

1917

NINA Rapport

## Statusoversikt for jaktbart småvilt Bestandsstatus og utviklingstrender siste 5 år

Hans Chr. Pedersen, Arne Follestad, Svein-Håkon Lorentsen, Erlend B. Nilsen og Bård G. Stokke



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er en 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 forskningstema.

### **Annen publisering**

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

# Statusoversikt for jaktbart småvilt

Bestandsstatus og utviklingstrender siste 5 år

Hans Chr. Pedersen

Arne Follestad

Svein-Håkon Lorentsen

Erlend B. Nilsen

Bård G. Stokke

Pedersen, H.C., Follestad, A., Lorentsen, S.-H., Nilsen, E.B. & Stokke, B.G. 2021. Statusoversikt for jaktbart småvilt: Bestandsstatus og utviklingstrender siste 5 år. NINA Rapport 1917. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, mars 2021

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4692-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Erling J. Solberg

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef (sign.)

Signe Nybø

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1990|2021

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Erik Lund

FORSIDEBILDE

Vellykket harejakt. Foto: Dag H. Karlsen

NØKKEWORD

Småvilt, jakt, bestandsstatus, jaktstatistikk, forvaltning

KEY WORDS

Small game, hunting, population status, bag statistics, management

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**

Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Pedersen, H.C., Follestad, A., Lorentsen, S.-H., Nilsen, E.B. & Stokke, B.G. 2021. Statusoversikt for jaktbart småvilt: Bestandsstatus og utviklingstrender siste 5 år. NINA Rapport 1917. Norsk institutt for naturforskning.

Denne rapporten presenterer status for alle jaktbare småviltarter i Norge, totalt 16 pattedyrarter (derav 9 fremmede arter) og 36 fuglearter (derav 6 fremmede arter). Elg, hjort, villrein, rådyr og de store rovdyrene behandles ikke i denne rapporten. Rapporten beskriver for hver enkelt art 1) bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år, og 2) oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket. I diskusjonskapitlet (kap. 5) diskuteres også kunnskapsbehov og framtidig behov for tiltak. Denne rapporten vurderer bare småviltarter som i dag er jaktbare, og det har ikke vært i vårt mandat å vurdere om andre arter i dag kan være potensielt jaktbare ut fra villtoven § 1 og naturmangfoldlovens § 16. For andre opplysninger enn bestandsutvikling og jaktstatistikk de siste fem årene, henvises til Pedersen et al. (2016).

### *Datagrunnlaget for å vurdere utbredelse, bestander og kunnskapsbehov*

Det er sammenstilt data fra en rekke forskjellige kilder: Naturindeks for Norge, Rødliste og Fremmedartsliste for Norge, den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E), og Artsdatabankens Faktaark og Artskart. For sjøfugl/andefugl er det benyttet bestandsdata innhentet gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl og SEAPOP. For en rekke arter med lite data er det hovedsakelig benyttet jaktstatistikk fra Statistisk sentralbyrå (SSB) som grunnlag for vurdering av bestandsutvikling på landsbasis. Jaktstatistikk fra SSB er også benyttet til å vurdere jaktuttak i tid og rom.

Basert på gjennomgangen av tilgjengelig informasjon og data om enkeltarter eller artsgrupper, er det presentert en oppdatering av kunnskapsbehov og framtidig behov for tiltak. Disse vurderingene er gjort basert på rådende økologisk kunnskap og bestandssituasjonen til den enkelte art. For flere arter/grupper er det pekt på konkrete behov for forskning, forvaltning og i noen grad behov for mer informasjon. For mer detaljert informasjon om hver enkelt art viser vi til NINA Rapport 1178 (Pedersen et al. 2016).

Bestandsstatus for mange fuglearter er primært basert på data fra forskjellige overvåkingsprogram, og er slik sett relativt godt dekket. For skogshøns, spesielt lirype, finnes gode og detaljerte data i Hønsefuglportalen, men en utvidelse av takseringsomfang til øvrige skogshønsarter er ønskelig. Dette kan i stor grad supplere eller delvis erstatte bruken av jaktstatistikk som bestandsindikator. For noen arter, bl.a. flere av endene, mangler det et system for overvåking av hekkebestandene. Flere av disse overvåkes imidlertid gjennom tellinger vinterstid. For en del andre fuglearter og de fleste pattedyrartene er bestandsinformasjonen mangelfull. Dette vanskeliggjør en vurdering av bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender. Det samme gjelder for praktisk talt alle fremmede arter.

Første gang SSBs jaktstatistikk for småvilt ble presentert for alle tilgjengelige arter var i NINA Rapport 1178 (Pedersen et al. 2016). Her presenterer vi tilsvarende data for perioden 2015/16-2019/20. For sammenligningens skyld presenterer vi også data for perioden 2010/11-2014/15. For en rekke arter bruker vi også jaktstatistikk som indikator på bestandsutvikling og dagens status, men uten å vite i hvor stor grad denne statistikken reflekterer bestandsendringer over tid.

### *Artsomtaler*

For gjessene foreligger det god informasjon om grågås og kortnebbgås, mens datagrunnlaget for kanadagås er mangelfullt. Med reduserte bestander av flere andre jaktbare arter, ser mange rettighetshavere på gjessene som en viktig jaktressurs. Grågåsa kan starte høsttrekket før man rekker å jakte på den innenfor ordinær jakt sesong, og følgelig utarbeides det stadig flere lokale forvaltningsplaner som innebærer tidligere jaktstart. I tillegg felles sannsynligvis flere tusen grågjess som «skadegås» langs kysten. For kortnebbgås er det utarbeidet en egen internasjonal forvaltningsplan med mål om å holde total hekkebestand på 60 000 individer ved bruk av regulært jaktuttak i Norge og Danmark. Jaktuttaket er nå tilstrekkelig stort til å holde bestanden ved forvaltningsmålet. For å



holde grågåsbestanden stabil på dagens nivå, bør jaktuttaket sannsynligvis være betydelig høyere enn dagens ca. 15 000 felte individer.

For andefugler som primært hekker i ferskvann, er det en tendens til en betydelig reduksjon i antall skutte individer i siste femårsperiode sammenlignet med forrige femårsperiode. Årsakene til dette er ukjent, men kan skyldes både endringer i endenes forekomst i tid og rom, endringer i forvaltning, eller endring i jaktutøvelsen.

Jakt på ærfugl er tillatt i noen fylker på Østlandet og det er trolig fugl fra norske hekkebestander det jaktes på. Det er uavklart hvorvidt jakta har en negativ effekt på bestandsutviklingen i denne regionen. Svartand og ærfugl er vurdert som nær truet (NT) på den norske rødlista for 2015, og ærfugl finnes også på andre nasjonale og internasjonale rødlistor. Det bør derfor vurderes om det bør iverksettes jaktbegrensende tiltak for ærfugl.

Det er tillatt å jakte på toppskarv i de fire nordligste fylkene, inkludert noen kommuner i Sør-Trøndelag. Imidlertid viser jaktstatistikken at det felles toppskarv i langt flere fylker og kommuner enn det jakttidsforskriften tillater. Årsaken til dette er ukjent. Bestandsutviklingen for toppskarv er nå positiv i Sør-Norge og det kan vurderes om jakttidene på toppskarv skal justeres. Det registreres få felte toppskarv, men feil artsbestemmelse, dvs. at toppskarv artsbestemmes til storskarv, kan være en årsak.

Gråmåke og svartbak ser ut til å ha hatt en negativ bestandsutvikling siden slutten av 1990-tallet. De ble unntatt for jakt ved forrige forskrift. Bestandene av disse artene bør følges nøye.

Rypejakt engasjerer flest småviltjegere i Norge, til tross for at fellingstallene har gått til dels sterkt tilbake de siste 20-25 åra. Lirype og fjellrype er nå også på den norske rødlista for 2015. For alle skogshønsartene (lirype, fjellrype, jerpe, orrfugl, storfugl) er det innført restriksjoner på jaktutøvelsen, og rettighetshavere har foretatt nødvendige reguleringer for en bærekraftig forvaltning. Restriksjoner på jaktutøvelsen vil påvirke jaktstatistikken, men effekten avhenger av bestandssituasjonen og type tiltak. Dette betyr at en framtidig bruk av jaktstatistikk som bestandsindikator bør evalueres og harmoniseres med bestandstakseringer for alle de fem skogshønsartene. Vi har god kunnskap om jaktas betydning for lirypebestandens utvikling, men det mangler tilsvarende kunnskap for de andre skogshønsartene. Ettersom bestandene synes å være i tilbakegang, er det likevel lokalt innført forskjellige typer jaktrestriksjoner på alle skogshønsartene. Effekten av de forskjellige restriksjoner er ukjent.

For jerpe, storfugl, orrfugl og fjellrype bør omfanget av takseringer økes og innarbeides i de årlige hønsefugltakseringene som nå inngår i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no/>). En bedre utnyttning av denne takseringsaktiviteten, samt en evaluering av bestandsestimatene i forhold til uavhengige estimat fra overvåkingsprogrammet TOV-E, bør kunne gjennomføres for alle skogshønsartene.

Av jaktbare vadefugler felles det fortsatt et betydelig antall rugder, særlig på Sørvestlandet. I senere år har det imidlertid vært en betydelig nedgang i antall registrerte skutte rugder. Dette kan være en indikasjon på at bestanden av rugde i Norge er i nedgang, men rugdebestanden i Skandinavia synes å være relativt stabil. Heilo og enkeltbekkasin bør forvaltes på bakgrunn av artenes bestandsutvikling i Norge og risiko for utilsiktet felling av andre fredete vadefuglarter.

Ringdue er en viktig jaktressurs særlig på Østlandet. Jaktuttaket har vist en nedadgående trend, men det er lite som tyder på at bestandsutvikling har vært negativ. Tvert imot synes bestanden av ringdue å ha vært relativt stabil de siste 10 årene.

De to jaktbare trosteartene, gråtrost og rødvingetrost, har hatt en positiv bestandsutvikling de siste 10 årene, men fellingsstatistikken for de to artene samlet har vært fallende. Om dette betyr at interessen for troster som jaktobjekt har avtatt eller om det finnes bestandsrelaterte årsaker vites ikke. I Sverige er det registrert en bestandsnedgang for begge de aktuelle artene, og dette kan ha bidratt til reduksjonen i antall felte troster i Norge over tid.

Motivasjonen til å jakte kråkefuglene nøtteskrike, skjære, kråke og ravn er trolig av viltstellmessig karakter. Antall felte kråkefugler generelt har vært fallende, men det er uklart om dette skyldes reduserte kråkefuglbestander eller økt jaktinnsats. Hekkebestandene av skjære, kråke og ravn har vært stabile i siste tiårsperiode, mens bestanden av nøtteskrike har vært avtagende. Alle de jaktbare kråkefuglene er reirpredatorer, som kan påvirke bestander av andre viltarter.

Rødreven har en økologisk nøkkelfunksjon i mange av våre økosystemer, og god kunnskap om rødrevbestanden er derfor viktig for forvaltning av andre småviltarter. Jaktstatistikken viser sannsynligvis et grovt bilde på bestandsutviklingen, som ser ut til å ha vært relativt stabil de siste 10-årene, men vi mangler en mer helhetlig estimering av bestandsstørrelse og -utvikling i Norge. En mulig metode for bestandsestimering kan være snøsporing, men mer lovende er bestandsovervåking ved bruk av viltkamera. Rødreven er for mange et interessant jaktobjekt og revejakt har lange tradisjoner i Norge.

For alle de jaktbare mårdyrene finnes det tilgjengelig jaktstatistikk fra SSB, men som for de fleste arter, mangler vi kunnskap om hvor godt denne statistikken reflekterer bestandsutviklingen. Mårdyr kan som rødreven overvåkes ved bruk av snøsporing, og ved bruk viltkamera.

Røyskatt og mår blir i dag hovedsakelig jaktet og fanget som et viltstelltiltak og ikke for pelsens skyld. Vi mangler imidlertid god dokumentasjon på disse artenes betydning for bestandsutviklingen av andre småviltarter. Jakt og fangst bør derfor motiveres ut ifra at disse artene er interessante jaktobjekt og at jakt og fangst har lange tradisjoner i Norge.

For jaktbare gnagerne finnes det tilgjengelig jaktstatistikk fra SSB, men det er uklart hvor godt denne avspeiler bestandsutviklingen. For hare og ekorn kan muligens bedre estimat på utviklingen beregnes ved bruk av snøsporing og viltkamera. En gjennomgang av jaktstatistikken for hare antyder at den negative utviklingen i jaktuttaket avspeiler tilsvarende endringer i bestanden, men vi vet lite om harebestandens reelle størrelse på landsbasis.

I Norge har det vært en betydelig nedgang i antall skutte harer de siste 20-25 åra, og det er overveiende sannsynlig at dette også gjelder for bestanden. Av den grunn ble hare ført opp som NT (nær truet) i rødliste for Norge i 2015. Årsakene til bestandsnedgangen er ukjent, men flere mulige mekanismer er foreslått. Siden vi ikke kjenner bestandsstørrelsen, er det vanskelig å si noe om andelen av bestanden som skytes hvert år. Det er allikevel grunn til å tro at jaktuttaket er forsvarlig på stor geografisk skala, men høyt jakttrykk kan sannsynligvis redusere harebestanden lokalt. Det eksisterer dessverre lite data for å vurdere dette.

Avskytingstall for bever har avtatt siden årtusenskiftet, men det er ukjent om dette skyldes manglende interesse for beverjakt eller om det speiler en bestandsnedgang. Dette er viktig å belyse bl.a. for å vurdere betydningen av jaktuttaket for bestanden lokalt og regionalt.

Flere fremmede pattedyrarter; kanin, sumpbever, dåhjort og muflon finnes bare sporadisk i Norge og skyldes ofte lokale rømminger og/eller utsetting. Artene vil i varierende grad være en trussel for stedegne arter og det er viktig å få oversikt over antall rømminger og gjennom jakt forsøke å hindre spredning. Overvåking med viltkamera kan være en velegnet metode.

De fremmede artene bisam, mårhund, sørhare, villsvin og mink kan påvirke stedegne arter og økosystem negativt og bør derfor overvåkes og beskattes slik at spredning begrenses. Mink er etablert i norsk natur og bestandsutviklingen kan i noen grad følges gjennom jaktstatistikken. Det er likevel ikke kjent i hvor godt denne reflekterer minkbestanden. Det er også uklart i hvilken grad jaktstatistikken inkluderer organiserte uttak av mink i noen områder, og som i dag kan rapporteres både i Rovbase og Artsobesrevasjoner. Det er heller ikke kjent i hvilken grad rømminger fra minkoppdrett «vedlikeholder» en vill bestand. Mange av disse artene kan sannsynligvis overvåkes med viltkamera.

Mens den fremmede arten kanadagås finnes hekkende mange steder i landet og har etablert levedyktige bestander, er stripegås, knoppand, mandarinand og stivhaleand bare sporadisk forekommende, og med få dokumenterte hekkfunn. Kanadagåsa er vurdert til risikokategori høy risiko (SE) i fremmedartslista, og bør overvåkes. Bestandsutviklingen for kanadagås kan i noen grad følges gjennom jaktstistikken. Det er likevel ikke kjent i hvor stor grad denne reflekterer bestandsutviklingen. Siden den reelle bestandsstørrelsen i liten grad er kjent, er det vanskelig å si om dagens jakt påvirker bestanden i vesentlig grad. Det er ønskelig med et overvåkingsprogram som kan gi bedre kvantitative og romlige data på bestandsstørrelser, trender og endring i utbredelse over tid for denne arten.

Fasanbestanden i Norge er trolig avhengig av regelmessig utsetting av individer for å opprettholdes, bl.a. grunnet klimatiske forhold. Omfanget av utsetting og felling bør registreres som et grunnlag for bestandsovervåking av arten.

For praktisk talt alle våre jaktbare småpattedyrarter finnes kun jaktstatistikk som hjelpemiddel til å overvåke bestandsutviklingen. Bruk av viltkamera og «occupancy» modeller kan i framtida bote på dette. I rapporten presenteres eksempel på slike data for rødrev og rådyr.

Hans Chr. Pedersen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685, 7485 Trondheim,

Arne Follestad, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685, 7485 Trondheim,

[arne.follestad@nina.no](mailto:arne.follestad@nina.no)

Svein-Håkon Lorentsen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685, 7485 Trondheim,

[svein.lorentsen@nina.no](mailto:svein.lorentsen@nina.no)

Erlend B. Nilsen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685, 7485 Trondheim,

[erlend.nilsen@nina.no](mailto:erlend.nilsen@nina.no)

Bård G. Stokke, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685, 7485 Trondheim,

[bard.stokke@nina.no](mailto:bard.stokke@nina.no)



---

## Abstract

Pedersen, H.C., Follestad, A., Lorentsen, S.-H., Nilsen, E.B. & Stokke, B.G. 2021. Status of harvestable small game species in Norway. NINA Report 1917. Norwegian Institute for Nature Research.

The following report presents updated information on the current status of harvested species of small game in Norway, which includes 16 species of mammals (of which 9 are alien species) and 36 species of birds (of which 6 are alien species). Harvest of ungulates (moose, red deer, wild reindeer, roe deer) and large carnivores are not covered in the report. The report describes each individual species and includes information on: 1) population status, geographical distribution and development trends over the last five years, and 2) an overview of hunting statistics, including hunting bags and geographical distribution of harvest. The discussion chapter (Chapter 5) discusses knowledge gaps and future needs for management planning. The report only considers small game species that are currently huntable. It has not been the report's mandate to assess whether other species today should be legal quarry based on the Wildlife Act §1 and the Biodiversity Act §16. For background information on topics other than population trends and hunting statistics in the last five years, refer to our previous report on harvest of small game in Norway (NINA Report 1178, Pedersen et al. 2016).

### *The data basis for assessing distribution, populations and knowledge needs*

Data on species abundance and distributions have been compiled from a number of different sources: the Nature Index for Norway (Naturindeks for Norge), Red List and Alien Species List for Norway (Rødliste og Fremmedartsliste for Norge), the extensive terrestrial nature monitoring program (ekstensiv Terrestrisk naturovervåking, TOV-E), and Fact Sheets and Species Maps (Faktaark og Artskart) maintained by the Norwegian Biodiversity Information Centre (Artsdatabanken). For seabirds and waterfowl, population data were obtained from the National Seabird Monitoring Program (Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl) and SEAPOP (Seabird populations). For a number of species, hunting statistics from Statistics Norway (SSB) have mainly been used as a basis for assessing population trends at a national scale, where no other data are available on population trends. Hunting statistics from Statistics Norway have also been used to assess patterns of harvest in time and space.

Based on our review of available information and data on individual species or species groups, an update of knowledge needs and future needs for measures is presented. The assessments have been made in the light of the prevailing knowledge status within ecological research in general and the current population situation in particular. For several species and harvested groups, specific future needs for measures related to both research, management and to some extent information have been pointed out. Detailed information on each individual species is summarized in a previous report (NINA Report 1178, Pedersen et al. 2016).

The population status of many bird species is mainly based on different systematic monitoring programs and is thus relatively well covered in Norway. For grouse, especially Willow Ptarmigan, good and detailed data are available from the Gamebird Portal (Hønsefuglportalen), but compilation of data from different regions could provide a nationwide data base for an overview of grouse. A national index would be able to complement or partially replace reliance on hunting statistics as an index of population numbers. For some species, especially many of the ducks, there is a complete lack of a monitoring system for breeding populations. However, several species are monitored through winter counts. For a subset of bird species, including both native and alien species, the population information remains data deficient. A lack of data makes it difficult to assess stock status, geographical distribution and development trend. For most species of mammals harvested as small game, the data basis for population development and geographical distribution is also deficient. For virtually all of the alien species, only limited data are available for population development and geographical distribution. Two exceptions include American mink and Canada Geese where hunting statistics are available, and the information is therefore somewhat better.

The first summary of hunting statistics for small game from Statistics Norway (Statistisk sentralbyrå or SSB) was described in full detail for all available species in a previous report (NINA Report 1178, Pedersen et al. 2016). Here, we present new information for the 5-year period from the hunting seasons of 2015/16 to 2019/20. For the sake of comparison of long-term trends, data from hunting seasons during the previous 5-year period are also presented: 2010/11 to 2014/15. Here, hunting statistics are also used as an indicator of population status for a number of species. For most species, it is difficult to assess whether hunting statistics satisfactorily reflect population changes over time.

### *Species reviews*

For the geese, there is good information about Greylag and Pink-footed Geese while the data basis for Canada Geese is data deficient for many areas. With reduced populations among a number of other harvested species, many license holders view geese as an important future hunting resource. However, Greylag Geese can depart on autumn migration at an early stage in many locations so opportunities for hunting the species are limited during the regular hunting season. Consequently, more local management plans have been prepared, which often include an earlier start date for autumn hunting. In addition, around several thousand Greylag Geese occur as "harmful geese" ("skadegås") along the coast. For Pink-footed Geese, a separate international management plan has been prepared with the aim of maintaining a total breeding population of 60,000 individuals through hunting in Norway and Denmark. The total harvest is now large enough to reach the management goal that has been set. If the goal were to keep the population numbers of Greylag Geese stable at current levels, the annual harvest could probably be significantly higher than the current level of ca. 15,000 individuals.

A general weakness in the review of the status of waterfowl is that no monitoring programs are available for breeding populations of harvested species. In some areas, several species are monitored through annual counts of overwintering birds, but it is unclear how representative the information is for population trends in Norway. For waterfowl that primarily nest in freshwater habitats, there was a tendency for significant reductions in the number of harvested individuals in the last 5-year period compared with the previous period. The reasons for the change are unknown but could be due to changes in the distributions of waterfowl in time and space, changes in management, or changes in hunting practice.

Hunting of Common Eiders is permitted in some counties in eastern Norway (Østlandet) and it is likely that birds from breeding populations in Norway are harvested. It is unknown whether harvest can have a negative effect on the population in the Østlandet region. Black Scoter and Common Eider are listed as near threatened species (NT) on the 2015 Norwegian Red List for species of conservation concern. Common Eiders are also included as a species of conservation concern on other national and international red lists. Thus, an evaluation is needed to consider whether the conservation status should have consequences for more restrictive harvest measures for sea-ducks.

Ptarmigan hunting remains the type of small game hunting that engages most small game hunters in Norway, although the bag numbers of harvested birds have declined sharply during the last 20-25 years, and both Willow and Rock Ptarmigan are listed on the 2015 Norwegian Red List. For all of the grouse species, changes have been made to the hunting regulations, and license holders have adopted the necessary changes to implement sustainable management. Changes in hunting regulations will lead to the bag statistics being affected to a greater or lesser degree depending on the population conditions and new measures. The situation means that future uses of hunting statistics should be evaluated and harmonized with population assessments for all five species of harvested grouse to get better insights into the actual status of managed populations. We have good knowledge of the importance of hunting for population trends of Willow Ptarmigan, but there is a lack of comparable data for other species of grouse. Different types of hunting regulations have been introduced to regulate harvest of grouse after population numbers of many species seem to be reduced. However, there is a lack of good data on the effects of the various restrictions that have been applied.

For Hazel Grouse, Capercaillie, Black Grouse, and Rock Ptarmigan, the scope of assessments should be increased and incorporated in the annual gamebird surveys that are currently covered by the national Gamebird Portal (Hønsefuglportalen, <http://honsefugl.nina.no/>). It should be possible to make better use of current monitoring information, as well as an evaluation in relation to the monitoring program TOV-E for all five species of grouse.

It is legal to hunt Shags in the three northernmost counties of Norway, including some municipalities in former Sør-Trøndelag. However, the hunting statistics show that Shags are harvested in far more counties and municipalities than the hunting regulations allow. The reason for the discrepancy remains unknown. In light of the patterns, there may be a need to assess whether the hunting times for Shags should be adjusted in line with the fact that the population trends are now positive in southern Norway. There are relatively few harvested Shags, and incorrect species determination where Shags are misidentified as Great Cormorants, may be the reason why there are low harvest numbers for Shags compared to Great Cormorants.

Herring Gulls and Greater Black-backed Gulls appear to have had negative population trends since the late 1990s. Both species were exempted from hunting by the previous regulations. The populations of these species should be closely monitored.

Among the three species of harvested waders, a significant number of Woodcock are still shot, especially in the southwest (Sørvestlandet). In recent years, however, there has been a significant decline in the number of shot Woodcock. Whether changes in bag numbers indicate that the population of Woodcock in Norway has had a decline in the same period is unknown. However, the population of Woodcock in Scandinavia seems to be relatively stable. Golden Plover and Common Snipe should be managed on the basis of the species' population trends in Norway and the risk of accidental take for other protected species of waders.

Common Wood-Pigeon is an important hunting resource, especially in eastern Norway (Østlandet). Although bag numbers have shown a downward trend, there is little to indicate that the declines reflect a negative population development. Wood-Pigeon populations seem to have been relatively stable in the last 10-year period.

The two species of thrush that are legal quarry, Fieldfares and Redwings, have had positive population trends during the last 10 years, but the bag numbers for the two species combined have been declining. Whether the changes in harvest numbers mean that hunter interest in thrushes as quarry have decreased or whether there are population-related causes is not known. A decline in the population of both the relevant species in Sweden has been reported, which may have contributed to reductions over time in the number of thrushes harvested in Norway.

Four species of corvids (Eurasian Jay, Eurasian Magpie, Hooded Crow, and Raven) are still taken to a relatively large extent. The motivation to hunt these four species is mainly affected by reasons related to game management. The number of corvids killed has generally been declining. Whether the changes are due to reduced local populations or reduced hunting effort is not known, but the breeding populations of magpies, crows and ravens have been stable over the last decade. The population of jays has been declining during the same period. All of the harvested species of corvids are nest predators, which can affect populations of grouse, waders, and other game species.

The red fox plays a key ecological function in many ecosystems in Norway, and good knowledge of population numbers is therefore important for the management of many other small game species. From the hunting statistics, we have a coarse understanding of the population trends for red foxes, but we lack comprehensive reporting of red fox numbers in Norway. One possible method may be snow tracking, but more promising is the establishment of monitoring of many small game species with game cameras. Hunting should be motivated on the basis that the red fox is an interesting quarry species and fox hunting has had a long tradition in Norway.

For all the harvested species of mustelids, statistics on hunting and trapping are available from Statistics Norway, but in the same way as for a number of other species, we lack knowledge of

whether the statistics reflect the populations of ermine, martens and badgers in an effective way. Also, for ermine and martens, a possible method could be snow tracking, but again more promising is the establishment of monitoring systems for many small game species with game cameras.

Today, ermine and marten are mainly harvested for predator control and are not trapped for the sake of fur harvest. However, we lack good documentation on the significance of these predator species for the population trends of other small game species. Harvest should therefore be motivated on the basis that these species are interesting quarry species in themselves and that hunting and trapping have had a long tradition in Norway.

For mountain hares, red squirrels and Eurasian beavers, there are available hunting statistics from Statistics Norway, but in the same way as for a number of other species, we lack knowledge about whether bag numbers reflect the population numbers in an effective manner. For hares and squirrels, snow tracking might provide a better estimate of population size and distribution, but as mentioned earlier, more promising is the establishment of surveillance with game cameras. However, a review of possible influencing factors for hunting statistics for hares indicates that changes in bag numbers reflects corresponding changes in the population. Nevertheless, we have little knowledge of the actual size of hare populations at a national scale.

In Norway, hunting statistics show a significant decrease in the number of shot hares in the last 20-25 years, which are likely linked to declines in population numbers. Against this background, hares were listed as a near threatened species (NT) on the 2015 Red List in Norway. The reason(s) for the population declines are unknown, although several factors have been highlighted. Since we do not know the actual size of the hare populations, it is difficult to estimate the proportion of the population that is shot each year. There is reason to believe that hunting is sustainable when considering management for larger areas, but it is likely that high hunting pressure can reduce hare populations at a local scale. Overall, there are few data to assess the effects of harvest.

Harvest of beavers has declined since 2000, but it is unknown whether the changes are due to a lack of interest in beaver hunting or whether changes in bag numbers reflect a population decline. In the context of management, it is important to evaluate the relative importance of harvest for population numbers at a local and regional scale.

Several species of alien mammal species; European rabbits, nutria, fallow deer, mouflon are found only sporadically and in connection with local escapes or releases. The alien species vary in their potential threat to native species and it is therefore important to get an overview of the number of escapes and numbers taken by harvest to try and prevent future spread. Surveillance with a game camera can be a suitable method.

Muskrat, raccoon dog, European hares, wild boar and especially American mink can negatively affect native species and ecosystems and should therefore be monitored and controlled so that spread is limited. American mink is well-established in Norwegian nature and the population trends and distributions can be monitored through hunting statistics to some extent. However, it is not known to what extent bag numbers reflect variation in mink populations. It is also unclear to what extent the bag statistics include organized efforts to control mink in targeted areas, because numbers can be reported on a platform for monitoring predators (Rovbase) or on a platform for natural history observations (Artsobservasjoner). It is not known to what extent escapes of mink from fur farms or production facilities can act to maintain a wild population. Many of the invasive species can probably be monitored with game cameras.

Canada Geese are found nesting in many places and have established a viable population in Norway. On the other hand, Bar-headed Geese, Muscovy Ducks, Mandarin Ducks and Ruddy Ducks occur only sporadically, and with few confirmed nest attempts. Canada Geese are considered a high risk (SE) category in the alien species list and should be monitored. The population trends for Canada Geese can to some extent be followed through hunting statistics. However, it is not known to what extent bag statistics reflect population numbers. Since the actual population size is largely unknown, it is difficult to say whether current harvest levels significantly affect the population. It is

---

desirable to have a monitoring program that can provide better quantitative and spatial data on population sizes, trends and change in distribution over time for this species.

The population of Ring-necked Pheasants in Norway is limited by climatic conditions and is probably dependent on regular releases of captive-bred birds to be maintained. The numbers of releases and harvested birds should be registered to provide a basis for monitoring the population status of the species.

For practically all of species of mammals that are harvested as small game, only hunting statistics are available as an aid in population estimation. The use of game cameras and "occupancy" models may provide better estimates of population numbers in the future. Examples of such data for red foxes and roe deer are presented here.

Hans Chr. Pedersen, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685, NO-7485 Trondheim, Norway, [hans.pedersen@nina.no](mailto:hans.pedersen@nina.no)

Arne Follestad, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685, NO-7485 Trondheim, Norway, [arne.follestad@nina.no](mailto:arne.follestad@nina.no)

Svein-Håkon Lorentsen, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685, NO-7485 Trondheim, Norway, [svein.lorentsen@nina.no](mailto:svein.lorentsen@nina.no)

Erlend B. Nilsen, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685, NO-7485 Trondheim, Norway, [erlend.nilsen@nina.no](mailto:erlend.nilsen@nina.no)

Bård G. Stokke, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685, NO-7485 Trondheim, Norway, [bard.stokke@nina.no](mailto:bard.stokke@nina.no)

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>7</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>12</b>
<b>Forord</b> .....	<b>14</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>15</b>
1.1 Datagrunnlag for vurdering av bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år.....	15
1.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket.....	16
1.3 Kunnskapsbehov og framtidige behov for tiltak.....	18
<b>2 Artsvis gjennomgang av status for fugler</b> .....	<b>19</b>
2.1 Kortnebbgås ( <i>Anser brachyrhynchus</i> ).....	19
2.2 Grågås ( <i>Anser anser</i> ).....	21
2.3 Brunnakke ( <i>Mareca penelope</i> ).....	23
2.4 Krikkand ( <i>Anas crecca</i> ).....	25
2.5 Stokkand ( <i>Anas platyrhynchos</i> ).....	27
2.6 Toppand ( <i>Aythya fuligula</i> ).....	29
2.7 Ærfugl ( <i>Somateria mollissima</i> ).....	31
2.8 Svartand ( <i>Melanitta nigra</i> ).....	34
2.9 Kvinand ( <i>Bucephala clangula</i> ).....	37
2.10 Siland ( <i>Mergus serrator</i> ).....	39
2.11 Laksand ( <i>Mergus merganser</i> ).....	41
2.12 Jerpe ( <i>Bonasa bonasia</i> ).....	42
2.13 Lirype ( <i>Lagopus lagopus</i> ).....	44
2.14 Fjellrype ( <i>Lagopus muta</i> ).....	48
2.15 Orrfugl ( <i>Tetrao tetrix</i> ).....	51
2.16 Storfugl ( <i>Tetrao urogallus</i> ).....	54
2.17 Storskarv ( <i>Phalacrocorax carbo</i> ).....	57
2.18 Toppskarv ( <i>Phalacrocorax aristotelis</i> ).....	59
2.19 Heilo ( <i>Pluvialis apricaria</i> ).....	63
2.20 Rugde ( <i>Scolopax rusticola</i> ).....	64
2.21 Enkeltbekkasin ( <i>Gallinago gallinago</i> ).....	66
2.22 Gråmåke ( <i>Larus argentatus</i> ).....	68
2.23 Svartbak ( <i>Larus marinus</i> ).....	69
2.24 Ringdue ( <i>Columba palumbus</i> ).....	70
2.25 Gråtrost ( <i>Turdus pilaris</i> ).....	72
2.26 Rødvingetrost ( <i>Turdus iliacus</i> ).....	74
2.27 Skjære ( <i>Pica pica</i> ).....	75
2.28 Nøtteskrike ( <i>Garrulus glandarius</i> ).....	78
2.29 Kråke ( <i>Corvus cornix</i> ).....	80
2.30 Ravn ( <i>Corvus corax</i> ).....	82
<b>3 Artsvis gjennomgang av status for pattedyr</b> .....	<b>84</b>
3.1 Rødrev ( <i>Vulpes vulpes</i> ).....	84
3.2 Røyskatt ( <i>Mustela erminea</i> ).....	86
3.3 Mår ( <i>Martes martes</i> ).....	89
3.4 Grevling ( <i>Meles meles</i> ).....	91
3.5 Hare ( <i>Lepus timidus</i> ).....	94
3.6 Ekorn ( <i>Sciurus vulgaris</i> ).....	96
3.7 Bever ( <i>Castor fiber</i> ).....	99



<b>4</b>	<b>Artsvis gjennomgang av status for fremmede arter .....</b>	<b>102</b>
4.1	Mårhund ( <i>Nyctereutes procyonoides</i> ) .....	102
4.2	Mink ( <i>Neovison vison</i> ) .....	103
4.3	Sørhare ( <i>Lepus europaeus</i> ) .....	105
4.4	Kanin ( <i>Oryctolagus cuniculus</i> ).....	106
4.5	Sumpbever ( <i>Myocastor coypus</i> ).....	107
4.6	Bisam ( <i>Ondatra zibethicus</i> ) .....	109
4.7	Villsvin ( <i>Sus scrofa</i> ) .....	110
4.8	Dåhjort ( <i>Dama dama</i> ) .....	111
4.9	Muflon ( <i>Ovis orientalis musimon</i> ) .....	113
4.10	Kanadagås ( <i>Branta canadensis</i> ) .....	114
4.11	Stripegås ( <i>Anser indicus</i> ) .....	116
4.12	Knoppand (moskusand) ( <i>Cairina moschata</i> ).....	116
4.13	Mandarinand ( <i>Aix galericulata</i> ).....	117
4.14	Stivhaleand ( <i>Oxyura jamaicensis</i> ).....	117
4.15	Fasan ( <i>Phasianus colchicus</i> ) .....	117
<b>5</b>	<b>Diskusjon.....</b>	<b>119</b>
5.1	Kartgrunnlag for vurderinger av dagens utbredelse for arter .....	119
5.2	Bestandsutvikling .....	119
5.3	Jaktstatistikken .....	120
5.4	Kunnskapsbehov og framtidige behov for tiltak – fugler .....	120
5.5	Kunnskapsbehov og framtidige behov for tiltak – pattedyr .....	125
5.6	Artsgrupper - fremmede arter .....	127
5.7	Bruk av viltkamera i overvåking av arter .....	129
<b>6</b>	<b>Referanser.....</b>	<b>133</b>

## Forord

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag for Miljødirektoratet. Rapporten vurderer bestandsutvikling og status for småviltarter som i dag er jaktbare. Det har ikke vært rapportens mandat å vurdere om andre arter i dag kan være potensielt jaktbare ut fra viltloven § 1 og naturmangfoldlovens § 16.

Som grunnlag for periodisk revisjon av jakt- og fangsttidene ønsker Miljødirektoratet en sammenstilling av kunnskapsgrunnlaget for totalt 52 arter av pattedyr og fugler, hvorav 15 er kategorisert som fremmede arter. I rapporten er det benyttet en rekke forskjellige datakilder inkludert data fra Statistisk sentralbyrå (jaktstistikk), Artsdatabanken (Artskart, Rødlistearter, Arter på nett, Fremmede arter), NINA (Hønsefuglportalen, Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl og SEAPOP), NOF (TOV-e), med flere.

Rapporten er utarbeidet av forfatterne, men vi har også mottatt gode innspill fra våre kolleger på NINA og Miljødirektoratet. Vi vil få takke Terje Olav Rundtom (SSB) for informasjon om jaktstatistikk for siland, laksand og hare, og Vidar Holthe (Norges skogeierforbund) for informasjon om sjøender i Oslofjordområdet. Våre kolleger i NINA John Odden og Neri Horntvedt Thorsen takkes for betydelig informasjon om bruken av viltkamera for overvåking av pattedyr.

Trondheim, mars 2021

Hans Chr. Pedersen

# 1 Innledning

Miljødirektoratet (oppdragsgiver) inviterte NINA våren 2020 til å utarbeide en *Statusoversikt for jaktbart småvilt; bestandsstatus og utviklingstrender siste 5 år*. Oppdragsgiver poengterer spesielt forhold knyttet til fremmede arter og deres negative betydning for bevaring av det naturlige biologiske mangfoldet globalt og nasjonalt. Totalt omfatter oppdraget 16 pattedyrarter (derav 9 fremmede arter) og 36 fuglearter (derav 6 fremmede arter).

Elg, hjort, villrein, rådyr og store rovdyr behandles ikke i denne rapporten, da disse artene er gjenstand for egne overvåkingsprogrammer, eller ikke er omfattet av ordinær jakt. For øvrig inngår alle andre jaktbare arter, inklusive fremmede arter av fugl og pattedyr. For hver av artene gir rapporten en oversikt over 1) bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år, og 2) en oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket. I diskusjonskapitlet omhandles også kunnskapsbehov og framtidige behov for tiltak. Dette ble i større grad behandlet i NINA-rapport 1178 (Pedersen et al. 2016), og derfor henvises også til denne rapporten.

## 1.1 Datagrunnlag for vurdering av bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

For mange av de aktuelle artene har vi benyttet data fra ulike prosjekter NINA er involvert i, som: Naturindeks for Norge, Rødlistearbeidet/Fremmedartsarbeidet, Terrestrisk naturovervåking (TOV), landsdekkende hekkefugltakseringer (TOV-E), Hønsefuglportalen, og Faktaark for Artsdatabanken. I tillegg har NINA for flere arter nylig gjennomført bestands- og kunnskapsvurdering. Vi har også i stor grad benyttet jaktstatistikk fra Statistisk sentralbyrå (SSB) som grunnlag for vurdering av bestandsutvikling på landsbasis fra 2010 til 2020. For mange arter er det imidlertid vanskelig å vurdere hvor godt jaktstatistikken reflekterer bestandsendringer over tid. For andre arter, så vel stedeagne som fremmede arter, har vi mangelfull bestandsinformasjon som vanskeliggjør en vurdering av både bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrend.

Bestandsstatus for fugler er basert på data fra flere forskjellige kilder og overvåkingsprogram. I 2015 publiserte Norsk ornitologisk forening (NOF) en bestandsstatus for alle hekkende fuglearter i Norge (Shimmings & Øien 2015), og i tillegg finnes bestandstall fra ulike pågående overvåkingsprogram. Utviklingstrender for vanlige fuglearter er i hovedsak basert på den landsdekkende hekkefugltakseringen i programmet «Terrestriske naturovervåking» (TOV-E), hvor det praktiske arbeidet utføres av NOF, mens NINA har ansvar for det faglige opplegget (Kålås et al. 2014). For sjøfugl/andefugl er det benyttet bestandsdata innhentet gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (heretter overvåkingsprogrammet for sjøfugl) (Fauchald et al. 2015, Anker-Nilssen et al. 2015) og SEAPOP (<http://www.seapop.no>). For grågås er bestandstall basert på data innhentet av NINA-prosjekt. Utviklingen i svenske fuglebestander er basert på Green et al. (2020) og SLU (Artdatabanken 2020), og for Finland basert på Väisänen et al. (2018) og Hyvärinen et al. (2019). Utviklingen i andre europeiske fuglebestander er basert på EBCC (2017). For skogshøns, spesielt lirype, finnes gode og detaljerte data i Hønsefuglportalen (Nilsen et al. 2013, Nilsen & Rød-Eriksen 2020).

For de fleste pattedyrartene, så vel stedeagne som fremmede, er det til dels svært mangelfullt datagrunnlag for beregning av bestandsutvikling og geografisk fordeling. For disse har vi benytte jaktstatistikk fra SSB, artsrapporter eller annen relevant litteratur om de forskjellige artene. Vi har også benyttet pattedyrkomitéens vurdering ved gjennomgang av Rødlista for 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) og Artsdatabankens fremmedartsarbeid (Artsdatabanken 2018). I tillegg har vi brukt Artskart (<https://artskart.artsdatabanken.no/>) (Artsdatabanken 2020). I disse artskartene er det lagt inn observasjoner av arter som er registrert i ulike deler av landet tilbake til 1880, men brorparten (70 %) består av observasjoner registrert etter 2000 (<https://www.artsobservasjoner.no/>). Kartene viser antall rapporterte observasjoner, men gir ingen trender i geografisk fordeling av arter. Likeledes er kartene avhengig av at noen har rapportert en observasjon, dvs. det kan være gjort mange observasjoner uten at dette er registrert i Artskart. For noen deler av landet og for noen arter kan det

derfor framkomme hull som ikke skyldes mangel på arten, men mangel på rapportering. Dette gjelder nok i større grad for vanlige arter enn sjeldne og fremmede arter.

## 1.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Jaktstatistikk er hentet fra Statistisk sentralbyrå ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)) og omfatter de fleste av dagens jaktbare småviltarter (**Tabell 1.2.1**). For perioden 2010/11-2019/20 har vi benyttet jaktstatistikk på lands- og fylkesnivå til å vurdere jaktuttak i tid og rom. Fra sesongen 2008/2009 (2009/10) er det også tilgjengelig jaktstatistikk for enkelte arter på kommunenivå, men på grunn av kommuneendringer har vi valgt å ikke inkludere dette materialet i denne rapporten.

Vi presenterer figurer med fellingstall for hele landet (2010/11-2019/20), gjennomsnittlig antall skutte individer for to 5-årsperioder (2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20) på fylkesnivå, og fellingstall for 6 fylker med flest skutte individer (2010/11-2019/20). For noen arter er antall skutte individer så lavt at det ikke lar seg gjøre å presentere data for de 6 viktigste fylkene. I slike tilfeller presenteres data for et færre antall fylker. Data er angitt på fylkesnivå etter 2020. For noen arter oppgir ikke SSB fellingstall, men benytter betegnelsen (:) som forklares med «tall kan ikke offentliggjøres». Dette betyr at så få individer er innrapportert at de er beheftet med statistisk usikkerhet. I slike tilfeller har vi skrevet inn tallet 5 for å skille «lite antall» fra null i figurer, men dette har ingen nevneverdig betydning for våre vurderinger av jaktstatistikken.

For fremmede arter finnes jaktstatistikk fra SSB bare for villmink, kanadagås og for villsvin fra 2014/15. For disse er fellingstall og fordeling presentert på samme måte som for stedeagne arter.

**Tabell 1.2.1** Nasjonale fellingstall for stedeagne og fremmede arter for jaktseongene 2015/16 til 2019/20. Data er hentet fra SSB. Manglende data for noen arter skyldes enten at antall felt er for lavt til at det oppgis eller at arten ikke er jaktbar.

Art	2015-2016	2016-2017	2017-2018	2018-2019	2019-2020
Storfugl	4600	7710	9760	13090	6700
Orrfugl	13150	16270	19660	19930	13940
Lirype	111450	118100	107200	124000	104200
Fjellrype	63500	63800	59600	57900	45100
Jerpe	1140	1280	1610	2290	1970
Ringdue	39460	37570	34800	29580	32420
Ravn	5910	6040	6190	6560	5670
Kråke	46890	43920	43640	41220	37590
Skjære	22320	23570	22560	21480	18540
Nøtteskrike	5800	6170	6790	6470	6050
Troster	8910	8160	6740	4710	3500
Rugde	2040	1770	2170	1770	1770
Enkeltbekkasin	160	170	180	220	110
Heilo				50	40
Stokkand	13470	11510	12790	10700	9490
Krikkand	2120	1850	2060	1560	1590
Brunnakke	1720	1640	1780	1190	1160
Kvinand	2180	2120	1510	1510	1450
Siland/Laksand	1980	1700	1760	1720	1580
Toppand	330	330	240	180	190
Ærfugl	6480	11660	3300	3500	2580
Havelle	160	610	40		
Svartand	1570	5330	1490	1060	1470
Grågås	19020	14720	15460	15630	15300
Kanadagås	3050	2610	2550	2320	2650
Kortnebbgås	3170	3490	2590	3570	3690
Toppskarv	1060	750	460	930	790
Storskarv	5910	5150	4200	4040	3780
Måker	5850	4770			
Bever	1610	1670	1620	1540	1620
Hare	15560	14230	13720	17190	12490
Ekorn	890	1710	1790	1240	1040
Rødrev	21280	21010	21320	25050	23620
Grevling	2500	2380	2430	2990	2760
Mink	5320	5580	5110	4910	4390
Mår	4560	3980	3580	4300	3580
Røyskatt	2020	1600	1210	2130	2070
Villsvin	120	150	226	305	310

### 1.3 Kunnskapsbehov og framtidige behov for tiltak

Etter gjennomgangen av tilgjengelig informasjon og data peker vi på ulike utfordringer og kunnskapsbehov for hver enkelt gruppe av arter i **kap. 5.4-5.6**. Aktuelle kunnskapsbehov kan omhandle hvordan arten forvaltes og høstes. For mange artsgrupper er det begrenset med data utover jaktstatistikken, og vi har da antydning mulige metoder og tilnærminger som kan benyttes for å bedre kunnskapen om de aktuelle artene.

Vi har også antydning konkrete behov for tiltak knyttet til forskning og forvaltning for ulike arter, med spesifikt fokus på tiltak som er nødvendig for å gjennomføre en forsvarlig høsting. Dette kan f.eks. være knyttet til omfanget og tidspunktet for høsting. NINA har lang erfaring med å gi forvaltningsråd for ulike viltarter, og har gjennomført forskningsprosjekter knyttet til dette. Denne kunnskapen inngår som et viktig fundament under forvaltningstiltakene som anbefales. For mer detaljert informasjon om enkeltarter viser vi til Pedersen et al. (2016).



## 2 Artsvis gjennomgang av status for fugler

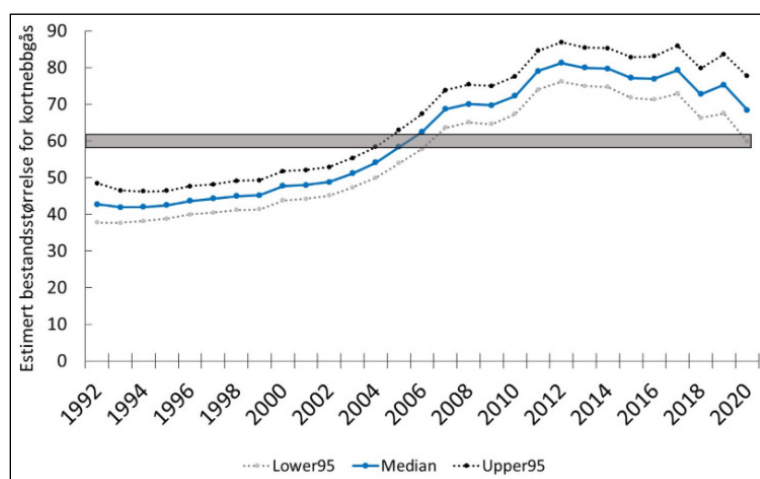
### 2.1 Kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*)

#### 2.1.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden på Svalbard ble i 2015 anslått til 7000–14 000 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som positiv (Shimmings & Øien 2015).

Forvaltningen av kortnebbgås i Norge er regulert gjennom «*International Species Management Plan for the Svalbard Population of the Pink-footed Goose Anser brachyrhynchus*» (Madsen & Williams 2012, Heldbjerg et al. 2020).

Bestanden på Svalbard viser en jevn økning (**Figur 2.1.1**), og har i flere år vært over bestandsmålet som er satt til rundt 60 000 individer. For videre informasjon om forvaltningen av kortnebbgåsa i Norge, viser vi til den europeiske forvaltningsplanen (se Heldbjerg et al. 2020 og [NINA nyhetssak](#)).

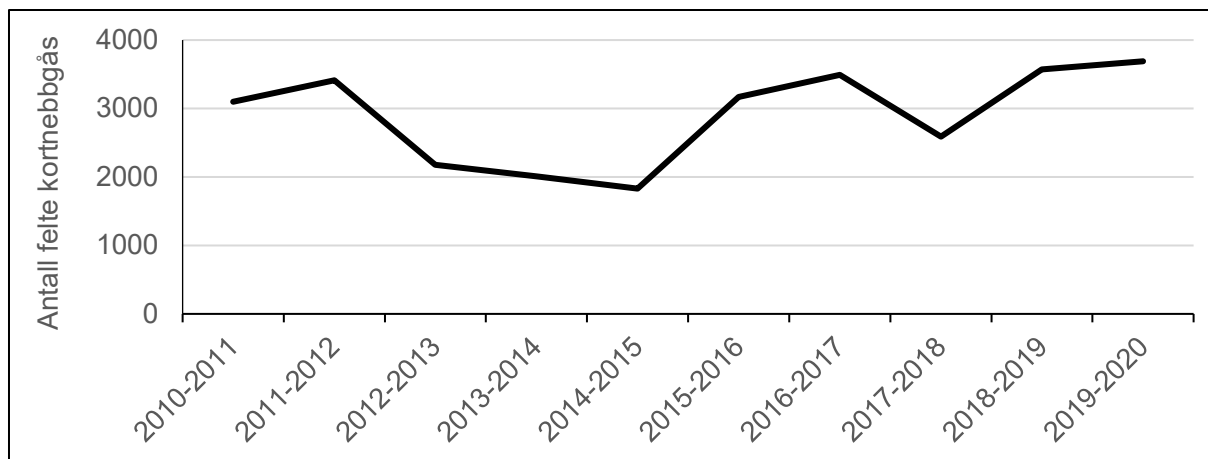


**Figur 2.1.1.** Bestandsstørrelsen av den Svalbard-hekkende kortnebbgåsbestanden fordelt på år. Verdiene er basert på en såkalt «*Integrated Population Model*» der all informasjon om bestanden er brukt som grunnlag for beregningene og som her viser den estimerte bestanden i mai. Den grå horisontale linjen viser bestandsmålet slik det er vedtatt i den europeiske forvaltningsplanen for arten. Figuren er en modifisering av tilsvarende figur i Johnson et al. 2020 (etter [NINA nyhetssak](#)).

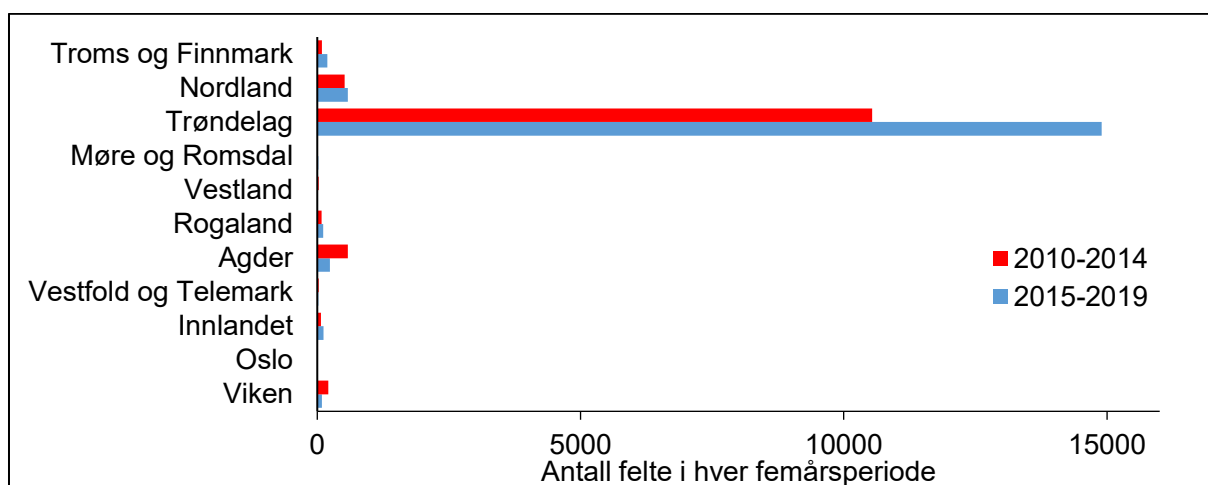
#### 2.1.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 10.08–23.12. I Nordland og Troms nord for Rana og Rødøy kommuner er jakttiden 21.08–23.12. I Finnmark er arten fredet. Den frie jakten på hav og fjord fra svenskegrensen til og med Vest-Agder er åpen i perioden 10.09–23.12.

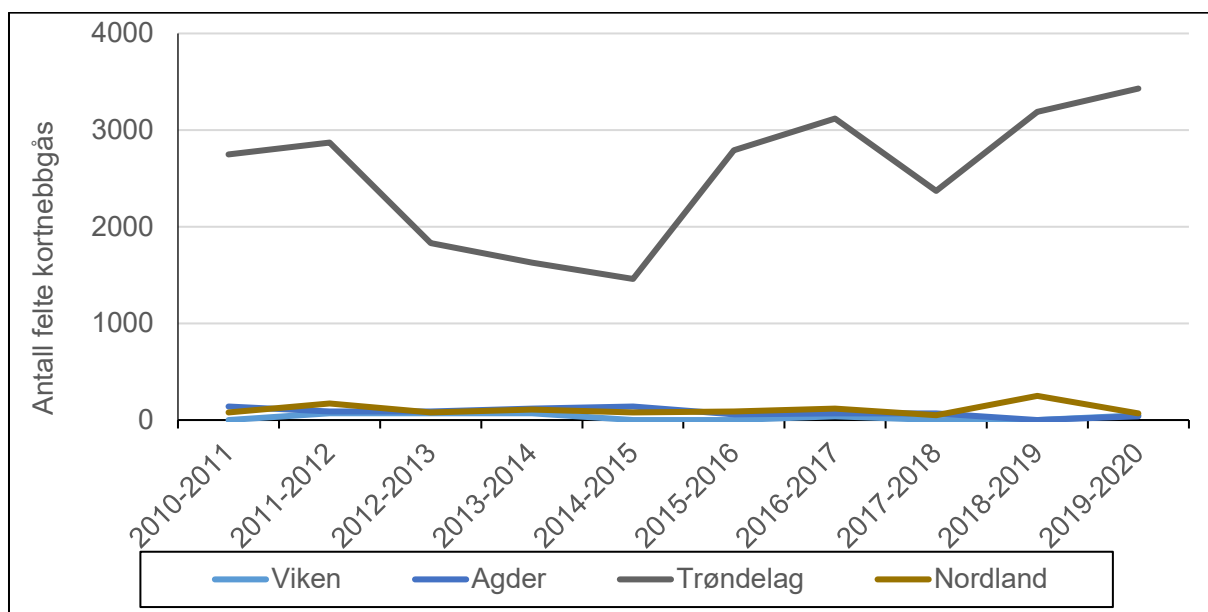
I den internasjonale forvaltningsplanen har Norge en kvote på 6600 individer som kan felles hvert år. Jaktstatistikken viser at det i Norge på det meste felles mellom 3000 og 4000 individer per år (**Figur 2.1.2**). Det felles klart flest kortnebbgjess i Trøndelag, og da er det snakk om indre deler av Trondheimsfjorden. Her felles mellom 90 og 94 % av det som felles i hele landet. Det har vært en økning i avskytingen mellom de to femårsperiodene i Trøndelag (**Figur 2.1.3**), mens tallene har vært lave og til dels minkende i de andre fylkene (**Figur 2.1.4**).



**Figur 2.1.2.** Antall felte kortnebbgås på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.1.3.** Antall felte kortnebbgås i 5-årsperiodene 2010/11–2014/15 og 2015/16–2019/20. Tall er fra fylker hvor fellingsfall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.1.4.** Antall felte kortnebbgås i perioden 2010/11–2019/20 for de fire fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

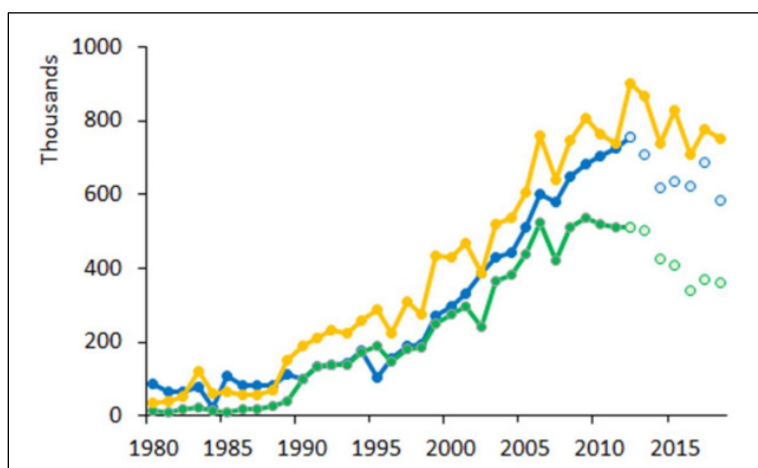
## 2.2 Grågås (Anser anser)

### 2.2.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 18 000–21 000 par, og utviklingen ble da vurdert som positiv (Shimmings & Øien 2015). I andre land er bestandsutviklingen også vurdert som positiv, og på flere nasjonale rødlister er bestanden vurdert som livskraftig (LC).

Forvaltningen av grågås følger International Single Species Management Plan for the Greylag Goose (Northwest/Southwest European Population) Anser anser (Powolny et al. 2018).

Foreliggende dataserier for bestandsstørrelsen av hekkende grågås i Norge kan av flere årsaker være lite representative. Flere fylker teller grågås i sin årlige overvåking av sjøfuglreservatene, men de fanger bare i liten grad opp par utenom disse områdene. Flere områder med bestandsovervåking har vært påvirket av andre bestandsregulerende tiltak enn jakt, som til dels omfattende skadefelling, eggsanking eller lyngbrenning. Det er vanskelig å registrere hekkende par mange steder langs kysten, fordi for intensivt feltarbeid kan medføre at noen par forlater redet. Vi får imidlertid en indikasjon på bestandsutviklingen gjennom fellestillinger av grågås innen utbredelsesområdet for den NV/SV-europeiske bestanden (**Figur 2.2.1**).

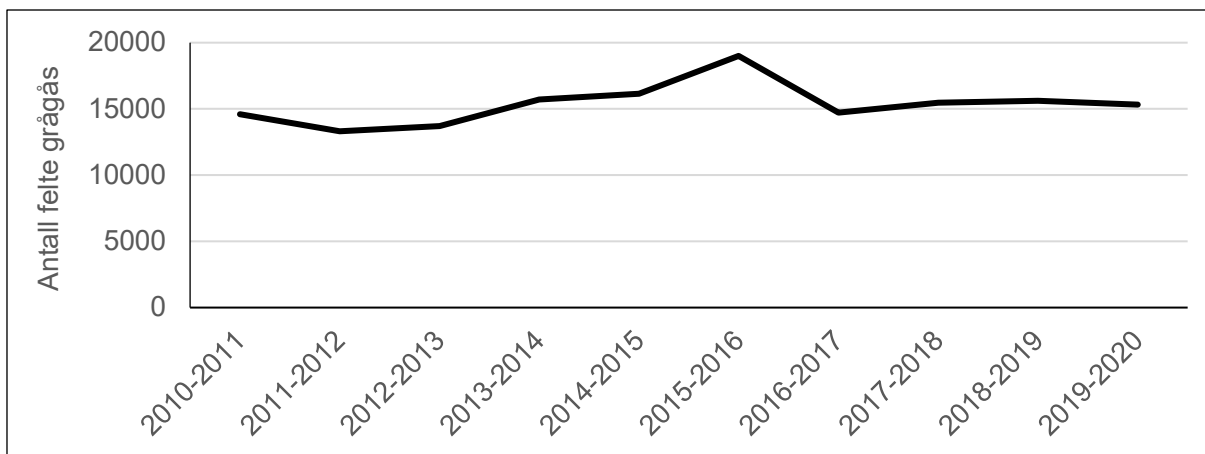


**Figur 2.2.1.** Total bestandsstørrelse for den NV/SV-europeiske bestanden av grågås i perioden 1980–2018 gitt som summen av nasjonale tellinger (blå symboler), IWC-tellinger (grønne symboler) og beregnede bestander (oransje symboler). Åpne symboler angir år med mangelfulle data (Heldbjerg et al. 2020).

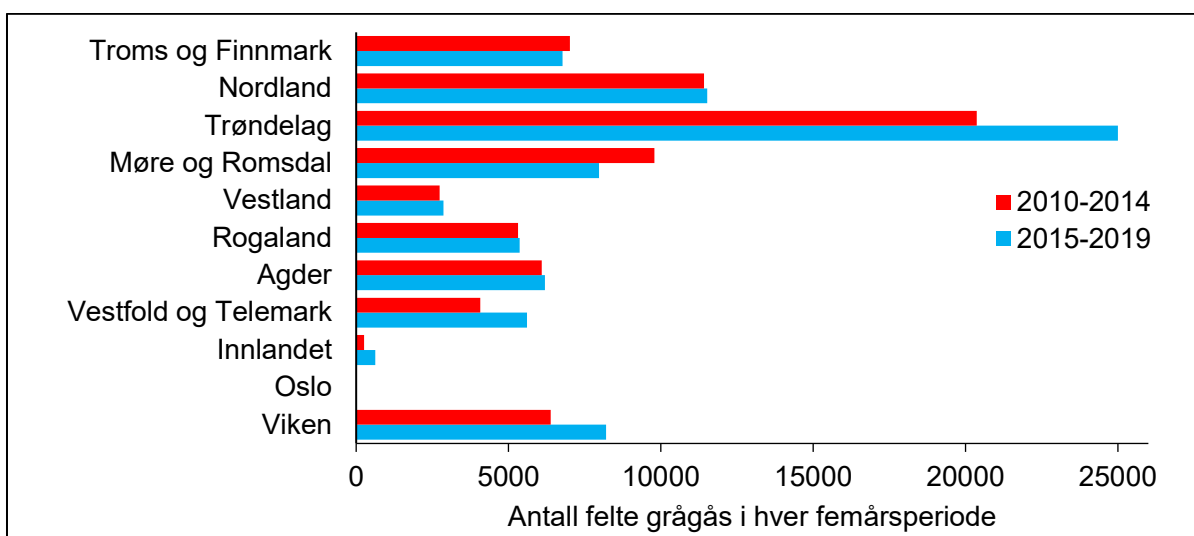
### 2.2.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 10.08–23.12. I Nordland og Troms nord for Rana og Rødøy kommuner er jakttiden 15.08–23.12. I Finnmark er det kun tillatt å jakte i ytre fjordstrøk 21.08–31.12. Den frie jakten på hav og fjord fra svenskegrensen til og med Vest-Agder er åpen fra 10.09–23.12.

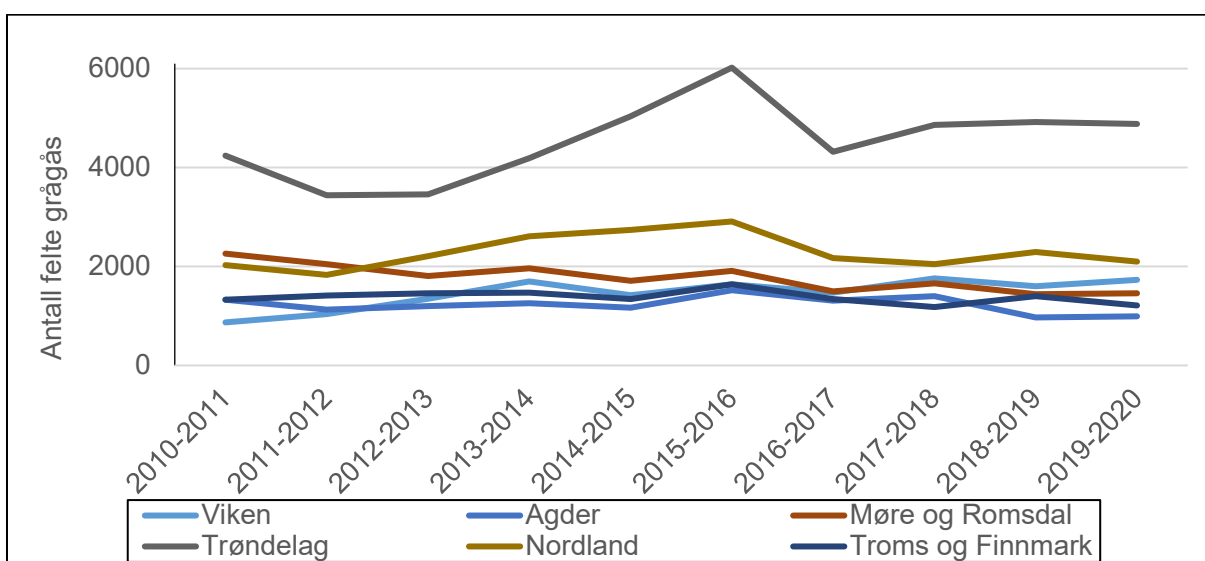
Jaktstatistikken viser at den felles rundt 15 000 grågjess årlig i Norge, med bare en svak økning i uttaket de siste ti årene (**Figur 2.3.2**). De fleste grågjessene felles fra Møre og Romsdal og nordover (**Figur 3.2.3 og 3.2.4**). Det er en nedgang i Møre og Romsdal, men en økning i Trøndelag og flere fylker på Østlandet. Økningen i Trøndelag kan skyldes en økning i antall rastende grågjess i indre deler av Trondheimsfjorden, fra områder i Nord-Norge, der det gjøres store uttak i jakta før kortnebbgjessene kommer senere på høsten.



**Figur 2.2.2.** Antall felte grågås på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.2.3.** Gjennomsnittlig antall felte grågås i 5-årsperiodene 2010/11–2014/15 og 2015/16–2019/20. Data er hentet fra SSB.



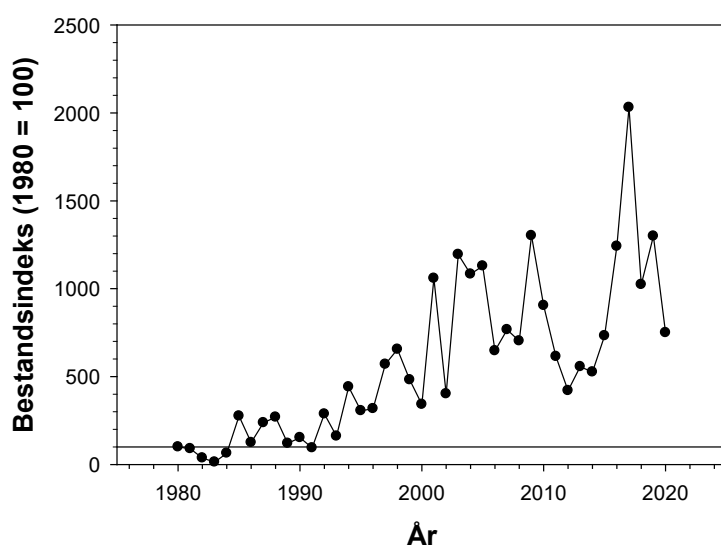
**Figur 2.2.4.** Antall felte grågås i perioden 2010/11–2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

## 2.3 Brunnakke (*Mareca penelope*)

### 2.3.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 5000–15 000 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som i usikker (Shimmings & Øien 2015). Arten er vurdert som livskraftig (LC) på den norske og den danske rødlista (Henriksen og Hilmo 2015, [Aarhus Universitet](#)), og som sårbar (VU) på den svenske og finske rødlista (SLU Artdatabanken 2020), Hyvärinen et al. 2019). I følge BirdLife International (2017) er hekkebestanden i Europa stabil.

Overvåking av overvintrende brunnakke på nasjonalt nivå antyder en klar langsiktig økning i bestanden (**Figur 2.3.1** og **Tabell 2.3.1**). De siste 11 og 6 årene har hatt varierende, men ingen signifikant trend i utviklingen (**Tabell 2.3.1**).



**Figur 2.3.1.** Bestandsutvikling for overvintrende brunnakke i flere områder som inngår i overvåkingsprogrammet for sjøfugl (data fra [www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100.

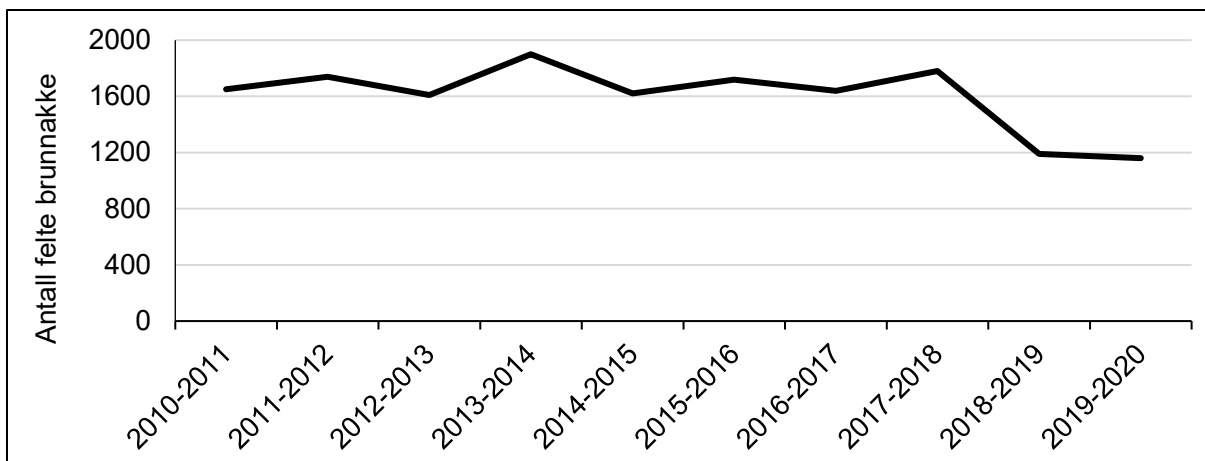
**Tabell 2.3.1.** Trendanalyser for overvintrende brunnakke som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Tabellen angir tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. basert på Monte Carlo-simuleringer.

Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Nasjonalt	1980-2020	41	7,7	0,0001
	2010-2020	11	7,7	n.s.
	2015-2020	6	-1,2	n.s.

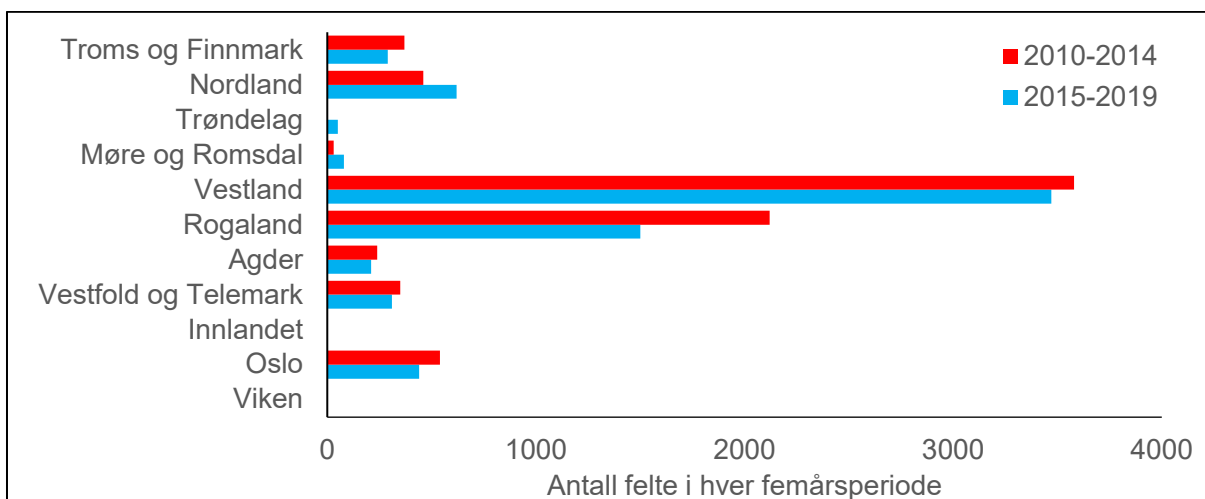
### 2.3.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 21.08–23.12. Unntatt er den frie jakten på hav og fjord fra svenskegrensen til og med Vest-Agder fylke, som er åpen fra 10.09–23.12.

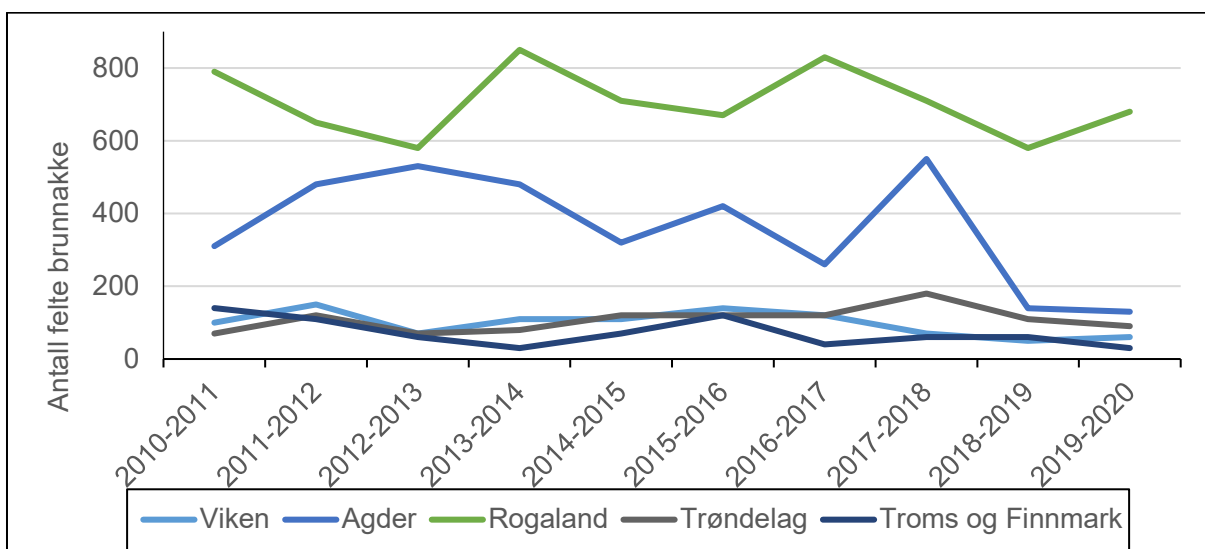
Jaktstatistikken viser at det felles under 2000 brunnakke årlig i Norge, med en synkende tendens de siste to årene (**Figur 2.3.2**). Det er fortsatt slik at de fleste brunnakkene felles i Agder og Rogaland (**Figur 2.3.3**). For de øvrige fylkene er antall felte brunnakke lavt og relativt stabilt mellom de to femårsperiodene (**Figur 2.3.4**).



**Figur 2.3.2.** Antall felte brunnakke på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.3.3.** Gjennomsnittlig antall felte brunnakke i 5-årsperiodene 2010/11–2014/15 og 2015/16–2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.3.4.** Antall felte brunnakke i perioden 2010/11–2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.



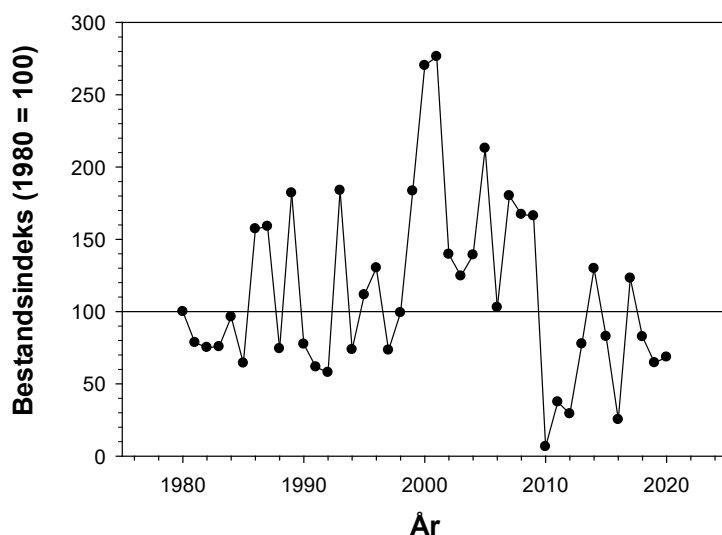
## 2.4 Krikkand (*Anas crecca*)

### 2.4.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 20 000–30 000 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som usikker (Shimmings & Øien 2015).

I Norge og Finland er arten vurdert som livskraftig (LC), mens den i Sverige og Danmark er vurdert som sårbar (VU) (Henriksen & Hilmo 2015, SLU Artdatabanken 2020, Hyvärinen et al. 2019, [Aarhus Universitet](#)). I følge BirdLife International (2017) er imidlertid bestandsutviklingen i Europa ukjent.

Overvåking av overvintrende krikkand på nasjonalt nivå viser at bestanden har vært varierende, men stabil over lang tid (**Figur 2.4.1** og **Tabell 2.4.1**). I de siste 11 årene har det vært en svak økning, men endringene er basert på få år med data og store variasjoner fra år til år (**Figur 2.4.1**).



**Figur 2.4.1.** Bestandsutvikling for overvintrende krikkand i områder som inngår i overvåkingsprogrammet for sjøfugl (data fra [www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100.

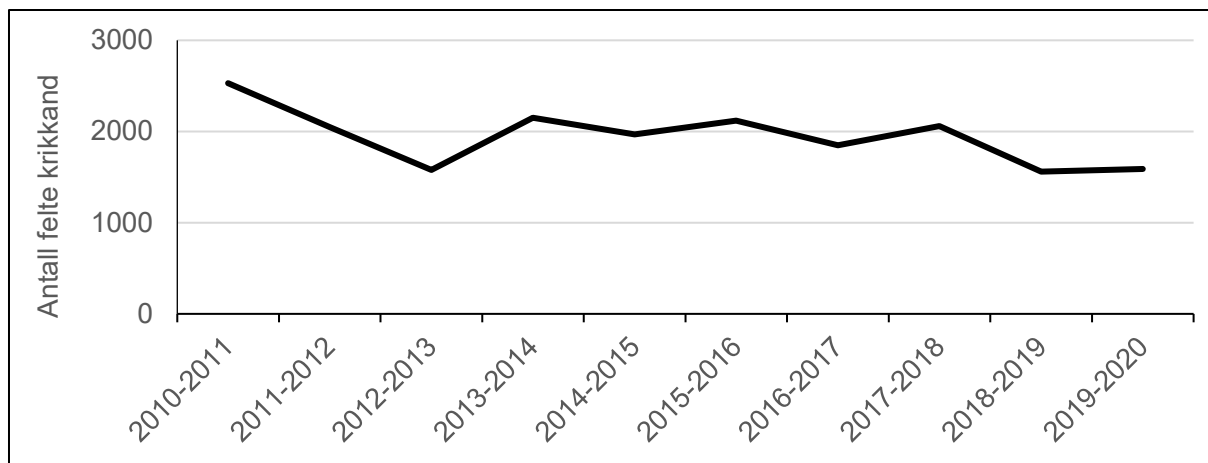
**Tabell 2.4.** Trendanalyser for overvintrende krikkand som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.

Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Nasjonalt	1980-2020	41	-1,0	n.s.
	2010-2020	11	15,8	n.s.
	2015-2020	6	4,5	n.s.

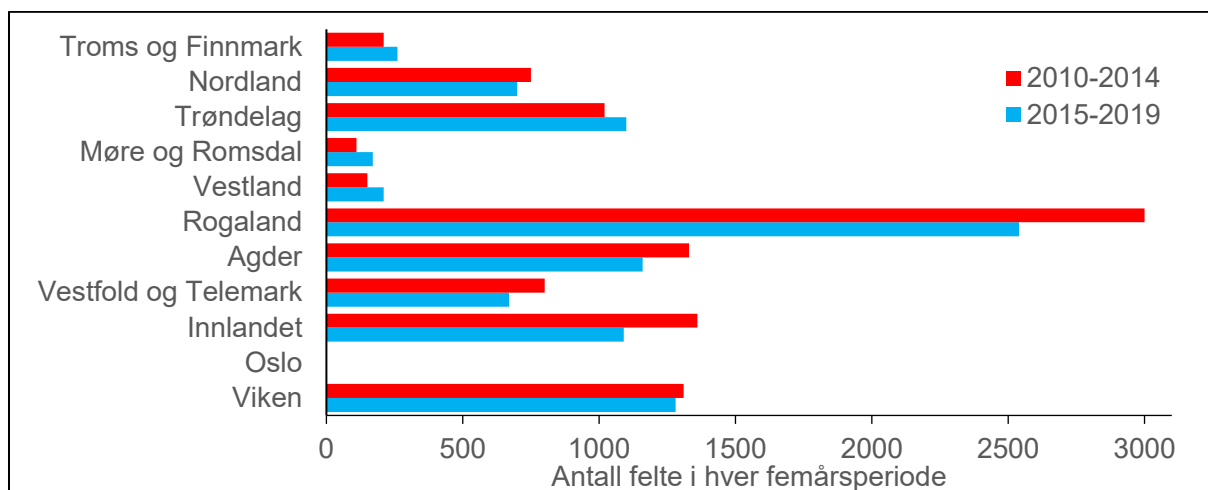
### 2.4.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 21.08–23.12. Et unntak er den frie jakten på hav og fjord fra svenskegrensen til og med Vest-Agder fylke, som er åpen fra 10.09–23.12.

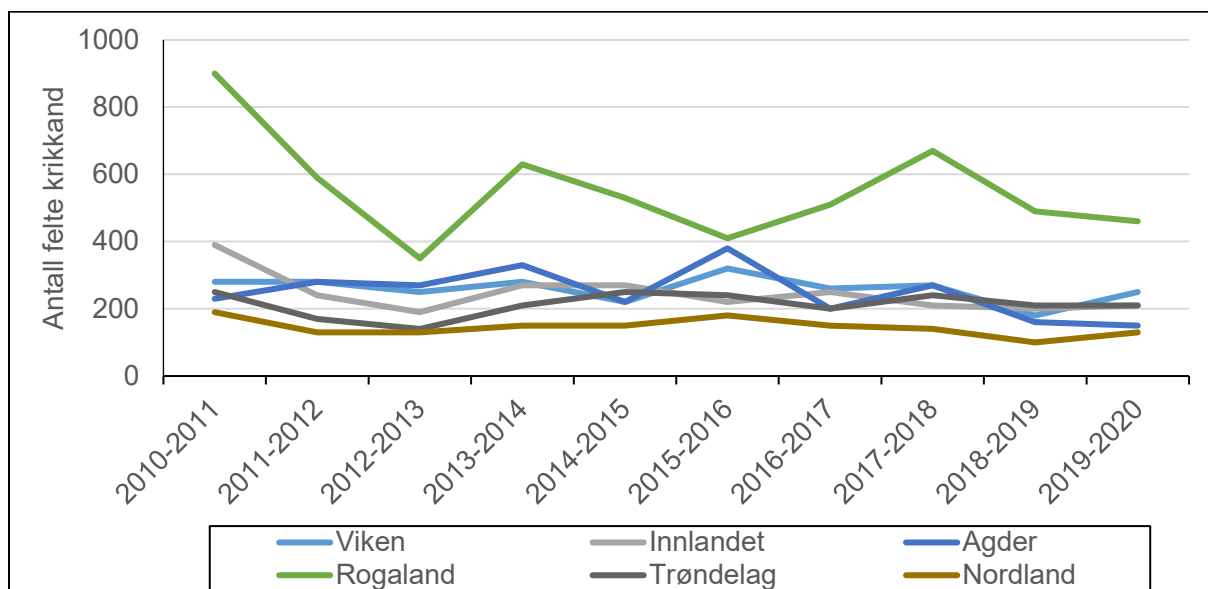
Jaktstatistikken viser at det felles rundt 2000 krikkender årlig i Norge, men med en svakt nedadgående trend i antallet (**Figur 2.4.2**). Det er fortsatt slik at de fleste krikkendene felles i Rogaland, men antallet varierer mer fra år her enn i de andre fylkene (**Figur 2.4.3 og 2.4.4**). For flere fylker på Østlandet er det en nedgang i antall felte krikkender.



**Figur 2.4.2.** Antall felte krikkand på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.4.3.** Gjennomsnittlig antall felte krikkand i 5-årsperiodene 2010/11–2014/15 og 2015/16–2019/20. Data er hentet fra SSB.



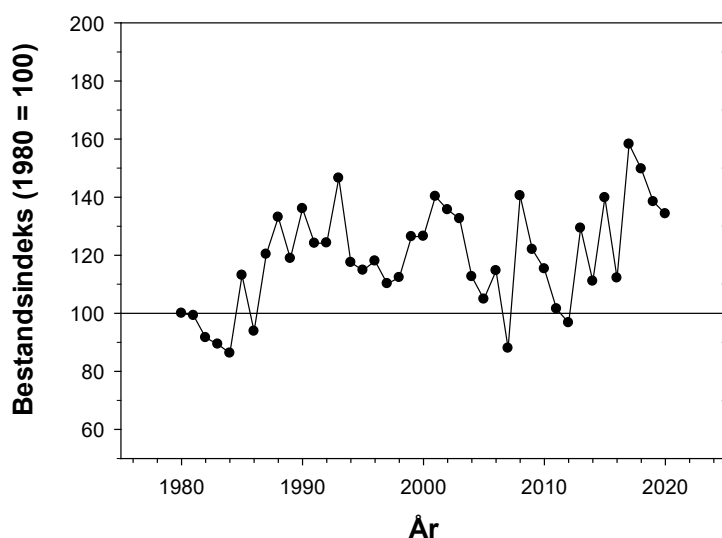
**Figur 2.4.4.** Antall felte krikkand i perioden 2010/11–2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

## 2.5 Stokkand (*Anas platyrhynchos*)

### 2.5.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 43 000–75 250 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som positiv (Shimmings & Øien 2015). I alle de fire nordiske landene er arten vurdert som livskraftig (LC) (Henriksen & Hilmo 2015, SLU Artdatabanken 2020, Hyvärinen et al. 2019, [Aarhus Universitet](#)). I følge BirdLife International (2017) er bestandsutviklingen i Europa i stabil.

Overvåking av overvintrende stokkand på nasjonalt nivå viser at bestanden har variert mye fra år til år (**Figur 2.5.1** og **Tabell 2.5.1**). I de siste 11 årene har det vært en svak økning, men vær oppmerksom på at endringene her er basert på få år, og med store variasjoner fra år til år.



**Figur 2.5.1.** Bestandsutvikling for overvintrende stokkand i flere områder som inngår i overvåkingsprogrammet for sjøfugl (data fra [www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100.

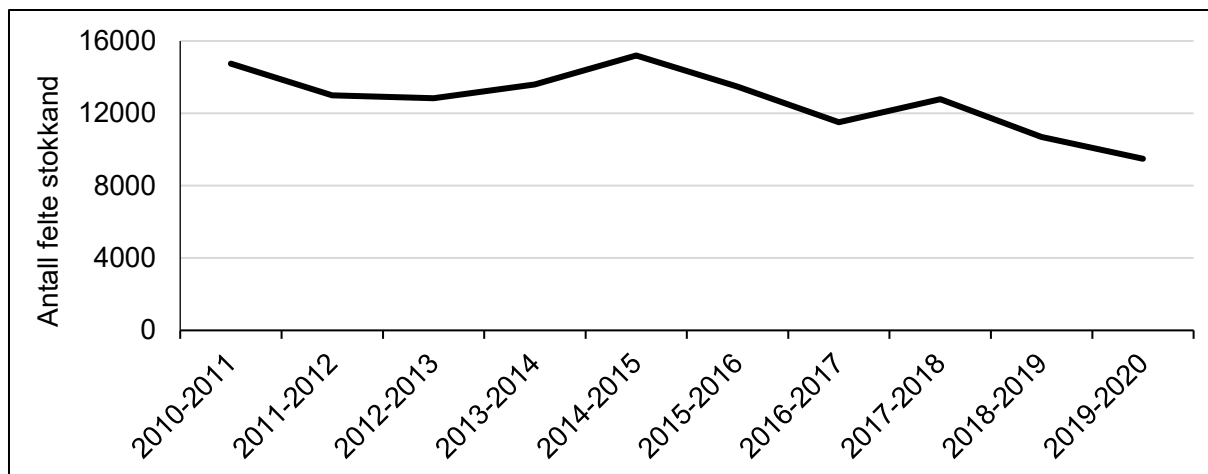
**Tabell 2.5.1.** Trendanalyser for overvintrende stokkand som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.

Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Nasjonalt	1980-2020	41	0,6	0,04
	2010-2020	11	3,5	n.s.
	2015-2020	6	1,0	n.s.

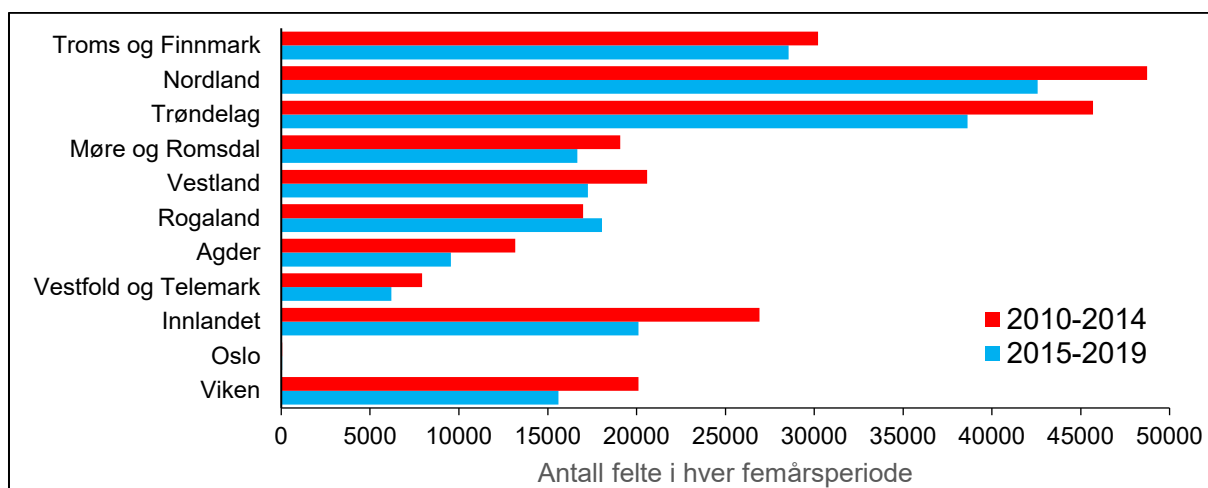
### 2.5.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 21.08–23.12. Den frie jakten på hav og fjord fra svenskegrensen til og med Vest-Agder fylke er åpen fra 10.09–23.12.

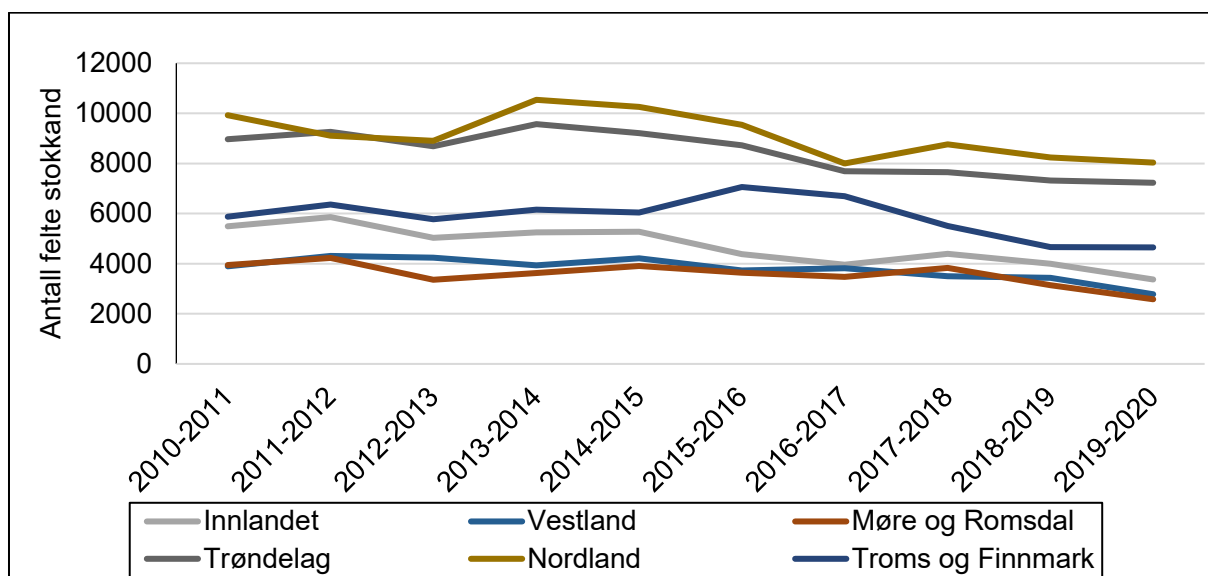
Jaktstatistikken viser at antall felte stokkender i Norge synker, fra i underkant av 15 000 i 2010-2011-sesongen til om lag 9500 i 2019-2020-sesongen, en nedgang på nær 40 % (**Figur 2.5.2**). De fleste stokkendene felles i de tre fylkene fra Trøndelag og nordover. For flere av fylkene har antall felte stokkender gått noe ned mellom de to 5-årsperiodene (**Figur 2.5.3** og **2.5.4**).



**Figur 2.5.2.** Antall felte stokkand på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.5.3.** Gjennomsnittlig antall felte stokkand i 5-årsperiodene 2010/11–2014/15 og 2015/16–2019/20. Data er hentet fra SSB.



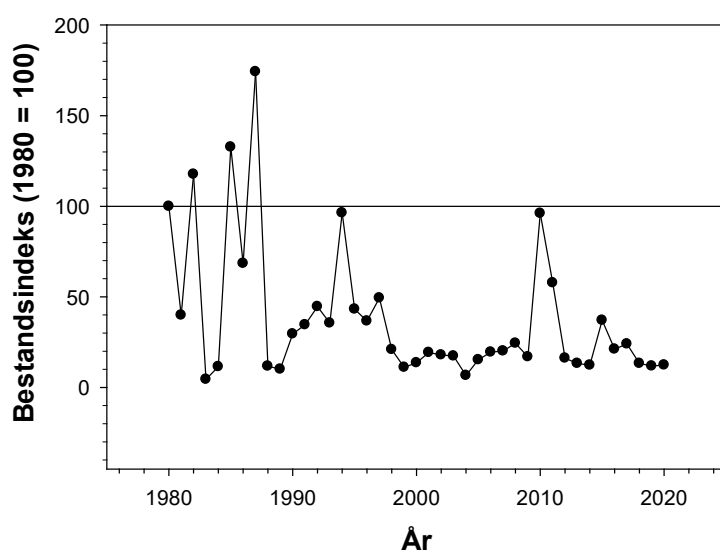
**Figur 2.5.4.** Antall felte stokkand i perioden 2010/11–2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

## 2.6 Toppand (*Aythya fuligula*)

### 2.6.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 6500–9000 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som usikker (Shimmings & Øien 2015). I Norge, Danmark og Sverige er arten vurdert som livskraftig (LC), mens den i Finland er vurdert som sterkt truet (EN) (Henriksen & Hilmo 2015, SLU Artdatabanken 2020, Hyvärinen et al. 2019, [Aarhus Universitet](#)). I følge BirdLife International (2017) er bestandsutviklingen i Europa stabil.

Overvåking av overvintrende toppand på nasjonalt nivå viser ingen klar langsiktig endring i bestanden (**Figur 2.6.1** og **Tabell 2.6.1**). Etter 1990 synes bestanden å ha vært noenlunde stabil, men med et par år med høyere verdier. Dette medfører at trenden de siste 11 og 6 årene har vært nedadgående, men endringene er ikke signifikante (**Tabell 2.6.1**).



**Figur 2.6.1.** Bestandsutvikling for overvintrende toppand i områder som inngår i overvåkingsprogrammet for sjøfugl (data fra [www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100.

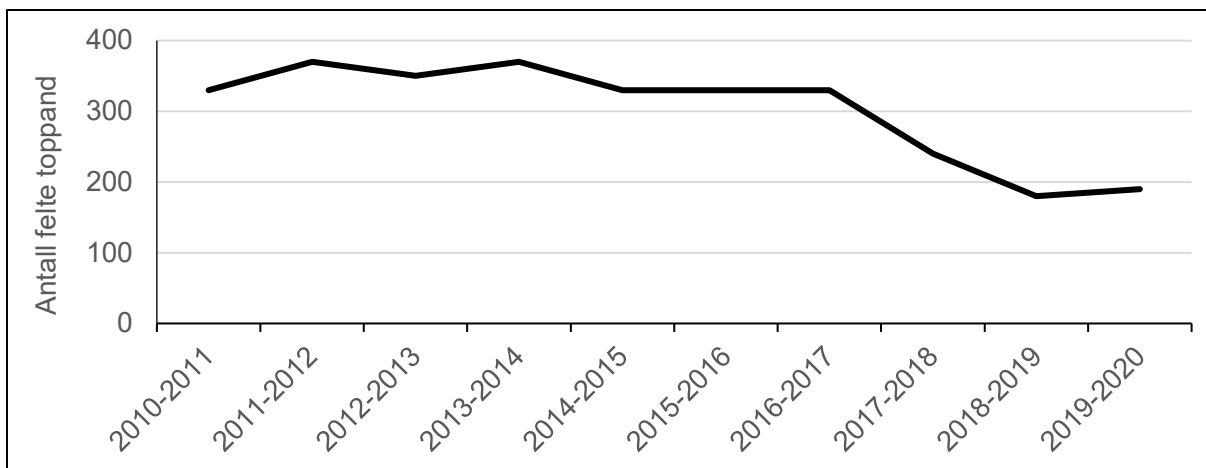
**Tabell 2.6.1.** Trendanalyser for overvintrende toppender som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.

Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Nasjonal	1980-2020	41	-2,5	n.s.
	2010-2020	11	-13,2	n.s.
	2015-2020	6	-20,3	n.s.

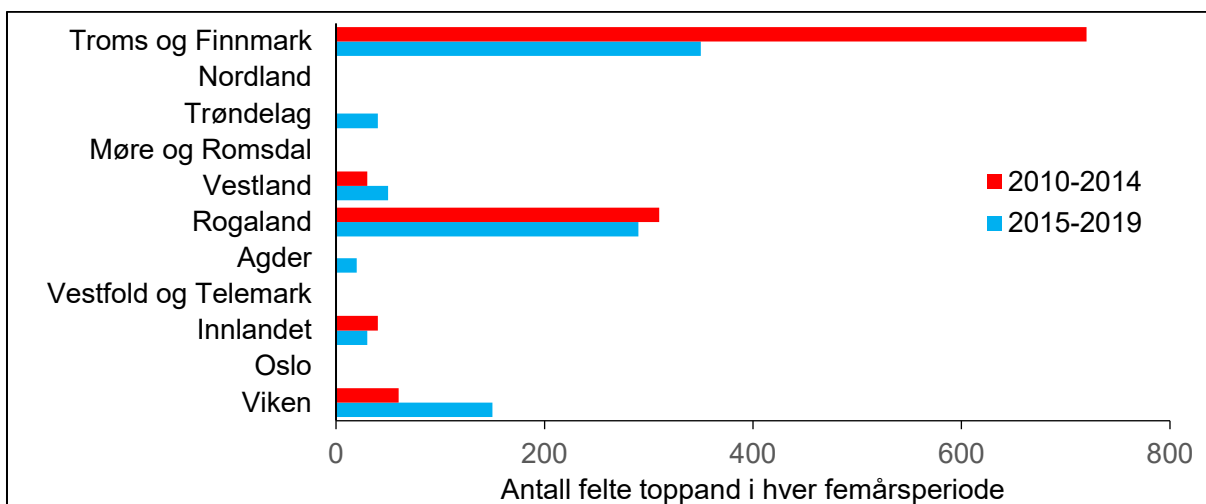
### 2.6.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 10.09–23.12.

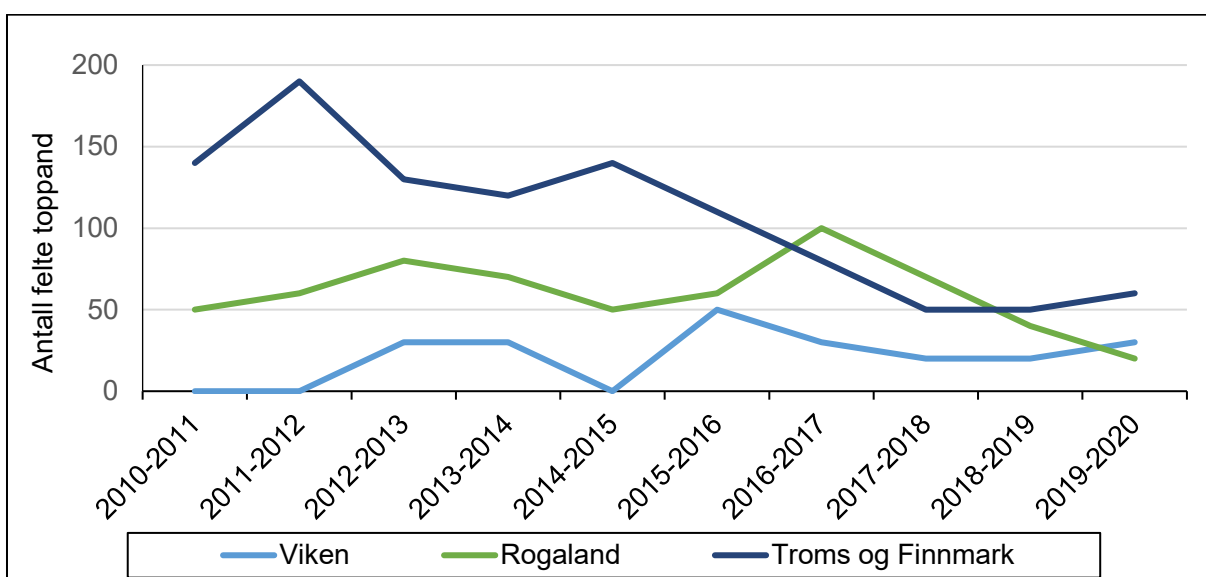
Det felles fortsatt relativt få toppender i Norge. Jaktstatistikken viser at antallet i den siste 10-årsperioden har gått ned fra om lag 350–370 til rundt 200 toppender årlig (**Figur 2.6.2**). De fleste toppendene felles i Rogaland og Troms og Finnmark. Antallet i Troms og Finnmark har gått ned fra nær 200 på det meste i 2011 til 50–60 de siste årene. I de andre fylkene er antallet lavt og variabelt, men med en økning i Viken (**Figur 2.6.3** og **2.6.4**).



**Figur 2.6.2.** Antall felte toppand på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.6.3.** Gjennomsnittlig antall felte toppand i 5-årsperiodene 2010/11–2014/15 og 2015/16–2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.6.4.** Antall felte toppand i perioden 2010/11–2019/20 for de tre fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

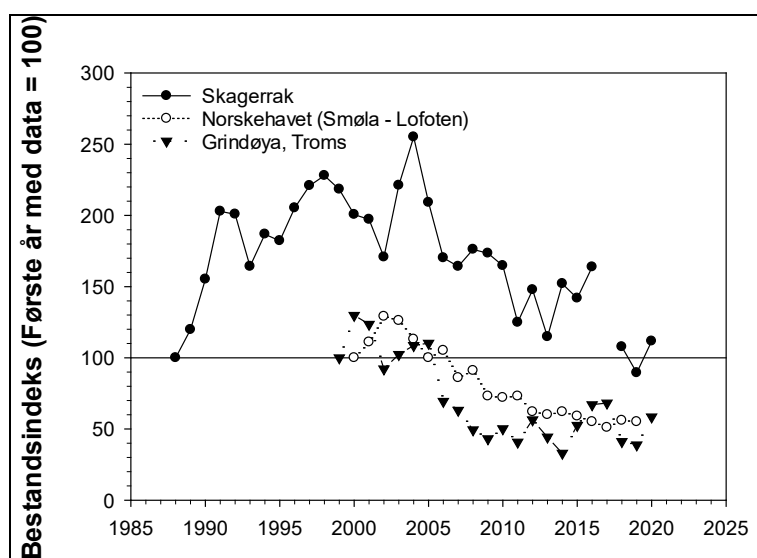
## 2.7 Ærfugl (*Somateria mollissima*)

### 2.7.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 87 000 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som negativ (Shimmings & Øien 2015). I Norge er arten vurdert som nær truet (NT), i Danmark som sårbar (VU) og i Sverige som sterkt truet (EN, oppgradert fra sårbar i 2015) (Henriksen & Hilmo 2015, SLU Artdatabanken 2020, Hyvärinen et al. 2019, [Aarhus Universitet](#)). I følge BirdLife International (2017) er bestandsutviklingen i Europa negativ og den er klassifisert som sårbar (VU). Naturvårdsverket i Sverige har foreslått at jakta på ærfugl opphører (Naturvårdsverket 2018).

I analysen av bestandsutvikling har vi for ærfugl valgt å bruke en havområderelatert tilnærming. Denne er den samme som brukes av AEWA ([Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds](#)) i arbeidet med en handlingsplan for ærfugl.

Bestandsovervåking i hekkeområdene viser en gjennomgående nedadgående bestandsutvikling etter år 2000 (se **Figur 2.7.1** og **Tabell 2.7.1**). Data fra Vega viser en langsiktig tilbakegang de siste 100 årene, der hekkebestanden nå trolig er rundt 2-3 % av hva den var tidligere. Denne nedgangen kan knyttes til endringer i bosettingsmønsteret i øyværene, der folk har skjøttet om ærfuglene i egg- og dunværene (Follestad et al. 2017).

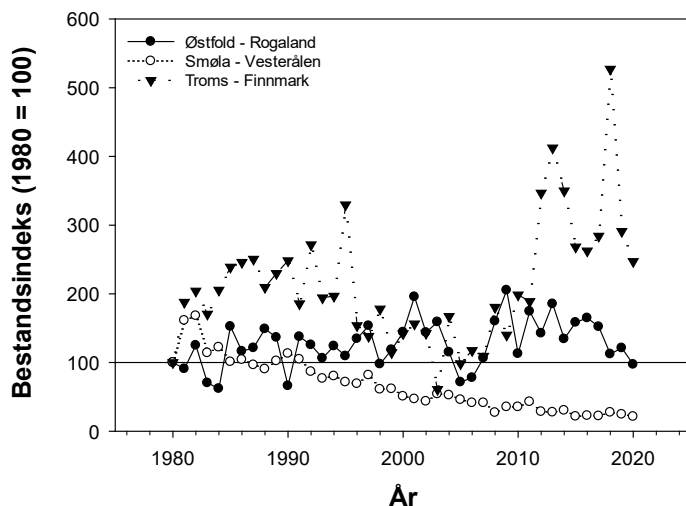


**Figur 2.7.1.** Bestandsutvikling for hekkende ærfugl i flere områder som inngår i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100 (data fra [ww.seapop.no](#)).

**Tabell 2.7.1.** Trendanalyser for hekkende ærfugl som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.

Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Østfold-Agder (Skagerrak)	1988-2020	32	-1,1	n.s.
	2010-2020	11	-3,7	n.s.
	2015-2020	5	-8,7	n.s.
Smøla -Vesterålen (Norskehavet)	2000-2019	20	-4,8	0,0004
	2010-2020	11	-4,9	0,01
	2015-2020	6	-1,2	n.s.
Grindøya, Troms	1999-2020	22	-4,7	0,006
	2010-2020	10	-3,3	0,013
	2015-2020	6	-4,5	n.s.

Overvåking av overvintrende ærfugl viser regionale forskjeller i bestandsendringene (**Figur 2.7.2** og **Tabell 2.7.2**). I Østfold–Rogaland har det vært en langsiktig, men svak bestandsnedgang. De siste 6 årene har den vært signifikant (men vær oppmerksom på denne endringen er basert på få år). I området Smøla–Vesterålen har det vært en klar og langsiktig nedgang i bestanden. Flere resultater fra Vega er gitt i Follestad et al. (2017), spesifikt for endringene i Vega kommune. I Troms og Finnmark har det vært store svingninger, men hverken den langsiktige eller de kortsiktige endringene er signifikante.



**Figur 2.7.2.** Bestandsutvikling for overvintrende ærfugl i flere områder som inngår i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100 (data fra [www.seapop.no](http://www.seapop.no)).

**Tabell 2.7.2.** Trendanalyser for overvintrende ærfugl som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.

Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Østfold-Rogaland (Skagerrak/Nordsjøen)	1980-2020	41	0,9	n.s.
	2010-2020	11	-2,8	n.s.
	2015-2020	6	-10,0	n.s.
Smøla -Vesterålen (Norskehavet)	1980-2020	41	-4,7	0,0001
	2010-2020	11	-4,9	0,01
	2015-2020	6	0,7	n.s.
Troms–Finnmark (Barentshavet)	1980-2020	41	0,9	n.s.
	2010-2020	11	2,8	n.s.
	2015-2020	6	1,5	n.s.

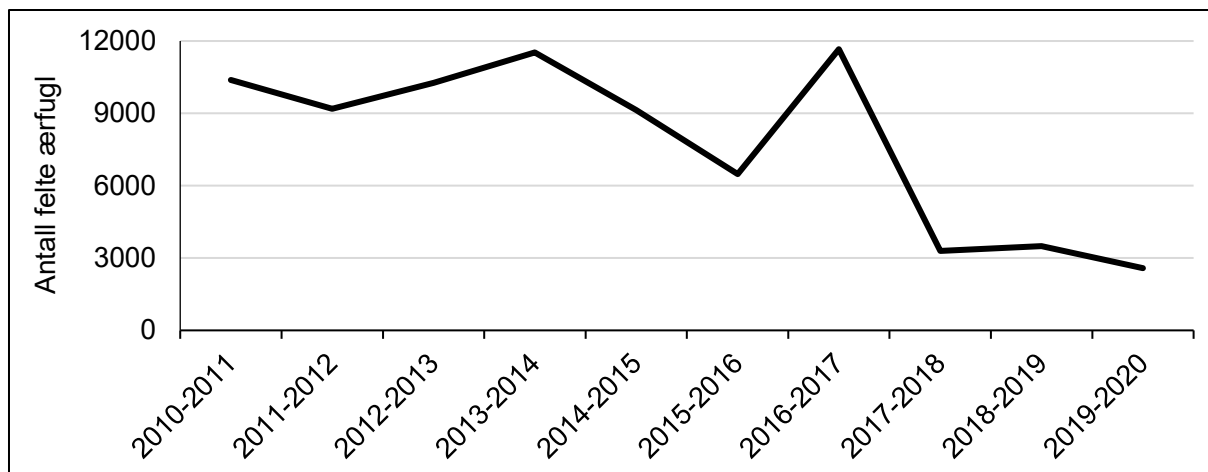
I regi av AEWA arbeides det nå med en handlingsplan for ærfugl. Gjennom dette arbeidet vil det bli utviklet referansenivå og eventuelt kvoter for jaktuttak gjennom en «Harvest Management Plan». Dette arbeidet starter i løpet av 2021.

## 2.7.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

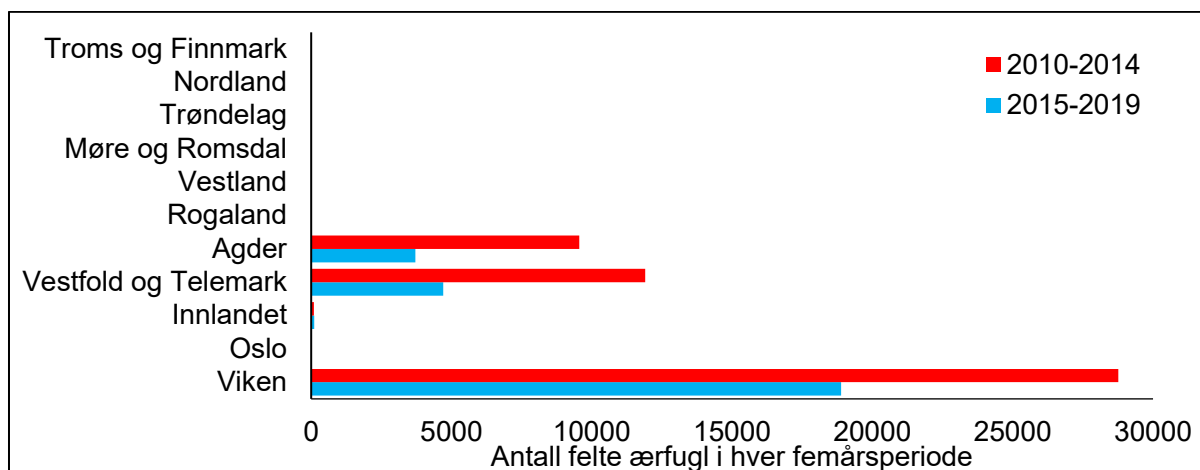
Gjeldende jakttider: Kan jaktes i Østfold, Vestfold, Buskerud, Telemark og Aust-Agder 01.10–30.11. Det kan kun felles hannfugler. Egg kan sankes i tidligere fredlyste egg- og dunvær i tiden til og med 01.06. Dun kan sankes hele sommeren etter at klekking har funnet sted.

Jaktstatistikken viser at antallet i den siste 10-årsperioden har gått fra om lag 12 000 på det meste til 3000 ærfugler årlig i Norge (**Figur 2.7.2**). Utviklingen må sees i lys av at det i inneværende jaktperiode bare er tillatt å jakte på hanner. Nedgangen er tydelig i alle fylker (**Figur 2.7.4**). Det felles flest ærfugler i Viken (**Figur 2.7.3**).

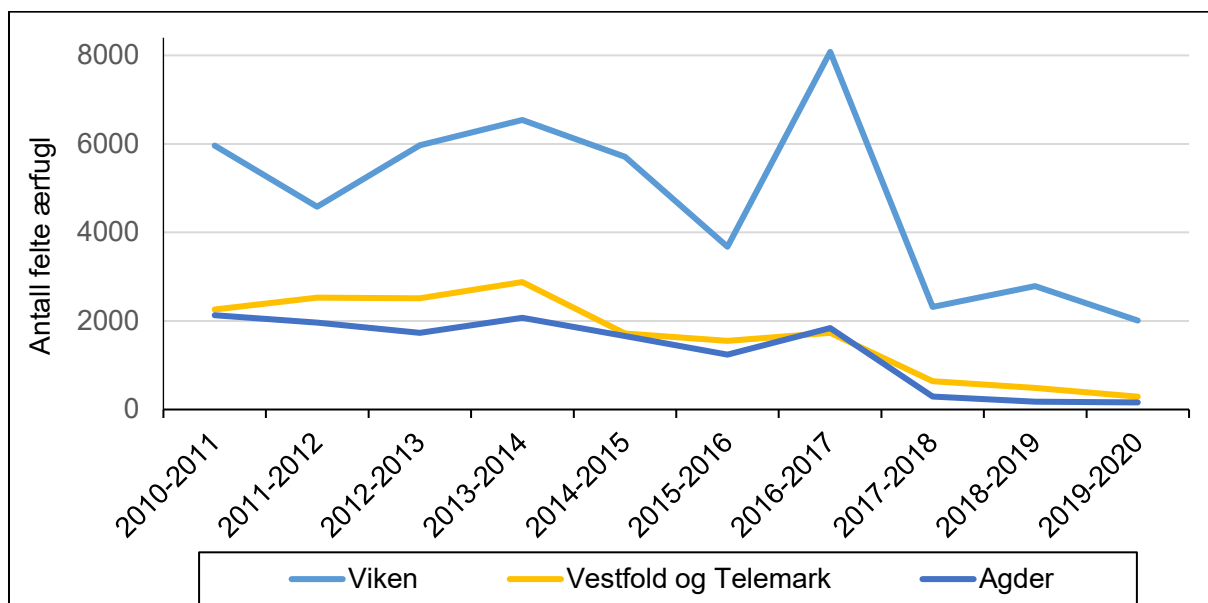




**Figur 2.7.2.** Antall felte ærfugl på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.7.3.** Gjennomsnittlig antall felte ærfugl i 5-årsperiodene 2010/11–2014/15 og 2015/16–2019/20. Tall er kun fra fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.



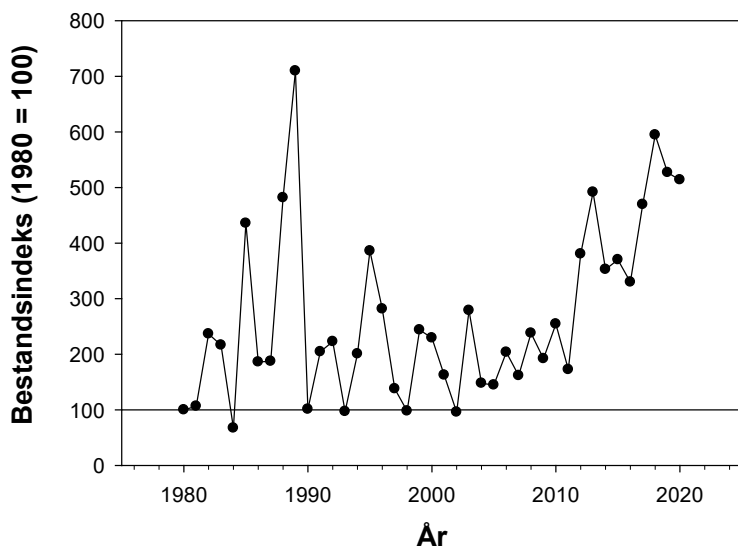
**Figur 2.7.4.** Antall felte ærfugl i perioden 2010/11–2019/20 for de tre fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

## 2.8 Svartand (*Melanitta nigra*)

### 2.8.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 635–1250 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som negativ (Shimmings & Øien 2015). I Sverige er hekkebestanden vurdert til 6500 par. I Norge er arten vurdert som nær truet (NT), mens den i Sverige, Finland og Danmark er vurdert som livskraftig (LC) (Henriksen & Hilmo 2015, SLU Artdatabanken 2020, Hyvärinen et al. 2019, [Aarhus Universitet](#)). BirdLife International (2017) vurderer bestanden som livskraftig (LC).

Det finnes ingen nasjonale overvåkingsdata fra hekkesesongen. I Oppland har NOF (NOF 2012) hatt et prosjekt for kartlegging av alpine dykkender siden 2011. Resultatene fra deres referanseområder viser en negativ trend i hekkebestand (Opheim 2020). Vinterbestanden viser en økning de siste 11 årene, men økningen de siste fem årene er ikke signifikant (**Figur 2.8.1** og **tabell 2.8.1**).



**Figur 2.8.1.** Bestandsutvikling for overvintrende svartand i flere områder som inngår i overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugl (data fra [www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100.

**Tabell 2.8.1.** Trendanalyser for overvintrende svartand som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.

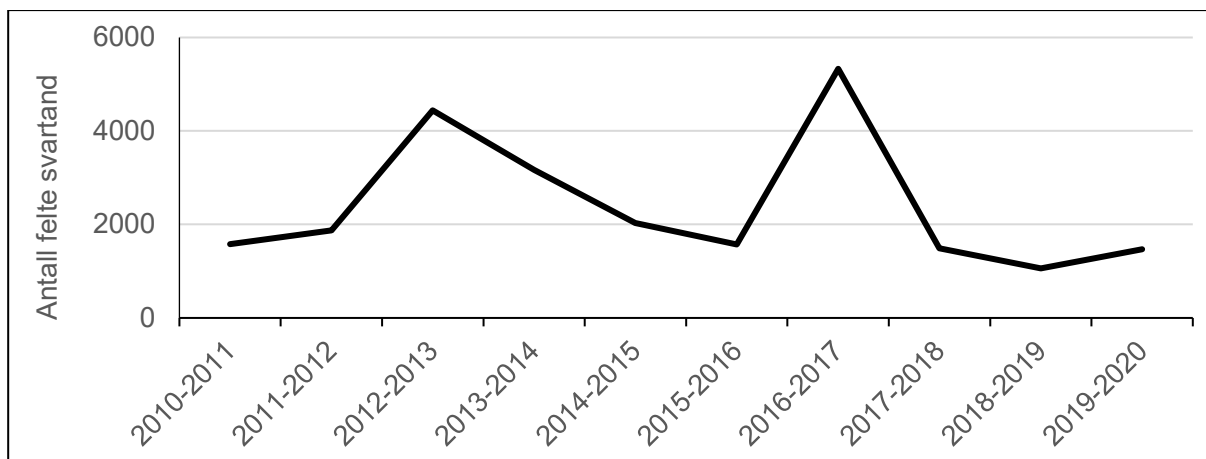
Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Nasjonal	1980-2020	41	2,2	n.s.
	2010-2020	11	8,7	0,03
	2015-2020	6	9,8	n.s.

## 2.8.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

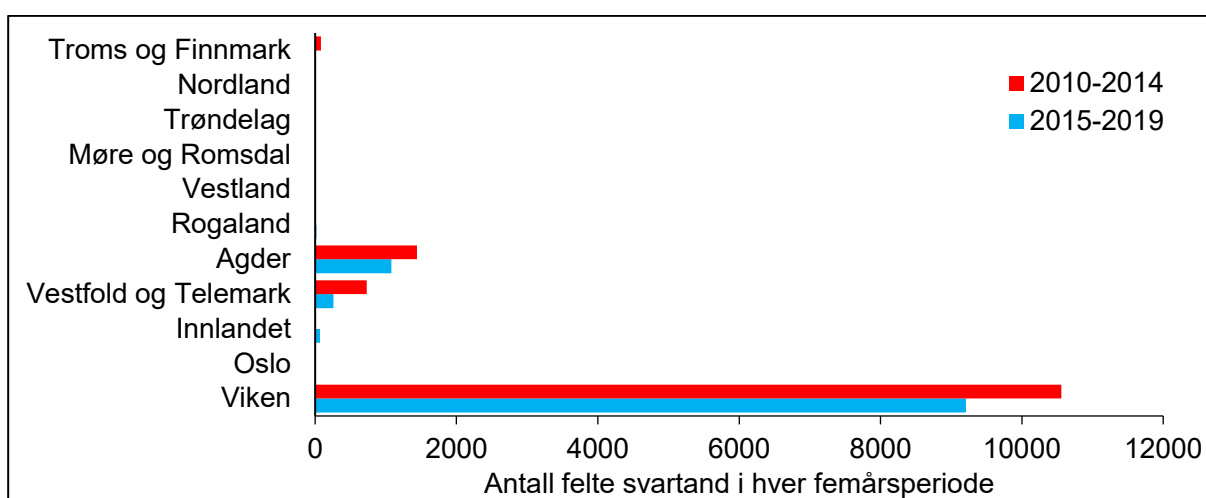
Gjeldende jakttider: I Østfold 10.09–23.12.

Jaktstatistikken viser at antall felte svartender i Norge har variert mye fra år til år, og uten noen klar trend før den fra 2017/2018-sesongen ble unntatt jakt i alle fylker unntatt Østfold (**Figur 2.8.2**). Det blir felt flest svartender i Viken, der Østfold nå inngår (**Figur 2.8.3**). Det ble også felt flere svartender i Viken i 2016-2017-sesongen (**Figur 2.8.4**). De tre siste årene har antallet felte svartender variert mellom 1000 og 1500 individer.

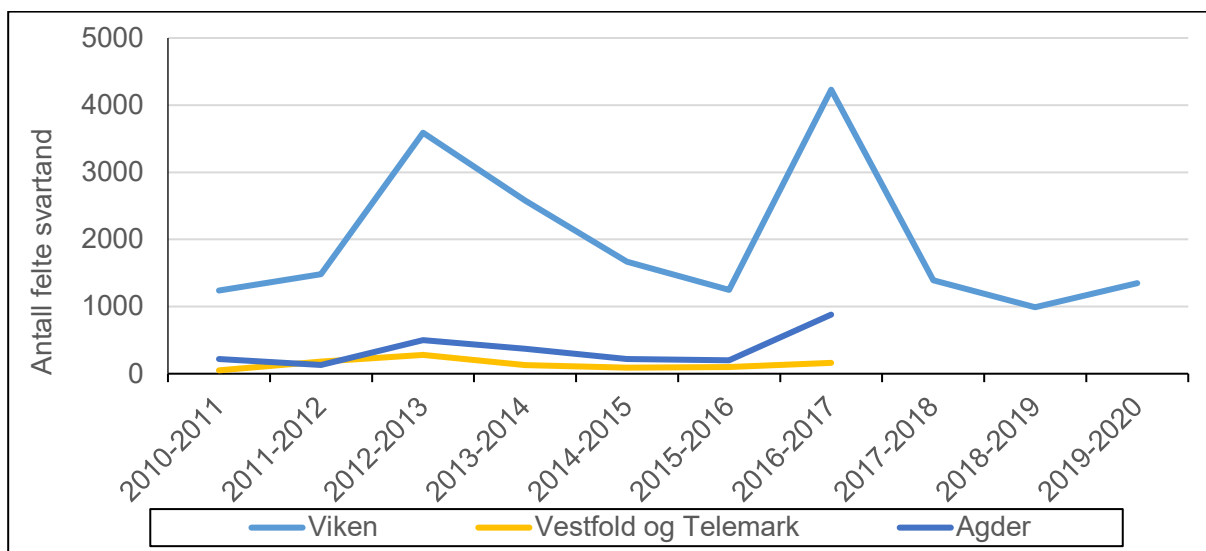
I Sverige ble jakttida på svartand foreslått utsatt fra 21.8 (i store deler av landet) til 21.9. Dette begrunnes med at artens hekkesesong varer fram til midten av september (Naturvårdsverket 2018).



**Figur 2.8.2.** Antall felte svartand på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.8.3.** Gjennomsnittlig antall felte svartand i 5-årsperiodene 2010/11–2014/15 og 2015/16–2019/20. Tall er kun fra fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.



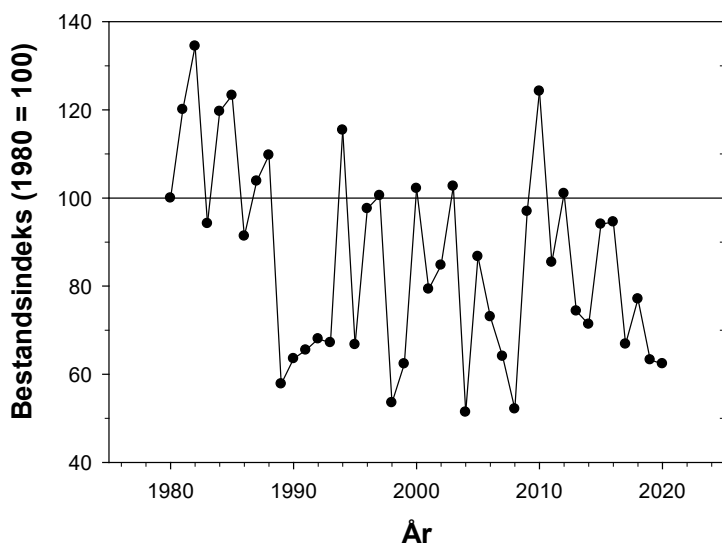
**Figur 2.8.4.** Antall felte svartand i perioden 2010/11–2019/20 for de tre fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

## 2.9 Kvinand (*Bucephala clangula*)

### 2.9.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 15 000–20 000 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som usikker (Shimmings & Øien 2015). I Norge, Sverige og Finland er arten vurdert som livskraftig (LC), mens den i Danmark er vurdert som sårbar (VU) (Henriksen & Hilmo 2015, SLU Artdatabanken 2020, Hyvärinen et al. 2019, [Aarhus Universitet](#)). I følge BirdLife International (2017) er bestandsutviklingen i Europa stabil.

Det finnes ingen overvåkingsdata fra hekkesesongen. Bestandsovervåking av vinterbestandene viser en langsiktig svak nedgang (**Figur 2.9.1** og **Tabell 2.9.1**).



**Figur 2.9.1.** Bestandsutvikling for overvintrende kvinand i flere områder som inngår i overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugl (data fra [www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100.

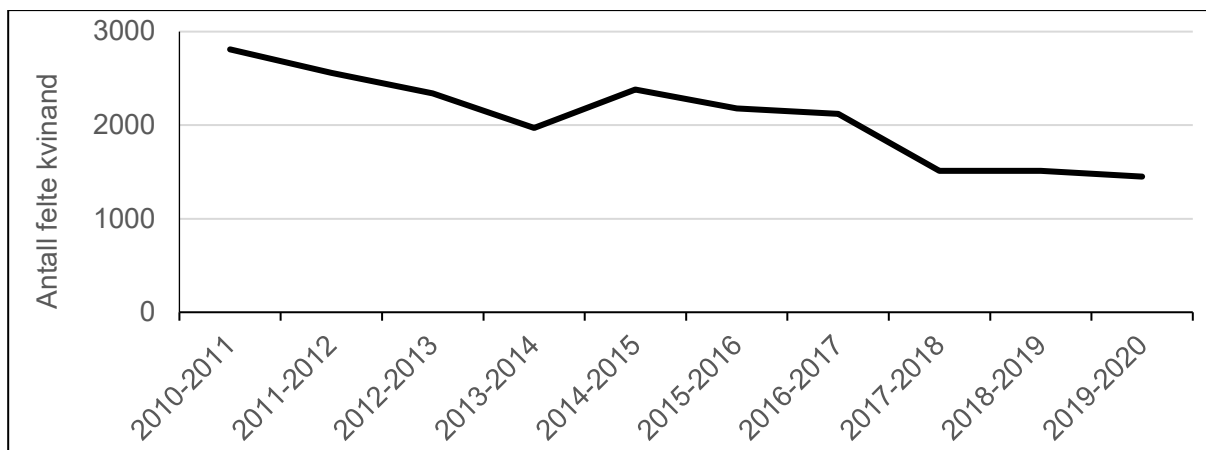
**Tabell 2.9.1.** Trendanalyser for overvintrende kvinand som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.

Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Nasjonal	1980-2020	41	-0,8	0,04
	2010-2020	11	-4,8	0,02
	2015-2020	6	-8,7	0,07

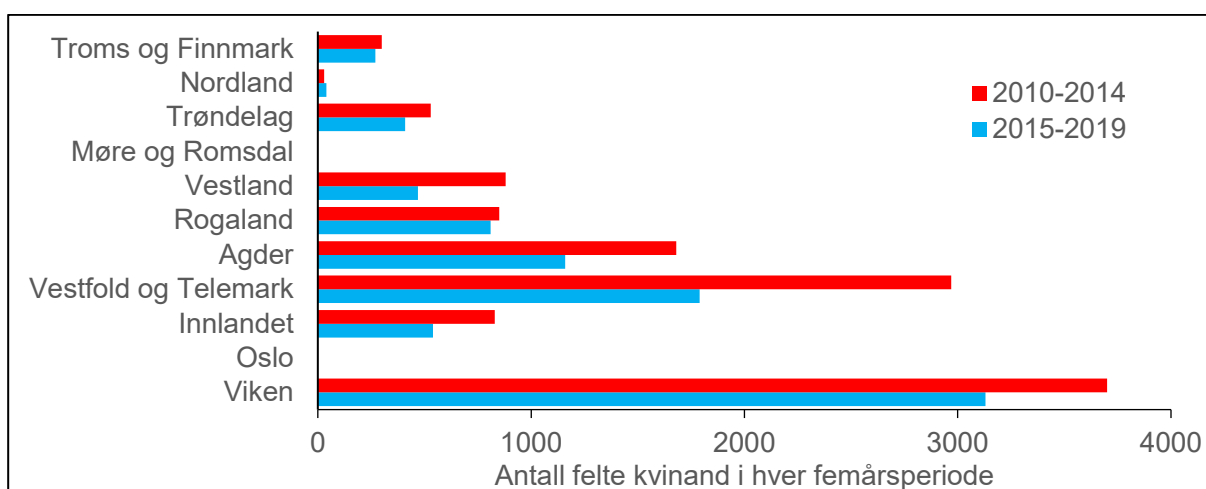
### 2.9.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 10.09–23.12. Egg kan sankes på egen eiendom inntil 20.5.

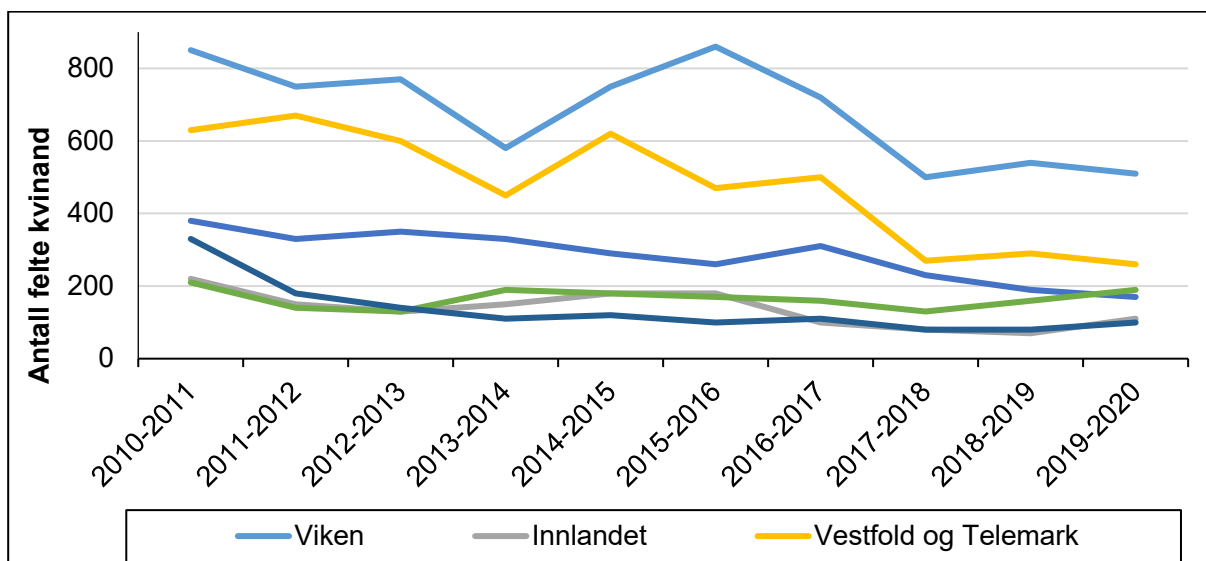
Jaktstatistikken viser at antall felte kvinender i Norge er nær halvert i siste 10-årsperiode, fra 2810 til rundt 1500 (**Figur 2.9.2**). Det blir felt flest kvinender i Viken og Vestfold og Telemark (**Figur 2.9.3**). I alle fylkene har det vært en nedgang (**Figur 2.9.4**).



**Figur 2.9.2.** Antall felte kvinand på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.9.3.** Gjennomsnittlig antall felte kvinand i 5-årsperiodene 2010/11–2014/15 og 2015/16–2019/20. Data er hentet fra SSB.



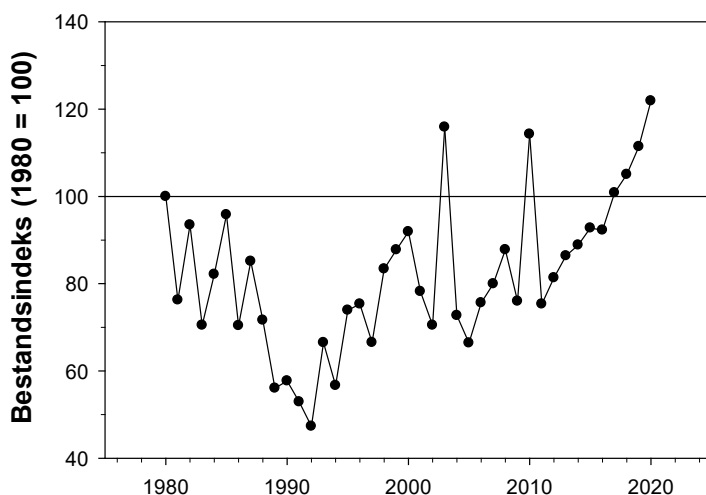
**Figur 2.9.4.** Antall felte kvinand i perioden 2010/11–2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

## 2.10 Siland (*Mergus serrator*)

### 2.10.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 10 000–30 000 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som usikker (Shimmings & Øien 2015). I Norge og Sverige er arten vurdert som livskraftig (LC), mens den i Finland er vurdert som nær truet (NT) og i Danmark som sårbar (VU) (Henriksen & Hilmo 2015, SLU Artdatabanken 2020, Hyvärinen et al. 2019, [Aarhus Universitet](#)). I følge Bird-Life International (2017) er bestandsutviklingen i Europa negativ. I Sverige er det foreslått å starte jakta i mange innlandsområder 21.8, mens den i kystområdene først bør åpne 1.10. Dette er en respons på et forslag om å stoppe jakta på siland i Sverige pga. minkende bestand innen EU. Et argument som framføres mot dette, er at den svenske artsdatatabanken ikke har listet jakt som en avgjørende negativ faktor for arten (Naturvårdsverket 2018).

Det finnes ingen overvåkingsdata fra hekkesesongen. Bestandsovervåking av vinterbestandene viser en langsiktig svak økning, men resultatet er bare signifikant for de siste fem årene (**Figur 2.10.1** og **Tabell 2.10.1**).



**Figur 2.10.1.** Bestandsutvikling for overvintrende siland i flere områder som inngår i overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugl (data fra [www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100.

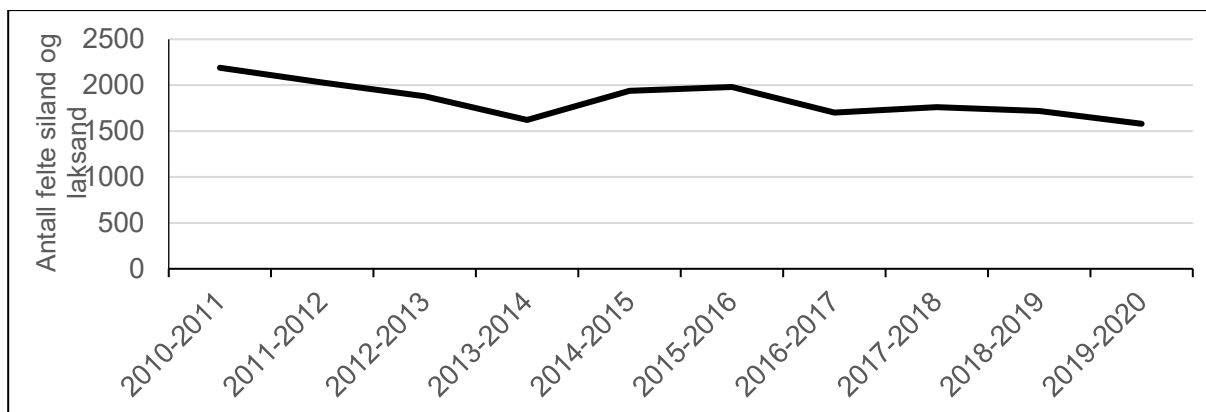
**Tabell 2.10.1.** Trendanalyser for overvintrende siland som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.

Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Nasjonal	1980-2020	41	0,8	n.s.
	2010-2020	11	2,8	n.s.
	2015-2020	6	5,8	n.s.

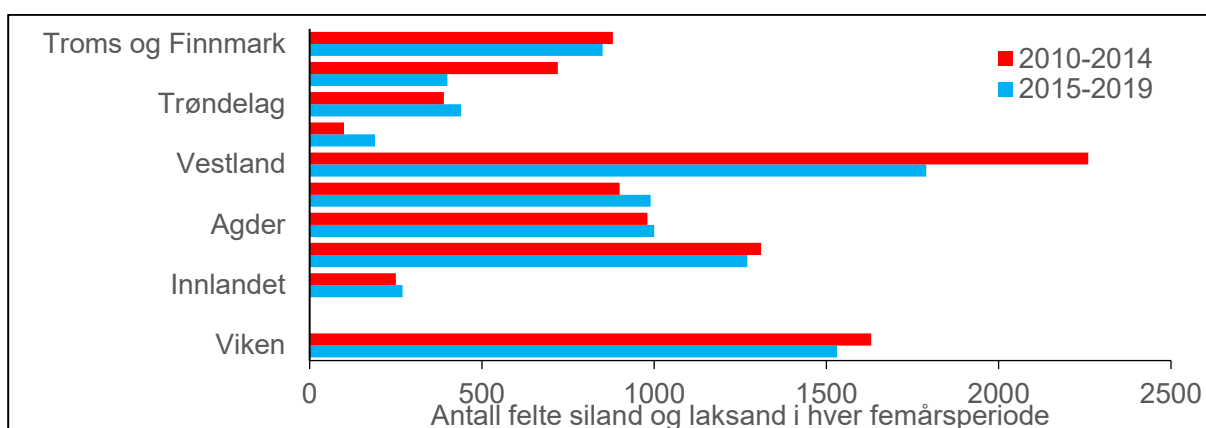
### 2.10.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 10.09–23.12.

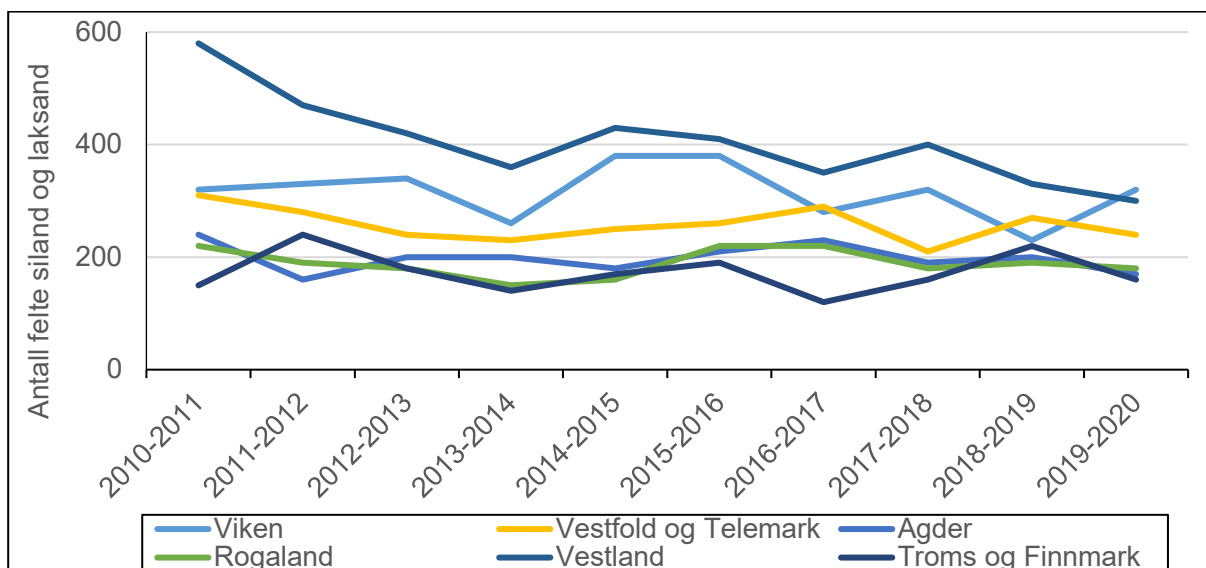
Det er ført felles jaktstatistikk for siland og laksand (fiskender). Jaktstatistikken viser antall felte fiskender i Norge har være relativt stabilt i siste 5-årsperiode, med rundt 1700-1800 individer (**Figur 2.10.2**). Det felt fiskender i de fleste fylkene (**Figur 2.10.3**), med varierende utviklingstrend mellom fylker (**Figur 2.10.4**). Så lenge det ikke er skilt mellom arter, er det vanskelig å vurdere trender i antall felte individer for de to artene hver for seg. Vi antar at det felles flest silender i Sør-Norge og flest laksender i Nord-Norge.



**Figur 2.10.2.** Antall felte laksand og siland på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.10.3.** Gjennomsnittlig antall felte laksand og siland i 5-årsperiodene 2010/11–2014/15 og 2015/16–2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.10.4.** Antall felte laksand og siland i perioden 2010/11–2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.



---

## 2.11 Laksand (*Mergus merganser*)

### 2.11.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 3500–5000 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som usikker (Shimmings & Øien 2015). I Norge og Sverige er arten vurdert som livskraftig (LC), mens den i Finland er vurdert som nær truet (NT) og i Danmark som sårbar (VU) (Henriksen & Hilmo 2015, SLU Artdatabanken 2020, Hyvärinen et al. 2019, [Aarhus Universitet](#)). I følge Bird-Life International (2017) er bestandsutviklingen i Europa ukjent.

Det finnes ikke gode nok overvåkingsdata på laksand i Norge.

### 2.11.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 10.09–23.12.

Det er felles jaktstatistikk for siland og laksand, se **2.10.2**.

## 2.12 Jerpe (*Bonasa bonasia*)

### 2.12.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

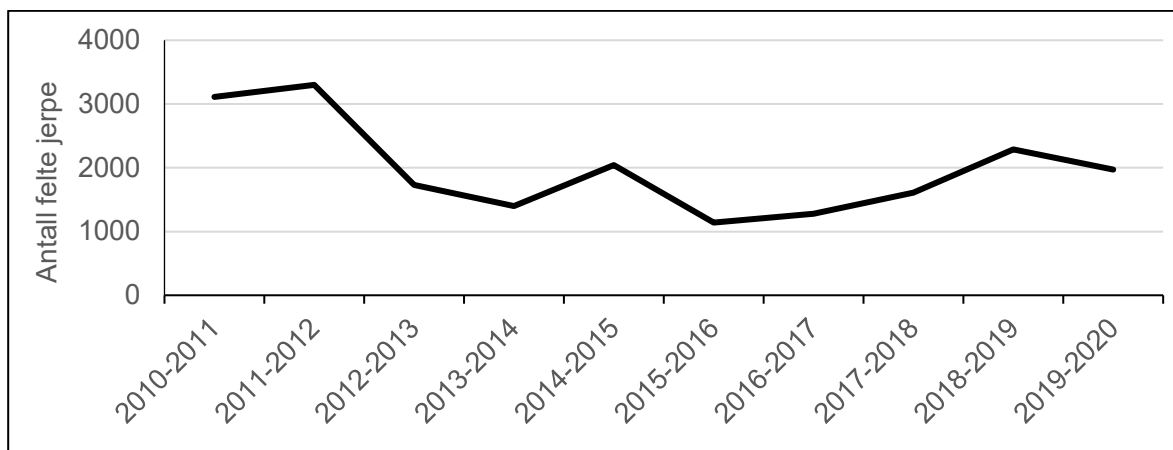
Jerpe er observert hekkende i store deler av Sør-Norge, med unntak av Vestlandet, opp til Saltfjellet. Den er også observert hekkende i Pasvik. I 2015 ble den norske hekkebestand anslått til ca. 12 000–40 000 par (Shimmings & Øien (2015)). Selv om det ikke finnes gode bestandstall for jerpe er det grunn til å tro at bestanden de siste åra har vært relativt stabil. Dette indikeres av rapporterte observasjoner til Artsdatabanken (2010-14: 2247 obs., 2015-2019: 2276 obs.) og av jaktstatistikken (**Figur 2.12.1**), gitt at disse indikatorene reflekterer bestanden. Mange steder er det innført fredning og jerpejakt har heller ikke samme omfang som tidligere.

Data fra jaktuttak indikerer imidlertid at høstbestanden av jerpe var betydelig høyere på 1970-tallet enn den var i perioden 2000-2007 (Gregersen & Gregersen 2009). I Sverige har man vurdert at bestanden er redusert med ca. 25 % de siste 12 år fram til og med 2019 (ArtDatabanken 2020), men Green et al. (2020) viser ingen signifikant endring over tid. I Finland har bestanden vært relativt stabil over en lengre tidsperiode, men med en tydelig nedgang siden ca. 2013 (Väisänen et al. 2018; Hyvärinen et al. 2019). Samlet for Europa (EBCC 2017) har det vært en bestandsnedgang både på lang (1980-2017) og kort (2008-2017) sikt.

### 2.12.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

**Gjeldende jakttider;** hele landet fra 10.09 til og med 23.12

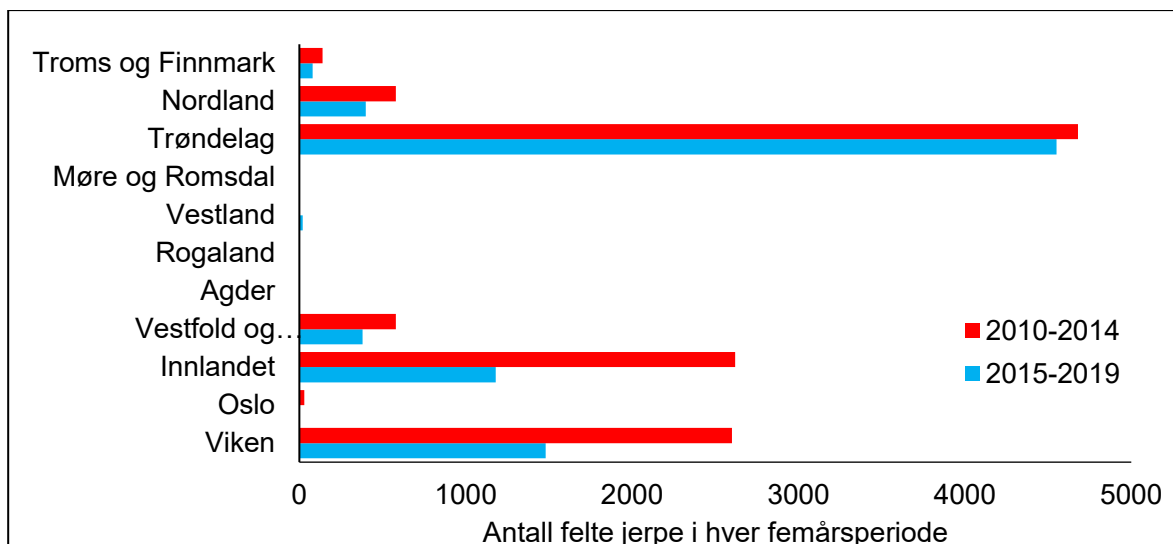
Som vist i **Figur 2.12.1** har det blitt felt mellom 3300 og 1100 jerper årlig i perioden 2010/11 til 2019/20. I likhet med de andre hønsefuglartene og mange av pattedyrartene ser vi i avskytningsstatistikken for jerpe topper i 2011/12, 2014/15 og 2018/19. Selv om det er tidels store variasjoner i avskytningsstall mellom år, er det en nedadgående trend i første del av denne 10-årsperioden, mens det i siste del synes å være mer stabilt uttak.



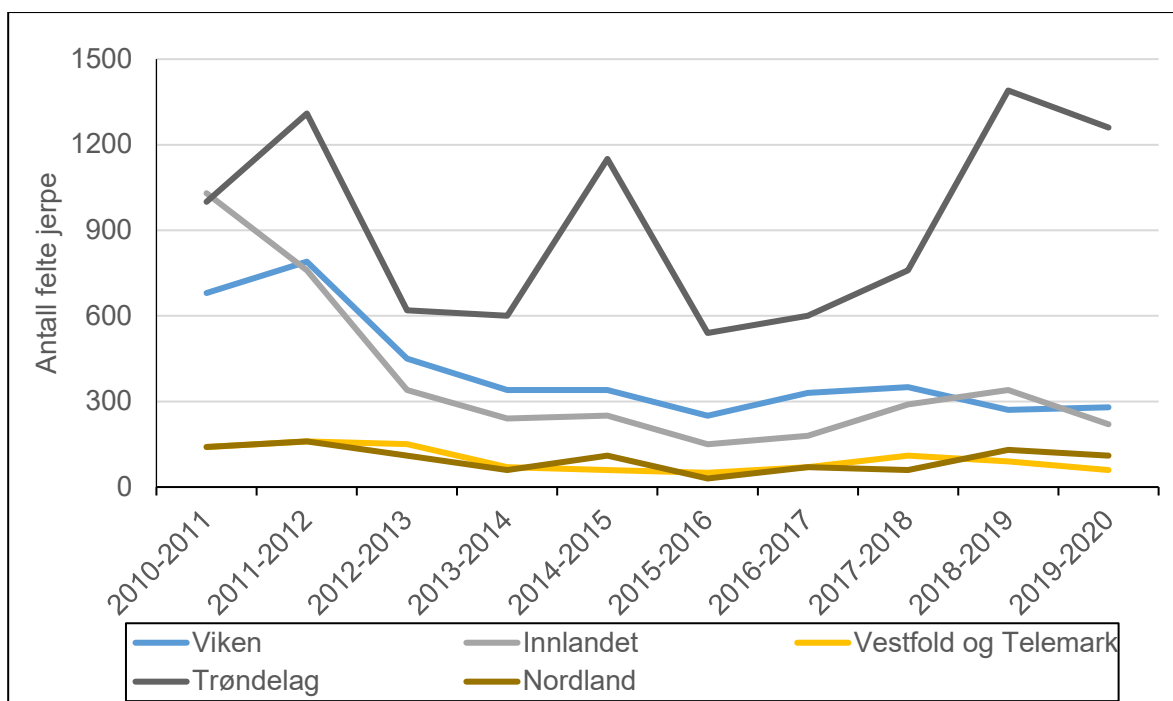
**Figur 2.12.1.** Antall felte jerper på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20.

Data er hentet fra SSB.

En sammenligning av gjennomsnittlig antall jerper skutt på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20 er vist i **Figur 2.13.2**. I Trøndelag, der det er skutt desidert flest jerper, har antall felte jerper vært stabilt i 5-årsperiodene. Mens det i fylker der antall felte jerper er lavere, er det skutt færre jerper i siste periode i forhold til første. I flere fylker hvor bestanden er lav, ser vi at det praktisk talt ikke felles jerper.



**Figur 2.12.2.** Gjennomsnittlig antall felte jerper i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.12.3.** Antall felte jerper fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de fem fylkene hvor totalt antall skutte jerper er høyest. Data er hentet fra SSB.

**Figur 2.12.3** viser fellingstall for de fem fylkene med flest antall felte jerper i perioden 2010/11 til 2019/20. I alle fylker, med unntak av Trøndelag, ser vi en reduksjon i antall felte jerper i første del av denne 10-årsperioden, og deretter et stabilt uttak i siste halvdel. likhet med fellingstall for landet som helhet viser Trøndelagsfylkene, som har høyest antall felte jerper, en nedadgående trend i hele perioden (**Figur 2.12.3**). Fellingstallene fra Trøndelag viser en stor variasjon uten en fremtredende nedgang gjennom perioden. Fellingstallene fra Trøndelag viser topper i avskyting i 2011/12, 2014/15 og 2018/19 og er hovedårsaken til tilsvarende topper på landsbasis (**Figur 2.12.2**).

## 2.13 Lirype (*Lagopus lagopus*)

### 2.13.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Lirype er observert i store deler av landet, med unntak av store sammenhengende barskogsområder på Østlandet, Trøndelag og i Nordland. Den har i hovedsak tilhold i fjellet og fjellbjørkeskogen, men finnes helt ned til sjøen fra Midt-Norge og nordover. I 2015 ble den norske hekkebestanden anslått til ca. 150 000–250 000 par (Shimmings & Øien 2015). De landsdekkende hekkefugltakseringene i regi av overvåkingsprogrammet «Terrestrisk naturovervåking» (TOV-E) viser store bestandsvariasjoner mellom år, men med en klar økning i bestanden i perioden 2010-2019 (**Figur 2.13.1**). I Norge gjennomføres også årlige høsttakseringer av lirype i regi av «Hønsefuglportalen». Takseringene dekker store deler av landet, men med noe dårligere dekning på Vestlandet. Analyser av det samlede datasettet viser en klar økning i bestanden for perioden 2010-2019 på landsbasis (**Figur 2.13.2**) (Nilsen & Rød-Eriksen 2020). Det er godt samsvare mellom data fra TOV-E og Hønsefuglportalen.

Store variasjoner i høstbestander og perioder med kraftig bestandsnedgang ser ut til å være et naturlig fenomen for rype (Pedersen & Karlsen 2007; Hjeljord 2015). I Sverige er det også store variasjoner i bestanden mellom år. I perioden 2008-2019 ble det beregnet en nedgang på 50-70 %, men med en økning i 2018-2019 (ArtDatabanken 2020; Green et al. 2020). I Finland er bestanden avtagende, spesielt i de nordlige delene av landet (Väisänen et al. 2018; Hyvärinen et al. 2019).



**Figur 2.13.1.** Bestandsutvikling hos lirype i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 100 for år 2010. Til høyre for artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM.



**Figur 2.13.2.** Modellert bestandsendring i størrelsen på totalbestanden av lirype i Norge i perioden 2009- 2020, basert på data samlet inn via linjetakseringsprogrammet. Figur A) viser gjennomsnittlig tetthet av voksenfugl ( $\mathcal{D}$ ) for alle takseringslinjer, mens figur B) viser utviklingen i bestandsindeksen ( $It$ ). Grå vertikale linjer i panel A) viser 95% C.I., og fiolinene viser posterior fordelingen. I panel B) viser stiplede grå linjer 95% C.I., mens oransje felt viser omtrent 50 % C.I (etter Nilsen & Rød-Eriksen 2020).

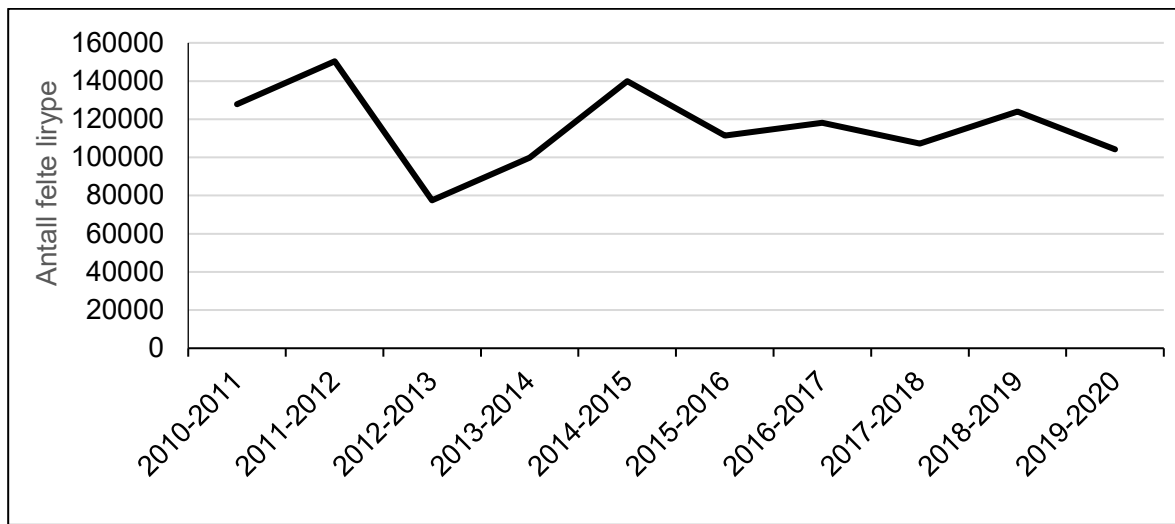
Ut ifra jaktstatistikk synes ikke økningen i bestanden å være like tydelig, selv om jaktuttaket i en viss grad viser samme mønster som resultater fra TOV og Hønsefuglportalen (**Figur 2.14.3**). Etter en periode med bestandsnedgang i lirypebestanden ble lirype plassert i rødlistekategori NT–nær truet i Rødlista 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). Dette har medført restriksjoner på jaktuttaket (Pedersen & Storaas 2013) og kan være en av årsakene til at jaktstatistikken i siste 5-årsperiode avviker noe fra resultatene fra TOV og Hønsefuglportalen.

### 2.13.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet med det unntak som nevnes nedenfor fra 10.09 til og med 28./29.02

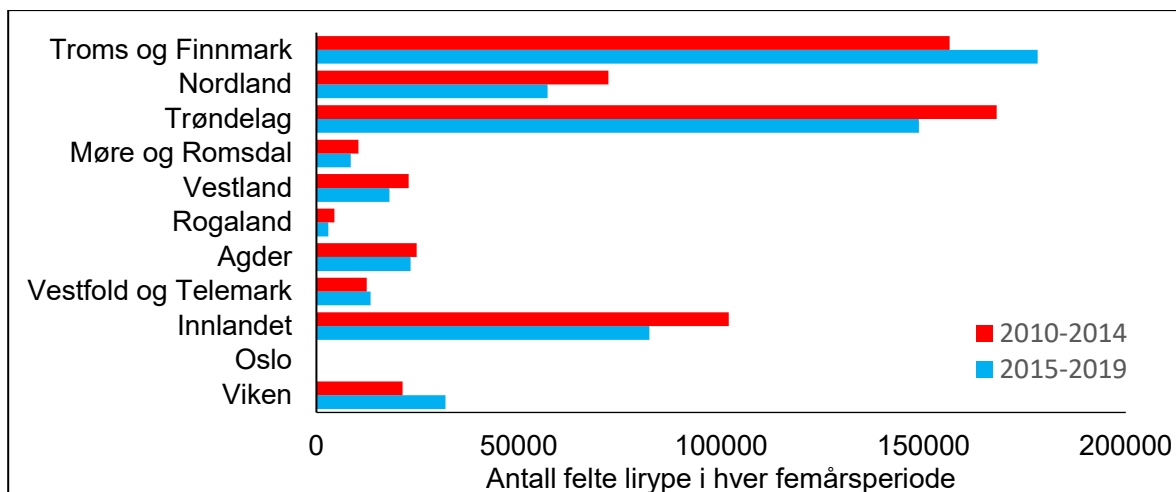
Finnmark og Troms fylker og Narvik, Ballangen og Evenes kommuner samt den delen av Tysfjord kommune som ligger nord for Tysfjorden/Hellemo fjorden i Nordland fylke fra 10.09 til og med 15.03

Som vist i **Figur 2.13.3** har det årlig blitt felt mellom 150 000 og 77 500 liryper i perioden 2010/11 til 2019/20. Selv om avskytingstallene har variert sterkt mellom år, synes den generelle trenden å være en stabil avsytning på litt over 100 000 liryper gjennom hele perioden. I likhet med de andre hønsefuglartene og mange av pattedyrartene ser vi også for liryper en avskytingstopp i 2011/12, 2014/15 og antydning til «topp» i 2018/19. Vi ser at noen av disse «toppene» sammenfaller med tilsvarende topper for skogsfugl (storfugl, orrfugl, jerpe), men ikke alltid. Som nevnt skyldes nok dette primært at uttaket av de forskjellige småviltartene ikke har samme geografiske tyngdepunkt og derfor ikke nødvendigvis alltid har synkronitet i bestandstoppene (Kvasnes et al. 2010). På bakgrunn av resultater fra Hønsefuglportalen hadde vi kanskje forventet en tydeligere avskytingstopp i 2018/19 (se **Figur 2.13.2**), men som nevnt over kan dette skyldes innførte restriksjoner i jaktuttaket i etterkant av Rødlista 2015.



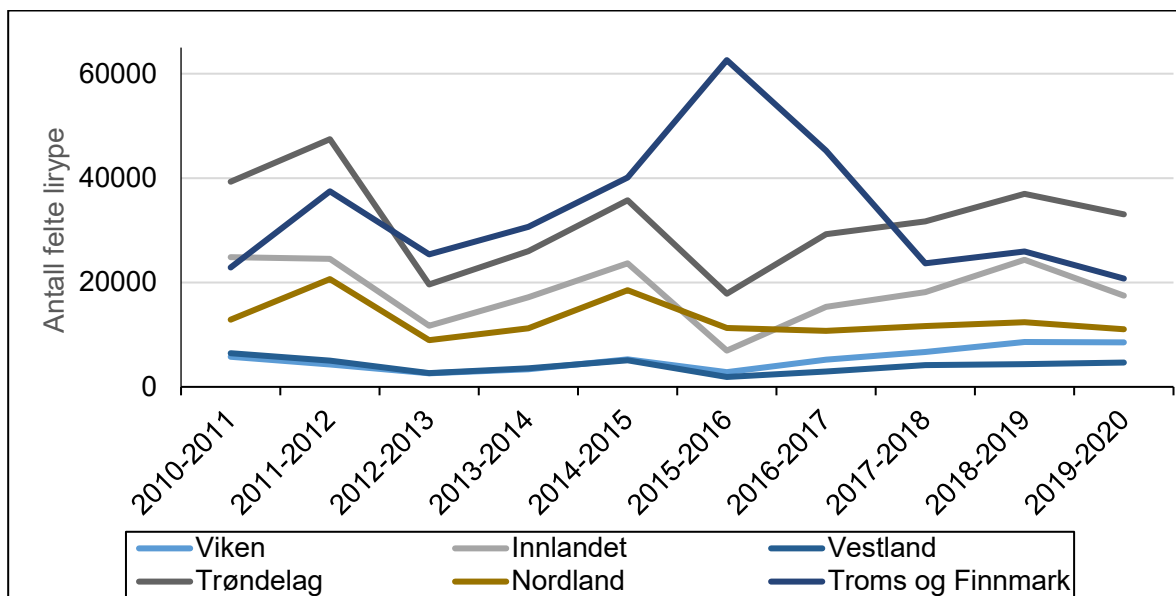
**Figur 2.13.3.** Antall felte liryper på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.

En sammenligning av gjennomsnittlig antall liryper skutt på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20 er vist i **Figur 2.14.4**. I praktisk talt samtlige fylker, med unntak av Troms og Finnmark og Viken er det skutt mer liryper i første periode i forhold til andre periode. Men forskjellen mellom periodene er ikke veldig stor. Sannsynligvis er også dette et resultat av innførte restriksjoner som medfører redusert uttak i siste 5-årsperiode.



**Figur 2.13.4.** Gjennomsnittlig antall felte liryper i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

**Figur 2.13.5** viser fellingstall for de seks fylkene med flest antall felte liryper i perioden 2010/11 til 2019/20. I de fleste fylkene ser vi samme trend som på landsbasis, med relativt stabilt uttak, dog med store mellomårsvariasjoner, av liryper gjennom hele perioden. Unntaket fra dette mønstret er Troms og Finnmark, som hadde en svært god periode i 2014-2017 og skilte seg da klart ut ifra de øvrige fylkene. Når det gjelder tidspunkt for «topper» i avskytingstall så sammenfaller dette svært godt med det som vises for skogsfugl (storfugl, orrfugl) for fylker hvor slik sammenligning er mulig.



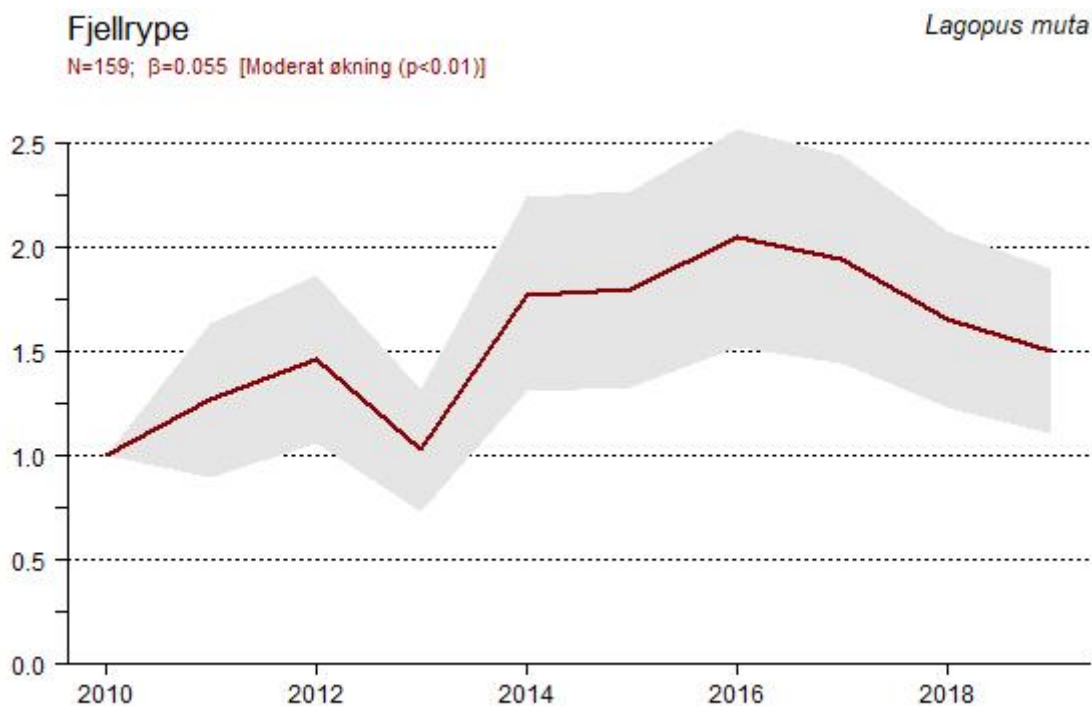
**Figur 2.13.5.** Antall felte liryper fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte liryper er høyest. Data er hentet fra SSB.

## 2.14 Fjellrype (*Lagopus muta*)

### 2.14.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Fjellrypa er observert hekkende i store deler av landet, med unntak av områder som ligger under tregrensa. I 2015 ble den norske hekkebestand anslått til ca. 100 000–200 000 par (Shimmings & Øien 2015). Rapporterte observasjoner fra Artsdatabanken indikerer en svakt økende bestand (2010-14: 3045 obs., 2015-2019: 4948 obs.). Dette støttes også av resultater fra de landsdekkende hekkefugltakseringene i regi av overvåkingsprogrammet «Terrestrisk naturovervåking» (TOV-E) som viser store bestandsvariasjoner mellom år, men med en klar økning i bestanden i perioden 2010-2019 (**Figur 2.14.1**). Store variasjoner i høstbestander og perioder med kraftig bestandsnedgang ser ut til å være et naturlig fenomen for rype (Pedersen & Karlsson 2007; Hjeljord 2015). I Sverige er det også store variasjoner i bestanden mellom år, men bestanden ansees å være økende (ArtDatabanken 2020; Green et al. 2020). I Finland er bestanden også økende (Hyvärinen et al. 2019).

Ut ifra jaktstatistikk synes ikke økningen i bestanden å være like tydelig, selv om jaktuttaket i en viss grad viser samme mønster som TOV-E-data (**Figur 2.14.2**). Etter en periode med bestandsnedgang i fjellrypebestanden ble fjellrypa plassert i rødlistekategori NT–nær truet i Rødlista 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). Dette har medført restriksjoner på jaktuttaket (Pedersen & Storaas 2013) og kan være en av årsakene til at jaktstatistikken i siste 5-årsperiode avviker noe fra TOV-E-indeksen.



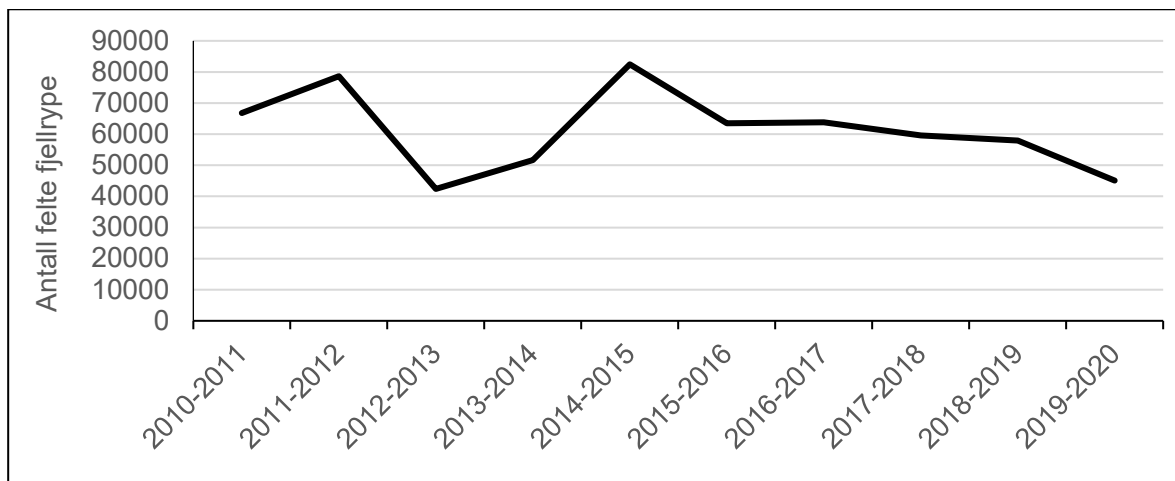
**Figur 2.14.1.** Bestandsutvikling hos fjellrype i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 100 for år 2010. Til høyre for artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM.



## 2.14.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

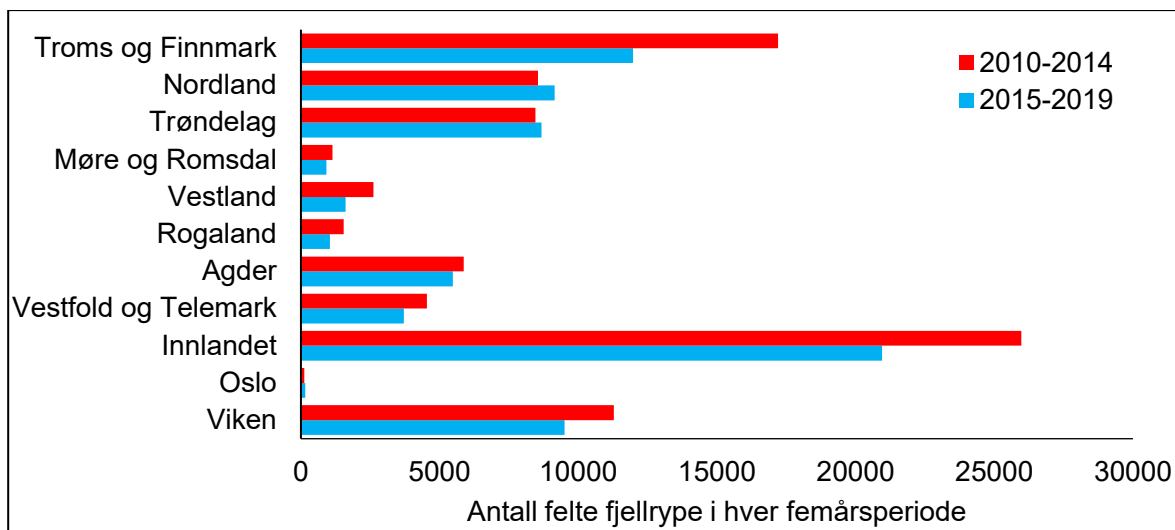
Gjeldende jakttider;

- hele landet med det unntak som nevnes nedenfor fra 10.09 til og med 28./29.02.
- Finnmark og Troms fylker og Narvik, Ballangen og Evenes kommuner samt den delen av Tysfjord kommune som ligger nord for Tysfjorden/Hellemofjorden i Nordland fylke fra 10.09 til og med 15.03



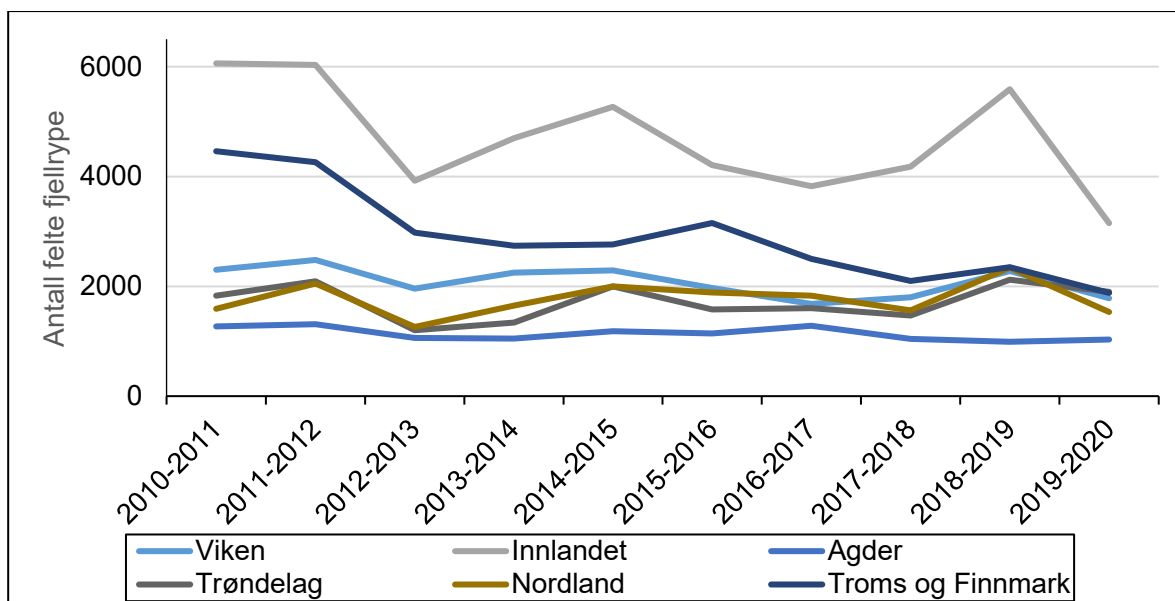
**Figur 2.14.2.** Antall felte fjellryper på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.

Som vist i **Figur 2.14.2** har det årlig blitt felt mellom 82 000 og 42 000 fjellryper i perioden 2010/11 til 2019/20, men med stor variasjon mellom år. Selv om avskytningsallene generelt er preget av en stor variasjon, er det tydelige «topper» i 2011/12 og 2014/15. Vi ser at flere av disse «toppene» sammenfaller med tilsvarende topper for de andre skogshønsartene (lirype, storfugl, orrfugl, jerpe), men ikke alltid. Fjellrypa mangler for eksempel en topp i 2018/19 som flere andre skogshønsarter har. Dette skyldes nok primært at uttaket av de forskjellige småviltartene ikke har samme geografiske tyngdepunkt og derfor ikke nødvendigvis alltid har synkronitet i bestandstoppene (Kvasnes et al. 2010).



**Figur 2.14.3.** Gjennomsnittlig antall felte fjellryper i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

En sammenligning av gjennomsnittlig antall fjellryper skutt på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20 er vist i **Figur 2.14.3**. I de fleste fylkene er det ikke vesentlig forskjell i uttak i 5-årsperiodene. Men for fylker med relativt sett høyt uttak av fjellryper (Troms og Finnmark, Innlandet) er det et høyere uttak i første periode i forhold til andre periode.



**Figur 2.14.4.** Antall felte fjellryper fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fjellryper er høyest. Data er hentet fra SSB.

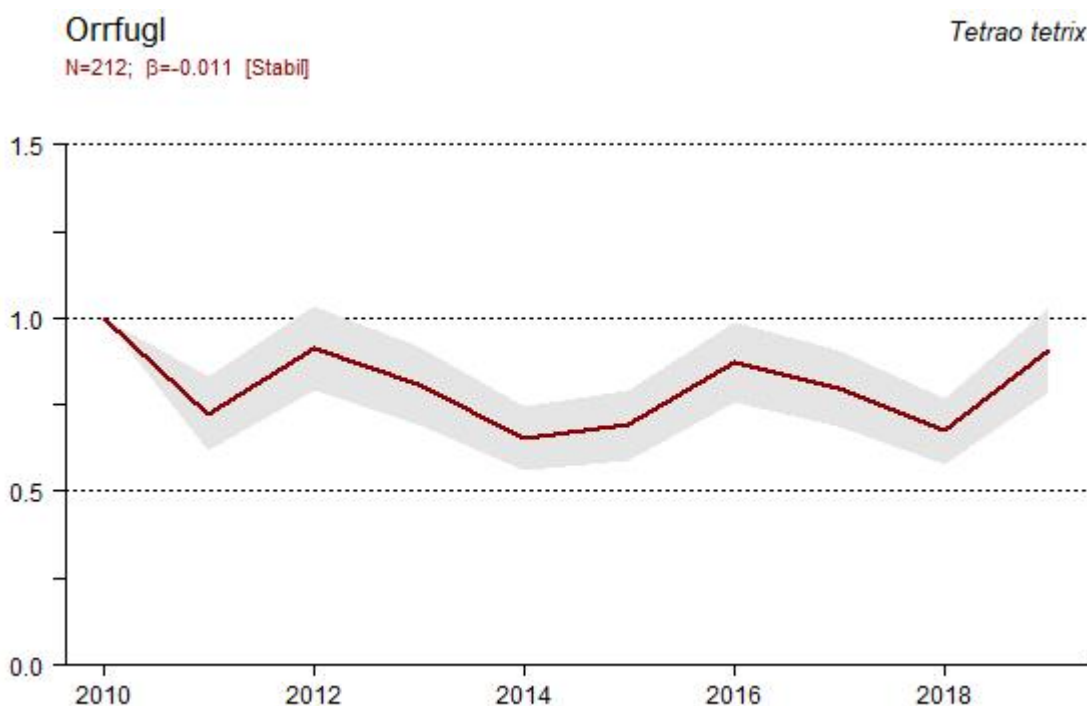
**Figur 2.14.4** viser fellingstall for de seks fylkene med flest antall felte fjellryper i perioden 2010/11 til 2019/20. I samtlige fylker, med unntak av Innlandet, ser vi samme hovedtrend som på landsbasis, med stor variasjon mellom år, men med relativt stabilt uttak gjennom hele perioden. Innlandet fylke, hvor antall felte fjellryper er desidert høyest, viser også en topp i uttaket i 2018/19, som ikke vises på landsbasis, men som finnes hos mange av de andre skogshønsartene.

## 2.15 Orrfugl (*Tetrao tetrix*)

### 2.15.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Orrfugl er observert i store deler av landet, med unntak av høyfjellet. I 2015 ble den norske hekkebestand anslått til ca. 100 000–200 000 individer (Shimmings & Øien 2015). Rapporterte observasjoner fra Artsdatabanken indikerer en svakt økende bestand (2010-14: 9114 obs., 2015-2019: 12580 obs.). Imidlertid viser resultater fra de landsdekkende hekkfugltakseringene i regi av overvåkingsprogrammet «Terrestrisk naturovervåking» (TOV-E) relativt store bestandsvariasjoner mellom år, men jevnt over en stabil bestand i perioden 2010-2019 (**Figur 2.15.1**). Store variasjoner i høstbestander er et naturlig fenomen for skogshøns (Pedersen & Karlsen 2007; Hjeljord 2015). I Sverige er det også betydelige variasjoner i bestanden mellom år, og i løpet av en 30-årsperiode har bestanden avtatt med 48-65 %. Imidlertid har bestanden stabilisert seg i perioden 2005-2019 (ArtDatabanken 2020; Green et al. 2020). I Finland er bestanden også relativt stabil, men med betydelige variasjon mellom år (Väisänen et al. 2018; Hyvärinen et al. 2019). Samlet for Europa (EBCC 2017) har bestandene vært relativt stabile på lang sikt (1980-2017), men med tegn til en nedgang på kort sikt (2008-2017).

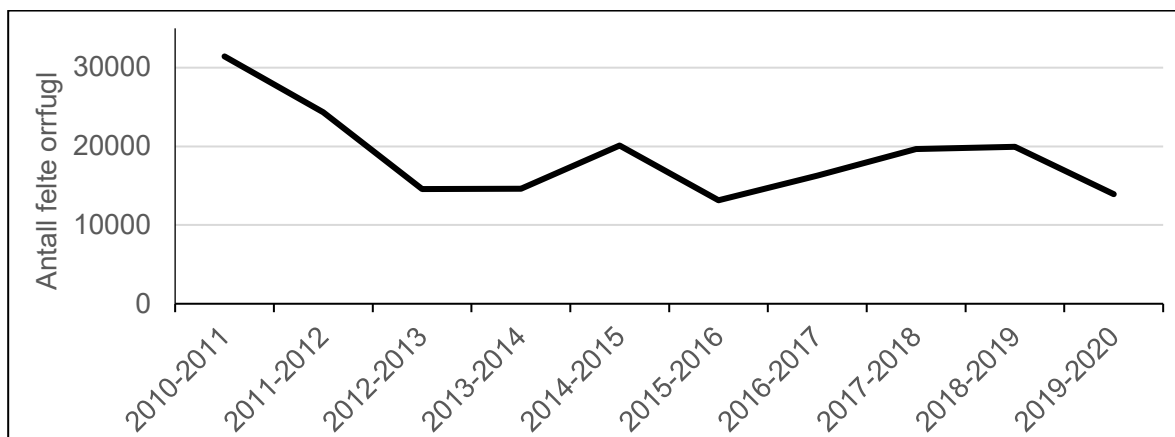
Også jaktstatistikken indikerer en stabil orrfuglbestand, og viser i stort sett samme mønster som TOV-E-data (**Figur 2.15.2**). Det er imidlertid vanskelig å vite hvor godt jaktstatistikken reflekterer bestanden da det mange steder er innført restriksjoner på jaktuttaket (Pedersen & Storaas 2013).



**Figur 2.15.1.** Bestandsutvikling hos orrfugl i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 100 for år 2010. Til høyre for artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM.

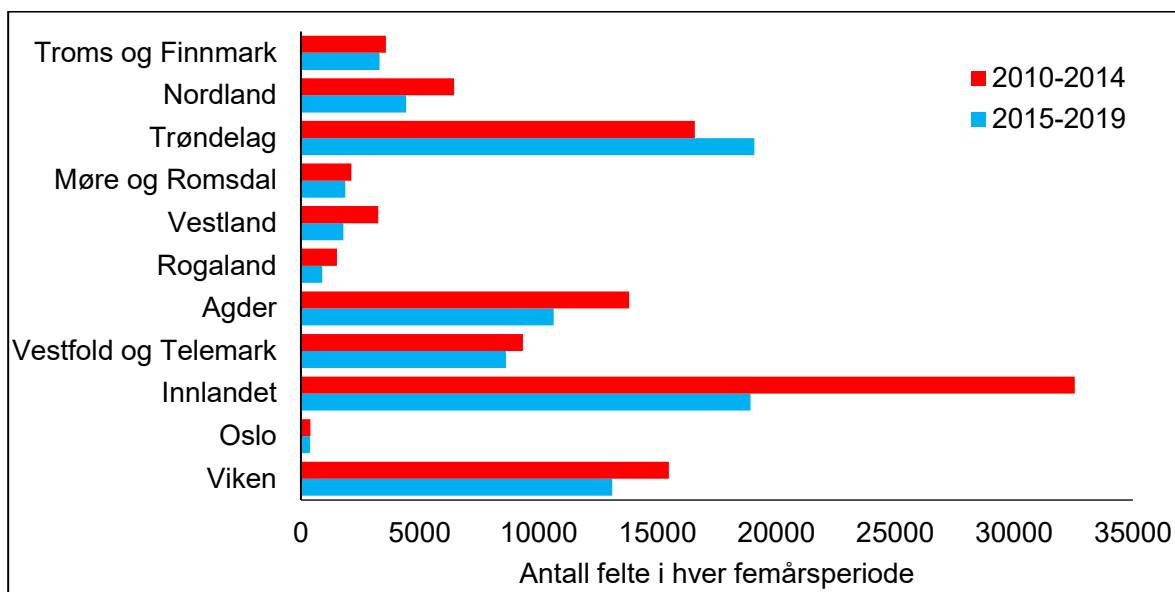
## 2.15.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 10.09 til og med 23.12



**Figur 2.15.2.** Antall felte orrfugl på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.

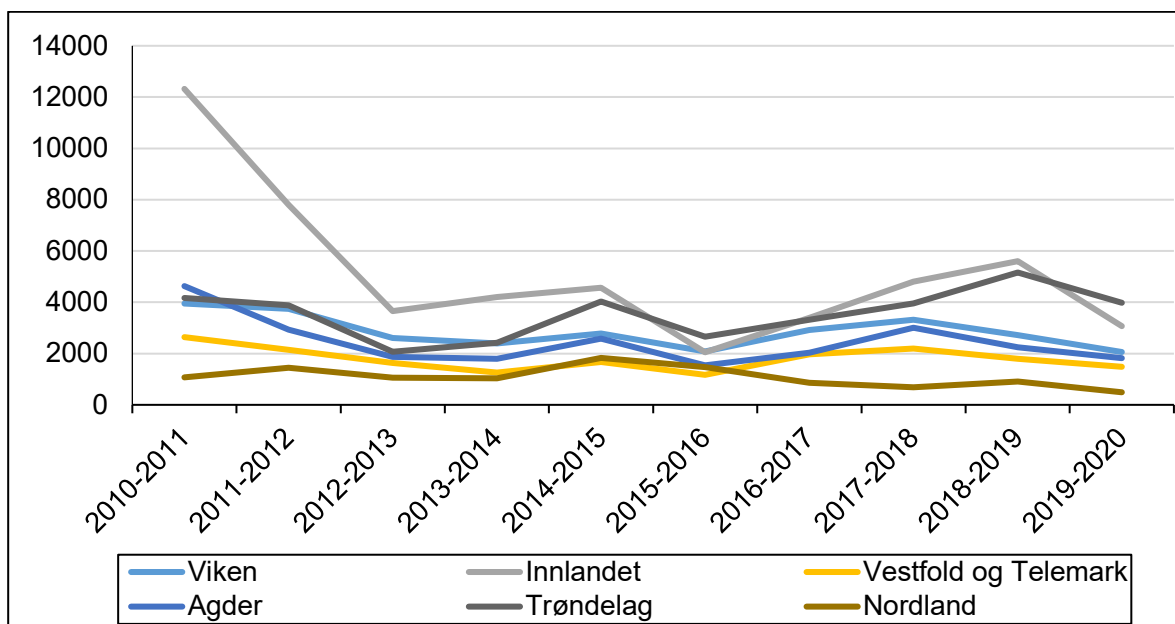
Som vist i **Figur 2.15.2** har det årlig blitt felt mellom ca. 13 000 og 31 500 orrfugl i perioden 2010/11 til 2019/20. I likhet med de andre hønsfuglartene og mange av pattedyrartene ser vi også i avskytningsstatistikken for orrfugl en topp i 2014/15 og 2018/19. Hos mange andre småviltarter var det en kraftig topp i 2011/12, men hos orrfugl og storfugl kommer denne ett år tidligere, i 2010/11. Som tidligere nevnt skyldes nok dette primært at uttaket av de forskjellige småviltartene ikke har samme geografiske tyngdepunkt og derfor ikke nødvendigvis synkroniserte bestandstopper (Kvasnes et al. 2010). Også hos orrfugl er det store variasjoner i avskytningsstall mellom år, men trenden er generelt en stabil avskyting.



**Figur 2.15.3.** Gjennomsnittlig antall felte orrfugl i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

En sammenligning av gjennomsnittlig antall orrfugl skutt på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 1015/16-2019/20 er vist i **Figur 2.15.3**. I de fleste fylkene er det skutt relativt like mange orrfugl i de to periodene, med unntak av Innlandet, hvor det ble skutt vesentlig g færre orrfugl i siste 5-års periode.

**Figur 2.15.4** viser fellingstall for de seks fylkene med flest antall felte orrfugl i perioden 2010/11 til 2019/20. Tilsvarende som for storfugl, peker Innlandet seg ut som det klart viktigste orrfuglfylket i begynnelsen av denne perioden. Mens variasjonen i fellingstall i de fleste fylkene har vært relativt liten, ser vi en kraftig nedgang fra 2010/11 i forhold til resten av perioden for Innlandet. Når det gjelder tidspunkt for topper i avskytingstall så kan vi i større eller mindre grad se disse også på fylkesnivå.



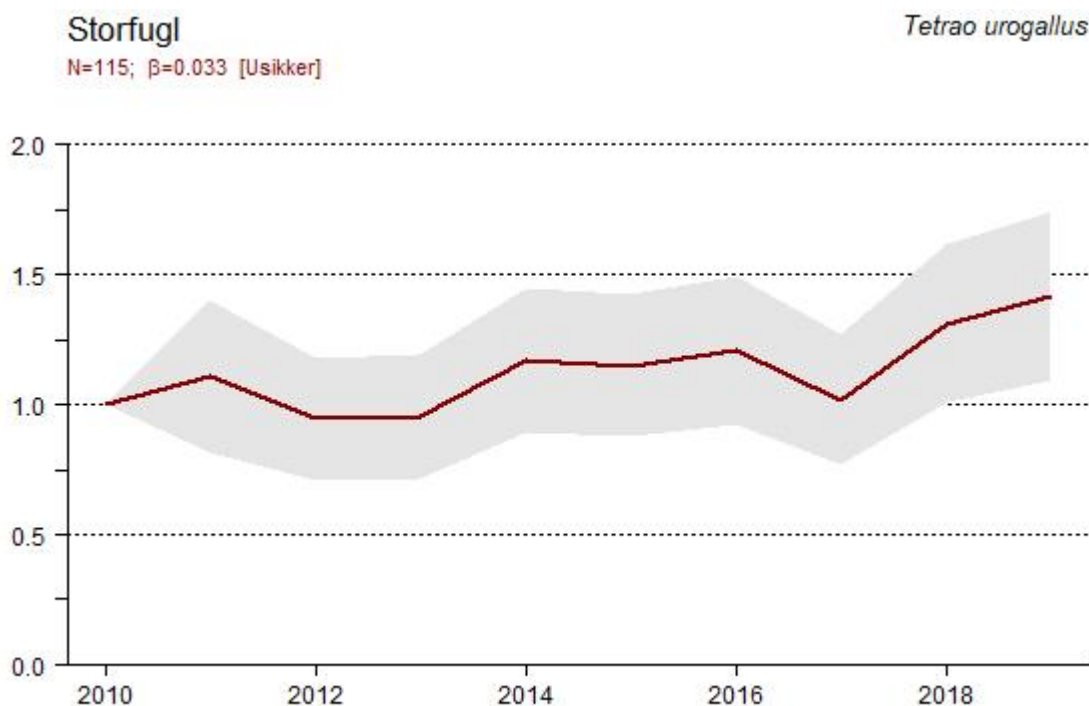
**Figur 2.15.5.** Antall felte orrfugl fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte orrfugl er høyest. Data er hentet fra SSB.

## 2.16 Storfugl (*Tetrao urogallus*)

### 2.16.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Storfugl er observert i store deler av landet, med unntak av høyfjellet, deler av Vestlandet og deler av Nord-Norge. I 2015 ble den norske hekkebestand anslått til ca. 80 000–100 000 individer (Shimmings & Øien 2015). Rapporterte observasjoner fra Artsdatabanken indikerer en relativt stabil bestand (2010-14: 4180 obs., 2015-2019: 5278 obs). Resultater fra de landsdekkende hekkefugltakseringene i regi av overvåkingsprogrammet «Terrestrisk naturovervåking» (TOV-E) viser relativt store bestandsvariasjoner mellom år, men jevnt over en stabil bestand i perioden 2010-2019 (**Figur 2.16.1**). Store variasjoner i høstbestander er et naturlig fenomen for skogshøns (Pedersen & Karlsen 2007; Hjeljord 2015). I Sverige (ArtDatabanken 2020; Green et al. 2020) og Finland (Väisänen et al. 2018; Hyvärinen et al. 2019) er bestandene relativt stabile.

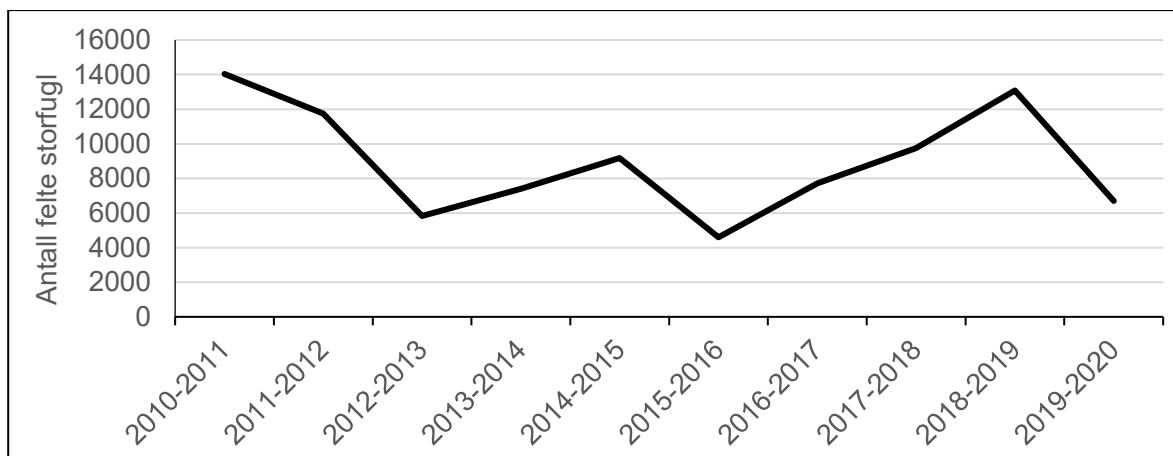
Også jaktstatistikken indikerer en relativt stabil storfuglbestand, men med betydelig variasjon mellom år (**Figur 2.16.2**). Det er vanskelig å vite hvor godt jaktstatistikken reflekterer bestanden da det mange steder er innført restriksjoner på jaktuttaket (Pedersen & Storaas 2013).



**Figur 2.16.1.** Bestandsutvikling hos storfugl i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 100 for år 2010. Til høyre for artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM.

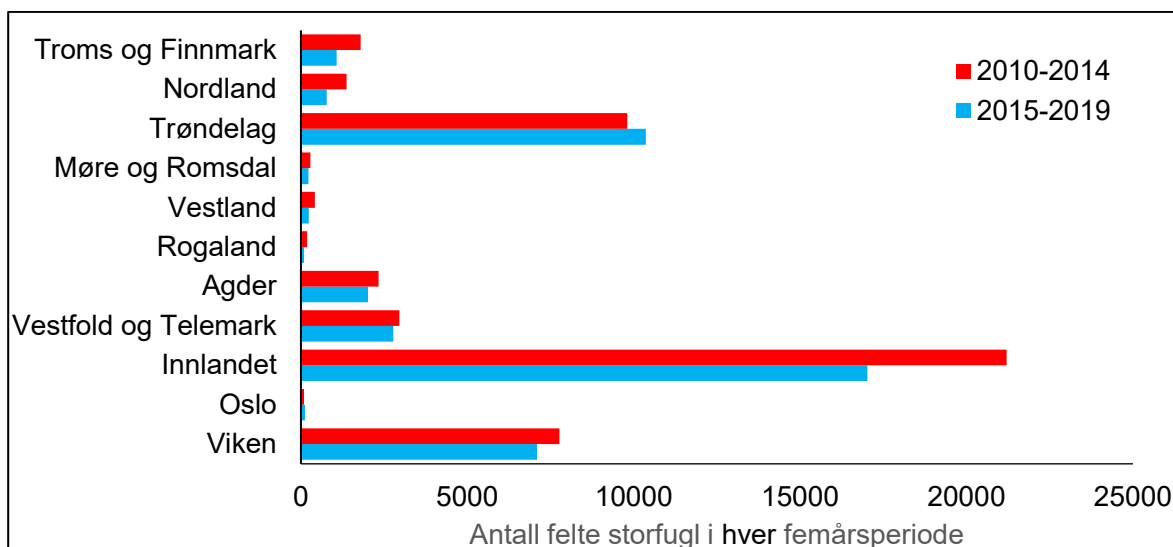
### 2.16.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider, hele landet fra 10.09 til og med 23.12.



**Figur 2.16.2.** Antall felte storfugl på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.

Som vist i **Figur 2.16.3** har det årlig blitt felt mellom 4600 og 14 000 storfugl i perioden 2010/11 til 2019/20. Hos mange andre småviltarter var det en kraftig topp i 2011/12, men hos storfugl og orrfugl kommer denne ett år tidligere, i 2010/11. Dette skyldes nok at uttaket av de forskjellige småviltartene ikke har samme geografiske tyngdepunkt og derfor ikke nødvendigvis synkroniserte bestandstopper (Kvasnes et al. 2010). Videre finner vi også en topp i avskyting i 2014/15 og 2018/19, som hos mange av andre småviltartene. Selv om det er betydelig variasjoner i avskytingstall mellom år, er det en stabil trend gjennom hele perioden.

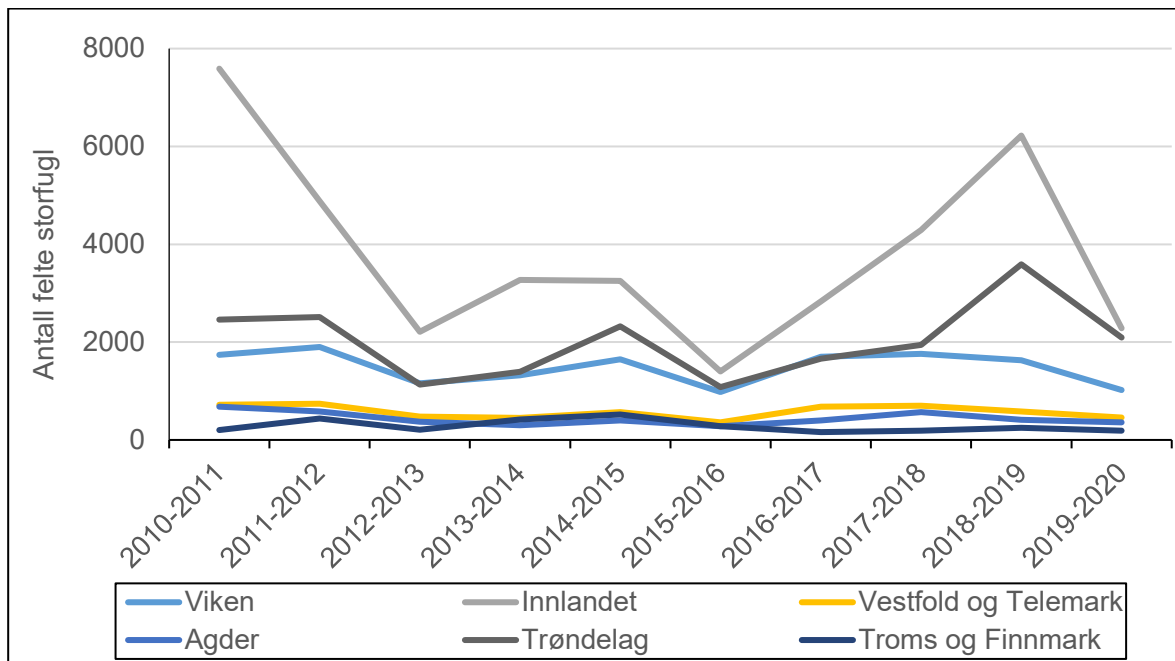


**Figur 2.16.3.** Gjennomsnittlig antall felte storfugl i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

En sammenligning av gjennomsnittlig antall storfugl skutt på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20 er vist i **Figur 2.16.3**. Med unntak av Innlandet er det ingen vesentlige forskjeller mellom de to periodene. I Innlandet ble der skutt noe færre storfugler i siste periode i forhold til første.

**Figur 2.16.4** viser fellingstall for de seks fylkene med flest antall felte storfugl i perioden 2010/11 til 2019/20. Innlandet peker seg ut som det klart viktigste storfuglfylket i hele denne perioden, etterfulgt av Trøndelag som det nest viktigste storfuglfylket. Mens variasjonen i fellingstall i disse

to fylkene har vært stor, viser de øvrige fylkene relativt liten variasjon. Samtlige fylker viser en relativt stabil avskyting. På samme måte som vist på landsbasis viser også fylkestallene topper i avskyting i 2014/15 og 2018/19. Mens toppen på landsbasis i 2010/2011 helt klart var dominert av den tilsvarende toppen i Innlandet samme sesong, ser vi at toppen for de andre fylkene kommer året etter; 2011/12. Dette skyldes sannsynligvis variasjon i tidspunkt mellom toppår for smågnagere i forskjellige deler av landet (e.g. Framstad 2014).



**Figur 2.16.4.** Antall felte storfugl fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte storfugl er høyest. Data er hentet fra SSB.

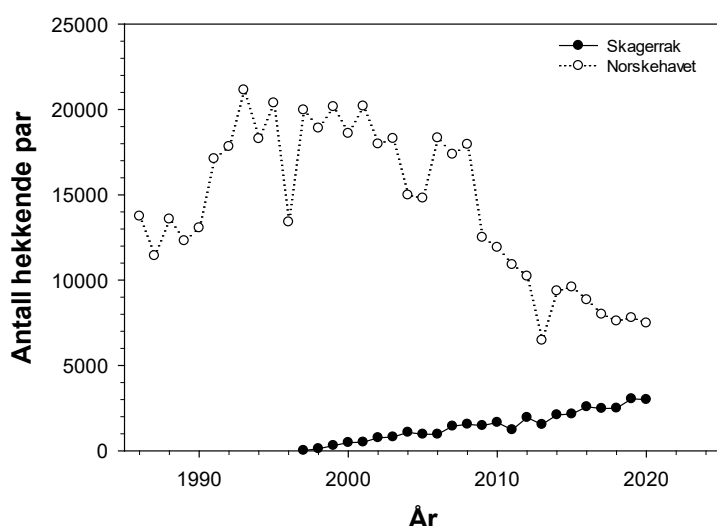


## 2.17 Storskarv (*Phalacrocorax carbo*)

### 2.17.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

I Norge hekker to underarter av storskarv, nominatformen (*Phalacrocorax carbo carbo*) med marin tilknytning og den mer kontinentale *P. c. sinensis*, også kalt mellomskarv. Den norske hekkebestanden av *carbo* ble i 2015 anslått til ca 21 000 par (Anker-Nilssen et al. 2015), noe som representerer ca. 40 % av den Europeiske bestanden. Storskarven (*carbo*) er med dette en norsk ansvarsart. I Norge hekker den fra Hordaland og nordover (Lorentsen et al. i trykk). Bestandsutviklingen hos *carbo* er negativ (**Figur 2.18.1**). Den norske hekkebestanden av mellomskarv teller ca. 3000 par, og den hekker langs kysten fra Østfold til Rogaland. I Norge, Sverige og Finland er arten vurdert som livskraftig (LC), mens Danmark ikke har nok data (DD) til å vurdere den (Henriksen & Hilmo 2015, SLU Artdatabanken 2020, Hyvärinen et al. 2019, [Aarhus Universitet](#)). I følge BirdLife International (2017) er bestandsutviklingen i Europa økende (de skiller ikke mellom *carbo* og *sinensis*).

Overvåking av hekkebestanden har vist klar negativ utvikling i overvåkingsområdene i Norskehavet (fra Trøndelag og nordover, **Figur 2.18.1** og **Tabell 2.18.1**), mens det for bestandene har vært en klar økning over økning siden slutten på 1990-tallet. I Norskehavet overvåkes underarten *carbo*, mens underarten *sinensis* overvåkes i Skagerrak.



**Figur 2.17.1.** Bestandsutvikling for hekkende storskarv i to områder som inngår i overvåkingsprogrammet for sjøfugler (data fra [www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100.

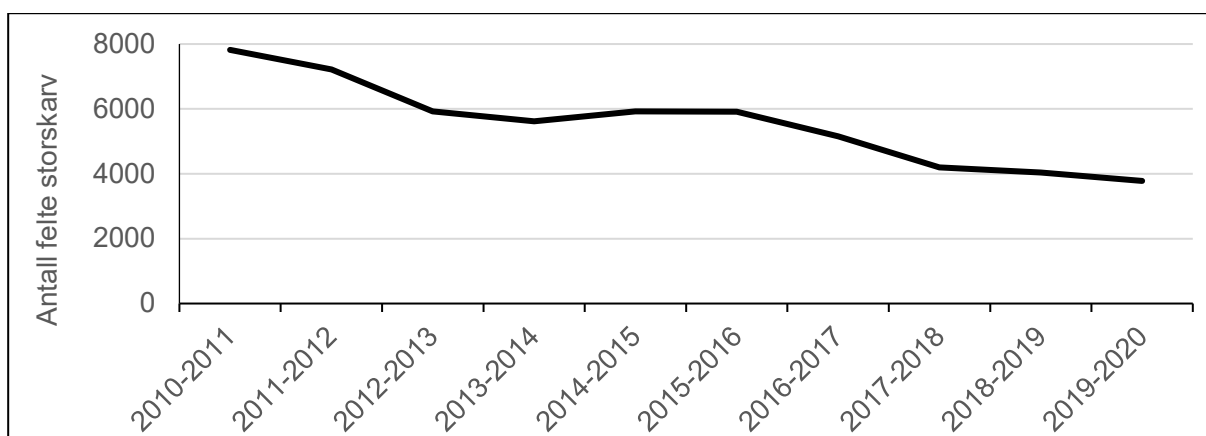
**Tabell 2.17.1.** Trendanalyser for hekkende storskarv som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.

Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Skagerrak	1997-2020	24	14,7	0,0001
	2010-2020	11	8,0	0,01
	2015-2020	6	6,3	n.s.
Norskehavet	1986-2020	35	-2,2	n.s.
	2010-2020	11	-3,8	n.s.
	2015-2020	6	-4,7	0,05

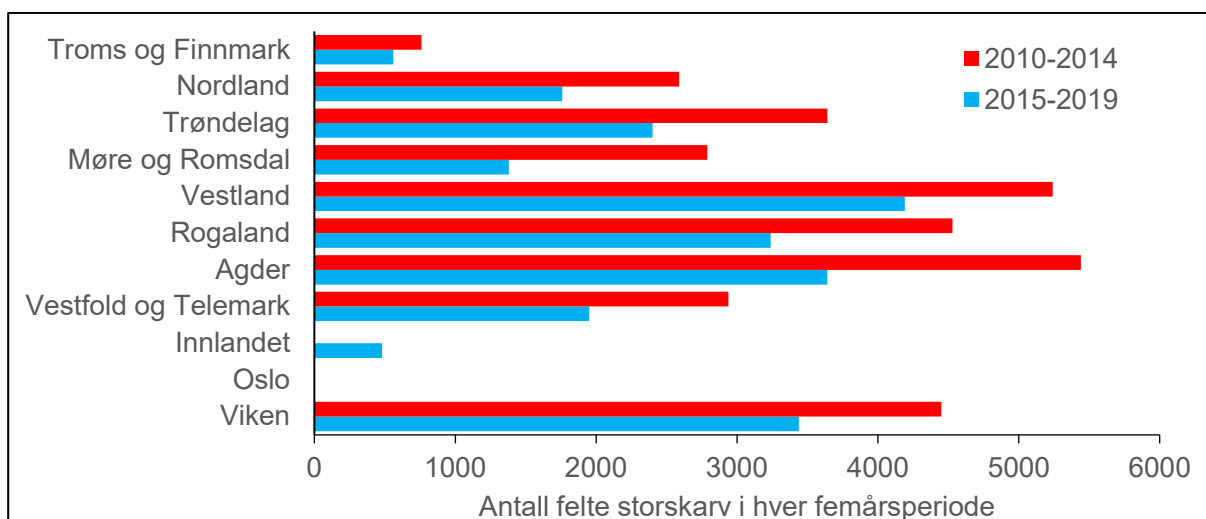
## 2.17.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: I saltvannslokaliteter over hele landet kan kun ungfugler med hvit buk felles i perioden 01.10–30.11. I ferskvannslokaliteter i Østfold, Akershus, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland kan den jaktes 10.08–23.12.

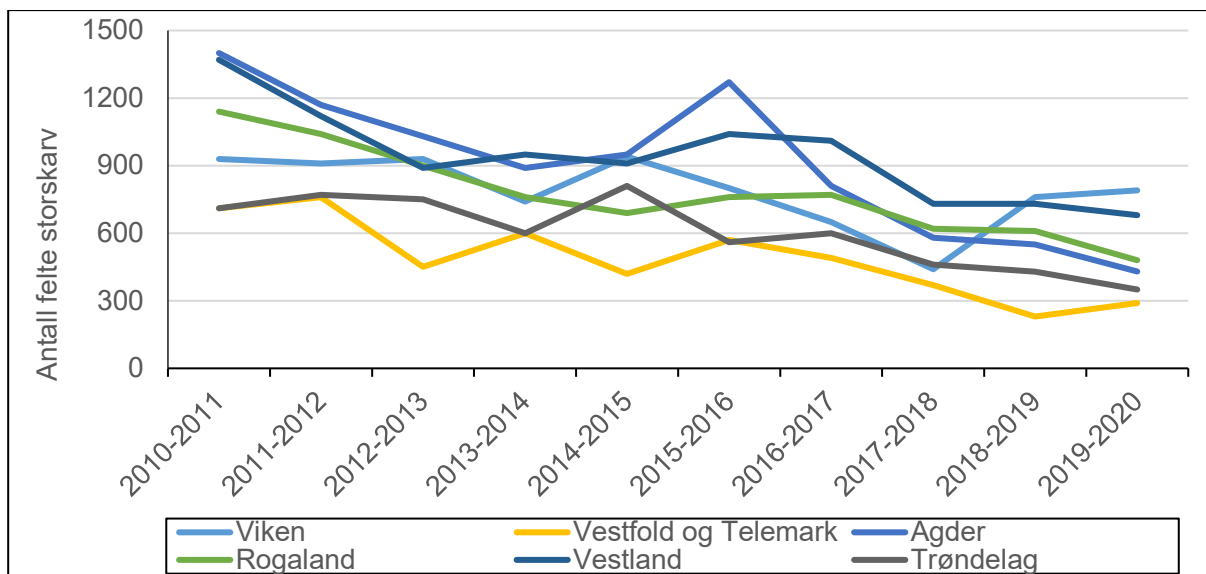
Jaktstatistikken viser at antallet har fortsatt å gå noe ned i siste 10-årsperiode, fra om lag 8000 på det meste til i underkant av 4000 årlig i Norge (**Figur 2.17.2**). Denne nedgangen er tydelig i de fleste fylkene (**Figur 2.17.4**). Det er mulig at denne nedgangen kan skyldes at det nå bare er tillatt å jakte ungfugler med hvit buk ved saltvannslokaliteter i alle fylker. Det felles storskarv i de fleste fylkene, unntatt i Innlandet (**Figur 2.17.3**). I et pilotprosjekt i 2017 med bl.a. organisering av jakt på skarv som oppholdt seg i nedre deler av Lågen og nordenden av Mjøsa, ble det rapportert inn 80 felte skarv, hvorav 80 % var mellomskarv. De fleste ble felt fra ultimo august–primo oktober (Andersen et al. 2018). For all jaktstatistikk for storskarv må det tas forbehold om forveksling med toppskarv (se **2.18.2**).



**Figur 2.17.2.** Antall felte storskarv på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.17.3.** Gjennomsnittlig antall felte storskarv i 5-årsperiodene 2010/11–2014/15 og 2015/16–2019/20. Data er hentet fra SSB.



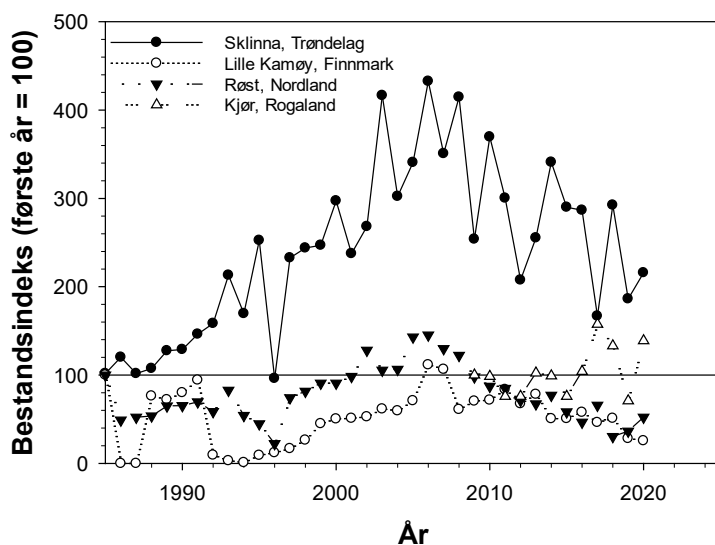
**Figur 2.17.4.** Antall felte storskarv i perioden 2010/11–2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

## 2.18 Toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*)

### 2.18.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 28 000 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som stabil (Shimmings & Øien 2015). I Norge er arten vurdert som livskraftig (LC), mens den i Sverige er vurdert som sårbar (VU, nedgradert fra sterkt truet i 2015). Arten er ikke vurdert i Danmark og Finland (Henriksen & Hilmo 2015, SLU Artdatabanken 2020, Hyvärinen et al. 2019, Aarhus Universitet). I følge BirdLife International (2017) er bestandsutviklingen i Europa minkende.

Overvåking av hekkebestanden har vist noe varierende utvikling i tre av overvåkingsområdene (**Figur 2.18.1** og **Tabell 2.18.1**). På Kjør synes bestanden å ha vært økende, men tendensen er ikke signifikant. Merk at Kjør har en kortere tidsserie enn Sklinna, Røst og Lille Kamøy. Også i disse områdene har det vært en nedgang, men disse resultatene er heller ikke signifikante.



**Figur 2.18.1.** Bestandsutvikling for hekkende toppskarv i områder som inngår i overvåkingsprogrammet for sjøfugl (data fra [www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100.

**Tabell 2.18.1.** Trendanalyser for hekkende toppskarv som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.

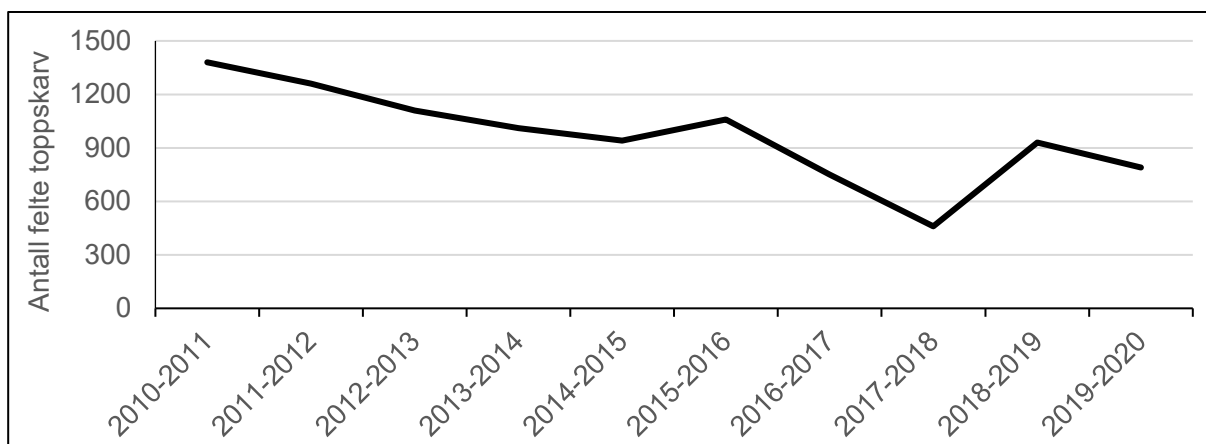
Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Kjør, Rogaland	2009-2020	12	2,8	n.s.
	2015-2020	6	5,0	n.s.
Sklinna, Trøndelag	1984-2020	37	2,8	0,002
	2010-2020	11	-4,1	n.s.
	2015-2020	6	-6,1	n.s.
Røst, Nordland	1985-2020	36	-0,01	n.s.
	2010-2020	11	-7,9	0,02
	2015-2020	6	-5,7	n.s.
Lille Kamøy, Finnmark	1985-2020	34	0,8	n.s.
	2010-2020	11	-11,0	0,002
	2015-2020	6	-14,4	n.s.

## 2.18.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

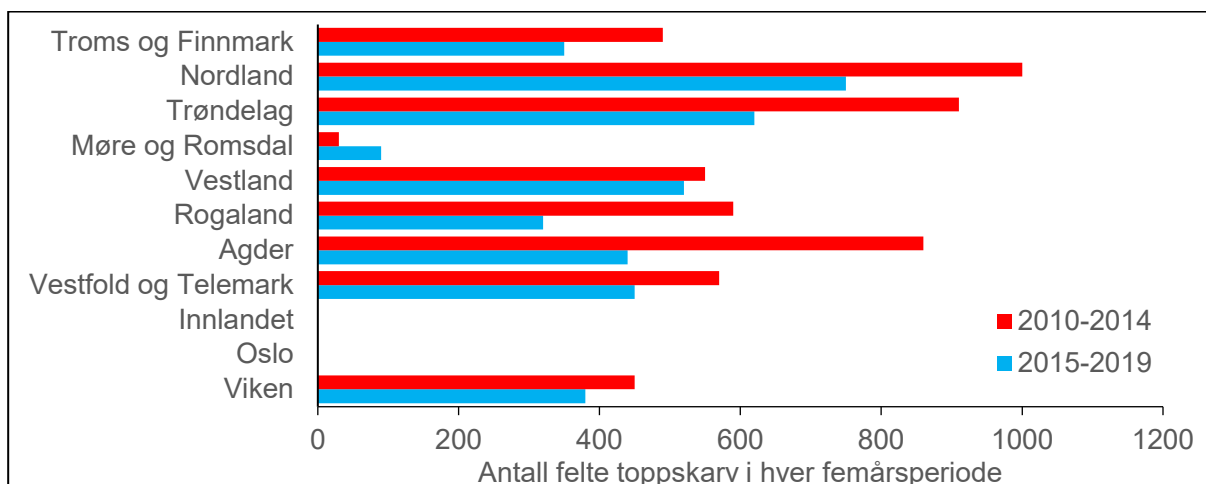
Gjeldende jakttider: For Finnmark og Troms, Nord-Trøndelag og kommunene Osen, Roan, Åfjord, Bjugn, Ørland og Rissa i perioden 01.10–30.11.

Jaktstatistikken viser at antallet har fortsatt å gå noe ned i siste 10-årsperiode, fra om lag 1400 på det meste til i rundt 800 årlig i Norge (**Figur 2.18.2**). Denne nedgangen er tydelig i de fleste fylkene (**Figur 2.18.4**). Det felles toppskarv i alle fylkene, unntatt i Innlandet (**Figur 2.18.3**). Dette er påfallende, og i samsvar med hva som ble påpekt i forrige rapport, at det fortsatt rapporteres mange felte toppskarv i Sør-Norge sør for utløpet av Trondheimsfjorden, hvor den ikke er jaktbar. De siste fem årene er det rapportert flere felte toppskarv fra Møre og Romsdal og sørover (2200), enn i hele Trøndelag, Nordland og Troms og Finnmark (vel 1700).

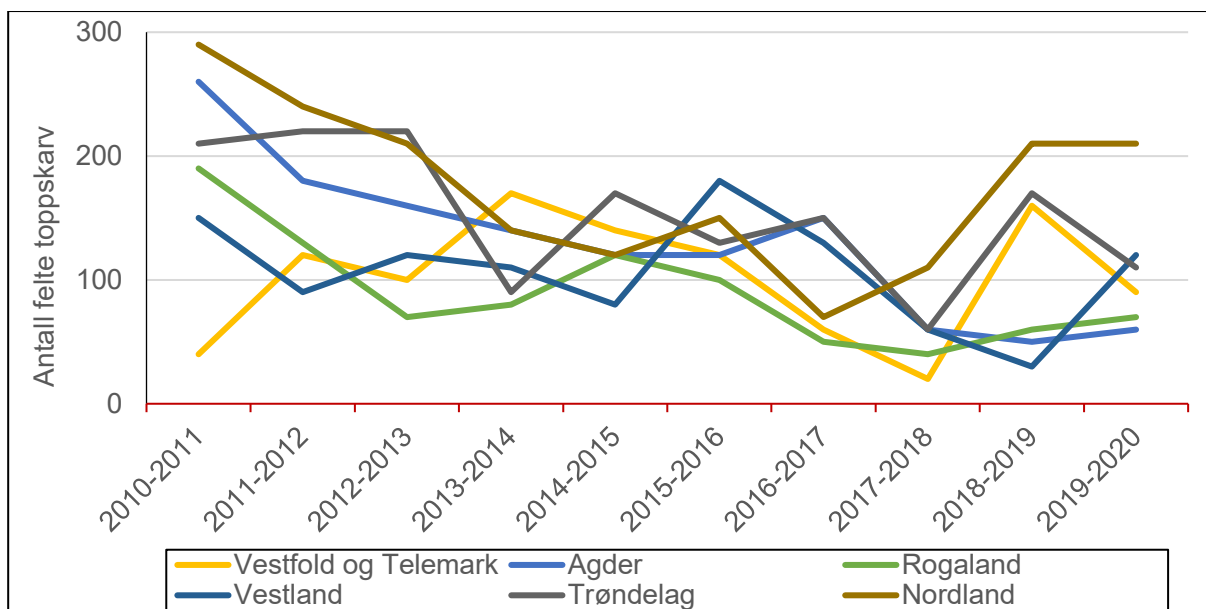
Toppskarven har de siste årene etablert seg som hekkefugl langs den svenske vestkysten, der flere hekkende fugler er ringmerket (Åhlund & Järås 2020). De har stilt spørsmålsteget ved arts-kunnskapen hos svenske jegere, ettersom felte skarver er meldt som storskarv eller skarv, ingen som toppskarv. Det kan være grunn for å undersøke om dette kan være en medvirkende årsak til at det i så stor grad rapporteres felte toppskarver utenom det tillatte jaktområdet.



**Figur 2.18.2.** Antall felte toppskarv på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.

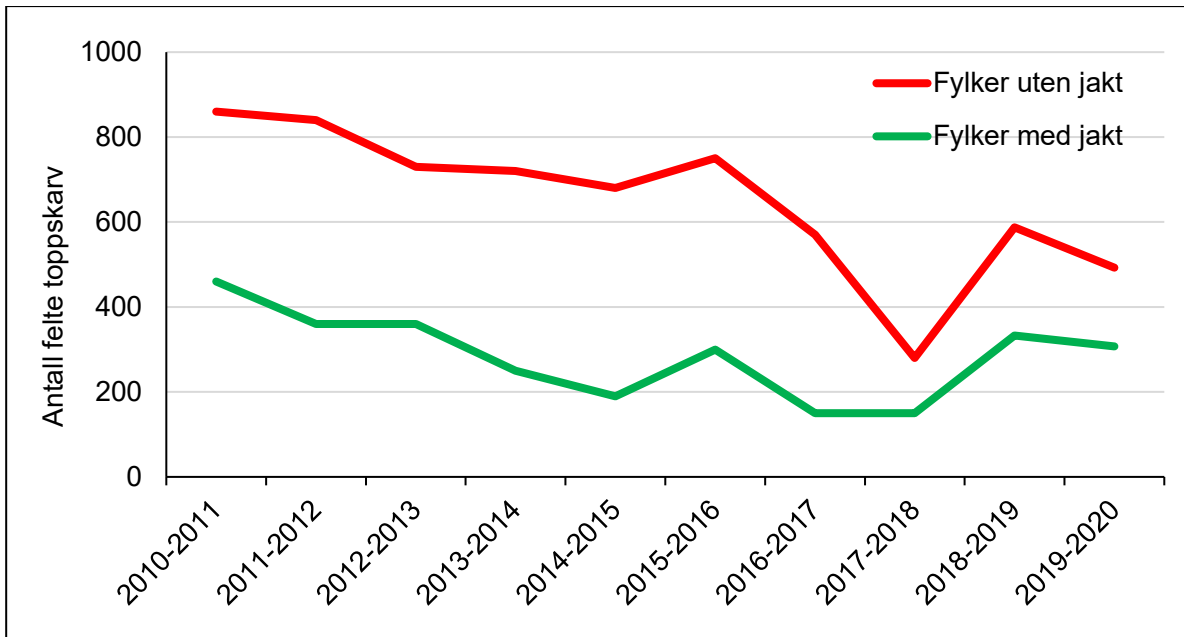


**Figur 2.18.3.** Gjennomsnittlig antall felte toppskarv i 5-årsperiodene 2010/11–2014/15 og 2015/16–2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.18.4.** Antall felte toppskarv i perioden 2010/11–2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

Med gjeldende jakttider for toppskarv er den unntatt jakt sør for utløpet av Trondheimsfjorden. Likevel rapporteres det flere felte toppskarver sør for dette området (**Figur 2.18.3** og **2.18.5**). Bare 30,4 % av skarvene som felles, er rapportert fra fylker med jakt. Denne andelen har variert mellom 20 og 40 %. Her er Sør-Trøndelag med unntak for kommunene Frøya, Hitra og Heim medregnet i området med jakt. Mulige årsaker til dette er diskutert i Pedersen et al. (2016).

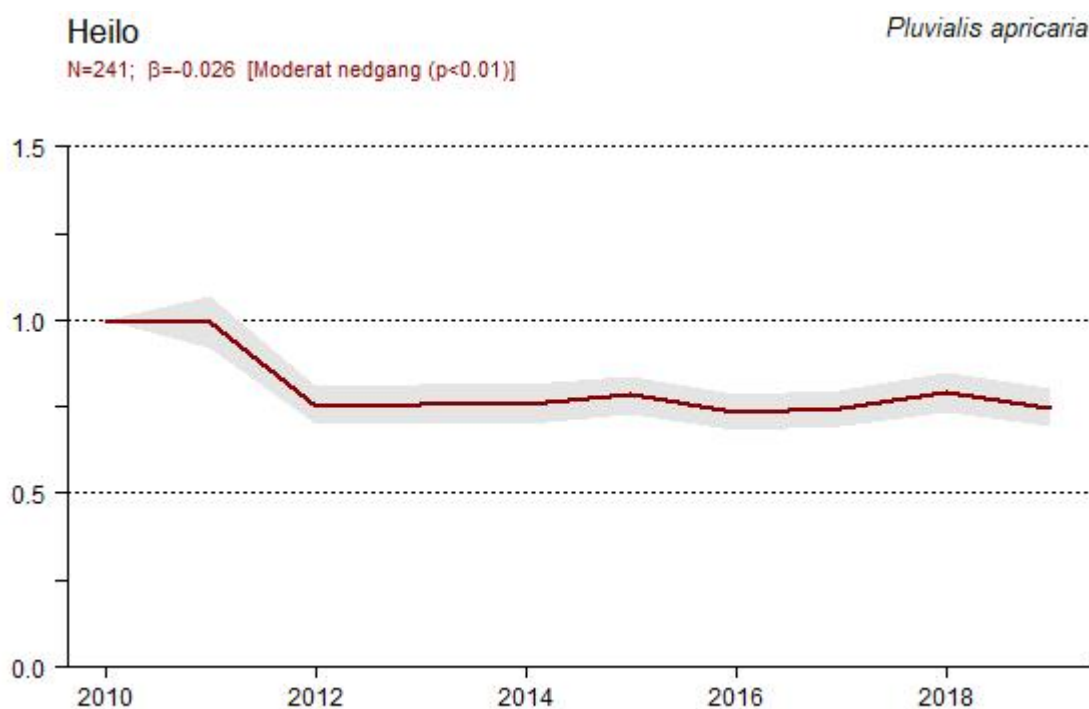


**Figur 2.18.5.** Antall felte toppskarv fordelt på fylker og kommuner med og uten jakt.

## 2.19 Heilo (*Pluvialis apricaria*)

### 2.19.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 150 000–300 000 par, og den ble da vurdert til stabil (Shimmings & Øien 2015). I perioden 2010-2019 viser den norske bestanden med heilo en moderat nedgang, som i stor grad drives av en bestandsreduksjon mellom tellingene i 2011 og 2012. De siste fem årene har bestanden vært stabil (**Figur 2.19.1**). Bestanden ble vurdert som livskraftig (LC) på den norske rødlista i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). I Sverige er bestanden vurdert som livskraftig (LC) på den svenske rødlista, og det henvises til at det ikke har vært betydelige endringer i bestanden (Green et al. 2020; SLU Artsdatabanken 2020). Også i Finland er arten vurdert som livskraftig (LC) i den oppdaterte rødlista (Hyvärinen et al. 2019). Heilo er listet som livskraftig (LC) både på den globale rødlista fra 2020 (BirdLife International 2020) og den europeiske rødlista fra 2015 (BirdLife International 2015). Den globale trenden ser ut til å være positiv (BirdLife International 2020).



**Figur 2.19.1.** Bestandsutvikling hos heilo i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 100 for år 2010. Til høyre for artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM.

### 2.19.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

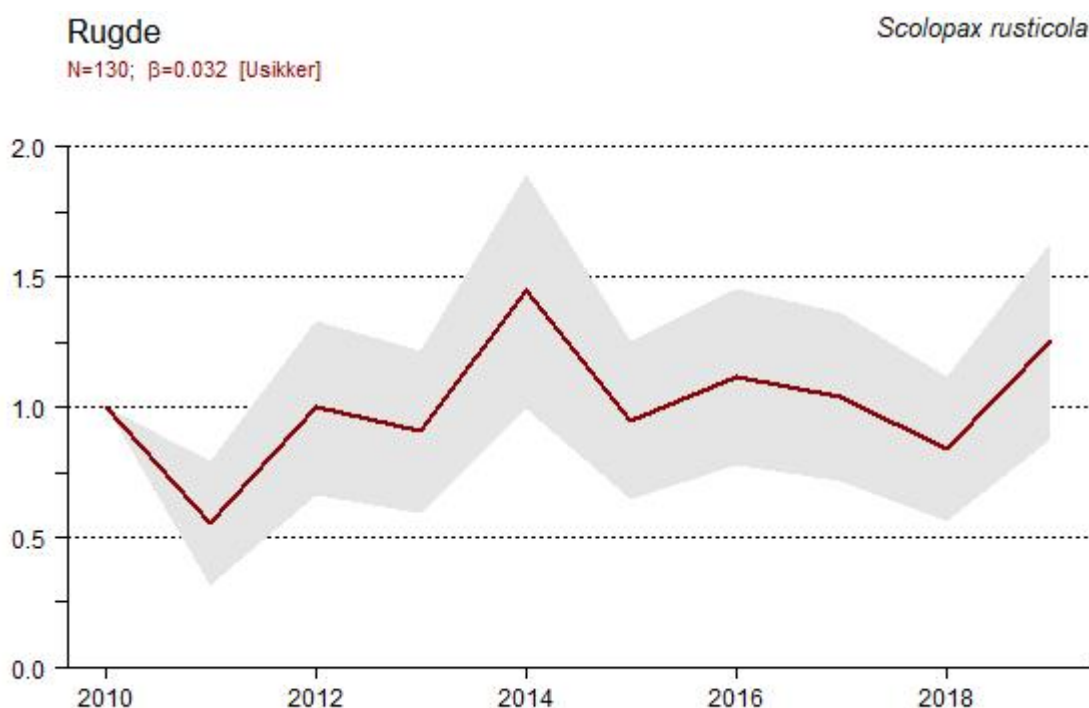
Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 21.08–31.10, med unntak av Rogaland fylke, hvor arten er fredet.

Det foreligger ingen jaktstatistikk for heilo etter midten av 1980-tallet. Fellingstallet lå da mellom 500-1000 fugler pr år, men med store variasjoner fra år til år (Pedersen mfl. 2016). Fra 2018/19 og 2019/20 har imidlertid SSB igjen tatt med heilo i sitt rapporteringsskjema, og da ble det felt hhv. 50 og 40 individer.

## 2.20 Rugde (*Scolopax rusticola*)

### 2.20.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 50 000–75 000 par (Shimmings & Øien 2015). I perioden 2010-2019 viser den norske bestanden med rugde ingen endring i bestanden, selv om det er relativt store variasjoner mellom år i bestandsindeksen. Også de siste fem årene har bestanden vært relativt stabil (**Figur 2.20.1**). Bestanden ble vurdert som livskraftig (LC) på den norske rødlista i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). I Sverige er bestanden vurdert som livskraftig (LC) på den svenske rødlista, og det henvises til at det ikke har vært betydelige endringer i bestanden (Green et al. 2020; SLU Artsdatabanken 2020). Også i Finland er arten vurdert som livskraftig (LC) i den oppdaterte rødlista (Hyvärinen et al. 2019). Rugde er listet som livskraftig (LC) både på den globale rødlista fra 2020 (BirdLife International 2020) og den europeiske rødlista fra 2015 (BirdLife International 2015), og den den globale trenden ser ut til å være stabil (BirdLife International 2020).



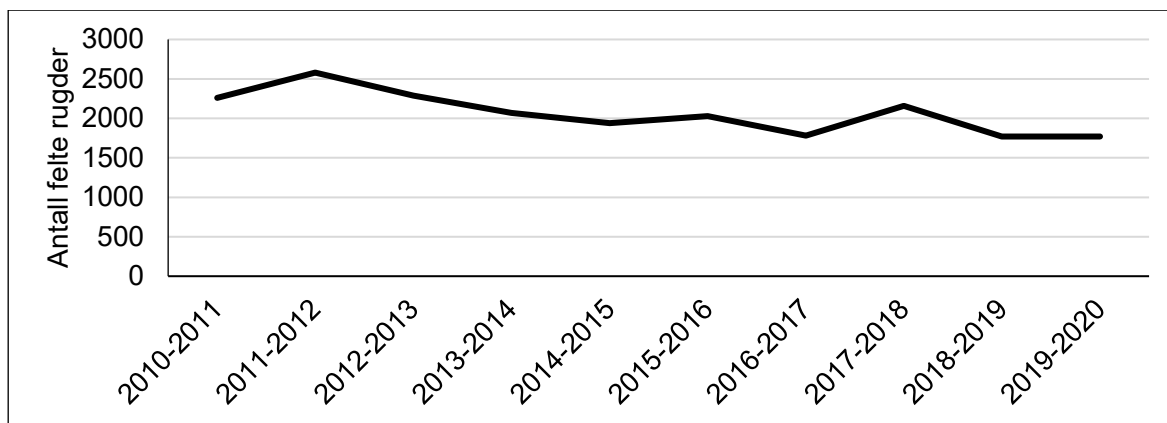
**Figur 2.20.1.** Bestandsutvikling hos rugde i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 100 for år 2010. Til høyre for artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM.

### 2.20.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet fra 10.09 til og med 23.12

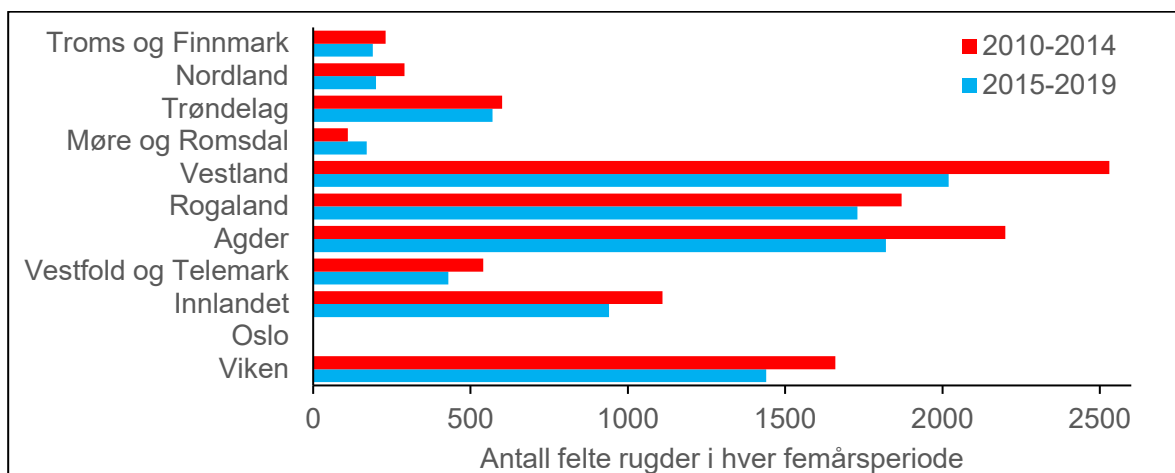
Antall felte rugder har årlig variert mellom 1770 og 2600 individer de siste 10 år, og det er en nedadgående trend i avskyting i denne perioden (**Figur 2.20.2**).



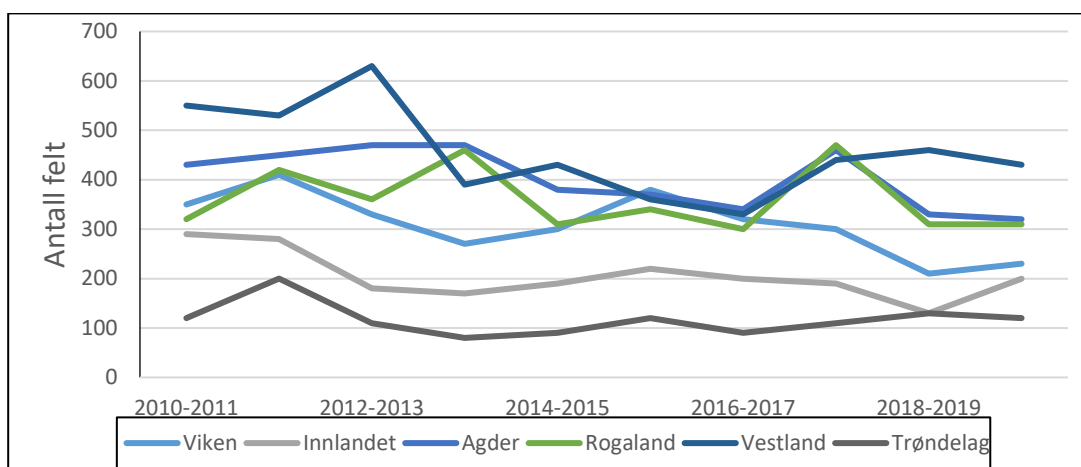


**Figur 2.20.2.** Antall felte rugder på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.

Det har vært en liten nedgang i jaktuttaket i alle fylker bortsett fra Møre og Romsdal i siste femårsperiode sammenlignet med den foregående femårsperioden (**Figur 2.20.3**). Vestland, Rogaland, Agder og Viken er de fylkene hvor det felles flest rugder (**Figur 2.20.3** og **2.20.4**).



**Figur 2.20.3.** Gjennomsnittlig antall felte rugder i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun fra fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

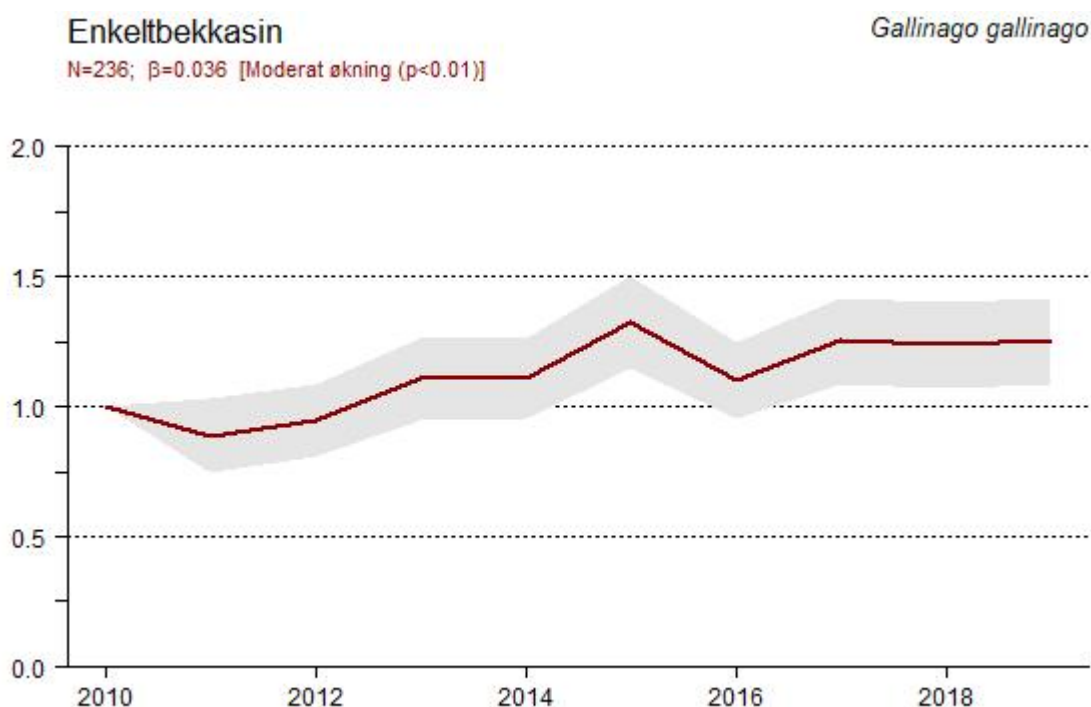


**Figur 2.20.4.** Antall felte rugder i perioden 2010/11-2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

## 2.21 Enkeltbekkasin (*Gallinago gallinago*)

### 2.21.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Hekkebestanden av enkeltbekkasin i Norge ble i 2015 anslått til 50 000–75 000 par (Shimmings & Øien 2015). I perioden 2010-2019 viser den norske bestanden med heilo en moderat økning, men de siste fem årene har bestanden vært relativt stabil (**Figur 2.21.1**). Bestanden ble vurdert som livskraftig (LC) på den norske rødlista i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015), hvor det ble lagt vekt på at den moderate bestandsreduksjonen i perioden 2004-2013 var innenfor artens naturlige variasjon. I Sverige er bestanden vurdert som livskraftig (LC) på den svenske rødlista, og det henvises bestanden er økende (Green et al. 2020; SLU Artsdatabanken 2020). I Finland er arten vurdert som nært truet (NT) basert på en nedgang i bestanden (Hyvärinen et al. 2019). Enkeltbekkasin er listet som livskraftig (LC) både på den globale rødlista fra 2020 (BirdLife International 2020) og den europeiske rødlista fra 2015 (BirdLife International 2015). Den globale trenden ser ut til å være noe avtagende (BirdLife International 2020).

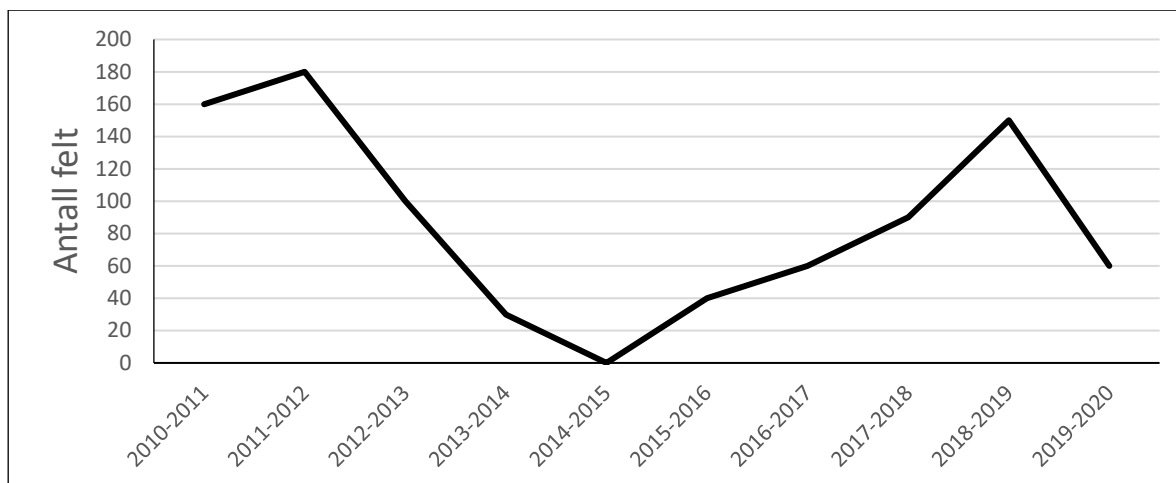


**Figur 2.21.1.** Bestandsutvikling hos enkeltbekkasin i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 100 for år 2010. Til høyre for artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM.

### 2.21.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

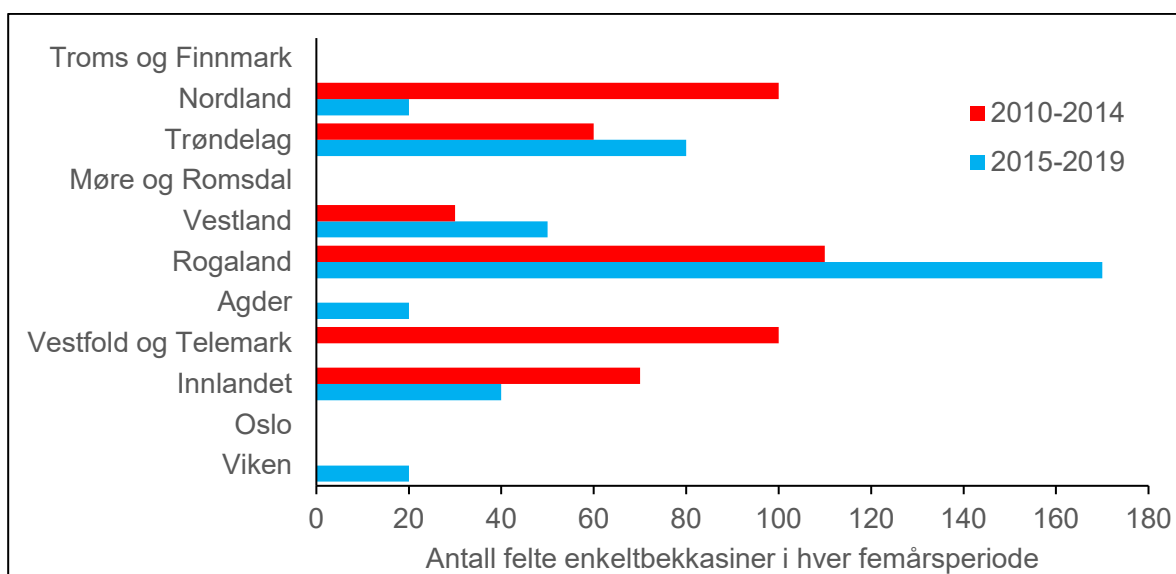
Gjeldende jakttider: Hele landet fra 21.08 til og med 31.10.

Antall felte enkeltbekkasin har årlig variert mellom 0 og 180 individer de siste 10 år, og det er en nedadgående trend i avskyting i denne perioden (**Figur 2.21.2**).



**Figur 2.21.2.** Antall felte enkeltbekkasin på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.

Det felles flest enkeltbekkasin i Rogaland (**Figur 2.22.3**), og i dette fylket ble det også årlig felt noe flere enkeltbekkasiner i perioden 2015-2019 sammenliknet med foregående femårsperiode. I Nordland, Innlandet og Vestfold og Telemark ble det i gjennomsnitt felt færre enkeltbekkasiner pr år den siste femårsperioden sammenliknet med den foregående.



**Figur 2.21.3.** Gjennomsnittlig antall felte enkeltbekkasin i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun fra fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

## 2.22 Gråmåke (*Larus argentatus*)

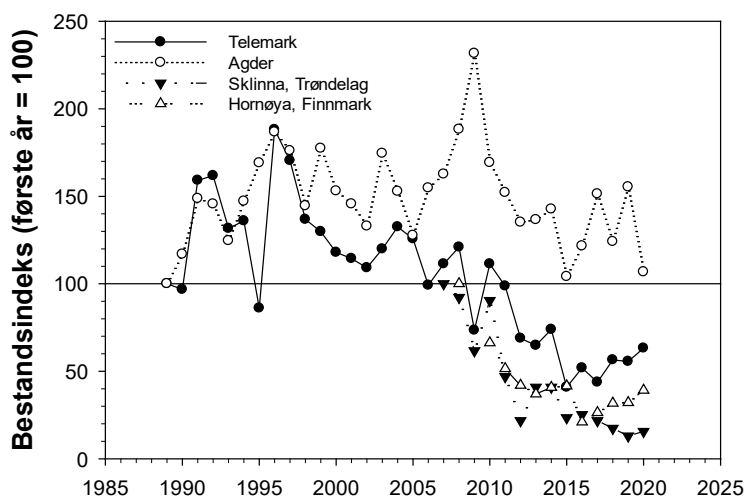
Gråmåke ble ved siste jaktidsfastsetting unntatt for jakt i Norge. Det er dermed ingen jaktstatistikk etter jaktseasonen 2016/2017. Vi presenterer her bare bestandsdata fra overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

Grunneier eller bruker kan sanke egg fra svartbak i tiden til og med 20. mai, unntatt i Nordland, Troms og Finnmark hvor perioden er utvidet til og med 14. juni.

### 2.22.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 72 000 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som negativ (Shimmings & Øien 2015). I Norge og Danmark har det ikke vært tilgjengelige nok data (NA) til å vurdere arten, mens den i Sverige og Danmark er vurdert som sårbar arten (VU) (Henriksen & Hilmo 2015, SLU Artdatabanken 2020, Hyvärinen et al. 2019, [Aarhus Universitet](https://www.aarhusuni.no/)). I følge BirdLife International (2017) er bestandsutviklingen i Europa minkende.

Overvåking av hekkebestanden har vist en klar negativ utvikling i de fleste overvåkingsområdene (**Figur 2.22.1** og **Tabell 2.22.1**). I Agder synes bestanden over tid å ha vært noenlunde stabil. Merk at Sklinna og Hornøya har kortere tidsserier enn Telemark og Agder.



**Figur 2.22.1.** Bestandsutvikling for hekkende gråmåke i områder som inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugler (data fra [www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100.

**Tabell 2.22.1.** Trendanalyser for hekkende gråmåke som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.

Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Telemark	1989-2020	32	-3,3	0,009
	2010-2020	11	-3,0	n.s.
	2015-2020	6	7,8	n.s.
Agder	1988-2020	33	0,2	n.s.
	2010-2020	11	-2,2	0,05
	2015-2020	6	1,9	n.s.
Sklinna, Trøndelag	2007-2020	14	-14,2	0,002
	2010-2020	11	-13,8	0,01
	2015-2020	6	-11,4	n.s.
Hornøya, Finnmark	2008-2020	12	-8,1	0,02
	2010-2020	11	-5,9	n.s.
	2015-2020	6	-8,1	0,02

## 2.23 Svartbak (*Larus marinus*)

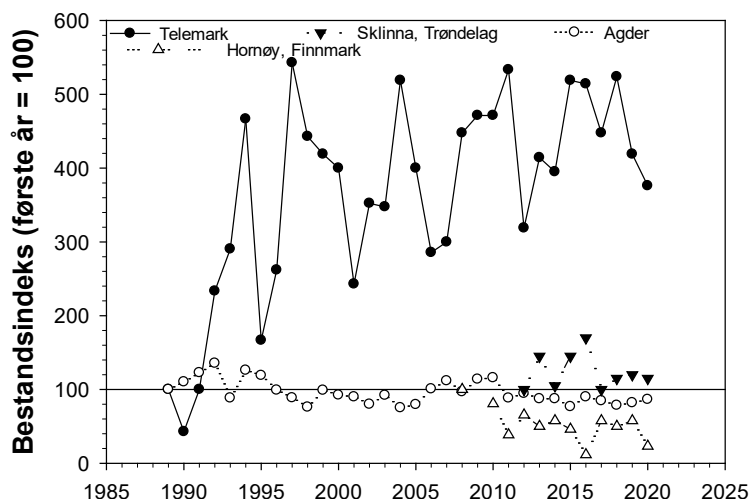
Svartbak ble ved siste jaktidsfastsetting unntatt for jakt i Norge. Det er dermed ingen jaktstatistikk etter jakt sesongen 2016/2017. Vi presenterer her bare bestandsdata fra overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

Grunneier eller bruker kan sanke egg fra svartbak i tiden til og med 20. mai, unntatt i Nordland, Troms og Finnmark hvor perioden er utvidet til og med 14. juni.

### 2.23.1 Bestandsstatus og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 43 000 par, og bestandsutviklingen ble da vurdert som usikker (Shimmings & Øien 2015). I Norge og Finland er arten vurdert som livskraftig (LC), mens den i Sverige og Danmark er vurdert som sårbar arten (VU) (Henriksen & Hilmo 2015, SLU Artdatabanken 2020, Hyvärinen et al. 2019, [Aarhus Universitet](#)). I følge BirdLife International (2017) er bestandsutviklingen i Europa minkende.

Overvåking av hekkebestanden har vist en klar økning i bestanden frem til rundt midten av 1990-tallet. Etter dette har det vært en stabil bestandsutvikling i Telemark de siste 11 årene, mens det i de siste fem årene har vært en nedgang (**Figur 2.23.1** og **Tabell 2.23.1**). For de tre andre områdene som inngår i overvåkingsprogrammet, har bestandsutviklingen variert noe de siste 9-11 og fem årene, fra en noenlunde stabil utvikling i Agder og på Sklinna, til en nedgang på Hornøya, som har flatet ut de siste fem årene.



**Figur 2.23.1.** Bestandsutvikling for hekkende svartbak i områder som inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugler (data fra [www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 100.

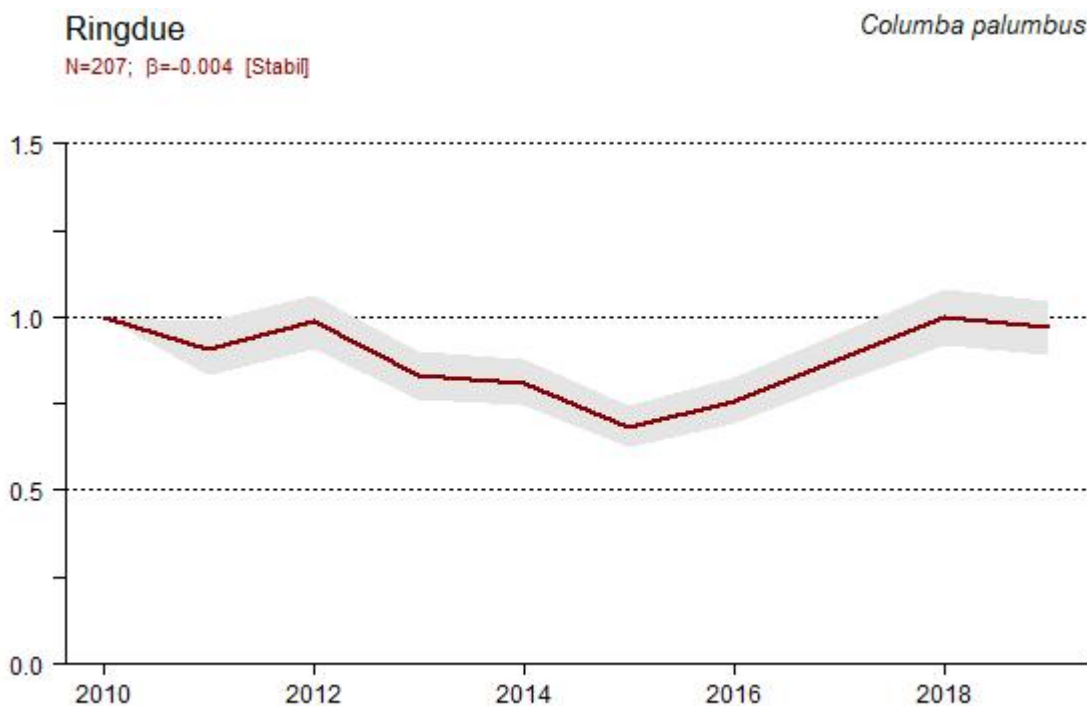
**Tabell 2.23.1.** Trendanalyser for hekkende svartbak som overvåkes i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.

Område	Periode	# år	Årlig endring (%)	P
Telemark	1989-2020	32	3,9	0,004
	2010-2020	11	-0,2	n.s.
	2015-2020	6	-5,7	n.s.
Agder	1988-2020	33	-0,5	n.s.
	2010-2020	11	-2,1	0,05
	2015-2020	6	0,7	n.s.
Sklinna, Trøndelag	2012-2020	9	-0,3	n.s.
	2015-2020	6	-5,7	n.s.
Hornøya, Finnmark	2008-2020	12	-7,5	0,04
	2010-2020	11	-6,0	n.s.
	2015-2020	6	3,6	n.s.

## 2.24 Ringdue (*Columba palumbus*)

### 2.24.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden av ringdue i Norge ble i 2015 anslått til 350 000-700 000 par (Shimmings & Øien 2015). I perioden 2010-2019 viser den norske bestanden med ringdue ingen endring; mens det var en moderat nedgang i starten av perioden har det vært en tilsvarende økning de siste fem årene (**Figur 2.24.1**). Bestanden ble vurdert som livskraftig (LC) på den norske rødlista i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015), og bestanden ble da vurdert til å være relativt stabil. I Sverige er bestanden vurdert som livskraftig (LC) på den svenske rødlista, og det henvises til at det ikke har vært betydelige endringer i bestanden (Green et al. 2020; SLU Artsdatabanken 2020). Også i Finland er arten vurdert som livskraftig (LC) i den oppdaterte rødlista (Hyvärinen et al. 2019). Ringdue er listet som livskraftig (LC) både på den globale rødlista fra 2020 (BirdLife International 2020) og den europeiske rødlista fra 2015 (BirdLife International 2015), og den den globale trenden ser ut til å være økende (BirdLife International 2020).

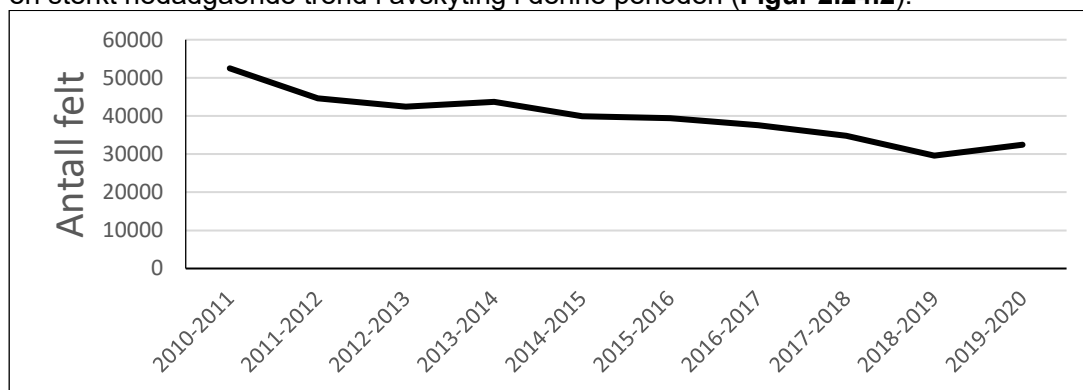


**Figur 2.24.1.** Bestandsutvikling hos ringdue i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 100 for år 2010. Til høyre for artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM.

## 2.24.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

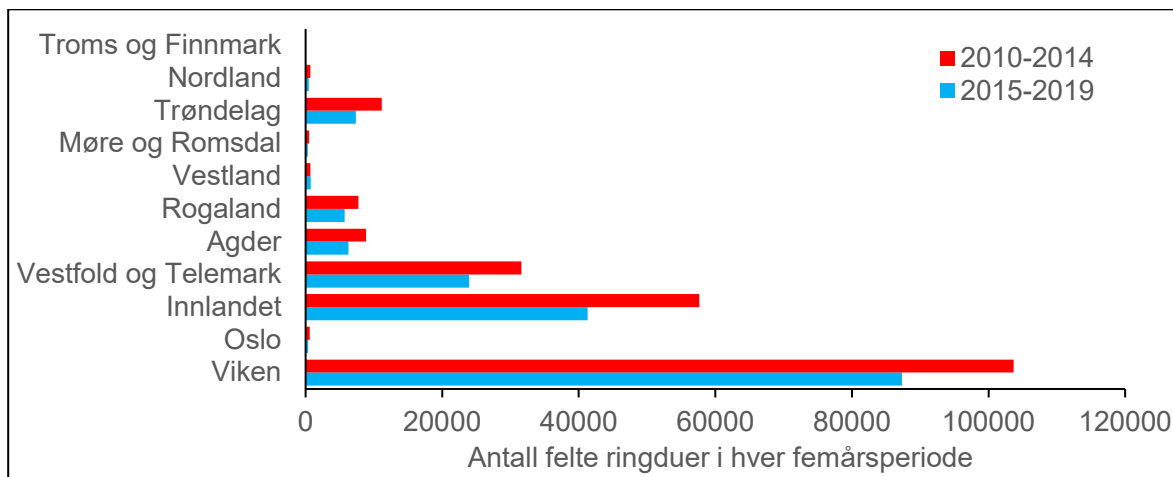
Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 21.08–23.12, med unntak av Finnmark og Troms hvor arten er fredet

Antall felte ringduer har årlig variert mellom 30 000 og 52 500 individer de siste 10 år, og det er en sterkt nedadgående trend i avskyting i denne perioden (**Figur 2.24.2**).

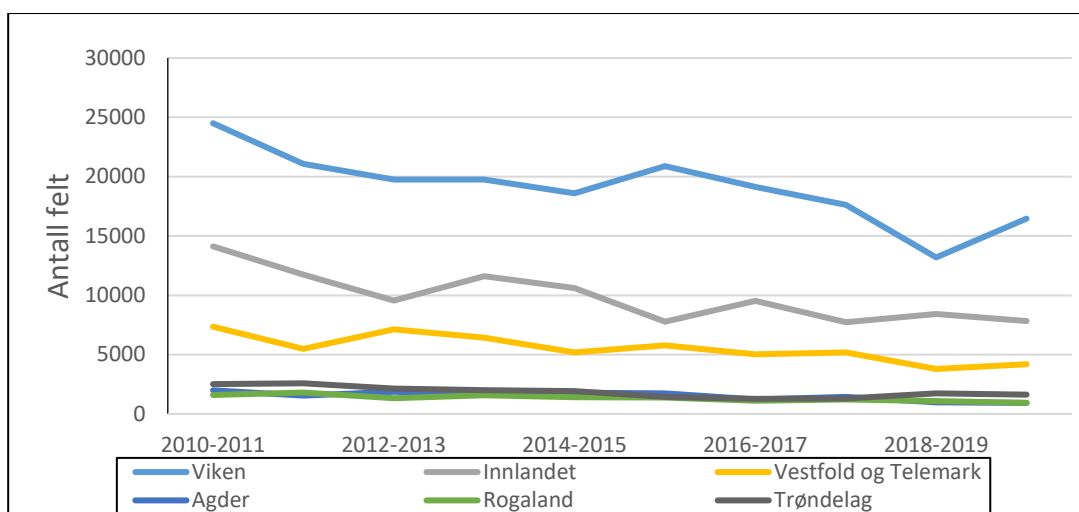


**Figur 2.24.2.** Antall felte ringduer på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.

Det felles flest ringduer i Viken (**Figur 2.24.3**), etterfulgt av Innlandet og Vestfold og Telemark (**Figur 2.24.3** og **Figur 2.24.4**). Sammenliknet med foregående femårsperiode (2010-2014) ble det i den siste femårsperioden (2015-2019) felt færre ringduer i alle disse tre fylkene (**Figur 2.24.3**).



**Figur 2.25.3.** Gjennomsnittlig antall felte ringduer felt i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun fra fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.



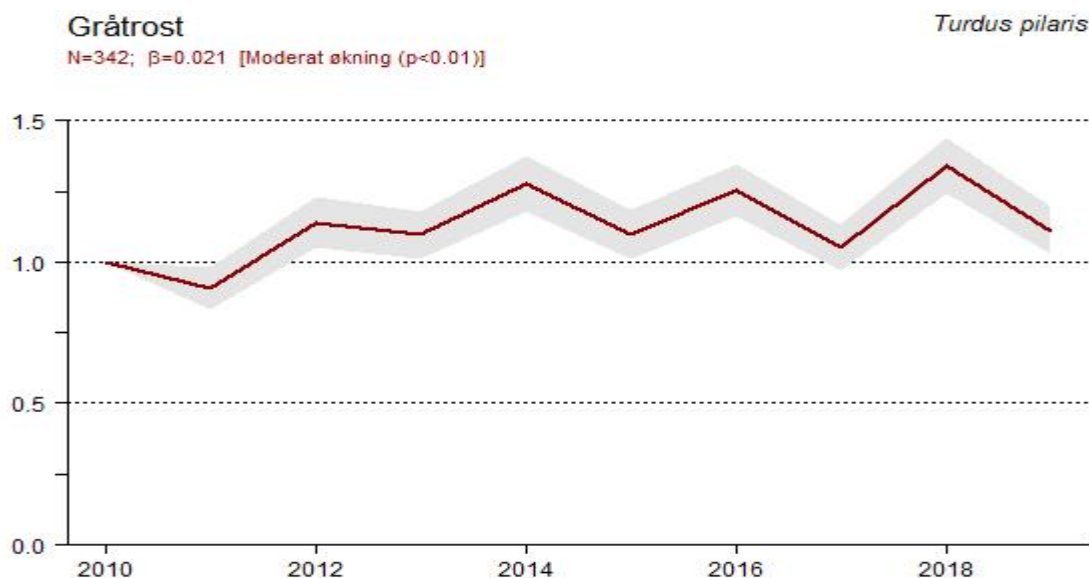
**Figur 2.24.4.** Antall felte ringduer i perioden 2010/11-2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall felling. Data er hentet fra SSB.

## 2.25 Gråtrost (*Turdus pilaris*)

### 2.25.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 350 000-900 000 par, og den ble da vurdert som i nedgang (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene viser en økende bestand i perioden 2010-2019, og den har tilsynelatende vært relativt stabil i perioden 2015-2019 (**Figur 2.25.1**). Arten ble vurdert som livskraftig (LC) på den norske rødlista i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). I Sverige har bestanden vist en nedgang på ca. 17,5 (10-25) % de siste 15 år, og arten er nå vurdert som nær truet (NT) på den svenske rødlista (Green et al. 2020; SLU Artdatabanken 2020). I Finland har det vært en økning i bestanden (Väisänen et al. 2018), og arten vurderes som livskraftig (LC) på den finske rødlista (Hyvärinen et al. 2019). Samlet for Europa (EBCC 2017) har man sett betydelige svingninger mellom år, men totalt sett har bestanden vært relativt stabil i perioden 1980-2017. I følge BirdLife International (2017) er imidlertid hekkebestanden i Europa i nedgang.





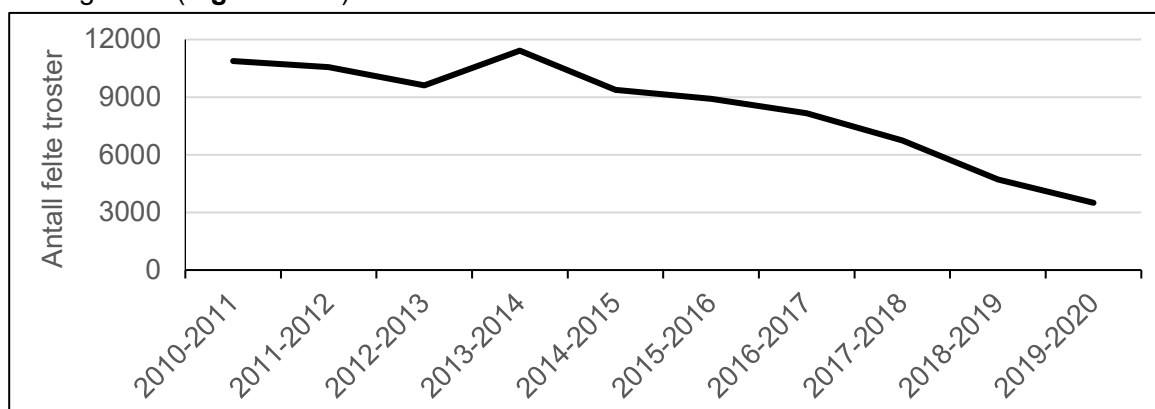
**Figur 2.25.1.** Bestandsutvikling hos gråtrost i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 1,0 for år 2010. Under artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM. Grått felt viser usikkerhet for årlige indeksverdier angitt som standardfeil.

## 2.25.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

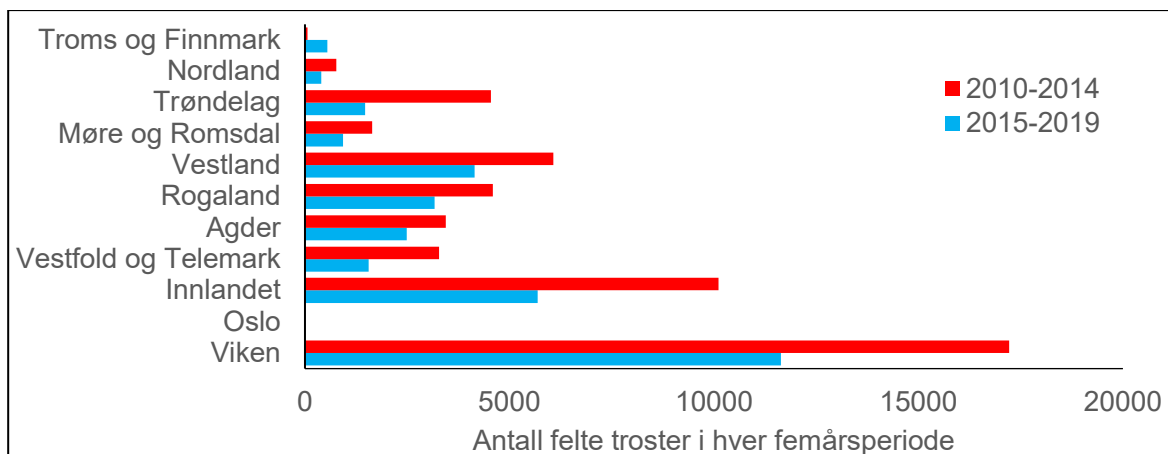
Gjeldende jakttider: Hele landet fra 10.08 til og med 23.12.

Jaktstatistikken skiller ikke mellom gråtrost og rødvingetrost. Antall felte troster har årlig variert mellom 3500 og 11 390 individer de siste 10 år, og det er en tydelig nedadgående trend i avskyting i denne perioden (**Figur 2.25.2**).

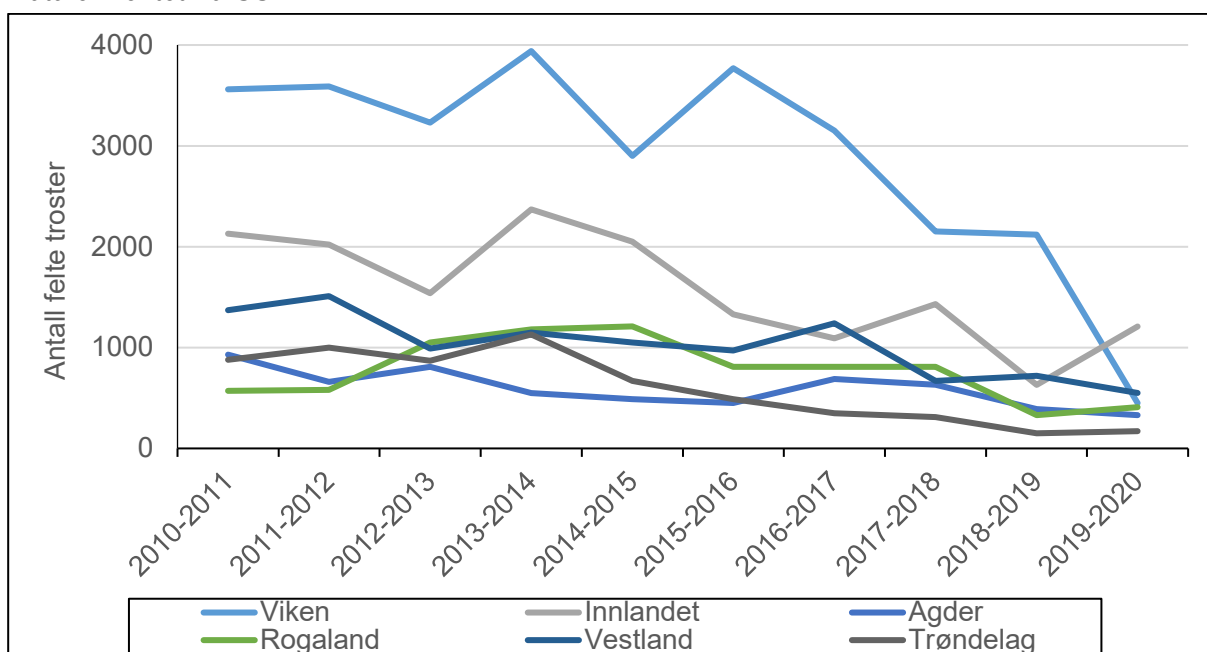
Det har vært nedgang i jaktuttaket i alle fylker i siste femårsperiode sammenlignet med den foregående femårsperioden (**Figur 2.25.3**). Viken er det fylket hvor det felles flest troster, etterfulgt av Innlandet (**Figur 2.25.3** og **2.25.4**). I Viken var det svært liten avskyting i 2019/20 i forhold til tidligere år (**Figur 2.25.4**).



**Figur 2.25.2.** Antall felte troster (gråtrost og rødvingetrost) på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.25.3.** Gjennomsnittlig antall felte troster (gråtrost og rødvingetrost) i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun fra fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

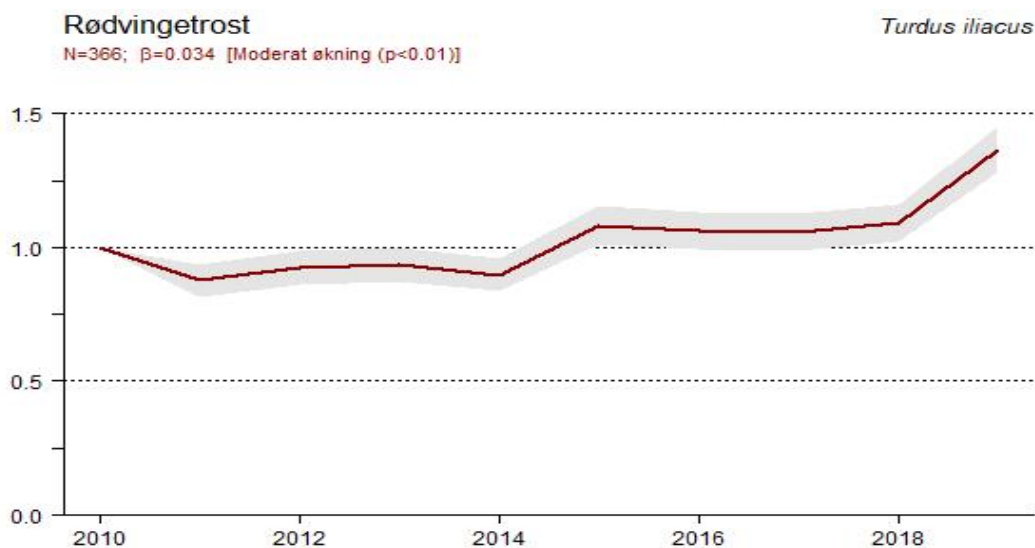


**Figur 2.25.4.** Antall felte troster (gråtrost og rødvingetrost) i perioden 2010/11-2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall felling. Data er hentet fra SSB.

## 2.26 Rødvingetrost (*Turdus iliacus*)

### 2.26.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 1-2,5 millioner par, og den ble da vurdert som stabil (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene viser en økende bestand i perioden 2010-2019 og 2015-2019 (**Figur 2.26.1**). Arten ble vurdert som livskraftig (LC) på den norske rødlista i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). I Sverige har bestanden vist en nedgang på ca. 25 (20-30) % de siste 15 år, og arten er nå vurdert som nær truet (NT) på den svenske rødlista (Green et al. 2020; SLU Artdatabanken 2020). I Finland har det også vært antydninger til bestandsnedgang de seneste årene (Väisänen et al. 2018), men arten vurderes som livskraftig (LC) på den finske rødlista (Hyvärinen et al. 2019). Samlet for Europa (EBCC 2017) har man sett en bestandsnedgang både på lang (16 %, 1980-2017) og kort sikt (19 %, 2008-2017). Arten er vurdert som nær truet (NT), på bakgrunn av bestandsnedganger, både på den globale og den europeiske rødlista (BirdLife International 2015; 2017; 2020).



**Figur 2.26.1.** Bestandsutvikling hos rødvingetrost i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 1,0 for år 2010. Under artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM. Grått felt viser usikkerhet for årlige indeksverdier angitt som standardfeil.

## 2.26.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet fra 10.08 til og med 23.12.

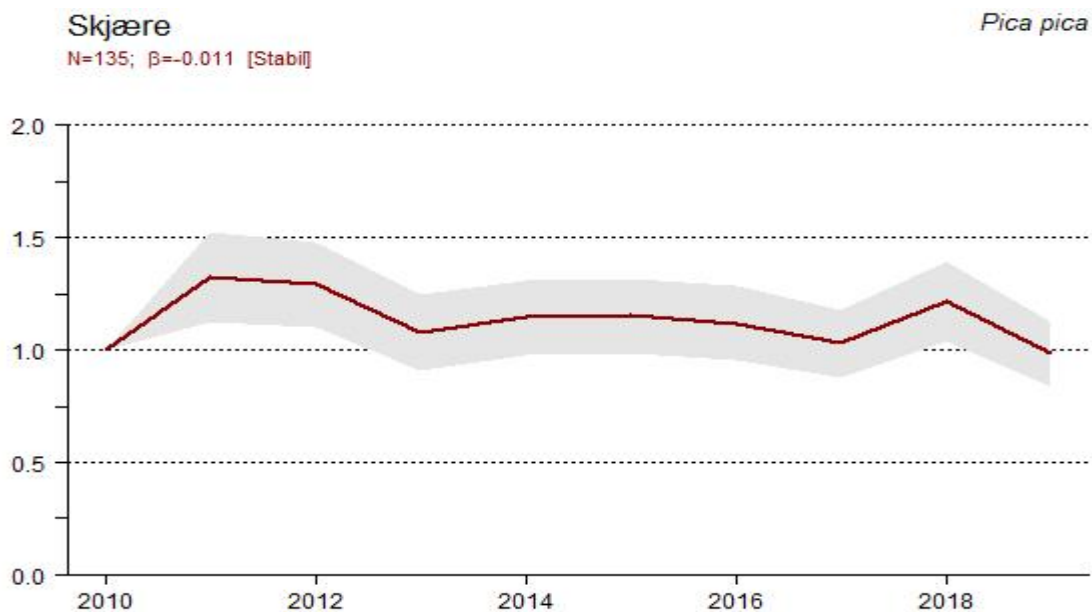
Jaktstatistikken skiller ikke mellom gråtrost og rødvingetrost. Antall felte troster har årlig variert mellom 3500 og 11 390 individer de siste 10 år, og det er en tydelig nedadgående trend i avskyting i denne perioden (**Figur 2.25.2**).

Det har vært nedgang i jaktuttaket i alle fylker i siste femårsperiode sammenlignet med den foregående femårsperioden (**Figur 2.25.3** Viken er det fylket hvor det felles flest troster, etterfulgt av Innlandet (**Figur 2.25.3** og **2.25.4**). I Viken var det svært liten avskyting i 2019/20 i forhold til tidligere år (**Figur 2.25.4**).

## 2.27 Skjære (*Pica pica*)

### 2.27.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 100 000-200 000 par, og den ble da vurdert som stabil (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene viser en stabil bestand i perioden 2010-2019 og 2015-2019 (**Figur 2.27.1**). Arten ble vurdert som livskraftig (LC) på den norske rødlista i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). I Sverige er bestanden vurdert som livskraftig (LC), men med indikasjoner på en nedgang (Green et al. 2020; SLU Artdatabanken 2020). I Finland har bestanden vist en nedgang på 15-30 % i løpet av artens tre siste generasjoner, og skjæra er nå vurdert som nær truet (NT) på den finske rødlista (Väisänen et al. 2018; Hyvärinen et al. 2019). Samlet for Europa er bestanden vurdert som stabil (BirdLife International 2017).



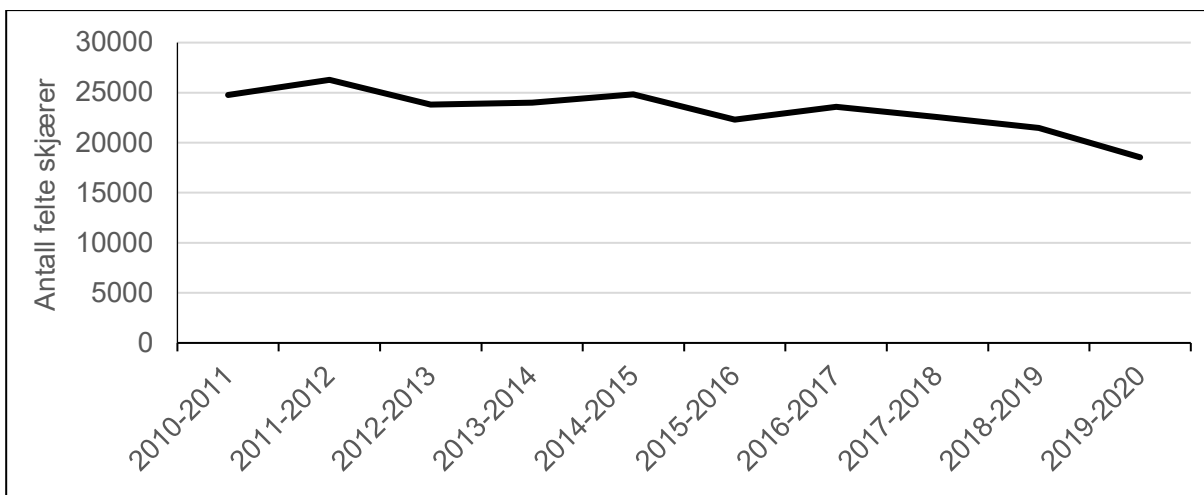
**Figur 2.27.1.** Bestandsutvikling hos skjære i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 1,0 for år 2010. Under artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM. Grått felt viser usikkerhet for årlige indeksverdier angitt som standardfeil.

## 2.27.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

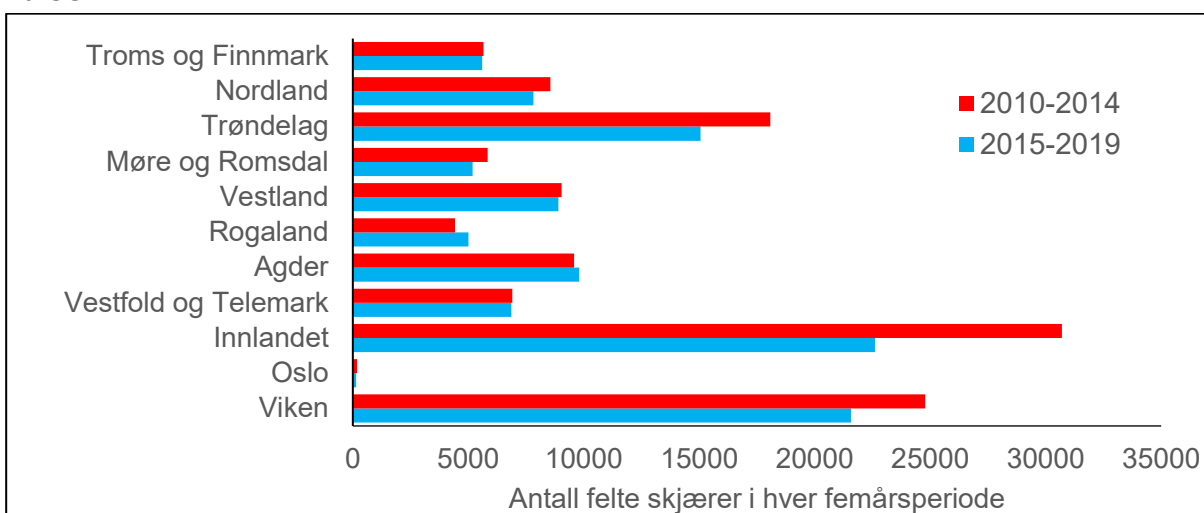
Gjeldende jakttider: Hele landet fra 10.08 til og med 28.02/29.02.

Antall felte skjærer har årlig variert mellom 18 550 og 26 310 individer de siste 10 år, og det er en nedadgående trend i avskyting i denne perioden (**Figur 2.27.2**).

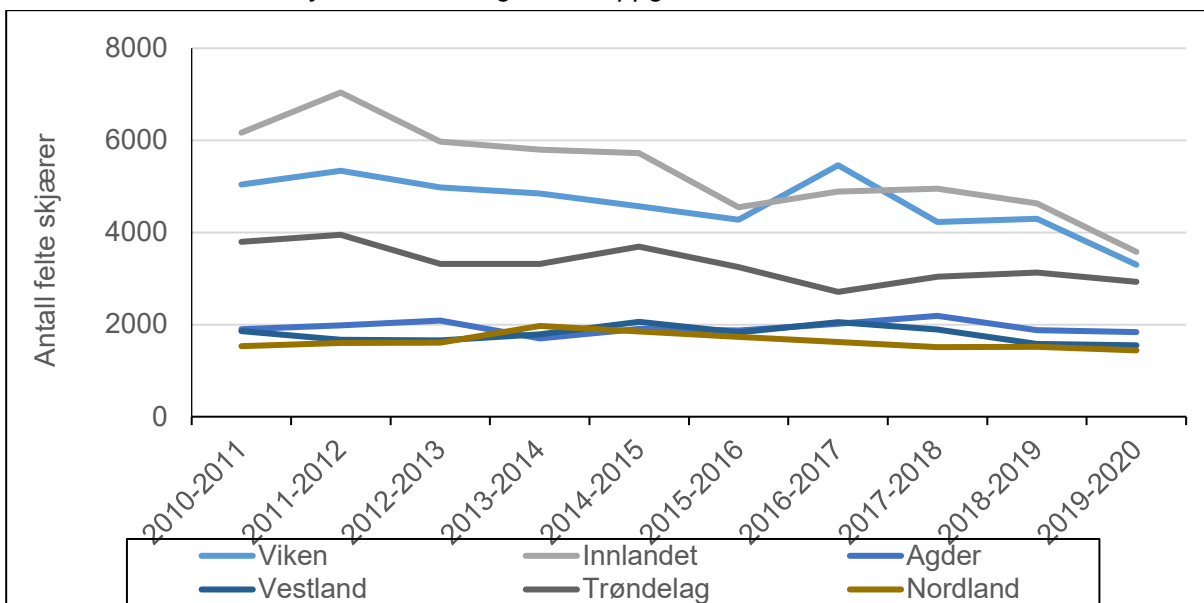
Det har vært nedgang i jaktuttaket i de fleste fylker (unntatt Agder og Rogaland) i siste femårsperiode sammenlignet med den foregående femårsperioden (**Figur 2.28.3**). Innlandet og Viken er de fylkene hvor det felles flest skjærer, etterfulgt av Trøndelag (**Figur 2.28.3** og **2.28.4**). I alle disse tre fylkene har det vært en nedadgående trend i avskytingen i perioden 2010/11-2019/20 (**Figur 2.28.4**).



**Figur 2.27.2.** Antall felte skjærer på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.27.3.** Gjennomsnittlig antall felte skjærer i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun fra fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

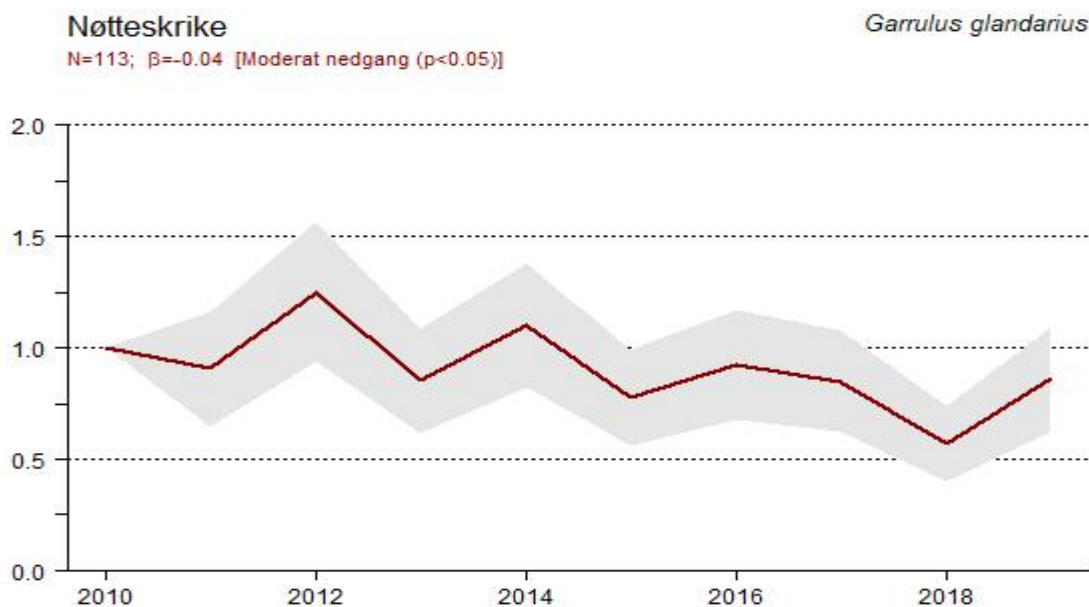


**Figur 2.27.4.** Antall felte skjærer i perioden 2010/11-2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

## 2.28 Nøtteskrike (*Garrulus glandarius*)

### 2.28.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 45 000-170 000 par (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene viser en moderat nedgang i bestanden i perioden 2010-2019, men den ser ut til å ha vært relativt stabil i perioden 2015-2019 (**Figur 2.28.1**). Arten ble vurdert som livskraftig (LC) på den norske rødlista i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). I Sverige er bestanden vurdert som livskraftig (LC) (SLU Artdatabanken 2020), men med indikasjoner på nedgang (Green et al. 2020). I Finland har bestanden vist en nedgang på 15-30 % i løpet av artens tre siste generasjoner, og nøtteskrika er nå vurdert som nær truet (NT) på den finske rødlista (Väisänen et al. 2018; Hyvärinen et al. 2019). Samlet for Europa (EBCC 2017) har bestanden vært relativt stabil på kort sikt (2008-2017), men økende på lang sikt (1980-2017).

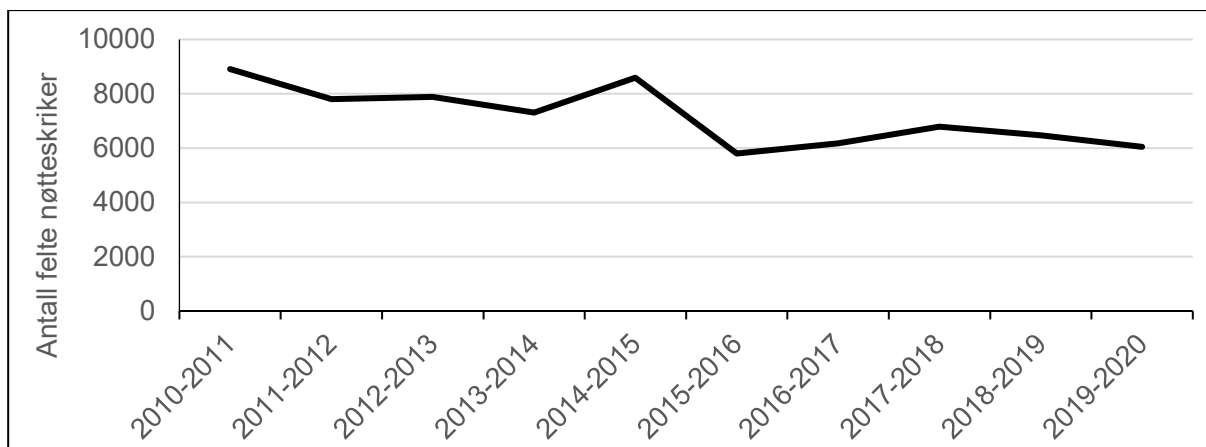


**Figur 2.28.1.** Bestandsutvikling hos nøtteskrike i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 1,0 for år 2010. Under artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM. Grått felt viser usikkerhet for årlige indeksverdier angitt som standardfeil.

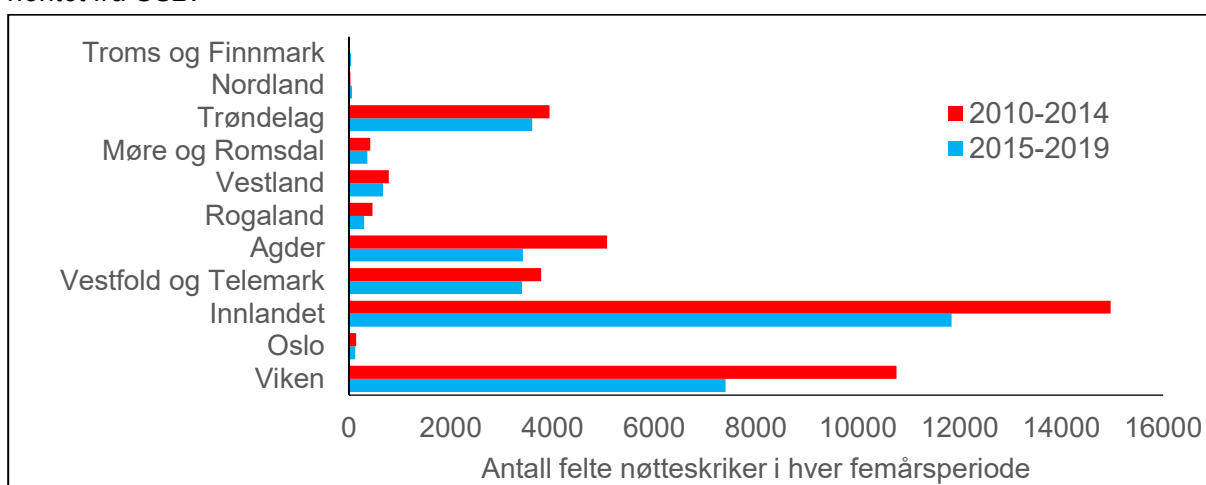
### 2.28.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet fra 10.08 til og med 28.02/29.02, med unntak av Nordland, Troms og Finnmark hvor arten er fredet.

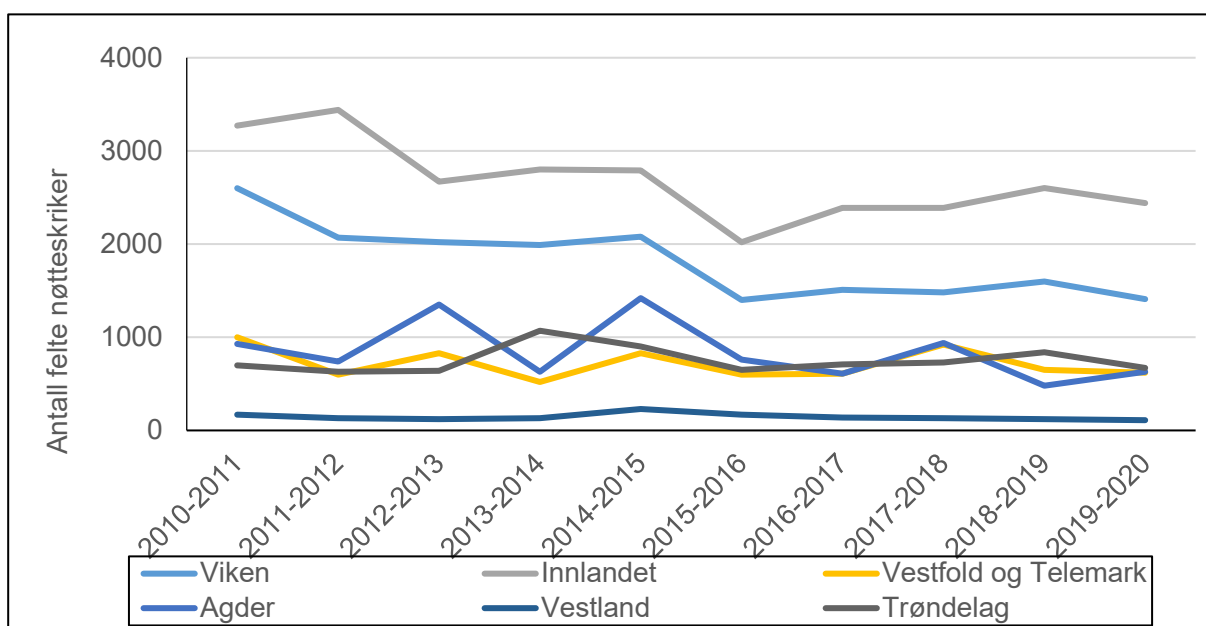
Antall felte nøtteskriker har årlig variert mellom 5770 og 8900 individer de siste 10 år, og det er en svak nedadgående trend i avskyting i denne perioden (**Figur 2.28.2**). Det har vært nedgang i jaktuttaket i alle fylker (unntatt Nordland, samt Troms og Finnmark) i siste femårsperiode sammenlignet med den foregående femårsperioden (**Figur 2.28.3**). Innlandet er det fylket hvor det felles flest nøtteskriker, etterfulgt av Viken (**Figur 2.28.3** og **2.28.4**). I disse to fylkene har det vært en nedadgående trend i avskytingen i perioden 2010/11-2019/20 (**Figur 2.28.4**). Det er verdt å merke seg at et lite antall individer er felt i Nordland, Troms og Finnmark (80 individer i perioden 2017-2019) selv om arten er fredet der (**Figur 2.28.3**).



**Figur 2.28.2.** Antall felte nøtteskriker på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.28.3.** Gjennomsnittlig antall felte nøtteskriker i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun fra fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.



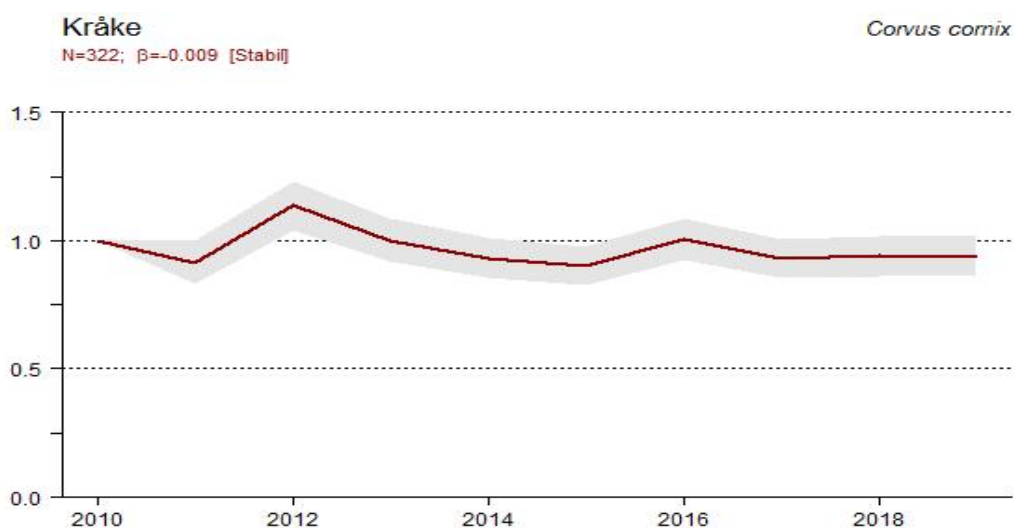
**Figur 2.28.4.** Antall felte nøtteskriker i perioden 2010/11-2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.



## 2.29 Kråke (*Corvus cornix*)

### 2.29.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 150 000-300 000 par, og den ble da vurdert som stabil (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene viser en stabil bestand i perioden 2010-2019, og i perioden 2015-2019 (**Figur 2.29.1**). Arten ble vurdert som livskraftig (LC) på den norske rødlista i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). I Sverige har bestanden vist en nedgang på ca. 24 (18-27) % de siste 18 år, og arten er nå vurdert som nær truet (NT) på den svenske rødlista (Green et al. 2020; SLU Artdatabanken 2020). I Finland vurderes arten som livskraftig (LC) (Hyvärinen et al. 2019), men det er tegn til nedgang i den finske bestanden (Väisänen et al. 2018). For Europa samlet (EBCC 2017) har det vært en bestandsøkning på lang sikt (1980-2017), men med tegn til nedgang på kort sikt (2008-2017).



**Figur 2.29.1.** Bestandsutvikling hos kråke i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 1,0 for år 2010. Under artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM. Grått felt viser usikkerhet for årlige indeksverdier angitt som standardfeil.

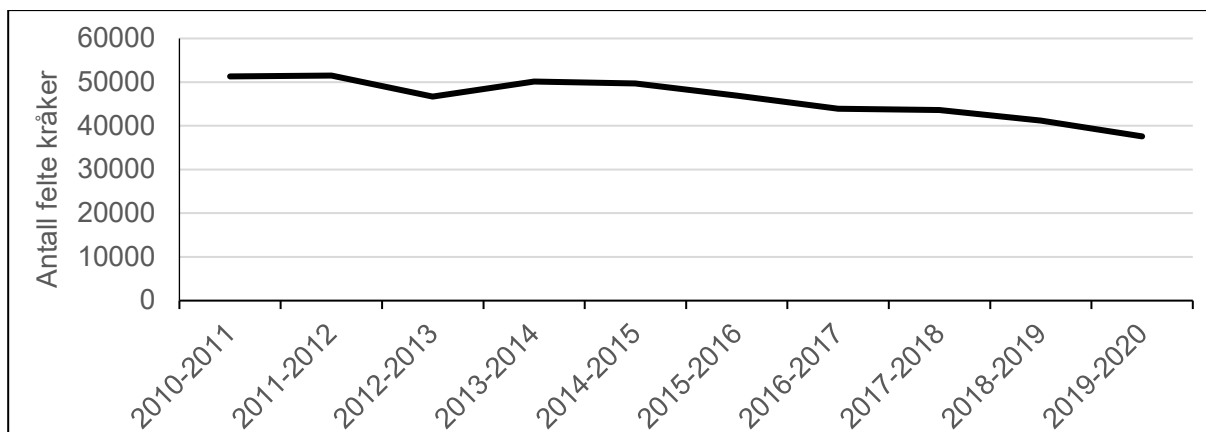
### 2.29.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet fra 15.07 til og med 31.03.

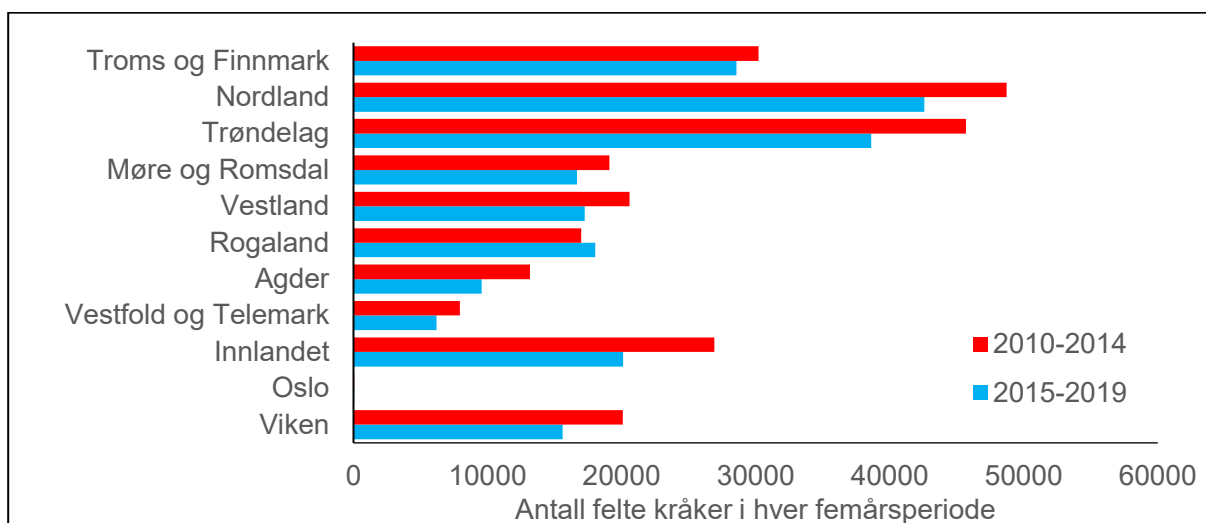
Antall felte kråker har årlig variert mellom 37 600 og 51 550 individer de siste 10 år, og det er en nedadgående trend i avskyting i denne perioden (**Figur 2.29.2**).

Det har vært nedgang i jaktuttaket i de fleste fylker (unntatt Rogaland) i siste femårsperiode sammenlignet med den foregående femårsperioden (**Figur 2.29.3**). Nordland og Trøndelag er de fylkene hvor det felles flest kråker (**Figur 2.29.3** og **2.29.4**). I begge disse fylkene har det vært en nedadgående trend i avskytingen i perioden 2010/11-2019/20 (**Figur 2.29.4**).

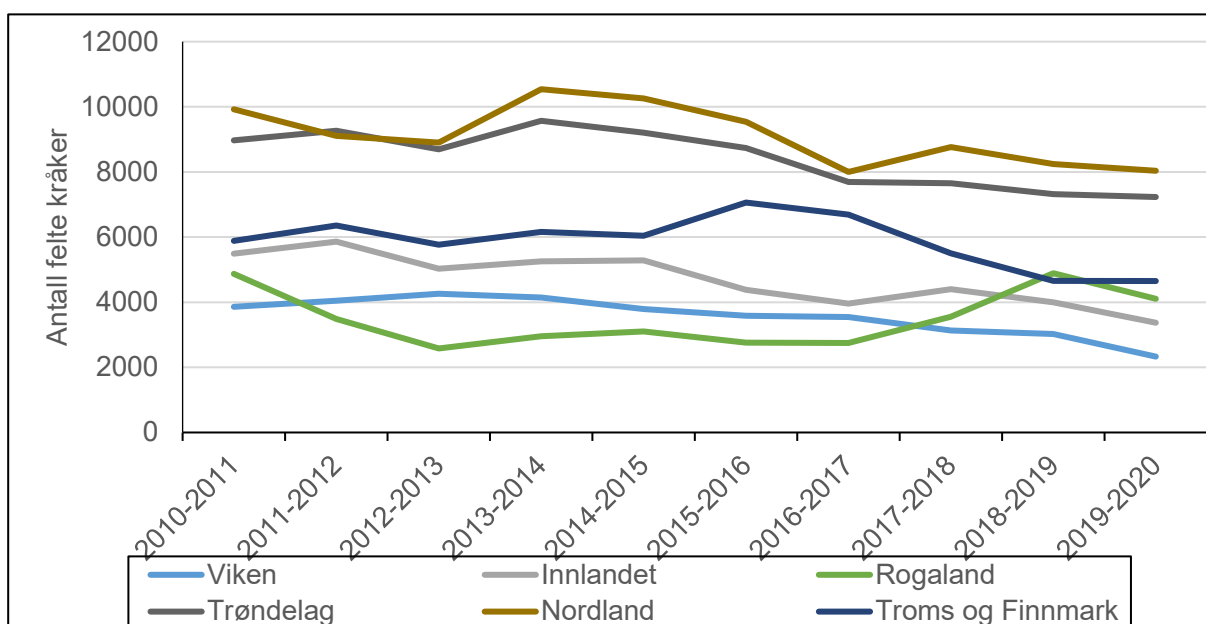




**Figur 2.29.2.** Antall felte kråker på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.29.3.** Gjennomsnittlig antall felte kråker i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun fra fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

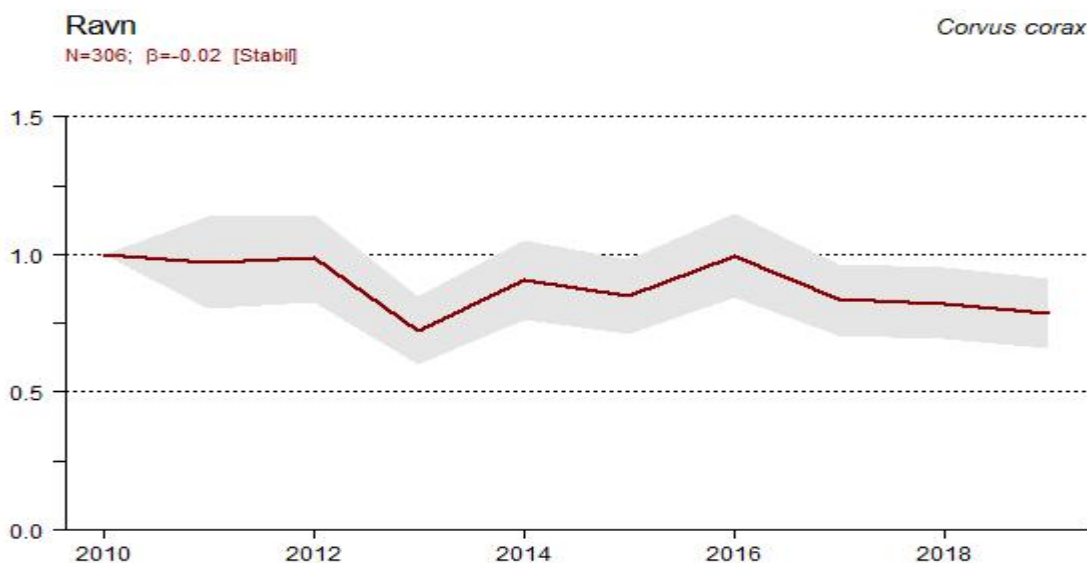


**Figur 2.29.4.** Antall felte kråker i perioden 2010/11-2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

## 2.30 Ravn (*Corvus corax*)

### 2.30.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Hekkebestanden i Norge ble i 2015 anslått til 20 000-80 000 par, og den ble da vurdert som stabil (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene viser en stabil bestand i perioden 2010-2019, men med tendenser til en liten nedgang i perioden 2015-2019 (**Figur 2.30.1**). Arten ble vurdert som livskraftig (LC) på den norske rødlista i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). I Sverige er bestanden relativt stabil, og arten vurderes som livskraftig (LC) (Green et al. 2020; SLU Artdatabanken 2020). I Finland vurderes arten som livskraftig (LC), og bestanden er økende (Väisänen et al. 2018; Hyvärinen et al. 2019). For Europa samlet (EBCC 2017) har det vært en markant bestandsøkning på lang sikt (1980-2017), men med tegn til utflating på kort sikt (2008-2017).



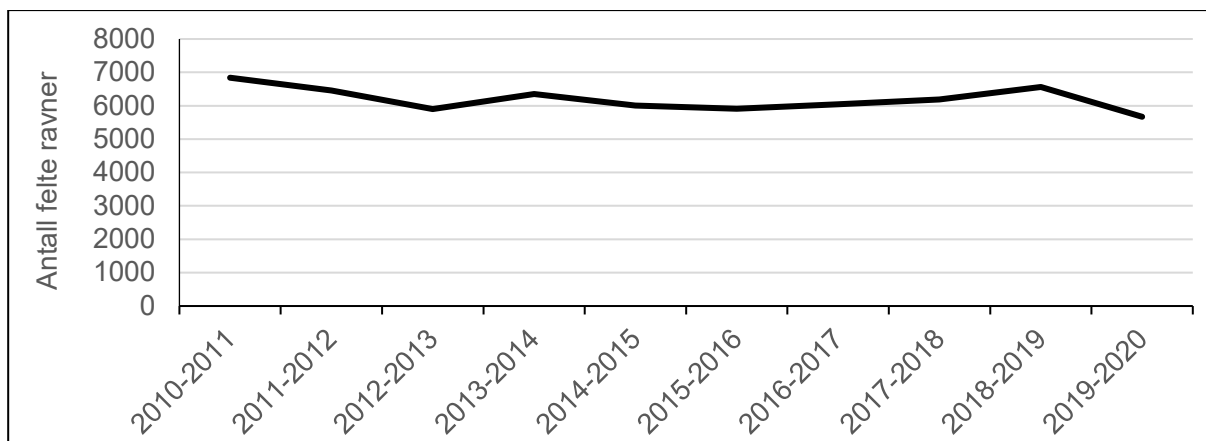
**Figur 2.30.1.** Bestandsutvikling hos ravn i Norge i perioden 2010-2019 basert på resultater fra den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 1,0 for år 2010. Under artsnavnet er gitt antall takseringsruiter (N) som inngår i beregningen,  $\beta$  angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM. Grått felt viser usikkerhet for årlige indeksverdier angitt som standardfeil.

### 2.30.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

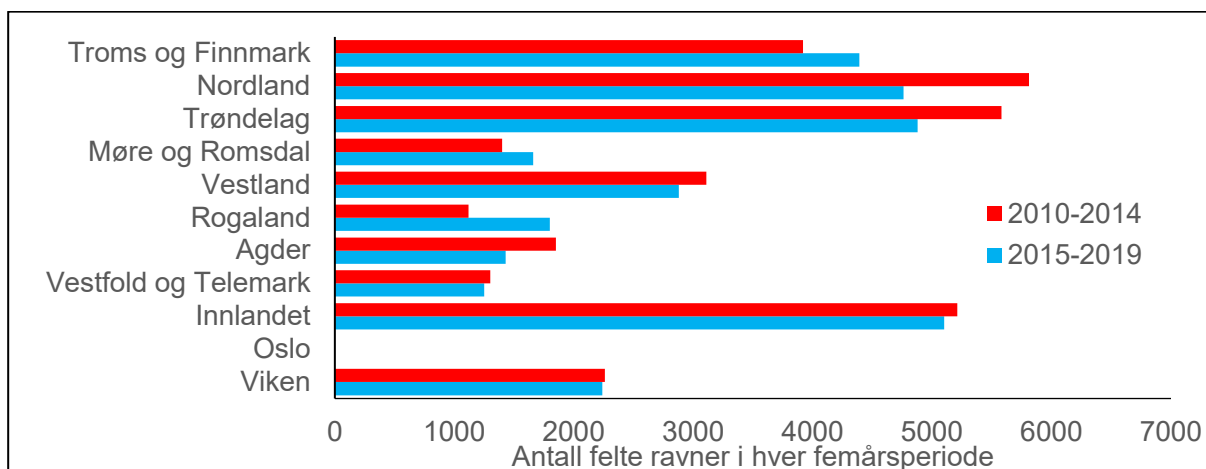
Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 10.08–28.02/29.02, med unntak nevnt nedenfor. I Troms og Finnmark i perioden 10.08–15.03.

Antall felte ravner har årlig variert mellom 5670 og 6850 individer de siste 10 år, og avskytingen har vært relativt stabil i denne perioden (**Figur 2.30.2**).

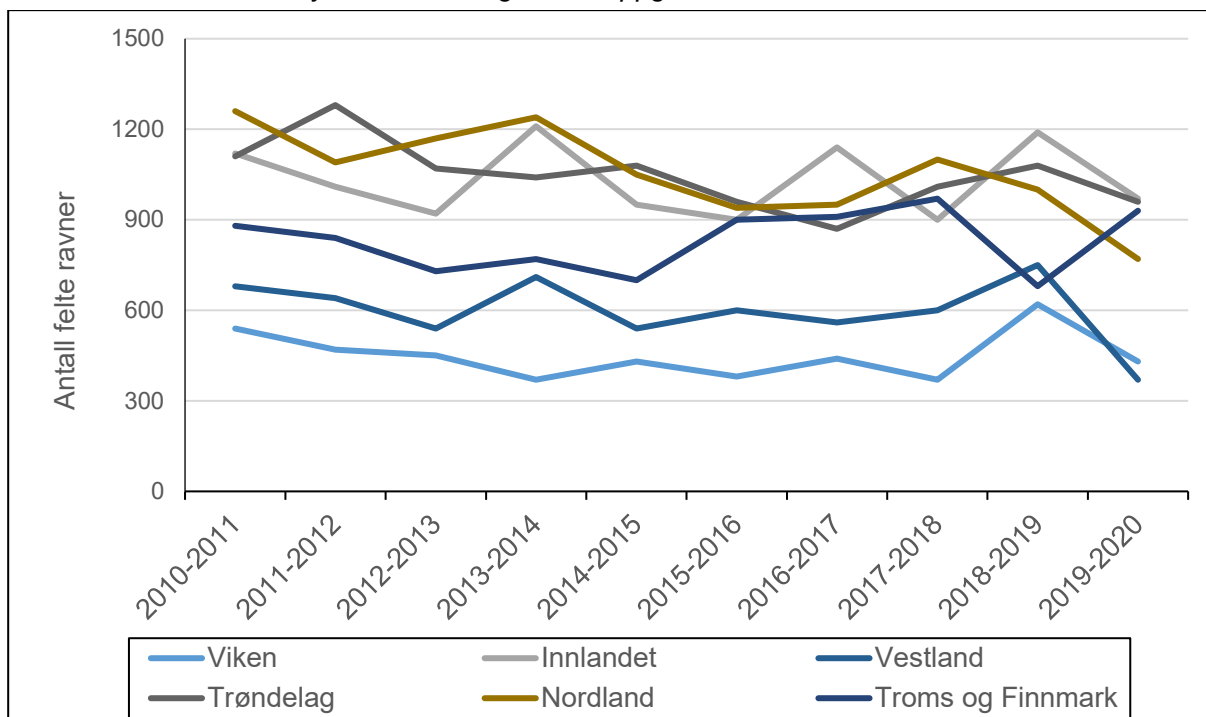
Det har vært nedgang i jaktuttaket i de fleste fylker (unntatt Rogaland, Møre og Romsdal, samt Troms og Finnmark) i siste femårsperiode sammenlignet med den foregående femårsperioden (**Figur 2.30.3**). Innlandet, Trøndelag og Nordland, etterfulgt av Troms og Finnmark er de fylkene hvor det felles flest ravner (**Figur 2.30.3** og **2.30.4**). I Innlandet samt Troms og Finnmark har avskytingen vært relativt stabil i perioden 2010/11-2019/20. Spesielt i Nordland, men også i Trøndelag, ser man en nedadgående trend i avskytingen i denne perioden (**Figur 2.30.4**).



**Figur 2.30.2.** Antall felte ravner på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 2.30.3.** Gjennomsnittlig antall felte ravner i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun fra fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.



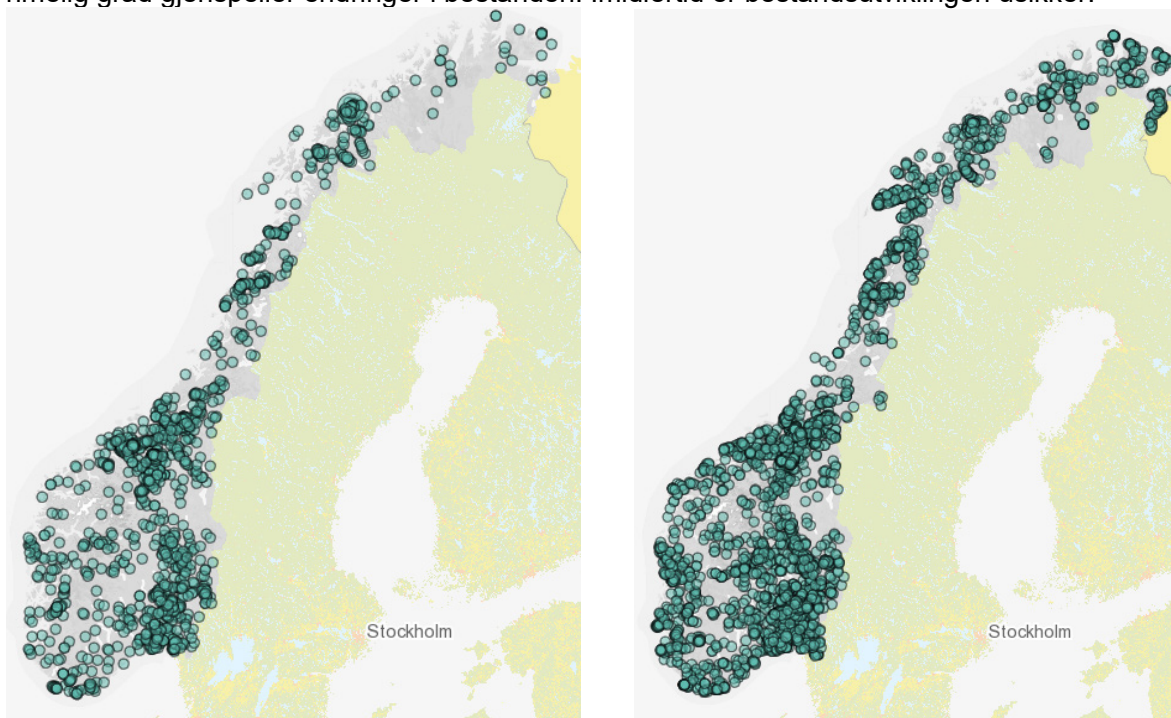
**Figur 2.30.4.** Antall felte ravner i perioden 2010/11-2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellingser. Data er hentet fra SSB.

## 3 Artsvis gjennomgang av status for pattedyr

### 3.1 Rødrev (*Vulpes vulpes*)

#### 3.1.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Som vist i **Figur 3.1.1** er det gjort observasjoner av rødrev praktisk talt over hele landet. Den noe sparsomme rapporteringa i deler av Finnmark, skyldes sannsynligvis mer en manglende rapportering enn mangel på rødrev. Det er grunn til å tro at bestanden de siste 10-20 åra har vært i svak vekst. Dette indikeres av rapporterte observasjoner til Artsdatabanken (2010-14: 2236 obs., 2015-2019: 4398 obs. **Figur 3.1.1**) og av jaktstatistikken (**Figur 3.1.2**), gitt at disse i rimelig grad gjenspeiler endringer i bestanden. Imidlertid er bestandsutviklingen usikker.

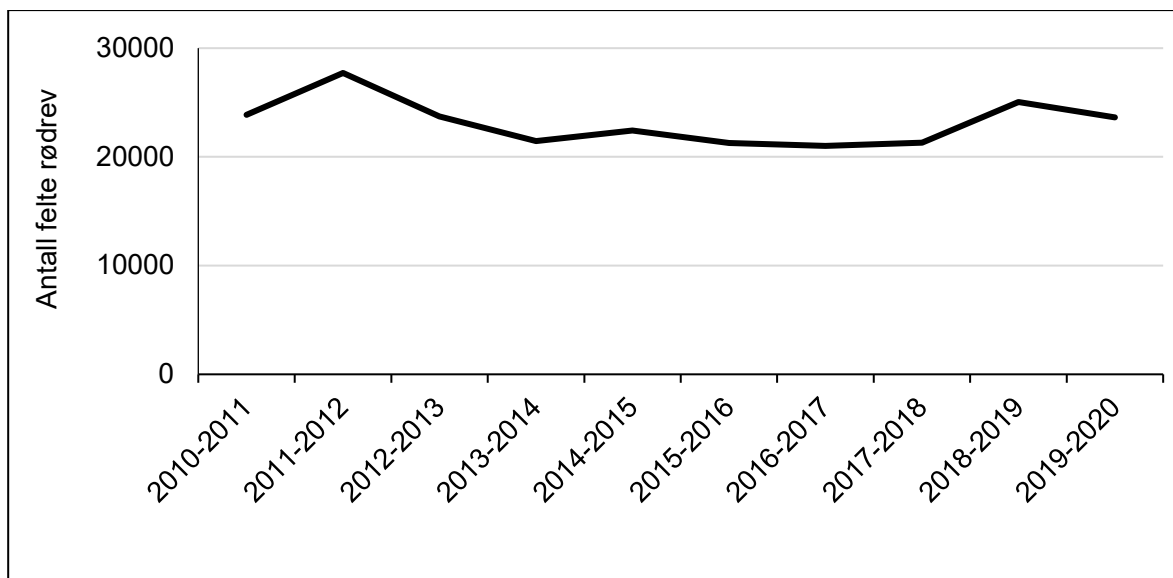


**Figur 3.1.1.** Rapporterte observasjoner av rødrev til Artsdatabanken fra 2010-2014 (venstre) og 2015-2019 (høyre) (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>).

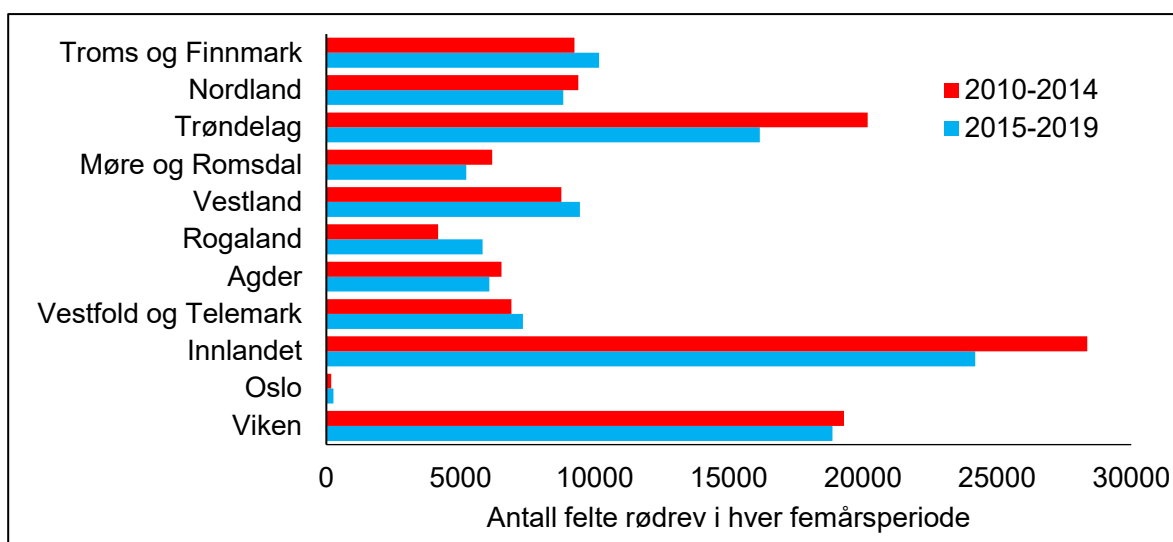
#### 3.1.2 Oversikt over jakt- og fangststatistikk, og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet 15.07 til og med 15.04

Som vist i **Figur 3.1.2** ble det årlig felt mellom 21-28 000 rødrevere i perioden 2010/11 til 2019/20. Avskytingen har vært relativt stabil de siste 5 år og det er svært langt igjen til toppen i avskyting i 1973/74 da godt over 65 000 rødrevere ble skutt. Med litt godvilje kan vi se topper i avskytingen i sesongene 2011/12, 2014/15 og 2018/19. Toppene sammenfaller eller er litt forskjøvet i forhold til tilsvarende topper i smågnagerbestandene (Framstad 2014). Det samme mønsteret finner vi hos en annen predator som er avhengig av gode smågnagerår, røyskatten (se **Figur 3.2.2**).

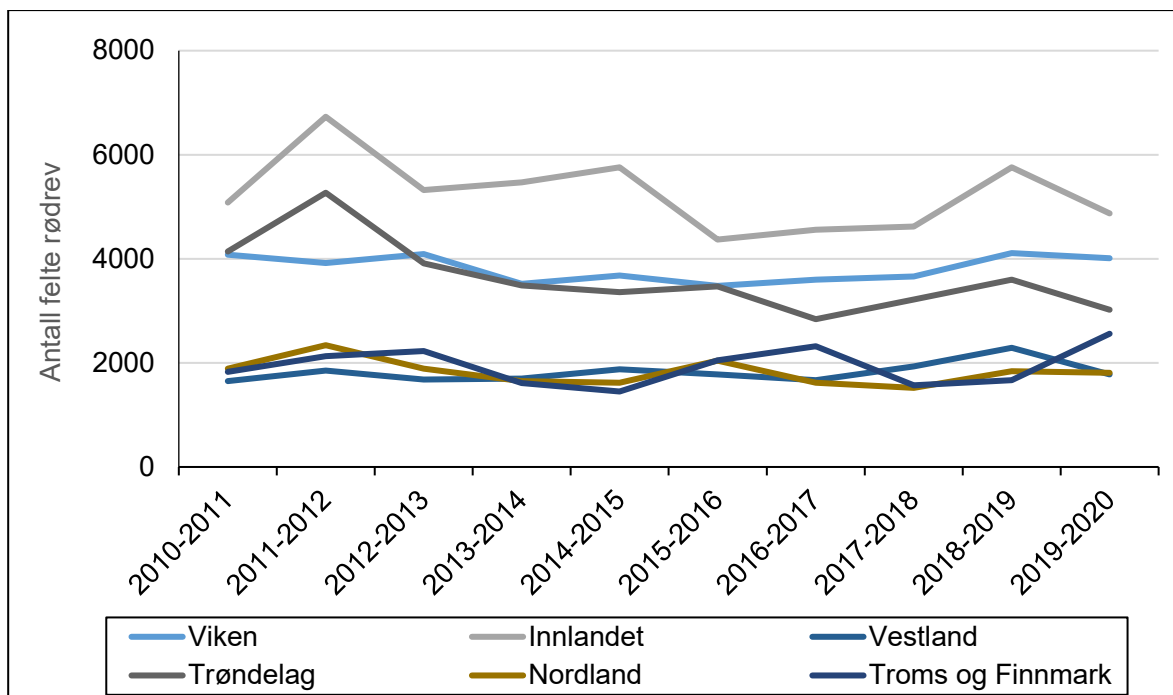


**Figur 3.1.2.** Antall skutte og fangstede rødrever på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 3.1.3.** Gjennomsnittlig antall skutte og fangstede rødrever i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

En sammenligning av gjennomsnittlig antall rødrever skutt på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20 er vist i **Figur 3.1.3**. I de fleste fylkene er det ingen forskjell mellom de to periodene, mens det i Trøndelag og Innlandet ble skutt noen flere rever i første periode, men dette utgjør ingen målbar effekt på landsbasis (**Figur 3.1.2**).



**Figur 3.1.4.** Antall skutte og fangstede rødrever fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte rødrever er høyest. Data er hentet fra SSB.

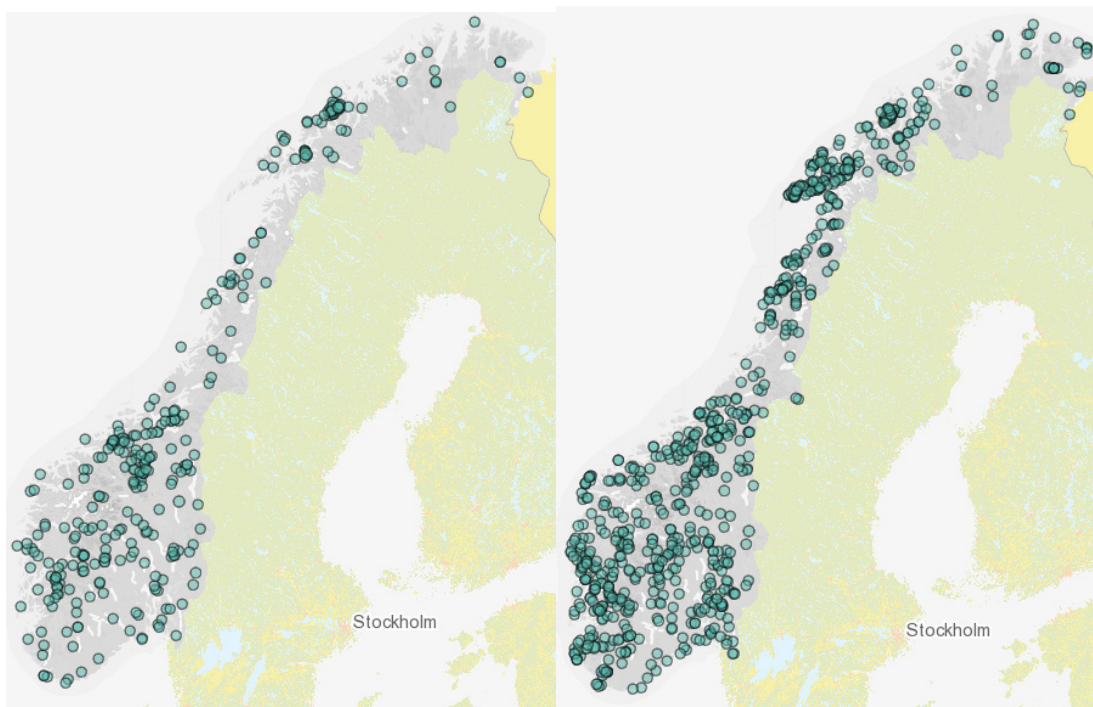
I likhet med fellingstall for landet som helhet viser også fellingstall for de seks fylkene med høyest antall skutte rødrever en relativt stabil avskytning (**Figur 3.1.4**). Imidlertid viser også her fylkene Trøndelag og Innlandet en svak nedgang i siste del av denne perioden. Det er også mulig å se den samme dynamikken i toppår på fylkesnivå som vi ser på landsbasis (**Figur 3.1.2**), men det er ikke alle fylkene som viser toppår samme (**Figur 3.1.4**). Dette samsvarer med vår kunnskap om at smågnagerår ikke alltid inntreffer samtidig over hele landet (e.g. Framstad 2014).

## 3.2 Røyskatt (*Mustela erminea*)

### 3.2.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Det er gjort observasjoner av røyskatt praktisk talt over hele landet (**Figur 3.2.1**) og røyskatt er da også det rovpattedyret som har størst utbredelse i landet (Bevanger 2012). Selv om det ikke finnes gode bestandstall for røyskatt er det grunn til å tro at bestanden de siste åra har vært i svak vekst. Dette indikeres av rapporterte observasjoner til Artsdatabanken (2010-14: 394 obs., 2015-2019: 969 obs. **Figur 3.2.1**) og av jaktstatistikken, gitt at disse i rimelig grad gjenspeiler endringer i bestanden. Imidlertid er bestandsutviklingen usikker og i stor grad bl.a. avhengig av smågnagertilgang.





**Figur 3.2.1.** . Rapporterte observasjoner av røyskatt til Artsdatabanken fra 2010-2014 (venstre) og 2015-2019 (høyre) (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>).

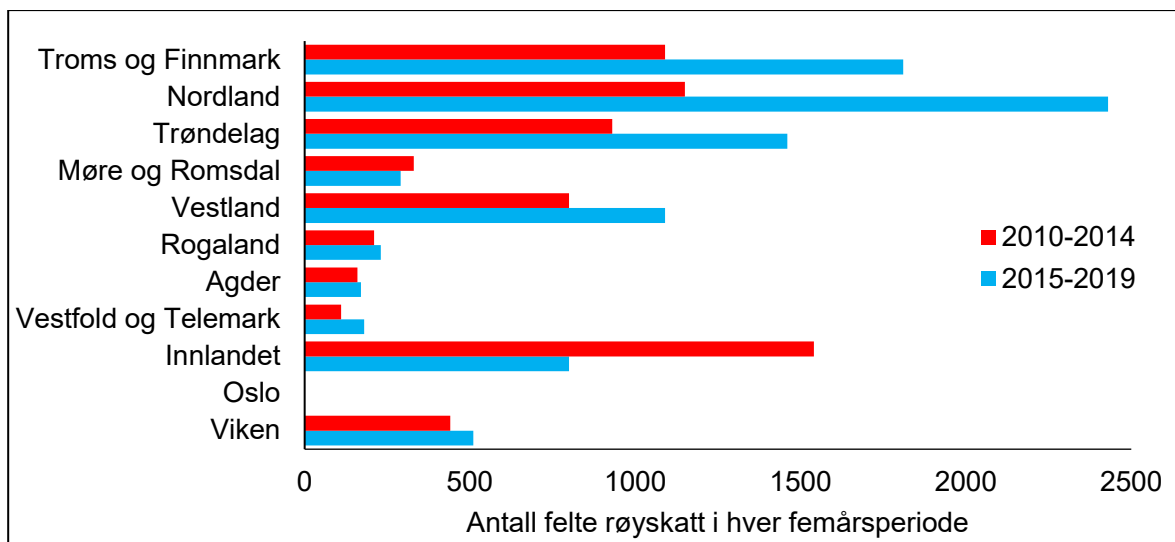
### 3.2.2 Oversikt over jakt- og fangststatistikk, og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 21.08 til og med 15.03.

Som vist i **Figur 3.2.2** ble det årlig felt omtrent 730–2400 røyskatter i perioden 2010/11 til 2019/20, med topp i sesongene 2011/12, 2015/16 og 2018/19 (se også **kap. 3.1.2**). Avskytningen har i hele perioden vært relativt stabil, men med karakteristiske toppen og bunnen ca. hvert 3. år. Toppene sammenfaller eller er litt forskjøvet i forhold til tilsvarende toppen i smånagerbestandene (Framstad 2014). Dette er et klassisk mønster som viser at røyskatten er avhengig av god smånageretilgang for at den skal ha vellykket reproduksjon.

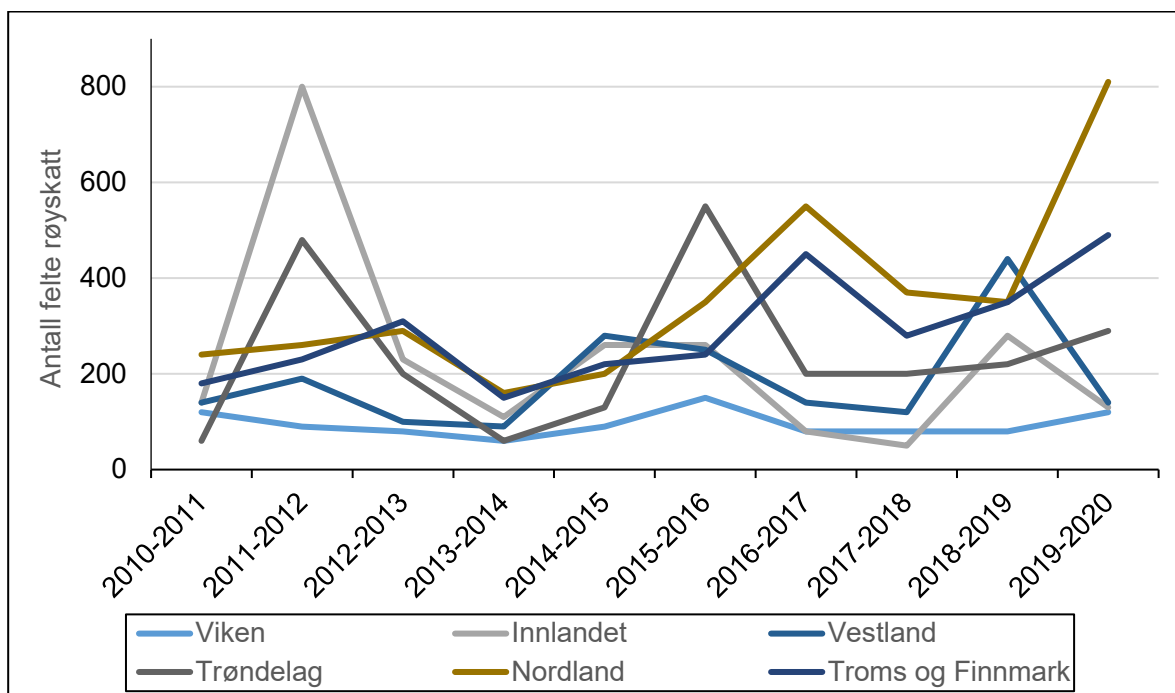


**Figur 3.2.2.** Antall skutte og fangstede røyskatter på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 3.2.3.** Gjennomsnittlig antall skutte og fangstede røyskatter i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

En sammenligning av gjennomsnittlig antall røyskatter skutt/fanget på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20 er vist i **Figur 3.2.3**. Med unntak av Innlandet er det skutt noen flere røyskatter i siste 5-årsperiode. Dette bildet finner vi også igjen i **Figur 3.2.4**, men her kan vi se at det hovedsakelig er toppåret 2011/12 som nok er årsaken til dette avviket for Innlandets del. For øvrig ser vi at fylker som Trøndelag, Nordland og Troms og Finnmark jevnt over ligger noe høyere enn de øvrige fylkene (**Figur 3.2.4**).



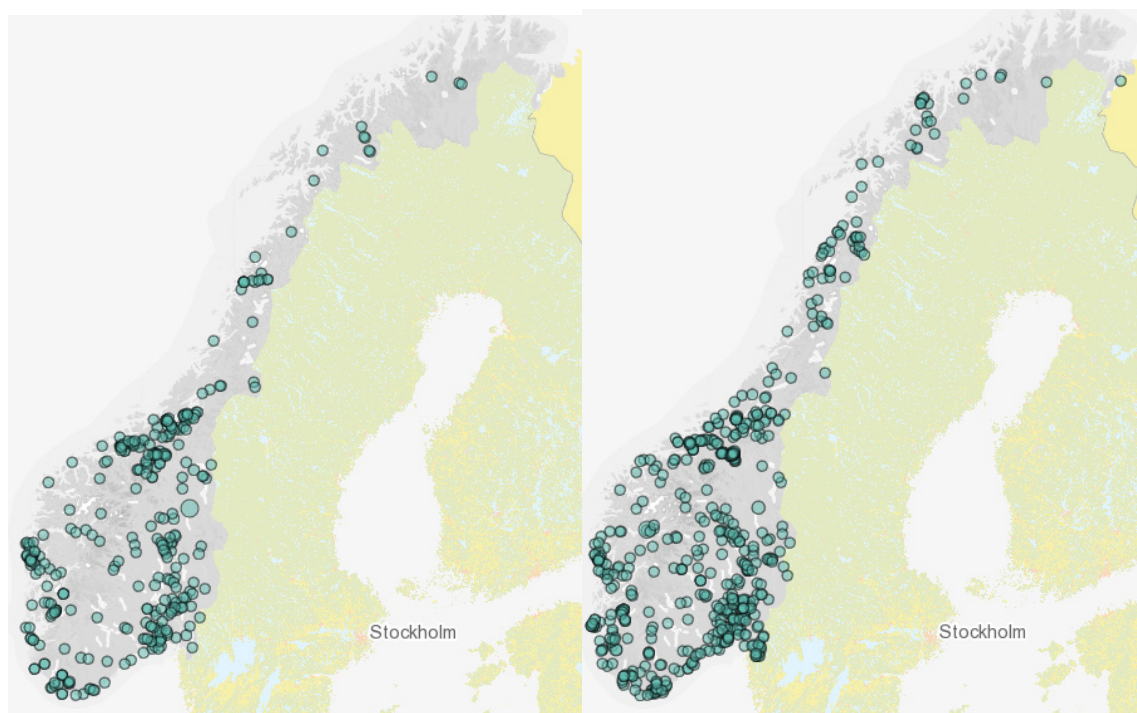
**Figur 3.2.4.** Antall skutte og fangstede røyskatter fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte røyskatter er høyest. Data er hentet fra SSB.



### 3.3 Mår (*Martes martes*)

#### 3.3.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Det er gjort observasjoner av mår praktisk talt over hele landet (**Figur 3.3.1**). Selv om det ikke finnes gode bestandstall for mår er det grunn til å tro at bestanden de siste 10-20 åra har vært relativt stabil. Dette indikeres av rapporterte observasjoner til Artsdatabanken (2010-14: 472 obs., 2015-2019: 741 obs. **Figur 3.3.1**) og av jaktstatistikken (**Figur 3.3.2**), gitt at disse i rimelig grad gjenspeiler endringer i bestanden. Imidlertid er bestandsutviklingen usikker og i stor grad bl.a. avhengig av smågnagertilgang.

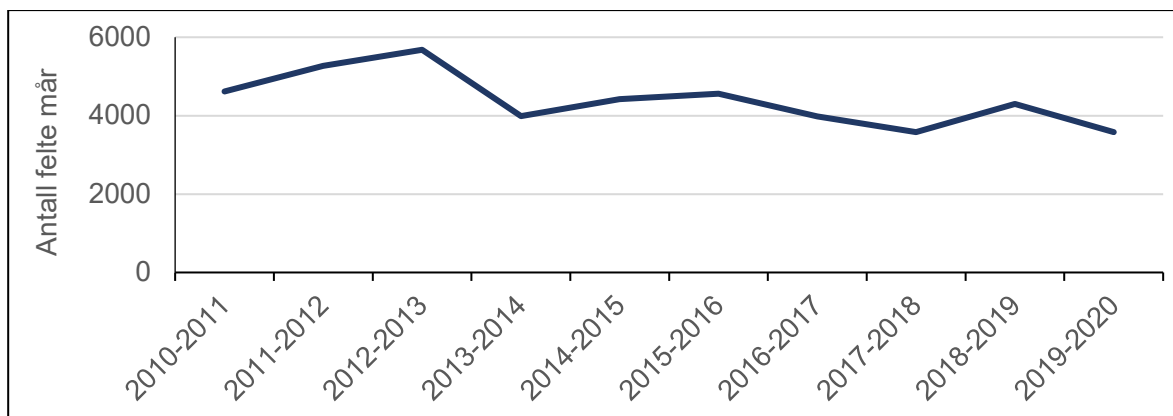


**Figur 3.3.1.** . Rapporterte observasjoner av mår til Artsdatabanken fra 2010-2014 (venstre) og 2015-2019 (høyre) (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>).

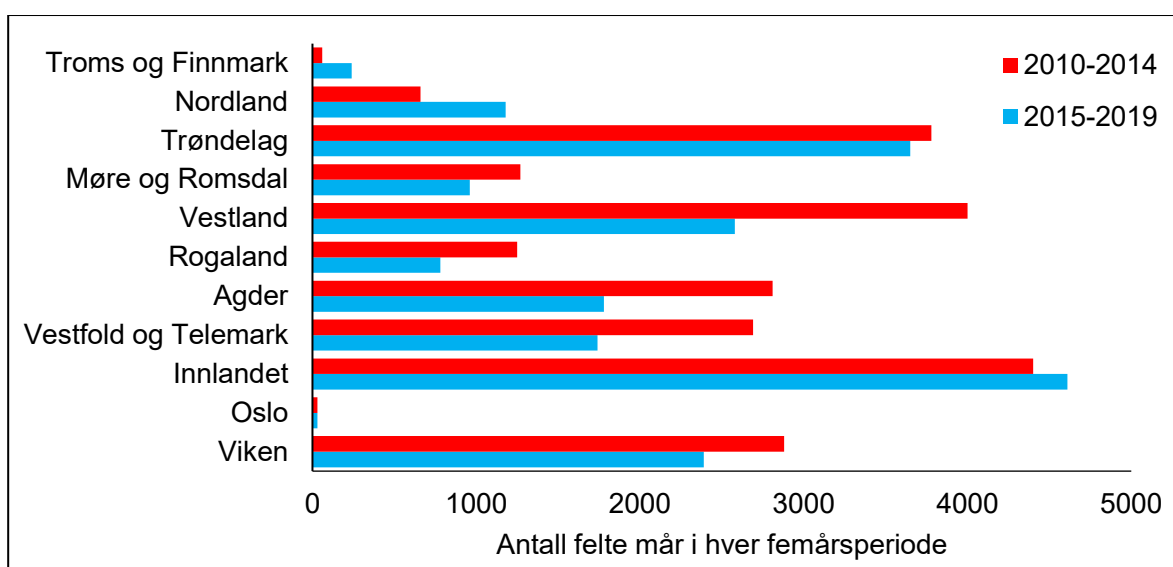
#### 3.3.2 Oversikt over jakt- og fangststatistikk, og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 15.11 til og med 15.03.

Som vist i **Figur 3.3.2** ble det årlig felt 3500–5700 mår i perioden 2010/11-2019/20. Som vi ser har avskytingen i hele perioden vært noenlunde stabil eller svakt avtagende, men med en del variasjon mellom år. I 2010/11 var det til dels store mengder smågnagere i mange deler av landet, og enkelte steder var det bra med smågnagere det påfølgende året (Framstad 2014). Dette kan være en av årsakene til at vi ser høye avskytningsstall for mår i disse to sesongene. Interessant er det også å se at både 2015/16 og 2018/19 viser avskytningsstatistikken små topper (**Figur 3.3.2**). Dette sammenfaller med tilsvarende topper for både røyskatt og rødrev og er slik sett en god indikasjon på at jaktstatistikken speiler bestandssituasjonen for alle disse tre artene som responderer positivt på god smågnagertilgang.



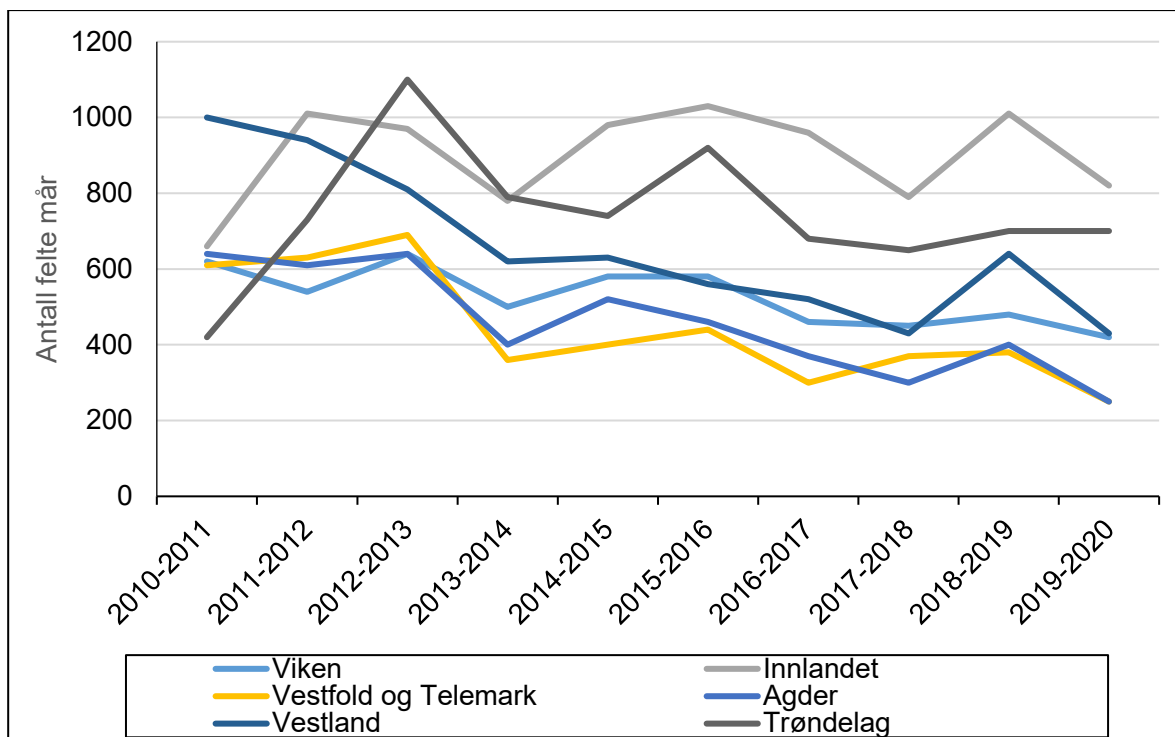
**Figur 3.3.2.** Antall felte mår på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 3.3.3.** Gjennomsnittlig antall skutte og fangstede mår i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

En sammenligning av gjennomsnittlig antall skutte mår på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20 er vist i **Figur 3.3.3**. Med unntak av Innlandet og Nordland er det gjennomgående lavere uttak i siste 5-årsperiode sammenlignet med første. Dette reflekterer en svakt avtagende avskyting på landsbasis som også vist i **Figur 3.3.2** for de to periodene.

I likhet med fellingstall for landet som helhet viser også fellingstall for de seks fylkene med høyest antall skutte mår et svakt avtagende uttak i hele perioden, men med noe større variasjon i fra 2010/11, spesielt for fylker med flest skutt mår (Innlandet, Vestland, Trøndelag) (**Figur 3.3.4**).

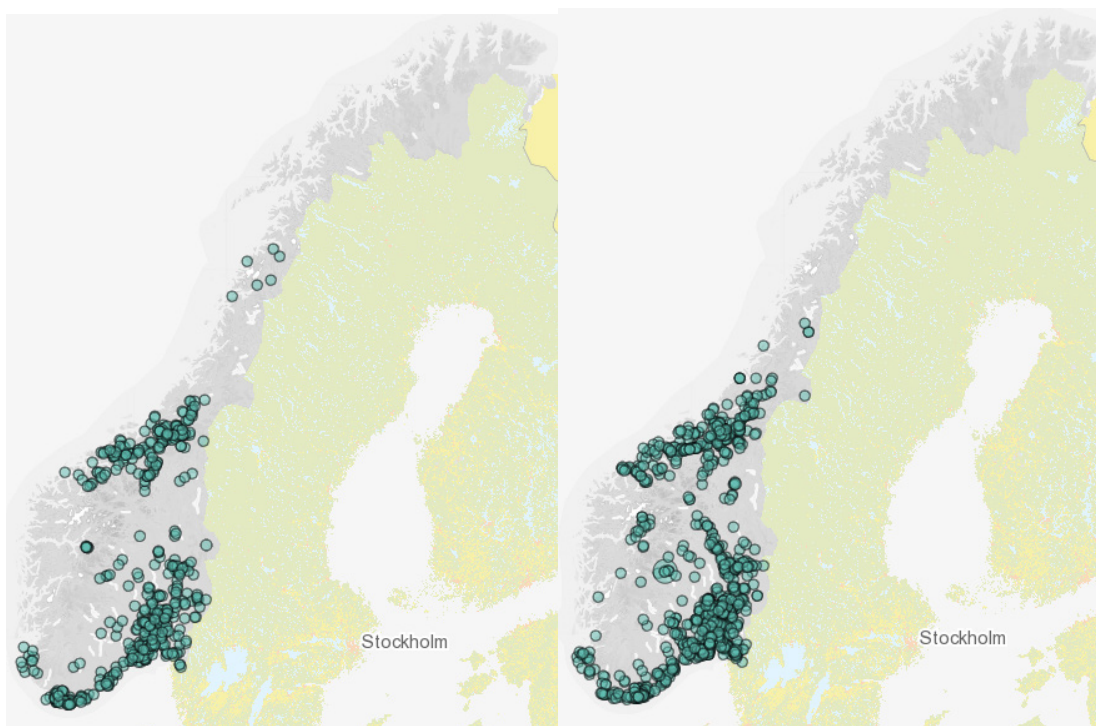


**Figur 3.3.4.** Antall skutte og fangstede mår fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte mår er høyest. Data er hentet fra SSB.

## 3.4 Grevling (*Meles meles*)

### 3.4.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

I deler av Vestland og i de to nordligste fylkene forekommer grevling sporadisk og det finnes ennå sannsynligvis ingen fast stamme. Vi har ingen gode bestandsoverslag for grevling, men basert på rapporterte observasjoner til Artsdatabanken (2010-14: 652 obs., 2015-2019: 1400 obs. **Figur 3.4.1**), er det grunn til å tro at bestanden er relativt stabil eller i svak vekst. Imidlertid viser jaktstatistikken (**Figur 3.4.2**) en litt annen utvikling, med svakt avtagende bestand. Det er usikkert hvilke av disse bestandsindikatorerne som i størst grad gjenspeiler endringer i bestanden.

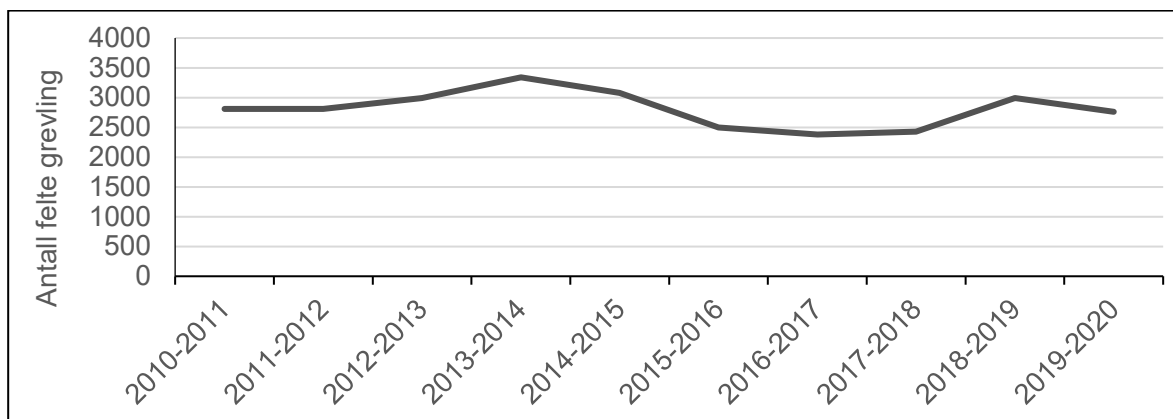


**Figur 3.4.1.** Rapporterte observasjoner av grevling til Artsdatabanken fra 2010-2014 (venstre) og 2015-2019 (høyre) (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>).

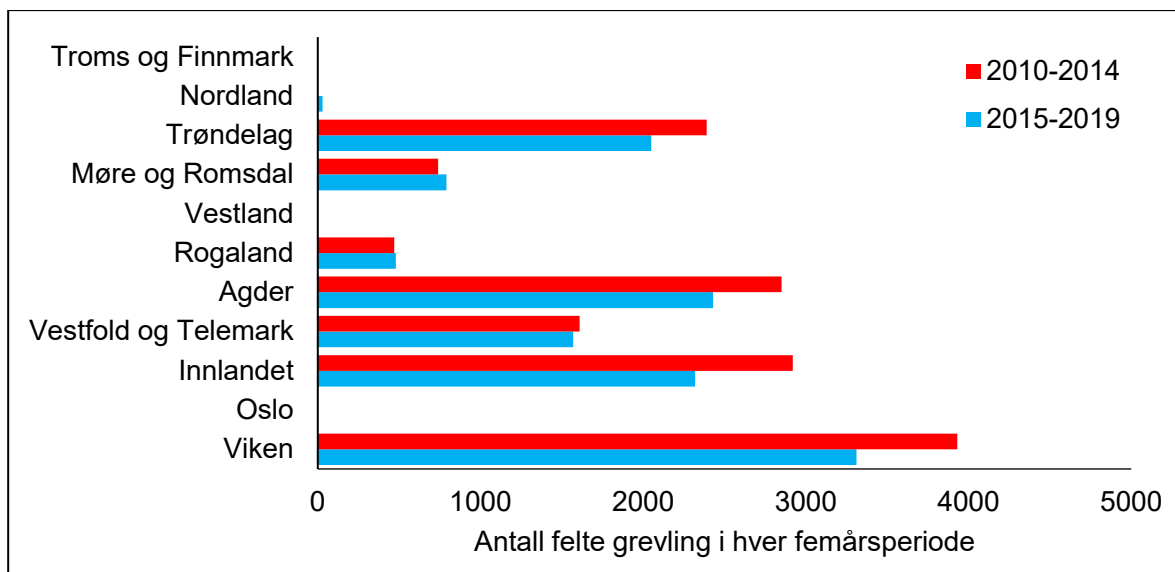
### 3.4.2 Oversikt over jakt- og fangststatistikk, og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 21.08 til og med 31.01.

Som vist i **Figur 3.4.2** ble det årlig felt 2400–3300 grevlinger i perioden 2010/11-2019/20, med en viss variasjon mellom år, men med relativt stabilt eller svakt avtagende uttak gjennom hele perioden.



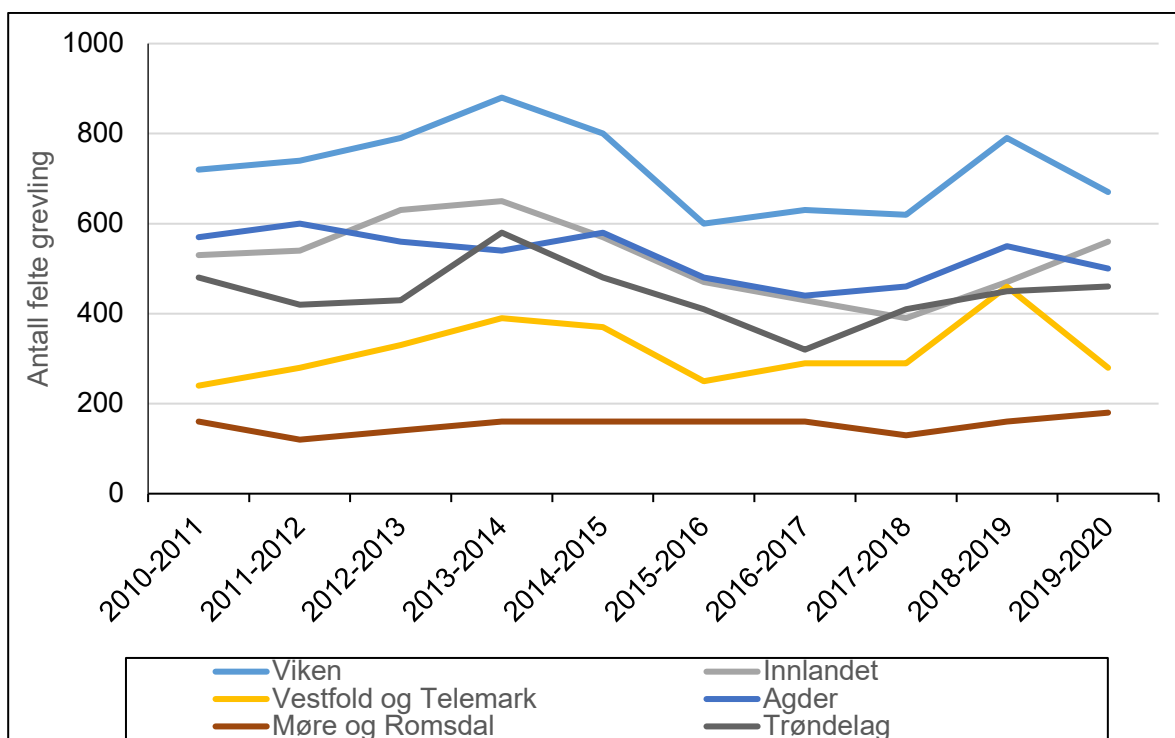
**Figur 3.4.2.** Antall skutte og fangstede grevlinger på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 3.4.3.** Gjennomsnittlig antall skutte og fangstede grevlinger i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

En sammenligning av gjennomsnittlig antall skutte grevlinger på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20 er vist i **Figur 3.4.3**. I flere fylker er det gjennomgående høyere uttak i første 5-årsperiode sammenlignet med siste. Fordi disse fylkene også er fylker hvor uttaket av grevling er størst, får dette seg også utslag på landsbasis (**Figur 3.4.2**).

I likhet med fellingstall for landet som helhet (**Figur 3.4.2**) viser også fellingstall for de seks fylkene med høyest antall skutte grevlinger er svakt avtagende trend fra sesongen 2014/15 til 2019/20 (**Figur 3.4.4**).



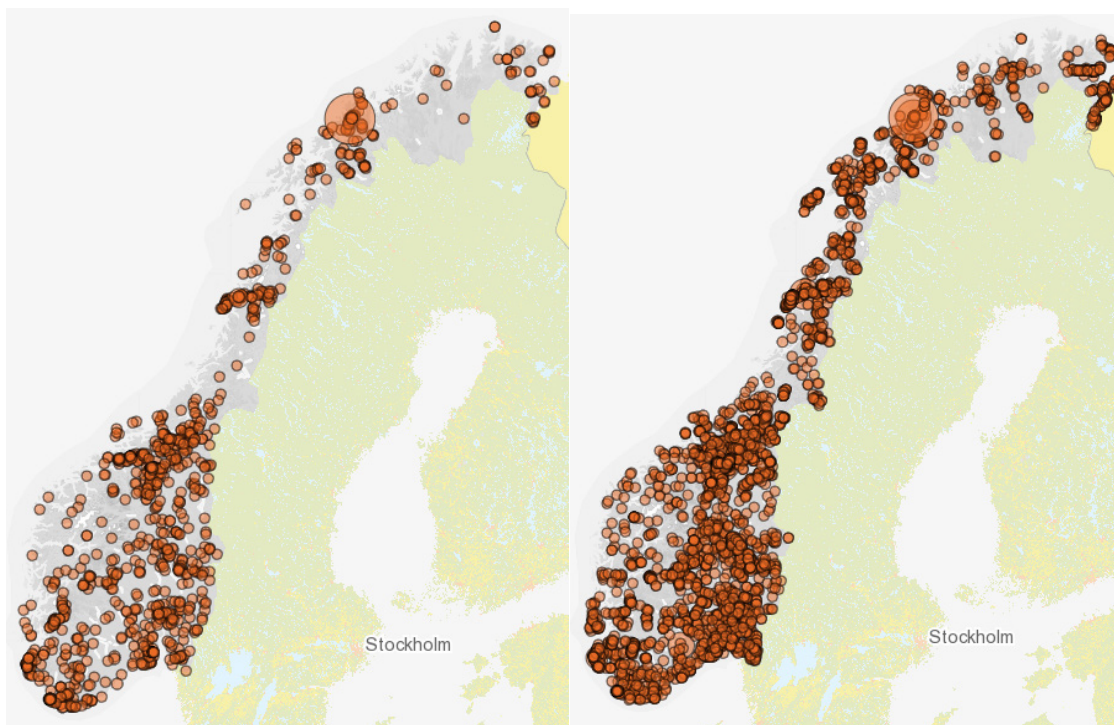
**Figur 3.4.4.** Antall skutte og fangstede grevlinger fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte grevlinger er høyest. Data er hentet fra SSB.



## 3.5 Hare (*Lepus timidus*)

### 3.5.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Vi har ingen gode bestandsoverslag for hare, men basert på rapporterte observasjoner til Artsdatabanken (2010-14: 1800 obs., 2015-2019: 5185 obs. **Figur 3.5.1**) indikerer dette en vekst i harebestanden siste 5-års periode. Imidlertid indikerer jaktstatistikken i samme periode en svak nedgang (**Figur 3.5.2**). Hva årsaken til dette motstridende bildet skyldes er vanskelig å si, men det er mulig å tenke seg at folk har blitt mer bevisst i sin rapportering til Artsobservasjoner i Artsdatabanken etter at haren ble kategorisert som «nær truet» i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) og at vi derfor får en tilsynelatende sterk økning fra 2010-14 til 2015-19 (**Figur 3.5.1**). Men hvorvidt jaktstatistikken gir et mer korrekt bilde av bestandsendringen i denne perioden er vanskelig å si, selv om man tidligere har ment at den gjenspeiler større endringer i bestanden (Pedersen & Pedersen 2012).



**Figur 3.5.1.** Rapporterte observasjoner av hare til Artsdatabanken fra 2010-2014 (venstre) og 2015-2019 (høyre) (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>).

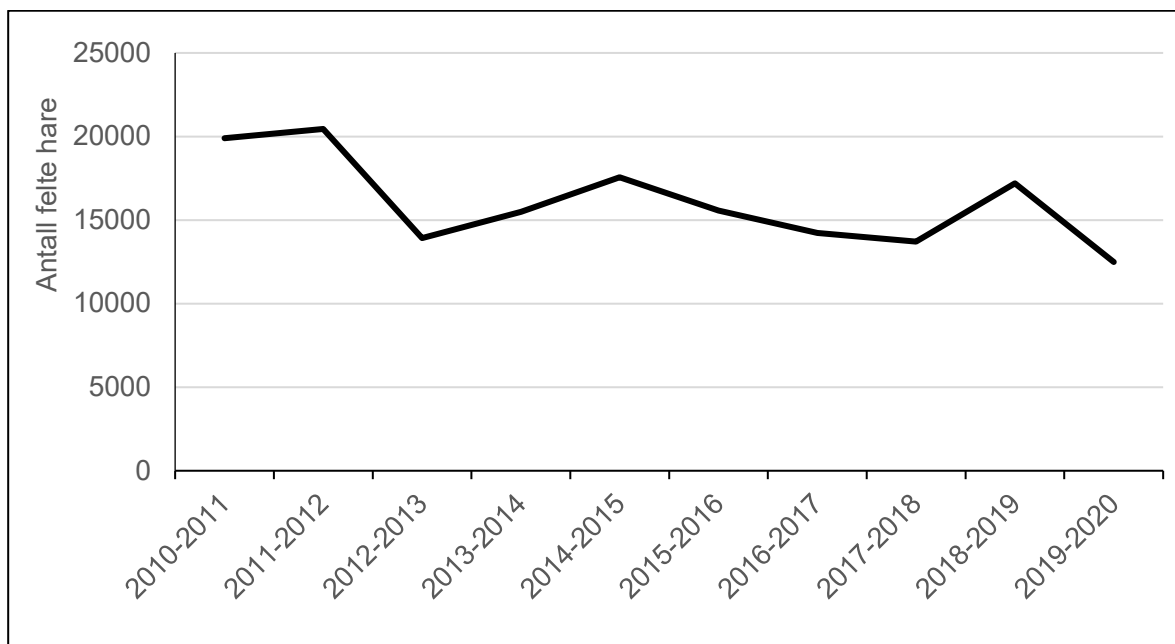
### 3.5.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet, med det unntak som nevnes nedenfor, fra 10.09 til og med 28.02/29.02.

Finnmark og Troms fylker og Narvik, Ballangen og Evenes kommuner samt den delen av Tysfjord kommune som ligger nord for Tysfjorden/Hellefjorden i Nordland fylke fra 10.09 til og med 15.03.

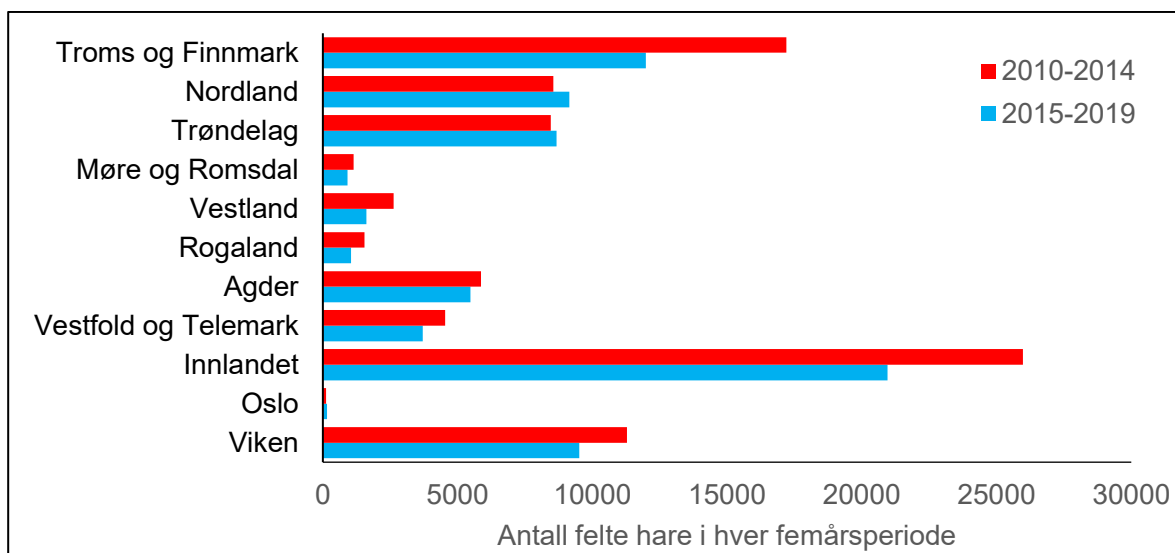
Som vist i **Figur 3.5.2** ble det felt ca 20 000 harer i sesongen 2010/11, mens dette har avtatt relativt jevnt gjennom hele perioden til ca 13 000 harer i sesongen 2019/20. Med unntak av noen perioder med svak oppgang eller stabilt uttak har hovedtrenden vært en reduksjon i fellingstall. Det har blitt framsatt flere forklaringer på denne nedgangen i fellingstall, men

sannsynligvis gjenspeiler dette hovedsakelig en reduksjon i bestanden (Pedersen & Pedersen 2012).



**Figur 3.5.2.** Antall skutte harer på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.

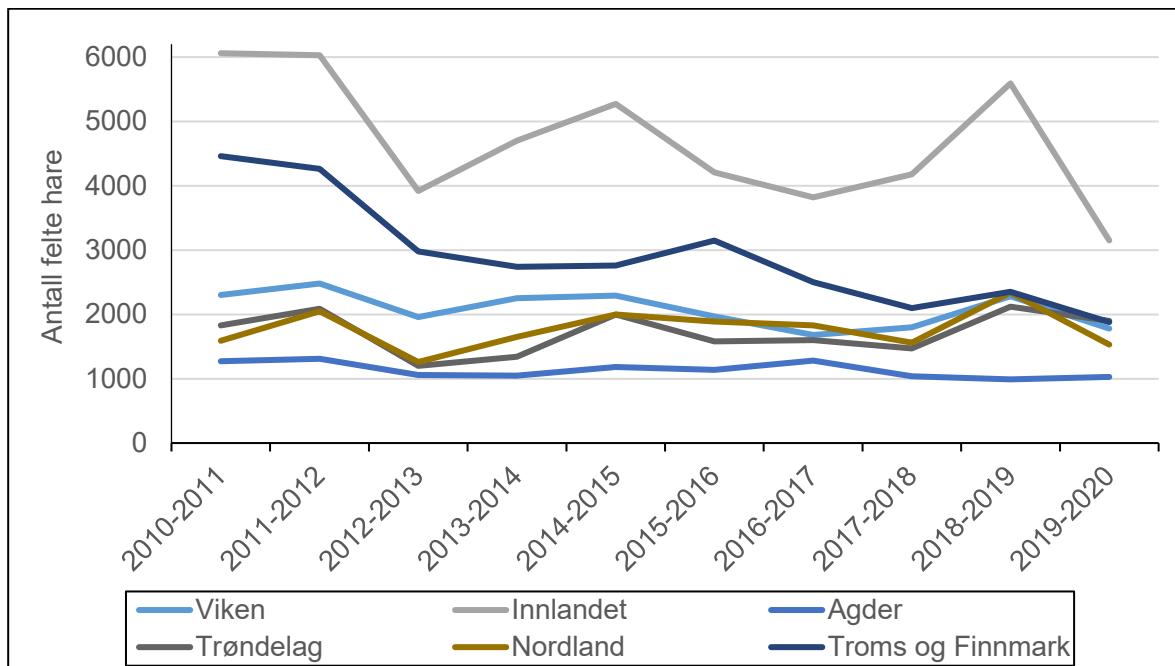
En sammenligning av gjennomsnittlig antall harer skutt på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20 er vist i **Figur 3.5.3**. I fylkene Troms og Finnmark, Innlandet og til dels Viken, hvor det relativt sett er skutt mye hare, ser vi at det er skutt til dels vesentlig færre harer i siste periode sammenlignet med første. Dette gjenspeiles i den generelle nedgangen på landsbasis (**Figur 3.5.2**).



**Figur 3.5.3.** Gjennomsnittlig antall skutte harer i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

Fellingstall for seks fylker med høyest antall skutte harer i perioden 2010/11 til 2019/20 er vist i **Figur 3.5.4**. Fylkene med høyest antall felte harer (Finnmark og Troms, Innlandet, Viken) viser

til dels stor variasjon mellom år i denne periode, men relativt sett en avtagende trend, noe som påvirker totalbildet på landsbasis (**Figur 3.5.2**).



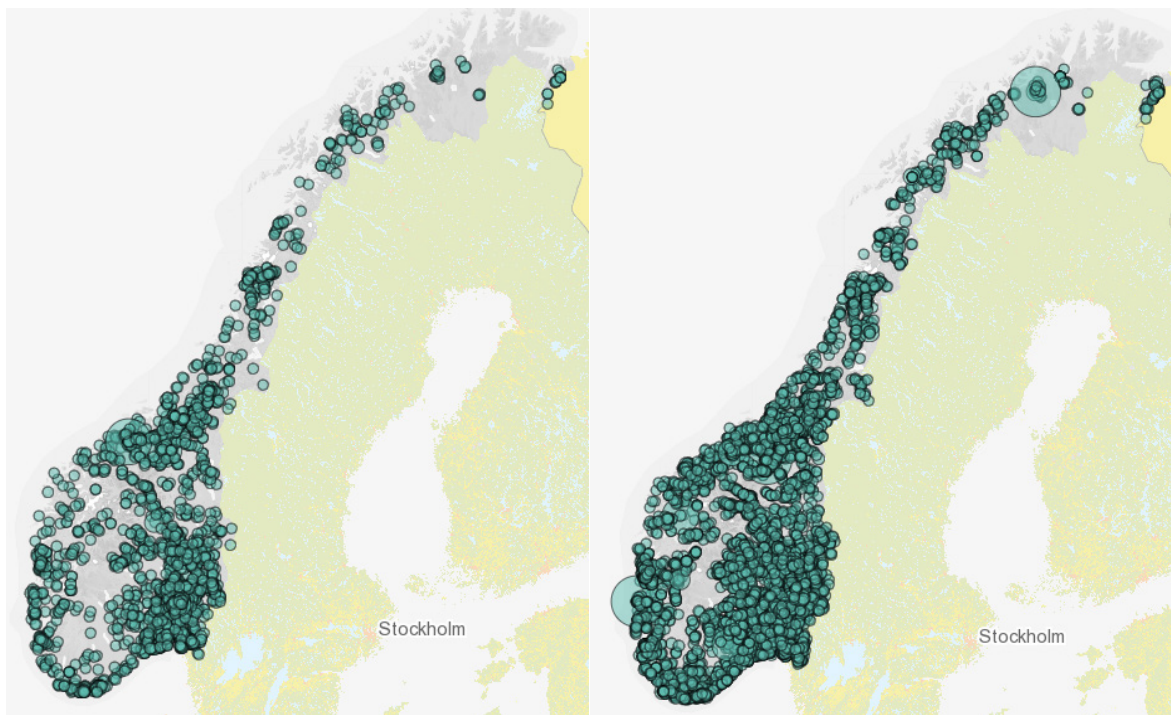
**Figur 3.5.4.** Antall skutte harer fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte harer er høyest. Data er hentet fra SSB.

## 3.6 Ekorn (*Sciurus vulgaris*)

### 3.6.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Vi har ingen gode bestandsoverslag for ekorn, men basert på rapporterte observasjoner til Artsdatabanken (2010-14: 3905 obs., 2015-2019: 17792 obs. **Figur 3.6.1**) og av jaktstatistikken (**Figur 3.6.2**), gitt at disse i rimelig grad gjenspeiler endringer i bestanden, er det grunn til å anta at bestanden er i vekst i siste 5-årsperiode. Men bestanden av ekorn kan svinge sterkt bl.a. avhengig av frøtilgang fra bartrær og generelt sett er kunnskapsgrunnlaget for denne artens bestandsforhold svært dårlig (Henriksen & Hilmo 2015).



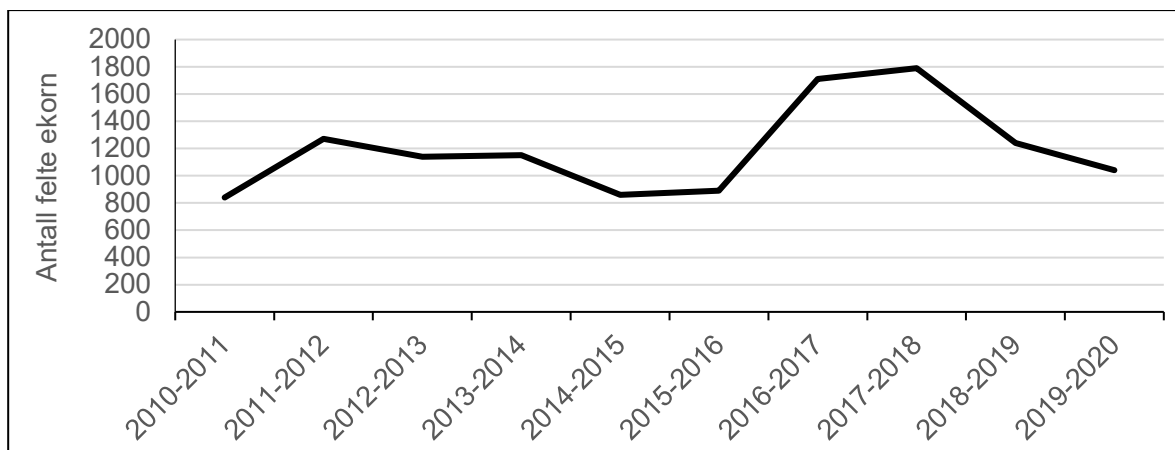


**Figur 3.6.1.** Rapporterte observasjoner av ekorn til Artsdatabanken fra 2010-2014 (venstre) og 2015-2019 (høyre) (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>).

### 3.6.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

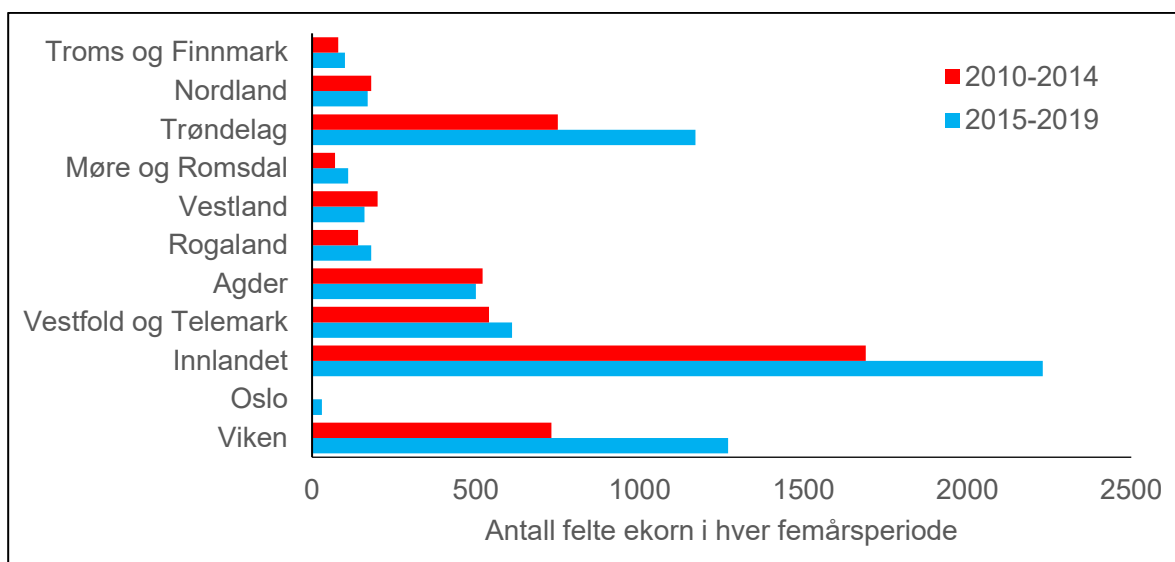
Gjeldende jakttider; hele landet 01.11 til og med 15.03

Som vist i **Figur 3.6.2** ble det årlig felt mellom 800–1800 ekorn i perioden 2010/11 til 2019/20. Avskytingen har i hele perioden vært relativt stabil, med unntak av 2016-2018. Slike topper i avskyting av ekorn henger gjerne sammen med et godt granfrøår. Gode frøår kommer gjerne med ca. 10 års mellomrom og vi hadde godt frøår i 2006/07 (Mæhlum 2006). Fra Agder rapporteres det om godt frøår for gran i 2016 (Selås 2020). Selv om ikke Agder er et fylke med stor avskyting av ekorn (**Figur 3.6.3**), kan dette indikere at gran i andre deler av landet hvor avskyting av ekorn er vesentlig større også hadde gode frøår omtrent på samme tid.



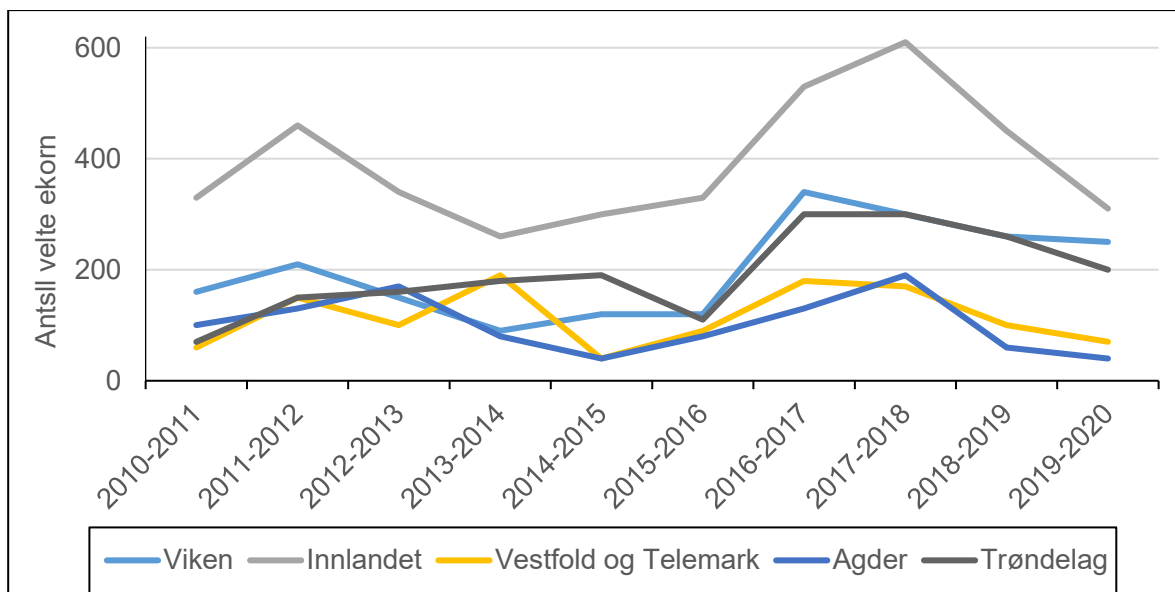
**Figur 3.6.2.** Antall skutte ekorn på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.

En sammenligning av gjennomsnittlig antall ekorn skutt på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20 er vist i **Figur 3.6.3**. Vi ser at i de tre fylkene med størst avskyting av ekorn (Trøndelag, Innlandet, Viken) er det felt klart flere ekorn i siste 5-årsperiode i forhold til første periode. Dette kan indikere at det har vært gode frøår i disse tre fylkene i siste periode.



**Figur 3.6.3.** Gjennomsnittlig antall skutte ekorn i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

I likhet med fellingstall for landet som helhet viser også fellingstall for de seks fylkene med høyest antall skutte ekorn et relativt stabilt uttak i hele perioden med unntak av årene 2016-2018. I Innlandet fylke, hvor det skytes desidert flest ekorn, er det imidlertid svært stor variasjon mellom år (**Figur 3.6.4**).

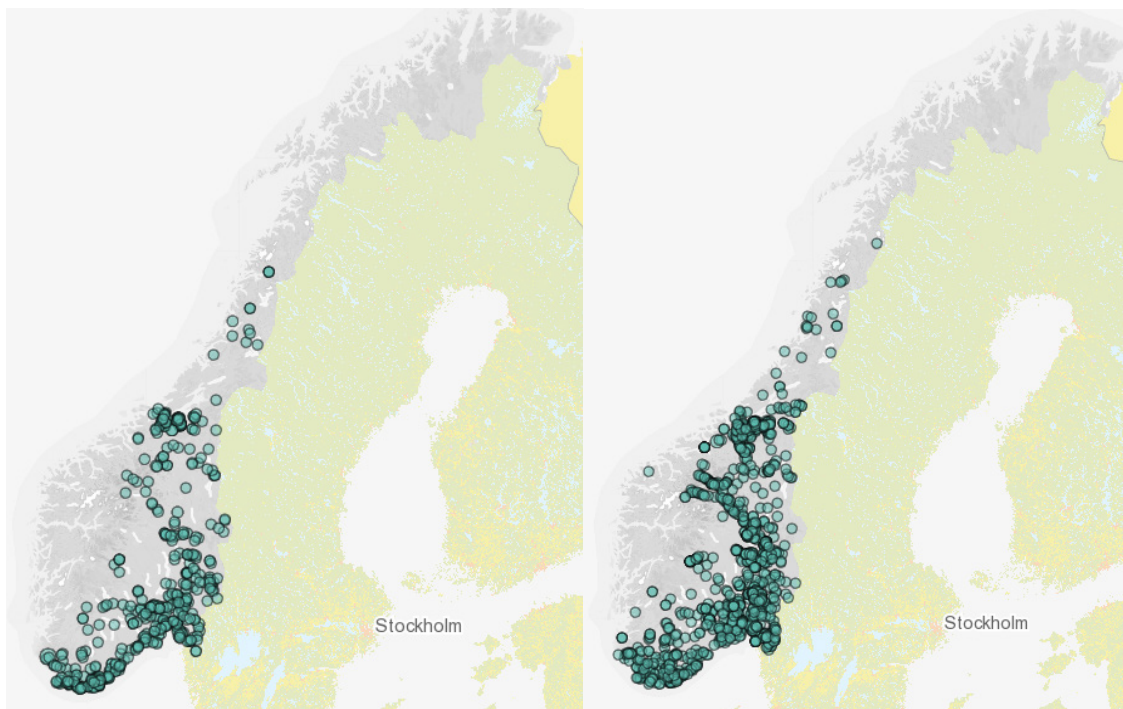


**Figur 3.6.4.** Antall skutte ekorn fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de fem fylkene hvor totalt antall skutte ekorn er høyest. Data er hentet fra SSB.

## 3.7 Bever (*Castor fiber*)

### 3.7.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

I likhet med andre mindre pattedyrarter finnes det ikke gode bestandstall for bever, men basert på rapporterte observasjoner til Artsdatabanken (2010-14: 659 obs., 2015-2019: 1596 obs. **Figur 3.7.1**) er det grunn til å tro at bestanden er i vekst i siste 5-årsperiode. Imidlertid indikerer jaktstatistikken en svak nedgang (**Figur 3.7.2**). Bestandsutviklingen er derfor usikker. Vi antar i dag at bestanden i Norge er minst 50 000 dyr (Frank Rosell pers. med.).

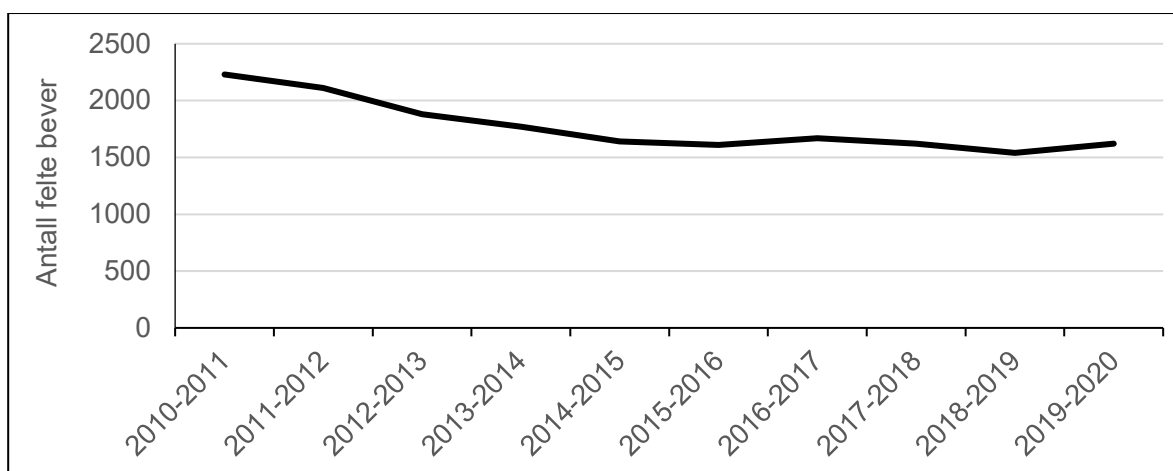


**Figur 3.7.1.** Rapporterte observasjoner av bever til Artsdatabanken fra 2010-2014 (venstre) og 2015-2019 (høyre) (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>).

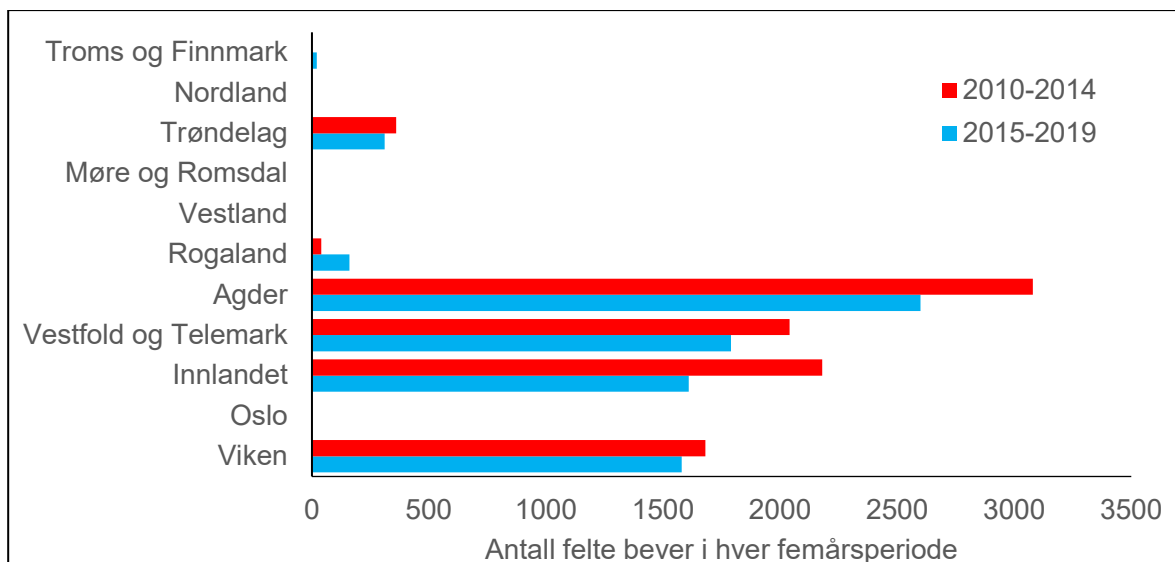
### 3.7.2 Oversikt over jakt- og fangststatistikk, og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; i de kommuner hvor det er åpnet adgang til beverjakt 01.10 til og med 30.04

Som vist i **Figur 3.7.2** ble det årlig felt mellom 1500 og 2100 bevere i perioden 2010/11 til 2019/20. Etter at det var en topp i avskyting av bevere i 1991/92 med over 5500 dyr skutt, har det vært en jevn nedgang i uttaket i hele perioden fram til 2013/14. Etter dette har uttaket flatet ut og vært litt over 1500 bever/år. Dette er samme nivå som uttaket var tidlig på 1980-tallet før bestandsuttaket nådde sin topp i 1991/92. Årsaken til denne nedgangen er usikker, men minkende interesse for beverjakt, nytt forvaltningsregime, reduserte bestander mm er fremsatt som mulige forklaringer (Parker & Rosell 2012).

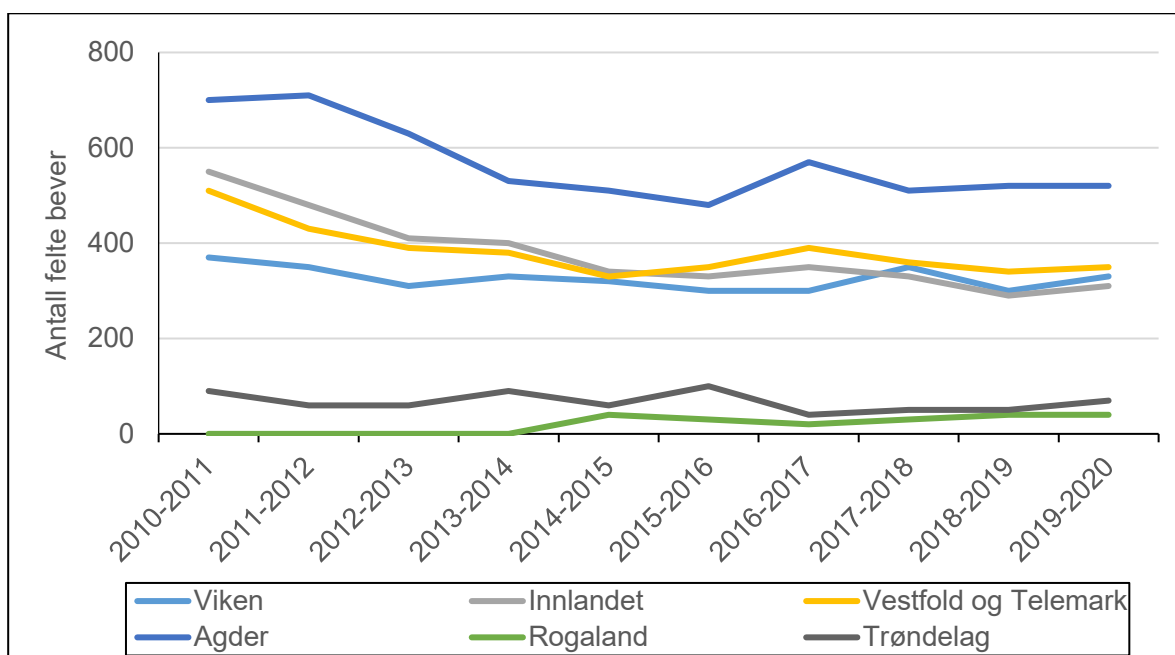


**Figur 3.7.2.** Antall skutte og fangstede bever på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.



**Figur 3.7.3.** Gjennomsnittlig antall skutte og fangstede bevere i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.

En sammenligning av gjennomsnittlig antall bevere skutt på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20 er vist i **Figur 3.7.3**. I de viktigste fylkene, Agder, Vestfold og Telemark og Innlandet ser vi at det ble skutt færre bevere i gjennomsnitt i siste periode sammenlignet med første. Dette er i tråd med den generelle nedgangen på landsbasis (**Figur 3.7.2**). De øvrige forskjellene skyldes først og fremst tilfeldigheter da antall skutte dyr uansett er svært lavt.



**Figur 3.7.4.** Antall skutte og fangstede bevere fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte bevere er høyest. Data er hentet fra SSB.

I likhet med fellingstall for landet som helhet viser fellingstall for fylker med høyest antall skutte bevere en svak nedgang i første del av perioden 2010/11-2019/20 for deretter å flate ut. I fylker med lavt fellingstall er uttaket jevnt over hele perioden (**Figur 3.7.4**).



## 4 Artsvis gjennomgang av status for fremmede arter

### 4.1 Mårhund (*Nyctereutes procyonoides*)

#### 4.1.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år



**Figur 4.1.1.** Rapporterte observasjoner av mårhund til Rovbase ([Rovbase](#)), Venstre kart viser døde individer, mens kartet til høyre viser dokumenterte eller antatt sikre observasjoner, en (åpen sirkel) eller flere (sort sirkel) observasjoner. Tall indikerer antall individer.

I **Figur 4.1.1** (venstre) vises antall døde mårhunder registrert i Norge siden 1983. Det er 16 individer totalt, men merk at de 4 på Agder (Åseral) er dyr fra ulovlig hold som ble avlivet (Erik Lund pers. medd).

Kartet til høyre viser antallet innmeldte observasjoner som er vurdert til dokumentert eller antatt sikker. Dette er totalt 24 individer, mens antall innmeldinger registrert er vesentlig høyere, totalt 1258.

Det er ikke observert mårhund i Norge siden 2015, men den raske etableringen i Europa tyder på at de vil komme til Norge og reprodusere i norske området innen de neste 50 år (Artsdatabanken 2018).

**Dørstokkart:** Risikokategori SE- Svært høy risiko (Artsdatabanken 2018).

#### 4.1.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

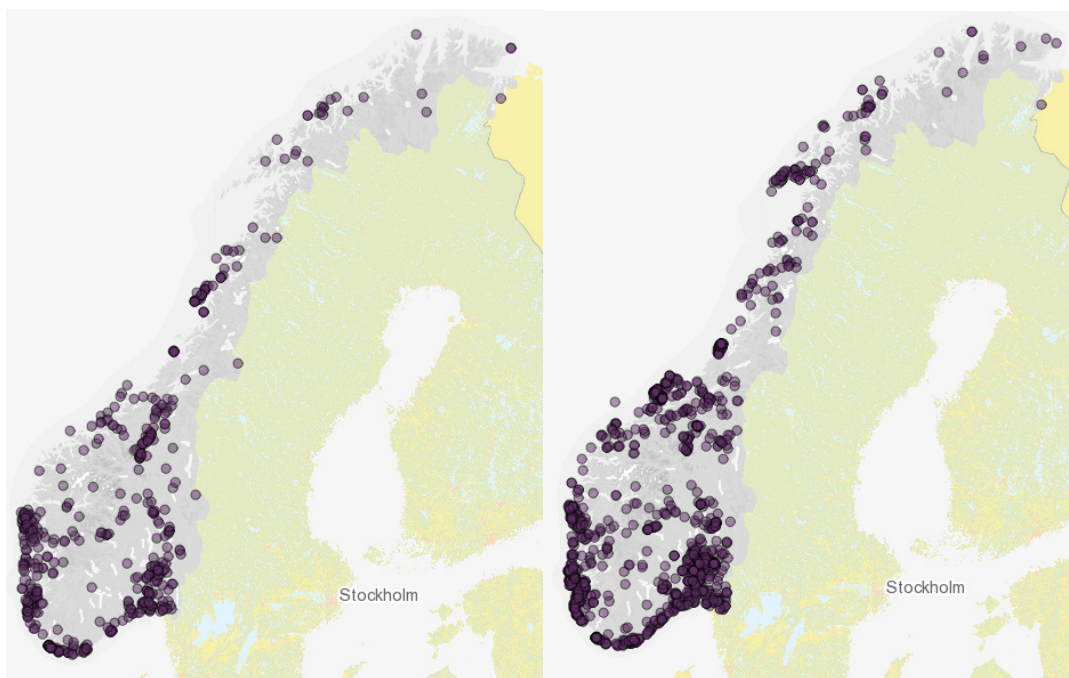
Gjeldende jakttider; hele landet fra 01.04 til og med 31.03

Det foreligger ikke jaktstatistikk for mårhund i Norge, og det er ikke drept mårhund i Norge siden november 2014 (Finnmark).

## 4.2 Mink (*Neovison vison*)

### 4.2.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Som for andre fremmede arter finnes det ikke gode bestandstall for mink, men basert på rapporterte observasjoner til Artsdatabanken (2010-14: 765 obs., 2015-2019: 1751 obs. **Figur 4.2.1**) er det grunn til å tro at bestanden er i vekst i siste 5-årsperiode. Imidlertid indikerer jaktstatistikken en svak nedgang eller relativt stabil bestand (**Figur 4.2.2**). Bestandsutviklingen er derfor usikker.

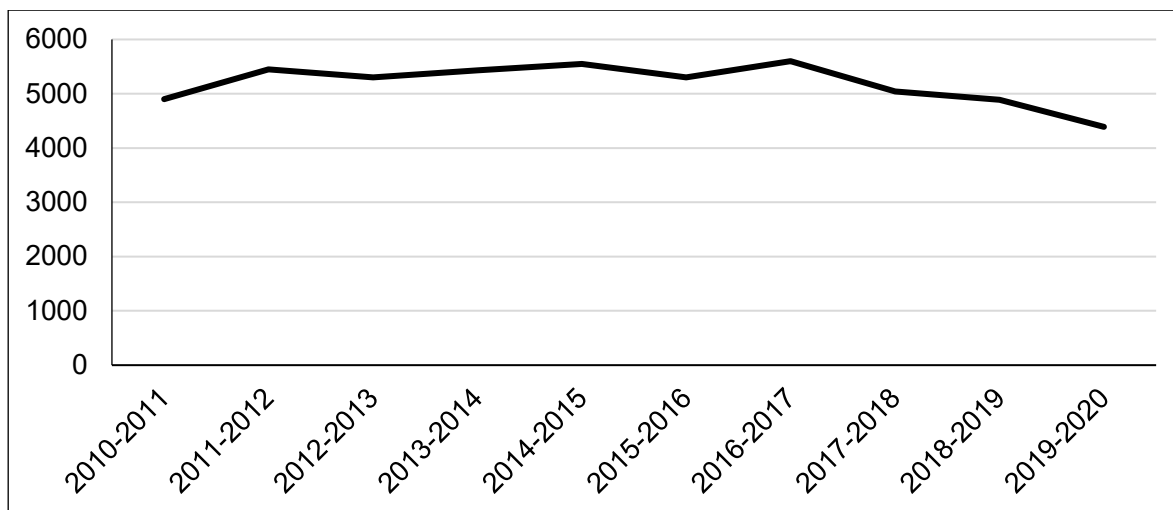


**Figur 4.2.1.** Rapporterte observasjoner av mink til Artsdatabanken fra 2010-2014 (venstre) og 2015-2019 (høyre) (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>).

**Fremmed art:** Risikokategori SE- Svært høy risiko (Artsdatabanken 2018).

### 4.2.2 Oversikt over jakt- og fangststatistikk, og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 01.04 til og med 31.03.



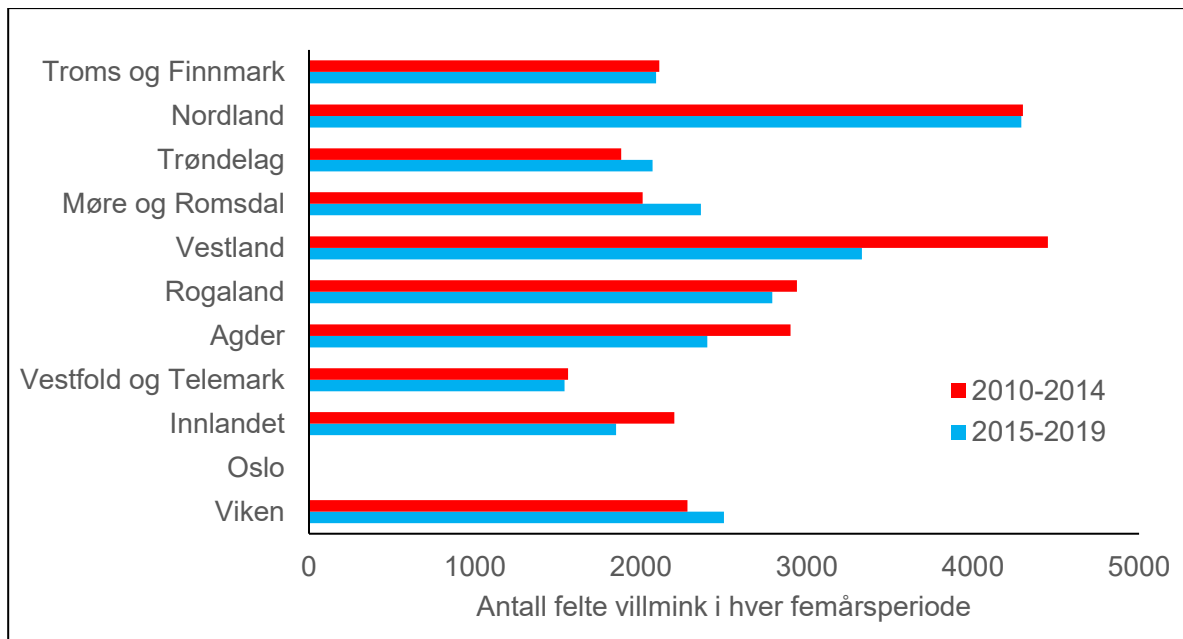
**Figur 4.2.2.** Antall skutte og fangstede mink på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.

En sammenligning av gjennomsnittlig antall skutte mink på fylkesnivå i 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **Figur 4.2.3**. Spesielt Hordaland og Rogaland hadde vesentlig større uttak i første periode sammenlignet med siste. Men for de fleste fylkene var det ingen stor forskjell mellom de to periodene.

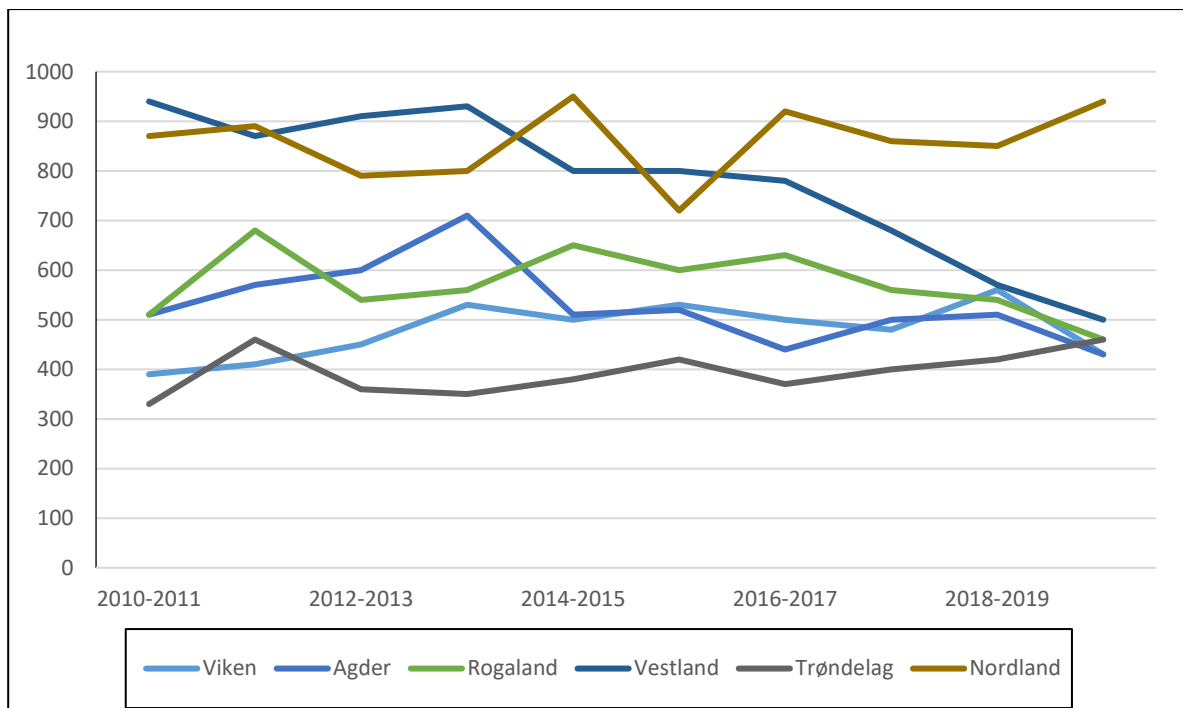
I likhet med fellingstall for landet som helhet (**Figur 4.2.2**) viser også fellingstall for de seks fylkene med høyest antall skutte mink en svakt nedadgående trend fra sesongen 2000/01 til 2014/15 (**Figur 4.2.4**). Selv om trenden kan sees for alle fylkene er den sterkest for de to fylkene med flest skutt mink totalt (Hordaland, Nordland).

For 6-årsperioden 2009/10 til 2014/15 finnes også fellingstall for mink oppgitt på kommunenivå (SSB 2015). **Figur 4.2.5** viser de 6 kommunene som i denne perioden hadde det totalt høyeste antall felte mink. Som vi ser er det kommuner som har igangsatt lokale prosjekter for å bekjempe mink som ledd i å redusere dødeligheten i for eksempel sjøfuglkolonier (bl.a. Karmøy, Smøla, Vega) som topper lista over flest felte mink. Om nedgangen vi ser på Karmøy fra 2009/10 til 2014/15 speiler en reell bestandsnedgang som resultat av bekjempelsen eller om dette skyldes andre forhold vites ikke.





**Figur 4.2.3.** Gjennomsnittlig antall skutte og fangstede mink i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.



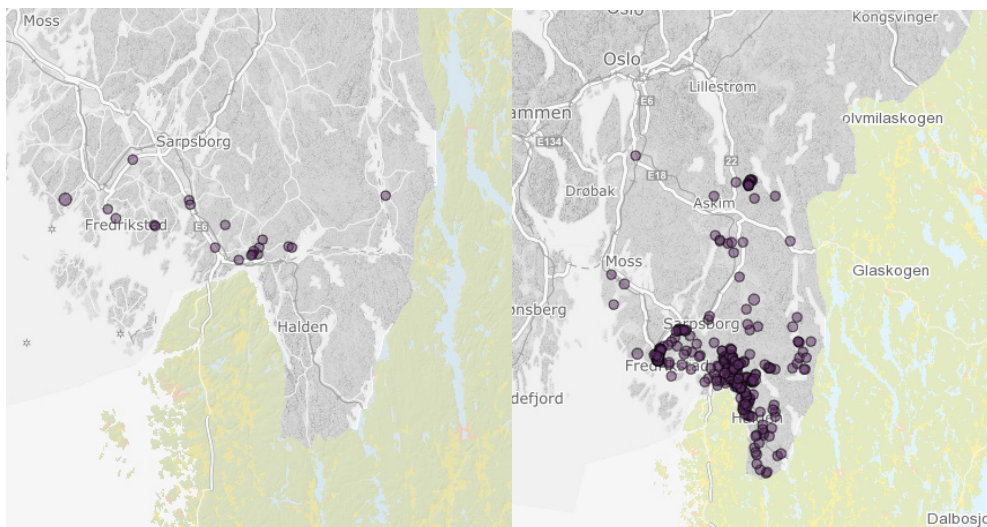
**Figur 4.2.4.** Antall skutte og fangstede mink fra sesongen 2010/11 til 2019/20 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte mink er høyest. Data er hentet fra SSB.

## 4.3 Sørhare (*Lepus europaeus*)

### 4.3.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Som vist i **Figur 4.3.1** foreligger få registrerte observasjoner av sørhare i Norge. Naturlig nok er de fleste fra Viken (tidligere Østfold og noen få fra tidligere Akershus). Det finnes ingen

bestandsovervåking av arten, men ifølge lokale harejegere i tidligere Østfold forekommer sørharen i stadig større antall. Observasjoner fra Artskart tyder også på at arten observeres oftere og lengre nord i perioden 2011-2021 enn i foregående tiårsperiode. Det er allikevel vanskelig å si om arten har blitt mer tallrik de siste 5 årene.



**Figur 4.3.1.** Rapporterte observasjoner av sørhare til Artsdatabanken fra 2000-2010 (venstre) og 2011-2021 (høyre) (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>)

**Fremmed art:** Risikokategori SE- Svært høy risiko (Artsdatabanken 2018).

### 4.3.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

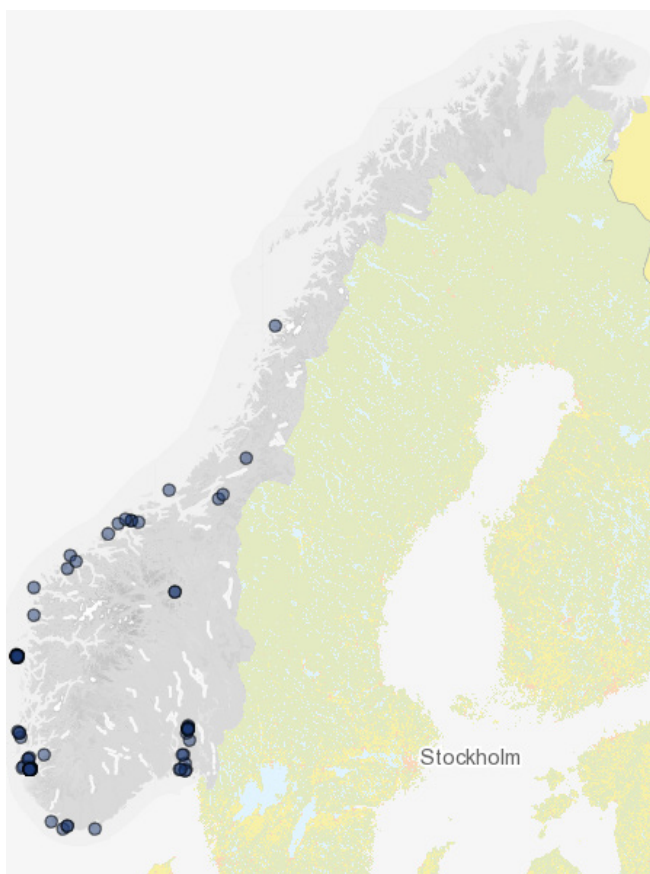
Gjeldende jakttider; hele landet fra 10.09 til og med 28.02/29.02

Det finnes ikke tilgjengelig jaktstatistikk for sørhare i Norge, selv om man ved siste rapportering i 2020/21 kan oppgi om man har skutt hare eller sørhare. Det er allikevel all grunn til å tro at de fleste sørharene blir skutt i sørøstre deler av Viken (tidligere Østfold). Sannsynligvis finnes sørharer i jaktstatistikk som oppgis for hare for dette fylket.

## 4.4 Kanin (*Oryctolagus cuniculus*)

### 4.4.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Forvillet kanin finnes sporadisk observert i Sør-Norge, men kanin har som villform kun overlevd på en lokalitet i Norge, på Fedje i Hordaland. På alle andre lokaliteter hvor arten ble satt ut på slutten av 1800-tallet synes den å ha dødd ut seinest på 1980-tallet (Artsdatabanken 2018). Kanin settes fortsatt ut fra fangenskap fra tid til annen. Som vist i **Figur 4.4.1** foreligger få observasjoner.



**Figur 4.4.1.** Rapporterte observasjoner av viltlevende kanin til Artsdatabanken (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>)

**Fremmed art:** Risikovurdering HI–Høy risiko (Artsdatabanken 2018).

#### 4.4.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

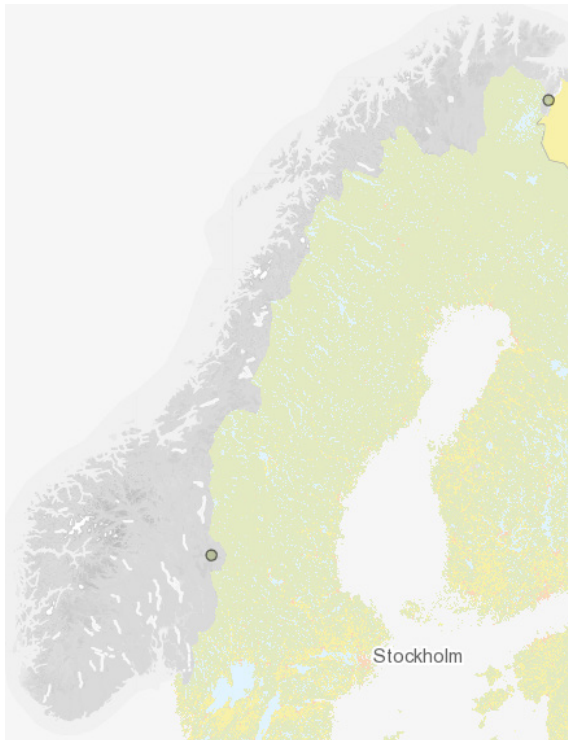
Gjeldende jakttider; hele landet fra 10.09 til og med 28.02/29.02

Det foreligger ikke jaktstatistikk for viltlevende kanin i Norge. Antallet som slipper ut fra fangenskap er sannsynligvis lavt, likeledes antall som blir skutt eller fanget.

### 4.5 Sumpbever (*Myocastor coypus*)

#### 4.5.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Sumpebever finnes ikke viltlevende i Norge, men slipper ut fra fangenskap fra tid til annen. Som vist i **Figur 4.5.1** foreligger svært få observasjoner fra de siste år.



**Figur 4.5.1.** Rapporterte observasjoner av sumpbever til Artsdatabanken (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>)

**Dørstokkart:** Ingen kjent risiko (Artsdatabanken 2018).

#### 4.5.2 Oversikt over jakt- og fangststatistikk, og geografisk fordeling av uttaket

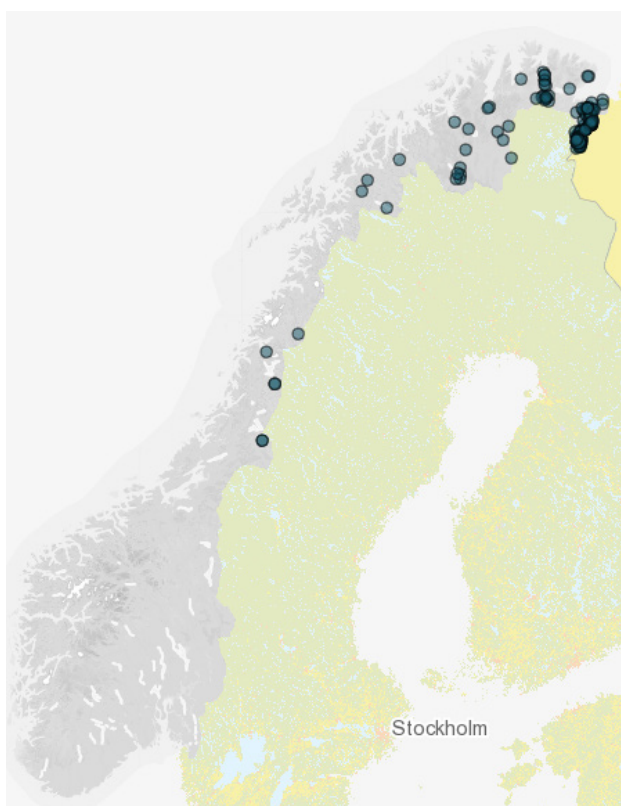
**Gjeldende jakttider;** hele landet fra 21.08 til og med 15.05

Det foreligger ikke jakt- og fangststatistikk for sumpbever i Norge. Antallet som slipper ut fra fangenskap er sannsynligvis lavt, likeledes antall som blir skutt eller fangstet.

## 4.6 Bisam (*Ondatra zibethicus*)

### 4.6.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Bisam ble påvist i Norge tidlig på 1960-tallet, mens etablering av faste bestander først ble påvist på midten av 1980-tallet. Disse finnes først og fremst i Troms og Finnmark, spesielt i Sør-Va-ranger (**Figur 4.6.1**). I en undersøkelse i Pasvik naturreservat synes bestanden å ha økt fra 1994 til 1997, for så å minske igjen til 2001. I andre deler av Pasvik mener man at bestanden har vært i svak vekst, men spredningen vestover har stoppet opp (Bevanger 2005). I 2004 ble det fanget to individer i Lierne, sannsynligvis fordi dette området ligger langt øst og ikke langt fra spredningsfronten på svensk side. I **Figur 4.6.1** ser vi også at observasjoner, ikke overraskende, er gjort i Nordland, mens observasjoner i Akershus og Hordaland kanskje stammer fra dyr som har rømt fra fangenskap.



**Figur 4.6.1.** Rapporterte observasjoner av bisam til Artsdatabanken (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>)

**Fremmed art:** Risikovurdering PH–Potensielt høy risiko (Artsdatabanken 2018).

### 4.6.2 Oversikt over jakt- og fangststatistikk, og geografisk fordeling av uttaket

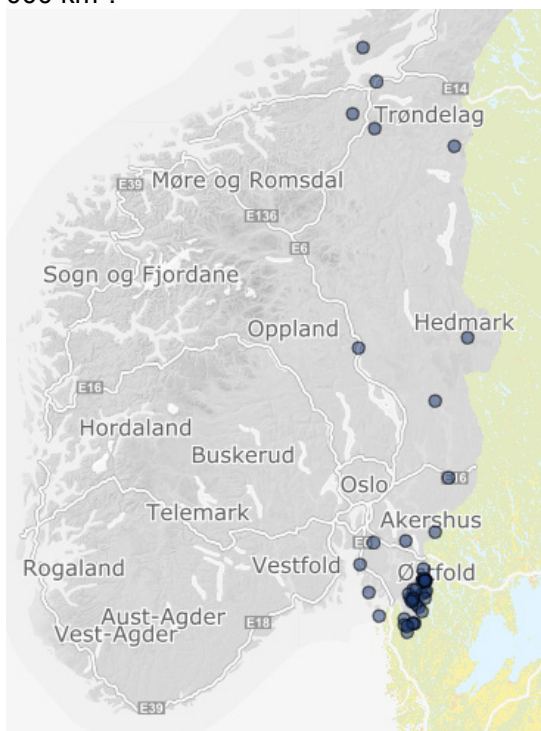
Gjeldende jakttider; hele landet fra 01.04 til og med 31.03

Det foreligger ikke jakt- og fangststatistikk for bisam i Norge. Antallet som slipper ut fra fangenskap er sannsynligvis lavt, likeledes antall som blir skutt eller fangstet.

## 4.7 Villsvin (*Sus scrofa*)

### 4.7.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Spredning fra Sverige og rømming fra oppdrett bidrar til at villsvin jevnlig kan observeres i Norge. I dag er det sannsynlig reproduksjon i Halden og Aremark kommuner (Haaverstad 2011). Som vist i **Figur 4.7.1** finnes de fleste rapporterte observasjonene i Viken (tidligere Østfold og Akershus), men også i seinere tid i Innlandet og Trøndelag. Den første etableringen av reproduserende villsvin ble påvist i Aremark i 2005, og det har siden blitt meldt om stabil forekomst av ynglegrupper sør og øst i Østfold. De siste årene er det også verifiserte observasjoner av ynglegrupper i grenseområdene i Innlandet i Våler og Elverum kommuner, samt helt sørøst i fylket. Potensielt kan villsvin sannsynligvis etablere seg på Østlandet og langs kysten på Sørlandet og Vestlandet og til og med i Trøndelag (Rosvold & Andersen 2008). Dette kan utgjøre et areal på ca. 50-70 000 km<sup>2</sup>.



**Figur 4.7.1.** Rapporterte observasjoner av villsvin til Artsdatabanken (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>)

**Fremmed art:** Risikokategori HI- Høy risiko (Artsdatabanken 2018).

### 4.7.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet med unntak nevnt nedenfor fra 01.04 til og med 31.03  
Sugge som har unger er fredet, men ungene er jaktbare hele året

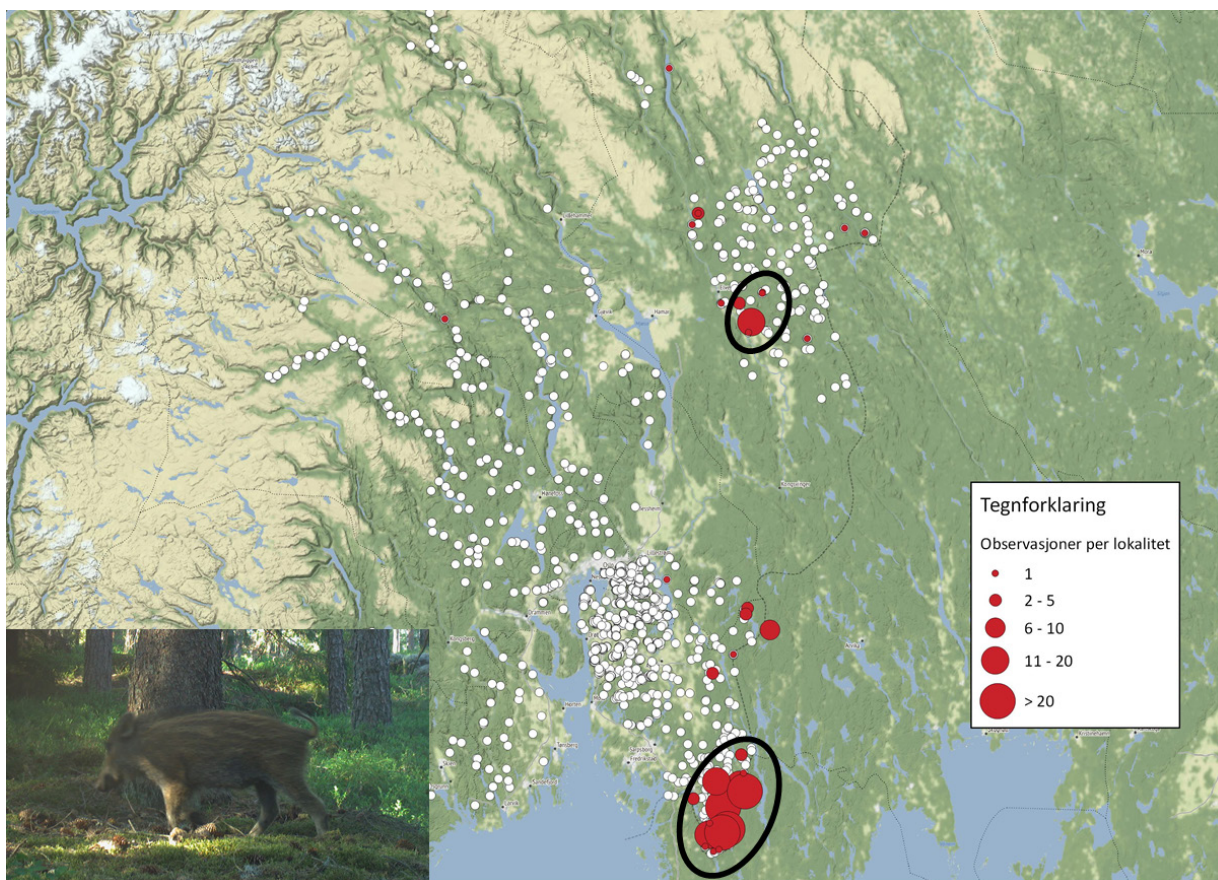
Fra jakt sesongen 2014/15 har det blitt innrapportert felte villsvin til SSB sin jaktstatistikk. Antall felte villsvin var den første sesongen 70 individer, alle felt i Halden eller Aremark. Sesongen 2019/20 hadde antall felte villsvin økt til 310 individer med fortsatt flest individer i tidlige Østfold fylke, men nå med felte dyr helt opp til Trøndelag (Trondheim og Tydal).



Både økning i antall felte dyr, økt antall observasjoner og data fra viltkamera indikerer at villsvinstammen har økt i antall og utbredelse siste 5 årsperiode.

### 4.7.3 Villsvinovervåking med viltkamera

Forskningsprosjektet SCANDCAM (<https://viltkamera.nina.no/>) har utviklet viltkamera som verktøy i overvåkingen av pattedyrbestander i Skandinavia. Til sammen har SCANDCAM registrert villsvin 182 ganger på kamerafellene siden 2015 (**Figur 4.7.2**). De fleste observasjonene av villsvin er gjort langs svenskegrensa i Halden, Aremark og Rømskog, men de siste årene har de i stadige økende grad blitt observert lenger nord i kommunene Elverum, Våler og Åsnes. Sommeren 2020 er det også registrert villsvin lenger nord i Østerdalen i Åmot og Rendalen kommuner. Reproduksjon er registrert i Halden, Aremark, Elverum og Våler (Innlandet) kommuner.

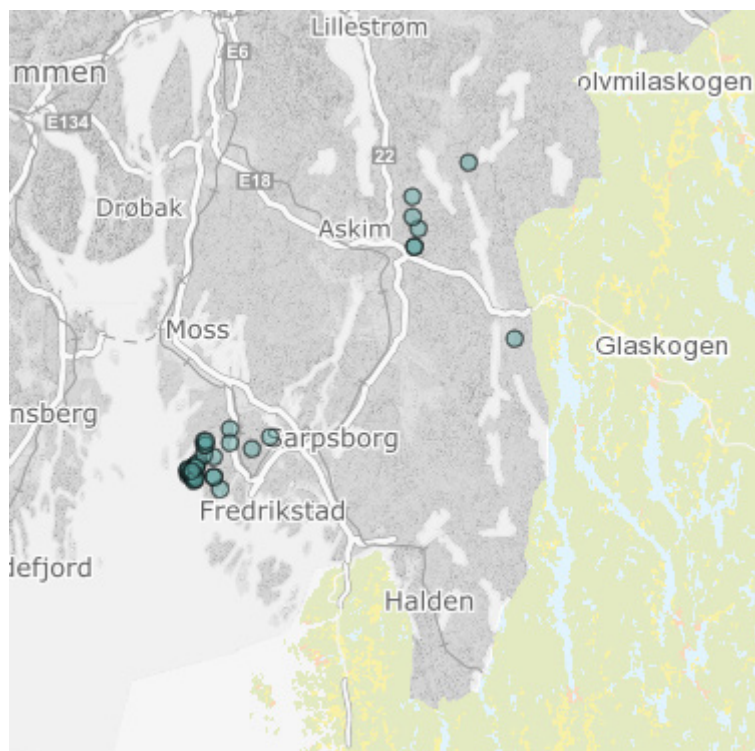


**Figur 4.7.2.** SCANDCAM viltkamera med observasjoner av villsvin fram til januar 2021 (<https://viltkamera.nina.no/>). Størrelsen på prikkene øker med antall observasjoner, og sort sirkel angir områder med registrerte ynglinger.

## 4.8 Dåhjort (*Dama dama*)

### 4.8.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Selv om det oftere og oftere blir tatt bilder av dåhjort i tidligere Østfold fylke, er det mest sannsynlig at disse fortsatt er individer som har rømt fra fangenskap. Det er derfor fortsatt konkludert at dåhjort ikke finnes villlevende i Norge (Artsdatabanken 2018). Som vist i **Figur 4.8.1** finnes de fleste rapporterte observasjonene i tidligere Østfold og Rogaland. Men en bukk ble skutt så langt nord som Steinkjer i 2004.



**Figur 4.8.1.** Rapporterte observasjoner av dåhjort til Artsdatabanken (hentet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx>)

**Fremmed art:** Risikokategori LO- Lav risiko (Artsdatabanken 2018).

#### 4.8.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 25.09 til og med 23.12

Det foreligger ikke jaktstatistikk for dåhjort i Norge. Antallet som slipper ut fra fangenskap er sannsynligvis lavt, likeledes antall som blir skutt.



## **4.9 Muflon (*Ovis orientalis musimon*)**

### **4.9.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år**

Muflon finnes ikke villlevende i Norge, men slipper ut fra fangenskap fra tid til annen.

**Dørstokkart:** Risikokategori LO- Lav risiko (Artsdatabanken 2018).

### **4.9.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket**

Gjeldende jakttider; hele landet fra 25.09 til og med 23.12

Det foreligger ikke jaktstatistikk for muflon i Norge. Antallet som slipper ut fra fangenskap er sannsynligvis lavt, likeledes antall som blir skutt.

## 4.10 Kanadagås (*Branta canadensis*)

### 4.10.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

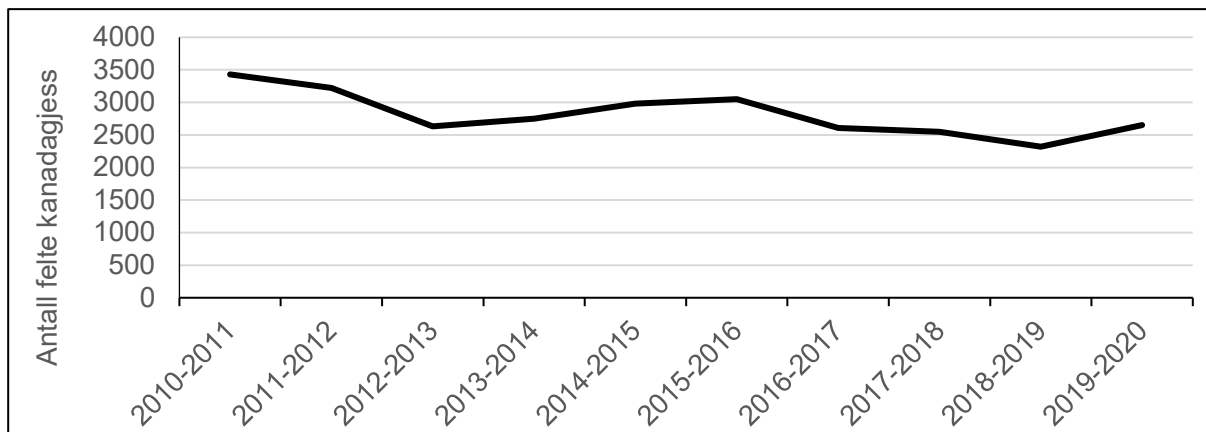
Kanadagåsa er en fremmed art i Norge som er vurdert til risikokategori svært høy risiko (SE) (Stokke & Gjershaug 2018a). Hekkebestanden ble i 2015 anslått til 2000–4000 par, og ca. 30 000 individer før jaktstart i august (Shimmings & Øien 2015). Vi kjenner ikke til noen rapporter om bestandsendringer for arten. Jaktuttaket er redusert i siste 10-årsperiode, noe som kan tyde på at den nasjonale bestanden i alle fall ikke er økende, selv om det kan være lokale variasjoner (for eksempel Innlandet, se under). Antall observasjoner av hekkefunn registrert i Artsobservasjoner i perioden 2010–2020 («Sikker» og «Sannsynlig» reproduksjon) har variert mellom 280 (2013) og 423 (2020), uten noen markant trend i den ene eller andre retningen. Det forventes en spredning nordover i landet (Troms og Finnmark) i årene framover (Stokke & Gjershaug 2018a).

### 4.10.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 10.08–23.12, med de unntak som nevnes nedenfor.

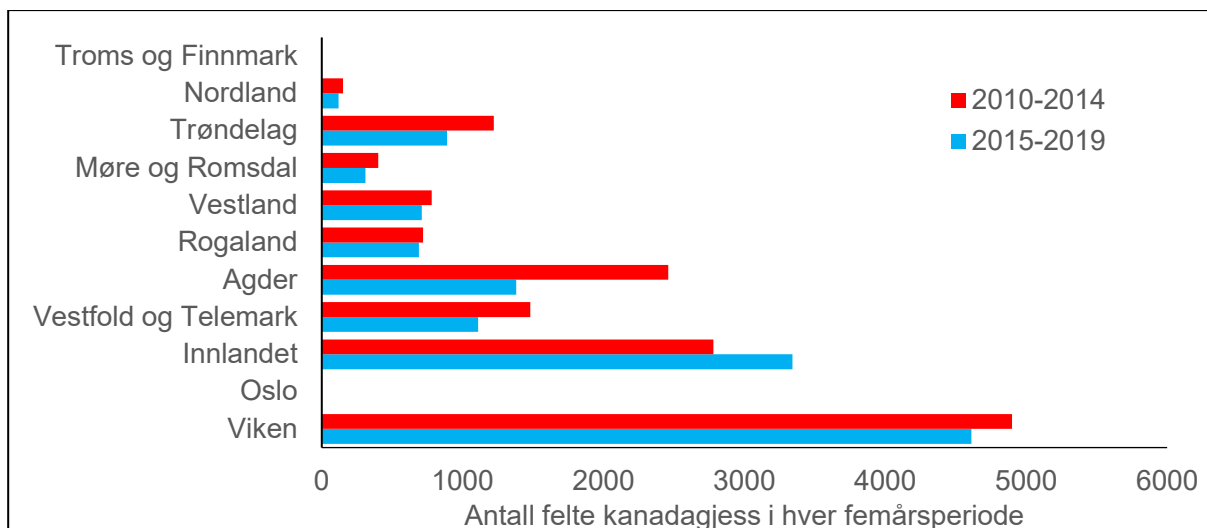
- Troms og Finnmark samt og Nordland fylker nord for Rana og Rødøy kommuner: 21.08–23.12.
- Den frie jakten på hav og fjord, jf. viltloven § 32, fra svenskegrensen til og med Agder fylke 10.09–23.12.
- Fylkeskommunen kan åpne for jakt på kanadagås inntil 15 dager i forkant av ordinær jakttid og i inntil to måneder i etterkant av ordinær jakttid.
- Sanking av egg: Hele landet til og med 01.07.

Antall felte kanadagjess har årlig variert mellom 2330 og 3380 individer de siste 10 år, og avskytingen har jevnt over vist en liten nedgang i denne perioden (**Figur 4.10.1**).

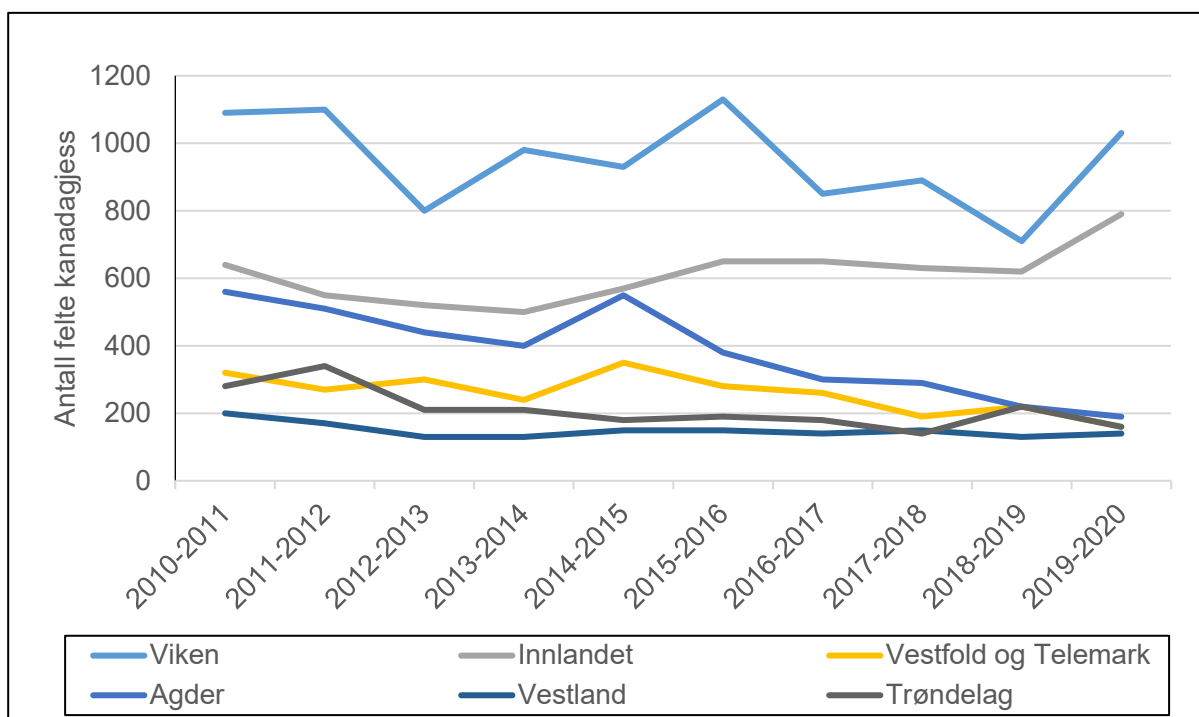


**Figur 4.10.1.** Antall felte kanadagjess på landsbasis fra sesongen 2010/11 til 2019/20. Data er hentet fra SSB.

Det har vært nedgang i jaktuttaket i de fleste fylker (unntatt Innlandet) i siste femårsperiode sammenlignet med den foregående femårsperioden (**Figur 4.10.2**). Viken er det fylket hvor det felles klart flest kanadagjess, etterfulgt av Innlandet (**Figur 4.10.2** og **4.10.3**). I Viken har avskytingen vært relativt stabil i perioden 2010/11–2019/20, mens den har vært økende i Innlandet. I Agder har det vært en markant nedadgående trend i avskytingen i denne perioden (**Figur 4.10.3**).



**Figur 4.10.2.** Gjennomsnittlig antall felte kanadagjess i 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2015/16-2019/20. Tall er kun fra fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.



**Figur 4.10.3.** Antall felte kanadagjess i perioden 2010/11-2019/20 for de seks fylkene med høyest innrapporterte antall fellinger. Data er hentet fra SSB.

## 4.11 Stripegås (*Anser indicus*)

### 4.11.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Stripegåsa er en fremmed art i Norge som er vurdert til risikokategori lav risiko (LO) (Stokke & Gjershaug 2018b). Arten hekker ikke regelmessig her i landet. Siste kjente hekkefunn så langt er fra 2007 (Tautra, Trøndelag) og 2018 (Grip, Møre og Romsdal) (Stokke & Gjershaug 2018b; Winnem 2020). Ifølge Falkenberg (2014) var antall observasjoner høyere i perioden 2001-2010 enn i perioden 1991-2000. Antall individer observert i Norge i perioden 2008-2018 har variert mellom 42 (2016) og 161 (2008), men med generelt færre individer i perioden 2015-2018 enn de foregående årene (Falkenberg 2014; Falkenberg et al. 2015; 2016; Winnem et al. 2018a, b; 2019; Winnem 2020). I 2020 tyder imidlertid data fra Artsobservasjoner på et rekordstort antall stripegjess i Norge. Observasjonene fra perioden 2010-2020 er fra hele landet, med tyngdepunkt fra Trøndelag og sørover.

### 4.11.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 10.08–23.12, med de unntak som nevnes nedenfor.

- Den frie jakten på hav og fjord, jf. villtoven § 32, fra svenskegrensen til og med Agder fylke 10.09–23.12.
- Fylkeskommunen kan åpne for jakt på stripegås inntil 15 dager i forkant av ordinær jakttid og i inntil to måneder i etterkant av ordinær jakttid.
- Sanking av egg: Hele landet til og med 01.07.

Det er ikke rapportering til SSB av stripegjess som felles under jakta.

## 4.12 Knoppand (moskusand) (*Cairina moschata*)

### 4.12.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Knoppanda er en fremmed art i Norge som er vurdert til risikokategori ingen kjent risiko (NK) (Stokke & Gjershaug 2018c). Arten er en dørstokkart som ikke hekker regelmessig hos oss. Den holdes ofte som tamfugl. Antall observasjoner registrert i Artsobservasjoner i perioden 2010-2020 har variert mellom 1 (2010) og 46 (2016), og man ser en nedadgående trend fra 2016 til 2020. Observasjonene er fra Trøndelag og sørover. Den eneste indikasjonen på hekking i siste 10årsperiode er fra Innlandet i 2012, der ett individ ble observert rugende på egg.

### 4.12.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 21.08–23.12.

Det er ikke rapportering til SSB av knoppender (moskusender) som felles under jakta.

## 4.13 Mandarinand (*Aix galericulata*)

### 4.13.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 5 år

Mandarinanda er en fremmed art i Norge som er vurdert til risikokategori ingen kjent risiko (NK) (Stokke & Gjershaug 2018d). Arten er en dørstokkart som ikke hekker regelmessig hos oss. Siste kjente hekkefunn så langt er fra 1992 (Breiavatnet, Rogaland) (Stokke & Gjershaug 2018d). Antall individer observert i Norge i perioden 2008-2018 har variert mellom 24 (2008) og 56 (2015). Man har sett en økning i antall individer fram til 2015, men deretter en stabilisering fram til og med 2018 (Falkenberg 2014; Falkenberg et al. 2015; 2016; Winnem et al. 2018a, b; 2019; Winnem 2020). I 2020 tyder imidlertid data fra Artsobservasjoner på et rekordstort antall mandarinender i Norge. Observasjonene i perioden 2010-2020 er fra hele landet, med tyngdepunkt fra Trøndelag og sørover.

### 4.13.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 21.08–23.12.

Det er ikke rapportering til SSB av mandarinender som felles under jakta.

## 4.14 Stivhaleand (*Oxyura jamaicensis*)

### 4.14.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Stivhaleanda er en fremmed art i Norge som er vurdert til risikokategori lav risiko (LO) (Stokke & Gjershaug 2018e). Arten er en dørstokkart som aldri med sikkerhet har hekket hos oss. Det ble gjort mange funn i Norge fram til 2009, men i siste 10årsperiode er det kun gjort ett funn; fra Leksdalsvannet, Trøndelag i 2011 (Stokke & Gjershaug 2018e; [www.artsobservasjoner.no](http://www.artsobservasjoner.no)). En av hovedgrunnene til de få funn i de senere år skyldes mest sannsynlig betydelig innsats for å redusere den frittlevende britiske bestanden (Heggøy & Olsen 2015).

### 4.14.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 21.08–23.12.

Det er ikke rapportering til SSB av stivhaleender som felles under jakta.

## 4.15 Fasan (*Phasianus colchicus*)

### 4.15.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Fasanen er en fremmed art i Norge som er vurdert til risikokategori lav risiko (LO) (Stokke & Gjershaug 2018f). Hekkebestanden ble i 1994 anslått til 500-1000 par (Gjershaug et al. 1994). Vi kjenner ikke til noen rapporter om bestandsendringer for arten. Fasanen forekommer rundt Oslofjorden og nordover til Mjøstraktene, samt vestover langs kysten til Hordaland. Antall dokumenterte hekkefunn i perioden 2010-2020 er få (i størrelsesorden 30 funn), og fordelt på områder rundt Oslofjorden, i Rogaland og rundt Mjøsa. Arten observeres også regelmessig i Trøndelag, men uten at hekkefunn er registrert ([www.artsobservasjoner.no](http://www.artsobservasjoner.no)). Det virker som om utbredelsen er begrenset av klimaet vinterstid, og at arten forekommer mest regelmessig i kystnære områder

med lite snø (Stokke & Gjershaug 2018f). Trolig er fasanbestanden mange steder avhengig av regelmessige utsettinger for å opprettholdes.

#### **4.15.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket**

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 01.10–15.10.

Det er ikke rapportering til SSB av fasaner som felles under jakta.

## 5 Diskusjon

Denne rapporten viser utvikling og status for alle jaktbare småviltarter i Norge siste 5 år og er en oppdatering av tilsvarende resultater i NINA rapport 1178 (Pedersen et al. 2016). Sammen med NINA rapport 1178, kan herværende rapport tjene som grunnlag for en diskusjon om hvorvidt vi trenger ytterligere informasjon om jaktbare småviltarter, slik at dagens forvaltning kan leve opp til bestemmelser i viltloven § 1 og naturmangfoldloven § 16 om viltets leveområder, naturens produktivitet, artsrikdom og begrepet høstingsverdig overskudd. I NINA rapport 1178 ble det for hver art presentert fire delkapitler. To av disse: 1) Dagens utfordringer og kunnskapsbehov, og 2) Framtidig behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon) er i denne rapporten samlet i delkapitlene **5.4**, **5.5** og **5.6**. For ytterligere detaljer om kunnskapsbehov og framtidige tiltak for enkeltarter viser vi til Pedersen et al. (2016).

### 5.1 Kartgrunnlag for vurderinger av dagens utbredelse for arter

For fugl, både stedeagne og fremmede arter, viser vi til artskart som er presentert i NINA rapport 1178 (Pedersen et al. 2016). Kartene viser hekkeutbredelsen for de aller fleste arter, og er basert på hekkefuglatlaset til Gjershaug et al. (1994). For noen arter har det i seinere tid skjedd endringer i utbredelsen og for enkelte arter kan disse endringene være vesentlige, for eksempel for grågås og skarver. Disse endringene er ikke implementert i artskartene som er vist i Pedersen et al. (2016). Vurderinger av vinterutbredelsen er basert på vinterfuglatlaset til Svorkmo-Lundberg et al. (2006). Dette atlaset bygger på nyere data enn hekkefuglatlaset og er ikke beheftet med samme problem knyttet til endringer i utbredelse. Kartene fra dette atlaset blir imidlertid ikke presentert i denne rapporten, da det er lite grunnlag for å si at utbredelsen har endret seg vesentlig fra 2016, da forrige rapport ble publisert.

Vi har ikke like gode overvåkingsdata for pattedyr som for fugler, og vi har derfor valgt å presentere kart for utbredelsen av pattedyr basert på Artskart fra Artsdatabanken (2020). For stedeagne arter har vi presentert kart for perioden 2010-14 og 2015-2019, slik at man kan avdekke mulige endringer i utbredelsen av observasjoner mellom de to 5-årsperiodene. Vi må imidlertid være klar over at det for noen arter framkommer 'hull' i utbredelsen som primært skyldes mangel på rapportering av observasjoner. Dette gjelder nok i større grad for vanlige arter enn for sjeldne og fremmede arter.

Oppdaterte og gode utbredelseskart vil være et viktig verktøy i vurderinger av mulige effekter av menneskelig atferd og påvirkning, bl.a. gjennom jakt, miljø- og klimaendringer.

### 5.2 Bestandsutvikling

Bestandsstatus for mange fuglearter er primært basert på data fra forskjellige overvåkingsprogram og er slik sett relativt godt dekket. For skogshøns, spesielt lirype, finnes gode og detaljerte data i Hønsfuglportalen (Nilsen et al. 2013, Nilsen & Rød-Eriksen 2020). Men en sammenstilling av lokale bestandsdata vil være nødvendig for å oppnå et bredere og mer landsdekkende datagrunnlag for skogshøns generelt. Dette vil i stor grad kunne supplere og delvis erstatte bruken av jaktstatistikk som bestandsindikator. Selv om mange fuglearter dekkes av en tilfredsstillende bestandsovervåking, er det fortsatt en del jaktbare arter, som for eksempel flere av endene, som vi kun har jaktstatistikk å forholde oss til og ingen data om hekkebestanden. Imidlertid registreres noen av artene vinterstid i overvåkingsprogrammet for sjøfugl. For flere fuglearter er det vanskelig å vurdere om variasjonen i jaktstatistikk i tilfredsstillende grad reflekterer bestandsendringer over tid, og for andre arter har vi lite eller ingen bestandsinformasjon. Dette vanskeliggjør nødvendigvis enhver vurdering av bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender. Vi anbefaler at det utredes overvåkingsprogrammer for blant annet ender, og at takseringer knyttet til Hønsfuglportalen utvides til bedre å dekke alle skogshønsartene.

I større grad enn for fuglearter er det for de fleste pattedyrartene mangelfullt datagrunnlag for bestandsutvikling og geografisk fordeling. I denne rapporten støtter vi oss på generell

faglitteratur om artene og vurderinger gjort ved gjennomgang av Rødlista for 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) og Fremmedartslista for 2018 (Artsdatabanken 2018). Som for flere av fugleartene, er bestandsutviklingen i stor grad basert på jaktstatistikk, og vi er usikre på hvor godt denne reflekterer bestandsendringene.

For praktisk talt alle fremmede arter, med unntak av villsvin, villmink og kanadagås, som det finnes informasjon om i jaktstatistikken, er det mangelfullt datagrunnlag for vurdering av bestandsutvikling og geografisk fordeling.

For pattedyr anbefaler vi også mer overvåking for å få begrep om faktiske størrelse på småviltbestander, der bruk av viltkamera kan være en egnet metode (se **kap. 5.7**).

### 5.3 Jaktstatistikken

I mangel av gode overvåkingsdata brukes jaktstatistikk som indikator på bestandsstatus for en rekke arter. Vi forutsetter da at variasjon i fellingstallene reflekterer endringer i jaktbar bestand. En validering av denne forutsetningen er imidlertid ikke foretatt for de fleste arters vedkommende, kanskje med unntak for hare (se **kap. 3.5**).

Før jaktstatistikken kan brukes som en indeks på bestandstettheten, er det avgjørende å kjenne til hvordan ulike andre faktorer påvirker avskytingen. Antallet individer skutt er en funksjon av artens bestandstetthet, oppdagbarhet, jaktinnsatsen og jakteffektiviteten. Det betyr at mange forhold kan påvirke avskytingen i tillegg til bestandstettheten, og særlig for småviltartene, vil flere av disse faktorene virke samtidig. Det er derfor å anbefale at det utvikles alternative metoder for bestandsovervåking i tillegg til bruken av jaktstatistikk. Overvåkingen kan gjennomføres på ulike måter – alt fra å etablere et nasjonalt program retta mot en spesifikk art, eller ved å inkludere en eller flere arter i et allerede eksisterende overvåkingsprogram for andre arter.

I denne rapporten presenterer vi fellingsstatistikk fra 2010/11 til 2019/20. Ifølge SSB (2020) var svarprosenten fra og med jaktåret 2001/2002, over 90%. Det er derfor grunn til å tro at variasjoner i det registrerte jaktuttaket var relativt upåvirket av varierende innrapportering av fangst i denne perioden. Imidlertid kan ulike forvaltningsgrep som begrenser adgangen til jakt og jaktutbyttet føre til endringer i statistikkgrunnlaget i forskjellige perioder.

Miljøforvaltningen bør vurdere nøye hvilken informasjon dagens jaktstatistikk gir av forvaltningsnytte, og utforske muligheten for med enkle grep å øke nytteverdien i praktisk forvaltning. I denne rapporten er det kun presentert fellingstall for hele landet og for fylker med høyest antall rapporterte skutte vilt. Vi har ikke foretatt noen vurdering av jaktuttaket i forhold til fylkets totalareal, jaktbart areal, eller egnet habitat for arten.

For arter hvor det er åpnet adgang til å felle såkalte skadegjørende individer (ofte omtalt som skadefelling), som for flere gåsearter, er det uklart om avgang gjennom skadefelling eller andre former for uttak, inkluderes i jaktstatistikken eller rapporteres på annen måte som irregulær avgang. I noen kommuner som tillater skadefelling av grågås i stort omfang, kan slike uttak være opp mot 500-600 individer. Skal jaktstatistikken for denne arten vise det reelle uttaket, bør også tall for skadefelling rapporteres på lik linje med uttaket gjennom ordinær jakt.

## 5.4 Kunnskapsbehov og framtidige behov for tiltak – fugler

### 5.4.1 Ender, gjess, skarver og måkefugler

#### Kortnebbgås og grågås

For begge artene er det utarbeidet en internasjonal forvaltningsplan, der flere land har ansvar for en bærekraftig forvaltning. Behovet for bestandsovervåking og innhenting av andre relevante data, er vurdert i disse planene. For kortnebbgås innebærer planen at antall gjess som felles kan



varierte fra år til år (Madsen & Williams 2012, Heldbjerg et al. 2020). Basert på årlig oppdaterte bestandstall fordeles en kvote mellom Norge og Danmark, og der målet å holde bestanden på om lag 60 000 individer. Dagens jakttider gjelder når kvoten for Norge er over 2000 individer. Er kvoten satt lavere, har Statsforvalteren i Trøndelag fått delegert myndighet til å endre jaktperioden innenfor dagens ramme. Jaktuttaket har økt i flere områder, noe som delvis kan tilskrives bedre organisering av jakta (se Norges Bondelag 2015). Samtidig har den voksne overlevelsesraten sunket noe fra 1990/1991 til 2018/2019 (Heldbjerg et al. 2020).

For grågås (Nagy et al. 2020) er planen ennå ikke helt ferdigstilt. Kunnskapsinnhenting, felles kunnskapsbehov og tiltak er sentrale elementer i planen. I et første møte i «Fennoscandian Greylag Goose Initiative» i mars 2021 ble metoder for en felles bestandsovervåking og bruk av GPS-loggere diskutert. For Norges del kan et slikt tiltak bidra til å belyse flere av de kunnskapsbehovene som ble nevnt i Pedersen et al. (2016).

Statsforvalteren kan i ut fra dagens forskrift gi tillatelse til sankning av egg fra grågås utover 15. april i områder hvor dette inngår i en godkjent lokal forvaltningsplan for grågås. Det er stor spredning på eggleggingstidspunktet fra sør til nord i Norge. På Østlandet og Jæren kan de første eggene bli lagt i siste halvdel av mars, mens dette skjer mellom 10. og 15. april på Vega. I Troms vil ofte de første eggene legges etter 20. april. Dagens forskrift med eggssanking fram til 15. april gir derfor få muligheter for sankning av egg av grågås, særlig i de to nordligste fylkene, med mindre kommunen har utarbeidet en lokal forvaltningsplan. Det bør derfor vurderes å endre datoen for hvor lenge egg av grågås kan sankes i Nordland fylke og i Troms og Finnmark fylke.

### **Brunnakke, krikvand, stokkand, toppand, svartand og kvinand**

Gressendene hekker for det meste i ferskvann, og mange overvintrer også ved slike lokaliteter så lenge de er isfrie. Dykkendene hekker også i ferskvann, men har et utpreget marint levevis vinterstid (som svartand av de jaktbare artene). I tillegg kan deler av bestanden holde seg i ferskvann vinterstid, som i vannene på Jæren (Follestad et al. 2016). Kan dette forholdet endre seg med mildere vintrer og kortere perioder med islegging, slik at flere av endene vil holde seg i ferskvann vinterstid? Og hvordan vil dette i så fall kunne påvirke jaktutbyttet i slike områder?

Det mangler i dag et nasjonalt overvåkingsprogram for hekkebestandene av disse artene, mens bestandsutviklingen for overvintrende fugler i kystnære områder overvåkes gjennom overvåkingsprogrammet for sjøfugl. For å bedre grunnlaget for å vurdere hvilke bestander det jaktes på i Norge og utviklingen av lokale hekkebestander er det behov for et utvidet overvåkingsprogram. Mulige modeller for slik overvåking kan være prosjektet NOF nylig har gjennomført i Oppland (**kap. 2.8.1**, Opheim 2020), eller den ekstensive metoden som benyttes i Sverige (Nilsson & Nilsson 2012).

### **Ærfugl**

Overvåkingsprogrammet for sjøfugl har god romlig og geografisk fordeling og er antatt å gi representative data for bestandsutviklingen for ærfugl (se Pedersen et al. 2016). Det er imidlertid ingen nasjonal overvåking av demografiske parametere (som årlig overlevelse, hekkesuksess) som kan medvirke til å forklare årsakene til de endringene som observeres.

I forbindelse med undersøkelser av mulige dødelighetsårsaker blant ærfugler som ble observert våren 2020, fra Østfold til Agder, har Hanssen et al. (2020) analysert flere dataserier for bestandsovervåking som har vært organisert og finansiert av fylkesmenn og utført av SNO, NOF, fuglestasjoner og kommunale viltforvaltere. Resultatene har for flere områder vist en tilsynelatende langsiktig tilbakegang i Østfold, Telemark og Vest-Agder, mens det har vært en økning i Oslo-Akershus (**Figur 7, Figur 8** i Hanssen et al. 2020). Til tross for de døde fuglene som ble funnet, var den likevel en økning fra 2019 til 2020. Disse tellingene vil bli nærmere analysert og publisert senere.

Det kan være en rekke årsaker til bestandssvingninger (se sammenstilling i Follestad et al. 2017). Redusert voksenoverlevelse kan skyldes predasjon, eller avmagring og sykdom som

følge av endringer i næringsgrunnlaget, tiaminmangel (Balk et al. 2009, Hanssen et al. 2020) og klimaendringer (som havtemperatur, Bårdsen et al. (2018)). Redusert egg og ungeoverlevelse kan skyldes predasjon.

Ærfugl er på rødlista fra 2015 klassifisert til nær truet (NT) basert på A2 kriteriet (15-30 % bestandsnedgang siste 3 generasjoner, Henriksen & Hilmo 2015). Ærfuglbestanden i fylker med jakt antas å tilhøre en felles bestand med Danmark og Sverige, rundt Skagerrak. I flere land er ærfuglen rødlistet og til dels også unntatt jakt på grunn av nedgang i bestanden. Det er ikke kjent hvilken betydning jakta har hatt for nedgangen i bestanden i Norge, men jaktstatistikken viser et stabilt uttak til tross for bestandsnedgangen. Det mangler gode data på hvilke (del)bestander vi jakter på i Norge, om det er vesentlig lokale fugler eller om det er fugler som kommer fra andre hekkeområder.

I dag er det bare tillatt med jakt på hanner. Det er ukjent om dette påvirker hekkesuksessen, men det er i mange områder en overvekt av hanner. Sannsynligvis skyldes dette større dødelighet blant hunnene på grunn av predasjon på reirene. En hann kan pare flere hunner, men det er ikke kjent hva som er kritisk lav andel av hanner i bestanden.

### **Siland og laksand**

Overvintringsbestanden av siland overvåkes i dag gjennom overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Der opptrer laksand bare opptrer sporadisk og i så små antall at det ikke kan beregnes en bestandsindeks. For begge artene er det behov for overvåking av hekkebestanden.

Statistisk Sentralbyrå (SSB) skiller i dag ikke mellom siland og laksand når jegerne skal rapportere jaktutbyttet. Det er dermed ikke mulig å benytte jaktstatistikken til å vurdere de separate bestandsendringer for de to artene. Basert på forskjeller i utbredelse, er det likevel rimelig å anta at siland i større grad enn laksand felles i Sør-Norge, mens det motsatte kan være tilfelle lenger nord i landet. For å få kunnskap om hvor artene jaktes i Norge, kan et prosjekt med innsamling av vinger fra felte fugler gi bedre kunnskap om dette.

### **Gråmåke og svartbak**

Begge artene omfattes av nasjonale programmer for å overvåke hekkebestanden og overvintringsbestanden. De ble unntatt for jakt ved forrige jakttidsfastsettelse. I 2015/2016–2016/2017 ble det felt i størrelsesorden 4500–6000 individer av de to artene (se **Tabell 1.2.1**).

Det er i dag tillatt for grunneier eller bruker å sanke egg av begge artene i hele landet, og av sildemåke i Møre og Romsdal og sørover. Denne rapporten har ikke vurdert mulige bestandseffekter av sanking av egg.

### **Storskarv og toppskarv**

Begge arter overvåkes i dag gjennom overvåkingsprogrammet for sjøfugl for både hekkende og overvintrende fugler.

Det er i dag bare tillatt å jakte toppskarv fra utløpet av Trondheimsfjorden og nordover. Likevel viser jaktstatistikken at det rapporteres inn flere felte toppskarver fra Sør-Norge, der jakt ikke er tillatt, enn i fylkene og kommunene hvor jakt er tillatt. Dette ble også påpekt i Pedersen et al. (2016). Det rapporteres likevel flere felte storskarv enn toppskarv (**Tabell 1.2.1**), til tross for at det for storskarv bare er tillatt å felle ungfugl med hvit buk i kystlokaliteter. Det er ikke kjent hva som er årsaken(e) til dette, men det kan skyldes at:

- Jegerne ikke er godt nok informert om dagens jakttider
- Jegerne ikke ser forskjell på artene, hverken før eller etter de felt
- Jegere som ser at de har felt feil art, lar være å rapportere disse.

Toppskarven ble unntatt for jakt i Sør-Norge i en periode da koloniene på Vestlandet og Møre gikk kraftig tilbake, og en derfor ønsket å redusere jakttrykket. I dag er det svært få toppskarver som hekker på Vestlandet og Møre, mens bestanden i Rogaland øker. Det kan dermed være

grunnlag for å åpne for jakt også på toppskarv i Sør-Norge. Forvaltningen bør da vurdere tiltak som kan øke artskunnskapen hos jegerne, for å redusere antall feilfelling. Dersom begge artene er jaktbare i samme område, er det tilstrekkelig at de klarer å artsbestemme dem etter at de er skutt. Gjennom innsamling av vinger kan man kontrollere om jegerens artsbestemmelse er riktig, og få bedre kunnskap om hva som felles.

## 5.4.2 Skogshøns

Vi har i dag relativt begrenset med forskningsbasert kunnskap om jerpe i Norge, og det foreligger ingen spesifikk overvåking. Det er uklart hvorvidt variasjon i jaktstatistikken reflekterer reelle endringer i jerpebestanden. Det bør derfor etableres en pålitelig metode for overvåking av jerpebestandens utvikling i tid og rom. Denne overvåkingen kan knyttes til annen pågående overvåking. For eksempel kan jerpe inkluderes i de årlige hønsefugltakseringene (<http://honsefugl.nina.no/>). Også overvåking ved hjelp av viltkamera og ved hjelp av lydloggere er aktuelle metoder som bør utredes. Det vil for alle disse metodene være behov for å utarbeide egnet metodikk og design.

Lirype er fortsatt vårt vanligste jaktbare småvilt, og det har etter hvert blitt gjennomført en rekke forskningsprosjekter som har fokusert på lirypenes bestandsdynamikk og effekter av jaktforvaltningen. I den nasjonale rødlista for arter fra 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) ble lirypene kategorisert som NT – nært truet, noe som medføre økt fokus på bærekraftig forvaltning. I Norge blir lirypene i dag overvåket gjennom to programmer: De inngår som en del av den ekstensive fugleovervåkingen i TOV-e (Kålås et al. 2014), og overvåkes i tillegg via Hønsefuglportalen (Kvasnes et al. 2019; Nilsen & Rød-Eriksen 2020). Sistnevnte registrerer lirype langs mer enn 600 mil med takseringslinjer. I den siste tiårsperioden viser begge programmene til en vekst i lirypebestanden. Siden trenden i den foregående tiårsperioden var gjennomgående negativ og ledet til rødlistestatusen, er det avgjørende at denne overvåkingen fortsetter (Nilsen & Rød-Eriksen 2020). Det er også behov for en bedre forståelse av hvilke fangstbegrensende tiltak som bidrar mest til langsiktig bærekraft. I den forbindelse er det ønskelig med et bedre system for å hente ut jaktstatistikk med samme geografiske oppløsning som takseringene. Det er også store forskningsbehov knyttet til klima- og arealbruksendringer i fjelløkosystemene (f.eks. hyttebygging, vindkraft) og deres direkte og indirekte effekter på lirypebestanden.

Fjellrype overvåkes i dag gjennom den ekstensive delen av program for terrestrisk naturovervåking, TOV-e (Kålås et al. 2014). Selv om dette programmet gir god oversikt over bestandsutvikling på nasjonalt nivå savnes det data og metoder som kan bidra med tilsvarende kunnskap på regional og lokal skala. For å styrke forståelsen av fjellrypenes bestandssituasjon, og ikke minst effekten av jakt og klimaendringer, er det verdifullt med mer finskala bestandsdata. Flere metoder for bestandsovervåking har vært diskutert, inkludert telling av fjellrypestegg om våren samt innsamling av ekskrementer i faste ruter (Fuglei et al. 2019). Alternativt kan man ekstrahere DNA fra ekskrementene og deretter benytte ulike fangst-gjenfangstmetoder (Nilsen et al. 2015). Man kan også vurdere å benytte såkalte lydloggere som et alternativ til manuell overvåking av antallet spillende stegger. Et nettverk av mer intensivt overvåkede områder vil kunne besvare sentrale spørsmål knyttet til fjellrypenes økologi, med særlig vekt på effekter av jakt og jaktforvaltning, arealbruksendringer og klimaendringer. Siden fjellrypene er antatt å kunne bli særlig påvirket av de pågående klimaendringer, er dette siste punktet helt sentralt.

Både orrfugl og storfugl er inkludert i den ekstensive delen av program for terrestrisk naturovervåking TOV-e (Kålås et al. 2014), og vi har derfor god oversikt over bestandsutvikling på nasjonalt nivå. I tillegg er disse artene inkludert i linjetakseringsprogrammet Hønsefuglportalen (Kvasnes et al. 2019), men omfanget av takseringene er langt mer begrenset enn hva som er tilfellet for lirype. Dette medfører at vi ikke har en god forståelse av de regionale og lokale forskjellene i bestandsutvikling. Selv om vi har god jaktstatistikk for begge artene er det som alltid usikkerhet knyttet til hvor godt denne gjenspeiler reelle bestandsendringer. Det er derfor svært ønskelig at omfanget av skogsfugltaksering øker, slik at vi, som for lirype, kan få bedre

kunnskap om lokale og regionale forhold. Begge arter forventes også å påvirkes av arealbruksendringer og skogsdrift innenfor deres leveområder, men det er uklart hvordan dette påvirker bestandssituasjonen på regional skala. Det er kjent at spesielt hønefugl er utsatt for kollisjoner med vindturbiner (Stokke et al. 2019), og økende utnyttning av vindkraft kan derfor ha ukjente negative effekter på bestandene av orrfugl og storfugl. Det er også forventet at de pågående klimaendringer vil påvirke bestandsdynamikken til orrfugl og storfugl, men tidligere studier har spriket i sine konklusjoner når det gjelder hvilken effekt de forventes å ha (Wegge & Rolstad 2017; Ludvig et al. 2006). Det er derfor behov for å fortsette å øke kunnskapen knyttet til effekter av klimaendringer, for å kunne planlegge bærekraftig forvaltning i tiden framover. For begge artene er jakt en ikke ubetydelig årsak til dødelighet. Til forskjell for hva som er tilfellet for lirype, er det imidlertid lite kjent hvordan dette uttaket varierer i tid og rom. Det er derfor behov for bedre kunnskap om hvordan man sikrer at jaktuttaket holdes på et bærekraftig nivå basert på tilgjengelig bestandsinformasjon.

### 5.4.3 Vadere, ringdue, troster og kråkefugler

#### Vadere og ringdue

Alle disse artene overvåkes gjennom den ekstensive terrestrisk naturovervåkingen (TOV-E), og vi har derfor relativt god kunnskap om disse artene på nasjonal skala. I den siste rødlistevurderingen i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) ble alle artene vurdert som livskraftig (LC).

Utover den nasjonale overvåkingen er det svært begrenset med forskningsbasert kunnskap om disse artene fra Norge som kan benyttes i jaktforvaltningen. Av de jaktbare vadefuglene er det særlig rugde som felles i et relativt betydelig omfang, med om lag 2500-1800 fugl felt per år siden 2010/2011. Dette er en nedgang siden årtusenskiftet, da det årlig ble felt om lag 3000-4000 rugder på landsbasis. Hvorvidt dette skyldes en nedgang i bestanden, er ikke dokumentert. I dag overvåkes rugdebestanden på nasjonalt nivå, men mer presis forvaltning kan oppnås dersom mer overvåkingsinnsats fokuseres til deler av landet hvor rugdejakt er mest utbredt (Vest- og Sørlandet, samt Viken). En slik overvåking kan gi en indikasjon på betydningen av jakt på de lokale bestandene.

For enkeltbekkasin er jaktuttaket (0 – 180 individer) relativt beskjedent sammenliknet med antatt størrelse på bestanden (anslått til 50 000 – 75 000 i 2015 – Shimmings & Øien 2015). Det samme gjelder med svært stor sannsynlighet for heilo, men her mangler det i dag jaktstatistikk. I forvaltningssammenheng er det viktig å være oppmerksom på at heilo og enkeltbekkasin lett kan forveksles med andre, mer sjeldne arter.

Ringdue er en vanlig jaktressurs, særlig på deler av Østlandet. De siste ti årene har det nasjonale jaktuttaket falt fra > 55 000 felte individer pr. år rundt 2010-2011, til om lag 30 000 felte individer i jaktåret 2019 – 2020. En liknende trend finner man i de fleste fylker hvor jakt på ringdue er utbredt. Den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) antyder imidlertid at bestanden har vært relativt uforandret i perioden 2010-2019. Det viktigste kunnskapsbehovet omhandler jaktas betydning for lokale og regionale bestander i områder hvor jakten er mest intens.

#### Troster og kråkefugler

Det foreligger ingen spesielle kunnskapsbehov for disse artene, da bestandsutviklingen overvåkes av den ekstensive terrestrisk naturovervåkingen (TOV-E). For de fleste artene synes det ikke å være noe stort behov for tiltak.

Hekkebestandene av grå- og rødvingetrost i Norge har vært økende i perioden 2010-2019, mens jaktuttaket har vært tydelig nedadgående. I forrige tiårsperiode falt uttaket fra 20 000 til ca. 10 000 individer (Pedersen et al. 2016), og den samme trenden har fortsatt til 2019/2020 (ca. 3500 individer felt siste sesong). Dette kan bety at interessen for troster som jaktobjekt har avtatt, men det er også verdt å merke seg at hekkebestandene av grå- og rødvingetrost i Sverige har avtatt i så stor grad at de i 2020 endret status fra livskraftig (LC) til nær truet (NT) (SLU Artdatabanken 2020). Rødvingetrosten er som følge av bestandsnedganger, også vurdert som nær truet

(NT) i Europa (BirdLife International 2015; 2017; 2020). Siden trostene vandrer over større avstander, kan bestandsnedgangen ha medført færre troster å jakte på også i Norge, og dermed en reduksjon i antall felte troster over tid. I denne sammenheng er det verdt å merke seg at hekkebestandene for begge trosteartene viser en negativ trend siden 1996 (Stokke et al. *In Press*), til tross for bestandsoppgangen de siste 10 årene. I forvaltningssammenheng er det viktig å være oppmerksom på at gråtrost og rødvingetrost lett kan forveksles med andre trostearter som ikke er jaktbare (i første rekke måltrost og duetrost).

Kråkefuglene skjære, nøtteskrike, kråke og ravn beskattes i relativt stort omfang (ca. 20 000 skjærer, 6000 nøtteskriker, 40 000 kråker og 6000 ravner pr. år). Motivasjonen til å jakte på disse artene er trolig mer viltstell- enn næringsmessig relatert. Menneskeskapte endringer har ført til et langt bedre næringsgrunnlag for kråkefugl, og dermed også større bestander, men dette kan til en viss grad være i ferd med å bli reversert. Tidligere var det store, åpne avfallsdeponier som tiltrakk seg store mengder kråkefugler. Deponering av biologisk nedbrytbart avfall ble imidlertid forbudt fra 1. juli 2009 ([Miljødirektoratet 2018](#)).

Antall felte kråkefugler har generelt vært lavere i siste femårsperiode sammenlignet med foregående femårsperiode. Om dette skyldes reduserte lokale kråkefuglbestander eller redusert jaktinnsats vites ikke, men nasjonalt viser overvåkingsdataene at hekkebestandene av skjære, kråke og ravn har vært stabile i perioden 2010-2019. Overvåkingsdata over en lengre tidsperiode (1996-2019) har imidlertid vist en nedgang i hekkebestandene i Norge for både skjære og kråke, mens bestanden av ravn har vært stabil (Stokke et al. *In Press*). I Sverige og Finland har henholdsvis kråke og skjære endret status fra livskraftig (LC) til nær truet (NT) grunnet nedgang i hekkebestandene (Hyvärinen et al. 2019; SLU Artdatabanken 2020). Det er verdt å merke seg at nøtteskrike har vist en moderat bestandsnedgang i Norge i perioden 2010-2019. For denne arten har det også vært tegn til nedgang i Sverige (SLU Artdatabanken 2020), og i Finland har hekkebestanden avtatt i så stor grad at den i 2019 endret status fra livskraftig (LC) til nær truet (NT) (Hyvärinen et al. 2019). Om den registrerte nedgangen i jaktuttak av nøtteskrike i Norge i siste femårsperiode skyldes bestandsrelaterte årsaker er usikkert. Man bør derfor følge med på utviklingen i jaktuttak og hekkebestand framover.

Kråke og ravn kan lett forveksles med kornkråke, som ikke er jaktbar og vurdert som nær truet (NT) på den norske rødlista (Henriksen & Hilmo 2015). Kornkråka hekker kun noen få steder i Norge (Trondheim, Mjøstraktene, Horten og Rogaland), og man bør derfor være spesielt oppmerksom på uttak av jaktbare kråkefugler i disse områdene. Nøtteskrike kan forveksles med den ikke jaktbare arten nøttekråke.

Alle de jaktbare kråkefuglene er reirpredatorer, som kan forsyne seg av egg og unger fra andre arter. For en diskusjon rundt kråke og ravn sin potensielle påvirkning på andre arter (for eksempel arter i nedgang, hubro og jaktfalk), se Pedersen et al. (2016).

## 5.5 Kunnskapsbehov og framtidige behov for tiltak – pattedyr

Bestandsutviklingen til jaktbare småpattedyrarter i Norge overvåkes ikke på nasjonalt nivå gjennom etablerte overvåkingsprogrammer. Kun fellingsstatistikk kan brukes til å vurdere bestands-situasjonen i tid og rom for disse artene, men spørsmålet er i hvilken grad jaktstatistikken reflekterer endringer i bestandenes størrelse. Vi har grunn til å tro at det er en slik samvariasjon mellom jaktuttak og bestandsstørrelse, i det minste for de viktigste viltartene. Dette er fordi det eksisterer en relativt høy grad av samvariasjon i jaktuttaket av flere småviltarter med sterke økologiske koblinger. For eksempel ser vi at jaktuttaket for ryer (**Figur 2.13.3, 2.14.2**), skogsfugl (**Figur 2.12.1, 2.15.2, 2.16.2**), rødrev (**Figur 3.1.2**), røyskatt (**Figur 3.2.2**) og hare (**Figur 3.5.2**) har høye fellingstall i årene 2011-12, 2014-15 og 2018-19. Dette er år med relativt høy smågnagerbestand i flere områder av landet (Framstad 2014, 2016, 2019) som medfører høy ungeproduksjon hos mange smårovdyr og lavere predasjonsdødelighet hos ryer, skogsfugl og hare.

Andre relevante kilder til informasjon om endringer i utbredelse for stedeegne pattedyrarter, og kanskje også i noen grad bestandsendringer, er Artskart og Artsobservasjoner. Dette er imidlertid grove data med mange potensielle feilkilder. For alle jaktbare småpattedyrarter er det derfor ønskelig med et overvåkingsprogram som kan gi robuste data for estimering av bestandsstørrelser, trender og endringer i utbredelse over tid.

### 5.5.1 Hundedyr, mårdyr og gnagere

#### Hundedyr

Basert på jaktstatistikk og rapporterte observasjoner til Artsdatabanken de siste 10-20 åra, synes rødrevbestanden å være stabil eller i svak vekst. Rødreven har en økologisk nøkkelfunksjon i mange av våre økosystemer fra fjære til høyfjell og fra sør til nord. Selv om vi har relativt god jaktstatistikk, kan det likevel hevdes at det mangler en helhetlig overvåking av rødrevens utbredelse og bestandstetthet i Norge.

Som tillegg til jaktstatistikk kan det være nyttig å gjenoppta snøsporing av rev på de såkalte «gaupetakseringslinjene». Data fra disse kan så benyttes til å estimere bestandsstørrelse og fordeling. Tilsvarende kan overvåking av småvilt, inkludert rødrev, gjøres ved hjelp av viltkamera (se **kap. 5.7**).

Årsaken til rødrevens ekspansjon i antall og geografisk utbredelse er trolig sammensatt av mange ulike faktorer. Klimaendringer har sannsynligvis fremmet rødrevens utbredelse i høyfjellet fordi arten som fysiologisk sett ikke er tilpasset høyfjells klimaet, har fått bedre livsbetingelser og fordi næringsgrunnlaget har blitt mer stabilt. En økt bæreevne for rødrev har trolig stor effekt på andre arter, men man har hittil liten kunnskap om rødrevens økologi i høyfjellet (alpine tundraen), og derfor vet man også lite om hvilken innvirkning den kan ha på typiske høyfjellsarter (men se Rød-Eriksen 2020, Rød-Eriksen et al. 2020).

I seinere tid har det blitt igangsatt flere prosjekter hvor rødrev beskattes for å styrke svake småviltbestander. Effekten av slike kampanjer er i liten grad undersøkt, men foreløpige resultater antyder at rødrevbeskatning gjennom ordinær jakt har liten betydning for predasjonstrykket på andre småviltarter. Jakt bør i derfor motiveres ut ifra at rødreven er et interessant jaktobjekt med lange jakttradisjoner i Norge.

Mulige negative konsekvenser av rødrev i høyfjellet er diskutert i Pedersen et al. (2016). For avbøtende tiltak, utover jakt, bør betydningen av føring (Finne et al. 2019) eller fjerning av slakteavfall fra storvilt (Rød-Eriksen et al. 2020) utredes nærmere.

#### Mårdyr

Selv om vi har relativt god jaktstatistikk for røyskatt, mår og grevling er det ikke kjent hvor godt variasjonen i denne reflekterer bestandsendringer (men se **kap. 5.5**). Det eksisterer derfor ingen pålitelige estimat på bestandsstørrelsen eller -utviklingen av våre jaktbare mårdyr i Norge. Basert på jaktstatistikk og rapporterte observasjoner til Artsdatabanken de siste 10-20 åra, synes imidlertid bestandene av alle jaktbare mårdyr å være stabil eller i svak vekst.

Som tillegg til jaktstatistikk kan det også for mår og røyskatt være nyttig å gjenoppta snøsporing av på de såkalte «gaupetakseringslinjene». Data fra disse kan så benyttes til å estimere bestandsstørrelse og fordeling. Tilsvarende kan overvåking av småvilt, kanskje med unntak av røyskatt, gjøres ved hjelp av viltkamera (se **kap. 5.7**).

Siden røyskatten tilhører den norske «urfaunaen» (Bevanger 2012), har den stor bevaringsverdi. Røyskatt er også en av flere opprinnelige arter som kanskje vil bli mer berørt av en eventuell klimaendring enn mange andre arter i norsk fauna. Slik sett vil den også kunne være et barometer for endringer i våre økosystemer, i første rekke i fjellet.

En eventuell etablering av mårhund i Norge kan påvirke stedegen grevling negativt. Graden av interaksjon mellom grevling og mårhund, og deres påvirkning på økosystemet er derfor viktig å kartlegge.

### **Hare, ekorn og bever**

Selv om vi har relativt god jaktstatistikk for hare, er det strengt tatt ikke kjent om denne reflekterer bestanden på en god måte. Imidlertid har en tidligere gjennomgang av alternative forklaringer til den store nedgangen i avskytingstall for hare de siste 20-30 år konkludert med at jaktuttaket reflekterer en bestandsnedgang (Pedersen & Pedersen 2012). Denne konklusjonen støttes også av den observerte samvariasjon i fellingstall for arter hvor samvariasjon i bestandsstørrelse er forventet (se **kap. 5.1**).

Det har vært en reduksjon i fellingstall for hare fra 2010/11 (20 000) til 2019/20 (15 000), mens antall rapporterte observasjoner til Artsdatabanken i siste femårsperiode viser en oppgang i forhold til foregående periode. Det er derfor knyttet relativt stor usikkerhet til bestandsutviklingen siste 10 år.

Grunnet en estimert nedgang i harebestanden på minst 15% de siste tre generasjoner (10 år), ble haren plassert i kategori NT på Norsk rødliste i 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). Det er imidlertid flere aspekter ved harens bestandsutvikling som er dårlig belyst og datagrunnlaget er relativt svakt. Vi ser derfor et klart behov for mer forskningsbasert kunnskap og en mer intensiv overvåking av hare i Norge i tiden fremover. Mulige årsaker til bestandsnedgangen hos hare er diskutert i Pedersen & Pedersen (2021) og Pedersen et al. (2016).

Selv om vi har relativt god jaktstatistikk, er det ikke kjent om denne reflekterer ekornbestanden på en god måte. Vi har derfor ingen pålitelige estimat på ekornbestandens størrelse i Norge. Pattedyrkomiteen, som arbeidet med Rødliste 2015, påpekte det samme og sa at kunnskapsgrunnlaget for denne artens bestandsforhold er svært dårlig.

I tillegg til jaktstatistikk bør det for gnagere som hare og ekorn være interessant å gjenoppta snøsporing på de såkalte «gaupetakseringslinjene» i noe større grad for eventuelt å få et bedre estimat for bestandsstørrelse og fordeling. En vel så interessant og god metode kan være etablering av overvåking av en rekke småviltarter, som vil kunne gjøres ved hjelp av viltkamera.

Beveren har en økologisk nøkkelfunksjon og kan ha betydelig effekt på vegetasjonen og landskapsutforming i sitt leveområde. Forvaltningen av arten er derfor utfordrende og positive effekter på biologisk mangfold må veies opp mot de negative effektene på kantvegetasjon langs vann og vassdrag, skog og annen eiendom. Selv om vi også for denne arten har relativt god jaktstatistikk, er spørsmålet det samme for bever som for praktisk talt alle andre jaktbare småpattedyrarter; det er ikke kjent om jaktstatistikken reflekterer bestandsutviklingen. Vi mangler derfor en helhetlig overvåking av beverens utbredelse og bestandstettheter i Norge.

Jakt og fangst på bever bedrives som rekreasjon, skadeforebyggende tiltak, og ut fra økonomiske motiver. Jakten har også en samfunnsøkonomisk verdi, i form av kjøtt og skinn, salg av jaktkort, overnatting, og reisevirksomhet. Mange mener imidlertid at dagens jaktidsramme er i konflikt med prinsippet om yngletidsfredning. Dette bør undersøkes i større grad gjennom forskning. Andre forsknings- og forvaltningsutfordringer er utdypet i Pedersen et al. (2016).

## **5.6 Artsgrupper - fremmede arter**

### **5.6.1 Fremmede pattedyr**

Bestandsutviklingen til fremmede pattedyrarter på nasjonalt nivå overvåkes ikke gjennom etablerte overvåkingsprogrammer. Fellingsstatistikk innsamles kun for mink og villsvin, og for sørhare fra 2020/21. For arter som sumpbever, bisam, dåhjort og muflon synes det ikke å være noe stort

behov for mer kunnskap og nye tiltak. For mårhund, mink, sørhare, villsvin og til dels kanin, som alle er vurdert til risikokategori svært høy (SE) eller høy risiko (HI) i fremmedartslista (Artsdatabanken 2018), er det imidlertid behov for oppdatert kunnskap om bestandsutvikling og endringer i utbredelse. Artskart og Artsobservasjoner er relevante kilder til informasjon om endringer i utbredelsen av fremmede pattedyrarter, og delvis også til informasjon om bestandsendringer. For fremmede pattedyrarter med svært høy eller høy risiko vil det være ønskelig med et overvåkingsprogram som kan gi bedre data for beregning av bestandsstørrelser, trender og endring i utbredelse over tid.

Mårhund og villsvin har en relativt høy forventet levealder, stor sjanse for spredning i Norge, og har potensiale til å påvirke flere naturtyper. De er en viktige verter for en rekke parasitter og virus som kan overføres til stedegne arter og mennesker (Artsdatabanken 2012, 2018). Størst risiko er nok knyttet til villsvinet som smittekilde for afrikansk svinepest (Gavier-Widen et al. 2015). I tillegg har direkte og indirekte effekter på stedegne arter og naturmiljø blitt utredet i seinere tid (Artsdatabanken 2012, 2018, VKM 2018, Miljødirektoratet 2019). Mulige tiltak for å redusere de negative effektene av villsvin har vært diskutert i utredninger og forvaltningsplaner (VKM 2018, Miljødirektoratet 2019). Det viktigste tiltaket er gjennom jakt og fangst å forsøke å hindre ytterligere spredning.

Mens jaktstatistikk for villsvin og sørhare er av helt ny dato er det innhentet jaktstatistikk for mink i svært lang tid. Bestandsutviklingen for denne arten er likevel usikker (se **kap. 4.2.1**). Ett av problemene er at det skjer til dels store uttak av mink, som en del av skjøtsel av verneområder, som ikke rapporteres direkte til SSB. Disse uttakene er dels rapportert i Rovbase, og dels i Artsobservasjoner (som anbefalt av DN (2011)).

Mink er en viktig årsak til reduksjonen i hekkebestanden av mange kolonihekkende sjøfugl, som alke, teist, ærfugl og terner. Intensiv avskyting og fangst av mink synes å ha ført til økt hekkesuksess i ternekolonier (DN 2011). Dette er tiltak som bør videreføres, men det er viktig at innatts og effekt måles. Videre bør minkbestandens størrelse og geografiske utbredelse overvåkes. Med utgangspunkt i Handlingsplan mot amerikansk mink (DN 2011) bør foreslåtte forvaltningstiltak, forskning og informasjon iverksettes. DNA-analyser bør tas i bruk for å belyse omfanget av rømt farmmink. Mulige negative konsekvenser av mink og mulige avbøtende tiltak er diskutert i Pedersen et al. (2016) og Artsdatabanken (2018).

Ved innrapportering av jaktuttaket fra jaktseongen 2020/21 ble jegerne for første gang bedt å føre opp skutt sørhare. For denne arten finnes altså ingen tidligere jaktstatistikk å støtte seg til, men Artsdatabankens Artskart gir noe informasjon om spredning. Sørhare har flere mulige negative effekter på stedegen hare, som hybridisering, interspesifikk konkurranse og utveksling av sykdommer (Thulin 2003, Jansson & Pehrson 2007, Reid 2011). Dette er nærmere diskutert i Pedersen et al. (2016) og Artsdatabanken (2018). Klimaendringer og økt utbredelse nordover i Sverige vil øke sannsynligheten for at sørhare etablerer seg i grensetraktene og nord-vestover i Norge. Gjennom lengre tid har harebestanden i deler av Norge vist en negativ utvikling og bestanden i grensetraktene mot Sverige er lavere enn på lang tid (Pedersen & Pedersen 2012). Dette kan påvirke sannsynligheten for og effekten av hybridisering, med negative konsekvenser for stedegen hare. Et mulig scenario er at haren i framtida vil forsvinne fra deler av Sør-Skandinavia hvis vintertemperaturen fortsetter å stige.

For å begrense fremtidige problemer med sørhare kan forvaltningen innta en mer aggressiv holdning, på lik linje med den som utøves for villsvin. Disse artene har en lignende historie i Norge, da begge ble satt ut i Sverige og senere vandret inn i Norge. De er begge kategorisert som fremmede arter med *svært høy risiko* ([www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no)).

For alle de fremmede pattedyrartene er manglende bestandsdata i tid og rom en stor utfordring for forvaltningen. For å bedre denne situasjonen kan etablering av felles overvåking av alle småviltarter være en løsning. Dette kan utprøves ved å etablere et system som beskrevet i **kap. 5.7**. Kunnskapen som da erverves vil gjøre forvaltningen bedre skodd til å vurdere fremmede arters



spredning og utbredelse og kan også bidra til å avdekke potensielle negative effekter på stedegne arter. I tillegg kan økt involvering av lokal forvaltning, grunneiere og jegere bidra til å få bedre oversikt over fremmede arters bestandsstørrelse, utbredelse og jaktuttak. Det vil dessuten for de fleste fremmede pattedyrarter være viktig å få en oversikt over antall rømminger og utsettinger, og gjennom jakt og fangst forsøke å hindre spredning.

## 5.6.2 Fremmede fugler

Bestandsutviklingen til fremmede fuglearter i Norge overvåkes ikke på nasjonalt nivå gjennom etablerte overvåkingsprogrammer. Fellingsstatistikk er kun utarbeidet for kanadagås. For de fleste artene synes det ikke å være noe stort behov for ny kunnskap og tiltak, men kanadagåsa er vurdert til risikokategori høy risiko (SE) i fremmedartslista (Stokke & Gjershaug 2018a). Det er derfor til enhver tid behov for oppdatert kunnskap om bestandsutvikling og endringer i utbredelse. Relevante kilder til informasjon om endringer i utbredelse for fremmede fuglearter, og delvis også endringer i bestander, er Artskart og Artsobservasjoner. For kanadagåsa vil det også være ønskelig med et overvåkingsprogram som kan bidra med data for beregning av bestandsstørrelser, trender og endring i utbredelse over tid.

Det er utarbeidet en rekke lokale (kommunale eller fylkesvise) forvaltningsplaner for gjess, som også gjerne omhandler kanadagås. I en del av disse planene er det estimert antall hekkende par, bestandstrender og utbredelse, samt forslag til tiltak (e.g. Steinsvåg 2008; Heidenreich 2009; Haaverstad 2012; Nossen & Lugg 2020). Stripegås nevnes gjerne overfladisk i disse rapportene. I tillegg er det publisert et fåtall rapporter som omhandler bestandsstatus for kanadagås lokalt (Svendsen 2007; Tombre et al. 2019). Selv om kanadagåsa på lang sikt har økt i antall og utbredelse i Norge (Stokke & Gjershaug 2018a), har bestanden ikke økt nevneverdig de siste årene (se **kap. 4.10.1**), men en videre spredning nordover i Troms og Finnmark er ventet (Stokke & Gjershaug 2018a). Jaktuttaket har sunket i alle fylker unntatt i Innlandet i siste femårsperiode sammenlignet med forrige femårsperiode. Uttaket i hele Norge har avtatt noe siden 2000-tallet (se også Pedersen et al. 2016). Om dette skyldes en reduksjon i bestanden eller redusert jaktinnsats vites ikke. Dersom jaktuttaket gjenspeiler bestandsstørrelsen, er Viken og Innlandet fylkene med største bestander av arten. I områder hvor man ønsker å redusere bestanden bør jakta bedre tilrettelegges og intensiveres. Mulige negative konsekvenser av kanadagåsa på stedegne arter, og mulige avbøtende tiltak er diskutert i Pedersen et al. (2016) og Stokke & Gjershaug (2018a).

Med unntak av kanadagås, er det for de øvrige fremmede fugleartene ikke noe spesielt kunnskaps- eller tiltaksbehov. Alle de fem aktuelle artene er vurdert til risikokategori ingen kjent risiko (NK) eller lav risiko (LO) (Stokke & Gjershaug 2018b, c, d, e, f), og det er kun fasan som hekker regelmessig i Norge. Pedersen et al. (2016) nevner mulige tiltak for å hindre etablering og spredning av stripegås, knoppand, mandarinand og stivhaleand.

Fasanbestanden i Norge er grunnet klimatiske forhold, trolig avhengig av regelmessig utsetting av individer og/eller vinterfôring for å opprettholdes. Miljødirektoratet kan gi tillatelse til utsetting av fasan for trening av fuglehunder (se Forskrift om fremmede organismer; <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2015-06-19-716>, §10). Vilårene i tillatelsene har nylig vært oppe til debatt (<https://www.sivilombudsmannen.no/uttalelser/tillatelse-til-utsetting-av-fasan-og-rapphons-for-hundetrening/>). Omfanget av utsetting (antall og sted) bør registreres og offentliggjøres som et grunnlag for bestandsovervåking av arten. I tillegg kan en samlet oversikt over antall skutte fasaner på landsbasis være nyttig for forvaltningen.

## 5.7 Bruk av viltkamera i overvåking av arter

Forskningsprosjektet SCANDCAM (<https://viltkamera.nina.no/>) utvikler viltkamera som verktøy i overvåkingen av pattedyrbestander i Skandinavia. Prosjektet startet i 2010 for å bistå i arbeidet med å overvåke gaupe. De siste årene har prosjektet utviklet seg til et sett med prosjekter som samler relevant kunnskap om overvåking av pattedyrsamfunn i det norske skogøkosystemet, i

tillegg til å være en viktig del av overvåking av gaupe. SCANDCAM har siden starten hatt kamerafeller på 1700 lokaliteter i Norge, i fylkene Troms og Finnmark, Trøndelag, Møre- og Romsdal, Innlandet, Viken, Vestfold og Telemark og Agder.

De ulike studieområdene har alle likt design og er delt inn i rutenett med 50 kvadratkilometer store ruter. Innenfor hver rute velges en lokalitet. Ruter med sammenhengende fjellområder og tettbefolkede områder utelates. Kameraene er ikke tilfeldig plassert, men plassert på steder hvor man forventer at vilt ferdes. Dette er eksempelvis kjerreveier, skogsbilveier og vilttråkk.

Som vi har påpekt gjennom hele denne rapporten er et viktig spørsmål for miljøforvaltningen å få estimat på bestandsendringer og geografisk fordeling hos pattedyrartene der man i dag kun har tilgang på fellingsstatistikk. Dette gjelder eksempelvis arter som rådyr, mellomstore og mindre rovdyr og hare. Viltkamera har verden over blitt en mye benyttet metode for å registrere mellomstore til store pattedyr (> 1 kg) (Rovero et al. 2013, Trollet et al. 2014, Burton et al. 2015, Caravaggi et al. 2017, Hofmeester et al. 2019). Nylige modifikasjoner gjør det også mulig å bruke viltkamera til å kartlegge mindre mårdyr og smågnagere (Mos & Hofmeester 2020) og trelevende arter (Moore et al. 2020).

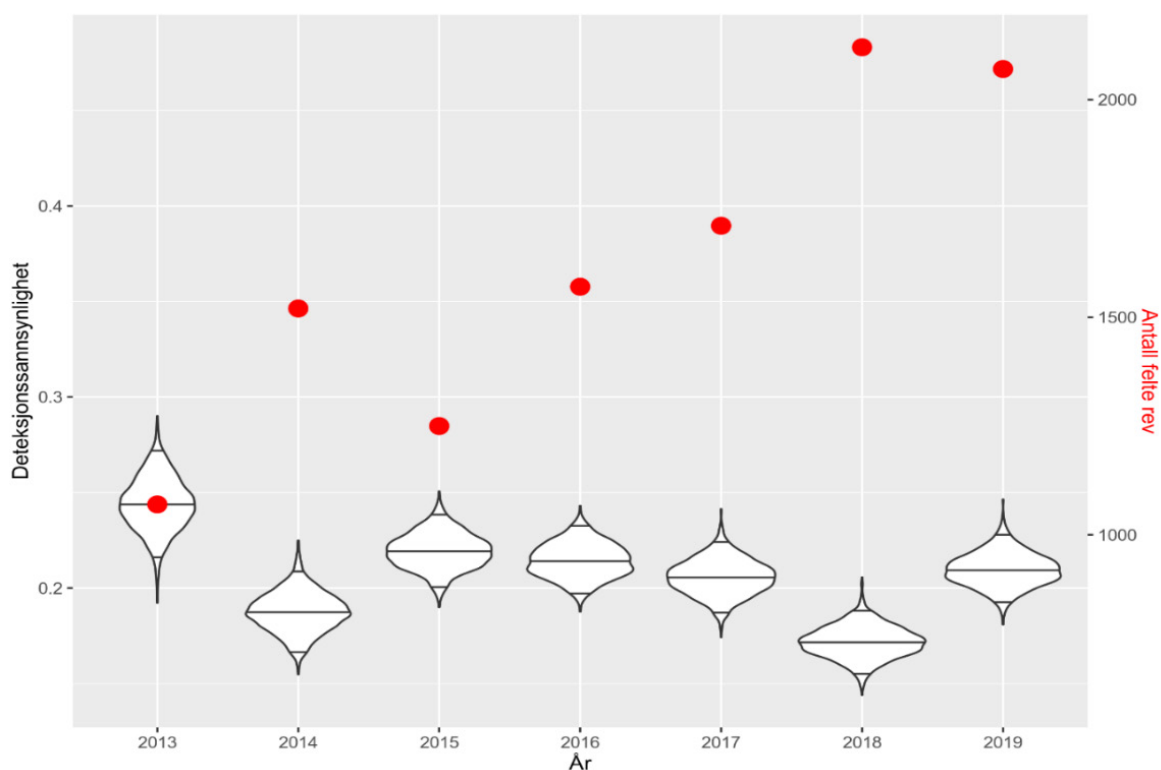
For arter som er fåtallig og/eller med flekkvis forekomst kan bestandsindekser baseres på endringer i andelen av kamera som påviser arten i løpet av en viss periode. Kamerafellene vil ikke ha perfekt deteksjon, det vil med andre ord være kamerafeller hvor en gitt art av og til oppholder seg i nærheten av viltkameraet uten å bli fotografert. Slik ufullkommen deteksjon kan hensyntas i såkalte «occupancy-modeller». Disse modellene kan gi et estimat på andelen kamerafeller med arten, kontrollert for ufullkommen deteksjon og modellene kan dermed gi forbedret bestandsestimert. Dette estimatet fungerer godt for arter med middels eller lave tettheter, men er utfordrende for vanlige arter som forekommer i høyere tettheter. Når de fleste kamerafellene oppdager arten, vil occupancy-estimatet nærme seg 1. Dette gjør at man ikke vil være i stand til å oppdage bestandstrender for vanlige arter som forekommer i høy tetthet og med stor utbredelse. For disse vanlige artene er det antageligvis mulig å benytte årlige endringer i estimert deteksjonssannsynlighet fra en occupancy-modell (**Figur 5.7.1 & 5.7.2**); år med mange individer gir sannsynligvis en høyere deteksjonssannsynlighet enn år med få individer. I tillegg til occupancy-modeller finnes det flere forskjellige modeller som kan benyttes til å beregne bestandsindekser. Ulike typer bestandsindekser basert på kamerafeller benyttes allerede i forvaltningen av bestander i en rekke områder (O'Connell et al. 2011, Rovero & Zimmermann 2016). Dette blir ofte gjort ved å se på endringer i antall observasjoner per kamera per tidsenhet. Dette vil tilsvare antall sett-elg eller sett-hjort per jegerdag som benyttes for å følge bestandsutviklingen av elg og hjort i Norge (Ueno et al. 2014). Uavhengig av hvilken modell som benyttes til å beregne bestandsindekser fra kamerafeller, så er det et stort behov for studier som kan validere metodene ved å sammenligne de estimerte bestandsendringer mot uavhengige estimat. Dette kan bidra til å belyse hvilke statistiske tilnærminger og indekser som fungerer best for de ulike artene.

Det vil være kostnadsfordeler knyttet til bruk av det eksisterende nettverket av viltkamera og infrastrukturen SCANDCAM allerede har opparbeidet. Det er imidlertid behov for studier som kan validere bruken av viltkamera for å estimere bestandsendringer over tid mot andre data, og teste ulike statistiske tilnærminger og indekser som kan gi oss de beste resultatene. Konkret bør studiene utforske hvordan vi kan benytte enten tilstedeværelse («occupancy») eller observasjonsfrekvenser til å estimere bestandstrender. Dette kan gjøres ved benytte data som allerede er innsamlet gjennom SCANDCAM-prosjektet, og sammenligne trendene med trendene basert på uavhengige data fra samme periode, f.eks. fra jaktstatistikk, påkjørselstatistikk, sett-elg og det nasjonale overvåkingsprogrammet for store rovdyr.

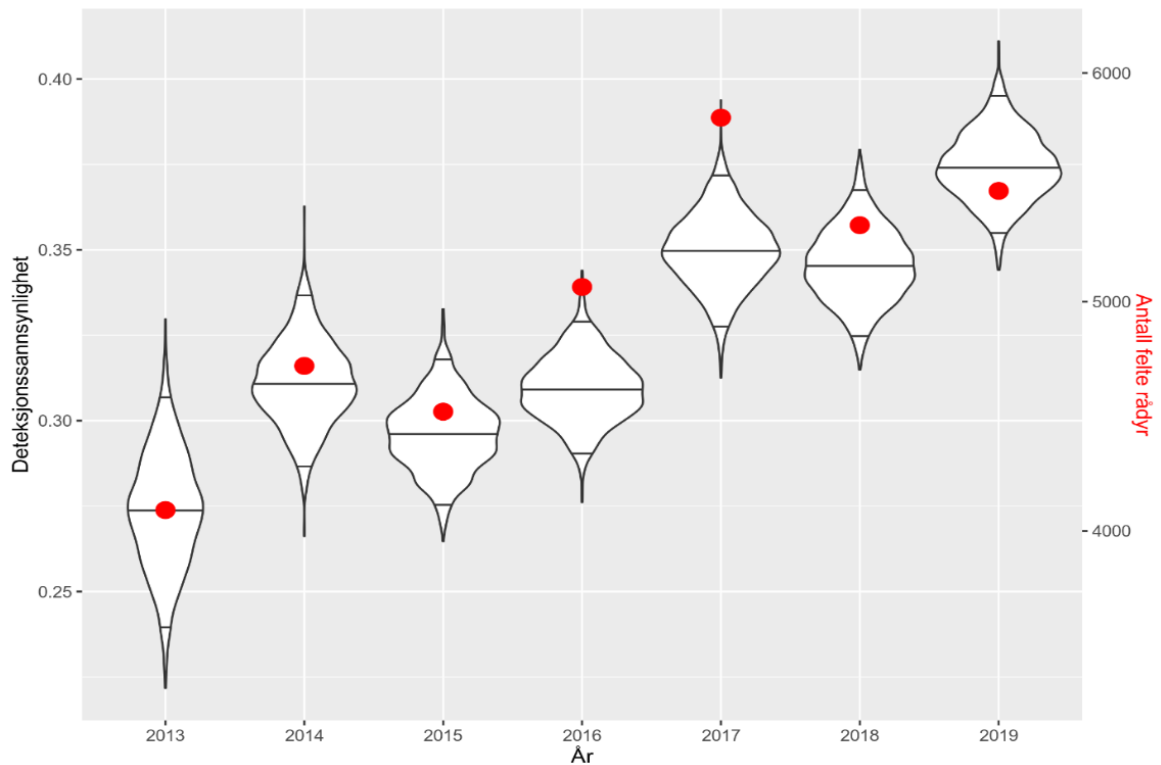
I **Figur 5.7.1** og **5.7.2** viser vi eksempel fra sørlige deler av Viken (tidligere Akershus og Østfold fylker) der vi sammenlikner estimer basert på data fra viltkamera med jaktstatistikk fra samme området. Her benytter vi estimert deteksjonssannsynlighet fra en occupancy-modell for rådyr og rødvov og sammenlikner med jaktstatistikk for de samme artene (lastet ned på kommunenivå fra SSB) i samme periode.

Som vi ser samsvarer jaktstatistikken relativt godt med deteksjonssannsynligheten for rådyr, men ikke for rødv. Dataene som er brukt i occupancy-modellen i dette eksemplet er fra perioden august til desember hvert år. Dette sammenfaller med jakttiden for rådyr, men ikke for rødv. Siden deteksjonssannsynligheten for rødv er beregnet på grunnlag av bilder fra høsten, mens det meste av rødv felles under vinterjakt/gluggjakt etter jul og slik sett er fra en annen periode enn viltkamerabildene, får vi dårlig samsvar mellom disse to indeksene.

Det er viktig å forstå hva som påvirker viltkameraenes evne til å oppdage dyr (deteksjon). Deteksjonen kan påvirkes av egenskaper knyttet til; 1) dyreart, 2) kamerafellene, 3) oppsett av kamerafellene og 4) miljømessige variabler (Hofmeester et al. 2019). Disse faktorene vil påvirke deteksjon på ulike skala. Det må derfor utvikles robuste statistiske metoder for å håndtere skeivhetene i data grunnet forskjellene i deteksjon på ulike romlige skalaer.



**Figur 5.7.1** Årlige estimater på deteksjonssannsynligheten for rødv fra viltkamera fra sørlige deler av Viken i forhold til antall felte rødv i samme område (røde prikker). Jaktstatistikk hentet fra SSB.



**Figur 5.7.2** Årlige estimater på deteksjonssannsynligheten for rådyr fra viltkamera fra sørlige deler av Viken i forhold til antall felte rådyr i samme område (røde prikker). Jaktstatistikk hentet fra SSB.

I Norge brukes viltkamera som en komplementær metode til overvåking av rovdyr, blant annet gjennom prosjektet SCANDCAM (viltkamera.nina.no), da snøfrie vintre har skapt utfordringer for snøbasert overvåking av store rovdyr (Odden 2015). Store sammenhengende nettverk av viltkamera kan benyttes til å studere mange aspekter ved pattedyrsamfunnet, som endring i utbredelse av arter, antall (store rovdyr), sammensetning av pattedyrsamfunn, aktivitetsmønstre, fenologi, og viltsykdommer (se gjennomgang i Olsen et al. 2021). Metoden vil også ha potensial til å fange opp trender i bestander over tid, men det gjenstår fremdeles viktige spørsmål knyttet til design av overvåkingen som må utredes for å få en målrettet bestandsovervåking. Dette gjelder særlig hvordan plassering og tetthet av kamera påvirker ved hvilken skala vi kan fange opp trender, og hvordan dette varierer med arter. Men bruk av viltkamera til overvåking av jaktbare småpattedyrarter er utvilsomt en metode som vil kunne supplere dagens jaktstatistikk slik at forvaltningen kan drives på et mer solid datagrunnlag.

## 6 Referanser

- Andersen, O., Ørslie, G., Dervo, B. K., Linløkken, A. N. og Grøn-lien T. 2018. Storskarven i nedre deler av Gudbrandsdalslågen. Bestandsstørrelse, diett og jaktuttak 2017. NINA Rapport 1542. Norsk institutt for naturforskning.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H., Bustnes, J.O., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Hanssen, S.A., Lorentzen, E., Moe, B., Reiertsen, T.K. & Systad, G.H. 2015. SEAPOP. De ti første årene. Nøkkeldokument 2005-2014.–SEAPOP, Norsk institutt for naturforskning, Norsk Polarinstitut & Tromsø Museum–Universitetsmuseet. Trondheim, Tromsø. 58 s
- Artsdatabanken 2012. Fremmede arter i Norge–med norsk svarteliste. Trondheim.
- Artsdatabanken 2018. Fremmedartslista 2018. (Hentet 2020, 20. november).
- Artsdatabanken 2020. [https://Artskart 2 \(artsdatabanken.no\)](https://Artskart 2 (artsdatabanken.no))
- Balk, L., Hägerroth, P.Å., Åkerman, G., Hanson, M. Tjärnlund, U., Hansson, T., Hallgrimsson, G.T., Zebühr, Y., Broman, D., Mörner, T. & Sundberg, H. 2009. Wild birds of declining European species are dying from a thiamine deficiency syndrome. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 106:12001-12006
- Bevanger, K. 2005. Nye dyrearter i norsk natur. Landbruksforlaget, Oslo. 200 s.
- Bevanger, K. 2012. Norske rovdyr. Cappelen Damm AS, Oslo. 208 s.
- BirdLife International. 2015. European Red List of birds. Luxembourg, Office for official publications of the European communities. 77 s.
- BirdLife International. 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International. 170 s.
- BirdLife International. 2020. Species factsheet: *Turdus iliacus*. Downloaded from <http://www.bird-life.org> on 08/11/2020.
- BirdLife International (2020) IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 21/11/2020.
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenwag, R., Fisher, J.T., Bayne, E., Boutin, S. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52: 675-685.
- Bårdsen, B.-J., S. A. Hanssen & J. O. Bustnes. 2018. Multiple stressors: modelling the effect of pollution, climate, and predation on the viability of a sub-arctic marine bird. *Ecosphere* 9(7):e02342.
- Caravaggi, A., Zaccaroni, M., Riga, F., Schai-Braun, S.C., Dick, J.T.A., Montgomery, W.I., Reid, N. 2016. An invasive-native mammalian species replacement process captured by camera trap survey random encounter models. *Remote sensing in Ecology and Conservation* 2: 45-58
- DN 2011. Handlingsplan mot amerikansk mink (Neovision vision). DN rapport 2011-5. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- EBCC. 2017. Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS). <https://pecbms.info/trends-and-indicators/species-trends/>.

- Falkenberg, F. 2014. Fugler i Norge 2008-2010. Rapport fra Norsk faunakomite for fugl (NFKF). Fugleårene 2009 og 2010, Norsk Ornitologisk Forening.
- Falkenberg, F., Reinsborg, T., Myklebust, M., Holtskog, T., Magnussen, J. H., Heggøy, O. & Aarvak, T. 2015. Fugler i Norge 2011 og 2012. Rapport fra Norsk faunakomite for fugl (NFKF). Fugleåret 2011 og 2012, Norsk Ornitologisk Forening.
- Falkenberg, F., Reinsborg, T., Myklebust, M., Winnem, A. M., Magnussen, J. H., Holtskog, T., Heggøy, O. & Ranke, P. S. 2016. Fugler i Norge i 2013 og 2014. Rapport fra Norsk faunakomite for fugl (NFKF). Fugleårene 2013 og 2014, Norsk Ornitologisk Forening.
- Fauchald, P., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Bårdsen, B.-J., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Engen, S., Erikstad, K.E., Hanssen, S.A., Lorentsen, S.-H., Moe, B., Reiertsen, T.K., Strøm, H., Systad, G.H. (2015) The status and trends of seabirds breeding in Norway and Svalbard–NINA Report 1151. Norwegian Institute for Nature Research.
- Finne, M., Kristiansen, P., Rolstad, J. & Wegge, P. 2019. Diversionary feeding of red fox in spring increased productivity of forest grouse in southeast Norway. *Wildlife Biology* 2019: wlb.00492 doi: 10.2981/wlb.00492.
- Follestad, A., Gjershaug, J.O. & Stokke, B.G. 2016. Ferdrelsrelaterte forstyrrelser på fugl i Jærstrendene landskapsvernområde. NINA Rapport 1243. Norsk institutt for naturforskning.
- Follestad, A., Moe, B. & Thomassen, J. 2017. Sammenstilling av eksisterende kunnskap om påvirkningsfaktorer og effekter på ærfugl og ærfugldrift i Vegaøyan verdensarvområde. NINA Rapport 1405. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E. (red.) 2014. Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1036. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E. (red.) 2016. Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1279. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E. (red.) 2019. Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1692. Norsk institutt for naturforskning.
- Gavier-Widén D., Duff J.P., Meredith A. 2012. *Infectious Diseases of Wild Mammals and Birds in Europe*. Wiley-Blackwell.
- Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjedal, S. (red.). 1994. Norsk fugleatlas. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Green, M., Haas, F. & Lindström, Å. 2020. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2019. Rapport, Biologiska institutionen, Lunds universitet.
- Gregersen, F. & Gregersen, H. 2009. Ongoing population decline and range contraction in Norwegian forest grouse. *Ornis Norvegica* 32: 179-189
- Haaverstad, O. 2011. Villsvinets (*Sus scrofa*) kolonisering av nye leveområder i sørøst-Norge: habitatbruk, føde, skadeomfang og bestandsstatus. UMB Mastergradsoppgave i naturforvaltning.
- Haaverstad, O. 2012. Forvaltningsplan for gjess i Oslo og Akershus 2012-2020. Rapport 8/2012. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen.
- Hanssen, S.A., Christensen-Dalsgaard, S., Moe, B. Langset, M. & Anker-Nilssen, T. 2020. Økt vinterdødelighet hos ærfugl i ytre Oslofjord og Agder. Statusrapport høsten 2020. NINA Rapport 1862. Norsk institutt for naturforskning.

- Heidenreich, B. A. 2009. Forvaltningsplan for gås i Buskerud. utfordringer, målsettinger og anbefalinger. MVA rapport 3/2009. Fylkesmannen i Buskerud.
- Heggøy, O. & Olsen, T. A. 2015. Sjeldne fugler i Norge i 2011 og 2012. Rapport fra Norsk sjeldenhetskomité for fugl (NSKF). Fugleårene 2011 og 2012, Norsk Ornitologisk Forening.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge.
- Heldbjerg H., Madsen J., Amstrup O., Bakken J., Balsby T. T. J., Christensen T. K., Clausen K. K., Cottar F., Frikke J., Gundersen O. M., Jørgen P. K., Koffijberg K., Kuijken E., Nicolaisen P. I., Nielsen H. H., Nilsson L., Reinsborg T., Ødegaard P.-I., Pessa J., Shimmings P., Tombre I., Verhaeghe F., Verschure C., Westebing M.J. (Compilers). 2020. Svalbard Pink-footed Goose Population Status Report 2019-2020 (*Anser brachyrhynchus*). AEWA EGMP Technical Report No. 15. Bonn, Germany.
- Hjeljord, O. 2008. Viltet - biologi og forvaltning. Tun Forlag AS, Oslo.
- Hofmeester, T. R., Cromsigt, J. P. G. M., Odden, J.D.C., Andren, H., Kindberg, J., Linnell, J.D.C. 2019. Framing pictures: A conceptual framework to identify and correct for biases in detection probability of camera traps enabling multi-species comparison. *Ecology and Evolution* 9: 2320-2336.
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kempainen, E., Uddström, A. & Liukko, U. -M. (red.) 2019. The 2019 Red List of Finnish Species. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- Jansson, G. & Pehrson, A. 2007. The recent expansion of the brown hare (*Lepus europaeus*) in Sweden with possible implications to the mountain hare (*L. timidus*). *European Journal of Wildlife Research* 53: 125-130.
- Kålås, J. A., Husby, M., Nilsen, E. B. & Vang, R. 2014. Bestandsvariasjoner for terrestriske fugler i Norge 1996-2013. Norsk ornitologisk forening Rapport 4-2014.
- Kvasnes, M., Pedersen, H.C., Kjønnsberg, M., Rød-Eriksen, L., Eriksen, L.F., Bowler, D., Andersen, O., Berge, S.E., Hagen, B.R., Moa, P.F & Nilsen, E. B. 2019. Hønsefuglportalen. Oppsummering av drift og utvikling i perioden 2013-2018. NINA Rapport 1664. Norsk institutt for naturforskning.
- Kvasnes, M. A. J., Storaas, T., Pedersen, H. C., Bjork, S. & Nilsen, E. B. 2010. Spatial dynamics of Norwegian tetraonid populations. *Ecological Research* 25: 367-374.
- Lorentsen, S.-H., Anker-Nilssen, T., Barrett, R. T. & Systad, G. H. I Trykk. Population status, breeding biology and diet of Norwegian Great Cormorants. *Ardea*.
- Ludwig, G.X., Alatalo, R.V., Helle, P., Linden, H., Lindstrom, J. & Siitari, H. 2006. Short- and long-term population dynamical consequences of asymmetric climate change in black grouse. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 273: 2009-2016.
- Miljødirektoratet 2019. Handlingsplan mot villsvin 2020-2024.
- Madsen, J. & Williams, J.H. (Eds.) 2012. International species management plan for the Svalbard population of the pink-footed goose *Anser brachyrhynchus*. AEWA Technical Series No. 48. Bonn, Germany.
- Moore, J.F., Pine, W.E., Mulindahabi, F., Niyigaba, P., Gatorano, G., Masozera, M.K. and Beaudrot, L. 2020. Comparison of species richness and detection between line transects, ground camera traps, and arboreal camera traps. *Anim Conserv* 23: 561-572.

- Mos, J., Hofmeester, T.R. The Mostela 2020. An adjusted camera trapping device as a promising non-invasive tool to study and monitor small mustelids. *Mamm Res* 65: 843–853.
- Mæhlum, A. 2006. Frøår på gran i vente. Mjøsen skog.
- Nagy, S., Heldbjerg, H., Jensen, G.H., Johnson, F., Madsen, J., Meyers E. & Dereliev, S. Adaptive flyway management programme for the NW/SW European population of the greylag goose *Anser anser* 2020. Doc. AEWA/EGMIWG/5.14/Corr.1
- NOF, avd. Oppland v/Opheim, J. 2012: Bestandsovervåking av rødlistearterne bergand, svartand og sjøorre. Oppland fylke. Rapport.
- Naturvårdsverket 2018. [Naturvårdsverkets forslag på jakttider](#)
- Nilsen, E.B., Rød-Eriksen, L. 2020. Trender i størrelsen på den norske lirypebestanden i perioden 2009-2020: Analyser basert på data fra Hønsefuglportalen. NINA Rapport 1869. Norsk institutt for naturforskning.
- Nilsen, E.B., Pedersen, H.C. & Vang, R. 2013. Hønsefuglportalen—en nasjonal portal for ryper og skogsfugl. NINA minirapport 423.
- Nilsson, L. & Nilsson, J. 2012. Changes in numbers and distribution of breeding waterfowl in the Swedish mountain chain between 1972–1975 and 2009. *Ornis Svecica* 22: 107–126.
- Norges Bondelag 2015. Jaktområder for gås. En veileder i grunneierorganisering og jakt. Norges Bondelag, Utmarksavdelingen for Akershus og Østfold.
- Nossen, I. & Lugg, K. 2020. Forvaltningsplan for gås 2017-2020. Fredrikstad kommune, miljø og landbruk.
- O'Connell A.F., Nichols J.D., Karanth K.U. (eds) *Camera Traps in Animal Ecology*. Springer, Tokyo. [https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_6)
- Odden, J. 2015. Bruk av viltkamera i overvåking av gaupe: En pilotstudie i tre områder på Østlandet. NINA Rapport 1216. Norsk institutt for naturforskning.
- Olsen, S.L., Bartlett, J., Davey, M., Fossøy, F., Linnell, J.D.C., Nordén, J., Odden, J., Sandercock, B.K. & Thorsen, N.H. 2021. Kartlegging av biologisk mangfold med ny teknologi: miljø-DNA og kamerafeller. NINA Rapport 1962. Norsk institutt for naturforskning.
- Opheim, J. 2020. Alpine dykkender i Oppland. Bestandsovervåking av rødlistearterne bergand, svartand, sjøorre og havelle. Registreringer i 2020. Norsk Ornitologisk Forening, avd. Oppland.
- Parker, H. & Rosell, F. 2012. Beaver management in Norway - A review of recent literature and current problems. HiT Publication 4/2012. Høgskolen I Telemark, Bø.
- Pedersen, H.C. & Karlsen, D.H. 2007. Alt om RYPA; biologi-jakt-forvaltning. Tun Forlag, Oslo.
- Pedersen, H.C. & Storaas, T. (red.). 2013. Rypeforvaltning. Rypeforvaltningsprosjektet 2006-2011 og veien videre. Cappelen Damm Akademisk, Oslo.
- Pedersen, H.C., Follestad, A., Gjershaug, J.O. & Nilsen, E. 2016. Statusoversikt for jaktbart småvilt. NINA Rapport 1178. Norsk institutt for naturforskning.
- Pedersen, S. & Pedersen, H. C. 2012. Bestandssituasjonen for hare i Norge: en kunnskapsstatus. NINA Rapport 886. Norsk institutt for naturforskning.



- Powolny, T., Jensen, G.H., Nagy, S., Czajkowski, A., Fox, A.D., Lewis, M., Madsen, J. (Compilers) 2018. AEWA International Single Species Management Plan for the Greylag Goose (*Anser anser*)–Northwest/Southwest European population. AEWA Technical Series No. 71. Bonn, Germany.
- Reid, N. 2011. European hare (*Lepus europaeus*) invasion ecology: implication for the conservation of the endemic Irish hare (*Lepus timidus hibernicus*). *Biological Invasions* 13: 559-569.
- Rosvold J. & Andersen R. 2008) Wild boar in Norway - is climate a limiting factor? Rapport zoologisk serie., NTNU Vitenskapsmuseum.
- Rovero, F. & Zimmermann, F. 2016. Camera Trapping for Wildlife Research. Pelagic Publishing.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., Meek, P.D. 2013. "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix–Italian Journal of Mammalogy* 24: 148-156.
- Rød-Eriksen, L. 2020. Drivers of change in meso-carnivore distributions in a northern ecosystem. PhD-thesis NTNU, 2020:182.
- Rød-Eriksen, L., Moa, P. F. & Eide, N. E. (red.). 2020. Jakt i Lierne–Om smårovvilt, rev og hønsfugl. Rapport fra smårovvilt-prosjektet «Jakt-i-Lierne» 2014/15–2018/19. NINA Temahefte 79. Norsk institutt for naturforskning.
- Selås, V. 2020. Frøsetting hos eik, gran og blåbær som grunnlag for museprognoser. Vurderinger basert på en 100-års oversikt fra Aust-Agder. MINA Fagrapport 64.
- Shimmings, P. & Øien, I. J. 2015. Bestandsestimater for norske hekkefugler. NOF-rapport 2015-2.
- SLU Artdatabanken. 2020. Rödlistade arter i Sverige 2020. ArtDatabanken. <https://artfakta.se/naturvard/taxon/>.
- Statistisk sentralbyrå 2015. <http://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/srjakt> .
- Statistisk sentralbyrå 2020. <http://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/srjakt> .
- Steinsvåg, M. J. 2008. Forvaltingsplan for gjess i Hordaland: Utfordringer, målsetjingar og tilrådingar. MVA-rapport 3/2008. Fylkesmannen i Hordaland, miljøvernavdelinga.
- Stokke, B. G. & Gjershaug, J. O. 2018a. *Branta canadensis*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet (2020, 8. november) fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/46>.
- Stokke, B. G. & Gjershaug, J. O. 2018b. *Anser indicus*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet (2020, 8. november) fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/1084>.
- Stokke, B. G. & Gjershaug, J. O. 2018c. *Cairina moschata*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet (2020, 8. november) fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/1092>.
- Stokke, B. G. & Gjershaug, J. O. 2018d. *Aix galericulata*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet (2020, 8. november) fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/43>.

- Stokke, B. G. & Gjershaug, J. O. 2018e. *Oxyura jamaicensis*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet (2020, 8. november) fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/318>.
- Stokke, B. G. & Gjershaug, J. O. 2018f. *Phasianus colchicus*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet (2020, 8. november) fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/1185>.
- Stokke, B. G., Dale, S., Jacobsen, K.-O., Lislevand, T., Solvang, R. & Strøm, H. *In Press*. Fugler Aves–Norge. I: Artsdatabanken. 2021. Norsk rødliste for arter 2021.
- Stokke, B.G., Nygård, T., Falkdalen, U., Pedersen, H.C. & May, R. 2020. Effect of tower base painting on willow ptarmigan collision rates with wind turbines. *Ecol Evol* 10: 5670-5679.
- Svendsen, T. 2007. Kanadagås i Hordaland 2005-2007. Kartlegging av bestandsstatus. Norsk Ornitologisk Forening avd. Hordaland.
- Svorkmo-Lundberg, T., Bakken, V., Helberg, M., Mork, K., Røer, J. E. & Sæbø, S. (red.). 2006. Norsk VinterfuglAtlas. Fuglenes utbredelse, bestandsstørrelse og økologi vinterstid. Norsk Ornitologisk Forening, Trondheim.
- Thulin, C. G. 2003. The distribution of mountain hares *Lepus timidus* in Europe: a challenge from brown hares *L. europæus*? *Mammal Review* 33 (1): 29-42.
- Tombre, I. M., Andersen, G. E. B., Axelsen, T., Brandt, M., Hauge, F., Soglo, E., Syvertsen, R., Karlsen, H. E., Kræmer, F., Lassen, M., Meyer, R., Moholt, Ø., Nilsen, R. N., Sondbø, S., Tjønnås, T. 2019. Gåseregistreringer i Vestfold; en vurdering av samlede be-stander i fylket. NINA rapport 1709. Norsk institutt for naturforskning.
- Trolliet, F., Huynen, M., Vermeulen, C., Hambuckers, A. 2014. Use of camera traps for wildlife studies. A review. *Biotechnologie Agronomie Societe Et Environnement* 18: 446-454.
- Ueno, M., E. J. Solberg, H. Iijima, C. M. Rolandsen, and L. E. Gangsei. 2014. Performance of hunting statistics as spatiotemporal density indices of moose (*Alces alces*) in Norway. *Ecosphere* 5(2):13.
- Väisänen, R. A., Lehikoinen, A. & Sirkiä, P. 2018. Monitoring population changes of land bird species breeding in Finland in 1975–2017. *Linnut-vuosikirja 2017*: 16–31 (på finsk med engelsk sammen- drag).
- VKM, Skjerve, E., Thurfjell, H., Flø, D., Grahek-Ogden, D., Malmstrøm, M., Nesbakken, T., Das Neves, C.G., Nielsen, A., Pedersen, H.C., Robertson, L., Rueness, E.K., de Boer, H., Gudding, R., Hoel, K., Kirkendall, L.R., Vandvik, V. & Wasteson, Y. 2018. Wild boar population growth and expansion—implications for biodiversity, food safety, and animal health in Norway. Opinion of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. Oslo, Norway: Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM) 2018 (ISBN 978-82-8259-311-3). VKM Report 2018:14.
- Wegge, P. & Rolstad, J. 2017. Climate change and bird reproduction: warmer springs benefit breeding success in boreal forest grouse. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 284.
- Winnem, A. M. 2020. Fugler i Norge 2018. Rapport fra Norsk faunakomiteé for fugl (NFKF). Fugleåret 2018, Norsk Ornitologisk Forening.
- Winnem, A. M., Falkenberg, F., Reinsborg, T., Holtskog, T., Magnussen, J. H., Heggøy, O. & Ranke, P. S. 2018a. Fugler i Norge 2015. Rapport fra Norsk faunakomiteé for fugl (NFKF). Fugleåret 2015, Norsk Ornitologisk Forening.
- Winnem, A. M., Falkenberg, F., Heggøy, O. & Myklebust, M. 2018b. Fugler i Norge 2016. Rapport fra Norsk faunakomiteé for fugl (NFKF). Fugleåret 2016, Norsk Ornitologisk Forening.

Winnem, A. M, Holtskog, T. & Heggøy, O. 2019. Fugler i Norge i 2017. Rapport fra Norsk faunakomiteé for fugl (NFKF). Fugleåret 2017, Norsk Ornitologisk Forening.

Åhlund, M. & Järås, T. 2020. Toppskarven i Sverige—från raritet till häckfågel med exponentiell tillväxt. Birdlife Sverige 2020. Fågelåret 2019.





*Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på Ims i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-4692-7

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

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](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

