabell 5. Oversikt over totalt antall kg. tørrfôr som er fylt på fôrautomatene i de ulike fjellområdene i Norge per år. Tall over tusen er rundet av til nærmeste tusen og forkortet med k.

Fjellområde/ år	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Hardangervidda					53	122	414	425	741	835	348	1k	872	1k	1k	1k	1k
Finse				518	451	787	657	1k	1k	1k	1k	2k	2k	2k	2k	1k	1k
Reinheimen																	65
Snøhetta*,**			637	1k	3k	3k	3k	3k	2k	2k	2k	1k	1k	1k	1k	1k	654
Knutshø				80	503	285	431	383	270	450	210	170	200	68	27	20	22
Forollhogna					40	100	0	15	195	45	58	21	5	32	11	5	2
Skardsfjella				0	180	136	190	260	328	215	220	271	270	127	260	225	185
Kjølifjellet-Sylane				216	993	1k	890	942	1k	703	975	1k	1k	1k	989	1k	1k
Blåfjella/Hestkjølen/ Skjækerfjella				220	568	879	599	965	790	892	830	845	773	869	908	824	624
Artfjellet										75	150	180	240	195	315	315	225
Junkeren				70	50	250	245	173	483	683	684	825	321	503	452	591	394
Saltfjellet*	60	80	180	128	662	850	830	880	1k	1k	1k	1k	1k	1k	1k	1k	2k
Indre Troms										75	135	185	197	268	358	383	431
Reisa sør														105	52	60	57
Reisa nord										7	14	100	133	107	134	66	307
Varangerhalvøya										13	186	662	1k	2k	2k	2k	2k
Totalt	60	80	817	3k	6k	7k	7k	8k	9k	9k	9k	11k	10k	11k	11k	11k	11k

*Merk at det i noen fjellområder også var fôrautomater før 2008. **Merk at det i Snøhetta er en midlertidig reduksjon i antall fôrautomater og mengde fôr påfylt knyttet til eksperimentet med opphør av støttefôring i halve studieområdet (tidsperiode markert med grå skrift i tabellen).



Blå fjellrev med munnen full av lemen på Finse, sommeren 2024. Foto: SNO, Viltkamera

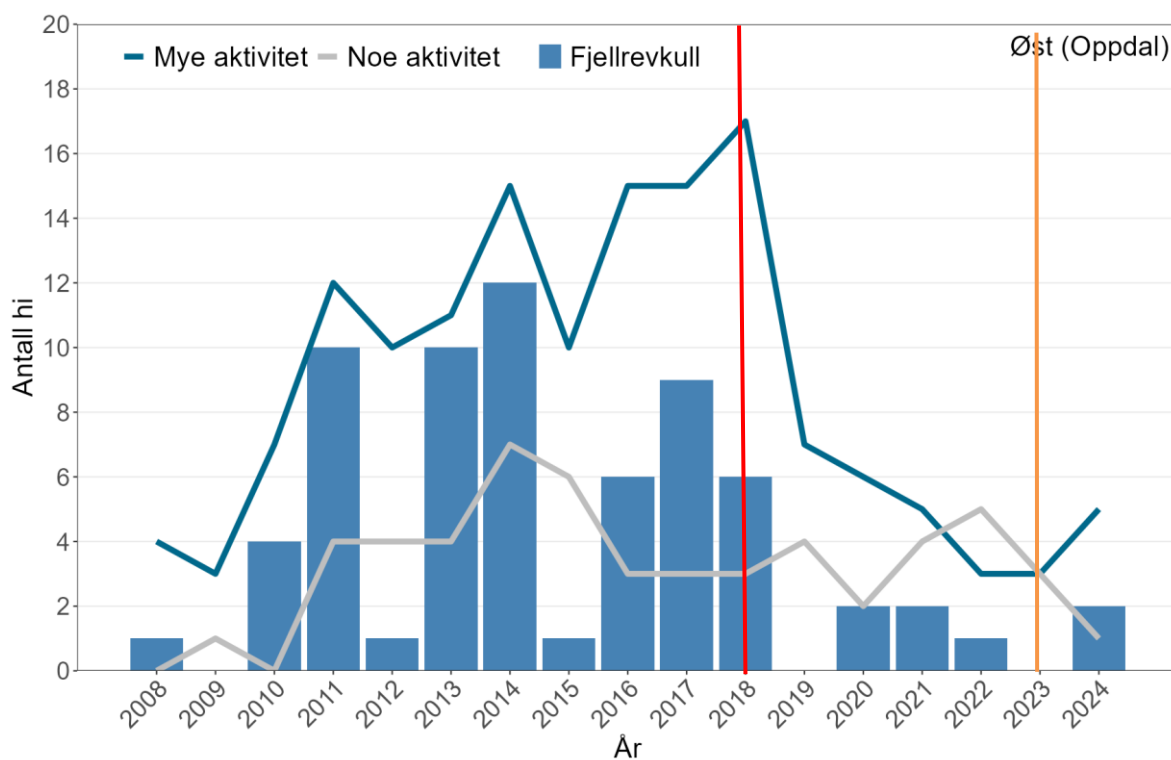
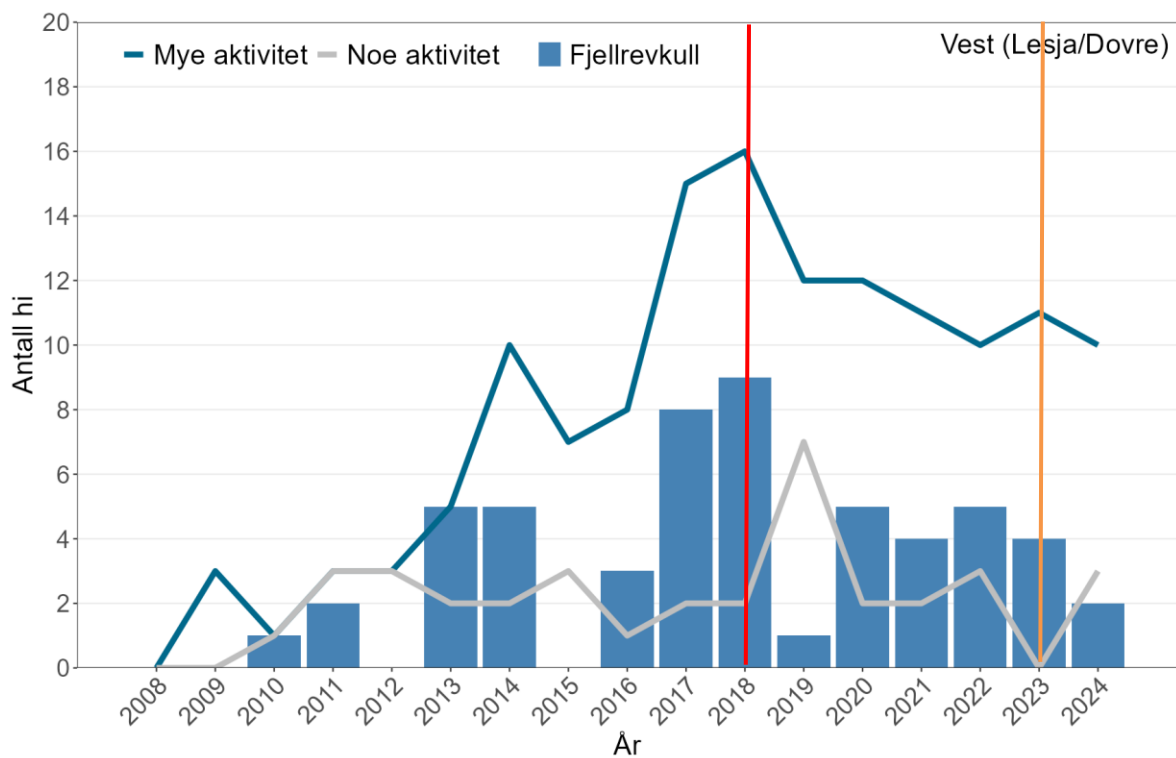


Figur 12. Mengde påfylt tørrfôr per fôrautomat per år i ulike smågnagerfaser i perioden 2008–2024. Hver boks viser hvor de midterste 50 % av observasjonene forekommer. Utstikkerne viser hvilket område man finner de 25 % laveste og 25 % høyeste verdiene. Medianen er markert med en svart strek. I tillegg er antall kg. påfylt per fôrautomat per år vist som prikker.

3.2.2 Eksperimentet – opphør av støttefôring i Snøhetta

Støttefôringen ble midlertidig avsluttet i østre del av Snøhetta-bestanden (avgrenset til Oppdal kommune) gjennom 2018. Denne delen av bestanden var uten støttefôring i fire år (2019–2022), før eksperimentet ble snudd høsten 2023; fôrautomatene i den vestre delen av bestanden (avgrenset til Lesja og Dovre) ble tømt og fôrautomatene på østsiden ble fylt opp med tørrfôr.

Det har vært en markert nedgang i antall hi med aktivitet og en nær 60 % reduksjon i antall ynglinger sammenliknet med forrige fire-års periode (2015–2018) i den østlige delen av bestanden i perioden uten støttefôring (**Figur 13**). Det er imidlertid også noe nedgang i antall hi med aktivitet av fjellrev i den delen av bestanden som har hatt støttefôring, samt en nær 40 % reduksjon i antall ynglinger (**Figur 13**). Dette kan tyde på at det pågår andre endringer, uavhengig av eksperimentet, som påvirker aktiviteten av fjellrev i hele bestanden. Det siste året med høye tettheter av smågnagere var i 2017, etter det har det vært relativt lav tetthet av smågnagere med svært liten forekomst av lemen gjennom hele perioden til og med denne sommeren (Framstad 2021, se også **Figur 5**). Det er som overvåkingsdataene viser en markert nedgang i kullstørrelsen i dette fjellområdet (**Vedlegg 1, Figur V12**) og bestandsstørrelsen har sunket med 25 % etter 2018 (**Vedlegg 1, Figur V11**), som både kan henge sammen med strukturelle endringer i smågnagersamfunnet (mindre lemen), men også det faktum at bestanden har få grunnleggere (foundere) som har resultert i høye innavlskoeffisienter (se Arntsen mfl. *in prep* for utdyping av forholdene i bestanden). Eksperimentet fortsetter, og resultatene vil analyseres grundig så snart eksperimentet er avsluttet. Denne delen av resultatene kommenteres derfor ikke ytterligere i diskusjonen.



Figur 13. Antall hi med henholdsvis noe aktivitet, mye aktivitet og ynglinger fordelt på vestsiden (Lesja/Dovre, øverst) og østsiden (Oppdal, nederst), før og etter oppstart av eksperimentet med opphør av støttefôring. Rød linje markerer starten på føreksperimentet når førautomatene i Oppdal ble tømt i løpet av 2018. Høsten 2023 ble eksperimentet snudd; førautomatene i Lesja og Dovre ble tømt, mens førautomatene i Oppdal ble påfylt tørrfôr (markert med oransje linje).

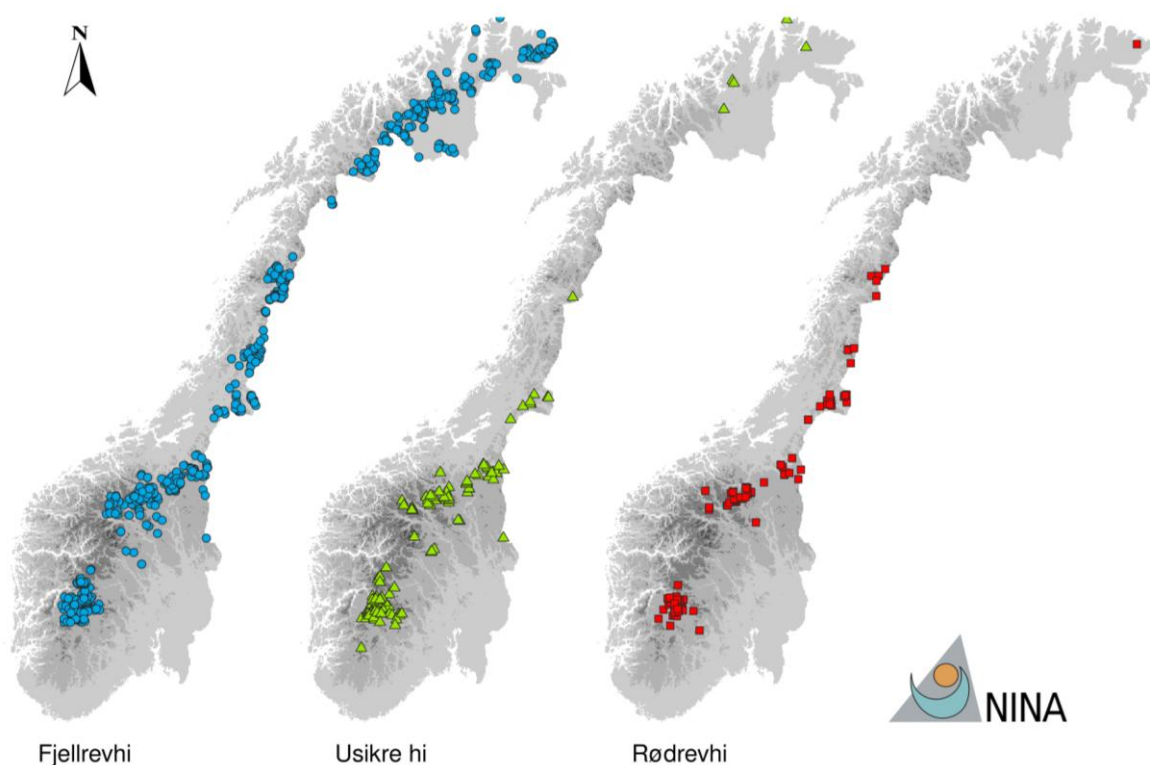
3.3 Overvåking av fjellrevbestanden 2024

3.3.1 Beskrivelse av hilokaliteter

Det er per i dag opplysninger om 942 hi i Rovbase (**Figur 14, Tabell 6**). I 2024 ble det registrert fire nye hilokaliteter der alle har opprinnelse fjellrev og er bekreftet å være primærhi (potensielt ynglehø). Ett hi ble funnet på Finse, ett i Reinheimen, ett i Snøhetta og ett i Kjølifjellet-Sylane. I tillegg har vi fått inn tre observasjoner som kan være hi. Disse prioriteres for kontroll neste år.

I NINAs hidatabase og i Rovbase ligger det informasjon om flere hi enn det som framkommer i rapporten. Mange av disse hiene kan ikke lenger regnes som funksjonelle og beskrives da som senile. Informasjon om eldre hi er ivaretatt som historisk dokumentasjon. Mange av hiene har også koblinger til tidligere kontroller og innsamlet prøvemateriale som gjør at de ikke kan tas ut av Rovbase permanent. Hidatabasen hos NINA inneholder også nyregistrerte rødrevhi, som ikke er lagt inn i Rovbase.

Fra 1980-tallet og framover er det registrert mange potensielle fjellrevhi. Det er et møysommelig arbeid å gjennomgå gamle registreringer og notater. Antall kjente fjellrevhi vil derfor oppdateres år for år ettersom nye hi legges til og noen hi, som viser seg å ikke være fjellrevhi, får endret opprinnelse. Antall fjellrevhi i **Tabell 6** og **Figur 14** vil derfor kunne avvike noe fra år til år. Alle kjente hi kontrolleres med jevne mellomrom for beskrivelse av hiets tilstand (minimum hvert tiende år).



Figur 14. Revehi registrert i Rovbase per 2024 ($n=942$). Hiene er systematisert i henhold til arten som opprinnelig anla hiet (fjellrev; $n=697$, eller rødrev; $n=118$). Hi med usikker opprinnelse er angitt som usikre ($n=127$). Merk at hi angitt som rødrevhi er hi oppdaget i tilknytning til fjellrevarbeidet og gir altså ikke uttrykk for reell forekomst av rødrevhi i fjellet (se også fotnote til **Tabell 6**).

Tabell 6. Oversikt over hi med fjellrev- eller rødrevopprinnelse (samt usikker opprinnelse) og type hi registrert gjennom overvåkingsprogrammet for fjellrev. Primærhi er ynglehi der valper blir født. Sekundærhi er hi som valper flyttes til.

Opprinnelse	Primærhi	Sekundærhi	Usikker*	Manglende opplysninger	SUM
Fjellrev	577	80	40		697
Rødrev ²	48	31	39		118
Usikker ³	19	16	79	13	127
SUM	644	127	158	13	942

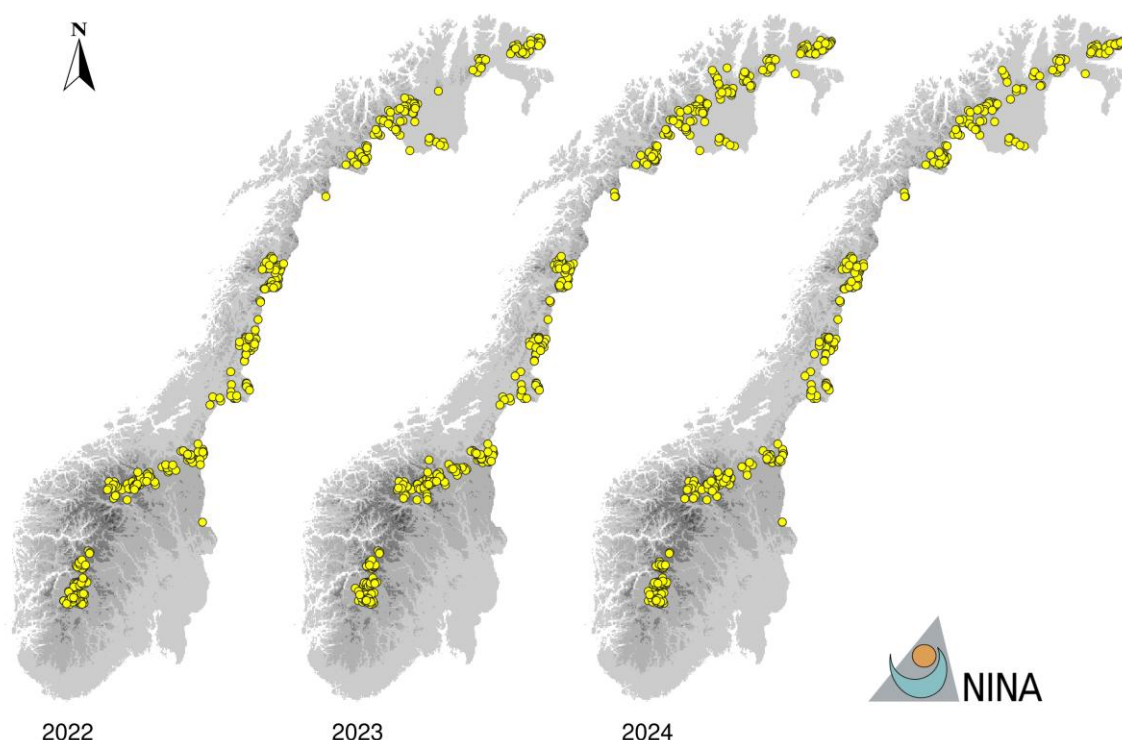
* Usikker om hiet er et primær- eller sekundærhi

** Merk at antall rødrevhi ikke gir utfyllende opplysninger om det totale antallet rødrevhi som finnes i de kartlagte fjellområdene. Dette er hi som er registrert i forbindelse med fjellrevarbeidet. Det har hittil ikke vært fokus på å kartlegge typiske rødrevhi i høyfjellet, og disse hiene er beskrevet bare i den grad de er funnet i forbindelse med søk etter fjellrevhi.

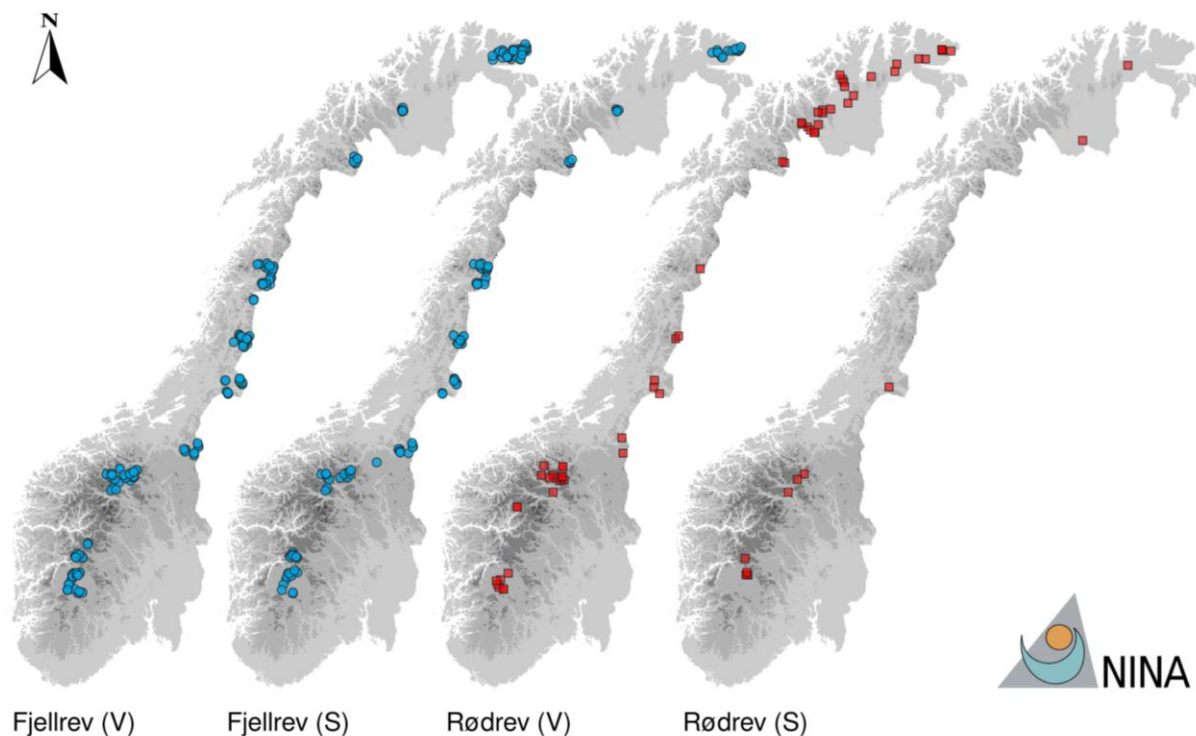
*** Usikker hvilken art som har etablert hiet.

3.3.2 Aktivitet på kontrollerte hi

I perioden 01.10.2023 til 31.09.2024 ble det utført 1160 hikontroller (**Figur 15, Tabell 7**), og totalt er 484 hi kontrollert minimum en gang. Vinterkontroller utgjør ca. 61 % av kontrollene. Ved 627 kontroller ble det ikke registrert aktivitet av fjellrev ved hiet. Merk at disse tallene refererer til kontrollene i seg selv og at mange hi har vært kontrollert flere ganger. **Figur 16** viser aktivitet av fjellrev og rødrev i hi kontrollert på vinter og sommer.



Figur 15. Geografisk fordeling av fjellrevhi kontrollert i 2022 (509), 2023 (514), og 2024 (484).

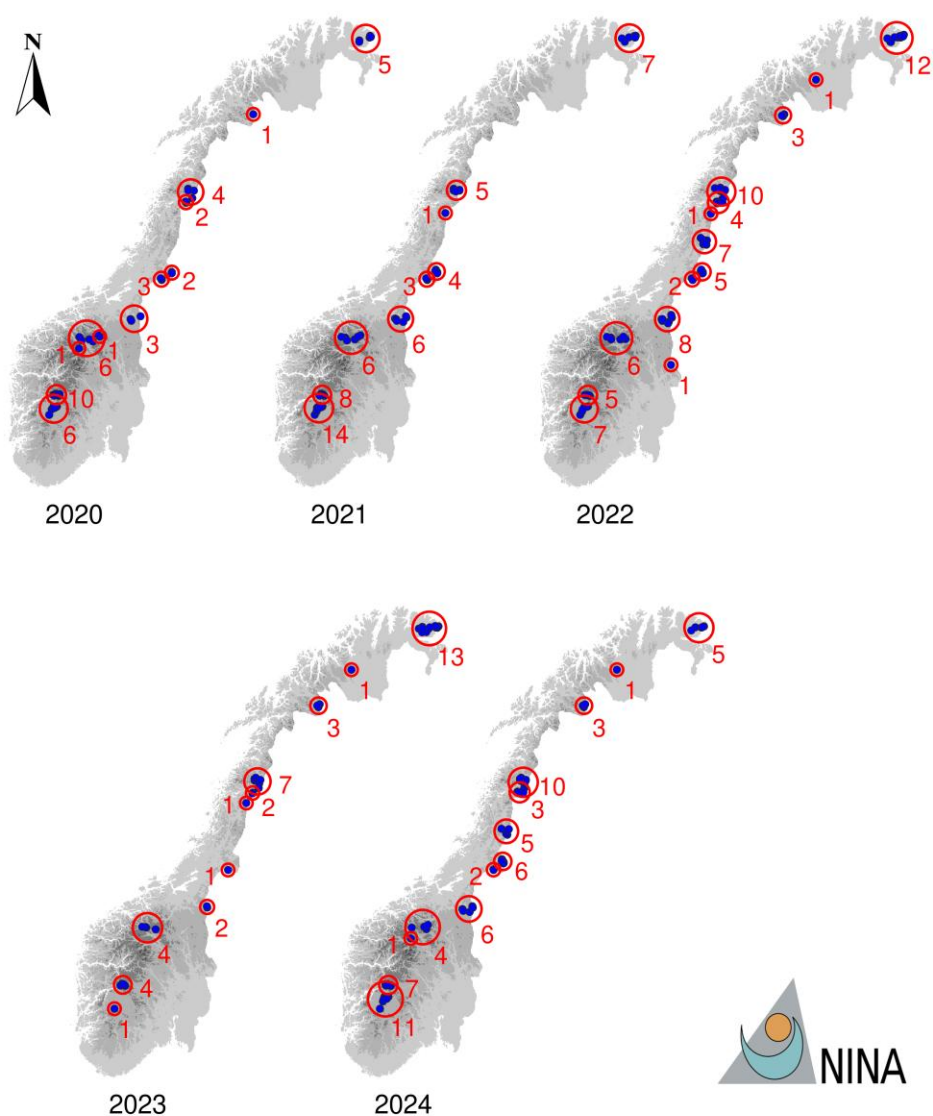


Figur 16. Kontrollerte fjellrevhi som hadde aktivitet av rev ved kontroller i kontrollåret 2024 om vinteren (1. oktober 2023–31. mai 2024), og om sommeren (1. juni–30. september 2024), samt DNA-prøver som er analysert til art i samme periode. Merk at ulike fjellområder og hi har ulik prioritet for kontroll gjennom vinteren (utenfor yngletida) og i yngletida om sommeren.

3.3.3 Registrerte ynglinger

I 2024 ble det dokumentert 64 ynglinger av fjellrev i Norge (**Tabell 7**), mens det i 2020, 2021, 2022 og 2023 ble registrert henholdsvis 44, 54, 72 og 39 ynglinger (**Figur 17**). Ynglingene i 2024 fant sted i 13 delbestander; Varangerhalvøya (5), Reisa nord (1), Indre Troms (3), Saltfjellet (10), Junkeren (3), Børgefjell (5), Hestkjølen (6), Blåfjellet (2), Kjølifjellet-Sylane (6), Snøhetta (4), Reinheimen (1), Finse (7), og Hardangervidda (11).

Data tilbake til 2008 finnes per delbestand i **Vedlegg 1**, men se også kartframstilling over antall ynglinger i Fennoskandia siste 20 år i **Vedlegg 2**. Lenke til rapporter helt tilbake til oppstarten av overvåkingsprogrammet finnes også på nettsiden til overvåkingsprogrammet for fjellrev (<https://www.nina.no/fjellrev>). For noen av delbestandene finnes det også data før 2003. Alle data er lagret i Rovbase.



Figur 17. Dokumentert og antatt yngling av fjellrev i 2020 ($n=44$), 2021 ($n=54$), 2022 ($n=72$), 2023 ($n=39$), og 2024 ($n=64$). Tallene på kartet angir antall ynglinger i de ulike delbestandene.

Tabell 7. Oppsummering av antall kjente hilokaliteter, antall hikontroller, antall hi med aktivitet og antall ynglinger i de ulike delbestandene i Norge i 2024. For aktivitet er antall hi i bruk av fjellrev markert i blått, antall hi i bruk av rødrev markert i rødt, mens svart angir antall hi der art er usikker. Tall i parentes viser hvor mange av disse hiene som hadde mye aktivitet. Valper fjellrev angir antall fjellrevvalper observert samlet for delbestanden.

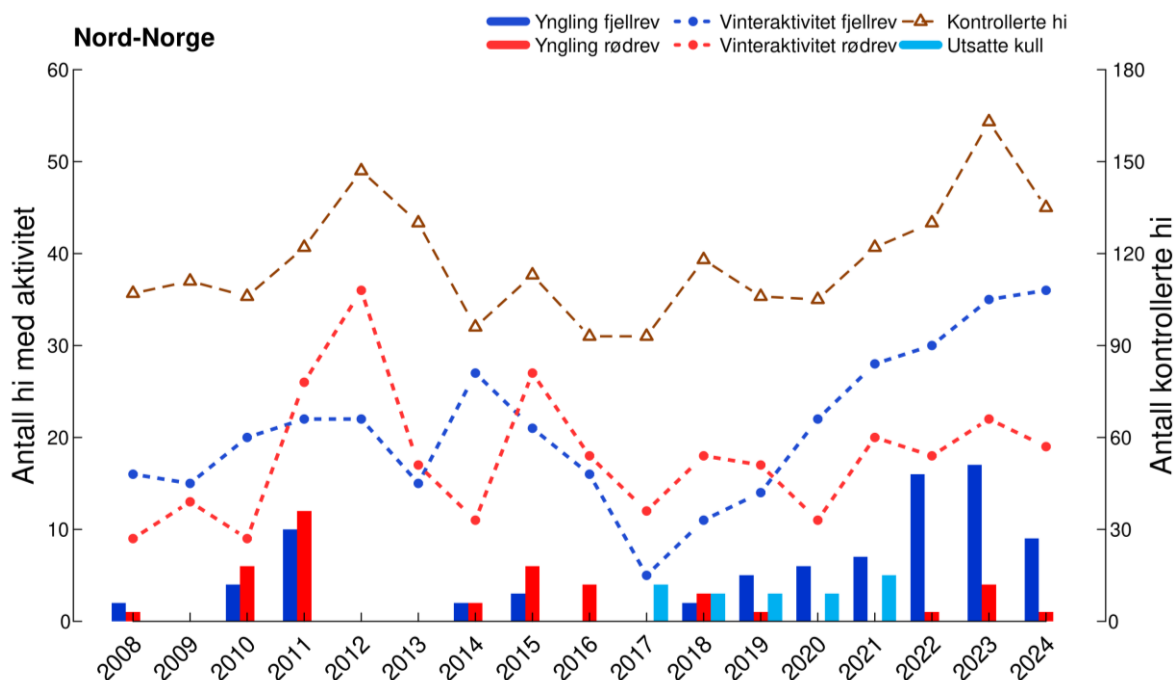
Fjellrevovervåking 2024		Hi			Kontroller		Aktivitet ved hi				Fjellrev		Rødrev
Fylke	Fjellområde	Alle	Fjellrev	Vinter	Sommer	Antall hi	Vinteraktivitet		Sommeraktivitet		Yngling	Valper	Yngling
Troms og Finnmark	Varangerhalvøya	42	41	50	20	29	24 (22)	1 (0)	16 (13)		5	12	
Troms og Finnmark	Ifjordfjellet	30	28	20	11	20		3 (1)	4 (0)	1 (1)			1
Troms og Finnmark	Anarjohka	7	7		6	6			1 (0)	1 (1)			
Troms og Finnmark	Porsanger vest	41	38	9		9		5 (0)	1 (1)				
Troms og Finnmark	Reisa nord	37	36	32	11	28	5 (5)	4 (0)	3 (2)	4 (1)	1 (0)	1	8
Troms og Finnmark	Reisa sør	20	20	36		18		6 (3)					
Troms og Finnmark	Indre Troms	27	27	32	7	21	7 (6)		1 (0)	4 (3)	3	8	
Nordland	Sitas	3	3	3	1	3			2 (0)	1 (0)			
Nordland	Saltfjellet	43	39	61	30	36	14 (10)		3 (0)	13 (10)	10	49	
Nordland	Junkeren	18	16	15	11	15	6 (4)			4 (3)	3	17	
Nordland	Artfjellet	3	3	9	5	3	2 (2)		1 (0)	1 (0)			
Nordland/Trøndelag	Børgefjell	44	40	76	29	35	16 (10)		7 (0)	9 (8)	5	34	
Trøndelag	Hestkjølen	16	9	30	24	8	7 (6)			6 (6)	6	33	
Trøndelag	Blåfjellet	27	10	28	15	9	4 (3)	2 (1)		2 (2)	1 (1)	2	10
Trøndelag	Skjækerfjellet	11	7										
Trøndelag	Kjølifjellet/Sylane	64	39	25	40	30	8 (8)	1 (0)		8 (7)	4 (3)	6	27
Trøndelag/Innlandet	Forollhogna	54	42	9	4	10			2 (1)	3 (1)			
Innlandet/Trøndelag	Knutshø	49	27	17	15	17				1 (0)			
Trøndelag/Møre og Romsdal	Trollheimen	4	3										
Trøndelag/Møre og Romsdal/Innlandet	Snøhetta	85	58	109	90	57	16 (12)	2 (0)	10 (3)	13 (11)	1 (1)	4	19
Innlandet/Møre og Romsdal	Reinheimen	19	9	7	5	7	2 (2)	1 (0)		2 (2)	1 (0)	1	3
Innlandet	Rondane	7	7	1		1							
Vestland/Viken	Finse	51	44	42	41	36	15 (9)			17 (12)	1 (1)	7	28
Vestland/Viken/Vestfold og Telemark	Hardangervidda	219	132	103	78	83	20 (18)	1 (1)		19 (16)	4 (2)	3 (1)	11
Sør Norge	div områder sør*	21	11	2		2							
Nord Norge	div områder nord*	1	1	1	20	1							
Totalt		943	697	717	443	484	146 (117)	27 (6)	34 (7)	117 (94)	11 (6)	14 (6)	64
											302		4

* Hi utenfor de spesifiserte fjellområdene i Nord-Norge og Sør-Norge.

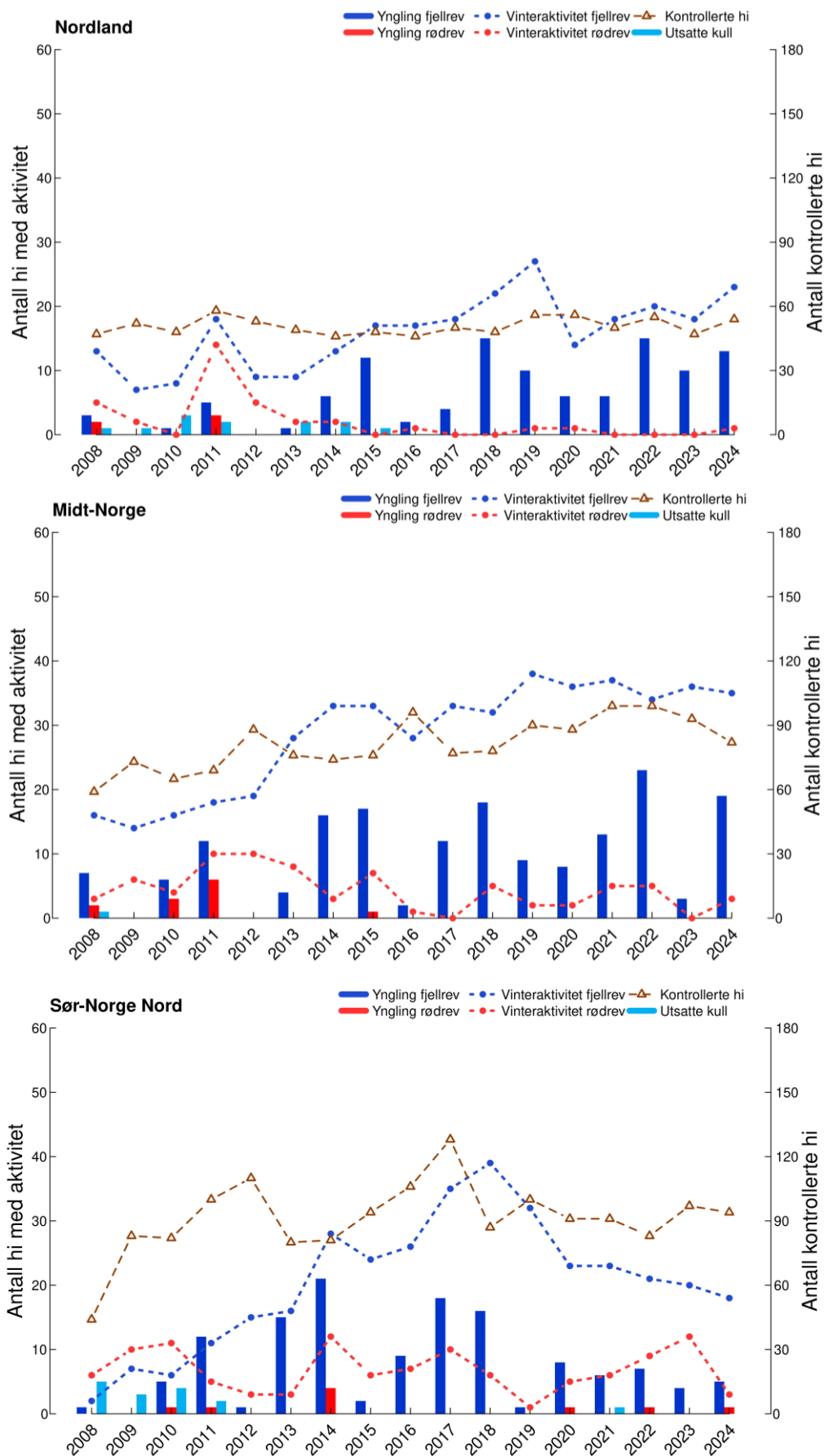
3.3.4 Oppsummering av hikontrollene 2008–2024

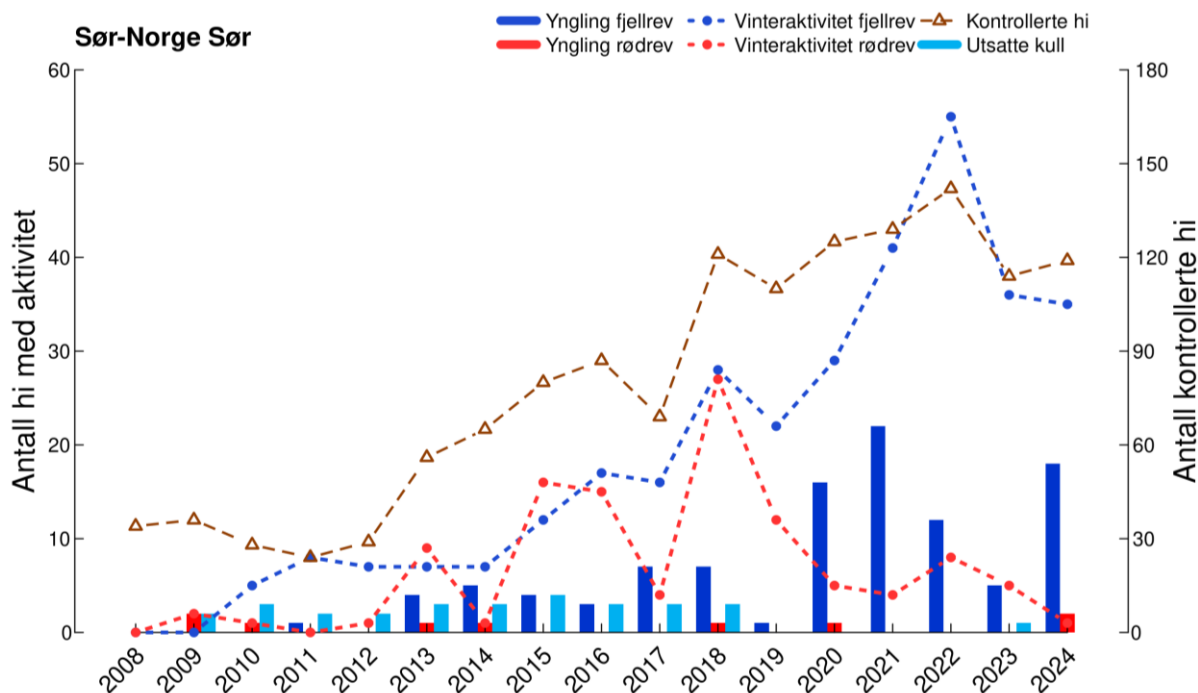
Her oppsummerer vi kort hovedresultatene fra hikontrollene gjennom de siste 17 årene (2008–2024), fordelt på fem regioner (jf. **Figur 1**).

Fjellrevbestandene i Sør-Norge var utdødd, med unntak av en liten restbestand på Finse. Det ble iverksatt utsetting og støttefôring allerede i 2006 (Sør-Norge Nord) og 2009/2010 (Sør-Norge Sør); utsettingene framkommer i **Figur 18**. I Midt-Norge og Nordland har støttefôring vært det viktigste tiltaket (men i Junkeren i Nordland er det også satt ut fjellrev over syv år (2006–2015). Støttefôringen i disse regionene ble betydelig intensivert fra 2011 gjennom Felles Fjellrev prosjektene finansiert av Interreg. I Nord-Norge kom tiltakene med støttefôring og utsetting av fjellrever fra Avlsprogrammet i gang først i 2017, mens det har pågått forsøk med uttak av rødrev på Varangerhalvøya siden 2006 (se siste [årsrapport fra COAT](#) (Ehrich mfl. 2023)).



Figur 18. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet, antall hi med aktivitet/ungling av fjellrev og rødrev, samt antall lokaliteter med utsetting av fjellrevvalper fra Avlsprogrammet (venstre akse) i Nord-Norge, Nordland, Midt-Norge, Sør-Norge Nord og Sør-Norge Sør de siste 17 årene (2008–2024). Merk at antall lokaliteter med utsetting er oppført på året valpene er født. Merk at aktivitet av rødrev bare er aktivitet registrert ved kontroll av fjellrevhi. Figuren fortsetter på de neste sidene.





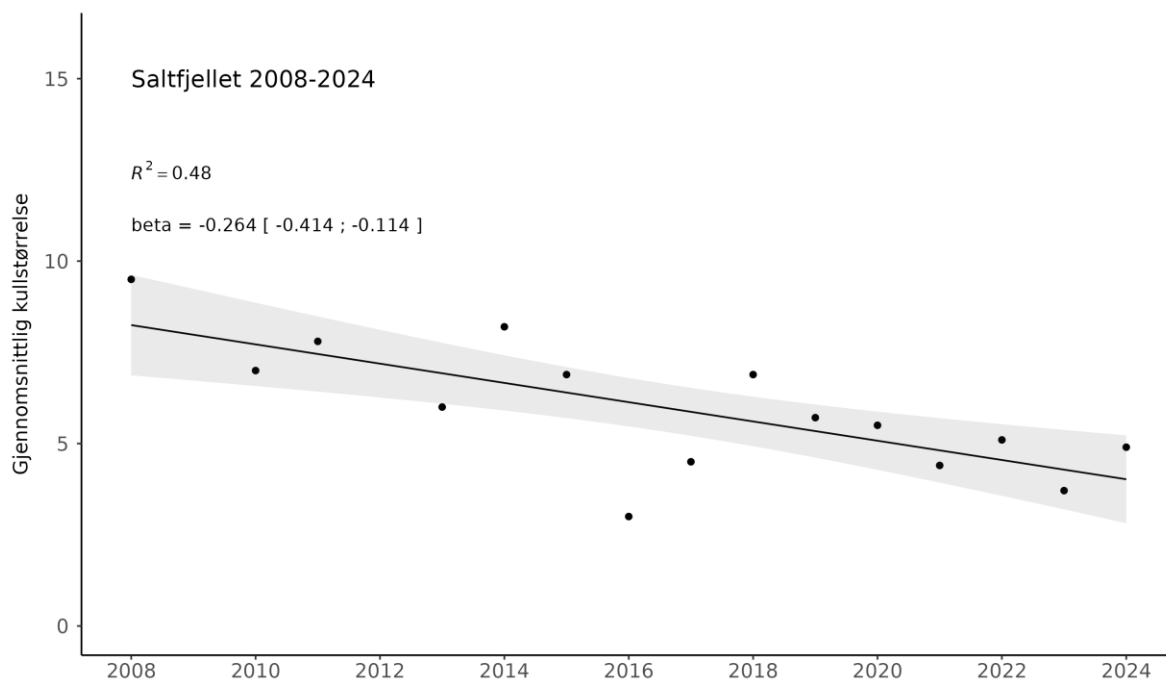
Figur 18. Forts. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet, antall hi med aktivitet/ungling av fjellrev og rødrev, samt antall lokaliteter med utsetting av fjellrevvalper fra Avlsprogrammet (venstre akse) i Nord-Norge, Nordland, Midt-Norge, Sør-Norge Nord og Sør-Norge Sør de siste 17 årene (2008–2024). Merk at antall lokaliteter med utsetting er oppført på året valpene er født. Merk at aktivitet av rødrev bare er aktivitet registrert ved kontroll av fjellrevhi. Figuren fortsetter på de foregående sidene.

Som det framkommer av **Figur 18**, økte aktiviteten av fjellrev og antall ynglinger i de tre midtre regionene fram til ca. 2014. I Midt-Norge og Nordland kan det se ut til at aktivitet/ynglinger stabiliserer seg etter det, mens den går noe tilbake i Sør-Norge Nord fra 2018. I Sør-Norge Sør skjøt reproduksjonen fart først fra 2020, til tross for utsetting over en 10-årsperiode (2008–2018). Regionen har hatt betydelig bestandsvekst og økning i antall hi med aktivitet. I Nord-Norge (Troms og Finnmark) har fjellrevbestandene i den første perioden fram til 2017 vært i jevn tilbakegang, med stadig færre ynglinger dokumentert, men over den siste 5-års perioden er det jevnt økende aktivitet ved hiene og flere ynglinger enn noen gang registrert i denne regionen.

Detaljene for hver delbestand, med tilsvarende figursammenstilling finnes i **Vedlegg 1**. Vedlegget inneholder også figurframstilling av antall registrerte individer per delbestand, gjenfangstrate, bestandsestimat og estimert effektiv bestandsstørrelse (N_e), samt en oversikt over iverksatte tiltak, og en kort oversikt over smånagersituasjonen inneværende år, med antagelser for neste år.

3.3.5 Endring i kullstørrelse

Det ser ut til å være nedgang i kullstørrelsen i fem av ti delbestander, sterkest i Indre Troms, dernest Kjølifjellet-Sylane, Snøhetta, Saltfjellet og Junkeren, her eksemplifisert med endringene observert i Saltfjellet (**Figur 19**); mens gjennomsnittlig kullstørrelse er relativt stabil på Finse, i Blåfjellet og Hestkjølen, i Børgefjell og på Varangerhalvøya. På Hardangervidda er trenden i dataene positiv, men her finnes det data bare fra en kortere tidsperiode. Resultater fra en lineær regresjonsmodell over gjennomsnittlig kullstørrelse for utvalgte delbestander er presentert under de ulike delbestandene i **Vedlegg 1**. Av disse ti delbestandene er det bare Børgefjell som ikke er støttefôret, men det pågår støttefôring relativt nært, i svensk Borgafjäll.



Figur 19. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos fjellrev i Saltfjellet. Prikkene viser gjennomsnittlig antall valper per kull per år i alle dokumenterte kull på Saltfjellet i perioden 2008–2024. Hel linje uttrykker endring i gjennomsnittlig kullstørrelse over år $\pm$ 2SE (grått felt).

3.3.6 DNA-analyser

Artsbestemmelse

Vinteren 2023/24 analyserte vi totalt 814 DNA-prøver (**Tabell 8**). Artsbestemmelsen viste 743 fjellrevprøver, 43 rødrevpøver, mens de resterende 28 DNA-prøvene ikke lot seg artsbestemme. Blant 12 analyserte sommerprøver ble 11 artsbestemt til fjellrev, mens den siste prøven ikke lot seg artsbestemme.

Tabell 8. Oversikt over analyserte prøver per år innsamlet gjennom overvåkingsprogrammet for fjellrev (vinter: 1. oktober (år n-1) – 31. mai (år n), sommer: 1. juni – 30. september år n). Etter overgang til SNP-chip fra 2019 blir DNA-prøvene på fjellrev kun artstestet for rødrevp og fjellrev (ikke jerv).

	Vinter					Sommer				
	N	Fjellrev	Rødrev	Jerv	Ukjent	N	Fjellrev	Rødrev	Jerv	Ukjent
2008	279	196	80	3	0	267	145	94	28	0
2009	228	159	56	13	0	96	36	37	23	0
2010	383	323	53	7	0	141	117	20	4	0
2011	555	425	121	7	2	0	0	0	0	0
2012	602	396	101	20	85	102	58	19	4	21
2013	308	230	46	4	28	21	21	0	0	0
2014	527	449	53	8	17	39	28	4	3	4
2015	537	448	69	4	16	32	27	2	0	3
2016	393	292	51	9	41	7	4	1	0	2
2017	388	327	36	13	12	59	55	1	0	3
2018	822	684	91	8	39	4	4	0	0	0
2019	924	782	91	3	48	12	5	4	0	3
2020	706	617	52	-	37	29	26	1	0	2
2021	879	794	55	-	30	20	18	0	0	2
2022	714	591	80	-	43	21	17	0	0	4
2023	563	479	45	-	39	17	15	0	0	2
2024	814	743	43	-	28	12	11	0	0	1

Individbestemmelse

Av de 754 DNA-prøvene som ble artsbestemt til fjellrev i 2024 var hele 613 av god nok kvalitet til å identifisere individ. Dette gir en suksessrate på hele 81%. Totalt 215 individer ble registrert på landsbasis. Antall registrerte individer per delbestand, gjenfangstrate, samt bestandsestimat og estimert effektiv bestandsstørrelse angis for utvalgte delbestander i **Vedlegg 1**, oppsummert helt fra oppstarten av individbasert overvåking basert på DNA-materiale i 2008.

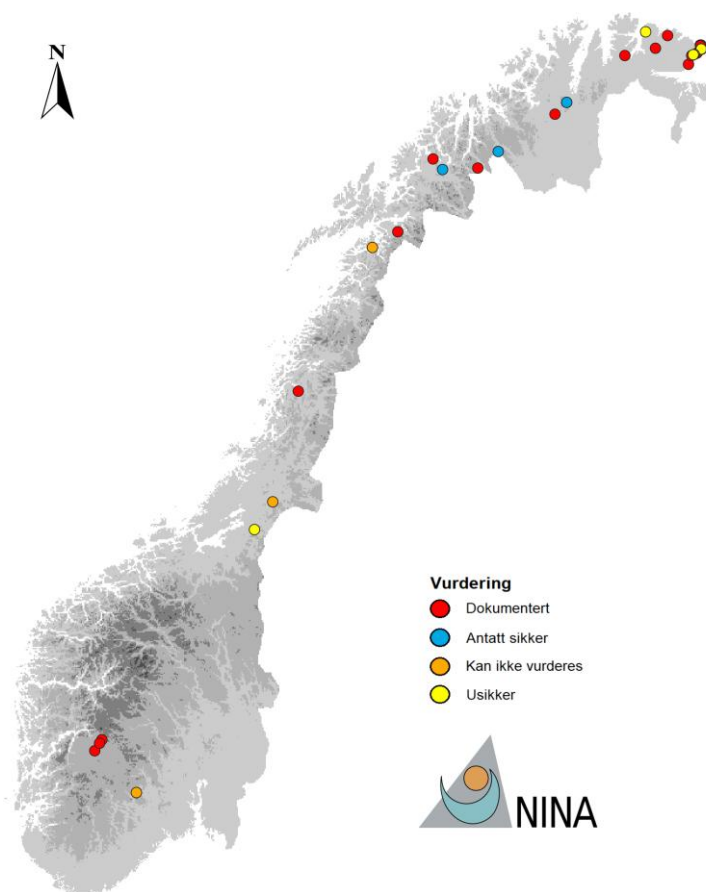
Identifisering av farmrev

Vi fant ingen indikasjon på farmrevinnblanding blant revene som ble identifisert fra årets innsamlede DNA-materiale, verken fra clustringsanalysen i Genetix eller den statistiske testen i Structure.

3.3.7 Observasjoner av fjellrev

Publikumsobservasjoner av fjellrev 2024

I denne rapporteringsperioden er det meldt inn 34 observasjoner av fjellrev fra publikum, hvorav 3 av disse ikke kunne vurderes ut ifra den dokumentasjonen som foreligger, 5 er usikre i den forstand at de ikke er dokumentert med bilde eller observasjon av SNO, 2 var feilmelding, 4 er antatt sikker fjellrev og 20 er dokumentert fjellrev (**Figur 20**). Mange av de innmeldte observasjonene kan vanskelig etterprøves i felt, og blir da stående som usikre eller ikke vurderte.



Figur 20. Publikumsobservasjoner av fjellrev i 2024 (perioden 01.10.2023–30.09.2024, $n = 32$) fordelt på: dokumenterte (20), antatt sikker (4), usikker (5), og kan ikke vurderes (3). I tillegg kommer 2 observasjoner feilmeldt som fjellrev (ikke vist).

Merk at synsobservasjoner av rømt farmrev ikke har vært rapportert systematisk i Rovbase, men fra og med 2016 rapporteres dette under fjellrev, da som «feilmelding» med beskrivelse av den observerte reven. Det er ikke meldt inn observasjoner av rømt farmrev i 2024.

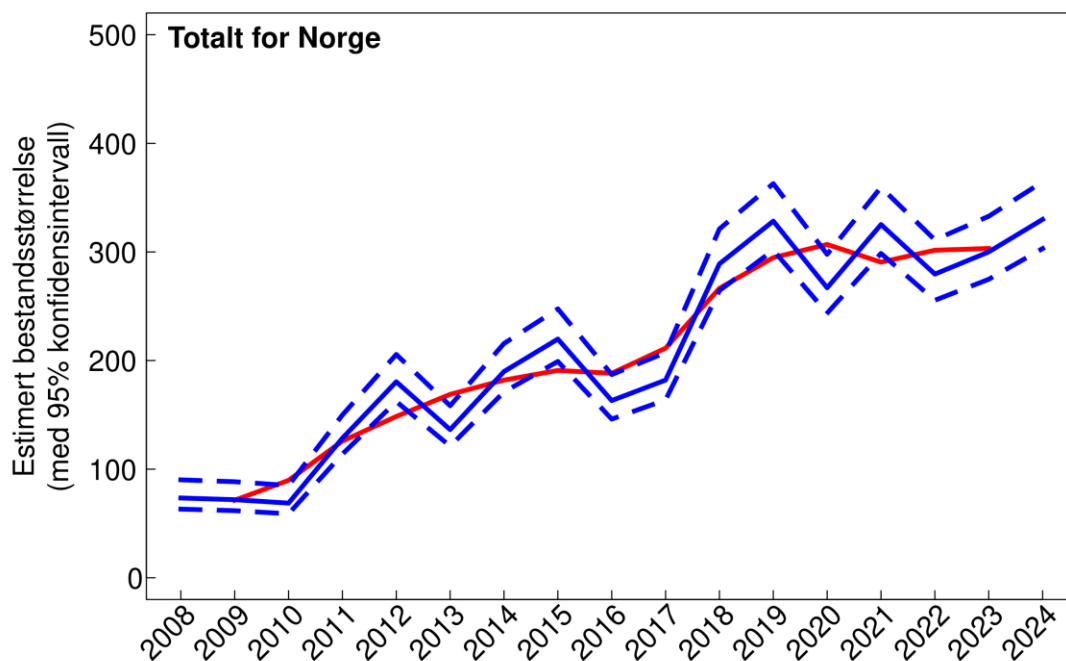
Funn av døde fjellrever

Det er i denne rapporteringsperioden registrert syv døde fjellrever i Rovbase. Fem av disse er oversendt NINA. To av revene har ukjent dødsårsak, hvorav den ene, som ble funnet i Børgefjell hadde svenske øremerker (merket i Helags i 2021, 280 kilometer i luftlinje fra hvor den ble funnet). Fire rever ble påkjørt av bil og en ble avlivet som følge av skade etter at den ble hengende fast i en fiskeline hengt opp på et naust i Vardø. Fjellrever som dør i fjellet blir raskt spist av åtseletere, og det er derfor relativt sjelden man finner døde fjellrever i fjellet. Samtidig er det som oftest umulig å fastslå dødsårsak fordi nedbrytningsprosessene allerede har kommet langt. I tilfeller der døde fjellrever blir funnet raskt kan en obduksjon bidra til å oppklare dødsårsaken. Derimot er det langt større sjanse for å finne rever som er påkjørt. Påkjørte rever utgjør derfor hovedparten av innsendte døde fjellrever gjennom årene.

3.3.8 Bestandsestimat for Norge 2024

Bestandsestimat

Bestandsestimatet for Norge i 2024 er på 330 voksne rever (303–365; 95 % konfidensintervall (KI)), mot 301 (275–334; 95 % KI) i 2023, basert på fangst-gjenfangst av DNA-data. For siste treårsperiode (2022–2024) er det gjennomsnittlige bestandsestimatet på 303 (278–336; 95 % KI) voksne fjellrever i Norge (**Figur 21**), tilsvarende som for perioden 2021–2023 på 303 (277–336; 95 % KI). Ved å inkludere årets data blir hele modellen oppdatert med mer robuste estimater også for årene tilbake i tid. Gjennomsnittlig årlig vekstrate i perioden (2008–2024) er 9 % basert på de årlige bestandsestimatene, og 10 % basert på treårige glidende gjennomsnitt. Vekstraten (λ) er beregnet som $(\text{Estimat}_{n_maks} / \text{Estimat}_{n_min})^{(1/n)}$, hvor n representerer år. Vekstraten fra 2009–2016 var på 11 %, mens vekstraten for 2017–2024 var på 8 %.

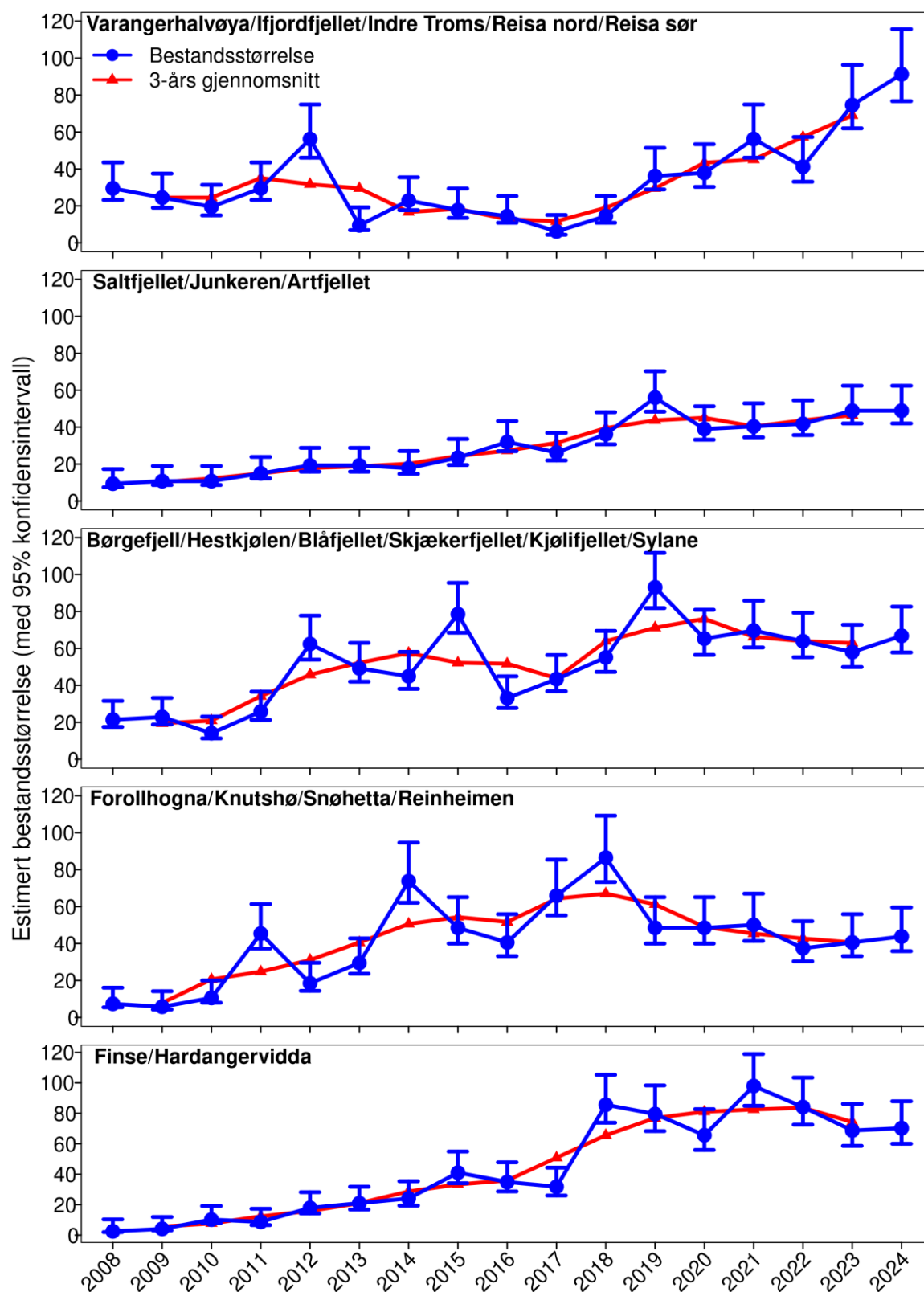


Figur 21. Estimert bestandsstørrelse (med 95 % konfidensintervaller) for fjellrev i Norge i perioden 2008–2024, basert på en lukket fangst-gjenfangst modell bygget på innsamlet DNA-materiale i den samme perioden. Rød linje viser glidende gjennomsnitt over 3-årsperioder. Merk at gjennomsnittsestimatene er sentrert, dvs. estimatet for 2022–2024 vises som estimat på 2023 i figuren.

Bestandsmodellen bekrefter en jevn vekst i bestanden gjennom de siste 17 årene, som tilsvarer over en firedobling av antall fjellrever siden 2008 (estimert til 73 individer; **Figur 21**). Svingningene knyttet til smånagerbestandene synes godt i de årlige estimatene. Dette er sannsynligvis ikke helt reelle bestandssvinger, men en respons på at det er lettere å finne DNA-materiale på hiene i år med middels til høy smågangertetthet, da det gjerne også er mer aktivitet ved hiene. Disse svingningene flater ut ved bruk av glidende treårige gjennomsnitt (rød linje i figurene under), som gir et mer robust bestandsestimat. Gjennomsnittlig bestandsestimat i siste 3-årsperiode (2022–2024), angitt med de røde linjene i figuren, var på 74 (64–93; 95 % KI) voksne fjellrever for Sør-Norge Sør, 41 (33–56; 95 % KI) for Sør-Norge Nord, 63 (54–78; 95 % KI) for Midt-Norge, 47 (40–60; 95 % KI) for Nordland og 69 (57–90; 95 % KI) for Nord-Norge (**Figur 22**). Den gjennomsnittlige årlige vekstraten over hele perioden (2008–2024) er henholdsvis 22 %, 11 %, 7 %, 10 % og 7 %. Gjennomsnittsestimatene (røde linjer i **Figur 22**) viser at det er vekst i samtlige regioner, med unntak av i Sør-Norge Nord (som omfatter Forollhogna, Knutshø, Snøhetta og Reinheimen), hvor det er en tydelig nedgang.



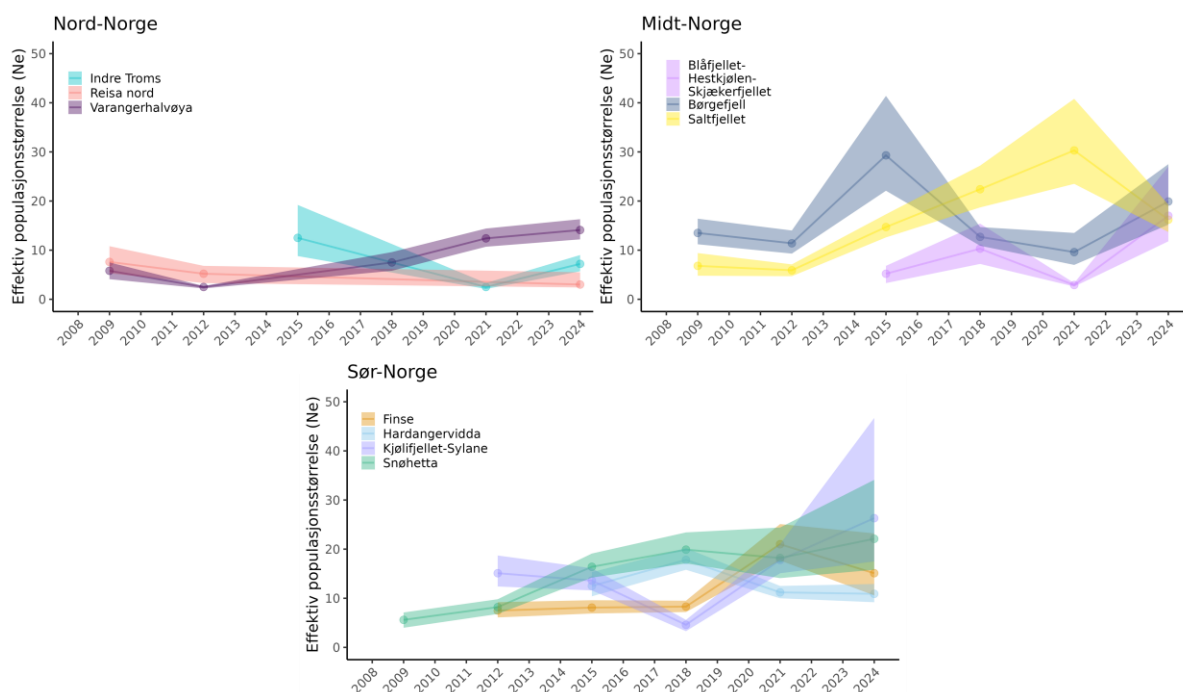
Fjellrevvalper født på avlsstasjonen, sommeren 2024. Foto: Craig Jackson, NINA



Figur 22. Estimert bestandsstørrelse (med 95 % konfidensintervaller) for fjellrev i Nord-Norge, Nordland, Midt-Norge, Sør-Norge Nord og Sør-Norge Sør, i perioden 2008–2024. Rød linje viser glidende gjennomsnitt over 3-årsperioder. Merk at gjennomsnittsestimatene er sentrert, dvs. estimatet for 2022–2024 vises som punkttestimat på 2023 i figuren. Se **Figur 2** for inndelingen av regionene.

Effektiv bestandsstørrelse

Den effektive bestandsstørrelsen (N_e) er svært lav i alle delbestander, dvs. godt under $N_e = 50$, som i isolerte bestander gjerne blir brukt som en referanseverdi for å unngå tap av genetisk variasjon og negative effekter av innavl (Jamieson & Allendorf 2012). N_e er spesielt lav i Nord-Norge, med verdier som stort sett ligger lavere enn 10 i alle delbestander gjennom hele tidsperioden fra 2008–2024 (**Figur 23**). Det er dog en tendens til økende N_e , både i Indre Troms, og på Varangerhalvøya, der N_e har ligget over 10 gjennom de to siste tidsintervallene (2020–2022, 2023–2024). I Nordland og Midt-Norge er det gjennomgående noe høyere effektiv bestandsstørrelse. I siste tidsintervall lå N_e i underkant av 20 i både Saltfjellet, Børgefjell og Lierne. Alle disse tre bestandene er grensebestander, som henger sammen med fjellområder på svensk side av grensen. Her vil det være mer eller mindre fri flyt av rever mellom landene, og N_e vil reflektere total effektiv bestandsstørrelse i grensebestanden. Man skal derfor være varsom med for bokstavelig tolkning av N_e -estimer basert kun på deler av bestanden. Sånn sett er det ønskelig å få inn svenske data også i estimeringen av N_e i grensebestander. I Sør-Norge er N_e på Hardangervidda og Finse svært lav, mens N_e i Snøhetta og Kjølifjellet-Sylan har økt noe. Her ligger N_e i siste tidsintervall rett i overkant av 20, som for Kjølifjellet-Sylan reflekterer total effektiv bestandsstørrelse i hele delbestanden, som har sitt tyngdepunkt i Helagsfjällen på svensk side av grensen.



Figur 23. Effektiv bestandsstørrelse i delbestandene, estimert i perioden 2008–2024.

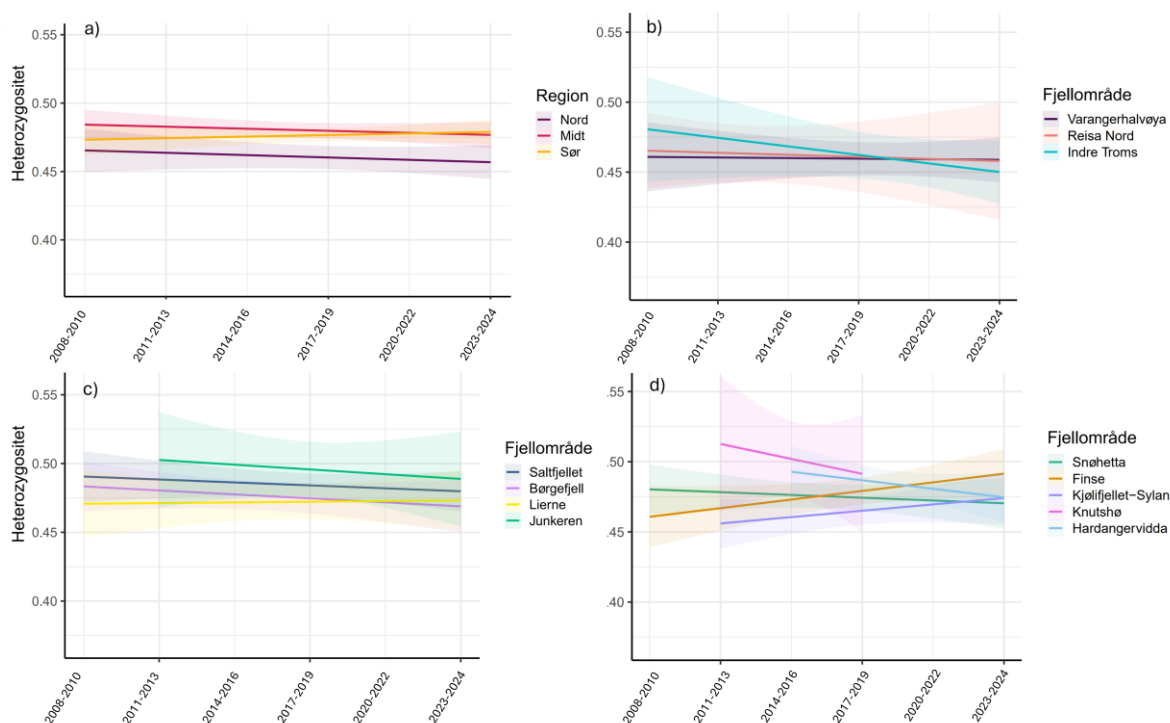
3.3.9 Genetisk variasjon og konnektivitet

Genetisk variasjon i delbestander og regioner

Den genetiske variasjonen er i perioden 2008–2024 målt som gjennomsnittlig andel variable SNP'er pr individ (individuell heterozygositet) på delbestands- og regionsnivå (**Figur 24**). Dataene ble delt inn i treårsintervaller for å reflektere én fjellrevgenerasjon. På regionsnivå (**Figur 24a**) er heterozygositeten (genetisk variasjon) høyere i Sør-Norge, Midt-Norge og Nordland sammenlignet med Nord-Norge. Det er lite endring over tid på regionsnivå, men vi ser at det i Sør-Norge har vært noe økning i heterozygositet gjennom perioden, og regionen er oppe på samme nivå som Midt-Norge i det siste tidsintervallet.

I Nord-Norge (**Figur 24b**) har det skjedd store endringer i den genetiske sammensetningen i perioden, blant annet fordi de svært små delbestandene Reisa Nord og Varangerhalvøya så å si forsvant, hvorpå de senere ble erstattet med utsatte rever fra Avlsprogrammet på Varangerhalvøya, som gjennom naturlig innvandring deretter bidro til rekolonisering av delbestanden Reisa Nord. Til tross for de store endringene, har den individuelle genetiske variasjonen endret seg lite i disse to fjellområdene om man ser hele perioden under ett. I delbestanden Indre Troms derimot er det et ubetydelig og statistisk signifikant tap av genetisk variasjon, tilsvarende 1,4 % pr generasjon ($p < 0,05$).

I fjellområdene i Nordland og Midt-Norge har det skjedd minimale endringer om man ser på hele tidsperioden under ett (**Figur 24c**). I Sør-Norge (**Figur 24d**) er nivået av genetisk variasjon relativt stabilt i Snøhetta, mens den ser ut til å øke noe på Finse, men synker i Knutshø. Det er dog ingen statistisk støtte for disse endringene. På Hardangervidda og Kjølifjellet-Sylane er det derimot observert endringer med en viss statistisk støtte ($0,05 < p < 0,10$); en reduksjon på ca. 1 % pr generasjon på Hardangervidda, mens trenden i Kjølifjellet-Sylan peker i positiv retning med en økning på ca. 0,8 % pr generasjon.

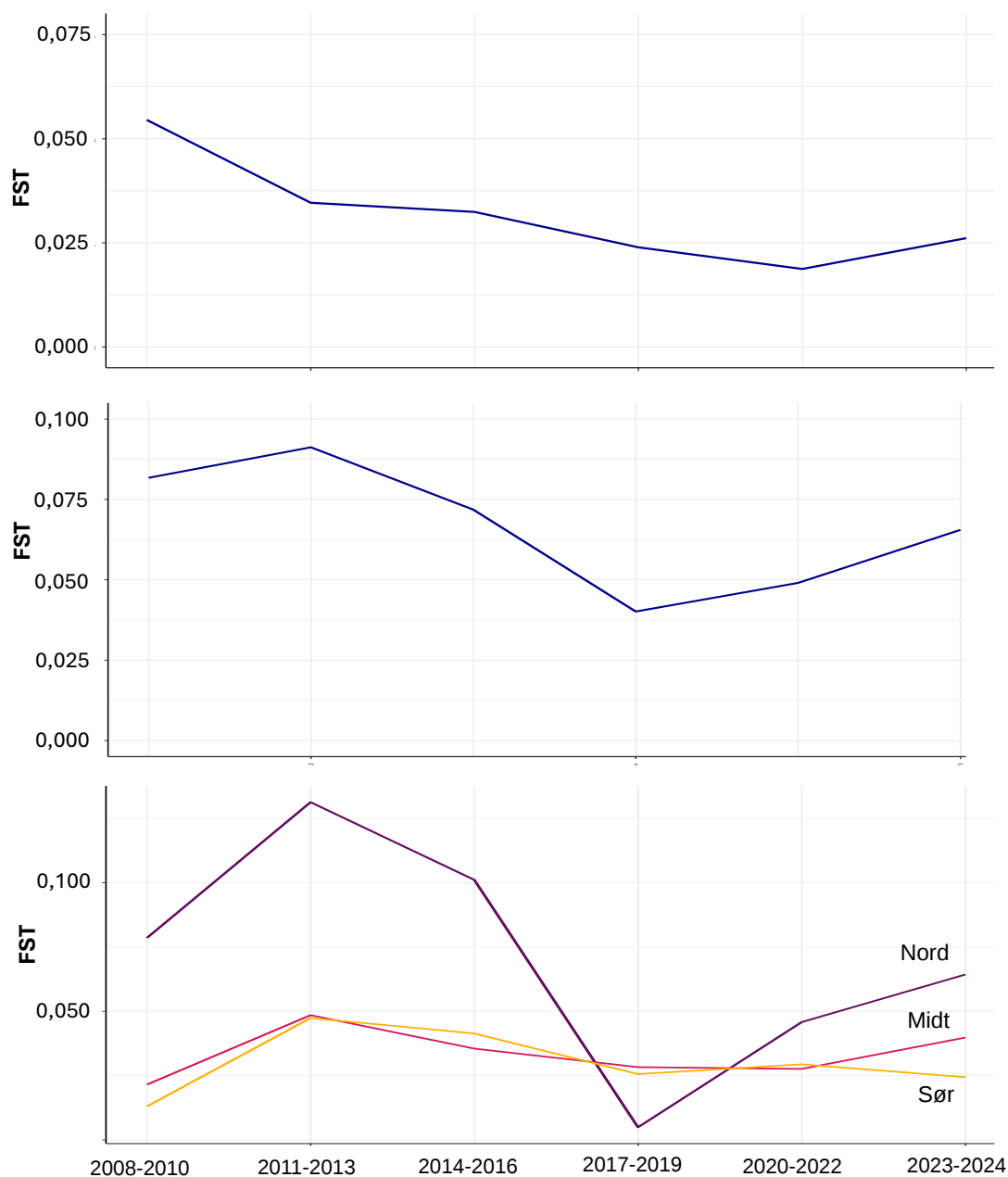


Figur 24. Genetisk variasjon målt som gjennomsnittlig individuell heterozygositet i perioden 2008–2024. Vi opererer med tre regioner: (i) Nord-Norge, (ii) Nordland og Midt-Norge, og (iii) Sør-Norge.

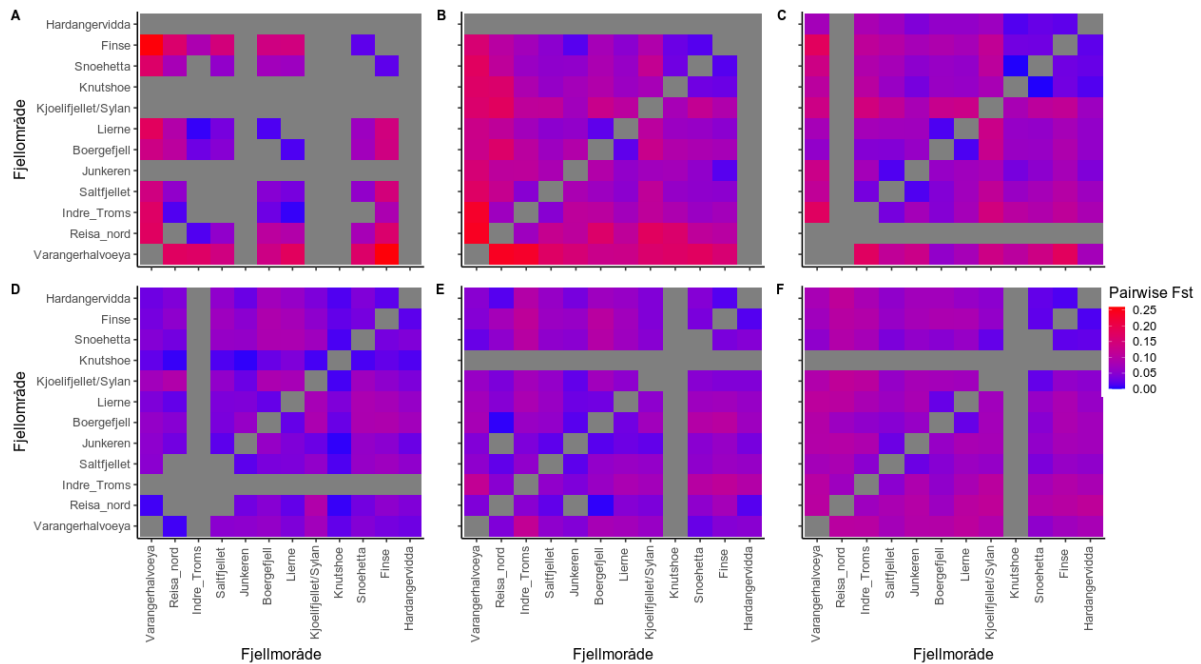
Konnektivitet innen og mellom regioner

Ser man hele metapopulasjonen under ett har det gjennom tidsserien vært en klar reduksjon av den genetiske differensieringen fra 2011 og framover (**Figur 25**), både mellom regioner og delbestander. Konnektiviteten i metapopulasjonen økte altså i denne perioden, som betyr at immigranter har lyktes med å etablere seg og reprodusere i mottakerbestandene og bidratt til å motvirke genetisk drift og tap av genetisk variasjon. Etter 2020 ser det ut til at trenden er i ferd med å snu, med en tydelig økning i genetisk differensiering. Samme mønster fremkommer også fra de parvise F_{ST} -verdiene (**Figur 26**); etter en lang periode med redusert genetisk differensiering i perioden 2011–2020 (illustrert med en glidende overgang fra rødt til blått), mens den genetisk differensiering øker fram mot 2024 (illustrert ved økende grad av røde og lilla sjatteringer). Også i PCA-plottene er det synlig at de regionale forskjellene øker i det siste tidsintervallet 2023–2024

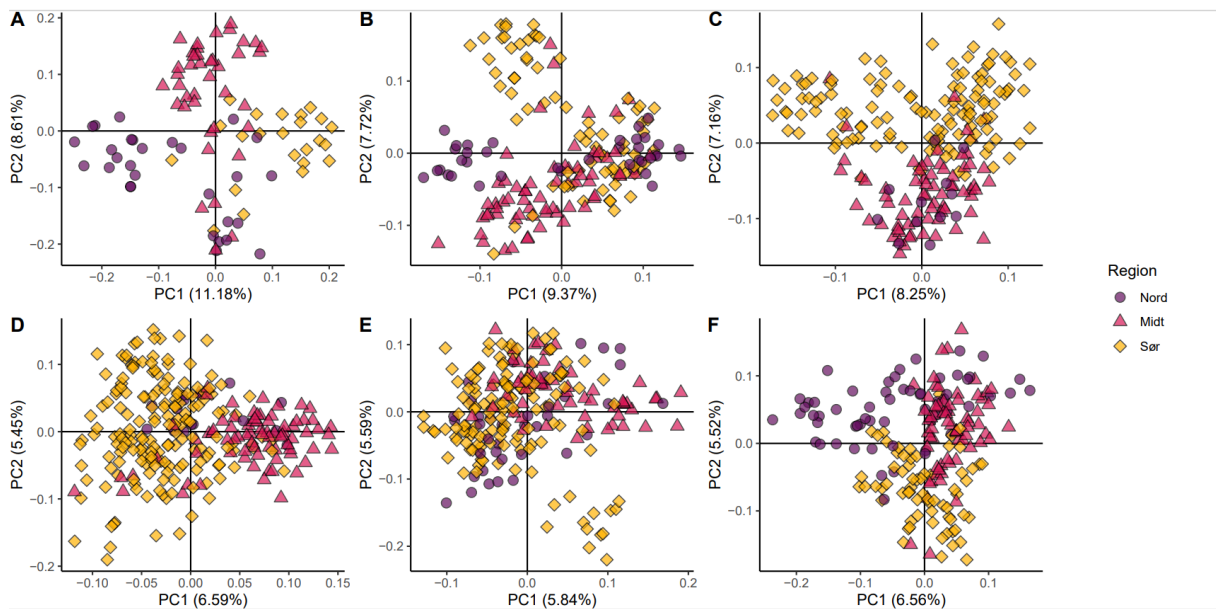
(Figur 27). Nå framstår regionene mer tydelig differensiert, sammenliknet med foregående tre-årsperiodene hvor det var langt mer overlapp mellom individer i de tre regionene.



Figur 25. Genetisk differensiering i tidsperioden 2008–2024 (i) mellom regioner, (ii) mellom delbestander og (iii) innenfor regioner.



Figur 26. Matrise av parvis genetisk differensiering (dvs. genetisk avstand) mellom alle delbestander gjennom seks påfølgende treårsperioder (A:2008–2010, B: 2011–2013,, F: 2023–2024). Hver rute innenfor hver delfigur viser en parvis sammenligning av to delbestander. Gradienten fra rødt til blått viser synkende genetisk differensiering, som indikerer økt konnektivitet. Parvise sammenligninger av delbestander hvor data mangler eller hvor områdene sammenlignes med seg selv (diagonalen) er representert i grått. Vi ser en tydelig nedgang i andelen røde par de første årene. Deretter er det en stagnasjon i perioden 2020–2022 (E), etterfulgt av en økning i rødt i den siste perioden 2023–2024 (F), som antyder lavere konnektivitet i kombinasjon med sterkere genetisk drift i delbestandene.



Figur 27. Clustringsanalyse gjennom seks treårsperioder, der revene er gruppert regionsvis. Hvert enkelt symbol representerer ett fjellrevindivid og avstanden mellom dem reflekterer relativt slektskap.

3.3.10 Fjellrevynglinger i Sverige og Finland

I 2024 ble det dokumentert 72 fjellrevynglinger i Sverige: Helagsfjällen (16), Sösjöfjällen (2), Borgafjäll (19), Tärnafjällen (3), Vindelfjällen/Arjeplog (23), Padjelanta (4), Kebnekaise (1) og Råsto (4). I Finland ble det dokumentert tre ynglinger i Käsivarsi som ligger sørøst for det norske fjellområdet Reisa Sør. Se detaljer i den fennoskandiske fjellrevrapporten for 2024 (Eide mfl. 2024). Antall ynglinger siste 20 år (2005–2024) i de tre landene er gjengitt i **vedlegg 2**.

4 Diskusjon

4.1 Status for fjellrevbestanden 2024

I 2024 ble det registrert 64 ynglinger av fjellrev i Norge, fordelt på 13 delbestander spredt over hele landet. Det var flest ynglinger i grensetraktene mot Sverige, med totalt 32 ynglinger i Nordland og Midt-Norge, men også mange ynglinger lengst sør på Hardangervidda og Finse som i år hadde 18 dokumenterte kull til sammen. Yngling og aktivitet hos fjellrev kan som regel kobles opp mot lokale forekomster av smågnagere (Angerbjörn mfl. 2013, Ims mfl. 2017, Landa mfl. 2022), så også i år. For detaljer rundt smågnagerforekomster i de ulike delbestandene, se **Vedlegg 1**. Kort oppsummert er det nå en tydelig oppgang i smågnagerne fra Sør-Norge til og med store deler av Nordland (med unntak av Snøhetta) fremfor alt av mus, men lengst sør er det stedvis også forekomst av lemen. I Nord-Norge krasjet smågnagerbestanden senhøsten 2023.

Bestandsstørrelse

Fjellrevbestanden i Norge er i 2024 beregnet til å være 330 (95 % KI: 303-365) voksne rever, som er nesten 10 % mer enn estimatet i fjor, mens gjennomsnittet for siste treårs-periode (2022–2024) er 303 voksne rever, på lik linje med i fjor. Løst opp på fem regioner, viser bestandsmodellen at det er synlig fremgang i alle regioner, fremfor alt i Nord-Norge. Unntaket er den tydelige nedgangen i regionen Sør-Norge Nord. Nedgangen i denne regionen er grundig diskutert tidligere (se Eide mfl. 2022, Ulvund mfl. 2023, se også **kap.3.2.2**), og er fremfor alt knyttet til nedgangen i Snøhetta-bestanden, som trolig har negative ringvirkninger på delbestandene rundt, både østover og sørover. Litt nytt i år er at grensebestanden Reisa-Rosto-Käsivarsi, sammen med Indre Troms, tegner til å kunne bli en større kjernebestand med til sammen 10 ynglinger både i år og i fjor (Eide mfl. 2024), godt hjulpet av utsettingene i Reisa Sør i 2021 og 2022, som har gitt flere rekrutter til den svenske og finske bestanden (se Jackson mfl. 2024a). Etablering av en større bestand her vil trolig kunne bidra med immigranter til andre fjellområder rundt og dermed øke genflyten mellom Saltfjellet og Varangerhalvøya.

DNA-analysene dokumenterer at det er relativt høy nyrekruttering i de nordligste delbestandene fra i fjor til i år. I Indre Troms var hele 80 % av fjellrevene som ble plukket opp på DNA nye for bestanden; på Varangerhalvøya 60 %, på Saltfjellet 40 % og i Børgefjell 60 %, mens delbestandene lenger sør, til og med Finse, bare hadde 15–20 % nye individer. I bestanden på Hardangervidda var halvparten av revene kjent fra før. I tillegg er en av de fem revene som ble satt ut gjennom Avlsprogrammet vinteren 2024 gjenfunnet på DNA. Disse regionale forskjellene forklares av at 2023 var et markert bunnår for smågnagere fra Sør-Norge opp til Nordland, med få dokumenterte kull og liten egenrekruttering, mens 2023 var et rekordår for fjellreven i nord, med totalt 27 ynglinger i Nordland og Nord-Norge (Ulvund mfl. 2023). Den gode overlevelsen av valper født i nord henger trolig sammen med at tettheten av smågnagere holdt seg langt utpå høsten 2023 før det krasjet (se **Vedlegg 1**), trolig også godt hjulpet av støtteføringen som gir høyere overlevelse hos både unge og voksne dyr i år med lite smågnagere (Ulvund mfl. *in prep*).

Kullstørrelse

Den negative utviklingen i kullstørrelse i flere fjellrevbestander er svært bekymringsfull. Den samme trenden er synlig i Sverige uten at det er analysert slik vi har gjort i denne rapporten (Johan Wallén, *pers. med.*, men se Wallén mfl. 2024). Om nedgangen i kullstørrelse kan knyttes til strukturelle økosystemendringer (jf. beskrivelsen av denne indikatoren i fagsystemet for økologisk tilstand (Nybo og Evju 2017, Jepsen mfl. 2022)), skal det kommende året undersøkes nærmere gjennom å kartlegge eventuelle sammenfall i strukturelle endringer i lokale smågnagersamfunn og nedgang i kullstørrelse. På Varangerhalvøya er det tidligere funnet en positiv sammenheng mellom tetthet av lemen og kullstørrelse hos fjellrev, mens tetthet av gråsidemus ikke hadde noen innvirkning.

Nedgang i kullstørrelse kan imidlertid ha flere årsaker, som endring i genetisk sammensetning av de ulike delbestandene. Fra andre arter er det godt dokumentert at lav genetisk variasjon og

innavl medfører flere negative effekter som påvirker en bestands levedyktighet (Liberg mfl. 2005, Hedrick & Garcia-Dorado 2016, Quinn mfl. 2019, Mueller mfl. 2022, Quinn mfl. 2024). Uten tilførsel av nye genvarianter inn i bestanden vil problemet som oftest bli verre for hver generasjon. I den svenske Helagsbestanden, øst for Kjølifjellet-Sylane, hvor bestanden er overvåket genetisk helt siden den først ble etablert, fant man først ingen negativ sammenheng mellom innavlskoeffisienter og kullstørrelse hos fjellrev (Norén mfl. 2016). Ved tilførsel av nye gener, gjennom immigrasjon av fjellrev satt ut gjennom Avlsprogrammet i Snøhetta (de såkalte Blues Brothers), observerte man midlertidig positiv effekt på kullstørrelse (Hasselgren mfl. 2018), inntil kullstørrelsene igjen gikk tilbake, forklart med økt forekomst av såkalte skadelige gener i bestanden som immigrantene var bærere av (Hasselgren mfl. 2024).

Eventuelle negative effekter av innavl og forekomst av skadelige gener undersøkes nå nærmere for Snøhettabestanden (Arntsen mfl. *in prep*). Det er i høst også sendt inn et stort materiale for helgenomsekvensering for blant annet å kartlegge forekomst av skadelige gener i flere delbestander. Både strukturelle endringer i smågnagersamfunnet og geografiske forskjeller i forekomst av skadelige gener framstår begge som plausible årsaker til lokal nedgang i kullstørrelse, der sistnevnte kan motvirkes gjennom utsetting av rev fra Avlsprogrammet (nærmere omtalt under).

Sykdom kan også bidra til reduksjon i kullstørrelse. Wallén mfl. (2024) hevder at nedgangen i kullstørrelse hos fjellrev i svenske Borgafjäll skyldes gjentatte skabbutbrudd i denne bestanden i perioden (2014–2021), der så mye som 30 % av bestanden hadde symptomer på smitte. Antall fjellrevkull gikk også tilbake i det samme tidsrommet. Flere sykdommer kan ha negative effekter på reproduksjon hos fjellrev (Miller mfl. *in prep*). Sykdommer som smittsom leverbetennelse og parvovirus kan blant annet forårsake høy dødelighet hos unge hunder (Spibey mfl. 2008). Mens det er lite informasjon om utbredelse av disse sykdommer i Norge, er det grunn til å tro at de er ganske utbredt (Åkerstedt mfl. 2010, Tryland mfl. 2018), noe som kan forklare forekomstene av disse to sykdommene på avlsstasjonen i 2024 (se **kap. 3.1.2**). Smitte blant ville fjellrev kan derfor også være en mulig forklaring til lokale reduksjoner i kullstørrelse.

Genetisk status

Effektiv bestandsstørrelse (N_e) ligger langt under bestandsestimatene basert på fangst-gjenfangst av DNA i mange av delbestandene (se **Vedlegg 1**), som er naturlig da det gjerne er mange unge flyttere i bestanden som ikke er involvert i reproduksjon. Effektiv bestandsstørrelse gir et mye bedre uttrykk for bestandens robusthet og genetiske tilstand enn bestandstørrelsen alene, og kan også fungere som et varsko med tanke på sårbarhet for innavl. Bare delbestanden Kjølifjellet-Sylane har en effektiv bestandsstørrelse på over 25 individer, mens tre delbestander ligger i underkant av 20 individer (Finse, Blåfjellet-Hestkjølen og Saltfjellet). Til tross for det høyeste bestandsestimatet på nært 40 individer, har delbestanden på Hardangervidda en effektiv bestandsstørrelse på bare 11 individer. N_e i delbestandene ligger altså svært mye lavere enn $N_e = 50$, som ville gitt et tap av genetisk variasjon på 1% per generasjon i en isolert bestand og en tilsvarende økning i innavlsnivået. Dette understreker viktigheten av at delbestandene knyttes tettere sammen gjennom migrasjon i den Fennoskandiske fjellrevbestanden, som er helt sentralt for å unngå betydelig tap av genetisk variasjon med tilhørende potensielt negative innavlseffekter i delbestandene.

Til tross for lave effektive bestandsstørrelser, er det stedvis tegn til en positiv utvikling. Både i Kjølifjellet-Sylane, Blåfjellet-Hestkjølen og Børgefjell synes det som om trenden i N_e snudd. Man skal dog være varsom med å tolke tall og trender for bokstavelig i grensebestander, da N_e kan variere ut fra hvor stor andel av totalbestandens effektive bestandsstørrelse som reflekteres i den norske delen av bestanden. Sann sett er det ønskelig å få inn svenske data også i estimeringen av N_e i grensebestander.

De to viktigste driverne til økt N_e er økt bestandsstørrelse som sådan og lavere varians i rekrutteringssuksess for avkom fra ulike reproduserende par (Waples 2024). Dette betyr at et balansert reproduktivt bidrag mellom familielinjene i disse små og delvis nyetablerte fjellrevbestandene er

særdeles viktig for økende N_e . Økende konnektivitet med nye immigranter vil også kunne bidra til at N_e øker, spesielt om immigrantene produserer avkom og derigjennom etablerer nye «funderlinjer» hvis de rekrutter på lik linje med de stedegne revene. Igjen handler det om best mulig balanse i rekrutteringen fra ulike familielinjer.

Til tross for små effektive bestandsstørrelser er det svært få av delbestandene som har hatt en målbar reduksjon i genetisk variasjon gjennom den analyserte tidsserien fra 2008–2024. Så selv om den genetiske driften er sterk i de små delbestandene, har økende konnektivitet i en 10-års periode fra 2011 åpenbart bidratt til reproduserende immigranter som har motvirket tap av genetisk variasjon i de ulike delbestandene. Våre analyser antyder at den genetiske differensieringen har økt noe siden 2020, som tyder på redusert konnektivitet mellom delbestandene. Tiltak for å øke konnektiviteten mellom delbestandene er derfor svært viktig for å unngå tap av genetisk variasjon og økende innavl i de små delbestandene i den Fennoskandiske fjellrevpopulasjonen.

Avstand fra måloppnåelse

Utviklingen i fjellrevbestanden har gjennom flere år vært positiv, men det er langt fram til det endelige formålet med bevaringsarbeidet er nådd; at Fennoskandia huser en levedyktig bestand av fjellrev som kan klare seg uten tiltak. Handlingsplanens målsetning for den Fennoskandiske fjellrevbestanden på kort sikt, fram mot 2028, er 750 individer i den voksne bestanden og minst 200 kull født i toppår (Miljødirektoratet 2017). Den Fennoskandiske bestanden ble i år estimert til å ligge mellom 461–702 (midtpunkt 582) individer (Eide mfl. 2024). I 2022 ble det dokumentert hele 163 ynglinger i Norge, Sverige og Finland til sammen. Følger utviklingen samme takt som nå, ligger det an til første måloppnåelse for fjellrev i tidsrommet 2027–2029, som estimert under utarbeidingen av handlingsplanen.

Kunnskapsgrunnlaget for prioriterte arter i Norge (Kyrkjeeide mfl. 2023) vurderte det som mulig å oppnå rødliste-kategorien sårbar (VU) for fjellrev innen 2034, basert på rødlistekriteriene, som betyr at effektiv bestandsstørrelse i Norge skal være minst 250 individer. Denne rapporten viser at N_e foreløpig ligger langt lavere. Bare fire delbestander har N_e rundt 20 individer, mens øvrige stedvis ligger langt under dette. Det er ikke uten videre trivielt å slå sammen N_e -estimatene for hver enkelt delbestand til et nasjonalt estimat, blant annet fordi flere av de norske delbestandene henger tett sammen med de svenske delbestandene. Derfor presenterer vi ikke et nasjonalt måltall for effektiv bestandsstørrelse i denne rapporten. Dette er arbeid under utvikling som vil gi mer eksakte estimat i årene som kommer (Flagstad mfl. *in prep*). Som nevnt innledningsvis, har rødliste-kriteriene dessuten en rekke forbehold med tanke på hvilke individer og hvilke delbestander som skal telle inn i «antall kjønnsmodne individer» for populasjoner som mottar aktive tiltak. Bestandsestimatene, slik de er presentert i denne rapporten, kan derfor ikke brukes for å vurdere avstand fra måloppnåelse direkte.

Selv om den Fennoskandiske fjellrevbestanden har tidoblet seg de siste 20 årene, utgjør innavl og begrenset genetisk variasjon en alvorlig trussel mot varigheten av tiltakene som hittil har bidratt til å redde fjellreven fra utryddelse i Fennoskandia.

4.2 Anbefalinger for veien videre

Selv om det er vekst i nesten samtlige delbestander, er det framfor alt etablering av tiltak i nye områder som driver den sterke veksten vi ser i den samlede bestanden. Der det har vært tiltak i lengre tid, ser det ut til å være noe utflåting i bestandsutviklingen (**Figur 22**). For å opprettholde veksten vi har hatt til nå må tiltakene intensiveres og utvides til flere fjellområder. Å reetablere funksjonelle metapopulasjoner med større kjernebestander sammenknyttet av mindre delbestander (såkalte vadesteinsbestander, som i seg selv ikke er store nok til alene å være levedyktige), har stor effekt på levedyktigheten lokalt, gjennom blant annet økt inn- og utvandring, slik vi observerte i Midt-Norge og Nordland i perioden 2011–2018 (Hemphill mfl. 2020, Wallén mfl. 2022). Inn- og utvandring gir utveksling av gener og dermed positive effekter på den genetiske

sammensetningen i de enkelte bestandene (Hasselgren mfl. 2018, Hemphill mfl. 2020), som gir utsikter til økt levedyktighet og overlevelse på sikt.

På et tidspunkt var det mer eller mindre sammenheng mellom Snøhettabestanden øst til Kjølifjellet-Sylane/Helags-bestanden, via Knutshø og Forollhogna, og derfra videre nordover til Børgefjell/Borgafjäll, etter hvert som det ble fast tilhold av fjellrev i Blåfjellet og Hestkjølen nord i Trøndelag. Reetableringen i Artfjellet i 2018 kortet også inn avstanden videre nordover til Junkeren og Saltfjellet, som har forbindelse til svenske Vindelfjällen/Arjeplog (Wallén mfl. 2022). Forbindelsen øst-vest er imidlertid noe svekket som følge av at Snøhetta-bestanden har gått tilbake.

Det er fortsatt langt mellom mange av fjellrevbestandene, særlig sør for Snøhetta til Hardangervidda og nord for Saltfjellet til Varangerhalvøya, det framkommer av kartframstillingene i denne rapporten og det bekreftes av de genetiske analysene. Lange avstander hemmer utvekslingen av individer mellom bestandene (Manel & Holderegger 2013). Som det er fremhevet flere steder er økt konnektivitet en forutsetning for at fjellrevbestanden skal være levedyktig på lang sikt (Hasselgren mfl. 2018, Hemphill mfl. 2020). Under presenterer vi våre anbefalinger for hvordan de pågående tiltakene kan målrettes, intensiveres og utvides med tanke på å forbedre genetisk status og konnektivitet spesielt. Vi anbefaler også utarbeiding av metodikk for systematisk kartlegging av sykdommer hos fjellrev og rødrev i høyfjellet.

Utsetting av fjellrev fra Avlsprogrammet

Siden oppstarten i 2005 har målet med Avlsprogrammet vært å reetablere lokalt utdødde bestander og øke antallet fjellrever i fjellområder med små og sårbare bestander. Til sammen har 465 fjellrever, født på avlsstasjonen, blitt satt ut i ni ulike fjellområder – fra Hardangervidda i sør til Varangerhalvøya i nord. I tillegg til å reetablere flere utdødde norske delbestander (Hardangervidda, Finse, Snøhetta, Junkeren og Varangerhalvøya), har utsatte fjellrever også hatt en positiv effekt på både svenske og finske fjellrevbestander (Wallén mfl. 2023a, Wallén mfl. 2023b). For første gang på over 20 år ble det i 2022 dokumentert en fjellrevyngling i Finland; i 2023 ble det påvist fire kull, hvorav minst to kull hadde foreldre satt ut fra Avlsprogrammet i Reisa Sør vinteren 2021 og 2022; i 2024 var det igjen tre kull her, der minst en av revene var fra utsettingene i Reisa Sør. Fjellrever fra Avlsprogrammet har dermed bidratt betydelig til at den Fennoskandiske fjellrevbestanden har mer enn tidoblet seg siden år 2000.

For å øke sannsynligheten for rask reetablering av utdødde bestander, ble det fram til nylig satt ut rever i samme fjellområde over flere år (**Tabell 2**). Siden avlsstasjonen bare har plass til åtte par, medførte det at fjellrevene som ble satt ut i samme fjellområde påfølgende år, noen steder fire år på rad, var avkom fra de samme foreldreparene. Dette betyr at flere av de reetablerte bestandene fikk få grunnleggere, som i seg selv gjør bestandene utsatt for innavl (Norén mfl. 2016, Hasselgren mfl. 2018). Kombinert med begrenset utveksling av individer mellom delbestandene, øker risikoen for innavl som på sikt medfører lavere genetisk variasjon. Selv om fjellrevbestandene viser en svært positiv utvikling i antall, noen steder også med økende grad av utveksling mellom delbestandene (f.eks. Hemphill mfl. 2020, Wallén mfl. 2022), viser våre analyser at mange av delbestandene har en svært lav effektiv bestandsstørrelse. Den effektive bestandsstørrelsen er noen steder kritisk lav og noen steder har den vært lavt så lenge at bestandene trolig allerede er merket av innavl, som kan være en av flere mulige årsaker til den observerte nedgangen i kullstørrelse. Tilførsel av nye rever gjennom utsetting fra Avlsprogrammet kan motvirke denne utviklingen på kort sikt, samtidig bør det tilrettelegges for økt konnektivitet (kortere geografisk avstand) mellom delbestandene, som vil være helt nødvendig for fjellrevbestandens levedyktighet på lang sikt.

Avlsprogrammet går derfor inn i en ny fase, der målet ikke bare er å øke antallet fjellrever i de ulike delbestandene, men også å forbedre deres genetiske status gjennom målrettet utsetting. Utsetting av fjellrever fra avlsprogrammet vil fra nå bli prioritert til delbestander med lav effektiv bestandsstørrelse og lav genetisk variasjon. Avlsprogrammet vil i større grad enn tidligere påse at revene som skal settes ut skiller seg tilstrekkelig genetisk fra den bestanden de skal settes ut

i. På denne måten kan utsetting av rever fra Avlsprogrammet bidra med nye gener inn i delbestander og bidra til å motvirke negative effekter av innavl, eventuelt også motvirke den negative utviklingen i kullstørrelse dersom det skulle vise seg å ha sammenheng med genetisk sammensetning. Framover kan det også være aktuelt å vurdere om fjellrevvalper kan flyttes fra en delbestand til en annen (translokering), i tillegg til utsetting fra Avlsprogrammet, for å fremskynde forbedret genetiske status i delbestander. Simuleringer viser at negative fitnesseffekter fra dårlige genvarianter kan begrenses gjennom tilførsel av bare 2-3 reproduserende immigranter pr generasjon, også i små, innavlede bestander (Kardos mfl. 2021). Det er planlagt en modelleringsstudie i 2025 som vil se på ulike utsettingsstrategier og hvordan disse vil påvirke genetisk variasjon og innavl i de små, delvis isolerte delbestandene i den Fennoskandiske fjellrevpopulasjonen. Utsetting fra Avlsprogrammet vil fortsatt også være et viktig tiltak for å påskynde konnektiviteten mellom delbestander gjennom etablering av nye delbestander mellom etablerte bestander.

Støttefôring av fjellreven

Som beskrevet innledningsvis har støttefôring vært et viktig tiltak i Sverige langt tilbake i tid, mens det i Norge kom i gang i forbindelse med de første utsettingene fra Avlsprogrammet i 2006. Det er per 2024 støttefôring i nesten hele utbredelsen til fjellreven i Norge. Det samme er tilfelle i Sverige og Finland.

Støttefôring øker sannsynligheten for yngling i alle smågnagerfaser og bidrar til flere kull også i år med lite smågnagere (Ulvund mfl. *in prep*, se også Angerbjörn mfl. 2013). Dette er helt tydelig i flere fjellområder som har hatt yngling 9–10 år på rad (**Vedlegg 1**). Støttefôring gir også høyere overlevelse hos både unge og voksne dyr, særlig i år med lite smågnagere (Ulvund mfl. *in prep*). Støttefôring bidrar derfor til at det er flere rever i bestanden som kan reproducere når det kommer en oppgang i smågnagerbestanden. På den måten bidrar støttefôring til økt antall kull både direkte og indirekte gjennom økt overlevelse på unge og voksne rever (Ulvund mfl. *in prep*).

Det er fortsatt mange hilokaliteter med mye aktivitet av fjellrev innenfor allerede etablerte bestander som ikke har en fôrautomat innenfor en avstand som kan forventes å ha effekt på reproduksjon og overlevelse (innenfor 2,5 km jf. Ulvund mfl., *in prep*), hvor det forekommer yngling bare i år med høye tettheter av smågnagere. Utplassering av fôrautomater ved disse hiene kunne trolig bidra til reproduksjon også i smågnagerbunnår. Dersom utskifting til våtfôr i fôrautomatene i vintermånedene viser seg å ha positive effekt på reproduksjon (**kap. 2.3.3**), så kan dette også øke utbytte av støttefôringen og bidra til en raskere måloppnåelse.

Behov for kartlegging og beredskap mot sykdom

Sykdom kan, som vi har erfart i avlsstasjonen i år, utgjøre en betydelig trussel for fjellreven, som sannsynligvis også er tilfelle i ville bestander. Risikoen ulike sykdommer utgjør for fjellreven, er grundig omhandlet i Miller mfl. (*in prep*). Denne trusselen kan forventes å øke med klimaendringene, som bidrar til at sykdommer og parasitter sprer seg. Som nevnt pågår det per 2024 ingen overvåking eller systematisk kartlegging av sykdommer i de ville fjellrevbestandene, men det er flere initiativer for å få slik kartlegging i gang. Kunnskap om hvilke sykdommer som finnes vil gjøre forvaltningen mer forberedt på å håndtere akutte utbrudd raskt, med tanke på behandling og iverksetting av tiltak for å hindre spredning videre i bestanden. Vi anbefaler derfor at det iverksettes helseovervåking rettet mot fjellrev med vekt på den kanskje viktigste vektoren; rødreven, som setter fjellreven i forbindelse med boreale områder som har høyere forekomst av både sykdommer og parasitter. I tillegg til å støtte etablering av helseovervåking, anbefaler vi at det utredes om materiale som samles inn gjennom overvåkingsprogrammet kan benyttes for å få en første screening for sykdommer i hele bestanden. Per nå er det planlagt blodprøvetaking av døde fjellrever og rødrever skutt nært sentrale fjellrevbestander, som i relativt liten grad dekker fjellrevens utbredelse i Norge. Et systematisk uttak av rødrever i «fjellet» for å kartlegge helse-situasjonen er også en mulighet.

Forslag til etablering av nye delbestander som vil gi økt konnektivitet

Nye delbestander kan, som vi har erfart, etableres både gjennom utsetting av fjellrev og gjennom strategisk plassering av fôrautomater (Hemphill mfl. 2020). Større sammenhengende fjellområder kan være egnet til å etablere større kjernebestander, som kan fungere som kildepopulasjoner for nyetablering i omkringliggende fjellområder, mens etablering i mindre fjellområder kan være viktige for å skape forbindelse og slik økt genflyt mellom kjernebestandene.

Per 2024 er det noen opplagte «hull» i utbredelsen av fjellrev i Norge og Fennoskandia, som kunne være aktuelle for utvidede tiltak:

- Grensebestanden Reisa-Rosto-Käsivarsi, sammen med Indre Troms, kan som nevnt tegne til å bli en større kjernebestand. Denne regionen fikk et skikkelig løft gjennom utsetting av fjellrev i Reisa Sør i 2021 og 2022, som blant annet bidro sterkt til ynglingene på svensk og finsk side. En utvidelse av tiltakene her kan bidra til at denne regionen får et ytterligere løft og gjennom det begynner å bidra med immigranter til andre fjellområder rundt og dermed også øke konnektiviteten mellom Saltfjellet og Varangerhalvøya lengst nord. I første omgang ville vi anbefale en utvidelse av støttestråkingen i alle tre land som deler denne kjernebestanden, men det kan også være aktuelt å supplere med rever fra Avlsprogrammet for å opprettholde og øke den genetiske variasjonen.
- Ifjordfjellet, som har fungert som et kontrollområde for COAT, kunne bli en sentral vadestein opp mot Varangerhalvøya. Her hadde fjellreven tilhold relativt lenge (siste yngling i 2011), og sommeren 2023 ble det observert to fjellrever her. Det er imidlertid et område med relativt høy aktivitet av rødrev (**Vedlegg 1, Figur V41**), som trolig også ville kreve aktive tiltak for å begrense konkurransen med rødrev. Mye tyder på at denne delbestanden kunne etableres gjennom naturlig innvandring dersom det ble satt opp en klynge av fôrautomater på de mest aktuelle hiene. Utsetting fra Avlsprogrammet ville påskynde re-etablering av fjellrev her.
- En geografisk utvidelse av tiltakene i Artfjellet på norsk og svensk side vil kunne føre til at denne delbestanden ble noe større. Artfjellet er en viktig vadesteinsbestand mellom Junkeren-Saltfjellet-Vindelfjällen og Børgefjell-Borgafjäll.
- Konnektiviteten mellom delbestandene Snøhetta og Kjølifjellet-Sylane-Helags synes å være svak og for ustabil. Per 2024 er det bare tre fôrautomater i Knutshø (helt vest mot Snøhetta) og to i Forollhogna. For at Knutshø og Forollhogna skal fungere som vadesteiner mellom disse kjernebestandene, må støttestråkingstiltakene utvides betraktelig, dette for å få fjellrever til å etablere seg her. Dette kan trolig gjøres best ved å etablere klynger av flere fôrautomater (f.eks. 3–4 fôrautomater med en innbyrdes maks-avstand på 3-6 km), helst både på øst og vestsiden av begge fjellområdene. Forollhogna har kanskje også potensiale for å bli en større fjellrevbestand, det finnes informasjon om hele 54 gamle hi i dette fjellområdet. Utsetting fra Avlsprogrammet kunne trolig påskynde reetablering av fjellrev her.
- Mellom Snøhetta og Hardangervidda/Finse er det også langt, selv om den lille bestanden i Reinheimen har kortet inn avstanden noe. Det er imidlertid dokumentert vandring av fjellrev flere ganger mellom disse delbestandene. Fjelltraktene mellom disse to kjernebestandene kan helt sikkert huse fjellrev, men det er aldri kartlagt hi i disse områdene, så det er lite forkunnskap å bygge på for iverksetting av tiltak. En eventuell nyetablering her kunne ha stor betydning for levedyktigheten til fjellreven i Sør-Norge. Før det er aktuelt bør det gjennomføres grundigere kartlegging.

Rekkefølgen i disse forslagene representerer ikke en prioritering. Forslagene bør derfor diskuteres nærmere i et bredere forum, f.eks. i referansegruppa for bevaring av fjellrev. Den romlige metapopulasjonsmodellen som er under utarbeiding i Biodiversa-prosjektet Arctic Fox Europe

vil etter hvert kunne presentere teoretiske utfall av tiltak i ulike fjellfragmenter (både med og uten fjellrev), som kan gi grunnlag for slike prioriteringer i framtiden.

Andre aktuelle tiltak som kan opprettholde bæreevnen for fjellrev

Denne rapporten omtaler ikke andre aktuelle tiltak, men det kan være verdt å gjenta at Kunnskapsgrunnlaget for prioriterte arter (Kyrkjeeide mfl. 2023) går langt i å foreslå alternative tiltak rettet direkte mot å opprettholde bæreevnen for fjellrev. Det anbefales i kunnskapsgrunnlaget for fjellrev blant annet å sette i verk avbøtende tiltak som bidrar til å fjerne næringstilgangen knyttet til ulike former for menneskelig aktivitet, som vil begrense muligheten for etablering av rødrev og andre generalistarter i høyfjellet. Videre anbefales det å vektlegge økosystemforvaltning framfor enkeltartforvaltning, med mål om å forvalte større rovdyr, som jerv, og tamrein/villrein, på en måte som gir naturlige tettheter av disse (se Kyrkjeeide mfl. 2023). Disse nye tiltakene vil kunne bidra i positiv retning, og vil også kunne ha en langsiktig effekt med tanke på forbedret bæreevne for fjellreven.

5 Referanser

- Angerbjörn, A., Eide N. E., Dalén, L., Elmhagen, B., Hellström, P., Ims, R. A., Killengreen, S., Landa, A., Meijer, T., Mela, M., Niemimaa, J., Norén, K., Tannerfeldt, M., Yoccoz, N., Henttonen, H. 2013. Carnivore conservation in practice: replicated management actions on a large spatial scale. *Journal of Applied Ecology*, 50, 59-67. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12033>
- Araki, H., Cooper, B. & Blouin, M.S. 2007. Genetic Effects of Captive Breeding Cause a Rapid, Cumulative Fitness Decline in the Wild. *Science* 318(5847): 100. doi:10.1126/science.1145621
- Arntsen, L.G., Hasselgren, M., Kvalnes, T., Hagen, I.J., Jensen, H., Nören, K., Ulvund, K.R., Rød-Eriksen, L., Landa, A., Jackson, C.R., Angerbjörn, A., Eide, N.E. & Flagstad, Ø. In prep. Inbreeding depression in a recently re-established Arctic fox population
- Artsdatabanken (2021, 24. november). Norsk rødliste for arter 2021. <https://www.artsdatabanken.no/rodlisteforarter/2021>.
- Belkhir K, Borsa P, Goudet J, Chikhi L, Bonhomme F (1999) GENETIX, Logiciel Sous Windows TM Pour la Gntique Des Populations. Laboratoire Gnome et populations, CNRS UPR 9060, Universit de Montpellier II, Montpellier, France.
- Chang, C. C., Chow, C. C., Tellier, L. C., Vattikuti, S., Purcell, S. M., & Lee, J. J. (2015). Second-generation PLINK: rising to the challenge of larger and richer datasets. *Gigascience*, 4, 7. <https://doi.org/10.1186/s13742-015-0047-8>
- Christie, M.R., Marine, M.L., French, R.A. & Blouin, M.S. 2012. Genetic adaptation to captivity can occur in a single generation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(1): 238-242. doi:10.1073/pnas.1111073109
- Dalén, L., Kvaløy, K., Linnell, J.D.C., Elmhagen, B., Strand, O., Tannerfeldt, M., Henttonen, H., Fuglei, E., Landa, A. & Angerbjörn, A. 2006. Population structure in a critically endangered arctic fox population: does genetics matter? *Molecular Ecology* 15(10): 2809-2819. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.02983.x>
- Decaro, N., Martella, V. and Buonavoglia, C., 2008. Canine adenoviruses and herpesvirus. *Veterinary Clinics of North America: Small Animal Practice*, 38(4), pp.799-814.
- Direktoratet for naturforvaltning 2003. Handlingsplan for fjellrev. Rapport 2003-2.
- Eide, N.E., Landa, A., Flagstad, Ø., Andersen, R., Dijk, J.V., Meås, R., Berntsen, F.E. & Bruteig, I.E. 2009. Bevaringsbiologi fjellrev 2007-2008, framdriftsrapport NINA Rapport 390
- Eide, N.E., Wallén, J., Ikonen, J., Rød-Eriksen, L., Spets, M., Flagstad, Ø., Ollila, T. & Ulvund, K. 2024. Overvåking av fjellrev i Sverige, Norge og Finland 2024. Bestandsstatus for fjellrev i Fennoskandia 1-2024. Naturhistoriska riksmuseet (NRM), Norsk institutt for naturforskning (NINA) och/og/ja Metsähallitus (MH).
- Eide, N. E., Ulvund, K., Rød-Eriksen, L., Sandercock, B.K., Jackson, C., Kleven, O. & Flagstad, Ø. 2022. Fjellrev i Norge 2022. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 2200. Norsk institutt for naturforskning.
- Elmhagen, B., Hersteinsson, P., Norén, K., Unnsteinsdóttir, ER. & Angerbjörn, A. 2014. From breeding pairs to fox towns: The social organisation of arctic fox populations with stable and fluctuating availability of food. *Polar Biology* 37: 111–122.
- Flagstad Ø, Andersskog IP, Eide NE Ulvund KR, Jackson C, Landa A, Noren K, Hasselgren M, Ryman N, Angerbjörn A, Jensen H. *In prep*. Effective size of the Scandinavian arctic fox population - implications to conservation and long-term viability.
- Framstad, E. (red.) 2021. Terrestrisk naturovervåking i 2020: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1972. Norsk institutt for naturforskning.
- Fuglei, E., Ehrich, D., Killengreen, S.T., Rodnikova, A.Y., Sokolov, A.A. and Pedersen, Å.Ø., 2017. Snowmobile impact on diurnal behaviour in the Arctic fox. *Polar Research*, 36(sup1), p.10.

- Gilbert, K. J., & Whitlock, M. C. (2015). Evaluating methods for estimating local effective population size with and without migration. *Evolution*, 69(8), 2154–2166. <https://doi.org/10.1111/evo.12713>
- Goudet 2005 Hierfstat, a package for r to compute and test hierarchical F-statistics. *Molecular Ecology Notes* 5(1), 184-186. DOI:10.1111/j.1471-8286.2004.00828.x
- Hasselgren, M., Angerbjörn, A., Eide, N.E., Erlandsson, R., Flagstad, Ø., Landa, A., Wallén, J. & Norén, K. 2018. Genetic rescue in an inbred arctic fox (*Vulpes lagopus*) population. *Proceedings of the Royal Society Series B*. 285. DOI:10.1098/rspb.2017.2814.
- Hasselgren, M., Dussex, N., von Seth, J., Angerbjörn, A., Dalén, L. and Norén, K., 2024. Strongly deleterious mutations influence reproductive output and longevity in an endangered population. *Nature Communications*, 15(1), p.8378.
- Hedrick, P.W. & Garcia-Dorado, A. 2016. Understanding Inbreeding Depression, Purging, and Genetic Rescue. *Trends in Ecology & Evolution* 31(12): 940-952. doi:<https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.09.005>
- Hemphill, E.K., Flagstad, Ø., Jensen, H., Nórén, K., Wallén, J., Landa, A., Angerbjörn, A. and Eide, N.E. 2020. Genetic consequences of conservation action: restoring the arctic fox (*Vulpes lagopus*) population in Scandinavia. *Biological Conservation* 248. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108534>.
- Henden, J.A., Ehrich, D., Soininen, E.M. and Ims, R.A., 2021. Accounting for food web dynamics when assessing the impact of mesopredator control on declining prey populations. *Journal of Applied Ecology*, 58(1), pp.104-113. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13793>
- Herfindal, I., Linnell, J.D., Elmhagen, B., Andersen, R., Eide, N.E., Frafjord, K., Henttonen, H., Kailusalo, A., Mela, M., Tannerfeldt, M. and Dalén, L., 2010. Population persistence in a landscape context: the case of endangered arctic fox populations in Fennoscandia. *Ecography*, 33(5), pp.932-941.
- Ims, R.A., Killengreen, S.T., Ehrich, D., Flagstad, Ø., Hamel, S., Henden, J.-A., Jensvoll, I. & Yoccoz, N.G. 2017. Ecosystem drivers of an arctic fox population at the western fringe of the Eurasian Arctic. *Polar Research* 36. DOI:10.1080/17518369.2017.1323621
- IUCN. 2012. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iii + 41pp.
- Jackson, C.R., Rød-Eriksen, L., Mattisson, J., Flagstad, Ø., Landa, A., Miller, A.L., Eide, N.E. & Ulvund, K.R. 2023. Predation of endangered Arctic foxes by Golden eagles: What do we know? *Ecology and Evolution* 13(3): e9864. doi:<https://doi.org/10.1002/ece3.9864>
- Jackson, C.R., Furnes, M.W., Mjøen, T., Eriksen, L.B., Rød-Eriksen, L., Arntsen, L.G., Eide, N.E., Flagstad, Ø. & Ulvund, K. 2024. Avlsprogrammet for fjellrev 2021-2023. NINA Rapport 2456. Norsk institutt for naturforskning.
- Jackson, C., Furnes, M., Rød-Eriksen, L., Yap, K.N., Davey, M., Fossøy, F., Flagstad, Ø., Eide, N.E., Mjøen, T. & Ulvund, K. 2024b. Subclinical thiamine deficiency results in failed reproduction in Arctic foxes. *Veterinary Medicine and Science* 10(2): e1358. doi:<https://doi.org/10.1002/vms3.1358>
- Jamieson, I. G., & Allendorf, F. W. (2012). How does the 50/500 rule apply to MVPs? *Trends in Ecology & Evolution*, 27(10), 578-584. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.001>
- Jepsen, J.U., Speed, J.D.M., Austrheim, G., Rusch, G., Petersen, T.K., Asplund, J., Bjerke, J.W., Bjune, A.E., Eide, N.E., Herfindal, I., Ims, R.A., Israelsen, M.F., Kapfer, J., Kolstad, A.L., Nordén, J., Sandercock, B., Stien, J., Tveito, O.E., Yoccoz, N.G. 2022. Panel-based Assessment of Ecosystem Condition – a methodological pilot for four terrestrial ecosystems in Trøndelag. NINA Report 2094. <https://hdl.handle.net/11250/2982411>
- Kalinowski, S.T., Hedrick, P.W. & Miller, P.S. 2000. Inbreeding Depression in the Speke's Gazelle Captive Breeding Program. *Conservation Biology* 14(5): 1375-1384. doi:<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98209.x>

- Kardos, M., Armstrong, E.E., Fitzpatrick, S.W., Hauser, S., Hedrick, P.W., Miller, J.M., Tallmon, D.A. and Funk, W.C., 2021. The crucial role of genome-wide genetic variation in conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(48), p.e2104642118.
- Kendall, W.L. 1999. Robustness of closed capture-recapture methods to violations of the closure assumption. *Ecology* 80: 2517-2525. <https://doi.org/10.2307/177237>
- Kleiven, E.F., Framstad, E., Bakkestuen, V., Böhner, H., Cretois, B., Frassinelli, F., Ims, R.A., Jepsen, J.U., Soininen, E.M. & Eide, N.E. 2022. Ny nasjonal smågnagerovervåking i fjell basert på kame-rafeller. Forslag til innsamlingsdesign og dataprosessering. NINA Rapport 2170. Norsk institutt for naturforskning.
- Kyrkjeeide, M.O., Evju, M., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Bakkestuen, V., Brandrud, T.E., Bratli, H., Dervo, B., Eide, N.E., Endrestøl, A. and Gosselin, M.P., 2023. Fra Rød til grønn: Kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper. NINA Rapport nr 2280. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Landa, A., Tovmo, M., Flagstad, Ø., Eide, N., Ulvund, K.R. & Andersen, R. 2012. Avlsprogrammet for fjellrev. Årsrapport 2011. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Landa, A., Flagstad, Ø., Areskoug, V., Linnell, J.D.C., Strand, O., Ulvund, K.R., Thierry, A.-M., Rød-Eriksen, L. & Eide, N.E. 2017. The endangered Arctic fox in Norway—the failure and success of captive breeding and reintroduction. *Polar Research* 36(sup1): 9. doi:<https://doi.org/10.1080/17518369.2017.1325139>
- Landa, A. Rød-Eriksen, L., Ulvund, K.R., Jackson, C. R., Thierry, A.-M., Flagstad, Ø., Eide, N.E. 2022. Conservation of the endangered Arctic fox in Norway - are successful reintroductions enough?. *Biological Conservation* 275: 109774 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109774>.
- Larm, M., Brundin, E., Stålhandske, T. and Angerbjörn, A., 2020a. Arctic fox responses to tourism activity. *The Journal of Wildlife Management*, 84(4), pp.821-828.
- Larm, M., Brundin, E., Stålhandske, T. and Angerbjörn, A., 2020b. Arctic fox responses to tourism activity. *The Journal of Wildlife Management*, 84(4), pp.821-828.
- Larm, M., Norén, K. and Angerbjörn, A., 2021. Temporal activity shift in arctic foxes (*Vulpes lagopus*) in response to human disturbance. *Global Ecology and Conservation*, 27, p.e01602.
- Liberg, O., Andrén, H., Pedersen, H. C., Sand, H., Sejberg, D., Wabakken, P., Åkesson, M., & Bensch, S. (2005). Severe inbreeding depression in a wild wolf (*Canis lupus*) population. *Biology Letters*, 1(1), 17-20. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2004.0266>
- Loison, A., Strand, O. & Linnell, J.D.C. 2001. Effect of temporal variation in reproduction on models of population viability: a case study for remnant arctic fox (*Alopex lagopus*) populations in Scandinavia. *Biological Conservation* 97: 347–359. DOI:10.1016/S0006-3207(00)00134-8
- Lukacs, P.M. and Burnham, K.P. 2005. Review of capture recapture methods applicable to noninvasive genetic sampling. *Molecular Ecology* 14: 3909–3919. doi: 10.1111/j.1365-294X.2005.02717.x
- Manel, S., & Holderegger, R. (2013). Ten years of landscape genetics. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(10), 614-621. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.05.012>
- Miljødirektoratet 2017. Handlingsplan for fjellrev (*Vulpes lagopus*), Norge-Sverige 2017-2021. Eide, N.E., Elmhagen, B., Norén, K., Killengreen, S.T., Wallén, J.F., Ulvund, K., Landa, A., Ims, R.A., Flagstad, Ø., Ehrich D. og Angerbjörn A. M-794. 46 s.
- Miller, A., Eide, N.E., Tryland, M. & Ytrehus, B. In prep. Risikovurdering av helsetrusler hos fjellrev i Norge og forslag til beredskapsplan(er). NINA Rapport [2132]. Norsk institutt for naturforskning.
- Mueller, S.A., Prost, S., Anders, O., Breitenmoser-Würsten, C., Kleven, O., Klinga, P., Konec, M., Kopatz, A., Krojerová-Prokešová, J., Middelhoff, T.L., Obexer-Ruff, G., Reiners, T.E., Schmidt, K., Sindičič, M., Skrbinšek, T., Tām, B., Saveljev, A.P., Naranbaatar, G. & Nowak, C. 2022. Genome-wide diversity loss in reintroduced Eurasian lynx populations urges immediate conservation management. *Biological Conservation* 266: 109442. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109442>

- Nater, C.R., Hofhuis, S.P., Grainger, M., Flagstad, Ø., Ims, R.A., Killengreen, S.T. and Ehrich, D., 2024. An integrated population modelling workflow for supporting mesopredator management. <https://doi.org/10.32942/X2Z33G>
- Nordiska Jordbruksforskning Förening. 1981. Torrfodderförsök med blåräv. NJF seminarium nr 20, Forssa, Finland.
- Norén, K., Godoy, E., Dalén, L., Meijer, T. and Angerbjörn, A., 2016. Inbreeding depression in a critically endangered carnivore. *Molecular ecology*, 25(14), pp.3309-3318.
- Nybø, S. & Evju, M. 2017. Fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertråd for økologisk tilstand, Trondheim. s 1-247.
- Otis, D. L., K. P. Burnham, G. C. White, and D. R. Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62:21–50.
- Pritchard J.K., M. Stephens, and P. Donnelly. 2001. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155, 945-959. Doi:10.1093/genetics/155.2.945
- Quinn, C. B., Alden, P. B., & Sacks, B. N. (2019). Noninvasive Sampling Reveals Short-Term Genetic Rescue in an Insular Red Fox Population. *Journal of Heredity*, 110(5), 559-576. <https://doi.org/10.1093/jhered/esz024>
- Quinn, C. B., Preckler-Quisquater, S., Buchalski, M. R., & Sacks, B. N. (2024). Whole Genomes Inform Genetic Rescue Strategy for Montane Red Foxes in North America. *Molecular Biology and Evolution*, 41(9), Article msae193. <https://doi.org/10.1093/molbev/msae193>
- Rollinson, N., Keith, D.M., Houde, A.L.S., Debes, P.V., McBride, M.C. & Hutchings, J.A. 2014. Risk Assessment of Inbreeding and Outbreeding Depression in a Captive-Breeding Program. *Conservation Biology* 28(2): 529-540. doi:<https://doi.org/10.1111/cobi.12188>
- Rød-Eriksen, L., Bommerlund, J., Norén, K., Flagstad, Ø., Landa, A., & Eide, N. E. In prep. Movement patterns of wild and captive-bred Arctic foxes in Scandinavia.
- Spibey, N., Greenwood, N.M., Sutton, D., Chalmers, W.S.K. and Tarpey, I., 2008. Canine parvovirus type 2 vaccine protects against virulent challenge with type 2c virus. *Veterinary microbiology*, 128(1-2), pp.48-55.
- Thierry, A.M., De Bouillane De Lacoste, N., Ulvund, K., Andersen, R., MeÅs, R., Eide, N.E. and Landa, A., 2020. Use of supplementary feeding dispensers by Arctic foxes in Norway. *The Journal of Wildlife Management*, 84(4), pp.622-635.
- Tovmo, M., Bretten, T., Eide, N. E., Jaxgård, P., König, M., Liljemark, L. & Norén, K. 2016. Forslag til samordning av overvåkingsprogrammene på fjellrev i Norge og Sverige. NINA Kortrapport. Norsk institutt for Naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2426632>
- Tryland, M., Balboni, A., Killengreen, S.T., Mørk, T., Nielsen, O., Yoccoz, N.G., Ims, R.A. & Fuglei, E. 2018. A screening for canine distemper virus, canine adenovirus and carnivore protoparvoviruses in Arctic foxes (*Vulpes lagopus*) and red foxes (*Vulpes vulpes*) from Arctic and sub-Arctic regions of Norway. *Polar Research* 37(1): 1498678. doi:10.1080/17518369.2018.1498678
- Ulvund, K., Flagstad, Ø., Rød-Eriksen, L., Arntsen, L.G., Birkeland, L.E., Jackson, C., Kleven, O., Sandercock, B.K. & Eide, N.E. 2023. Fjellrev i Norge 2023. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 2344. Norsk institutt for naturforskning
- Ulvund, K., Flagstad, Ø., Sandercock, B.K., Kleven, O., Landa, A. & Eide, N. E. 2019. Fjellrev i Norge 2019. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 1737. Norsk institutt for Naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2643424>
- Ulvund, K., Miller, A.L., Meås, R., Mjøen, T., Rød-Eriksen, L., Flagstad, Ø., Eide, N.E., Landa, A. & Jackson C.R. 2021. Avlsprogrammet for fjellrev – Årsrapport 2020. NINA Rapport 1964. Norsk institutt for naturforskning.
- Ulvund, K., Rød-Eriksen, L., Hovstad, K.A., Flagstad, Ø., Jackson, C., Ehrich, D., Ims, R.A., Angerbjörn, A., Landa, A., Eide, N.E. In prep. Effects of supplementary feeding on reproductive success and survival in Arctic fox.

- Wallén, J., Erlandsson, R., Larm, M., Meijer, T., Norén, K. and Angerbjörn, A., 2024. Consequences of repeated sarcoptic mange outbreaks in an endangered mammal population. *Ecography*, 2024(10), p.e07291.
- Wallén, J., Norén, K., Angerbjörn, A., Eide, N.E., Landa, A. & Flagstad, Ø. 2023a. Context-dependent demographic and genetic effects of translocation from a captive breeding project. *Animal Conservation* 26(3): 412-423. doi:<https://doi.org/10.1111/acv.12831>
- Wallén, J., Ulvund, K., Rød-Eriksen, L., Birkeland Eriksen, L., Flagstad, Ø., Ollila, T. & Eide, N.E. 2023b. Inventering av fjällräv i Norge, Sverige och Finland 2023/ Övervakning av fjellrev i Norge, Sverige og Finland 2023/ Naaliseuranta Norjassa, Ruotsissa ja Suomessa 2023. Beståndsstatus för fjällräv i Fennoskandia/ Bestandsstatus for fjellrev i Fennoskandia/ Naalikannan tila Fennoskandia. Naturhistoriska riksmuseet (NRM), Norsk institutt for naturforskning (NINA) og/och/ja Metsähallitus (MH).
- Waples, R. S., & Do, C. (2010). Linkage disequilibrium estimates of contemporary Ne using highly variable genetic markers: A largely untapped resource for applied conservation and evolution. *Evolutionary Applications*, 3(3), 244–262. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2009.00104.x>
- Waples, R. S., & England, P. R. (2011). Estimating contemporary effective population size on the basis of linkage disequilibrium in the face of migration. *Genetics*, 189(2), 633–644. <https://doi.org/10.1534/genetics.111.132233>
- Weir, B. S., & Cockerham, C. C. (1984). Estimating F-Statistics for the Analysis of Population Structure. *Evolution*, 38(6), 1358–1370. <https://doi.org/10.2307/2408641>
- White, G.C., Burnham, K.P., 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Stud.* 46, 120–139.
- Wilson, G.A. & Rannala, B. (2003) Bayesian inference of recent migration rates using multilocus genotypes. *Genetics* 163: 1177-1191.
- Åkerstedt, J., Lillehaug, A., Larsen, I.L., Eide, N.E., Arnemo, J.M. and Handeland, K., 2010. Serosurvey for canine distemper virus, canine adenovirus, *Leptospira interrogans*, and *Toxoplasma gondii* in free-ranging canids in Scandinavia and Svalbard. *Journal of wildlife diseases*, 46(2), pp.474-480.

Vedlegg 1 - Status for utvalgte fjellområder 2009–2024

Innholdsfortegnelse

Beskrivelse av innholdet i delkapitlene.....	72
Kort oppsummering av status for alle delbestander	72
Sør-Norge Sør	
Hardangervidda.....	73
Finse.....	76
Sør-Norge Nord	
Reinheimen.....	80
Snøhetta.....	82
Knutshø.....	85
Forollhogna.....	87
Midt-Norge	
Kjølifjellet-Sylane	89
Blåfjellet, Hestkjølen og Skjækerfjellet	92
Børgefjell	95
Nordland	
Artfjellet.....	98
Junkeren.....	100
Saltfjellet.....	102
Nord-Norge	
Indre Troms.....	106
Reisa Sør.....	109
Reisa Nord.....	110
Ifjordfjellet.....	113
Varangerhalvøya.....	114
Referanser.....	117

Beskrivelse av innholdet i delkapitlene

I dette vedlegget presenterer vi en kort historikk og status for de fjellområdene som har aktivitet av fjellrev, og områder der det er nedlagt betydelig innsats i form av tiltak som kan styrke lokale delbestander. Vi presenterer resultater fra og med 2008, da individbasert overvåking, gjennom innsamling av DNA, kom inn som en del av overvåkingsprogrammet. Tidsserier på 17 år (2008–2024) vises i to samlefigurer, samt en figur som viser endring i kullstørrelse i samme tidsperiode, og en tabell-oversikt over gjennomførte og pågående tiltak i delbestandene innenfor samme tidsperiode. Det gjøres også en kort beskrivelse av smågnagersituasjonen inneværende år, med prognoser for neste år. Et utvalg av disse parameterne er gjengitt summarisk i **Tabell V1**.

Figurene som oppsummerer hikontrollene gir en samlet oversikt over følgende parametere:

- Overvåkingsinnsats (antall hi kontrollert)
- Antall hi med aktivitet vinterstid (01. oktober–30. mai; fjellrev, rødrev og ukjent art)
- Antall ynglinger (fjellrev, rødrev), dokumenterte og antatte
- Antall hilokaliteter med utsetting av fjellrev fra Avlsprogrammet

Figurene som oppsummerer DNA-analysene, gir en oversikt over følgende parametere:

- Antall prøver samlet inn (01. oktober–30. mai)
- Antall individer identifisert
- Gjenfangst av tidligere kjente individer
- Bestandsstørrelse basert på fangst/gjenfangst ($N\text{-hat}$), 3-år glidende gjennomsnitt
- Effektiv bestandsstørrelse (N_e), gjennomsnitt for 3-års perioder (bare hvis nok data)

Kort oppsummering av resultatene i vedlegget

Tabell V1. Oppsummering av gjennomførte (antall fjellrev satt ut i området) og pågående tiltak (antall førautomater, områder med intensivt uttak av rødrev), trend i utvikling av kullstørrelse, estimert bestandsstørrelse ($\hat{N}$, siste treårs-perioden (2022–2024), estimert effektiv bestandsstørrelse (N_e), trend i utvikling av N_e , samt smågnagerfase 2024 og forventet smågangerfase 2025 (bunn = bunnår, opp = oppgangår, topp = toppår).

Fjellområde	Tiltak			Kullstr. trend	Bestandsstørrelse			Smågnagere	
	Utsett	Føring	Rødrev		$\hat{N}_{22-24}$	$N_{e, 24}$	Trend	2024	2025
Hardangervidda	128	19		Positiv	38,2	10,9	Negativ	opp	topp
Finse	71	21		Ingen	30,6	15,1	Opp/Ned	opp	topp
Reinheimen		2		-	2,8	NA	NA	bunn	opp
Snøhetta	62	12		Negativ	33,4	22,1	Positiv	bunn	opp
Knutshø	18	3		-	NA	NA	NA	bunn	opp
Forollhogna		2		-	NA	NA	NA	opp	topp
Skardsfjella		1		-	NA	NA	NA	opp	topp
Kjølifjellet-Sylane	5	7		Negativ	23,9	26,3	Ned/Opp	opp	topp
Blåfjella/Hestkjølen		10		Ingen	18,1	17,0	Ned/Opp	opp	topp
Børgefjell				Ingen	18,1	19,9	Positiv	opp	topp
Artfjellet		2			4,2	NA	NA	opp	topp
Junkeren	61	8		Negativ	7,6	NA	NA	opp	topp
Saltfjellet		10		Negativ	34,4	16,2	Opp/Ned	opp	topp
Indre Troms		5		Negativ	15,3	7,2	Ned/Opp	bunn	bunn
Reisa sør	36	4		-	NA	NA	NA	bunn	bunn
Reisa nord		5	(x)	-	4,7	3	Negativ	bunn	bunn
Varangerhalvøya	67	20	x	Positiv	37,3	14,1	Positiv	bunn	bunn

Hardangervidda

Hardangervidda har historisk vært et viktig leveområde for fjellreven, men på grunn av pelsjakt var fjellrevbestanden nærmest utryddet på Hardangervidda allerede på 1920-tallet (Høst 1935). Fram mot 1980 var bestanden stabilt lav, med et anslag på mellom 30 og 100 individer (Østbye mfl. 1978). Fra 1980-årene ble det dokumentert sporadisk aktivitet og yngling av fjellrev, men også en økning i antall rødrevynglinger i opprinnelige fjellrevhi (Linnell mfl. 1999). I 2007 ble det gjennomført omfattende kontroll av mange av de eldre kjente hilokalitetene, samt søk etter nye hi for å skaffe en oversikt over status og rødrevens bruk av området. Etter innvandring fra Finse ble det i 2012 registrert vinteraktivitet av fjellrev på nordvestre del av Hardangervidda og det ble da satt ut fôrautomater i området.

Tiltak i fjellområdet

Det er satt ut til sammen 128 fjellrever fra Avlsprogrammet i dette fjellområdet; 123 over de seks årene 2013–2018, og 5 (født i 2023) ble satt ut vinteren 2024. Den siste utsettingen med tanke på å bidra til oppretting av svært lav effektiv bestandsstørrelse (**Figur V3**). Totalt er det nå 19 fôrautomater på 19 lokaliteter i dette fjellområdet (**Tabell V2**). Det ble sommeren 2022 og 2023 gjennomført medisinerings mot skabb (se neste side).

Tabell V2. Oversikt over gjennomførte og pågående tiltak på Hardangervidda 2008–2024. Utsatte valper står anført på året de er født, selv om de er satt ut påfølgende vinter.

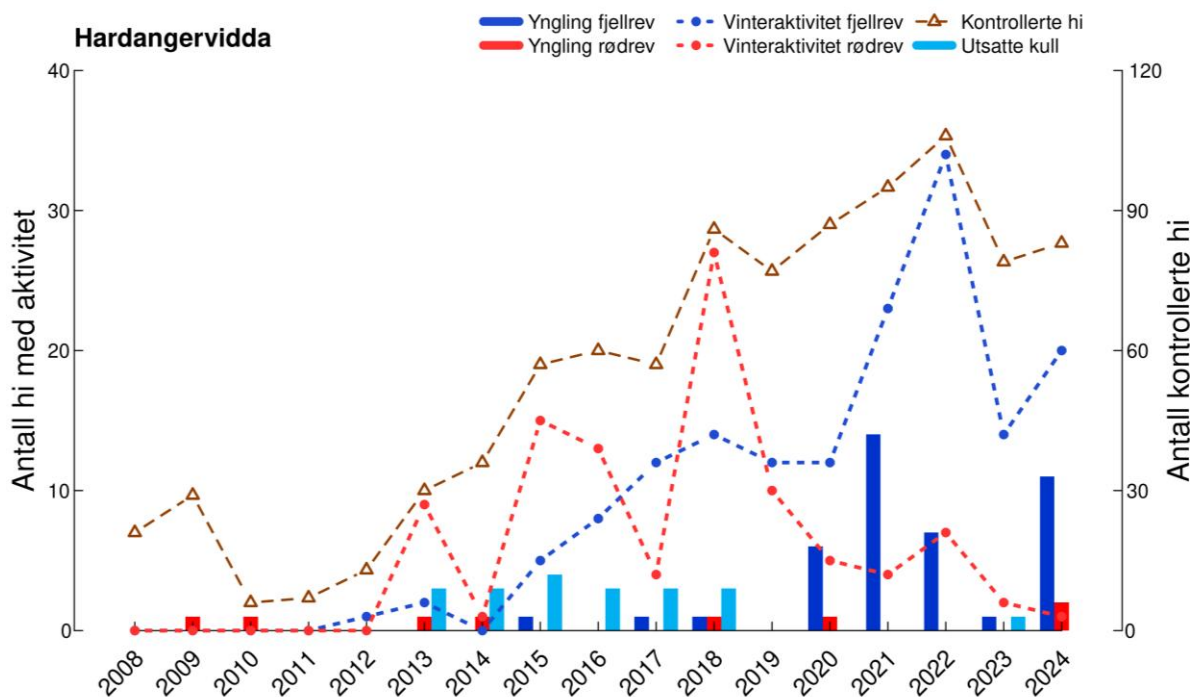
Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Fôring:					4	4	11	10	10	10	12	14	18	19	19	19	19
Ant. lokaliteter																	
Ant. automater					4	4	15	14	14	14	17	19	18	19	19	19	19
Utsetting:						4	3	4	3	3	3					1	
Ant. grupper																	
Ant. individ						30	16	23	18	17	19					5	
Uttak rødrev (ant.)													2				

Aktivitet og ynglinger

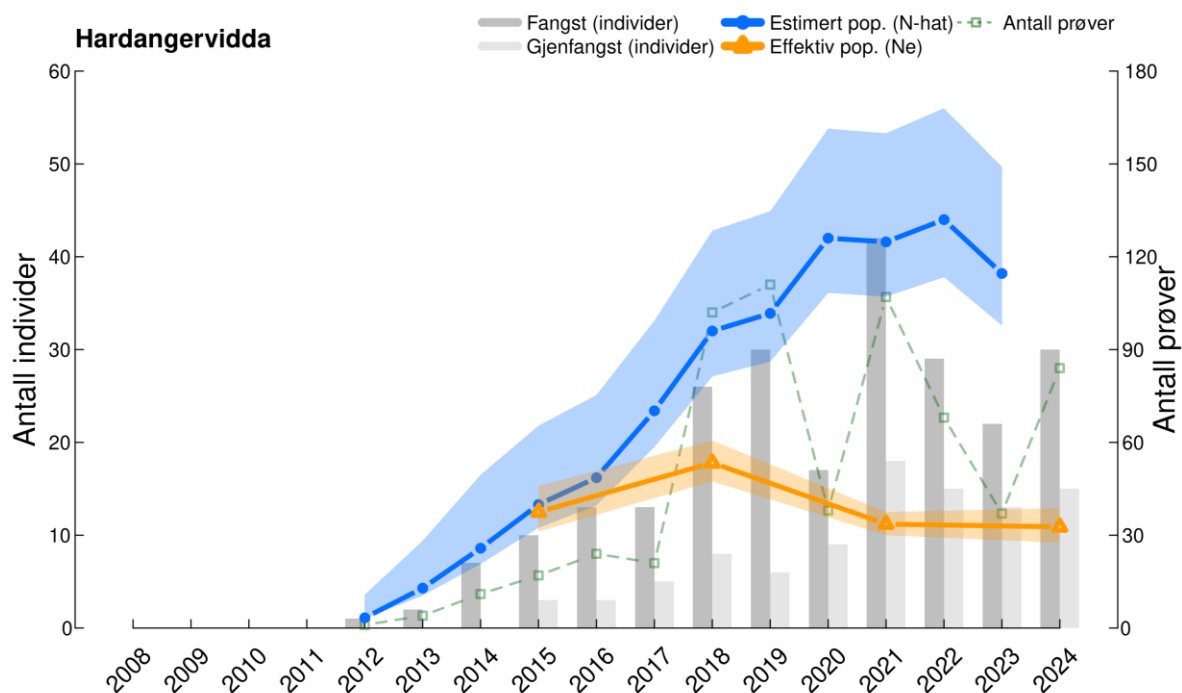
I 2024 ble 83 av totalt 132 kjente fjellrevhi kontrollert på Hardangervidda. Antall hi med vinteraktivitet har tatt seg opp igjen, som trolig henger sammen med høyere tetthet av smågnagere og da fastere tilhold på hiene. På sommeren ble det dokumentert 11 kull, med i alt 54 valper (kullstørrelse fra 1–8). (**Figur V1**). Gjennomsnittlig kullstørrelse har gått opp gjennom perioden med ynglinger (**Figur V3**), som kan være drevet av år med gode forekomster av lemen. Det er fortsatt deler av Hardangervidda som ikke er like godt kartlagt, særlig i ytterkanten både vestover og østover. Sør for E 134 over Haukelid har det lengre tid vært mistanke om forekomst av fjellrev. Økt fokus på fjellrev under vinterfeltarbeid vil trolig avdekke eventuell ny aktivitet. Forekomst av rødrev ved fjellrevhi har vært betydelig, men ser ut til å stabilisere seg på et lavere nivå. I år ble det registrert yngling av rødrev i to av fjellrevhiene.

Bestandsstørrelse og antall individer

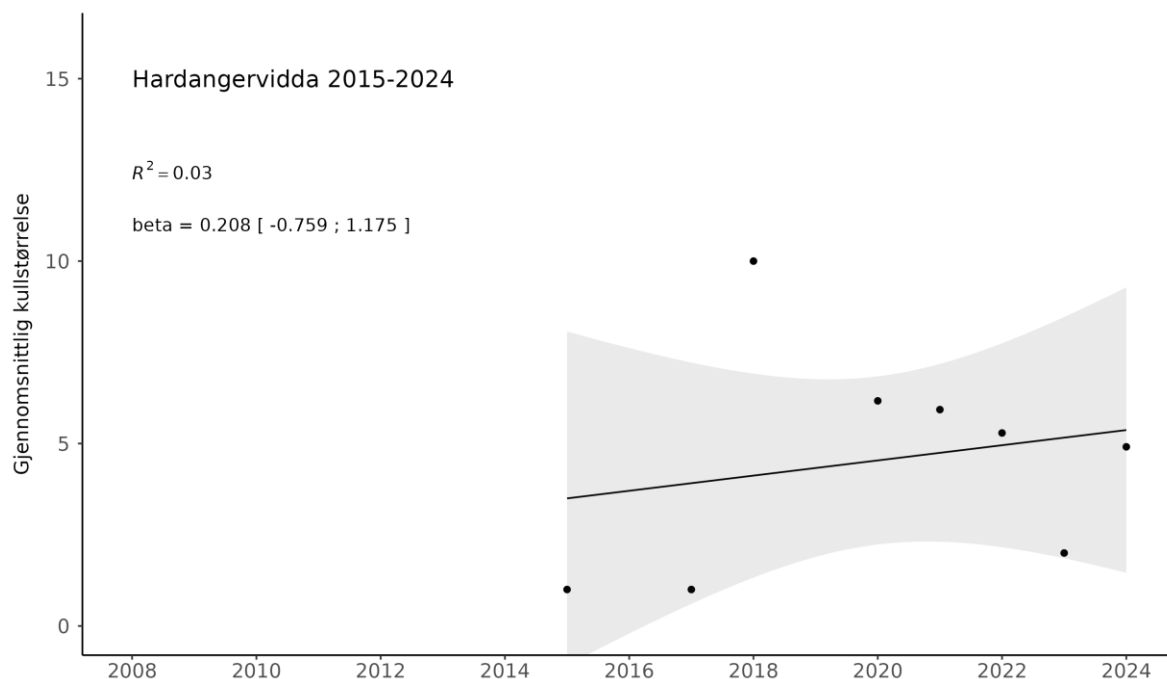
På Hardangervidda registrerte vi 30 individer fra 115 fungerende prøver vinteren 2023/2024. Dette gir et treårssnitt for bestandsstørrelse på 38 rever (33–50; 95 % KI), **Figur V2**. Bestanden på Hardangervidda økte betydelig fra ca. 15 rever i 2015 til i overkant av 40 rever fem år senere. Den effektive bestandsstørrelsen har sunket fra 17,8 (15,8–20,2; 95 % KI) i perioden 2017–2019 til 10,9 (9,2–12,9; 95 % KI) i perioden 2023–2024.



Figur V1. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet, antall ynglinger av fjellrev og rødrev, samt antall lokaliteter med utsetting av fjellrevvalper fra Avlsprogrammet på Hardangervidda i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V2. Antall individer på Hardangervidda identifisert fra DNA-analyse av vintermaterialet fra 2009–2024, antall tidligere kjente individer, estimert bestandsstørrelse ($N_{\hat{t}}$, 3-års glidende gjennomsnitt) og effektiv bestandsstørrelse (N_e , gjennomsnitt for 3-års perioder) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.



Figur V3. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos fjellrev. Prikkene viser gjennomsnittlig antall valper per kull per år i alle dokumenterte kull på Hardangervidda i perioden 2015–2024. Hel linje uttrykker endring i gjennomsnittlig kullstørrelse over år $\pm$ 2SE (grått felt).

Tilstand smånagere

Smågnagerfangstene ved Møsvatn, i sørøstre del av Hardangervidda, er de nærmeste til å representere fjellområdet. Her har det siden oppstarten av TOV (1992) vært noe ustabile og asynkronne svingninger mellom arter, men nå ser det ut til å være små topper med 3–4 års mellomrom. Høsten 2021 ble det satt opp overvåking med kameratunneler her som gir data gjennom hele året.

Forekomst 2024: oppgangsår. Kamerafellene dokumenterte økende aktivitet av mus på høsten i fjor og framover sommeren. Ingen forekomst av lemen (kamerafeller øst for Møsvatn, Nina E. Eide upubliserte data), noe som samsvarer med observasjoner gjort av naturoppsynet i denne delen av Hardangervidda, men lenger nord og vestover er det allerede en del lemen å se (Sveinung Olsnes, SNO pers. med.).

Forventet tilstand 2025: toppår. Basert på tidligere års dynamikk, med 3–4 år mellom toppårene, så forventes det toppår i 2025.

Finse

Den siste opprinnelige fjellreven på Finse, som vi med sikkerhet kjenner til, var en radiomerket tisse som døde i 2000 (Landa mfl. 2005, 2006). De registrerte ynglingene på Finse i årene 2001, 2002 og 2005, var trolig innblandet med farmrev. Etter flere sesonger med omfattende innsamling av materiale og DNA-analyser (Andersen mfl. 2005, Landa mfl. 2006, 2011) konkluderte vi med at den opprinnelige bestanden av vill fjellrev på Finse var utdødd. De få fjellrevene som fortsatt fantes på Finse, viste seg å ha opprinnelse fra revefarmer. Miljødirektoratet besluttet at farmrevene skulle tas ut og erstattes med fjellrev fra Avlsprogrammet.

Tiltak i fjellområdet

I løpet av 2009 og 2010 ble det tatt ut i alt sju rever med farmrevopprinnelse i dette fjellområdet. Allerede vinteren 2009/2010 ble det satt ut 16 fjellrever fra Avlsprogrammet på tre hilokaliteter. Vinteren 2013 ble det igjen observert og avlivet en rev med farmopprinnelse nord for riksvei 7, øst for Finse. Fra 2009 til 2012 er det satt ut til sammen 71 valper fra Avlsprogrammet i dette fjellområdet (**Tabell V3**). Det gjennomføres støttefôring ved i alt 12 hilokaliteter, mange steder er det plassert ut to fôrautomater per revir.

Tabell V3. Oversikt over gjennomførte og pågående tiltak i fjellområdet «Finse» fra 2008–2024. Merk at utsatte valper står anført på året de er født, selv om de er satt ut påfølgende vinter.

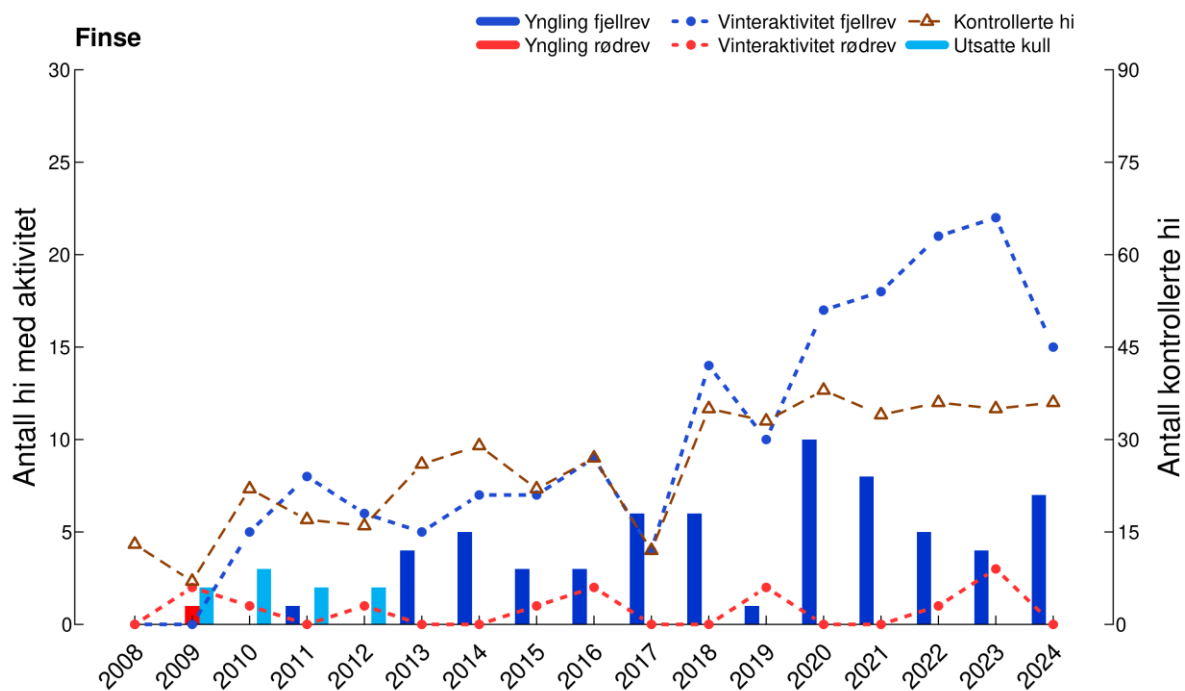
Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Fôring: Ant. lokaliteter		3	6	11	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Ant. automater		4	11	19	21	20	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21
Utsetting: Ant. grupper		3	3	2	4												
Ant. individ		16	27	14	14												
Uttak av farmrev		5	2			1											

Aktivitet og ynglinger

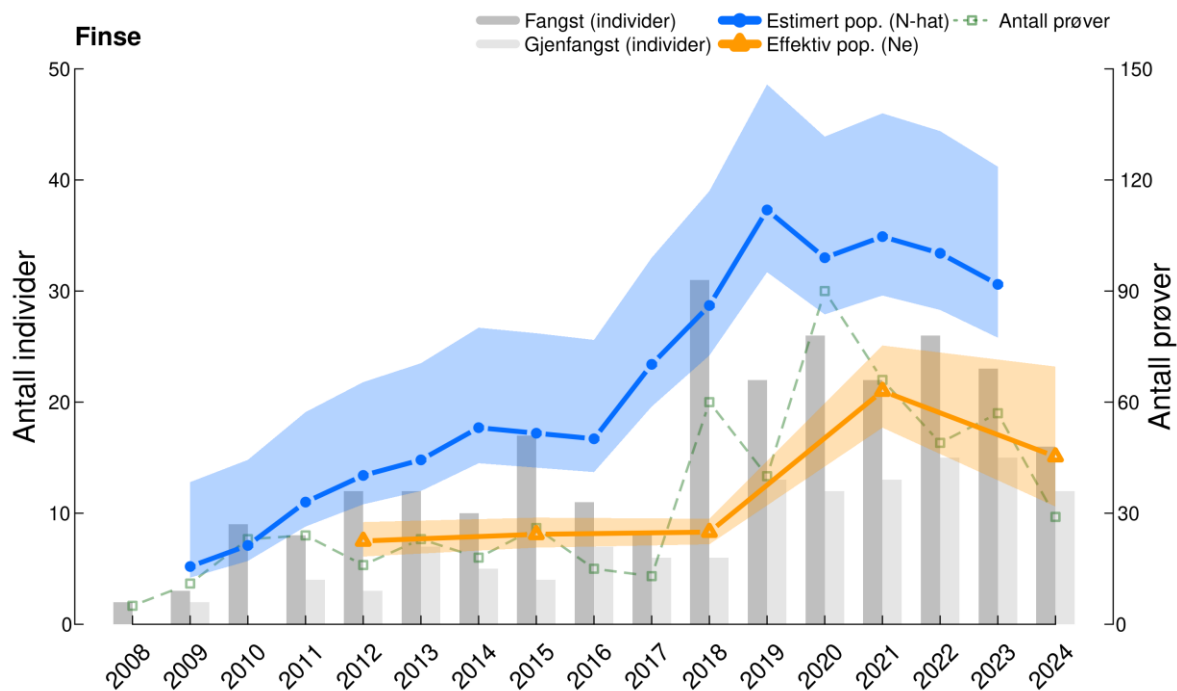
Antall hi kontrollert hi ligger stabilt rundt 40. I 2024 ble det dokumentert 7 ynglinger og i alt sett 28 fjellrevvalper (kullstørrelse fra 1–7) på Finse (**Figur V4**), med til sammen minimum 16 valper. Gjennomsnittlig kullstørrelse ser ut til å være ganske stabil (**Figur V6**). Antall hi med vinteraktivitet av fjellrev har økt gjennom hele overvåkingsperioden (på det meste 22, i 2023), men gikk i vinter noe tilbake.

Bestandsstørrelse og antall individer

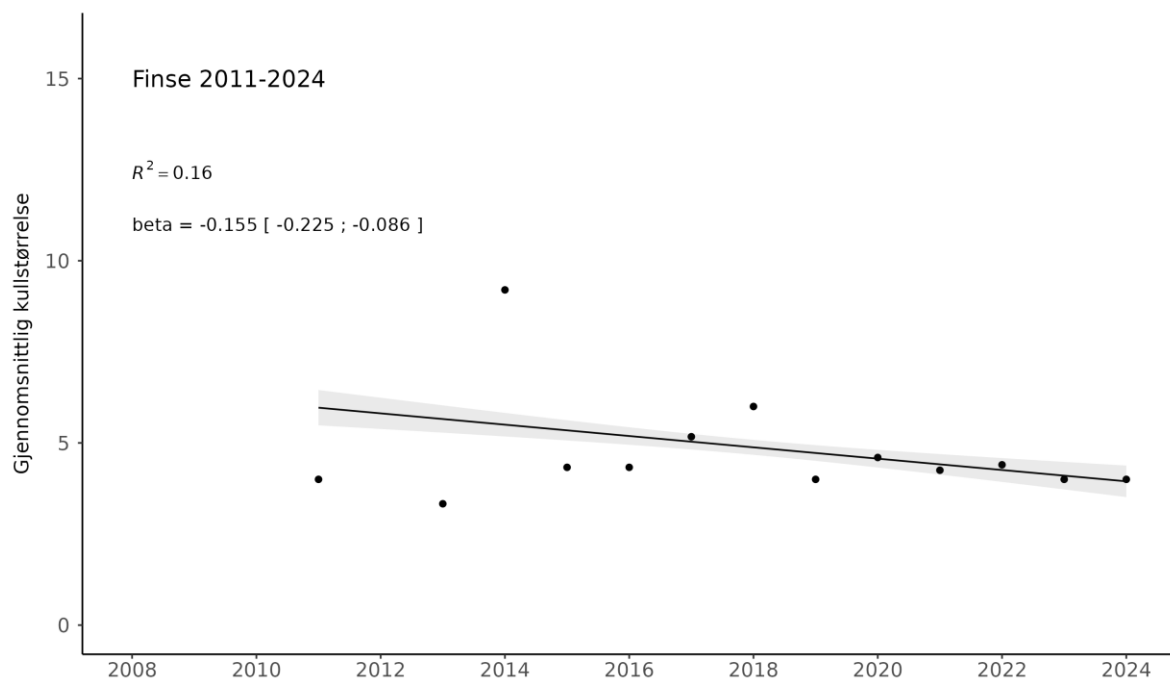
På Finse registrerte vi 16 individer fra 32 fungerende prøver vinteren 2023/2024. Dette gir et treårssnitt for bestandsstørrelse på 31 rever (26–41; 95 % KI), **Figur V5**. Bestanden på Finse mer enn doblet seg på få år fra ca. 15 rever i 2015 til bortimot 40 rever i 2019. Deretter har det vært en svak negativ tendens i bestandsutviklingen. Den effektive bestandsstørrelsen har utviklet seg på samme måte, med en økning fulgt av en svak reduksjon. Fra en effektiv bestandsstørrelse på mindre enn 10, hadde N_e økt til 21,0 (17,7–25,1; 95 % KI) i perioden 2020–2022 for deretter å synke til 15,1 (10,6–23,2; 95 % KI) i perioden 2023–2024. DNA-identifisering av enkeltindivider viser at det er noe utveksling av rever mellom Hardangervidda, Finse og Snøhetta.



Figur V4. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet, antall ynglinger av fjellrev og rødrev, samt antall lokaliteter med utsetting av fjellrevvalper fra Avlsprogrammet på Finse i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V5. Antall individer på Finse identifisert fra DNA-analyse av vintermaterialet fra 2008–2024 (venstre y-akse). Antall tidligere kjente individer, estimert bestandsstørrelse ($N_{\hat{h}}$, 3-års glidende gjennomsnitt) og effektiv bestandsstørrelse (N_e , gjennomsnitt for 3-års perioder) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.



Figur V6. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos fjellrev. Prikkene viser gjennomsnittlig antall valper per kull per år i alle dokumenterte kull på Finse i perioden 2011–2024. Hel linje uttrykker endring i gjennomsnittlig kullstørrelse over år $\pm 2SE$ (grått felt).

Tilstand smågnagere

Smågnagerbestanden, og særlig forekomsten av lemen, har i lengre tid vært ustabil på Finse. Den karakteristiske syklisiteten som fantes i dette fjellområdet tidligere har vært fraværende siden 1994, for å komme tilbake med toppår i 2014 og 2017, men så å flate ut igjen (Framstad 2020). Høsten 2021 ble det satt opp overvåking med kameratunneler her som gir data gjennom hele året. Høsten 2023 ble kameraovervåkingen utvidet, da det også ble satt opp en lokalitet under det nasjonale overvåkingsprogrammet for smågnagere i fjell ([Smågnagerovervåking - miljodirektoratet.no](https://smagnagerovervaking.miljodirektoratet.no)), finansiert av Miljødirektoratet.

Forekomst 2024: oppgangsår. Kamerafellene viser at det var økende aktivitet av både lemen og mus høsten 2023, en oppgang som vedvarte over sommeren, med etter hvert høyere innslag av lemen (kamerafeller Finse, Nina E. Eide upubliserte data, samt data fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for smågnagere i fjell), som også samsvarer med feltobservasjoner (Petter Braaten, SNO pers. med.). På viltkamera ble det også tatt bilder av fjellrev med mange lemen i kjeften.

Forventet tilstand 2025: toppår. Basert på tidligere års dynamikk, med 3-4 år mellom toppårene, så forventes det toppår i 2025.

Skabb hos fjellrev på Finse 2024

Midt i januar 2024 ble det oppdaget skabb på en fjellrev på Finse. Reven var delvis fri for hår på halen (**Figur V7**). Beredskapsgruppa anbefalte medisinerings ved fôrautomatene i nærliggende områder. 30. januar ble det lagt ut Braveco tabletter innbakt i hundepølse ved i alt 10 fôrautomater (se også beskrivelser i **kap. 1.3**, s. 14). Ved gjennomgang av bilder fra viltkamera på fôrautomater gjennom hele vinteren og etter hvert også på hilokalitetene, fram til oktober ble det ikke observert skabb hos noen av fjellrevene.



Figur V7. Blå fjellrev med skabb på Finse i januar 2024. Foto: Viltkamera, NINA

Reinheimen

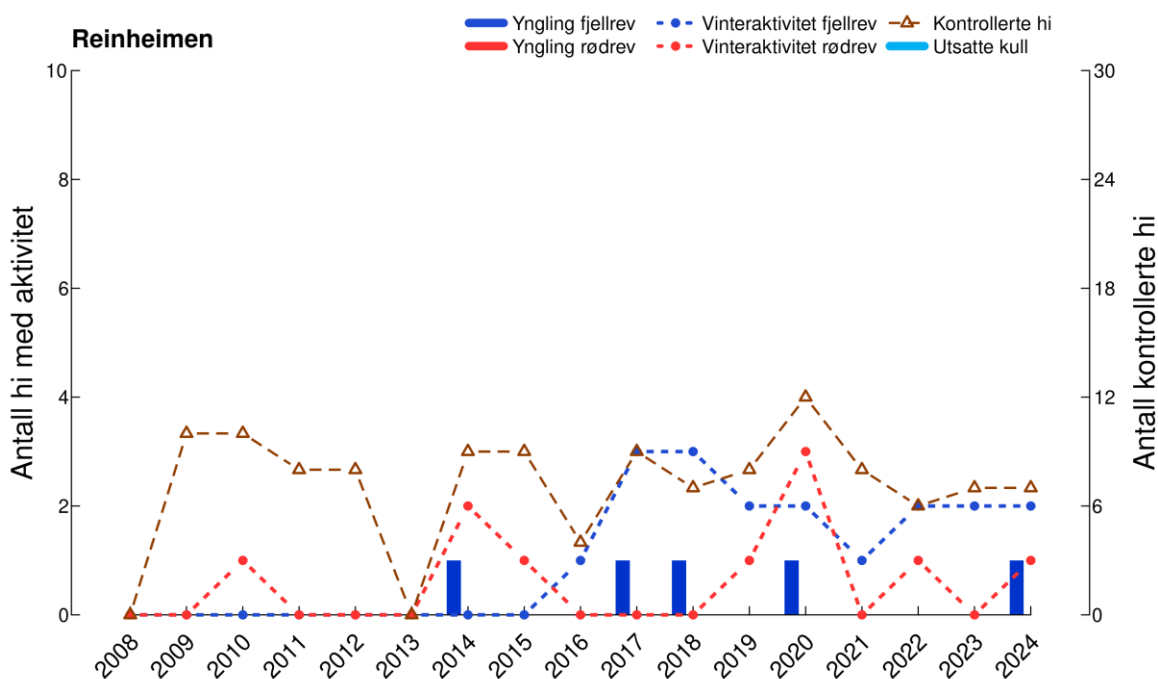
Reinheimen ble skilt ut som et eget fjellområde da vi dokumenterte den første aktiviteten av fjellrev her i 2016. Det var tidligere gjort en observasjon av fjellrev i området i 2014, av en turgåer, som førte til en antatt yngling.

Tiltak i fjellområdet

Det ble satt opp en fôrautomat vårvinteren 2024.

Aktivitet og ynglinger

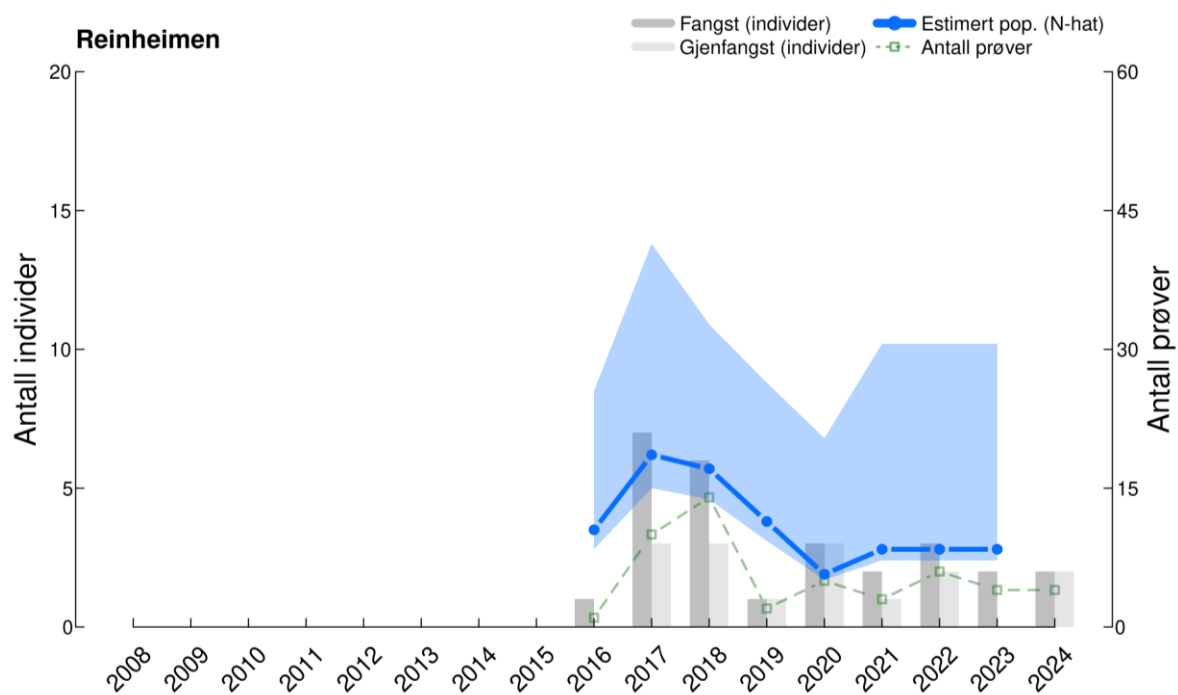
Det har de siste årene vært aktivitet ved 2–3 hi, så også vinteren 2024. Det var mye aktivitet av fjellrev ved ett hi gjennom sommeren og dokumentert yngling på ett hi med minimum tre valper (**Figur V8**).



Figur V8. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet og antall ynglinger av fjellrev i Reinheimen i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimums-estimer, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.

Bestandsstørrelse og antall individer

I Reinheimen registrerte vi to fjellrever fra fem fungerende prøver vinteren 2023/2024. Dette gir et treårssnitt for bestandsstørrelse på 3 rever (3–10; 95 % KI), **Figur V9**. Bestanden i Reinheimen har siden reetableringen for noen år siden ligget på en håndfull rever. Med så få rever gir det ingen mening å estimere den effektive bestandsstørrelsen. Analyse av genetisk struktur og pågående genflyt tyder på at det i all hovedsak er rever med opphav i Avlsprogrammet som utgjør den lille fjellrevbestanden i Reinheimen.



Figur V9. Antall individer i Reinheimen identifisert fra DNA-analyse av vintermaterialet fra 2008–2024 (venstre y-akse). Antall tidligere kjente individer, estimert bestandsstørrelse ($N\text{-hat}$, 3-års glidende gjennomsnitt) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.

Tilstand smågnagere: Antas å følge Snøhetta

Snøhetta

Denne delbestanden var ansett som utdødd inntil Avlsprogrammet for fjellrev begynte med utsetting av valper i 2007 (Eide mfl. 2009, Landa mfl. 2012). Siste dokumenterte yngling av fjellrev før det, var i 1994. Man antok at aktivitet på hiene fram til 1999 var fjellrev (uten at det ble bekreftet). I perioden 2007–2010 ble det satt ut i alt 75 fjellrevvalper i dette fjellområdet (**Figur V10**, **Tabell V4**). Bestanden vokste raskt fram til 2011, og flatet ut på 12–14 ynglinger, før den gikk markert ned fra 2019. Høsten 2018 startet NINA forsøk med å avslutte støtteføringen i de østlige delene av dette fjellområdet, og det er nå fjerde vinter uten støtteføring her. I 2023 ble det fanget inn to fjellrever på Værnes lufthavn i Stjørdal og to på Byneset i Trondheim. Alle de fire fjellrevene var unge rever som hadde vandret ut fra Kjølifjellet-Sylane, trolig på grunn av lav tetthet av smågnagere. Tre av revene ble sluppet ut i Snøhettabestanden, mens den siste ble tatt inn som avlsdyr på Avlsstasjonen for fjellrev i Oppdal.

Tiltak i fjellområdet

Støtteføringen dekket store deler av fjellområdet, også nordvest mot Sunndalen, fram til høsten/vinteren 2018/19 da føringen av fjellrev ble midlertidig stoppet i Oppdal kommune. Dette forsøket ble snudd høsten 2023: støtteføringen ble gjenopptatt i førautomatene som hadde stått tomme i fire år, mens øvrige førautomater i Lesja, Sunndal og Dovre blir stående tomme de neste fire årene.

Tabell V4. Oversikt over gjennomførte og pågående tiltak i Snøhetta fra 2008–2024. Merk at utsatte valper står anført på året de er født, selv om de er satt ut vinter påfølgende år.

Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Føring:	8	9	14	20	19	20	22	23	23	22	23	14	14	12	13	23	12
Ant. lokaliteter																	
Ant. automater	9	14	18	26	25	25	26	27	27	26	27*	16*	16*	12*	13*	23**	12**
Utsetting:	4	3	4	1		1				1				1			
Ant. grupper																	
Ant. individ	16	18	24	1		1				1				1			

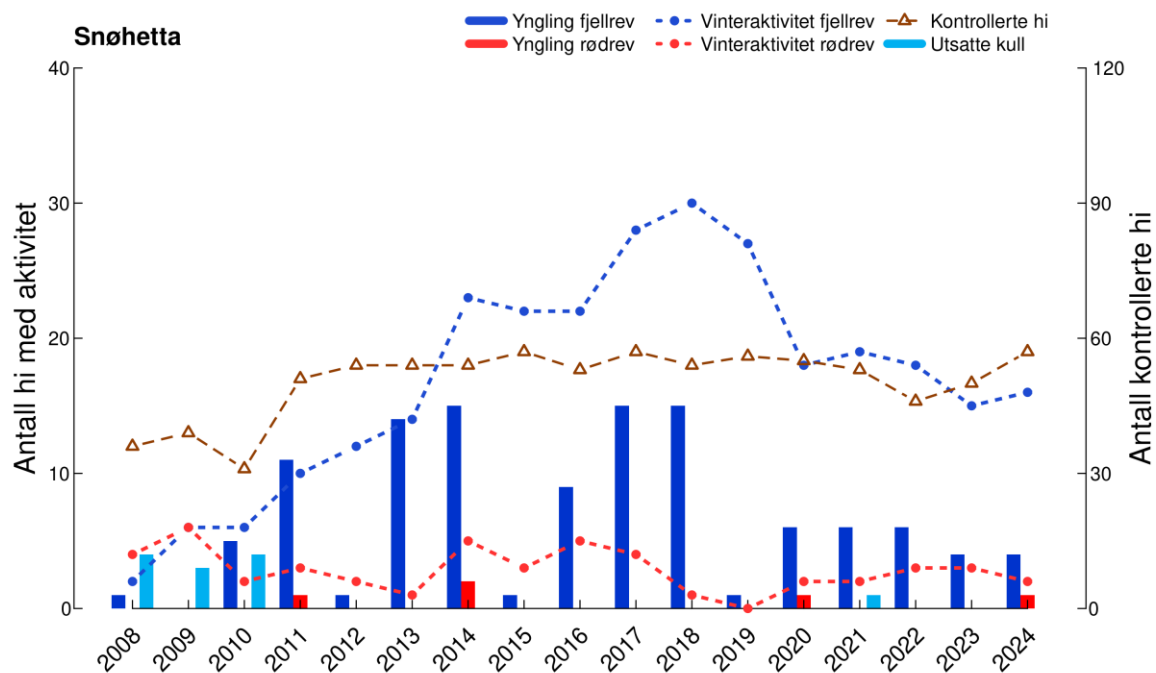
* Støtteføringen av fjellrev stoppet i Oppdal kommune i 2018. ** Støtteføringen av fjellrev stoppet i Lesja, Sunndal og Dovre.

Aktivitet og ynglinger

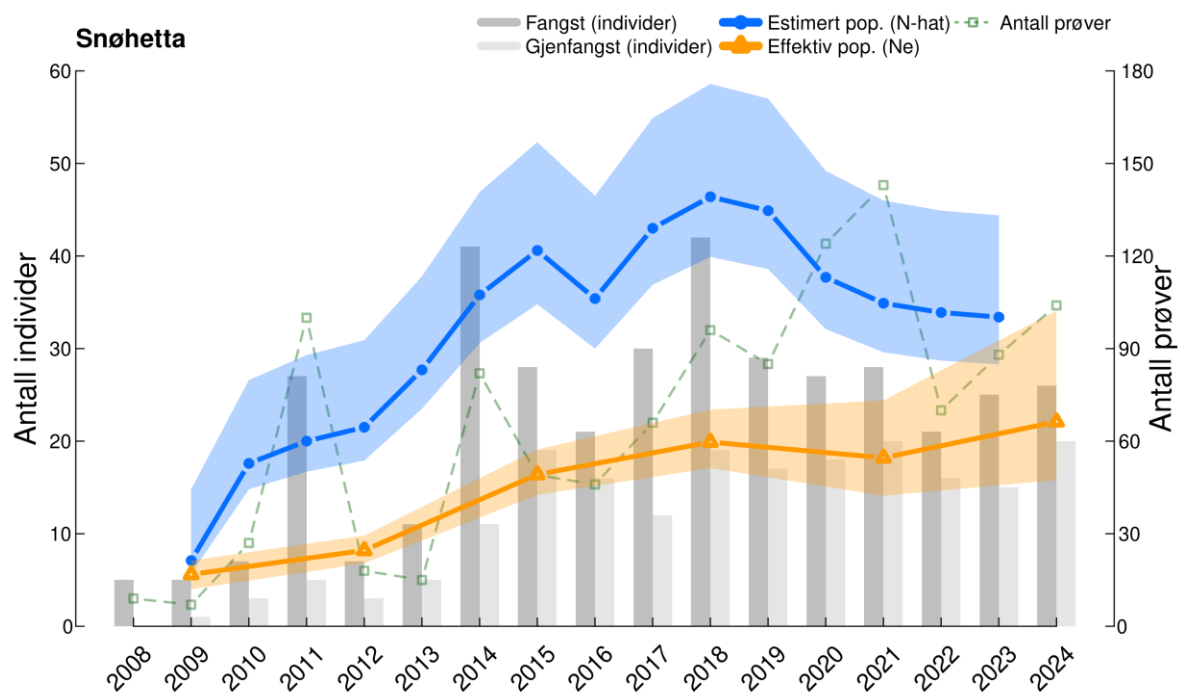
Vinteren 2023/24 var det bare aktivitet i 16 fjellrevhi i Snøhetta, en nedgang vi har sett de siste fem årene (**Figur V10**). Sommeren 2024 ble det dokumentert 4 kull med minimum 19 valper til sammen (kullstørrelse fra 1–7 valper). Det ble også dokumentert en rødrevyngling i et fjellrevhi. Gjennomsnittlig kullstørrelse har gått ned gjennom hele perioden (**Figur V12**). Se også **Kap. 2.3.3** og **3.2.2** som omtaler detaljer rundt eksperimentet «opphør av støtteføring».

Bestandsstørrelse og antall individer

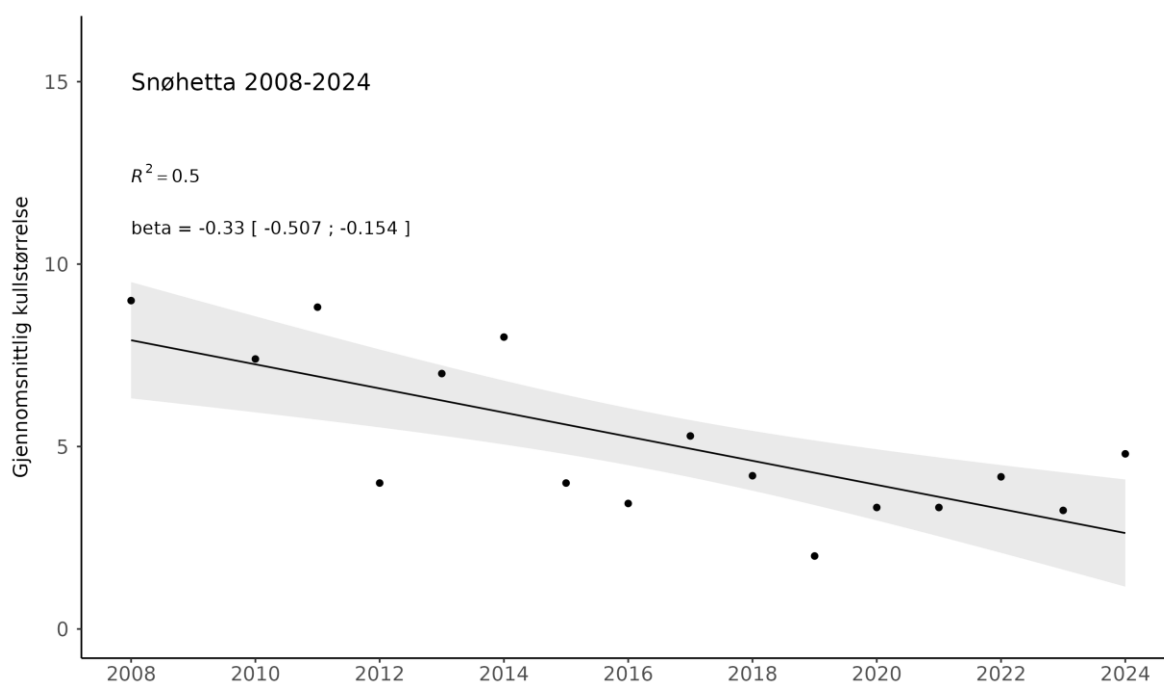
I Snøhetta registrerte vi 26 fjellrever fra 130 fungerende prøver vinteren 2023/2024. Dette gir et treårssnitt for bestandsstørrelse på 33 rever (28–44; 95 % KI), se **Figur V11**. Bestanden i Snøhetta har sunket med ca. 25 % fra toppåret i 2018 da det ble estimert et 3-årssnitt på 46 rever. Den effektive bestandsstørrelsen har stabilisert seg rundt $N_e = 20$ de siste årene og ble i 2023–2024 estimert til 22,1 (15,8–34,1; 95 % KI). Analysene av pågående genflyt tyder på svært lite immigrasjon i perioden 2018–2020, men økende immigrasjonsrate, både fra Finse og Sylane, i perioden 2021–2023, som på sikt kan bidra til en økning i effektiv bestandsstørrelse.



Figur V10. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet, antall ynglinger av fjellrev og rødrev, samt antall lokaliteter med utsetting av fjellrevvalper fra Avlsprogrammet i Snøhetta i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V11. Antall individer i Snøhetta identifisert fra DNA-analyse av vintermaterialet fra 2008–2024 (venstre y-akse). Antall tidligere kjente individer, estimert bestandsstørrelse ($N_{\hat{}}$, 3-års glidende gjennomsnitt) og effektiv bestandsstørrelse (N_e , gjennomsnitt for 3-års perioder) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.



Figur V12. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos fjellrev. Prikkene viser gjennomsnittlig antall valper per kull per år i alle dokumenterte kull i Snøhetta i perioden 2008–2024. Hel linje uttrykker endring i gjennomsnittlig kullstørrelse over år $\pm 2SE$ (grått felt).

Tilstand smågnagere

Det ble sommeren 2021 satt opp kamerafeller som erstatning for smågnagerfangstene som har pågått i Åmotsdalen i regi av TOV, likeså ved foten av Snøhetta og ved Aursjøen. I 2023 ble det i tillegg også satt opp kamerafeller rundt om Vangsvatnet, Lesja. Høsten 2023 ble det også satt opp en lokalitet under det nasjonale overvåkingsprogrammet for smågnagere i fjell ([Smågnagerovervåking - miljodirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no)) ved Snøheim, finansiert av Miljødirektoratet. Alt i alt har dette fjellområdet nå stor geografisk dekning av kamerafeller som vil ha stor verdi når vi skal evaluere eksperimentet med opphør av støtteføring. Det kan se ut som smågnagerdynamikken har flatet ut i dette fjellområdet: Det siste året med høye tettheter av smågnagere var i 2017, etter det har det vært relativt lav tetthet av smågnagere med svært liten forekomst av lemen gjennom hele perioden til og med denne sommeren (Framstad 2021, Nina E. Eide *upubliserte data*).

Forekomst 2024: lav oppgang/bunnår

Det var forventet ett oppgangså ut ifra at det stedvis var økende aktivitet av mus på høsten 2023. Kamerafellene bekrefter denne utviklingen, men gjennom vinteren faller gnagertettheten i alle fire områder, og forblir lav utover hele sommeren med unntak av at tetthet av mus tar seg opp over sommeren i Åmotsdalen som ligger i bjørkeskogen (kamerafeller, Nina E. Eide *upubliserte data*), samt data fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for smågnagere i fjell). Dette samsvarer med naturoppsynets feltobservasjoner (Tord Bretten, SNO *pers. med.*).

Forventet tilstand 2025: nytt oppgangså

Knutshø

Før den første ynglingen i 2011 var det 23 år siden siste kjente yngling av fjellrev i dette fjellområdet, ved Sletthøa på Folldalssiden av Knutshø i 1988. Intensiteten i tiltakene har, siden første utsetting i 2008, vært moderat (**Tabell V5**).

Tiltak i fjellområdet

Det har vært gjennomført støttefôring i dette området fra 2008, som ble økt fram til 2019, for så å bli noe redusert fra 2020. Støttefôringen er økt igjen fra 2024 og det er nå fem fôrautomater fordelt på fire hilokaliteter (**Tabell V5**). To av fôrautomatene ble flyttet våren 2024.

Tabell V5. Oversikt over gjennomførte og pågående tiltak i Knutshø fra 2008–2024. Merk at utsatte valper står anført på året de er født, selv om de er satt ut vinter påfølgende år.

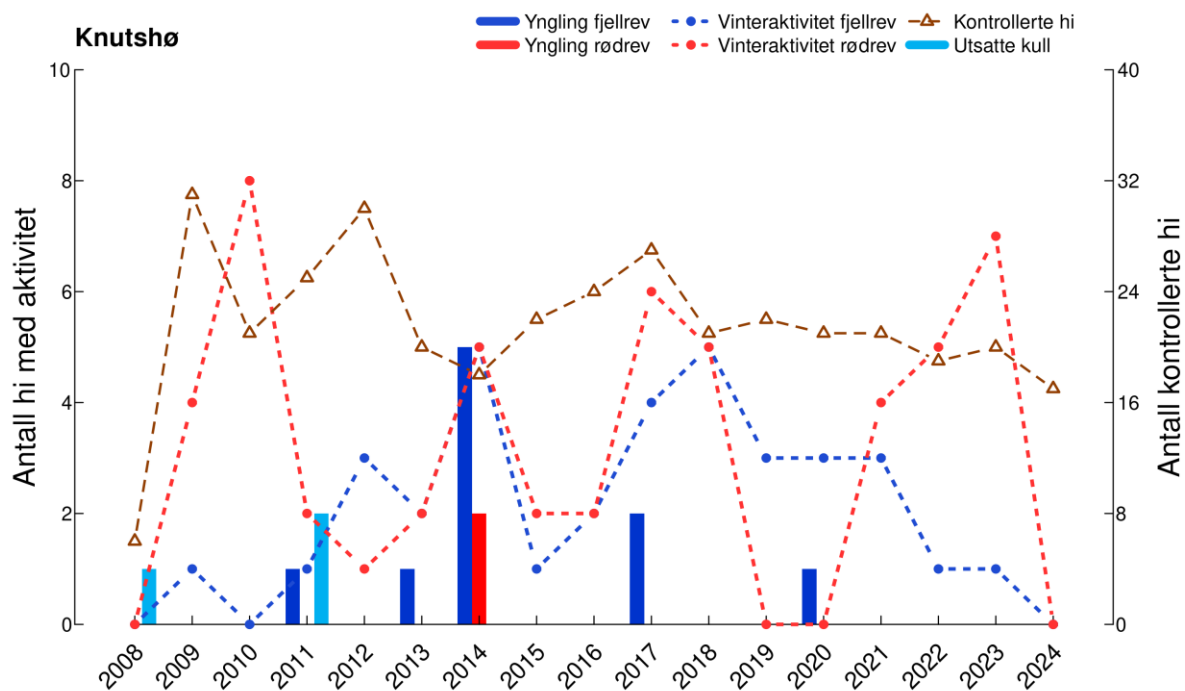
Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Fôring: Ant. lokaliteter				2	3	3	3	4	5	5	5	4	3	3	3	3	5
Ant. automater				3	6	5	6	6	6	6	6	5	3	3	3	3	4
Utsetting: Ant. grupper	1			2													
Ant. individ				14													
Uttak rødrev (ant.)							5					1	5				

Aktivitet og ynglinger

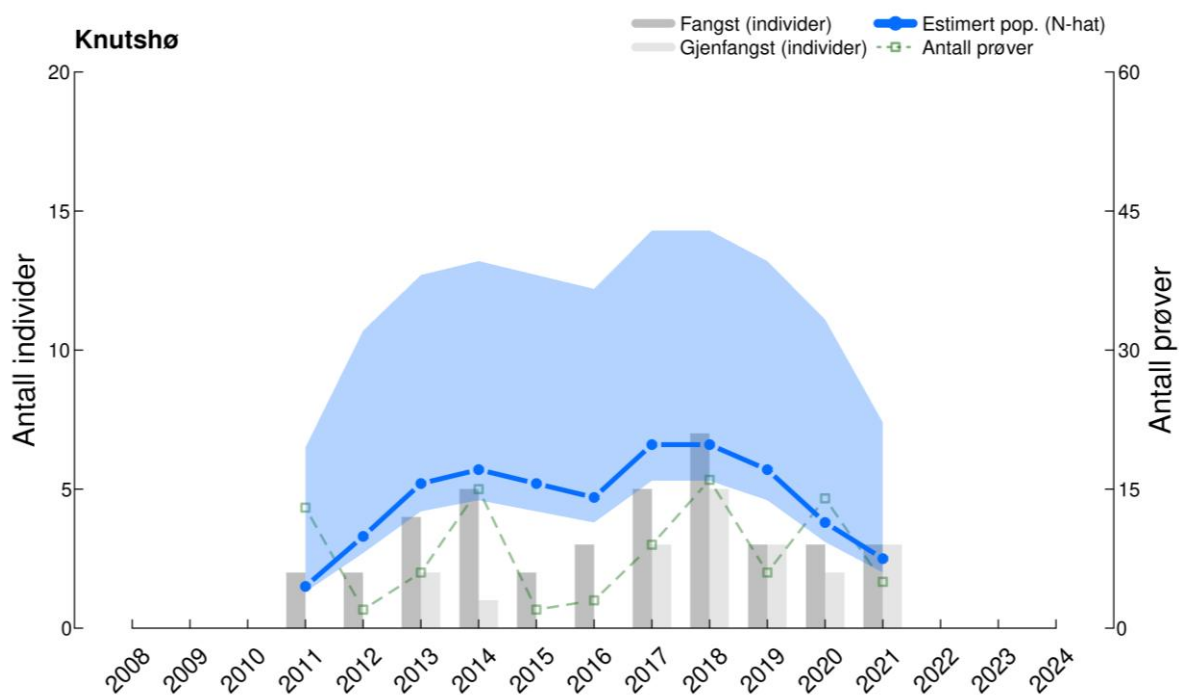
Vinteren 2024 ble det ikke registrert aktivitet av fjellrev ved noen hi i Knutshø (**Figur V13**). Det ble heller ikke registrert vinteraktiviteten av rødrev i år.

Bestandsstørrelse og antall individer

Vinteren 2023/2024 ble det ikke gjort funn av DNA som kunne påvise tilhold av fjellrev i området (**Figur V14**). Knutshø utgjør en såkalt vadesteinsbestand for utveksling av individer mellom kjernebestandene Snøhetta og den norsk/svenske grensebestanden Sylane/Helags. Antall individer har fulgt samme utvikling som i Snøhetta, med en nedgang etter 2018.



Figur V13. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet, antall ynglinger av fjellrev og rødrev, samt antall lokaliteter med utsetting av fjellrevvalper fra Avlsprogrammet i Knutshø i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V14. Antall individer i Knutshø identifisert fra DNA-analyse av vintermaterialet fra 2008–2024 (venstre y-akse). Antall tidligere kjente individer og estimert bestandsstørrelse ($N\text{-hat}$, 3-års glidende gjennomsnitt) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.

Tilstand smågnagere

Antatt som for Snøhetta (se over).

Forollhogna

Sommeren 2015 ble den første ynglingen av fjellrev dokumentert i dette fjellområdet. Da var det 48 år siden fjellreven ynglet her sist. Ifølge boka Opplev Forollhogna (Brox mfl. 2006) skal den siste ynglingen ha funnet sted i et hi ved Buhogna i 1967. Fram til 1992 ble det årlig observert enkeltindivider av fjellrev, før det dukket opp fjellrev igjen vinteren 2012. Det ble da straks satt ut fôrautomater ved to hilokaliteter (**Tabell V6**).

Aktivitet og ynglinger

I 2023 ble 10 av de 42 kjente fjellrevhiene i dette fjellområdet kontrollert (**Figur V15**). Det er ikke sett aktivitet av fjellrev på hiene siden 2018.

Tiltak i fjellområdet

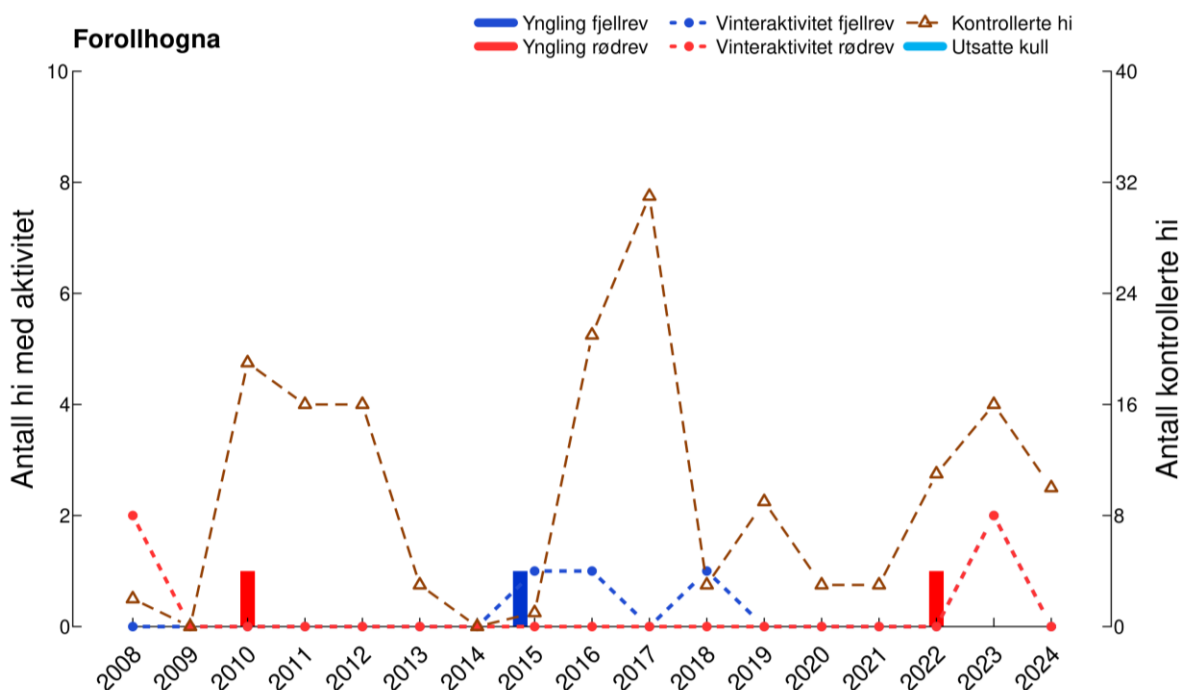
Det er fortsatt fôrautomater ved to hilokaliteter, med noe varierende grad av oppfølging.

Tabell V6. Oversikt over gjennomførte og pågående tiltak i Forollhogna fra 2008–2024.

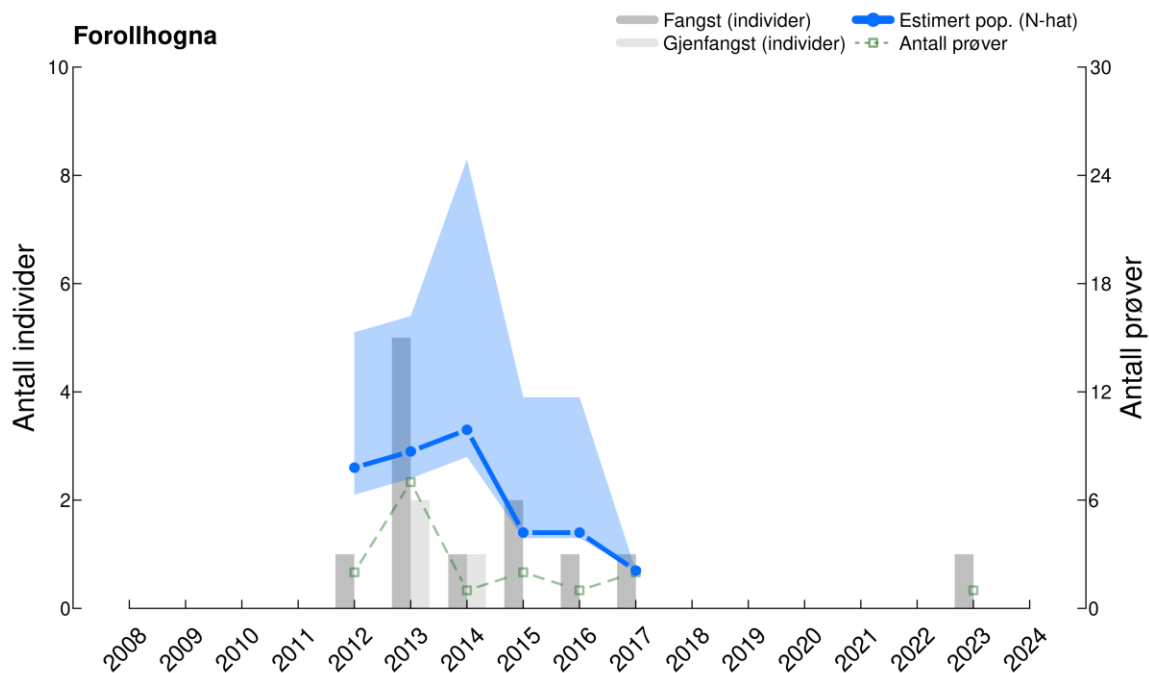
Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Fôring: Ant. lokaliteter					2	2	2	1	2	2	3	3	2	2	2	2	2
Ant. automater					2	2	2	1	2	2	3	3	2	2	2	2	2

Bestandsstørrelse og antall individer

Som de aller fleste år etter 2017, ble det heller ikke vinteren 2023/2024 registrert fjellrev fra DNA i Forollhogna (**Figur V16**). En hårprøve fra sommeren 2024 ble artsbestemt til fjellrev, men var av for dårlig kvalitet til sikker individ- og kjønnsbestemmelse. På det meste, i 2013, er det registrert fem unike individer i dette fjellområdet. Til tross for at det ikke ble dokumentert aktivitet ved noen av hiene ble det gjort funn av hår, som viste seg å være fra et ukjent individ, en tisse.



Figur V15. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet, antall ynglinger av fjellrev og rødrev i Knutshø i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V16. Antall individer i Forollhogna identifisert fra DNA-analyse av vintermaterialet fra 2008–2024 (venstre y-akse). Antall tidligere kjente individer og estimert bestandsstørrelse ($N\text{-hat}$, 3-års glidende gjennomsnitt) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.

Tilstand smågnagere

Det finnes ikke overvåkingsdata på smågnagere fra dette fjellområdet, men fra felten er det rapportert om litt mus, økende tetthet med innslag av lemen mot høsten (Berit Broen, SNO pers. med.).

Forekomst 2024: oppgang

Forventet tilstand 2025: toppår

Kjølifjellet-Sylane

Før ynglingen i 2011 er det beskrevet yngling av fjellrev i 1989 i Sylane og 1987 i Kjølifjellet (Olav Nyrønning *pers. med.*). Det ble i 2002 dokumentert en fjellrevyngling i Kjølifjellet, som i ettertid viste seg å være innblandet med farmrev. Det har vært økende aktivitet av fjellrev på hiene i dette fjellområdet siden 2011, da tiltakene ble forsterket både gjennom arbeidet til Fjellrevgruppa i Holtålen og Interregprosjektet Felles Fjellrev (2011–2014), videreført i Felles Fjellrev II (2016–2019).

Tiltak i fjellområdet

Den lokale fjellrevgruppa i Holtålen satte allerede i 2003 økt fokus på fjellreven i dette distriktet, der man på frivilligbasis satte i verk hikkontroller og stimulerte til uttak av rødrev. Denne innsatsen ble styrket gjennom Interregprosjektet Felles Fjellrev, også med oppsett av flere fôrautomater (**Tabell V7**). I 2008 ble det satt ut fem fjellrevvalper fra Avlsprogrammet i Sylane. Det ble vinteren 2023/24 felt bare to rødrever i Kjølifjellet.

Tabell V7. Oversikt over gjennomførte og pågående tiltak i Kjølifjellet-Sylane inkl. Skardsfjella fra 2008–2024. Merk at utsatte valper står anført på året de er født, selv om de er satt ut vinter påfølgende år.

Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Fôring:	1	1	1	6	7	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Ant. lokaliteter																	
Ant. automater	1	1	1	7	8	9	9	9	10	8	8	8	9	9	9	9	9
Utsetting:	1																
Ant. grupper																	
Ant. individ	5																
Stimulert jakt rødrev (ant.) ¹			12	20	41	19	30	32	35	25	13	23	7	4	5	8	2
Uttak rødrev (ant)														1			
Uttak farmrev (H9)							1										

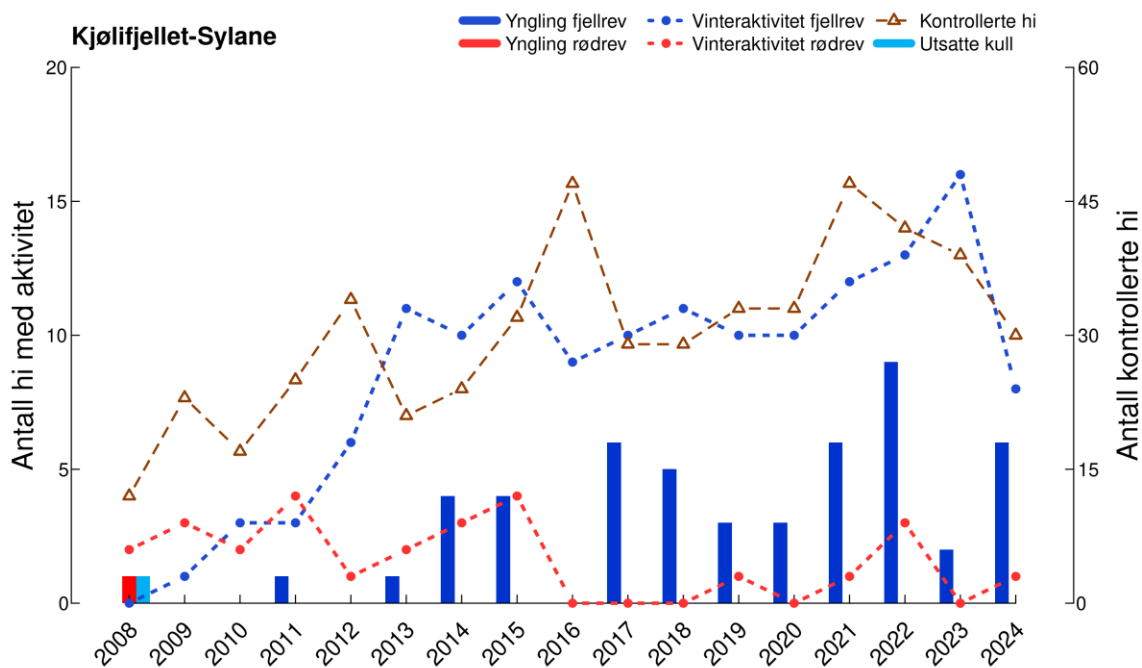
¹ Årsrapport Fjellrevgruppa i Holtålen (Nyrønning 2010, 2015, 2019, 2020, 2021), innebefatter rev skutt i Kjølifjellet, Stugudal og Sylane, men fra 2020 refererer tallene bare fra Kjølifjellet.

Aktivitet og ynglinger

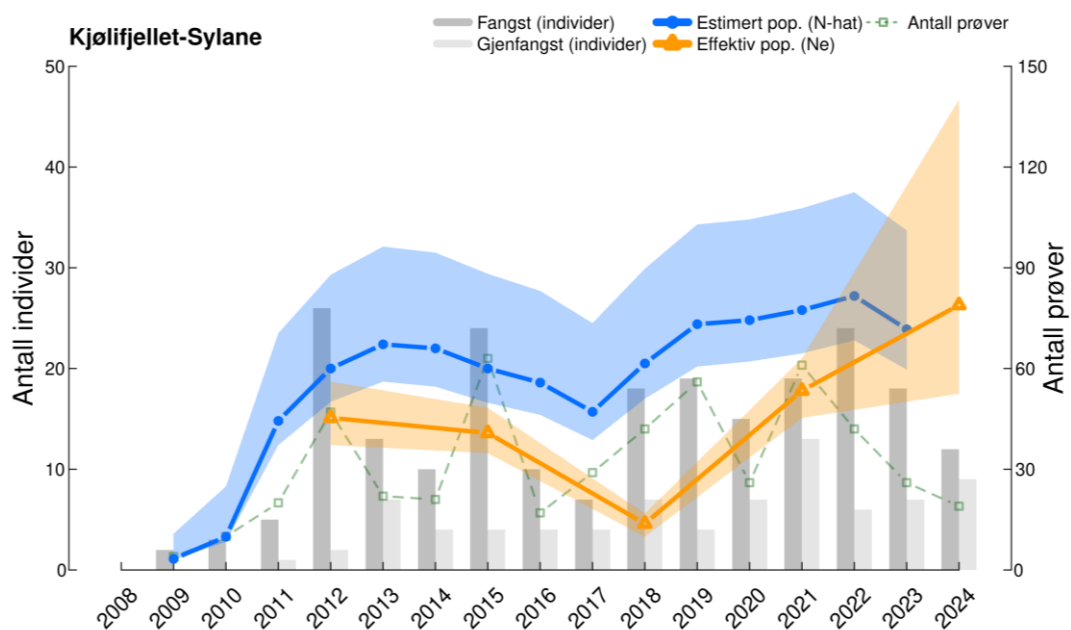
Bestanden av fjellrev har hatt en svært positiv utvikling gjennom hele perioden. Det ble dokumentert 6 ynglinger av fjellrev i Kjølifjellet-Sylane i år (**Figur V17**), med minimum 27 fjellrevvalper (kullstørrelse fra 2–9 valper). Det har vært gjennomført noe færre vinterkontroller de siste årene, som trolig også gjenspeiles i antall hi med vinteraktivitet av fjellrev. Merk imidlertid at gjennomsnittlig kullstørrelse har gått kraftig ned gjennom hele perioden (**Figur V19**). I svenske Helags var det også bra med ynglinger i år; hele 16 fjellrevynglinger ble dokumentert.

Bestandsstørrelse og antall individer

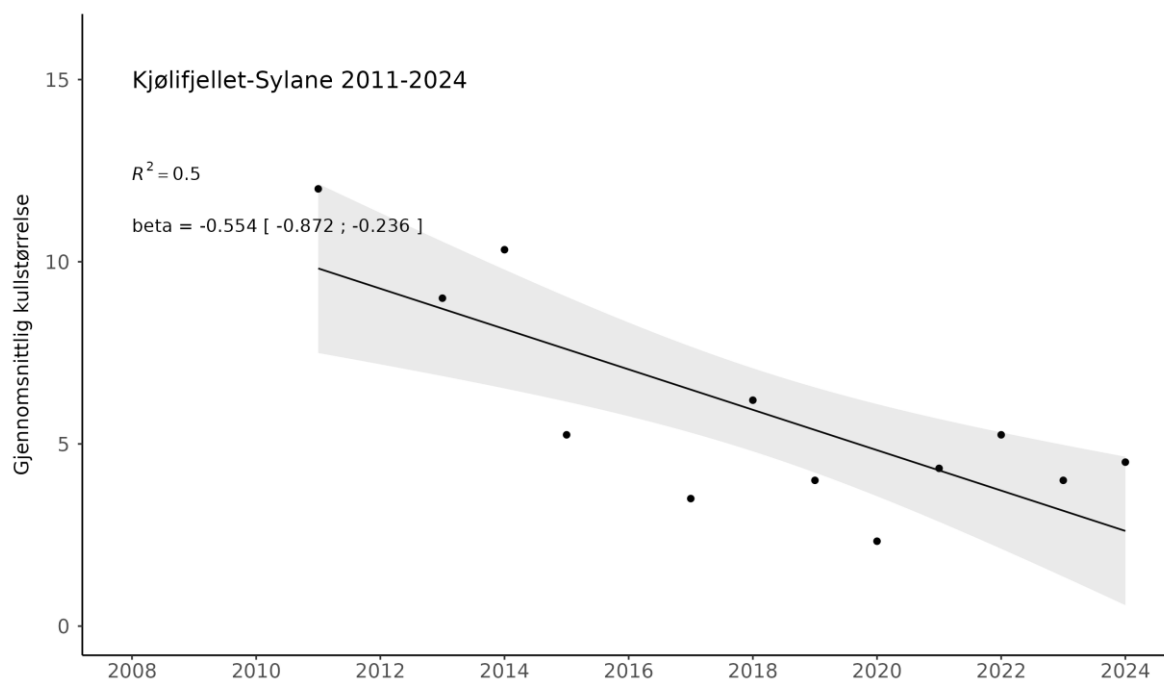
I Kjølifjellet-Sylane registrerte vi 14 fjellrever fra 26 fungerende prøver vinteren 2023–2024. Dette gir et treårssnitt for bestandsstørrelse på 24 rever (20–34; 95 % KI), **Figur V18**. Den effektive bestandsstørrelsen har økt jevnt de siste årene og ble i perioden 2023–2024 estimert til 26,3 (17,5–46,7). Det er viktig å huske at disse tallene reflekterer N_e i hele fjellområdet, inklusive Helags på svensk side av grensen. En økende N_e kan tyde på bedre balanse i ynglesuksess mellom ulike familielinjer, som i en periode var fullstendig dominert av immigrantene som ankom fra Snøhetta i 2009 og deres etterkommere.



Figur V17. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet, antall ynglinger av fjellrev og rødrev, samt antall lokaliteter med utsetning av fjellrevvalper fra Avlsprogrammet i Kjølifjellet-Sylane i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V18. Antall individer i Kjølifjellet-Sylane identifisert fra DNA-analyse av vintermaterialet fra 2008–2024 (venstre y-akse). Antall tidligere kjente individer, estimert bestandsstørrelse ($N_{\hat{}}$, 3-års glidende gjennomsnitt) og effektiv bestandsstørrelse (N_e , gjennomsnitt for 3-års perioder) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.



Figur V19. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos fjellrev. Prikkene viser gjennomsnittlig antall valper per kull per år i alle dokumenterte kull i Kjølifjellet-Sylane i perioden 2011–2024. Hel linje uttrykker endring i gjennomsnittlig kullstørrelse over år $\pm$ 2SE (grått felt).

Tilstand smånagere

Det finnes ikke overvåkingsdata på smånagere fra dette fjellområdet. Vi har tidligere sett til TOV Gutulia, men overvåkingen der er lagt ned.

Forekomst 2024: oppgangså

Forventet tilstand 2025: toppår

Blåfjellet, Hestkjølen og Skjækerfjellet

Før ynglingene i 2013 var siste yngling av fjellrev i Blåfjellet i 2004, og i Hestkjølen i 2002. Det ble registrert aktivitet ved hiene i årene etter dette, men DNA-analyser viste at dette stort sett dreide seg om rødrev. Støttefôring ble etablert som tiltak i regi av Interregprosjektet Felles Fjellrev (2011–2014), videreført i Felles Fjellrev II (2016–2019), og etter det har bestanden hatt en svært positiv utvikling, men ser ut til å ha stabilisert seg på fem til åtte ynglinger i gode år. Arealet som disse fjellområdene utgjør er relativt lite, som kan forklare fravær av ytterligere vekst. Den individbaserte DNA-kartleggingen viser at disse delbestandene har mest tilflyt av individer fra Børgefjell/Borgafjäll (Hemphill mfl. 2020).

Tiltak i fjellområdet

Siden 2012 det vært tett oppfølging av 9–12 fôrautomater i disse fjellområdene, per 2024 er det støttefôring ved 10 hilokaliteter (**Tabell V8**). Støttefôringen ble i avsluttet i Skjækerfjella 2020. Det ble tidligere tatt ut rødrev som har hatt fast tilhold ved hi eller fôrautomater (2011–2013), men dette synes ikke å være noe problem lenger. Merk at uttak av rødrev referert i tabellen under stort sett er rødrev felt under tregrensa (se <https://jaktilierne.no>).

Tabell V8. Oversikt over gjennomførte tiltak i Blåfjellet, Hestkjølen og Skjækerfjellet fra 2008–2024.

Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Fôring:				6	9	10	10	10	10	12	11	11	11	10	10	10	10
Ant. lokaliteter																	
Ant. automater				6	9	10	10	10	10	12	11	11	10	10	10	10	10
Utsetting:																	
Ant. grupper																	
Ant. individ				58	212	94	29	122	156	40	60	105	78	63	87	64	50
Uttak rødrev (ant.)				1	4	3						1					

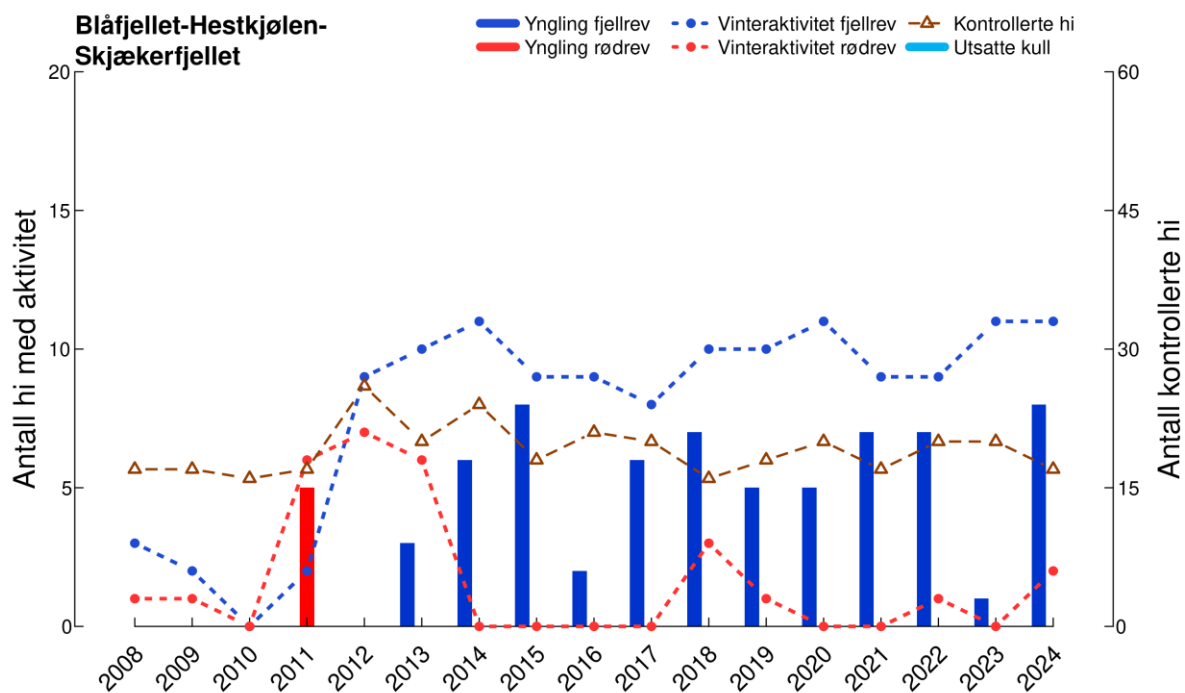
Det pågår forsøk med å skifte ut tørrfôret med våtfôr i vintermånedene i disse fjellområdene; startet opp vinteren 2024 (se **kap. 2.3.3**).

Aktivitet og ynglinger

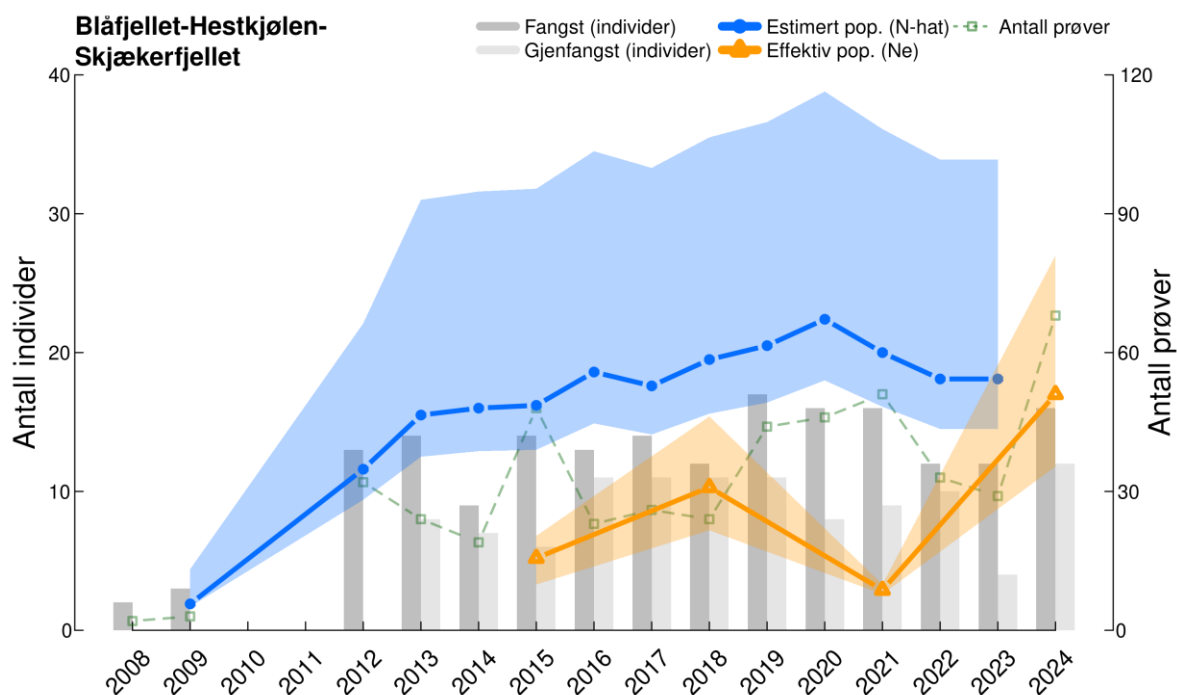
Antall hi med aktivitet vinterstid har stabilisert seg rundt 10 og det er relativt mindre aktivitet av rødrev. I 2024 ble det dokumentert 8 kull i regionen, med minimum 43 valper (**Figur V20**), som er på høyde med et toppår. Kullstørrelse fra 3–7 valper. Gjennomsnittlig kullstørrelse ser ut til å være relativt stabil (**Figur V22**). På svensk side, i Sösjöfjällen, ble det registrert to ynglinger av fjellrev.

Bestandsstørrelse og antall individer

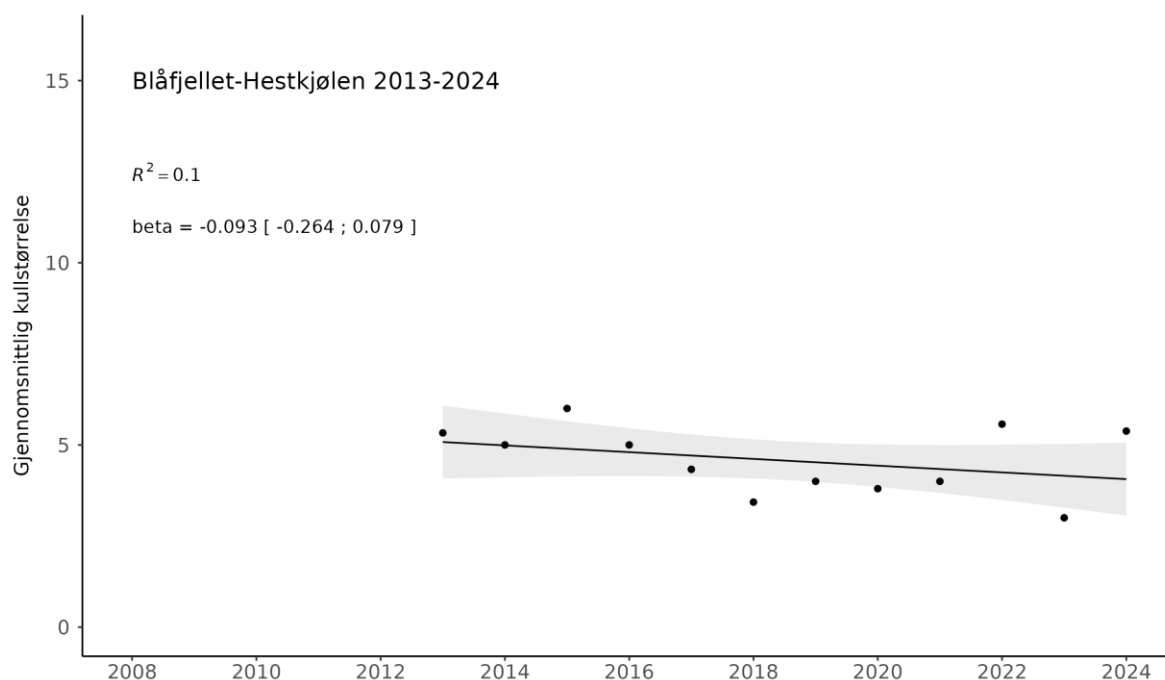
I Hestkjølen og Blåfjellet registrerte vi 16 fjellrever fra 83 fungerende prøver. Dette gir et tre-årssnitt for bestandsstørrelse på 18 rever (15–34; 95 % KI), **Figur V21**. Bestandsestimatene viser at antall rever i Lierne har ligget relativt stabilt rundt 20 siden 2016. Den effektive bestandsstørrelsen har vært gjennomgående lav, men har i perioden 2023–2024 økt til 17,0 (11,8–27,0; 95 % KI). Analysene av pågående genflyt antyder svært god konnektivitet til Børgefjell, som trolig har bidratt til å øke den effektive bestandsstørrelsen i dette fjellområdet.



Figur V20. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet og antall ynglinger av fjellrev og rødrev i Blåfjellet, Hestkjølen og Skjækerfjellet samlet for perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V21. Antall individer i Blåfjellet, Hestkjølen og Skjækerfjellet identifisert fra DNA-analyse av vintermaterialet fra 2008–2024 (venstre y-akse). Antall tidligere kjente individer, estimert bestandsstørrelse ($N\hat{}$, 3-års glidende gjennomsnitt) og effektiv bestandsstørrelse (N_e , gjennomsnitt for 3-års perioder) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.



Figur V22. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos fjellrev. Prikkene viser gjennomsnittlig antall valper per kull per år i alle dokumenterte kull på Blåfjellet og Hestkjølen i perioden 2013–2024. Hel linje uttrykker endring i gjennomsnittlig kullstørrelse over år $\pm$ 2SE (grått felt).

Tilstand smågnagere

Forekomst 2024: lav oppgang. En smågnager-fangstserie fra Steinkjer og Lierne (1988–2024), med henholdsvis tre og to fangstperioder på sommeren bekrefter at 2024 var relativt labert oppgangså for smågnagerne i skogen i Trøndelag, med noe oppgang mot høsten (Ole Jacob Sørensen, Nord universitet, *GBIF*).

Forventet tilstand 2025: litt uklart, men trolig toppår

Børgefjell

Børgefjell er det fjellområdet i Norge som jevnt over har hatt flest ynglinger av fjellrev før tiltakene startet i andre delbestander. Bestanden var godt overvåket allerede på 1980-tallet. Dette er den eneste fjellrevbestanden i Norge der det hittil ikke har synes nødvendig med tiltak for å bevare arten. Bestanden henger imidlertid sammen med fjellrevbestanden i svenske Borgafjäll, der det gjennomføres støttefôring og uttak av rødrev. Antallet ynglinger har variert i takt med svingninger i smågnagerbestanden (Eide mfl. 2014), med 6–11 fjellrevkull i de gode årene (**Figur V23**). De siste årene ser bestanden ut til å ha gått noe ned, og de siste 10 årene har det vært tre toårsperioder uten yngling.

Tiltak i fjellområdet

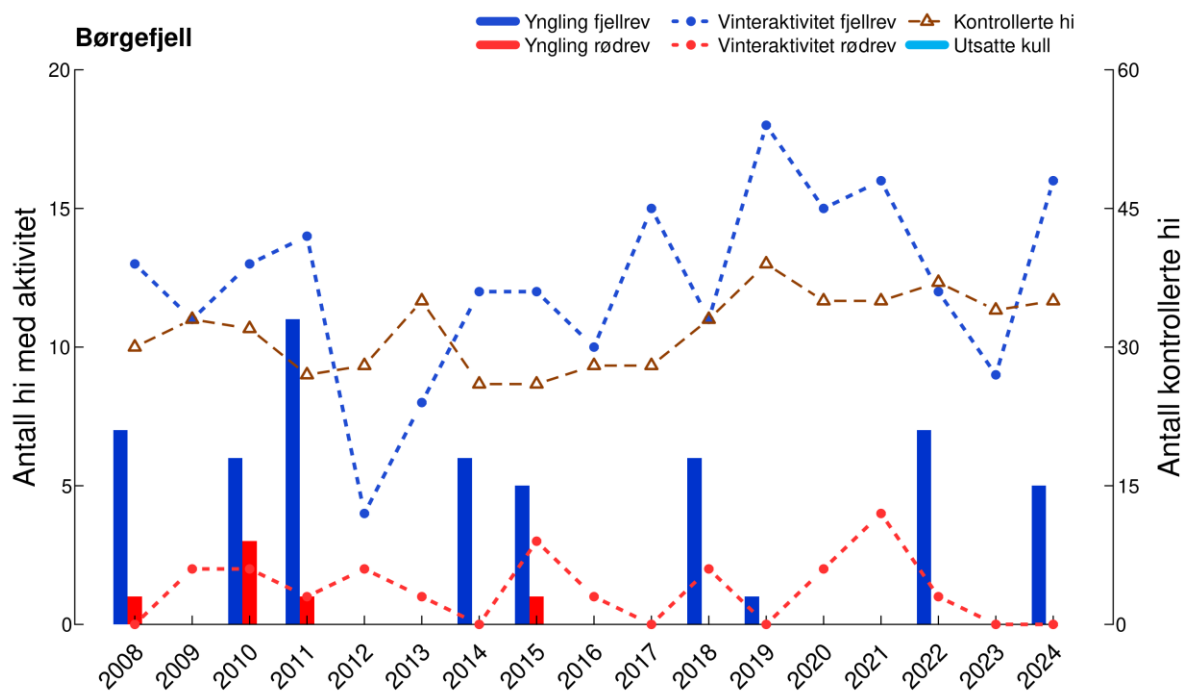
Børgefjell har siden 2006 vært etablert som et økologisk referanseområde (Eide mfl. 2014), der det ikke gjennomføres tiltak for å bevare fjellreven.

Aktivitet og ynglinger

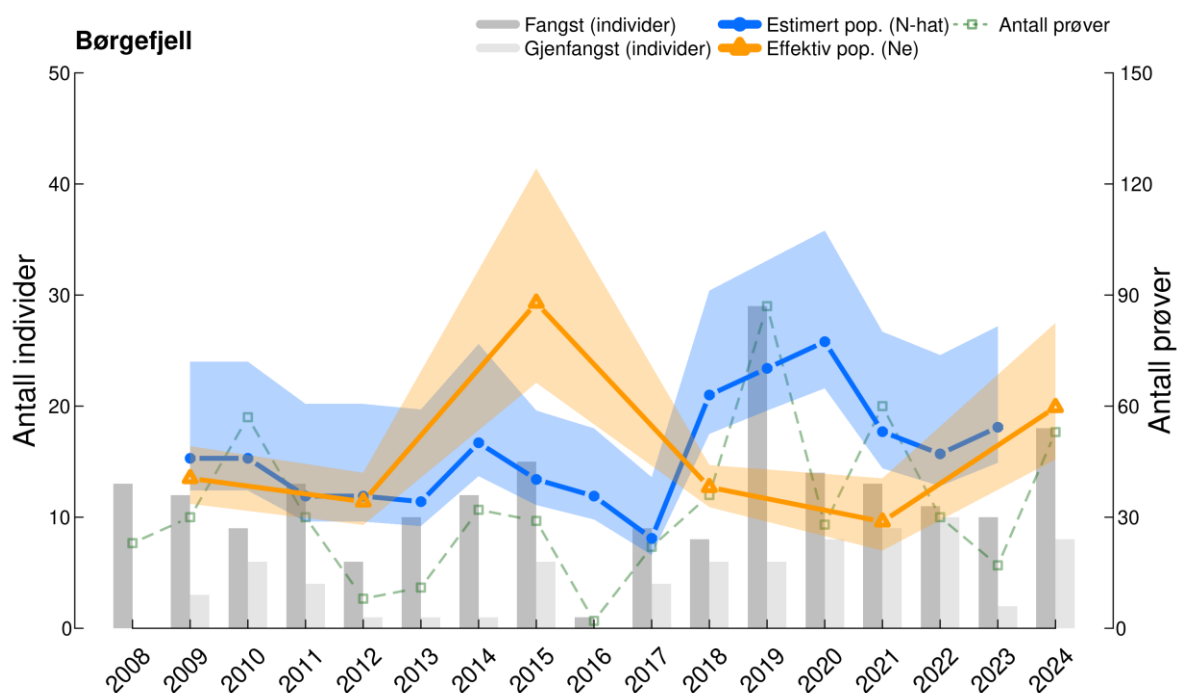
I 2024 ble det gjennom vinteren registrert aktivitet på mange av hiene og det ble i sommer dokumentert 5 ynglinger og minimum 34 valper (kullstørrelse fra 1–9, **Figur V23**). Gjennomsnittlig kullstørrelse ser ut til å være helt stabil (**Figur V25**). I svenske Borgafjäll ble det registrert hele 19 kull i år. Det er noe tilhold av rødrev i fjellområdet, men avgrenset til lavereliggende områder ut mot skoggrensa.

Bestandsstørrelse og antall individer

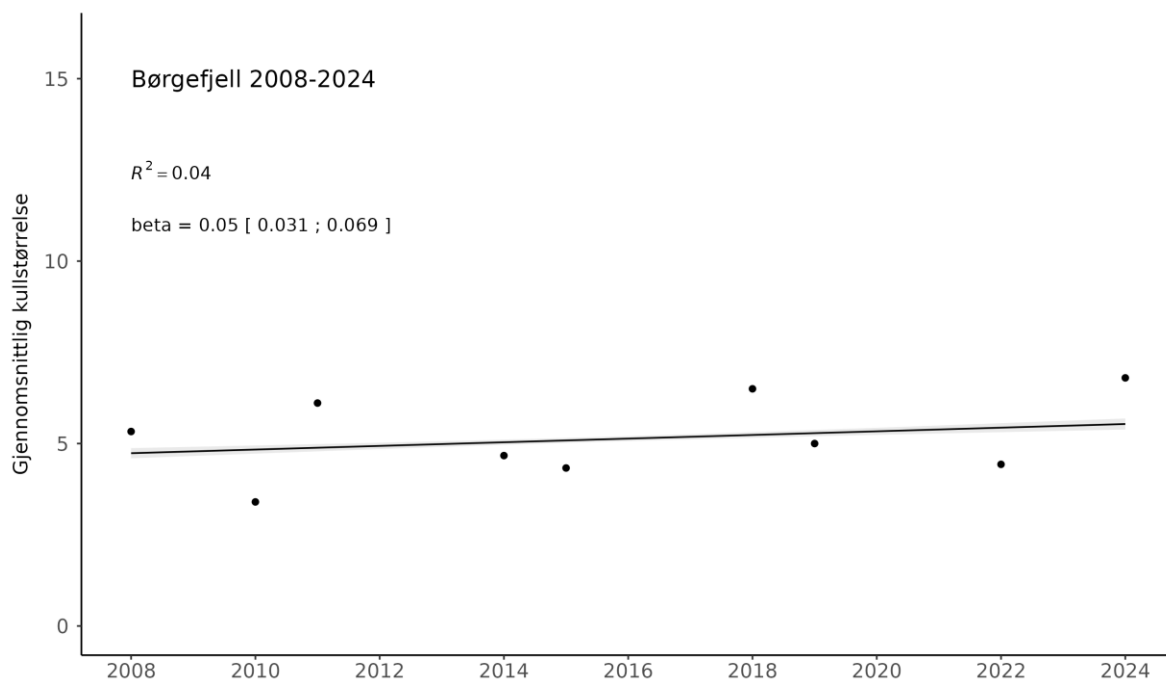
I Børgefjell registrerte vi 18 fjellrever fra 66 fungerende prøver vinteren 2023/2024. Dette gir et treårssnitt for bestandsstørrelse på 18 rever (15–27; 95 % KI), **Figur V24**. Bestandsstørrelsen i Børgefjell har vært synkende de siste årene, men en svak økning i siste treårssnitt i tillegg til en økning i effektiv bestandsstørrelse til 19,9 (15,2–27,5; 95 % KI) i perioden 2021–2023, kan peke i retning av en mer positiv utvikling. Merk at N_e her reflekterer effektiv bestandsstørrelse i hele fjellområdet, inklusive Borgafjäll på svensk side av grensen. Analysene av pågående genflyt antyder en viss immigrasjon fra Lierne og en klart økende immigrasjon fra Saltfjellet i perioden 2021–2023, som kan ha gitt utslag i form av økt effektiv bestandsstørrelse i perioden 2023–2024.



Figur V23. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet og antall ynglinger av fjellrev og rødrev i Børgefjell i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V24. Antall individer i Børgefjell identifisert fra DNA-analyse av vintermaterialet fra 2008–2024 (venstre y-akse). Antall tidligere kjente individer, estimert bestandsstørrelse ($N_{\hat{h}}$, 3-års glidende gjennomsnitt) og effektiv bestandsstørrelse (N_e , gjennomsnitt for 3-års perioder) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.



Figur V25. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos fjellrev. Prikkene viser gjennomsnittlig antall valper per kull per år i alle dokumenterte kull i Børgefjell i perioden 2008–2024. Hel linje uttrykker endring i gjennomsnittlig kullstørrelse over år $\pm$ 2SE (grått felt).

Tilstand smånagere

Det ble sommeren 2021 satt opp kamerafeller som erstatning for smånagerfangstene som har pågått i Viermadalen, Børgefjell, i regi av TOV (terrestrisk naturovervåking). Høsten 2023 ble det også satt opp en lokalitet ved Reinfjella/Ranserdalen, under det nasjonale overvåkingsprogrammet for smånagere i fjell ([Smånagerovervåking - miljodirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no)), finansiert av Miljødirektoratet.

Forekomst 2024: oppgangsår. Kamerafellene dokumentere økt tetthet av mus på høsten i fjor; etter noe nedgang over vinteren øker tettheten igjen over sommeren, fra april også med innslag og etter hvert økende tetthet av lemen (data fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for smånagere i fjell - Reinfjella). Dette samsvarer med observasjoner i felt. I år ble det også observert jevnt med hekking av fjelljo, mens det var noe mindre forekomst av fjellvåk enn forventet (Gustav Busch Arntsen, Statskog Fjelltjenesten, *pers. med.*).

Forventet tilstand 2025: toppår. I denne regionen har det vært 3-5 år mellom toppårene og i om med det allerede er innslag av lemen i bildemateriale forventes det et toppår i 2025.

Artfjellet

Tiltak i fjellområdet

I 2017 ble det besluttet å sette opp to fôrautomater på to ulike hilokaliteter i dette fjellområdet (finansiert gjennom posten «tilskudd til trua arter», Fylkesmannen i Nordland), for å stimulere til økt utveksling av fjellrev mellom Saltfjellet/Junkeren og Børgefjell (**Tabell V9**). Disse følges opp fortsatt.

Tabell V9. Oversikt over gjennomførte tiltak i Artfjellet fra 2008–2024.

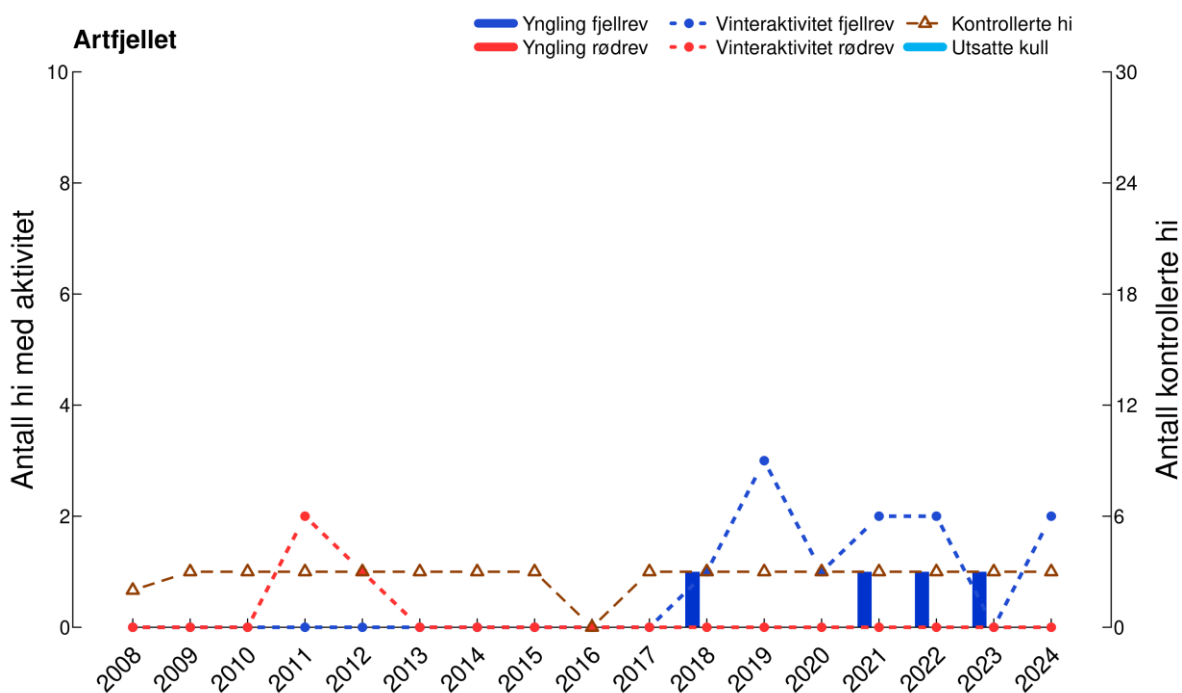
Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Fôring:										2	2	2	2	2	2	2	2
Ant. lokaliteter																	
Ant. automater										2	2	2	2	2	2	2	2

Aktivitet og ynglinger

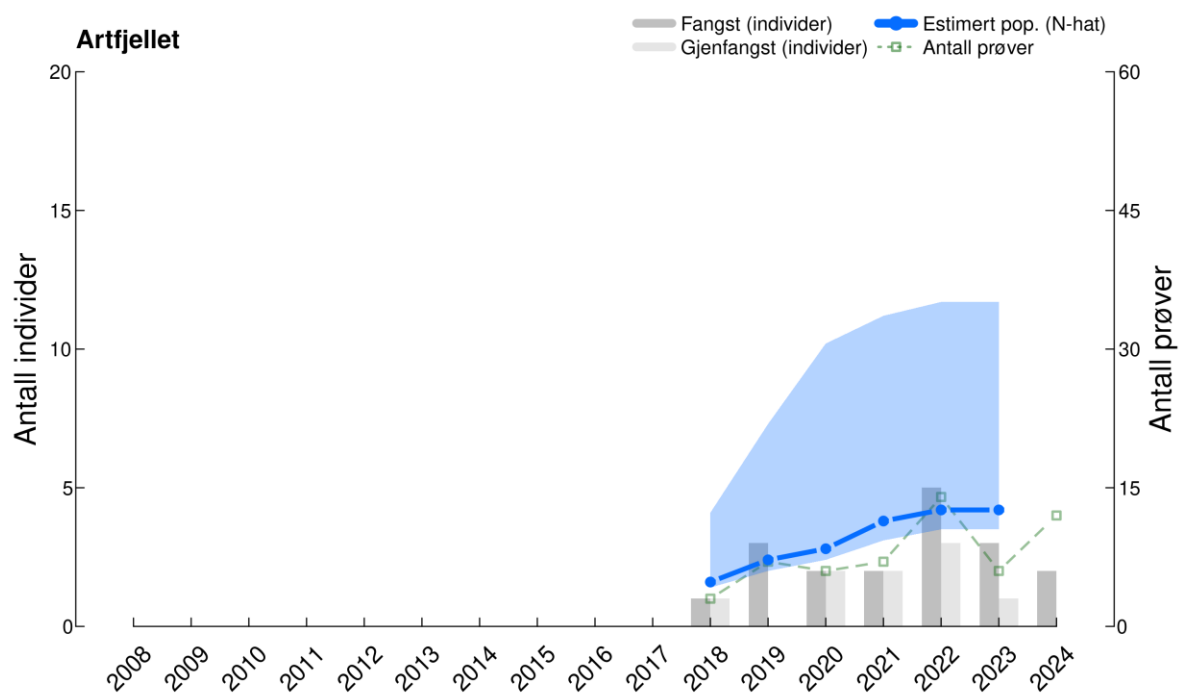
I 2018 ble det for første gang dokumentert en yngling av fjellrev i Artfjellet innenfor overvåkingsprogrammet på fjellrev. I 2024 var det noe aktivitet av fjellrev ved to hi på vinteren, men ingen aktivitet kunne spores ved de fem hiene som ble kontrollert på sommeren (**Figur V26**). På svensk side av dette fjellområdet ble det registrert tre ynglinger av fjellrev i år.

Bestandsstørrelse og antall individer

I Artfjellet registrerte vi 2 fjellrever, en hann og ei tise, fra 12 fungerende prøver vinteren 2023/2024. Dette gir et treårssnitt for bestandsstørrelse på 4 rever (3–12; 95 % KI), **Figur V27**. Bestandsestimatene over tid viser en svært liten, men likevel økende bestand. Med så få rever gir det ingen mening å estimere den effektive bestandsstørrelsen. Analyse av genetisk struktur og pågående genflyt tyder på at det er nabobestandene i Børgefjell og Saltfjellet og eventuelt Vindelfjällen på svensk side som har bidratt til reetablering av en liten fjellrevbestand i Artfjellet.



Figur V26. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet og antall ynglinger av fjellrev og rødrev (venstre akse) i Artfjellet i perioden 2008–2024. Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V27. Antall individer i Artfjellet identifisert fra DNA-analyse av vintermaterialet fra 2008–2024 (venstre y-akse). Antall tidligere kjente individer og estimert bestandsstørrelse ($N\text{-hat}$, 3-års glidende gjennomsnitt) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.

Tilstand smågnagere

Antatt som for Saltfjellet.

Junkeren

Det fantes ikke dokumenterte ynglinger av fjellrev i Junkeren i overvåkingsprogrammet fram til 2008, men det syntes å være et egnet område, sammenhengende med den svenske Vindelfjäll-Arjeplogsfjällen. Derfor ble det i perioden 2008–2015 satt ut i alt 61 fjellrevvalper i dette fjellområdet (**Figur V28, Tabell V10**). Kun et fåtall av de utsatte revene ble gjenfunnet på norsk side av grensen, men observasjoner av øremerker viste at flere vandret over til svenske Vindelfjällen, og etablert seg der og ynglet (Wallén mfl. 2022).

Tiltak i fjellområdet

Det har pågått støttefôring av fjellreven i dette fjellområdet siden 2008, da de første fjellrevene ble satt ut fra Avlsprogrammet. Det er per 2024 åtte fôrautomater fordelt på fire fjellrevhi (**Tabell V10**).

Tabell V10. Oversikt over gjennomførte og pågående tiltak i Junkeren fra 2008–2024. Merk at utsatte valper står anført på året de er født, selv om de er satt ut vinter påfølgende år.

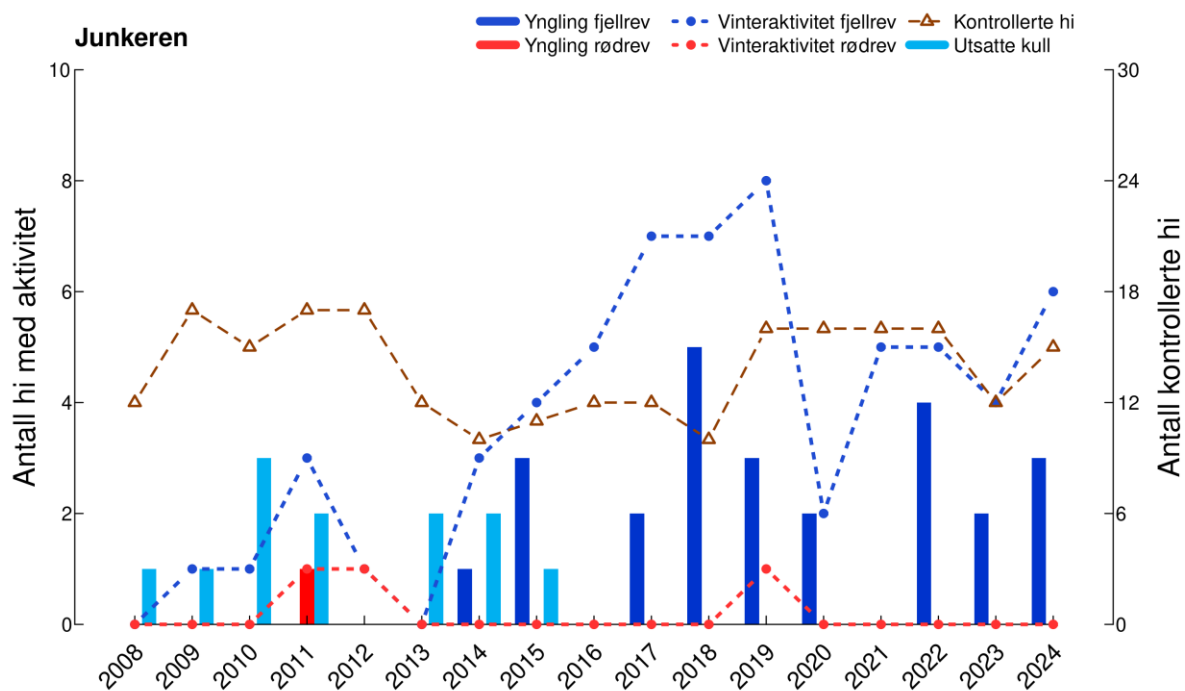
Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Fôring:			2	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Ant. lokaliteter																	
Ant. automater			4	6	6	6	6	6	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Utsetting:	1	1	3	2		2	2	1									
Ant. grupper																	
Ant. individ	5	4	20	12		7	8	5									
Uttak rødrev (ant.)												7					

Aktivitet og ynglinger

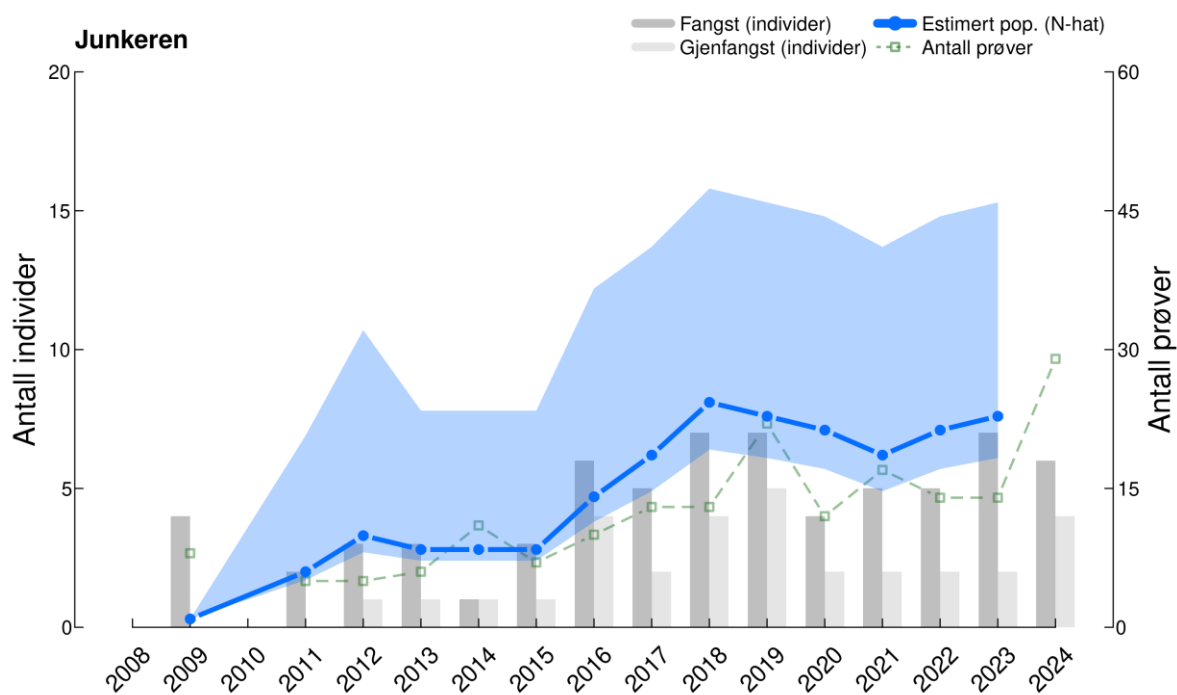
I 2024 ble det registrert tre ynglinger (**Figur V28**) og minimum 17 valper (kullstørrelse 1–8). Gjennomsnittlig kullstørrelse har gått noe ned i perioden (**Figur V30**). På svensk side av fjellmassivet ble det registrert 12 fjellrevkull.

Bestandsstørrelse og antall individer

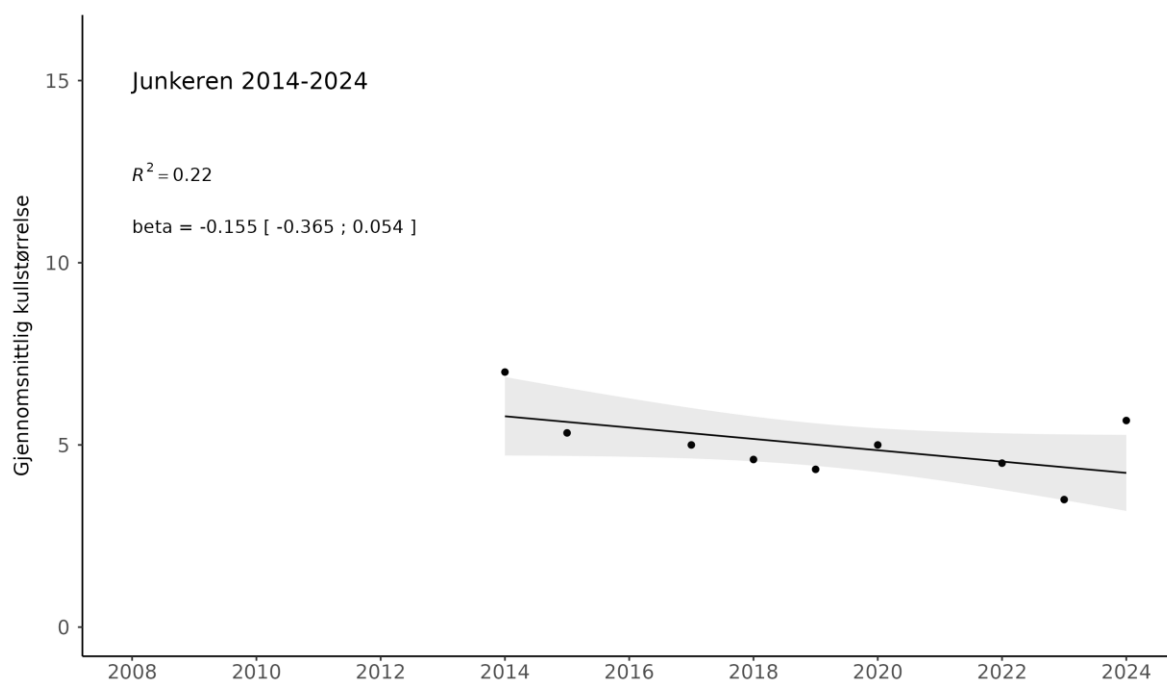
I Junkeren registrerte vi 6 fjellrever fra 35 fungerende prøver vinteren 2023/2024. Dette gir et treårssnitt for bestandsstørrelse på 8 rever (6–15; 95 % KI), **Figur V29**. Bestandsestimatene over tid viser en liten bestand som har ligget relativt stabilt mellom 5 og 8 rever de siste årene. Med så få rever gir det ingen mening å estimere den effektive bestandsstørrelsen. Analyse av pågående genflyt er vanskelig å tolke for Junkeren, siden bestanden har opphav i Avlsprogrammet, der alle Skandinaviske kjernebestander av fjellrev har bidratt.



Figur V28. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet, antall ynglinger av fjellrev og rødrev, samt lokaliteter med utsetting av fjellrevvalper fra Avlsprogrammet i Junkeren i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V29. Antall individer i Junkeren identifisert fra DNA-analyse av vintermaterialet fra 2008–2024 (venstre y-akse). Antall tidligere kjente individer og estimert bestandsstørrelse ($N\text{-hat}$, 3-års glidende gjennomsnitt) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.



Figur V30. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos fjellrev i Junkeren. Prikkene viser gjennomsnittlig antall valper per kull per år i alle dokumenterte kull i Junkeren i perioden 2014–2024. Hel linje uttrykker endring i gjennomsnittlig kullstørrelse over år $\pm 2SE$ (grått felt).

Tilstand smånagere

Antatt som for Saltfjellet.

Saltfjellet

Fjellrevbestanden i Saltfjellet er overvåket siden tidlig på 90-tallet. Den var i flere år svært liten, med en til to ynglinger fram til 2004 og 2005, da det ble registrert fire ynglinger begge år. Etter 2011 tar bestanden seg opp, trolig knyttet til etablering av støttefôring i området.

Tiltak i fjellområdet

Hovedtiltaket i dette fjellområdet er støttefôring, som har pågått siden 2006 (knyttet til utsetting av to valper fra Avlsprogrammet). Antall fôrautomater har økt jevnt siden da og det har siste fem år vært støttefôring ved åtte hilokaliteter (**Tabell V11**). Det er gjort sporadiske uttak av rødrev enkelte vintre, samt uttak av rødrevvalper og voksne på to hi i 2011.

Tabell V11. Oversikt over gjennomførte og pågående tiltak i Saltfjellet fra 2010–2024.

Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Fôring:	1	3	3	3	4	4	4	4	4	7	7	8	8	8	8	8	8
Ant. lokaliteter																	
Ant. automater	1	3	3	3	6	6	6	6	6	9	9	10	10	10	10	10	10
Uttak rødrev (ant.)				9	2					1	2	8					

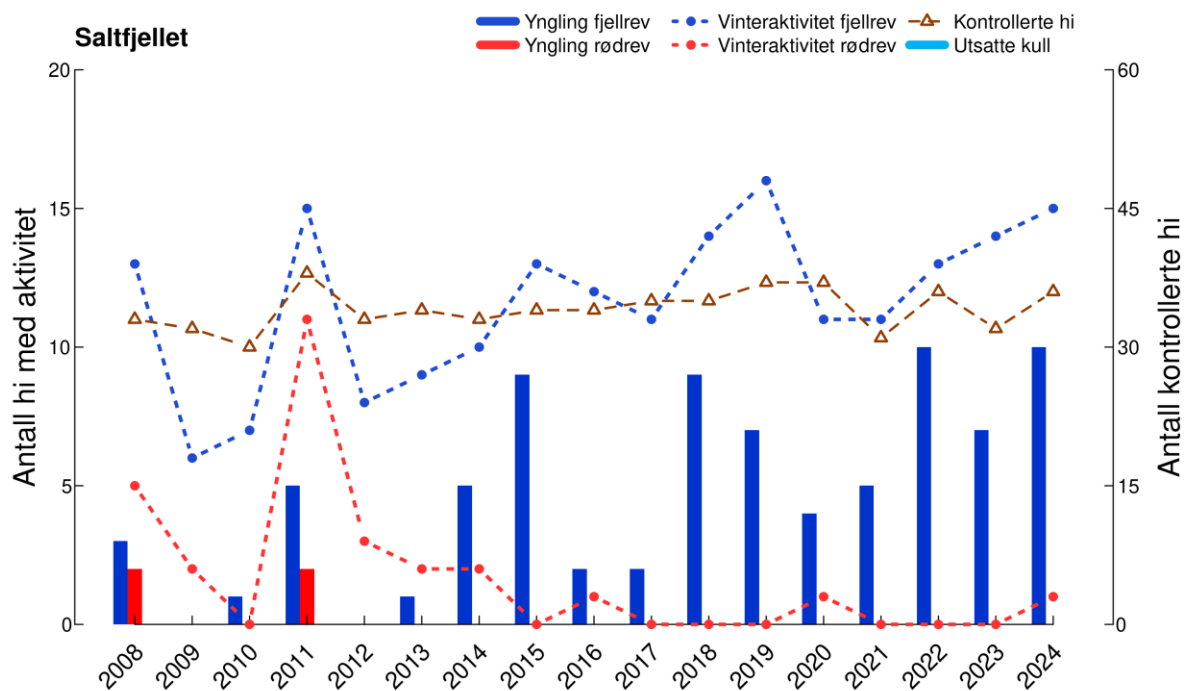
Det pågår forsøk med å skifte ut tørrfôret med våtfôr i vintermånedene i dette fjellområdet; startet opp vinteren 2024 (se **kap. 2.3.3**).

Aktivitet og ynglinger

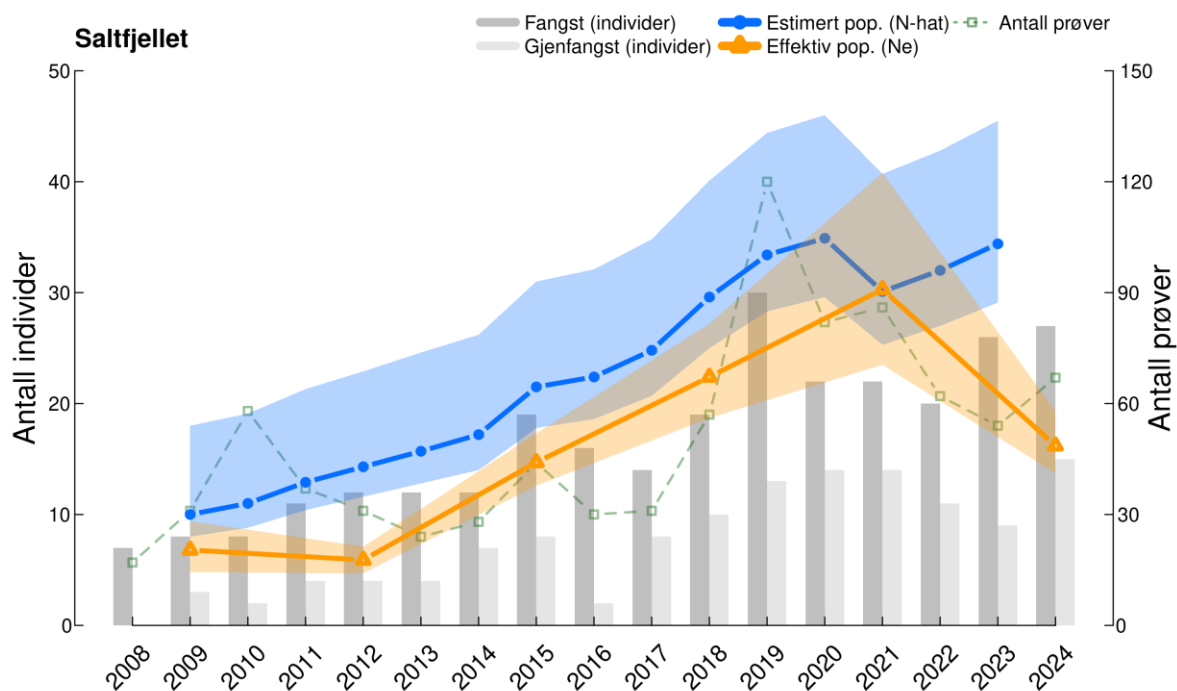
Antall hi med vinteraktivitet har vært relativt stabilt de siste 9 årene (2015–2024), med noe økning mot slutten av perioden (**Figur V31**). Sommeren 2024 ble det dokumentert 10 kull og minimum 49 valper, kullstørrelsen varierte fra 1–10 valper. Gjennomsnittlig kullstørrelse har gått noe ned i perioden (**Figur V33**). Delbestanden ligger tett inntil Arjeplogsfjällen som hadde 14 ynglinger av fjellrev denne sommeren. Samlet huset Junkeren/Vindelfjällen/Saltfjellet/Arjeplog 36 fjellrev-kull i år.

Bestandsstørrelse og antall individer

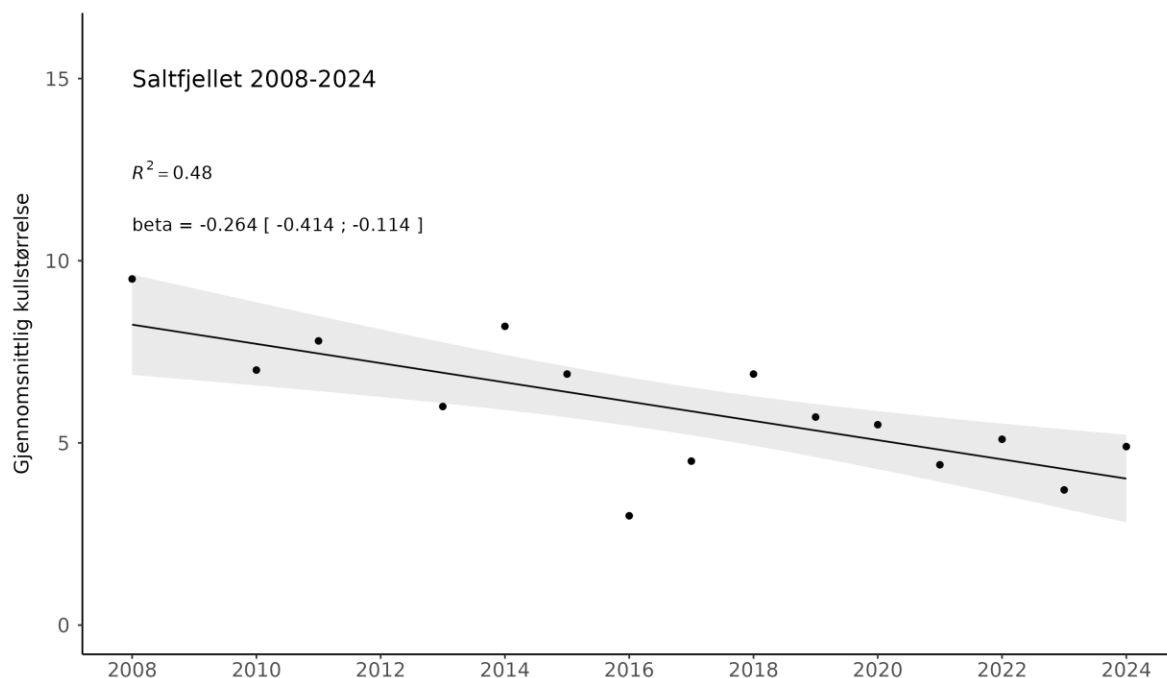
I Saltfjellet registrerte vi 27 fjellrever fra 84 fungerende prøver vinteren 2023/2024. Dette gir et treårssnitt for bestandsstørrelse på 34 rever (29–46; 95 % KI), **Figur V32**. Bestanden har ligget stabilt rundt 30 rever de siste fem årene. Den effektive bestandsstørrelsen økte jevnt og trutt fram til perioden 2020–2022, men sank til 19,9 (15,2–27,5; 95 % KI) fram mot 2023–2024. Det er usikkert hva en tilsynelatende reduksjon i N_e skyldes og om denne er reell. Saltfjellet er en grensebestand, som henger sammen med Vindelfjällen på svensk side av grensen. I grensebestander, der det er mer eller mindre fri flyt av rever mellom landene, vil N_e reflektere total effektiv bestandsstørrelse i grensebestanden, altså i dette tilfellet total N_e i Saltfjellet, Vindelfjällen/Arjeplog og trolig også Junkeren. Et estimat basert kun på deler av bestanden, vil derfor være sårbart med tanke på hvor representativ den genetiske sammensetningen i utvalget er for den genetiske sammensetningen i totalbestanden. Det er derfor svært ønskelig også å få inn svenske individdata i estimeringen av N_e i grensebestandene.



Figur V31. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet, antall ynglinger av fjellrev og rødrev i Saltfjellet i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V32. Antall individer i Saltfjellet identifisert fra DNA-analyse av vintermaterialet fra 2008–2024 (venstre y-akse). Antall tidligere kjente individer, estimert bestandsstørrelse ($N_{\hat{}}$, 3-års glidende gjennomsnitt) og effektiv bestandsstørrelse (N_e , gjennomsnitt for 3-års perioder) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse



Figur V33. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos fjellrev i Saltfjellet. Prikkene viser gjennomsnittlig antall valper per kull per år i alle dokumenterte kull på Saltfjellet i perioden 2008–2024. Hel linje uttrykker endring i gjennomsnittlig kullstørrelse over år $\pm 2SE$ (grått felt).

Tilstand smågnagere

Det finnes flere lengre tidsserier på smågnagerbestandene i Nordland fram til 2020, som viser stor lokal variasjon i forekomst og syklisitet (Jo Inge Breisjøberget og Tore Bjørnstad, Statskog Fjelltjenesten pers. med.). Høsten 2024 ble det satt opp en overvåkingslokalitet i Semskdalen på Saltfjellet, i regi av det nasjonale overvåkingsprogrammet for smågnagere i fjell ([Smågnagerovervåking - miljodirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no)), finansiert av Miljødirektoratet.

Forekomst 2024: oppgangår. Det var relativt lite mus å se i terrenget, men noe var det helt sikkert for både fjelljo og fjellvåk var til stede og jaktet gjennom sommeren og utover høsten, men det ble bare observert noen få hekkinger av fjellvåk. 2024 synes å være et oppgangår med relativt lav tetthet. Alle observasjoner: Kristian Sivertsen og Jim Kristensen, Statskog Fjelltjenesten (pers. med.).

Forventet tilstand 2025: toppår

Indre Troms

Fjellrevbestanden i Indre Troms har vært overvåket siden tidlig på 80-tallet. I 1987 ble det dokumentert fire ynglinger av fjellrev her. Det har i årene etter stort sett alltid vært aktivitet av fjellrev på hiene, men få kull. Bestanden er relativt isolert fra andre forekomster av fjellrev på norsk side, men det har vært økende aktivitet av fjellrev på svensk side de siste årene.

Tiltak i fjellområdet

Det ble i 2017 satt opp fem fôrautomater i denne delbestanden gjennom Interregprosjektet Felles Fjellrev Nord (2017–2019). Disse er videreført av Miljødirektoratet (**Tabell V12**).

Tabell V12. Oversikt over gjennomførte og pågående tiltak i Indre Troms fra 2008–2024.

Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Fôring:										5	5	5	5	5	5	5	5
Ant. lokaliteter																	
Ant. automater										5	5	5	5	5	5	5	5
Uttak rødrev (ant.)									3		1*	1	5	1			

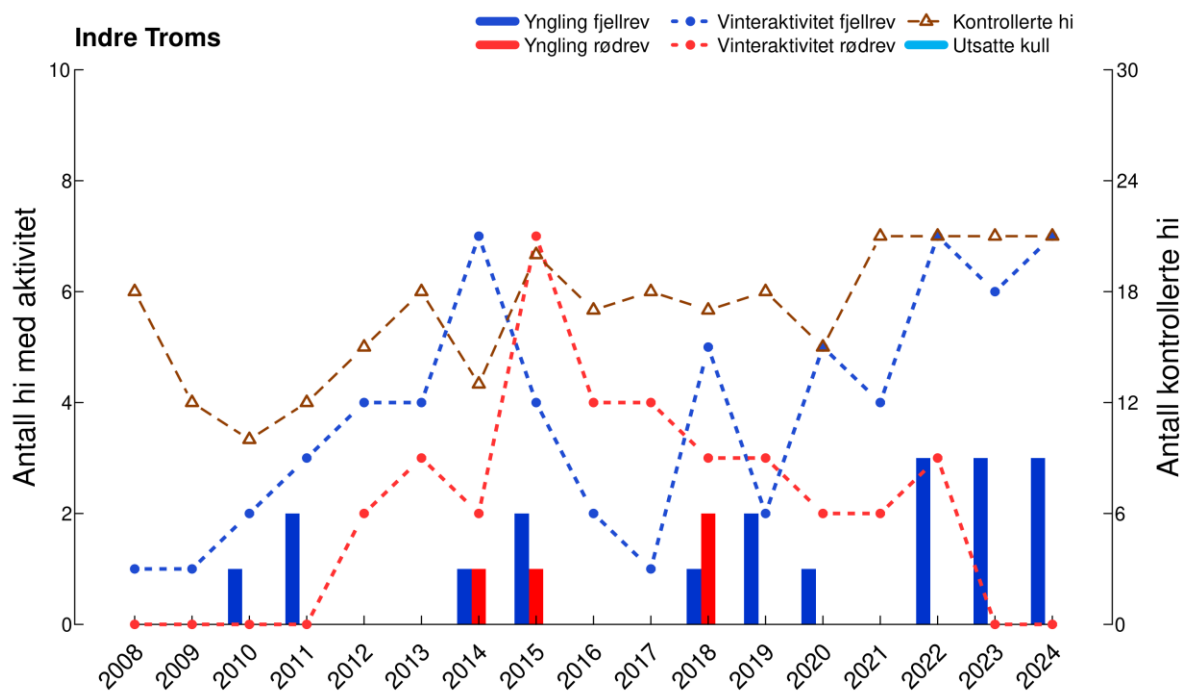
* Det ble tatt ut et helt kull med rødrev som hadde tilhold i et fjellrevhi.

Aktivitet og ynglinger

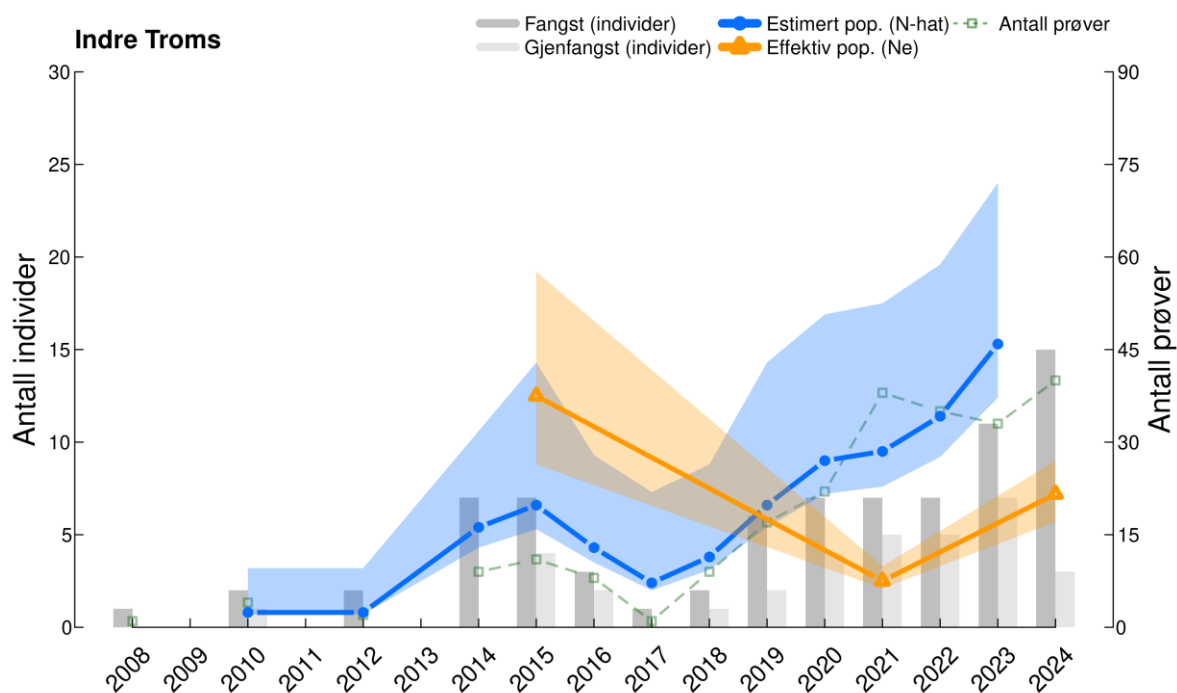
I 2024 ble det påvist vinteraktivitet av fjellrev ved 7 hi og dokumentert 3 ynglinger og minimum 8 fjellrevvalper (**Figur V34**). Kullstørrelsen varierte fra 1–4 valper. Gjennomsnittlig kullstørrelse har gått noe ned i perioden, men det er også stor variasjon i kullstørrelse her (**Figur V36**). I de nærmeste grensefjellene på svensk og finsk side ble det registrert henholdsvis 4 og 3 ynglinger, dvs. totalt 10 ynglinger i regionen i 2024.

Bestandsstørrelse og antall individer

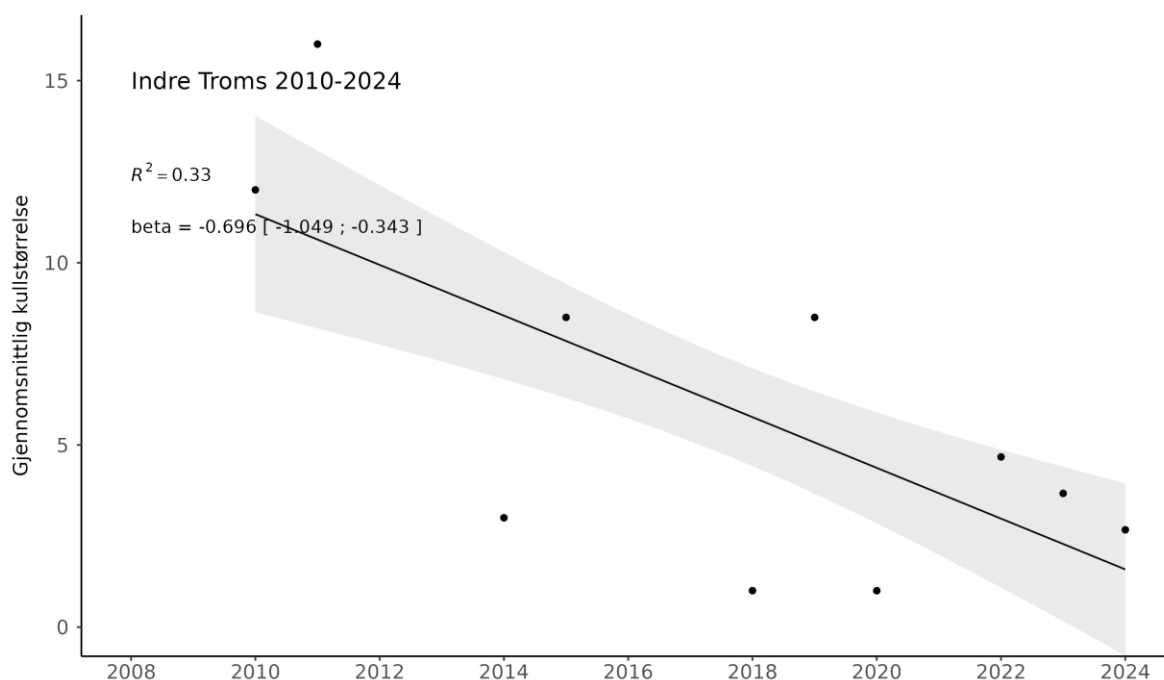
I Indre Troms registrerte vi 15 fjellrever fra 47 fungerende prøver vinteren 2022/2023. Dette gir et treårssnitt for bestandsstørrelse på 15 rever (12–24; 95 % KI), **Figur V35**. Denne lille fjellrevbestanden har økt noe i størrelse de siste årene. Etter en periode med synkende effektiv bestandsstørrelse, økte den effektive bestandsstørrelsen mellom periodene 2020–2022 og 2023–2024 til 7,2 (5,7–9,0; 95 % KI). Analysene av pågående genflyt tyder på et visst innslag av rever med opphav i Avlsprogrammet, som er i tråd med økende konnektivitet i nord de siste årene, og da spesielt gjennom migrasjon av utsatte rever på Varangerhalvøya og i Reisa Sør.



Figur V34. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet og antall registrerte ynglinger av fjellrev og rødrev i Indre Troms i perioden 2008–2024 (venstre akse). I 2011 ble det registrert to kull på samme hilokalitet. Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V35. Antall individer i Indre Troms identifisert fra DNA-analysene i 2008–2024. Antall tidligere kjente individer, estimert bestandsstørrelse ($N_{\hat{t}}$, 3-års glidende gjennomsnitt) og effektiv bestandsstørrelse (N_e , gjennomsnitt for 3-års perioder) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.



Figur V36. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos fjellrev i Indre Troms. Prikkene viser gjennomsnittlig antall valper per kull per år i alle dokumenterte kull i Indre Troms i perioden 2010–2024. Hel linje uttrykker endring i gjennomsnittlig kullstørrelse over år $\pm$ 2SE (grått felt).

Tilstand smågnagere

Overvåkingen av smågnagere (TOV) viser at Indre Troms (Dividalen) har hatt lave, men relativt stabile oppgangår (3–4 års syklus) i smågnagerbestandene siden 1992. Denne overvåkingen ble avsluttet i 2020. Høsten 2024 ble det satt opp en overvåkingslokalitet med kamerafeller i Indre Troms, i regi av det nasjonale overvåkingsprogrammet for smågnagere i fjell ([Smågnagerovervåking - miljodirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no)), finansiert av Miljødirektoratet. Det finnes også fangstserier driftet av Universitetet i Tromsø (UiT), fra skogsområdene i Indre Troms, men i noe mindre utstrekning enn tidligere.

Forekomst 2024: bunnår. I 2024 bekrefter kamerafeller og levendefangst at det var et bunnår i Kirkesdalen i Indre Troms, det samme i Nordreisa basert på kamerafeller. Det stemmer ganske godt med anekdotiske observasjoner (rovfugl/ugler) fra andre steder i Indre Troms og fangstene til Heikki Henttonen i Kilpisjärvi (Rolf A. Ims, UiT pers. med.).

Forventet tilstand 2025: bunnår. Basert på periodisiteten i smågnagerbestandene i nord, hvor det har vært 4 år mellom toppene de siste 3 syklusene, forventer vi at bestanden forblir lav i 2025 (Rolf A. Ims, UiT pers. med.).

Reisa Sør

Tiltak i fjellområde

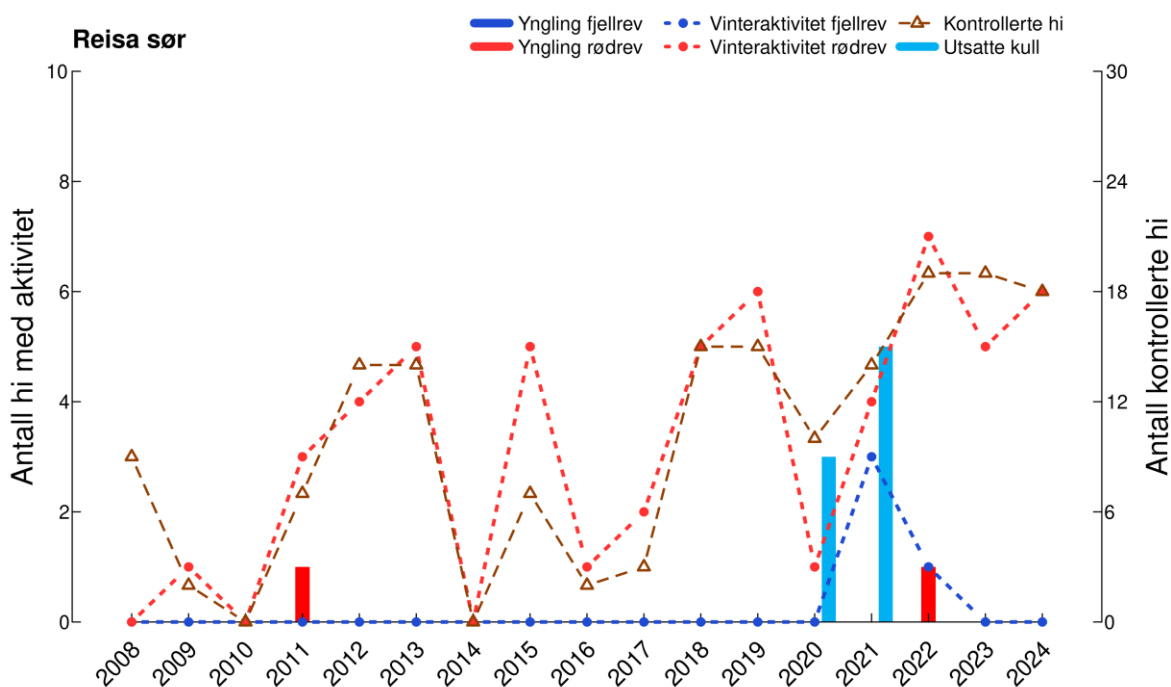
Reisa Sør ble i 2021 etablert som nytt utsettingsområde for Avlsprogrammet for fjellrev. Det har vært gjennomført hikontroller i dette området litt nå og da gjennom tidsperioden 2006–2021. Ingenting tyder på aktivitet av fjellrev, men det ser ut til å ha vært og er en god del aktivitet av rødrev i dette fjellområdet (**Figur V37**). Det skal imidlertid ha vært observert fjellrev av publikum (ikke registrert i Rovbase).

Det ble satt ut henholdsvis 12 og 24 fjellrever i dette fjellområdet i februar 2021 og 2022. I tilknytning til utsettingene ble det i 2021 satt opp fôrautomater ved fire hi. Kort tid etter utsetting har imidlertid fjellrevene begge år trukket ut av området. Flere er sett igjen både i Indre Troms og Käsivarsi i Finland vinteren 2021, 2022 og 2023 (se Eide mfl. 2022, Ulvund mfl. 2023).

Vinteren 2023/2024 ble det gjort gjenfunn av DNA fra tre av de utsatte revene, en i Reisa nord, en i Indre Troms og en på finsk side. De utsatte revene har imidlertid bidratt til hele regionen, i større grad på svensk og finsk side enn på norske side. Det er observert øremerkede rever på flere viltkamera i Sverige og Finland også i år, men disse er foreløpig ikke analysert av oss.

Aktivitet og ynglinger

Det er ikke registrert aktivitet av fjellrev ved hiene i denne delbestanden.



Figur V37. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet, antall ynglinger av fjellrev og rødrev, samt lokaliteter med utsetting av fjellrevvalper fra Avlsprogrammet i Reisa Sør i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.

Tilstand smågnagere

Som Reisa Nord.

Reisa Nord

Dette fjellområdet har vært overvåket jevnt gjennom hele 1990 og 2000-tallet, med økende antall kontroller etter 2007. I 2017 ble det satt ut fem fôrautomater i Reisa Nord gjennom Interregprosjektet Felles Fjellrev Nord (2017–2019). Disse er videreført av Miljødirektoratet.

Tiltak i fjellområdet

Vinteren 2022/2023 ble det tatt ut to rødrever i dette fjellområdet (**Tabell V13**). I områdene øst for riksvei 93, rundt innsjøen Lesjavri, i fjellområdet «Porsanger vest» ca. 40 km nordøst for Reisa Nord, har det blitt gjennomført ekstraordinært uttak av rødrev i stort omfang som et bevaringstiltak for dverggås (*Anser erythropus*), som trolig også vil gagne fjellreven. Dette tiltaket har pågått siden 2008 (i alt er det tatt ut 1243 rødrev, varierende fra 10 til 364 per pr år (Rovbase.no), vinteren 2023/2024 ble det tatt ut 41 rødrever).

Tabell V13. Oversikt over gjennomførte og pågående tiltak i Reisa Nord fra 2008–2024.

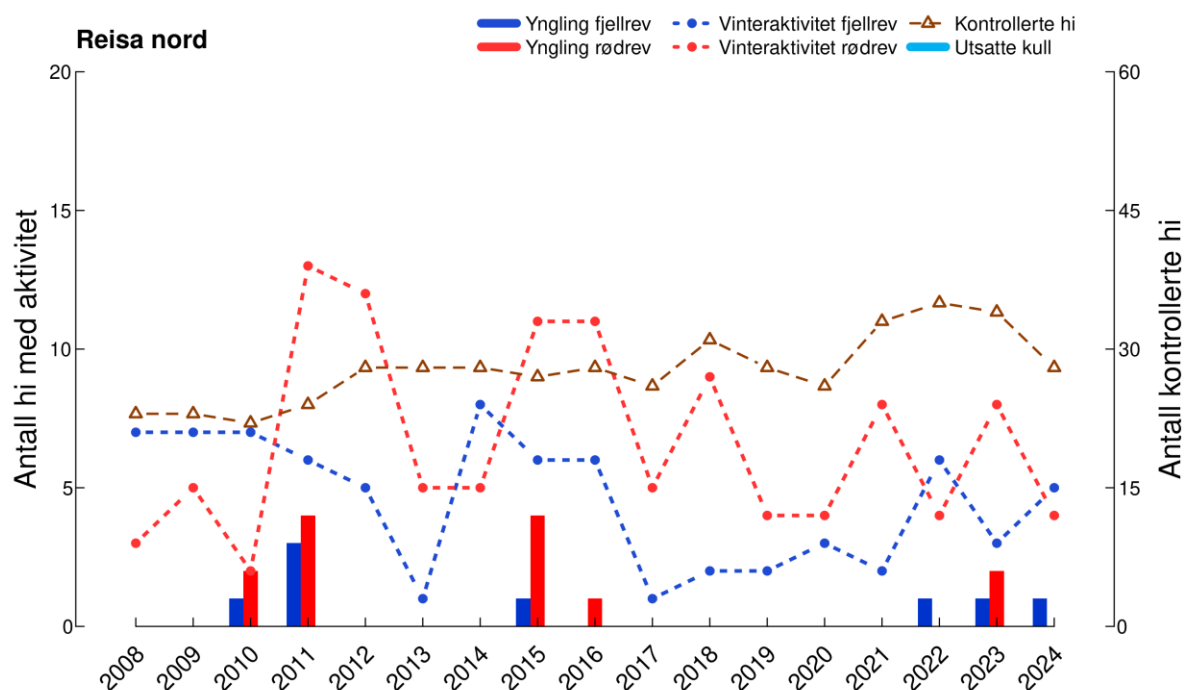
Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Fôring:										5	5	5	5	5	5	5	5
Ant. lokaliteter																	
Ant. automater										5	5	5	5	5	5	5	5
Uttak rødrev (ant.)									52	0	0	6	5	2		2	41

Aktivitet og ynglinger

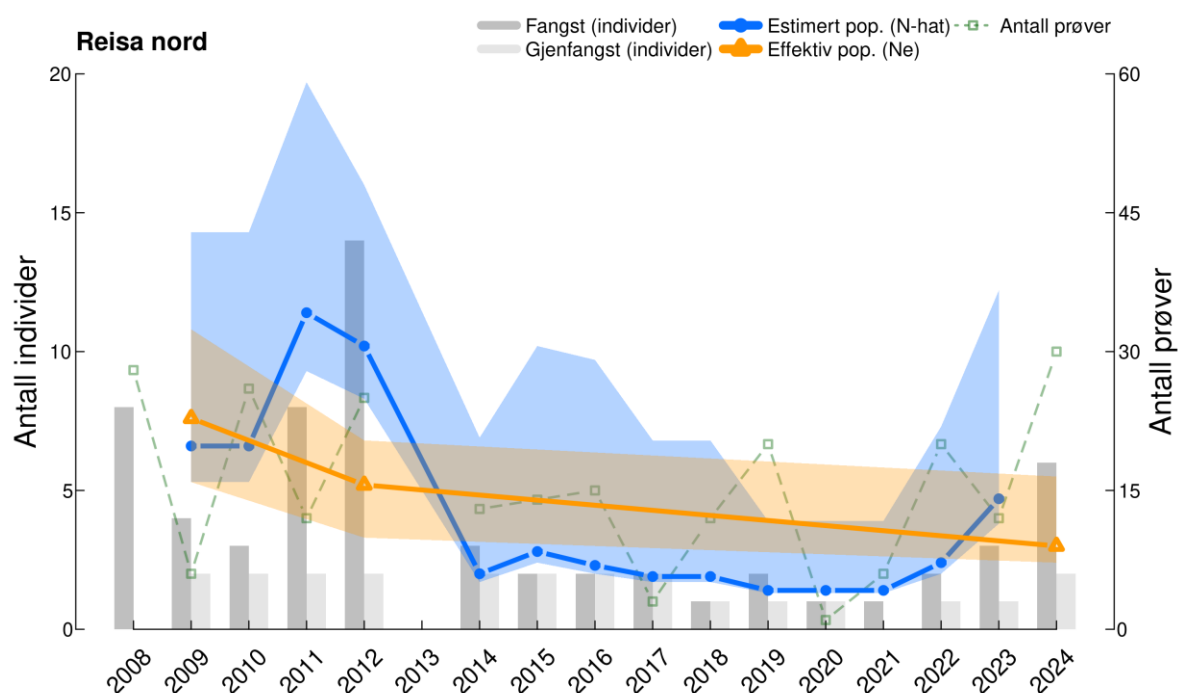
Det ble gjennomført kontroller av mange av de kjente fjellrevhiene i området, og vinteren 2024 ble det påvist vinteraktivitet av fjellrev ved fem hi, og samtidig noe mindre aktivitet av rødrev (**Figur V38**). Det ble dokumentert ett kull, med åtte valper. Mor til valpene er trolig AF0600 som ble satt ut i Reisa sør i 2022. Gjennomsnittlig kullstørrelse ser ut til å være relativt stabil gjennom perioden (**Figur V40**).

Bestandsstørrelse og antall individer

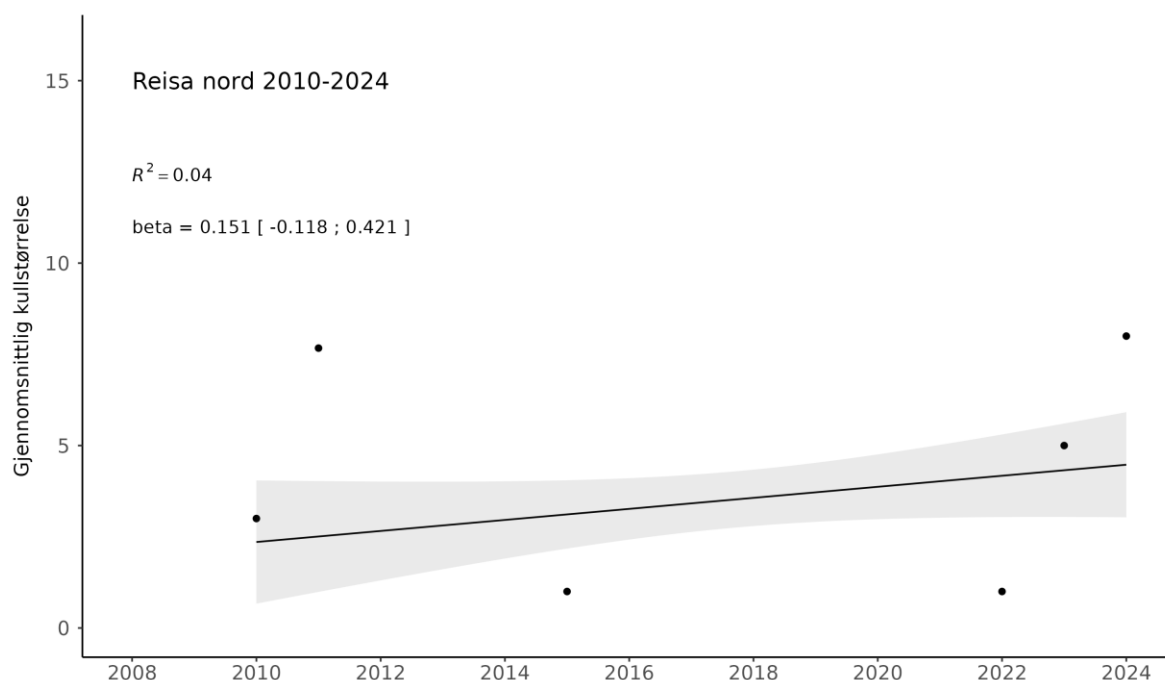
Fra en tilsynelatende robust bestand på minimum 14 individer i 2012, har vi over 10 år registrert svært få fjellrever i dette fjellområdet. Over flere år så vi igjen de samme revene, før en innvandring fra utsettingene av fjellrev på Varangerhalvøya i 2019 (**Figur V39**). Vinteren 2023–2024 ble det som forrige vinter registrert seks fjellrever fra 30 fungerende prøver i Reisa Nord. Treårssnitt for bestandsstørrelse har nå økt til 5 rever (4–12; 95 % KI). Effektiv bestandsstørrelse er selvsagt svært lav og ble i 2023–2024 estimert til 3,0 (2,4–5,5; 95 % KI). Analysene av pågående genflyt bekrefter innslag av rever med opphav i Avlsprogrammet, som også er bekreftet fra observasjoner av øremerket rev og DNA-analyser de foregående årene.



Figur V38. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet og antall registrerte ynglinger av fjellrev og rødrev i Reisa Nord i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimer, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur 39. Antall individer i Reisa Nord identifisert fra DNA-analysene i 2008–2024. Antall tidligere kjente individer og estimert bestandsstørrelse ($N\hat{}$, 3-års glidende gjennomsnitt) og effektiv bestandsstørrelse (N_e , gjennomsnitt for 3-års perioder) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.



Figur V40. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos fjellrev i Reisa Nord. Prikkene viser gjennomsnittlig antall valper per kull per år i alle dokumenterte kull i Reisa nord i perioden 2010–2024. Hel linje uttrykker endring i gjennomsnittlig kullstørrelse over år $\pm$ 2SE (grått felt).

Tilstand smånagere

Universitetet i Tromsø overvåker smånagere i kyststrøkene i Nordreisa. Høsten 2023 ble det satt opp en overvåkingslokalitet med kamerafeller i Jotka, i regi av det nasjonale overvåkingsprogrammet for smånagere i fjell ([Smagnagerovervåking - miljodirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no/Smagnagerovervaking)), finansiert av Miljødirektoratet.

Forekomst 2024: bunnår. Kamerafellene dokumenterer at smånagertoppen (dominert av mus) krasjet seinhøstes 2023. Gjennom hele sommeren har svært få observasjoner på kamerafellene, med unntak av noe mus i lavalpin hei (Det nasjonale overvåkingsprogrammet for smånagere i Jotka).

Forventet tilstand 2025: bunnår. Basert på periodisiteten i smånagerbestandene i nord, hvor det har vært 4 år mellom toppene de siste 3 syklusene, forventer vi at bestanden forblir lav i 2025 (Rolf A. Ims, UiT pers. med.).

Ifjordfjellet

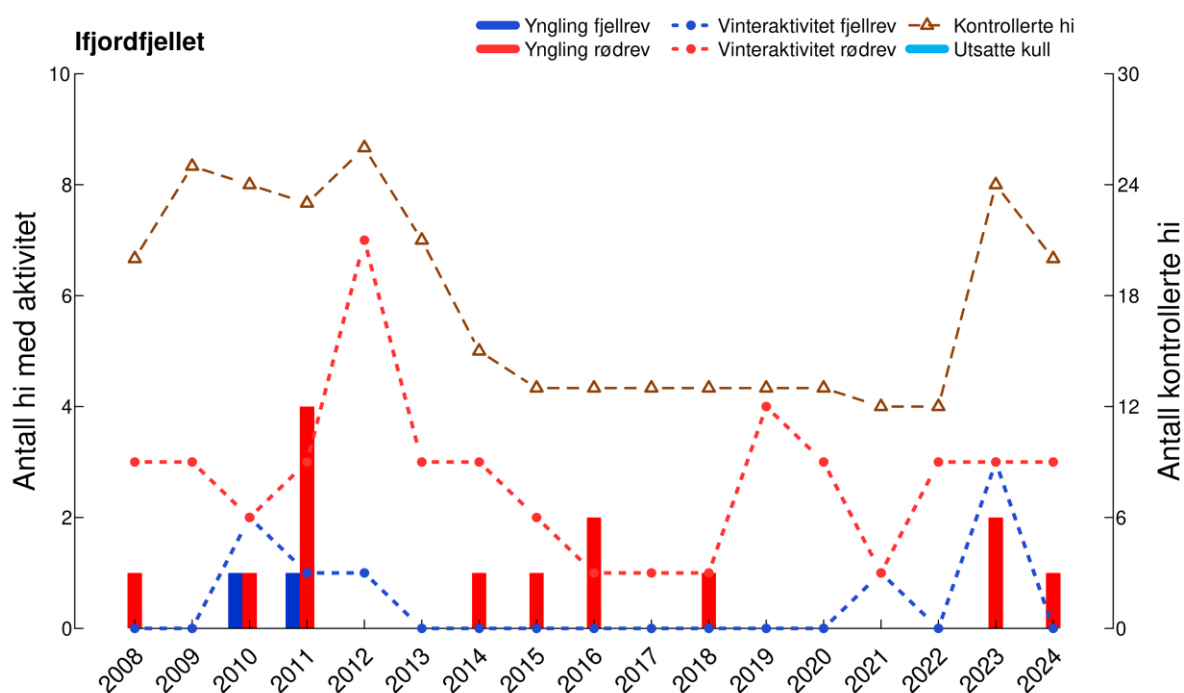
Dette fjellområde har vært overvåket jevnlig siden slutten av 90-tallet. Antall kontrollerte hi økte fram til 2011, men ble etter hvert justert ned til kun å kontrollere de mest aktuelle hilokalitetene (under 50 % av hiene). Det er siden oppstart av overvåkingsprogrammet bare registrert to ynglinger av fjellrev i dette fjellområdet. Det har vært relativt høy aktivitet av rødrev gjennom hele perioden (**Figur V41**).

Tiltak i fjellområdet

Det gjennomføres ingen tiltak i fjellområdet.

Aktivitet og ynglinger

Det ble registrert aktivitet av fjellrev ved to fjellrevhi i vinter (**Figur V41**). Sommeren 2023 ble det også observert to fjellrever ved et hi (dokumentert ved hjelp av viltkamera). Det er ikke tegn til fjellrev her i år, men det er dokumentert yngling av rødrev i ett av fjellrevhiene.



Figur V41. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet og antall registrerte ynglinger av fjellrev og rødrev på Ifjordfjellet i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimer, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.

Bestandsstørrelse og antall individer

Ei tisse satt ut på Varangerhalvøya i 2019 ble registrert på Ifjordfjellet vinteren 2019–2020 og vinteren 2022–2023. I år ble det derimot ikke registrert fjellrev fra DNA i dette fjellområdet.

I fjor ble det i det finske fjellområdet Utsjoki, sør for Ifjordfjellet, ca. 20 km fra riksgrensa, dokumentert en yngling av fjellrev. Det ble ikke dokumentert aktivitet av fjellrev i dette området i år.

Tilstand smågnagere

Antatt som Varangerhalvøya.

Varangerhalvøya

Det har siden 2006 blitt gjennomført omfattende ekstraordinært og stimulert uttak av rødrev på Varangerhalvøya (**Tabell V14**) under prosjektet «Fjellrev i Finnmark» (nå COAT, fjellrevmodulen, se <https://www.coat.no/fjellrev>) uten positive responser i fjellrevbestanden. Bestandsutviklingen har snarere vært negativ og fra 2014 gikk også vinteraktiviteten markert ned (**Figur V42**). Etter oppstart av støttefôring og utsetting ser denne delbestanden ut til å være i veldig positiv utvikling.

Tiltak i fjellområdet

Det ble over tre vintre (2018–2020) satt ut i alt 67 fjellrevvalper fra Avlsprogrammet på Varangerhalvøya. I forbindelse med utsettingene ble det også etablert støttefôringstiltak, og det er nå i alt 20 fôrautomater ved ti hilokaliteter. Det er som nevnt tatt ut rødrev systematisk i alle år siden 2006, både gjennom å stimulere til jakt blant lokale jegere (rødrevskrotter kjøpes inn til forskningsformål) og ekstraordinært uttak av SNO (**Tabell V14**).

Tabell V14. Oversikt over gjennomførte tiltak på Varangerhalvøya fra 2008–2024. Merk at utsatte valper står anført på året de er født, selv om de er satt ut vinter påfølgende år.

Tiltak	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Fôring:										5	6	7	10	10	10	10	10
Ant. lokaliteter																	
Ant. automater										7	10	13	18	18	20	20	20
Utsetting:										4	3	3					
Ant. grupper																	
Ant. individer										27	26	14					
Uttak rødrev (ant.)*			108	230	375	399	183	180	252	280	162	307*	496*	164*	135*	178*	249

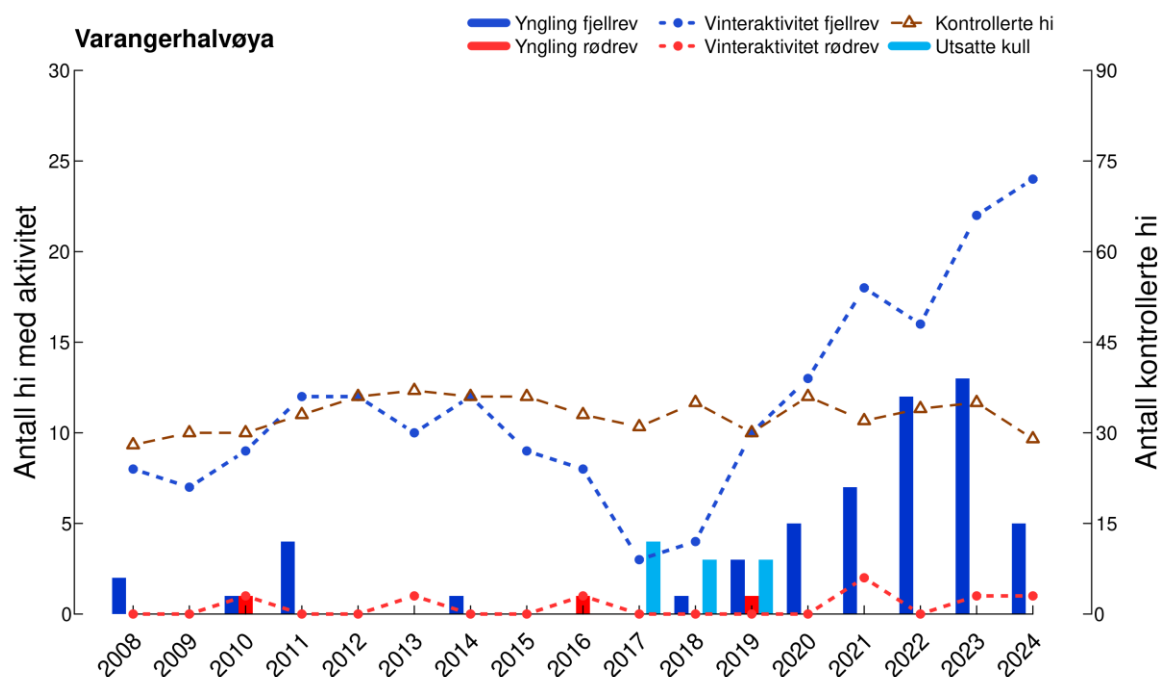
*Hentet fra årsrapporten til Fjellrev i Finnmark (<http://www.fjellrev-finnmark.uit.no/>), og Dorothee Ehrich, pers. med., se også <https://www.coat.no/fjellrev>. Uttak av rødrev omfatter både ekstraordinært og stimulert jaktuttak. * for 2019: 22 av SNO, 2020: 33 av SNO, 2021: 15 av SNO, 2022: 8 av SNO, 2023: 12 av SNO, 2024: 8 av SNO.

Aktivitet og ynglinger

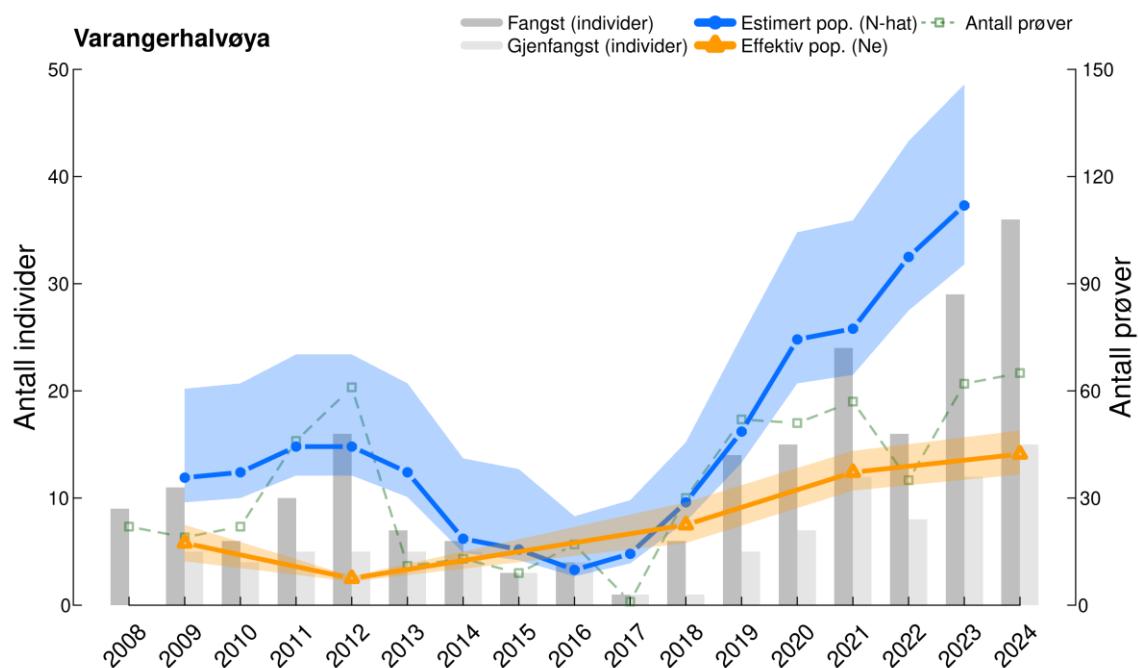
I 2024 ble det dokumentert 5 ynglinger av fjellrev og minimum 12 valper (kullstørrelser basert på viltkamera) på Varangerhalvøya (**Figur V42**). Kullstørrelsen varierte fra 2–4 valper. Gjennomsnittlig kullstørrelse ser ut til å være relativt stabil gjennom hele perioden (**Figur V44**). Det har trolig forekommet en sjette yngling på Varangerhalvøya i sommer; det ble observert det vi antar er en død valp på bilder tatt med viltkamera, men det ble ellers ikke dokumentert valper ved dette hiet.

Bestandsstørrelse og antall individer

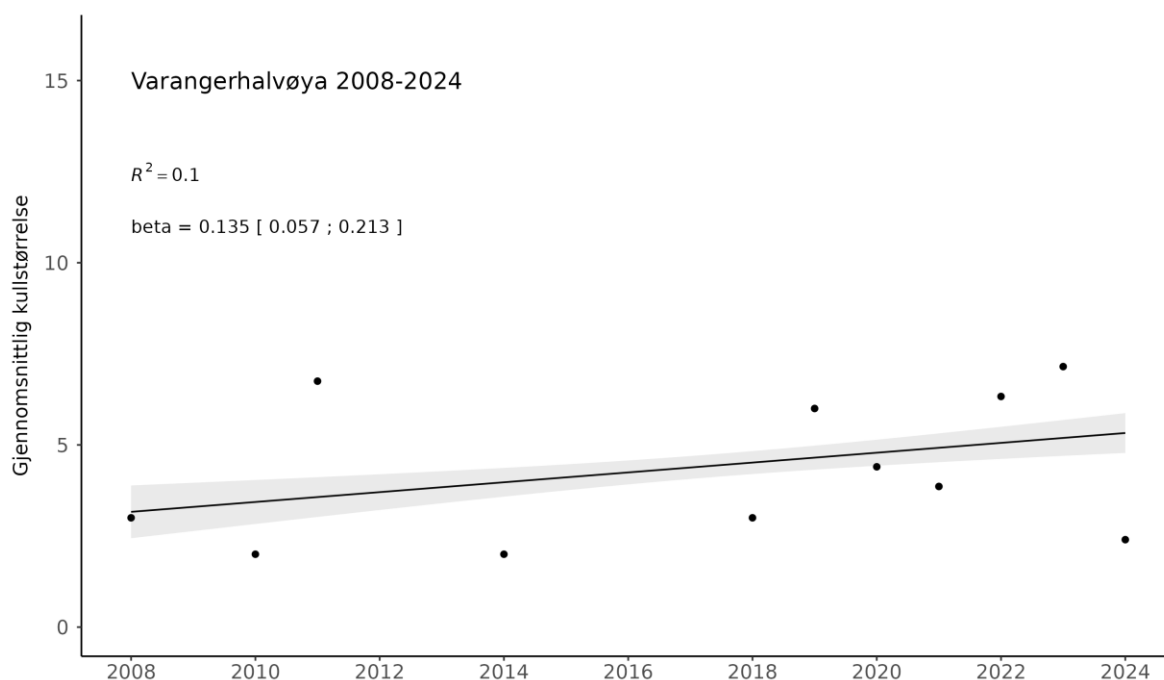
På Varangerhalvøya registrerte vi 36 fjellrever fra 65 fungerende prøver vinteren 2023/2024. Dette gir et treårssnitt for bestandsstørrelse på 37 rever (31–49; 95 % KI), **Figur V43**. Bestanden har hatt en formidabel vekst siden utsetting av avlsrever ble iverksatt i 2018. I tråd med økende bestandsstørrelse har den effektive bestandsstørrelsen også økt. Den er imidlertid relativt lav og ble i perioden 2023–2024 estimert til 14,1 (12,2–16,3; 95 % KI). Analysene av pågående genflyt bekrefter at rever fra Varangerhalvøya bidrar i de andre nordlige bestandene, og slektskapsanalyser bekrefter også en viss immigrasjon inn til Varangerhalvøya.



Figur V42. Antall kontrollerte hi (høyre akse), antall hi med vinteraktivitet og antall registrerte ynglinger av fjellrev og rødrev, samt lokaliteter med utsetting av fjellrevvalper fra Avlsprogrammet på Varangerhalvøya i perioden 2008–2024 (venstre akse). Merk at registrert aktivitet av rødrev er minimumsestimater, registrert i tilknytning til overvåkingen av fjellrevhiene.



Figur V43. Antall individer på Varangerhalvøya identifisert fra DNA-analyser i 2008–2024. Antall tidligere kjente individer, estimert bestandsstørrelse ($N\hat{}$, 3-års glidende gjennomsnitt) og effektiv bestandsstørrelse (N_e , gjennomsnitt for 3-års perioder) vises på venstre y-akse, med antall fungerende prøver på høyre y-akse.



Figur V44. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos fjellrev. Prikkene viser gjennomsnittlig antall valper per kull per år i alle dokumenterte kull på Varangerhalvøya i perioden 2008–2024. Hel linje uttrykker endring i gjennomsnittlig kullstørrelse over år $\pm$ 2SE (grått felt).

Tilstand smågnagere

Universitetet i Tromsø overvåker smågnagere mange steder i Finnmark (fra Porsanger/ Karasjøk i vest til og med Varangerhalvøya i øst), både i bjørkeskogen og på fjellet/tundraen. Det er normalt en utpreget geografisk synkronitet i den 4–5 års smågnagersyklusen over hele fylket. Fra og med 2023 inngår overvåkingslokaliteten med kamerafeller i Komagdalen også i det nasjonale overvåkingsprogrammet for smågnagere i fjell ([Smågnagerovervåking - miljodirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no)), finansiert av Miljødirektoratet.

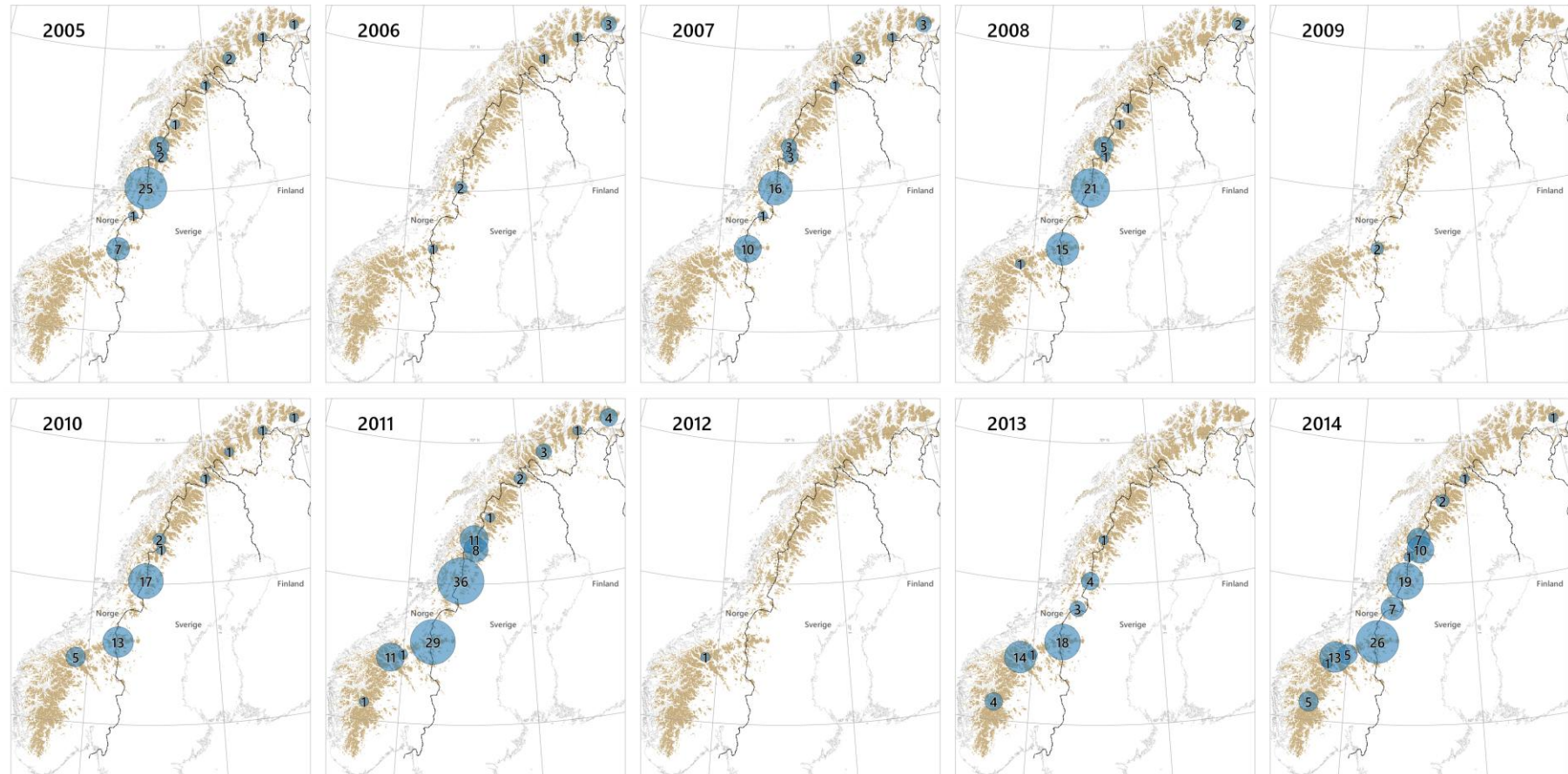
Forekomst 2024: bunnår. Fangstene både tidlig sommer og høst 2024 viser at det var et bunnår for både mus og lemen på Varangerhalvøya, noe som var forventet etter toppåret i 2023. Også data fra kameratunellene viste at det var lite smågnagere (Rolf A. Ims og Dorothee Ehrich, UiT pers. med.).

Forventet tilstand 2025: bunnår. Basert på periodisiteten i smågnagerbestandene på Varangerhalvøya, hvor det har vært 4 år mellom toppene de siste 3 syklusene, og ut fra høy forekomst av røyskatt i kameratunellene og mange anekdotiske observasjoner, forventer vi at bestanden forblir lav i 2025 (Rolf A. Ims og Dorothee Ehrich, UiT pers. med.).

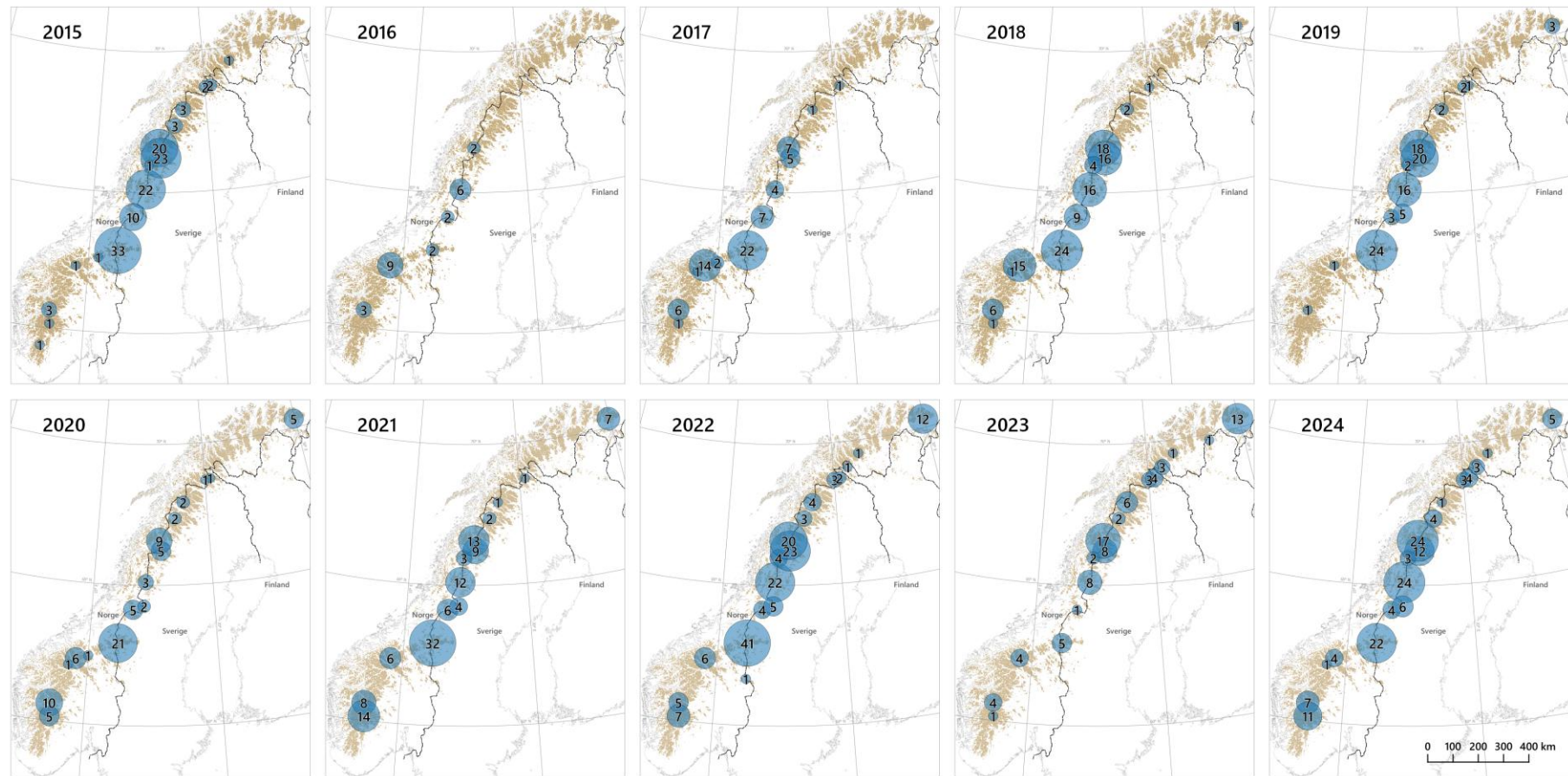
Referanser i Vedlegg 1

- Andersen, R., Linnell, J. D. C., Eide, N. E. & Landa, A. 2005. Fjellrev i Norge 2005. Overvåkingsrapport. NINA Rapport 102. Norsk institutt for Naturforskning.
- Brox, K. Jordhøy, P & Meli, J.J. 2006. Opplev Forollhogna. Snøhetta forlag. 440 sider.
- Eide, N. E., Landa, A., Flagstad, Ø., Andersen, R., Dijk, J.V., Meås, R., Berntsen, F.E. & Bruteig, I.E. 2009. Bevaringsbiologi fjellrev 2009. Framdriftsrapport 2007-2008. NINA Rapport 390. Norsk institutt for Naturforskning.
- Eide, N.E, Rød-Eriksen, L., Myhr, N, Flagstad, Ø & Landa, A. 2014. FOU Børgefjell – statusrapport 2006-2013. NINA Minirapport 508. Norsk institutt for Naturforskning.
- Eide, N. E., Ulvund, K., Rød-Eriksen, L., Sandercock, B.K., Jackson, C., Kleven, O. & Flagstad, Ø. 2022. Fjellrev i Norge 2022. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 2200. Norsk institutt for naturforskning.
- Hemphill, E.K., Flagstad, Ø., Jensen, H., Nören, K., Wallén, J., Landa, A., Angerbjörn, A. and Eide, N.E. 2020. Genetic consequences of conservation action: restoring the arctic fox (*Vulpes lagopus*) population in Scandinavia. *Biological Conservation* 248. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108534>.
- Høst, P. 1935. Trekk av dyrelivet på Hardangervidda. - Norsk Jæger og Fisker Forenings Tidsskrift 6: 137-319.
- Landa, A., Strand, O., Kvaløy, K., van Dijk, J., Eide, N., Herfindal, I., Linnell, J. & Andersen, R. 2005. Bevaringsbiologi – Fjellrev i NINA 2005. NINA Rapport 102. Norsk institutt for Naturforskning.
- Landa, A., Eide, N. E. Flagstad, Ø., Herfindal, I., Strand, O., Andersen, R., Dijk, van, I. & Linnell, J. D. C. 2006. Bevaringsbiologi – Fjellrev i NINA. NINA Rapport 214. Norsk institutt for Naturforskning.
- Landa, A., Tovmo, M., Meås, R., Eide, N. E. & Flagstad, Ø. 2011. Avlsprogrammet for fjellrev. Årsrapport 2010. - NINA Rapport 603. Norsk institutt for Naturforskning.
- Landa, A., Tovmo, M., Ulvund, K., Meås, R., Eide, N. E., Flagstad, Ø. & Andersen, R. 2013. Avlsprogrammet for fjellrev. Årsrapport 2012. NINA Rapport 939. Norsk institutt for Naturforskning.
- Linnell, J. D. C, Strand, O. & Landa, A. 1999. Use of dens by red *Vulpes vulpes* and arctic *Alopex lagopus* foxes in alpine environments: Can inter-specific competition explain the non-recovery of Norwegian arctic fox populations? *Wildlife Biology*, 5:167-176.
- Wallén, J., Norén, K., Angerbjörn, A, Eide, N. E., Landa, A. & Flagstad, Ø. 2022. Context-dependent demographic and genetic effects of translocation from a captive breeding project. *Animal Conservation*. doi:10.1111/acv.12831
- Østbye, E., Skar, H-J., Svalastog, D. & Westby, K. 1978. Fjellrev og rødrev på Hardangervidda; høkologi, utbredelse og bestandsstatus. *Medd. Norsk. Viltforsk.* 3:1-66.

Vedlegg 2 – Oversikt over ynglinger Norge, Sverige og Finland 2005-2024



Figur V45. Antall ynglinger per delbestand for Fennoskandia over de siste 20 årene (2005–2014). Områder over skoggrensa er markert i brunt i kartene, mens blå sirkler representerer antall ynglinger i delbestanden. Tallene i sirklene angir antall ynglinger, og størrelsen på sirklene er skalert etter antallet. Hentet fra den Fennoskandiske fjellrevrapporten (Eide mfl. 2024).



Figur V46. Antall ynglinger per delbestand for Fennoskandia over de siste 20 årene (2015– 024). Områder over skoggrensa er markert i brunt i kartene, mens blå sirkler representerer antall ynglinger i delbestanden. Tallene i sirklene angir antall ynglinger, og størrelsen på sirklene er skalert etter antallet. Hentet fra den Fennoskandiske fjellrevrapporten (Eide mfl. 2024).

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.

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5326-0

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