



# Bachelorgradsoppgave

Hvordan forvaltningsmessig tilpasse jaktuttaket på lirype (*Lagopus lagopus*) i en statsallmenning?

Et eksempel fra Åfjord fjellstyre.

How to manage willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) harvest in a state-owned land?

An example from central Norway.

Lasse Frost Eriksen

BAC350  
Bachelorgradsoppgave i Naturforvaltning

Avdeling for landbruk og informasjonsteknologi  
Høgskolen i Nord-Trøndelag - 2014



**HINT**

# Hvordan forvaltningsmessig tilpasse jaktuttaket på lirype (*Lagopus lagopus*) i en statsallmenning?

Et eksempel fra Åfjord fjellstyre.

# How to manage willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) harvest in a state-owned land?

An example from central Norway.

Lasse Frost Eriksen

BAC350  
Bachelorgradsoppgave i Naturforvaltning

Steinkjer  
Avdeling for landbruk og informasjonsteknologi  
Høgskolen i Nord-Trøndelag - 2014



## SAMTYKKE TIL HØGSKOLENS BRUK AV KANDIDAT-, BACHELOR- OG MASTEROPPGAVER

Forfatter(e): Lasse Frost Eriksen

Norsk tittel: Hvordan forvaltningsmessig tilpasse jaktuttaket på lirype

(*Lagopus lagopus*) i en statsallmenning?

Et eksempel fra Åfjord fjellstyre.

Engelsk tittel: How to manage willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) harvest

in a state-owned land?

An example from central Norway.

Studieprogram: Naturforvaltning

Emnekode og navn: BAC350 Bacheloroppgave

Vi/jeg samtykker i at oppgaven kan publiseres på internett i fulltekst i Brage, HiNTs åpne arkiv

Vår/min oppgave inneholder taushetsbelagte opplysninger og må derfor ikke gjøres tilgjengelig for andre

Kan frigis fra: \_\_\_\_\_

Dato:

\_\_\_\_\_  
underskrift

\_\_\_\_\_  
underskrift

\_\_\_\_\_  
underskrift

\_\_\_\_\_  
underskrift

## Forord

Rypeforvaltning har i lang tid vært et aktuelt spørsmål, og forskningen har presentert ulike modeller for forvaltningsregimer. Jeg har imidlertid ikke sett beskrivelser av hvordan de forskjellige modellene ville gitt seg utslag i praksis. Å skrive en oppgave omkring forskning på forvaltningsregime, med utgangspunkt i et praktisk eksempel, virket derfor både spennende og nyvinnende. At jeg på denne måten har fått sett forskning og forvaltning i sammenheng, har jeg opplevd som en relevant avslutning på naturforvaltningsstudiet på Høgskolen i Nord-Trøndelag (HiNT). Det skal også nevnes at jeg har mange år bak meg som ivrig rypejeger, og jeg har dermed både et fagmessig og personlig ønske om å drive kunnskapen om rypeforvaltning et skritt videre.

Arbeidet kom i stand etter kontakt med en engasjert leder i Åfjord fjellstyre, Gunnar Singaas. Åfjord fjellstyre har i årevis samlet relevante data om lirypebestand og jaktuttak, og jeg har fått tilgang til bruk av forholdsvis lange og gode dataserier. Singaas har stått til rådighet for tilbakemeldinger og utfyllende informasjon til nær sagt ethvert tidspunkt, og takkes for et meget godt samarbeid. Fjellstyret forvaltet i 2013 i stor grad i tråd med foreløpige anbefalinger fra undertegnede, og har vedtatt å forvalte etter prinsippene beskrevet i oppgaven i de kommende årene.

Jeg ønsker å rette en stor takk til min veileder ved HiNT, Pål Fosslund Moa. Han har fra første stund bidratt med faglige innspill, viktige korrigeringer og ikke minst en optimisme for oppgaven som har vært svært inspirerende.

Til slutt vil jeg gjerne gi en spesiell takk til min familie for tålmodigheten og støtten det siste året.

Lasse F. Eriksen

Steinkjer, mai 2014

## Sammendrag

Lirypebestanden svinger naturlig, men både nasjonalt og i Åfjord statsallmenning ser den ut til å ha gått mer ned enn opp i den senere tid. Jakt er en faktor som kan regulere lirypebestanden. Å tilpasse jaktuttaket til et bærekraftig nivå, møter kravene til å jakte på et høstingsverdig overskudd, og gir muligheter for økt lirypebestand når de naturlige forutsetningene klaffer. Å anbefale et bærekraftig jaktuttak innebærer ulike momenter; å studere historisk utvikling for bestand og jaktuttak, å ta hensyn til rammebetingelser og gjeldende forutsetninger, og ikke minst å benytte dagens beste tilgjengelige kunnskap fra nyere forskning.

I statsallmenningen har det blitt samlet inn data på bestandsstørrelse og produksjon for lirype siden 2007, ved bruk av linjetaksering etter avstandsmetoden. Innsamling av fangstrappporter i samme periode har gitt en rekke nøkkeltall om jaktuttak. Samlet ser man at andelen av bestanden som er skutt til tider har vært svært høyt, opp mot nesten halvparten av estimert bestandsstørrelse enkelte år. Beregninger viser at flere av de mest relevante modellene for jaktuttak gitt av forskningen anbefaler et svært mye lavere uttak de fleste år.

Det er laget en modell for totalkvote for jaktuttak i Åfjord statsallmenning. Videre er det gitt anbefalinger for hvordan totalkvota kan fordeles på jegerne. Jaktuttaksmodellen er fundert på modellene fra forskningen, kombinert med forutsetningene i Åfjord statsallmenning. Selv om sluttresultatet er områdespesifikt, kan metodikken anvendes som oppsett for andre jaktterreng. Ved å finne nøkkeltall fra datainnsamling i eget område, kan andre rettighetshavere med samme fremgangsmåte finne nivåer for bærekraftig jaktuttak av lirype.

## Summary

The populations of willow ptarmigan are fluctuating naturally, but recent years populations seem to have declined nationally and in the study area in central Norway. Harvest is a factor that can have impact on ptarmigan populations. When natural conditions are favourable, sustainable management of harvest will not restrict increased abundance of willow ptarmigan. Recommendations for a sustainable harvesting strategy requires retrospective studies of abundance and harvest, understanding of regulating framework and local conditions, and application of state of the art knowledge.

The study area consists of state-owned public land in the municipality of Åfjord in central Norway. Data collection has been done relatively extensively in the study area since 2007. Line transects by distance sampling have given estimations for density and production, and key figures have been obtained through harvesting records. Analyses of the data show that harvesting has been very high, some years taking out nearly half the population. Application of some of the most relevant models for sustainable harvest reveals that actual harvest has been much higher than recommended.

This work provides a model with recommendations for potential sustainable harvest of willow ptarmigan in the study area. It also gives recommendations for how the total harvesting quota can be distributed among hunters. The sustainable harvest model is based on a combination of the existing models and local conditions. The end result is area specific, but by retrieving key figures from collection of data elsewhere, the method is fully applicable for finding levels of sustainable harvest in other hunting areas.

# Innhold

Forord .....	3
Sammendrag .....	4
Summary .....	5
Innhold .....	6
1. Innledning.....	7
2. Materiale og metode.....	12
2.1 Studieområde .....	12
2.2 Linjetaksering etter avstandsmetoden.....	14
2.3 Fangstrapportering fra jegere .....	16
2.3 Statistisk analyse .....	19
3. Resultater .....	19
4. Diskusjon .....	24
4.1 Metodediskusjon.....	24
4.2 Resultatdiskusjon .....	28
4.2.1 Historiske data.....	28
4.2.2 Anbefalinger om jaktuttagsregime.....	31
5. Konklusjon .....	35
Kilder.....	37
Vedlegg 1: Kart over de to allmenningene.....	41
Vedlegg 2: Takseringslinjer.....	43
Vedlegg 3: Takseringsskjema.....	44
Vedlegg 4: Beregning av totalkvoter for jaktuttak .....	45

# 1. Innledning

Mennesket har til alle tider høstet av naturens viltressurser. Der dette tidligere var basert i behovet for mat eller salg av vilt, er ren rekreasjonsjakt nå blitt vanlig (Christensen m.fl. 2011). Rypejakt, herunder jakt på både lirype (*Lagopus lagopus*) og fjellrype (*L. muta*), er blant de mest populære jaktformer i Norge. Av de omkring 137.000 aktive jegerne jaktåret 2012/2013, deltok rundt 43.000 på rypejakt (Statistisk sentralbyrå (SSB) 2013a). Dette er en nedgang fra tidligere år, muligens som følge av nedgang i bestandstallene. Selv om aktive rypejegere kun utgjør omkring én prosent av Norges befolkning, viser mediebildet at svært mange har meninger og interesse for rype og rypejakt, tilsynelatende i større grad ved lave bestander. Også som inntektskilde for rettighetshavere, grunneiere og lokalsamfunn betyr bestandsreduksjon mye, da lavere bestand gir utslag på etterspørselen og tilhørende inntekter (Norges skogeierforbund 2010).

Lirypa er en hønsfugl på 400-750 gram (Pedersen & Karlsen 2007) som er hvit om vinteren og brun/rødbrun om sommeren. Den hekker i skogsområder og fjellskog (mest i bjørkeskog, men også i barskog og vier), og på tundra med vegetasjon som vier, dvergbjørk og lyng (Svensson m.fl. 2011). Vinterføde er selje, vier og bjørk, og bærlyng (spesielt blåbærlyng) og en del andre planter om sommeren, og for kyllinger er insekter viktig føde (Hjeljord 2008). Lirypa er territoriell og lever i par i hekketiden. Eggene legges fra siste del av mai, ruges i tre uker og klekkes i siste del av juni (Pedersen & Karlsen 2007). Hvis reiret blir røvet vil lirypa i en del tilfeller legge nye egg, hvor tidspunktet for når reiret blir røvet ser ut til å ha stor betydning for om omlegging skjer (Martin m.fl. 2011). I første del av august er kyllingene fullt flyvedyktige, men det er fortsatt synlig størrelsesforskjell på voksne og kyllinger. Jakt på lirype skjer ofte med hund, ettersom hunden får lirypa til å trykke.



**Figur 1:** Lirypereir. Foto: LFE.

Voksne liryper flytter hekkeområde lite fra ett år til det neste, ofte bare noen hundre meter, mens ungfugler gjerne forflytter seg noen kilometer første leveår (Brøseth m.fl. 2005). Om et fjellområde er stort nok til å dekke et rypehabitat, kan man sammenligne dataserier gjennom flere år og finne trender for «sin» rypebestand. Det er anslått at et område på 30-50 km<sup>2</sup> trolig forvalter opptil 80 % «egne» ryper (Pedersen m.fl. 2002), men at forvaltningsområdet kanskje burde være opptil flere hundre km<sup>2</sup> om man skal være sikrere på å høste effekten av egne tiltak og reguleringer (Pedersen &



Storaas 2013). Lirypa har store sykliske bestandssvingninger (Pedersen & Karlsen 2007). Disse kan utgjøre en utfordring i forhold til å sammenligne bestandsdata fra ulike år, ettersom det ikke er gitt at en endring mellom to år skyldes et forvaltningsmessig grep. Forvaltning bør derfor optimalt sett utformes som følge av lengre tids kunnskap om populasjonen og forutsetningene i et område, i stedet for at det settes inn ad-hoc-tiltak ved et plutselig dårlig år.

Rypebestanden om høsten er et resultat av hekkebestanden om våren og egg- og kyllingoverlevelse gjennom sommeren. Hekkebestanden om våren er igjen et resultat av hvor mange ryper som har overlevd fra høst til vår. Mange forhold påvirker bestanden, og for å få et toppår i småviltbestander med naturlige svingninger må trolig flere ulike faktorer stemme samtidig (Krebs m.fl. 1995, Punsvik & Storaas 2002). Tidligere ble ikke jakt antatt å være en faktor med stor betydning for rypebestanden (Pedersen & Karlsen 2007). De siste tiårene med forskning viser imidlertid at jakt er en av faktorene som kan regulere bestanden (Pedersen & Karlsen 2007, Pedersen & Storaas 2013). Det er vist at over halvparten av høstbestanden kan tas ut ved jakt i gitte tilfeller (Pedersen m.fl. 2002), og at jaktdødelighet i varierende grad kommer i tillegg til naturlig dødelighet (Pedersen m.fl. 2002, Sandercock m.fl. 2011). Avskytingstall fra SSB (2013b) for de siste 20 årene viser også en markant nedgang i rapportert fangst på landsbasis. Hvert av disse elementene er trolig pådrivere for det som synes å være en økende oppfatning om at jakt har potensial til å påvirke rypebestanden negativt.

Lirypa er en ressurs vi kan nyttiggjøre oss når forholdene tilsier det, men som vi også har plikt til å ta vare på for fremtiden. For utnytting av ressursen kreves det at vår bruk er bærekraftig. Det finnes ingen ferdige oppskrifter på bærekraftig forvaltning, men et godt utgangspunkt må være å følge anbefalinger fra forskningen. Samtidig er det viktig å kjenne lokale forhold, både når det gjelder rypebestanden og jegernes påvirkning (Pedersen & Storaas 2013). Rypebestanden har naturlige svingninger, men ser ut til å ha gått mer ned enn opp i den senere tid (Hjeljord 2008). Et sentralt punkt i forvaltningen blir å legge til rette for større lirypebestand når de naturlige forutsetningene klaffer. Dette innebærer blant annet å styre jaktuttaket. Samtidig sier *naturmangfoldloven* (2009, § 16) at høsting bare er tillatt når det finnes et høstingsverdig overskudd. Denne bestemmelsen gjør det spesielt viktig for rettighetshavere å ha kontroll på hva som er *mulig* å tilby av jakt innenfor rammene av et «høstingsverdig overskudd», og hvordan dette kan gjøres på en bærekraftig måte. Det er fra Åfjord fjellstyres side ønskelig å legge til rette for en større bestand på sikt, eller i det minste å unngå et jaktuttak som kan bidra til bestandsnedgang.

Tilnærmingen til hva som kan være et bærekraftig jaktuttak, forutsetter bruk av dagens beste tilgjengelige kunnskap. I nyere tid har forskningen presentert flere modeller og teorier for jaktuttak tilpasset bestandssituasjonen, og de mest aktuelle for Åfjord gjennomgås her.

#### *15%-modellen (Sandercock m.fl. 2011)*

Denne modellen sier kort at avskyting på opptil 15 % av bestanden er bærekraftig. Forskningen bak modellen viser også at naturlig dødelighet er lav etter begynnelsen av november i bestander som ikke har vært hardt jaktet. Ved å stenge jaktområder tidlig i november, eller ved å beregne lavere uttak etter denne tiden, blir effekten av senhøstjakt minimal. Taksering i august gir et godt utgangspunkt for bestandsestimater.

Modellen baserer seg på resultater på at jaktuttak på 15 % i stor grad ble kompensert gjennom redusert naturlig dødelighet. Slik kompensatorisk dødelighet står i motsetning til additiv dødelighet, som er jaktdødelighet som kommer i tillegg til naturlig dødelighet. Additiv dødelighet vil bety en redusert hekkebestand neste år i forhold til en situasjon uten jakt. I hvilken grad man har kompensatorisk dødelighet varierer sannsynligvis. For lirype har man trolig stor grad av kompensasjon i toppår (på grunn av territoriemangel), og svært lite kompensasjon i dårlige år (Pedersen & Karlsen 2007).

Modellen kan uttrykkes slik:

$$\text{Jaktuttak} = \text{rypetetthet i august} * \text{areal} * 0,15$$

#### *Biologiske referansepunkt (Andersen & Thorstad 2013)*

Modellen baserer seg på bruk av hekkebestandsmål som referansepunkt i forvaltningen. Ved å estimere total bestand med takseringer og trekke fra naturlig dødelighet og ønsket hekkebestand til våren, sitter man igjen med et tall for mulig jaktuttak. Dette skiller seg fra den tradisjonelle tankegangen ved at man bestemmer seg for hva man skal ha igjen etter jakt, i stedet for hva man skal ta ut under jakta. Referansepunktet skal finnes skjønnsmessig ved å bruke kunnskap om rype, vurdere kvalitet på terrenget, samt bruke historiske takseringsdata til å finne representative år å ta utgangspunkt i. Hver jaktsesong settes et nytt tall for mulig uttak etter takseringer, og underveisevaluering tidlig i jakta brukes som mål for riktigheten av takseringene.

Modellen kan uttrykkes slik:

$$\text{Rypetetthet i august} * \text{areal} - \text{naturlig dødelighet} - \text{hekkebestand} = \text{jaktuttak}$$

*Kyllingmodellen (Kastdalen 1992, Pedersen & Storaas 2013)*

Denne modellen tar utgangspunkt i beregninger om at hver lirypehøne må produsere 2,5 kyllinger (som overlever gjennom sommeren) for at bestandsstørrelsen skal være lik neste år, gitt en situasjon uten jakt. Det vil da kun være mulig å jakte ved minst 2,5 kyllinger pr høne, men er produksjonen høyere enn dette kan alt av overskuddet tas ut. Et viktig moment er at ved uttak av alt over 2,5 kyllinger vil ikke bestanden øke, så ønsker man å få opp bestanden bør uttaket være lavere enn det beregnede.

Modellen kan uttrykkes slik:

$$\text{Jaktuttak} = \frac{\text{rypetetthet i august} * \text{areal} * (\text{produksjon} - 2,5)}{\text{produksjon} + 2}$$

Når det kun kan jaktes på et «høstingsverdig overskudd», er det nødvendig å definere en nedre grense for jakt. Selv om noen argumenterer med at naturens egen påvirkning er større enn våre forvaltningsgrep, er det klart at oppgangsperioder kan bli sterkere, og rypa hente seg opp igjen raskere, hvis ikke bestanden er helt nedskutt. Det er derfor viktig at når de ytre faktorene tilsier et godt rypeår, skal ikke overhøsting fra året/årene før forhindre eller minske den potensielle oppgangen.

Predasjonsfeller (også kalt «predator pit»), er når lave bestander av et byttedyr gjør at predatorer klarer å holde tilveksten nede (Hjeljord 2008). Dette vil være mulig så lenge det finnes generalistpredatorer som kan bytte mellom ulike næringsstiler. Tilveksten kan bli hindret direkte av predatorer, men også av andre grunner. For eksempel ligger en del av rypas forsvar i flokkstrukturen som gir flere til å holde utkikk (Smith & Smith 2012). Videre er det foreslått at rypere ikke vil hekke der det finnes få andre rypere, fordi få andre rypere signaliserer et utrygt eller dårlig område (Pedersen & Storaas 2013). Om lirypebestanden på et gitt tidspunkt befinner seg i en slik predasjonsfelle vil ikke en eventuell kompensatorisk jaktdødelighet være relevant, ettersom bestanden likevel blir holdt nede.

Bærekraft i forvaltningen handler ikke bare om økologi, men er også bestemt av økonomi og sosiale forhold (Wam m.fl. 2012). At fjellstyrene er pålagt å balansere disse forholdene vises i formålsparagrafen til *Forskrift om jakt mv. i statsallmenning* (2004, § 1): «Vilt og fisk skal forvaltes slik at hensynet til det biologiske mangfoldet ivaretas. Innenfor denne ramme skal ressursen utvikles med sikte på å ivareta rettigheter etter fjelloven, fremme det lokale næringslivet og sikre allmennhetens adgang til jakt, fiske og friluftsliv.» Denne balansegangen får konsekvenser for hvilken

forvaltningspraksis fjellstyret kan velge. Forskriften har også bestemmelser om at jakt skal tilbys på en måte som er «akseptabel for allmennheten» (§ 3), noe som krever at man kjenner jegerens ønsker og krav. Videre *skal* fjellstyret tilby dagskort/døgnkort (unntatt i regulert periode), 5/7-dagerskort og sesongkort, og *kan* i tillegg tilby enkelte andre varianter (§ 6).

Statsallmenningene har også andre rammebetingelser som må følges. *Fjelloven* (1975, § 23) sine bestemmelser om jakt og fangst sier at alle som er og har vært bosatt i Norge siste år har rett til småviltjakt uten hund under like vilkår. Fjellstyret avgjør om jakt skal tillates også med hund, og kan her skille mellom innenbygds og utenbygds om ønskelig. Videre kan fjellstyret legge begrensninger i form av kvoter, tidsbegrensninger, fangstmåter, begrensede jaktområder og antall jegere.

Arbeidet med å definere hvilket jaktuttak som kan være bærekraftig, og anbefaling av hvordan uttaket best kan styres, må gjøres innenfor rammene av historisk utvikling og gjeldende forutsetninger i Åfjord statsallmenning. Et mål i arbeidet er at sluttproduktet er anvendbart i praktisk forvaltning for fjellstyret, hvor både *bærekraft* og *bruk av naturen* er retningsgivende stikkord. Det er i dette kapitlet beskrevet ulike modeller, teorier og forskningsresultater som kan fungere som generelt beslutningsgrunnlag, men det finnes få (om noen) gjennomganger av hvordan bruken av disse vil se ut i praksis. I det følgende skal teori settes inn i praktiske eksempler for Åfjord statsallmenning ved bruk av lokale data. Det skal videre vurderes i hvilken grad teoriene er anvendbare for fjellstyret i deres arbeid, og sees på muligheter for å bruke de til å gi kunnskapsbaserte anbefalinger. Sluttproduktet skal beskrive en bærekraftig forvaltning som ikke hindrer naturen i å fornye og øke lirypebestanden.

### **Hovedproblemstilling:**

Hvordan bruke best tilgjengelig kunnskap til å tilpasse jaktuttaket på lirype til et bærekraftig nivå i områdene forvaltet av Åfjord fjellstyre?

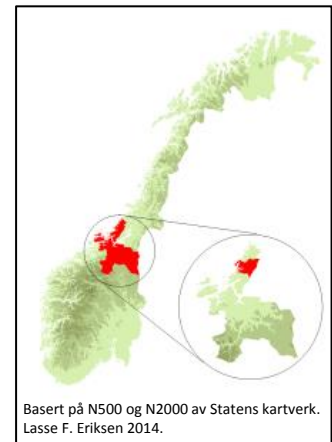
### **Delproblemstillinger:**

1. Hvordan har den historiske utviklingen vært og hva er nåsituasjonen på statsallmenningen i Åfjord i forhold til bestand og jaktuttak for lirype?
2. Hvilket jaktuttaksregime på lirype anbefales brukt av Åfjord fjellstyre ut i fra gjeldende forhold?

## 2. Materiale og metode

### 2.1 Studieområde

Åfjord kommune ligger i Sør-Trøndelag fylke, på Fosenhalvøya nord for Trondheimsfjorden (se lokalisering i figur 2). Åfjord statsallmenning består av to områder, Nord-allmenningen og Sør-allmenningen, beliggende øst og sør i kommunen. Plassering av områdene er vist i figur 3. Adkomst til Sør-allmenningen er relativt god, med vei inn fra Verran som muliggjør jakt etter et par hundre meters gange. Nord-allmenningen har middels god adkomst, men med noe lengre gangavstand før man er inne i jaktbart terreng. Områdene som grenser til allmenningene har skog- og fjellterreng med rype og annet småvilt.



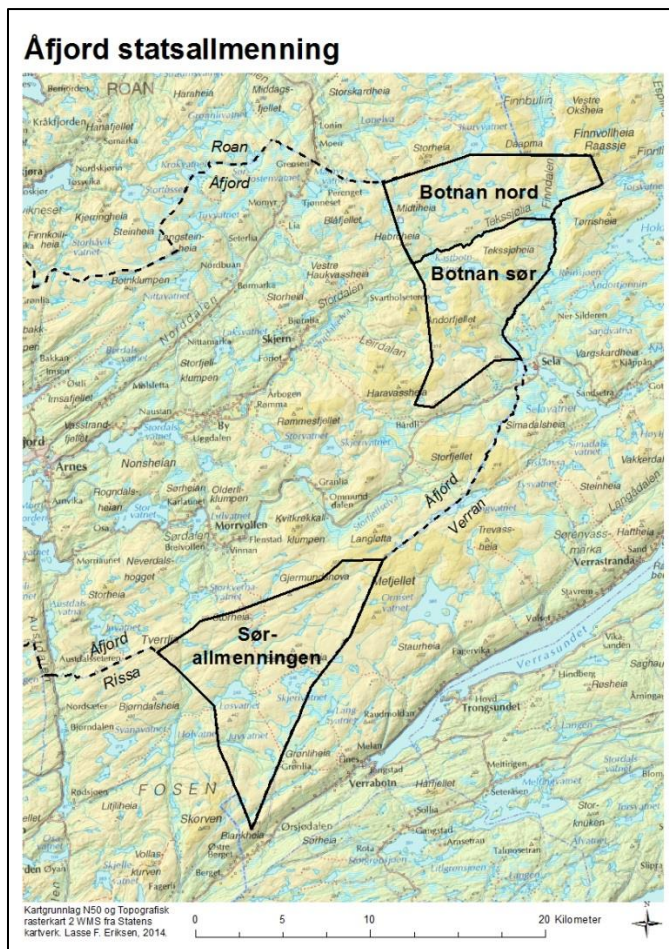
**Figur 2:** Lokalisering av Åfjord kommune.

De to statsallmenningsområdene består av fjellterreng, og er i følge Norsk institutt for skog og landskap (Skog og landskap) definert under landskapsregionen «låg fjellet i Sør-Norge». Mer spesifikt er det størst grad av åpen snaumark med varierende vegetasjonsdekke, myr og enkelte skogkledde daler med skog jevnt over eldre enn 40 år (Skog og landskap).

Nord-allmenningen går fra omtrent 200 meter over havet til 675 meter (høyeste topp Finnvollheia), og Sør-allmenningen ligger omtrent 240-600 meter over havet. Det ligger vanligvis snø i statsallmenningen fra senhøsten (ofte fra månedsskiftet oktober/november) og ut vinteren. Når det gjelder klimatiske forutsetninger for plantedekke, ligger begge allmenningene i klart oseanisk vegetasjonsseksjon. Sør-allmenningen ligger i nordboreal og alpin vegetasjonssone, og Nord-allmenningen i mellomboreal til alpin sone (Moen 1998). En oversikt fra Norges geologiske undersøkelse (NGU) viser at begge allmenningene har variert berggrunn, med blanding av rike og fattige bergarter, altså verken gjennomgående godt eller dårlig næringsgrunnlag.

Vegetasjonen ovenfor skogdalene er med spredte forekomster av fjellbjørk (*Betula pubescens tortuosa*) og gran (*Picea abies*), og dvergbjørk (*Betula nana*), einer (*Juniperus communis*) og vierarter (*Salix spp.*) i busksjiktet. I feltsjiktet finnes typisk skrubber (*Chamaepericlymenum suecicum*), krekling (*Empetrum nigrum*) og arter i lyngfamilien (Ericaceae) (som rypebær (*Arctous alpinus*), røsslyng (*Calluna vulgaris*), blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og tyttebær (*V. vitis-idaea*)), bregner (som hengeving (*Phegopteris connectilis*)), gress (Poaceae) og starr (Cyperaceae), herunder for eksempel arter som

bjønnkam (*Blechnum spicant*), duskmyrull (*Eriophorum angustifolium*) og torvmyrull (*E. vaginatum*). Betegnende for vegetasjonen er funn av mange arter typiske for fattig jord. I skogdalene i Sør-allmenningen finner vi barskog og blandingskog, i Nord-allmenningen mest barskog. Dominerende treslag i dalene veksler i følge Skog og landskap mellom gran, furu (*Pinus sylvestris*) og blandingskog. Tekssjøen naturreservat er et tilnærmet urørt skogområde i Stordalen i Nord-allmenningen hvor jakt er tillatt (Forskrift om Tekssjøen naturreservat 2005).



**Figur 3:** Kartutsnitt som viser plasseringen til statsallmenningensområdene. Nord-allmenningen er her oppdelt i forvaltningsenhetene Botnan nord og Botnan sør.

Forvaltningsmessig har Nord-allmenningen periodevis vært oppdelt i enhetene Botnan nord og Botnan sør. Sør-allmenningen har ikke vært oppdelt, men har fra 2013 hatt et «sosialt refugie» rundt fjellgården ved Lysvatnet. Mer detaljerte kart over allmenningene finnes i vedlegg 1. Det er gjort en GIS-analyse for å finne egnet (mulig) rypeterreng, og arealtallene her brukes som basis for beregninger av for eksempel rypetetthet og mulig jaktuttak. Rypeterreng er definert til å omfatte

både fjell og skog, det vil si alt areal som ikke er vann, jordbruksareal eller bebyggt område. Arealene fordeler seg som følger, i avrundete tall:

Totalt areal Nord-allmenningen 96 km<sup>2</sup>, herav rypeterreng 90 km<sup>2</sup>.

-Kun Botnan nord 46 km<sup>2</sup>, herav rypeterreng 44 km<sup>2</sup>.

-Kun Botnan sør 49 km<sup>2</sup>, herav rypeterreng 45 km<sup>2</sup>.

Sør-allmenningen 77 km<sup>2</sup>, herav rypeterreng 68 km<sup>2</sup> (før 2013 70 km<sup>2</sup>).

## **2.2 Linjetaksering etter avstandsmetoden**

Innsamling av bestandsdata om en art er en grunnleggende forutsetning for effektiv forvaltning. I statsallmenningen har det siden 2007 blitt samlet inn data på bestandsstørrelse og produksjon for lirype ved bruk av «avstandsmetoden» («distance sampling»). Bestandsstørrelse er et resultat av tetthet multiplisert med areal (Smith & Smith 2012). Avstandsmetoden skiller seg fra tidligere taksering i Åfjord ved at man ikke bare ser trender, men også finner estimater på tetthet (antall ryper pr km<sup>2</sup>) med tilhørende konfidensintervaller, som igjen brukes til å estimere bestandsstørrelse. Også produksjonstall vises fra takseringsdataene. Metoden bruker standardiserte regler som gjør det mulig med sammenligning mellom områder. For en fullstendig gjennomgang av metode omkring takseringen henvises til egen litteratur, for eksempel Buckland m.fl. (1993), Solvang m.fl. (2005) og Moa m.fl. (2007). I det følgende gis kun et kort utdrag, i første rekke basert på nevnte publikasjoner.

Taksering etter avstandsmetoden foregår langs forhåndsdefinerte linjer, som skal være representative for forvaltningsområdet. De samme linjene som ble lagt i 2007 takseres fortsatt årlig av frivillig personell, og det er kommet til flere linjer i tilgrensende områder etter hvert. Analyse av takseringsresultatene har i alle år blitt levert for Nord-allmenningen og Sør-allmenningen samlet, for å møte krav til tilstrekkelig antall observasjoner. Takseringene bør omfatte minst 40 til 60 observasjoner for å gi fullgode estimater. I 2012 ble det levert analyseresultater også for andre takserte områder sammen med statsallmenningen. I 2013 ble metoden endret noe, da analysene for statsallmenningen ble slått sammen med tilgrensende takserte områder. Analyseresultat ble da levert både for alle områdene totalt, og i tillegg for Åfjord nord og Åfjord sør separat, men ikke for kun statsallmenningen som tidligere. Takseringslinjene er vist i vedlegg 2. Omtrent 91 km med takseringslinjer ligger innenfor statsallmenningen, beregnet til en takstdekning på 11 % av totalt areal, hvilket anses som tilfredsstillende (Moa m.fl. 2007).

Takseringslinjene blir fulgt ved hjelp av GPS med én til to taksører og minst én hund på hver linje. Takseringene foregår i august, under værforhold som ikke begrenser oppdagbarhet av fugler for hund eller taksør. Metoden krever opplæring av taksører og gode hunder. Hundene søker gjennom terrenget på hver side av linja, med spesielt stort fokus på og nært selve linja. Taksørene rapporterer linjelengde (målt med GPS), nøyaktig og vinkelrett avstand fra



**Figur 4:** Stand under taksering i Nord-allmenningen i 2013. Foto: LFE.

takseringslinja til observerte fugler (skrittet opp eller målt med GPS), og antall observerte fugler fordelt på voksne og unge. Dataene registreres på et tilpasset skjema (vist i vedlegg 3), og behandles senere i programvaren *Distance* (Research Unit for Wildlife Population Assessment). Registrerte observasjoner er grunnlag for en oppdagbarhetsfunksjon, som kalkulerer i hvilken grad avstand fra linja påvirker muligheten til å oppdage fugler. Funksjonen tar også høyde for at man ikke finner alle fugler i terrenget, og er grunnlag for beregning av areal taksert. Følgende formel beskriver tetthetsberegningen (Brainerd m.fl. 2005):

$$\text{Tetthet} = \frac{\text{antall observasjoner} * \text{gjennomsnittlig antall individer pr observasjon}}{\text{linjelengde} * 2 * \text{beregnet effektiv søkebredde på én side av linja}}$$

Databehandlingen for Åfjord statsallmenning har i årene 2007-2011 vært gjort av Høgskolen i Nord-Trøndelag (HiNT), i 2012 av Høgskolen i Hedmark, og i 2013 innen Hønsefuglportalen (Norsk Institutt for Naturforskning (NINA)) av HiNT. Tabell 1 inneholder nøkkeltall innen datamaterialet fra takseringer som benyttes.



**Tabell 1:** Analyseresultater fra takseringer utført etter avstandsmetoden.

	Ant. linjer	Km taksert	Ant. obs.	Ant. ryper totalt	Ryper pr km <sup>2</sup> (90% konf.int.)	Gj.snitt ant. kyllinger pr høne
<b>Åfjord statsallmenning</b>						
2007	10	78	40	312	15 (8-26)	7,2
2008	8	74	33	130	12 (7-23)	3,5
2009	10	83	35	152	9 (5-14)	4,3
2010	10	89	37	152	8 (5-12)	5,5
2011	10	91	50	266	11 (7-17)	6,2
2012	10	90	42	178	8 (6-10)	3,1
<b>Åfjord samlet</b>						
2012	23	180	84	363	7 (5-9)	2,6
2013	23	176	82	347	9 (6-13)	3,7
<b>Adskilte områder, kun 2013</b>						
Åfjord nord	15		47	189	7 (4 – 11)	3,4
Åfjord sør	8		35	158	12 (7 - 22)	3,9

Som resultat av at denne undersøkelsen ble satt i gang i 2013, hadde personell fra HiNT oppfriskningskurs i metode for taksørene i Åfjord våren 2013. Undertegnede var med under innsamling av datamateriale for 2013 som taksør på to linjer i statsallmenningen, og som fagkonsulent for alle taksørene i kommunen.

### 2.3 Fangstrappering fra jegere

Fangstrapper brukes som hovedregel ikke som en direkte indikator på bestandsstørrelse, men er sammen med takseringsresultater egnet til å måle hvor stor del av bestanden som blir skutt hvert år. Formålet med fangstrappering er å bekrefte tendenser fra taksering og kontrollere om jaktreguleringer har fungert som det skulle i forhold til hvilket uttak som ble gjort. Videre vil fangstrapper være grunnlag for et sett med lokale nøkkeltall, som jegereffektivitet og utnyttelsesgrad av solgte jaktkort. Til sammen vil analyse av datamaterialet gi en pekepinn på hvilket nivå jaktuttaket bør tilpasses til.

Inatur er en internettportal for markedsføring, salg og påfølgende rapportering av jaktkort (og enkelte andre utmarksbaserte produkter). Både salgsaktiviteter og fangstrapper lagres i Inatursystemet, for siden å kunne hentes ut av tilbyderer som har solgt jaktretten. Rapportering av skutt vilt i Åfjord statsallmenning har vært organisert gjennom Inatur siden 2005, men rapportprosenten var svært lav de første par årene. Fra 2007 og videre ble det rapportert i stadig større grad, og benyttede data stammer fra dette året og frem til 2013. Gjennomgang av fjellstyrearkivet tyder på at alt salg i disse årene gikk gjennom Inatur. Dette bekreftes også av tidligere fjellstyreleder Terje Fjellheim (pers. meddelelse), og det er samtidig bekreftet at alle fangstrapper som kom inn frem til 2011 ble lagt inn i Inatur. Fangstrapperne for hvert solgte

jakkort omfattet informasjon om jaktområde, periode, antall dager jaktet, hundebruk, antall felt vilt pr art og antall sett vilt. I 2012 ble så godt som alle rapporter levert til fjellstyret direkte, som følge av stor oppfølging fra fjellstyret om rask rapportering fra hver enkelt jeger. Rapportene ble levert enten pr e-post eller muntlig overlevert pr telefon. I 2013 ble hovedparten av rapportene levert på Inatur igjen, mens enkelte ble levert pr e-post eller telefon. De som ble levert pr e-post eller telefon ble i etterkant lagt inn i Inatur av undertegnede. Inatur kom i 2013 med ny rapporteringsløsning, hvor informasjon om hundebruk og antall sett vilt ikke lengre innhentes. Fra 2013 innførte fjellstyret en bestemmelse om at jegere som ikke rapporterte (slik de er forpliktet til jf. *Forskrift om jakt mv. i statsallmenning* (2004, § 5)), blir satt bakerst i køa ved søknad om jakt påfølgende år.

Fangstrapportene for årene 2007-2011 besto av ubearbeidet datamateriale liggende på Inatures server. Inatures løsning gjorde det mulig med uttrekk av regneark-filer for rapportene, men hver enkelt rapport måtte likevel gjennomgås for kontroll. Omtrent 15 % av enkeltrapportene var dobbeltregistreringer eller inneholdt åpenbare feilregistreringer uten logisk forklaring på hva som var korrekt. Et eksempel på dette var feil med antallet jaktdager, hvor det i rapporten tydeligvis var angitt antall dager med jaktrett (som spesielt for sesongkort gir store utslag) i stedet for antall dager faktisk jaktet. Slike rapporter ble slettet fra datamaterialet, og betraktes dermed som manglende rapporter. Dager hvor det har blitt felt flere arter av samme jeger var i rådataene presentert som ulike rapporter. Disse er slått sammen til én rapport med ulike arter felt, for ikke å overestimere antall faktiske jaktdager. Jegere som har levert rapporter for flere områder og/eller perioder, ble i datasettet behandlet som ulike jegere for å kunne beregne uttak pr område og periode. I 2012 var det flere tilfeller av jegergrupper som hadde jaktet sammen, og hvor fangstrapport ble levert felles via e-post. I disse tilfellene ble rapportene splittet før inkludering i datamaterialet, og hvor samlet fangst ble fordelt jevnt på jegerne rapporten omhandlet.

Informasjon om tilhørighet (innenbygds eller utenbygds) er funnet ved sammenstilling av fangstrapport og type jakkort solgt. Når det gjelder hundebruk var dette innsamlet i de opprinnelige fangstrapportene, men i uttrekket fra Inatur var alle oppført å ha jaktet uten hund. Bruk av hund ble korrigert for hver enkelt rapport ved hjelp av skjermbilder av rådataene i Inatur sin innsynsløsning for historiske data. I 2012 og 2013 ble kun enkelte rapporter levert med informasjon om hundebruk. Imidlertid kunne fjellstyret bidra med utfyllende informasjon, ettersom det var få jegere disse årene, og fjellstyret i mange tilfeller kjente til hvorvidt de som jaktet brukte hund eller ikke.

Alle som skal jakte i statsallmenninger må løse jaktkort, og alle som løser jaktkort forplikter seg til å levere fangstrapport. I dette ligger det at rapportene vil bli studert av fjellstyret eller dets representanter i ettertid. Jegernavn er allerede registrert som følge av kundeforholdet, opplysning av navn i fangstrapporten er nødvendig for å se hvem som har levert pliktig rapport og ikke, og fangst innenfor fastsatte lovlige grenser anses ikke som personinformasjon. Det er i bearbeidingen av fangstrapportene derfor ikke foretatt annen vurdering av anonymitet enn at ingen enkeltpersoner skal kunne identifiseres i offentliggjort arbeid (inkludert i presentasjoner og personlige samtaler). I alle henseender skal det ligge et større antall rapporter bak tall som presenteres. Tabell 2 viser en samlet oversikt over størrelsen på datamaterialet de ulike år.

**Tabell 2:** Antall rapporter, jakt dager og felte liryper, fordelt på jaktområde og år. Inkludert er også informasjon om kvoter («bag-limit») de ulike år.

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>Antall rapporter</b>							
Botnan nord	16	34	50			21	36
Botnan sør	5	4	6			7	34
Nord-Allmenningen	21	38	56	24	37	28	70
Sør-Allmenningen	22	42	43	32	63	18	55
Samlet	43	80	99	56	100	46	125
<b>Rapporterte felte liryper</b>							
Botnan nord	46	111	75			55	38
Botnan sør	15	11	7			7	38
Nord-Allmenningen	61	122	82	60	109	62	76
Sør-Allmenningen	89	204	154	120	234	61	63
Samlet	150	326	236	180	343	123	139
<b>Rapporterte jakt dager</b>							
Botnan nord	62	145	170			91	68
Botnan sør	20	17	15			14	86
Nord-Allmenningen	82	162	185	66	147	105	154
Sør-Allmenningen	86	170	198	90	233	76	82
Samlet	168	332	383	156	380	181	236
<b>Bag-limit (li- og fjellrype)</b>							
	3/dag	3/dag	3/dag	3/dag	3/dag	1/dag, 12/sesong	2/dag, 8/uke, 15/sesong

Rapporteringen av antall sett (ikke felt) vilt ble fjernet fra datasettet i bearbeidingen. Dette på grunn av et stort antall observasjoner som virket usikre. En del av rapportene inneholdt svært høye tall, mens mange andre etter all sannsynlighet ikke hadde rapportert det de hadde sett (med høye fellingstall gjennom mange dagers jakt, og likevel ingen «sett vilt» utenom det de hadde skutt). Dessuten inneholder observert «vilt» en iboende usikkerhet om hvilken art som er observert, noe som gjør dataene lite verdifulle.

Gjennom alle år har det vært mulig for jegerne å rapportere felling av enten «rype», «lirype» eller «fjellrype». Der det er rapportert «rype» er det uvisst om det er lirype eller fjellrype som omtales.

Imidlertid var det i flertallet av rapportene skilt mellom artene, slik at det fantes et tydelig bilde av prosentvis fordeling. I behandlingen av de bearbejdette rapportene, ble plassering fra «rype» til hver av rypeartene gjort i forhold til rapporter som var inne pr 12. mars 2013. Datoen ble satt ut fra ønsket om å komme videre i bearbejdingen, og datamaterialet ble ansett som tilstrekkelig stort på dette tidspunkt til å foreta fordelingen. Blant artsbestemte ryper var 97,4 % lirype og 2,6 % fjellrype, og disse prosenttallene ble brukt som fordelingsnøkkel.

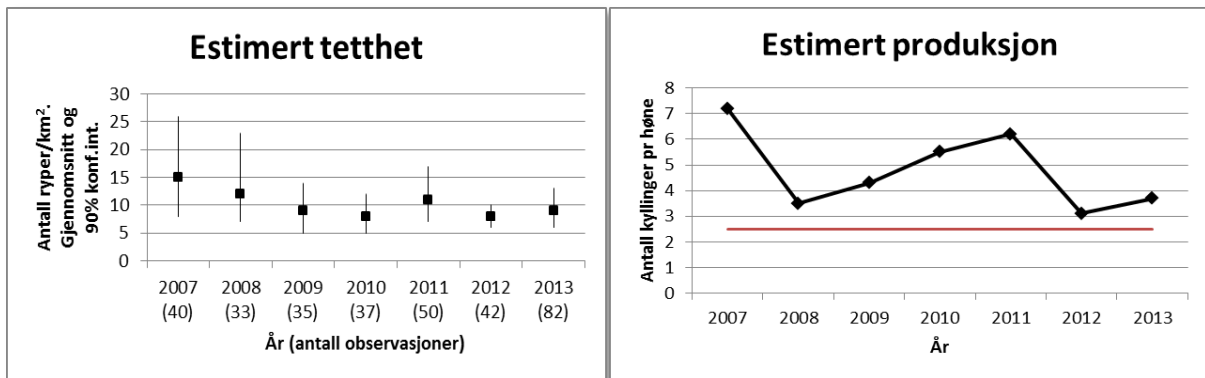
### **2.3 Statistisk analyse**

Datamaterialet fra takseringer og fangstrapper er et større tallmateriale, som er bearbejdet og kvantitativt analysert for å beskrive generelle trender. I tillegg er det søkt informasjon om enkeltvariabler og samvariasjon mellom variabler. Dette er gjort deskriptivt ut fra grafer og utregninger ved hjelp av Microsoft Excel-regneark og statistikkprogramvaren IBM SPSS. Sistnevnte er også benyttet til statistiske tester: T-tester er benyttet for statistisk generalisering av jegereffektivitet som avhengig variabel i forhold til bosted, hundebruk, jaktperiode og jaktområde.

Korrelasjonsanalyse er brukt for å teste sammenhengen mellom jegereffektivitet og jakttrykk, og mellom jegereffektivitet og rypetetthet.

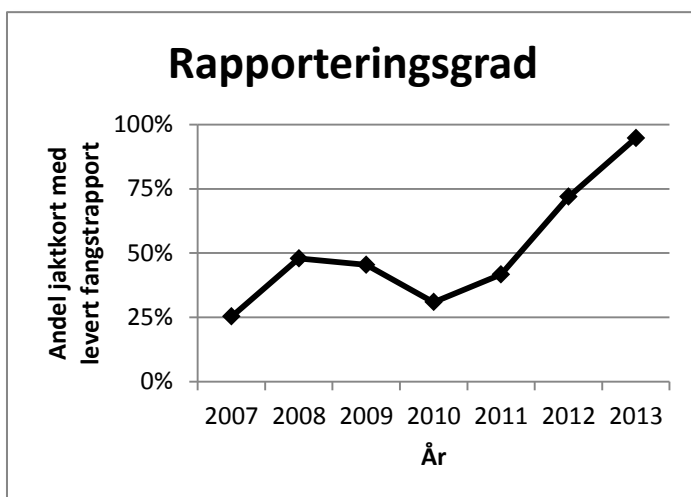
## **3. Resultater**

Takseringsresultatene i tabell 1 gir muligheter for ulike oppstillinger av lirypebestand i statsallmenningen for 2012 og 2013. Fjellstyret har tidligere valgt å bruke tall for kun statsallmenningen i offentliggjøring av 2012-resultatet, noe som videreføres i denne undersøkelsen. For 2013 brukes resultatet for Åfjord som helhet for å fremstille trenden gjennom årene, for å oppnå et høyere antall observasjoner bak tallene. Figur 5 gir en visuell fremstilling av lirypetetthet og produksjon slik det brukes videre.



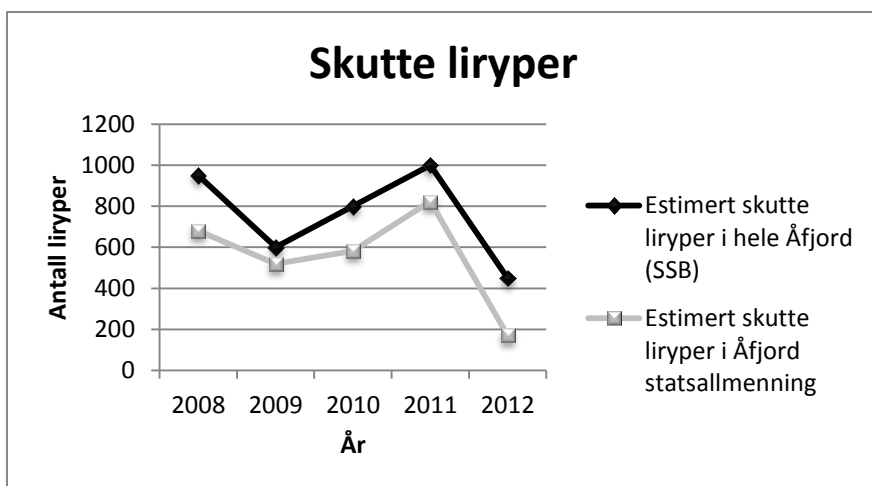
**Figur 5:** Estimert tetthet for årene 2007-2013 (til venstre), med gjennomsnittsverdier og 90 % konfidensintervall. Figuren til høyre viser estimert produksjon for samme periode, hvor rød linje indikerer kyllingproduksjon som ville ført til lik bestandsstørrelse neste år uten jakt, jf. Kastdalen (1992).

Fra Inatur er det lastet ned aktivitetsrapporter for Åfjord fjellstyre, som viser totalt salg for alle år fra 2007. Rapporteringsgrad er funnet ved å stille fangstrapportene opp mot det totale salget. Som vi ser av figur 6 har rapporteringsgraden blitt bedre med årene. I 2013 er rapporteringen oppe på 95 %, som er et svært godt resultat.



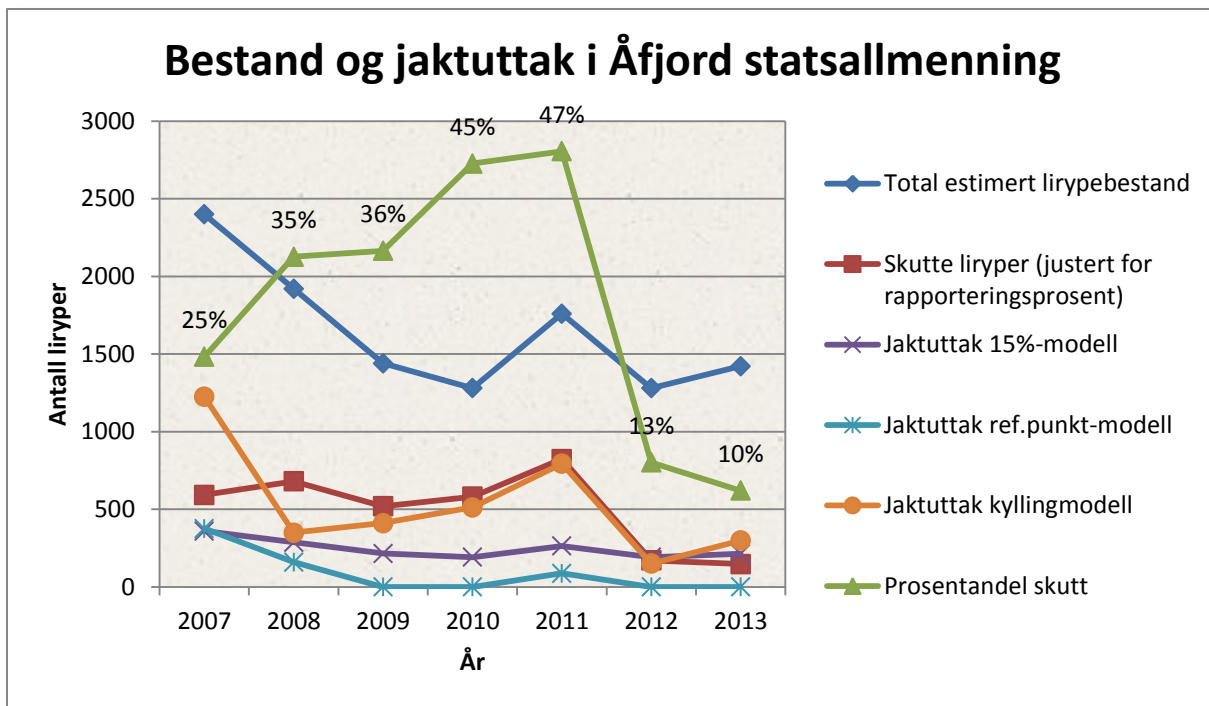
**Figur 6:** Andel av solgte jaktkort hvor jaktrappert er levert.

Fra leverte fangstrapporter sett sammen med rapporteringsgrad er det beregnet antall skutte liryper i Åfjord statsallmenning. Ved å sammenligne med estimat fra SSB (2013b) ser vi at i de fleste årene ble hovedparten av lirypene felt i Åfjord kommune skutt i statsallmenningen. Dette er vist i figur 7.



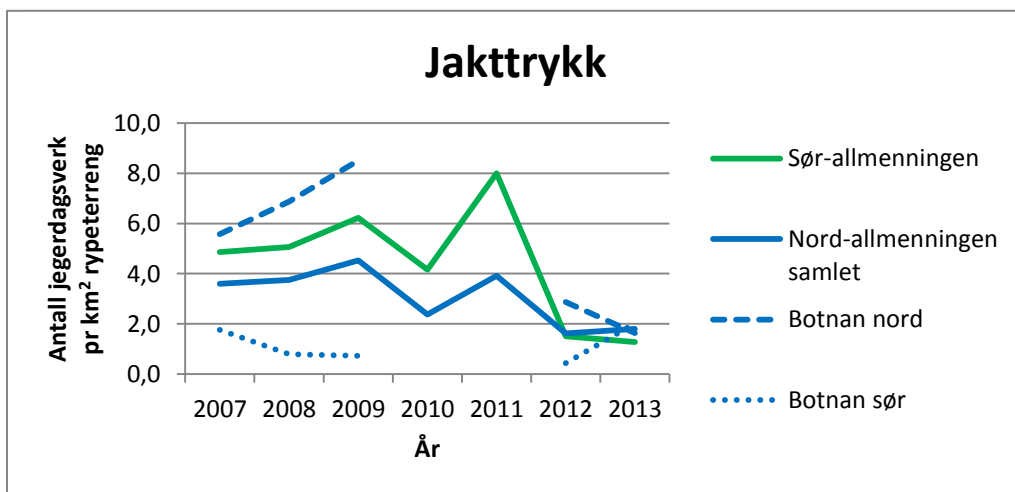
**Figur 7:** Estimert skutte liryper i statsallmenningen og i hele Åfjord kommune. Jaktseasonen 2008/2009 er første år disse dataene er tilgjengelige på kommunenivå fra SSB, og tall for jaktseasonen 2013/2014 er ikke klare ennå. I statsallmenningen har all lirykejakt foregått før jul, og de oppgitte årstallene er derfor vist som kalenderår i stedet for jaktseasoner som spenner over to årstall.

Når avskyting og bestandsstørrelse estimert fra takst settes sammen, ser man enkelte tydelige trekk. Fra figur 8 ser man at bestanden i hovedtrekk har hatt en nedadgående trend, mens avskytingstallet har vært mer jevnt, inntil det fra 2012 ble satt inn sterke begrensninger på jakta. Nedgang i bestanden kombinert med jevn avskyting gjorde at andelen av bestanden som ble skutt hvert år gikk stadig oppover i årene 2007-2011, til nivåer hvor nesten halvparten av liryperne ble tatt ut enkelte år. Figur 8 inkluderer videre hvilket jaktuttak som ville vært mulig om fjellstyret hadde forvaltet etter de ulike modellene beskrevet i innledningskapitlet. Det er gjort en forenklet beregning av naturlig dødelighet i statsallmenningen de senere årene, ved å trekke estimert voksenbestand i august fra estimert antall liryper som *ikke* ble skutt foregående år. Under forutsetningen om ingen inn- og utvandring og at alle andre dødsårsaker enn jakt er «naturlige», er det funnet et gjennomsnittstall for naturlig dødelighet på 55 %, som inngår som forutsetning for jaktuttak etter referansepunktmodellen. I modellen kreves også vurdering av ønsket hekkebestand. Det er her tatt utgangspunkt i en augustbestand på 15 liryper pr km<sup>2</sup>, tilsvarende estimert bestand i 2007. Om det legges gjennomsnittlig produksjon i årene 2007-2013 til grunn, vil en hekkebestand på 4,4 voksne liryper pr km<sup>2</sup> gi en augustbestand på 15 liryper pr km<sup>2</sup>.



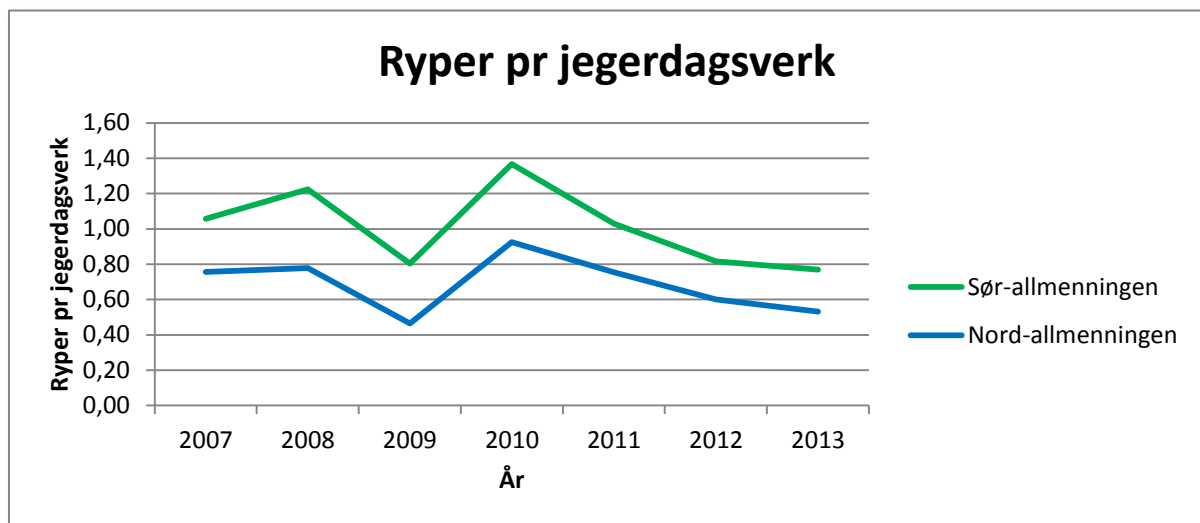
**Figur 8:** Samlemodell for estimert bestand, estimert jaktuttak, samt mulig jaktuttak ved bruk av ulike forvaltningsmodeller. Teoretisk jaktuttak etter modellen med referansepunktbasert forvaltning inneholder flere egne forutsetninger, og det er det tatt utgangspunkt i ønsket hekkebestand tilsvarende en augustbestand på 15 rypere/km<sup>2</sup>. Prosentvis avskyting er beregnet uten å ta hensyn til inn- og utvandring, siden vi ikke kjenner denne.

En beregning av jakttrykk i de ulike delområdene (figur 9), basert på fangstrapporter og tall for tilgjengelig rypeterreng, viser at jakttrykket stort sett har vært høyere i Sør-allmenningen enn i Nord-allmenningen. Tilgjengelige år for delområdene Botnan nord og sør viser likevel at Botnan nord har hatt høyere jakttrykk enn Sør-allmenningen, og at Botnan sør har hatt tilsvarende lavere.



**Figur 9:** Jakttrykk i de ulike delene av statsallmenningen. I 2010 og 2011 var ikke Nord-allmenningen delt opp i forvaltningsenhetene Botnan nord og sør, og egne jakttrykkstall for disse årene finnes derfor ikke. Det er ikke funnet indikasjoner på at dataene er påvirket av skjevhet i rapportering mellom områdene.

Ved å se på fangstrapporteringen finner vi en del andre viktige momenter. Utnyttelse av ukeskortene i 2013 var i gjennomsnitt på 3,8 jakt dager pr ukeskort ( $n = 37$ ), og noe lavere i 2012. 62 % av jegerne jaktet med hund ( $n = 476$ ), og 83 % av jegerne var utenbygds ( $n = 464$ ). Et vanlig brukt mål for jeger effektivitet er antall ryper pr jegerdagsverk. Statistiske beregninger viser at jeger effektiviteten til tider er svært ulik for ulike jegere i statsallmenningen. Gjennomsnittseffektivitet for alle jegere har vært 0,80 ryper pr jegerdagsverk. Av figur 10 ser vi at effektiviteten var ganske ulik i Nord- og Sør-allmenningen (t-test for parede utvalg:  $t = 9,27$ ,  $df = 6$ , tosidig  $p < 0,001$ ), med snitt på henholdsvis 0,61 og 0,99 ryper pr jegerdagsverk.



**Figur 10:** Effektivitet blant jegerne som har jaktet i de to statsallmenningene.

Videre er det funnet store forskjeller i effektivitet som følge av hundebruk (t-test for uavhengige utvalg:  $t = 5,50$ ,  $df = 464$ , tosidig  $p < 0,001$ ), hvor den gjennomsnittlige hundejeger (begge områdene sett under ett) skjøt 1,06 ryper pr dag, mens jegere uten hund skjøt 0,57. Det er kun sett små (ikke statistisk signifikante) forskjeller i effektivitet under septemberjakta sammenlignet med resten av sesongen, og nærmest ingen forskjell på innenbygds og utenbygds jegere. Det er videre ikke sett signifikante sammenhenger mellom jakttrykk og jeger effektivitet, og heller ikke mellom rypetetthet og jeger effektivitet.



## 4. Diskusjon

### 4.1 Metodediskusjon

Det er lite hensiktsmessig å forvalte en art med så store svingninger som lirype ned til den enkelte rype, men å ha tall å forholde seg til i forvaltningen gjør det mulig å overvåke de store linjer for bestandssituasjonen. I tillegg gjør tallfesting at forvaltningen blir mindre basert på synsing, og i stedet blir mer håndfast og praktisk. Datainnsamlingen i form av taksering og fangstrapportering gir mulighet for slik tallfesting. All datainnsamling vil være gjenstand for feilkilder, og valg av metodikk vil derfor kunne påvirke forskningsresultater. Dataene samlet gjennom mange år fra Åfjord statsallmenning er likevel såpass omfattende at man kan anta at mindre feilkilder har små utslag. Å avdekke svakheter i metode og tilhørende målinger gjør det mulig å begrense feil i datasettet, og slik redusere styrken på feilkildene.

Linjetaksering etter avstandsmetoden er regnet som en velegnet metode for å levere gode tetthetsestimater (Sutherland m.fl. 2004, Brainerd m.fl. 2005). Det er imidlertid enkelte grunnleggende forutsetninger som kreves oppfylt. Buckland m.fl. (1993) peker på at taksøren ikke skal gå glipp av mulige observasjoner på linja, og at objektene må oppdages før de flytter seg som respons på taksørens (eller hundens) nærvær. Disse forutsetningene er vist i forsøk at oppfylles i lirypetaksering med stående fuglehund, så lenge hundens dekning er god nær linja og blir jevnt dårligere med økt avstand fra linja (Pedersen m.fl. 1999). Videre nevner Buckland m.fl. (1993) at det kreves nøyaktig måling av avstanden fra linja til objektet som observeres. Takseringsdataene fra Åfjord inneholder ingen sikre tegn på at dette ikke følges, men noen få takserte linjer viser en overvekt av runde tall i avstandsmålingen. Dette kan være tilfeldigheter, men det er trolig like sannsynlig at taksøren har avrundet avstandsmålingen til nærmeste timeter. Såfremt det er notert mange observasjoner, og det er avrundet oppover i like stor grad som nedover, trenger ikke dette å ha fått betydning for resultatet. Et annet fenomen som er sett på et par linjer er observasjoner opptil flere hundre meter fra linja. Disse observasjonene har trolig blitt fjernet i dataprogrammets analyse, og har slik sett ikke fått noen betydning for linjebredde eller økt mengden observasjoner. Det de derimot kan ha medført er at taksørene kan ha gått glipp av observasjoner nært linja, og dermed gitt en underestimert av bestanden.

Begge disse mulige feilkildene er anslått å ha mindre betydning i resultatet, gitt feilenes begrensede omfang. Det de imidlertid peker på er det generelle behovet for opplæring av taksører, slik blant

annet Solvang m.fl. (2007) presiserer viktigheten av. Opplæring, og repetisjon av tillært kunnskap, er ikke bare egnet for å luke ut feil i metodebruken. Det vil i tillegg øke interessen blant taksørene for å utføre datainnsamlingen så godt som mulig, og føre til større bevisstgjøring om nøyaktighet og redelighet i arbeidet. Etter oppfriskningskurset om avstandsmetoden i Åfjord våren 2013, meldte et par taksører om ytterligere momenter som kunne heve kvaliteten på høsttakseringen. Dette gjaldt behov for heving av GPS-kompetanse og opplysning om hunder som muligens ikke var tilstrekkelig erfarne for oppgaven kommende høst.

Når det gjelder de utlagte takseringslinjene, bør disse være representative for det totale terrenget i forvaltningsområdet (Pedersen & Storaas 2013). Linjene i statsallmenningen (se vedlegg 2) ser ut til å være rimelig representative for terrenget, takstdekningen på 11 % er tilfredsstillende, og linjene er relativt godt fordelt over hele statsallmenningen. Det er også positivt at de samme ti linjene som ble lagt i 2007 fortsatt takseres. I 2013 ble som nevnt mange flere linjer inkludert i analyseresultatene, noe som øker antallet observasjoner bak analysen for området som helhet. Det kan imidlertid også ha ført til en svak nedgang i representativitet, som følge av at fire linjer i det nordlige området er så overlappende at de med fordel kunne vært redusert til to. Linjene har ligget slik i tidligere år fordi ulike grupperinger har taksert det samme området. Når all taksering så ble slått sammen ønsket de samme grupperingene å fortsette å takser «sine» linjer for å beholde sine dataserier. Det anbefales at senere års taksering utelater to av disse fire, i hvert fall i samleanalysene, for å unngå en mulig påvirkning av totalresultatet.

Fra tabell 1 ser man at to linjer i statsallmenningen ikke ble gått i 2008. Bakgrunnen for dette er ikke kjent, men det er tenkelig at mangel på taksører var årsaken. De aktuelle linjene har i ettertid vist seg å være blant de som gir lavest antall observasjoner (beregnet indekstall for antall observasjoner i forhold til linjelengde for statsallmenningenslinjene). At nettopp disse linjene ikke ble gått, *kan* derfor ha gitt en overestimering av bestanden dette året. Hvis dette er tilfellet vil prosentvis avskyting i 2008 ha vært noe høyere enn de 35 % som er presentert i figur 8. Dette viser viktigheten av at alle linjer blir gått hvert år, og at ikke linjene blir kuttet før de blir fullført, slik vi ser resultatet av i de ulike linjelengdene taksert de ulike årene (tabell 1). Ulik linjelengde kan imidlertid også stamme fra ulik vilje til å forsere hindringer. Som eksempel kan nevnes at de siste 200 meter for en av linjene taksert av undertegnede innebar kryssing av en dyp kløft. Til tross for at det ikke gir noen utslag på analysen om denne linja er fulgt til enden eller ikke (ettersom det er faktisk gått linjelengde som legges inn i takseringsskjemaet), er det rapportert inn at sluttkoordinatet for denne linja bør endres for å unngå mulige feilrapporteringer.

I årene 2008-2010 var det litt for få observasjoner til å møte anbefalingene. Dette gir noe større mulighet for påvirkning av tilfeldigheter i resultatene. Samtidig ser man at Åfjord statsallmenning i årene fra 2007 og videre har en tetthet og produksjon som ikke skiller seg svært mye fra områder i Midt-Norge det er naturlig å sammenligne seg med (HiNT – upubl.). Sett på hvert år for seg, ser spesielt den årlige produksjonen ut til å ha store likheter mellom områdene. Dette styrker troen på at takseringene i statsallmenningen er godt utført, og at man kan ha tillit til resultatene.

Når det gjelder fangstrapporteringen, er dette et forholdsvis stort tallmateriale. Mengden samlede rapporter gjør at det kan trekkes gode konklusjoner om gjennomsnitt over flere år, men også forholdsvis sikre konklusjoner om detaljer innen de enkelte årene. Antall fangstrapporter i forhold til antall jegere har hatt en økning, trolig på grunn av større bevissthet for behovet for rapportering, og lavere terskel for å rapportere med enkle internettbaserte løsninger. Også press fra fjellstyret må antas å ha hatt stor effekt i siste to år. I årene med lavest rapportering, 2007 og 2010, vil feilmarginene være noe større enn i øvrige år. En gjennomgang av hvilke rapporter som er levert styrker likevel troen på at rapportene utgjør et sannsynlighetsutvalg. Variabelen «statsallmenningsområde» er mulig å finne både i oversikt over solgte jaktkort og i fangstrapporteringen. I 2007 var 54 % av solgte jaktkort (N = 170) for Nord-allmenningen, mens 49 % av fangstrapportene var for samme område. I 2010 var dette forholdet 45 % solgte jaktkort (N = 181) for Nord-allmenningen mot 43 % av fangstrapportene. Utvalget i rapportene er dermed noenlunde likt populasjonen for denne variabelen, populasjonens størrelse tatt i betraktning, noe som forsterker muligheten for statistisk generalisering.

Muligheten for systematiske feil vil likevel finnes, og det er oppdaget ett slikt potensielt avvik. I årene 2007-2011 finnes det ingen rapporter i dataene fra Inatur om jegere som *ikke har jaktet selv om de hadde kort*, selv om det er sannsynlig at det finnes noen i denne kategorien også. Utelatelse av slike rapporter gir en overestimert uttak, ettersom de som har hatt kort men ikke har jaktet er representert i populasjonen av jegere det aktuelle året, men ikke i utvalget. Ut fra 2012 og 2013 kan man få en pekepinn på hvor mange dette kan ha angått, selv om disse årene nok ikke er representative på grunn av lave takseringsresultater. Ved å se på hvilke kort som ikke ble benyttet, og stille dette sammen med gjennomsnittlig utnyttelse av øvrige jaktkort av samme type det aktuelle året, ble i underkant av 8 % av jakt dagene det er solgt kort for ikke benyttet. Tallet er likt for 2012 og 2013. Dette betyr i så fall at jaktuttaket teoretisk sett kan være overestimert med opptil 8 % i 2007-2011. Imidlertid er det rimelig å tro at mediefokuset i 2012 og 2013 mot å «skyte den siste rypa» har økt andelen solgte jaktkort som ikke er benyttet (hvilket også styrkes av tilbakemeldinger fra jegere),

og 8 % ubenyttede kort er derfor trolig for høyt i årene før. Hvis vi antar at den reelle feilen ligger på halvparten av dette for årene 2007-2011, blir andelen av bestanden skutt i de ulike årene endret med 1,0 - 1,9 prosentpoeng, altså uten stor betydning for det generelle bildet vist i figur 8. Avviket har ingen betydning for beregnet jegereffektivitet, og heller ikke for utnyttelsesgrad av ukeskort ettersom dette er beregnet kun fra 2012 og 2013. Feilkilden ble meldt inn til Inatur under arbeidet med denne undersøkelsen. Det ble bekreftet at informasjonen ble tatt til etterretning, og at Inaturs system fra og med 2013 ville inkludere også slike rapporter ved uttrekk av data (e-post-meddelelse, Randi Stavrum ved Inatur, 4. september 2013).

Det har vært noe variasjon de siste par årene i måter fangstrapportene er levert på (Inatur, e-post og telefon). Ettersom alle rapporter likevel inneholder de samme elementene anses ikke dette å ha påvirket resultatet noe. Imidlertid ser det ut som Inatur sin nye rapportløsning fra 2013 kan ha en innebygd mangel. Når Inatur i 2013 fikk inn fangstrapport for et solgt jaktkort, ser det ut til at systemet primært registrerte *hvilken jeger* som hadde rapportert, i stedet for kun å registrere spesifikt *hvilket jaktkort* rapporten gjaldt. Når en jeger med flere kjøpte jaktkort hadde rapportert for ett enkelt kort, ble rapporter for øvrige jaktkort for samme jeger tydeligvis ikke lengre ansett som manglende av systemet. Dette førte til at jakttilbyder ikke fikk info om at øvrige rapporter manglet, og jegeren ble utelatt når det ble sendt purring fra systemet til alle som ikke hadde levert rapport. Dette ser ut til å være årsaken til de fleste av de manglende rapporteringene i Åfjord i 2013, og rapporteringsgraden for statsallmenningen dette året kunne vært enda høyere enn de faktiske 95 %. Imidlertid bør det kunne fastslås at det lave antallet manglende rapporter, kombinert med at det trolig ikke er noe som skiller de manglende rapportene fra de leverte, kun kan ha hatt en svært liten påvirkning på resultatene.

Andre potensielle feilkilder ligger i muligheten for feil i inntasting eller i tolkning av rådataene. Ingen av disse anses å være av et slikt omfang at det bør påvirke resultatet. Fordelingsnøkkelen for å plassere «rype» som lirype eller fjellrype må antas å være basert på et tilstrekkelig stort tallmateriale til å være troverdig. Det samme argumentet kan brukes når det gjelder hvilke arter det er jaktet på i dagene det er rapportert for. I de fleste år har jaktkortene vært gyldige for flere arter enn lirype, men både tallmateriale og informasjon fra fjellstyret tilsier at andre arter kun har vært en bifangst i de aller fleste tilfeller. Derfor er alle jaktrapporter i datamaterialet tatt med, unntatt for de få kortene i 2012 og 2013 som kun har vært gyldige for andre arter enn rype (harekort, skogsfugl/harekort, småroviltkort).

Samlet sett konkluderes det med at fangstrapporeringene har stor verdi som datagrunnlag, som følge av størrelsen på materialet, prosentandelen rapporter som er levert og feilkilder med begrensede (og til en viss grad kalkulerbare) effekter. Oversikten over skutte liryper i statsallmenningen i forhold til i hele kommunen (figur 7) styrker tilliten til resultatet, da tallene virker logiske i forhold til kjennskapen til jakt som foregår i kommunen. Som beskrevet i dette kapitlet er ikke takserings- og fangstdataene uten feilmarginer, men de utgjør det beste grunnlaget som kan benyttes for å løse problemstillingen i Åfjord. Dataene er områdespesifikke for Åfjord, og det bør ikke generaliseres fra funnene til andre områder (muligens med unntak av de nærmeste naboområdene, med visse forbehold). Andre rettighetshavere bør finne egne nøkkeltall, spesielt for tetthet, produksjon, jeger effektivitet og utnyttelsesgrad av kort, spesifikt for sine terreng. Metodikken kan derimot brukes som oppsett for hvordan man kan gå frem andre steder. I forhold til mange andre områder må dataene fra Åfjord sees på som relativt gode, ettersom det er en viss lengde på tidsseriene og et forholdsvis stort omfang. Det er heller ikke urimelig å tro at dataene blir bedre og bedre hvert år. Dette på grunn av økt bevissthet hos jegerne om økologiske sammenhenger og behov for korrekte forvaltningsdata, samt økt kunnskapsnivå gjennom opplæring og erfaring blant taksørene.

## **4.2 Resultatdiskusjon**

### **4.2.1 Historiske data**

Resultater og nøkkeltall fra dataanalysen blir i det følgende brukt til å belyse problemstillingen. For det første ser vi at estimatet over liryper tettheten i perioden 2007-2013 (figur 5) viser en tendens til nedgang, og kyllingproduksjonen muligens det samme. Man skal være forsiktig med å konkludere ut fra relativt korte dataserier, men tendensen støttes av tidligere nevnte trender over større områder. Når det gjelder forskjeller mellom allmenningdelene, ble det i 2013 for første gang levert separate estimater for Sør- og Nord-allmenningen som følge av at flere nærliggende private områder ble tatt inn i analysen. Resultatene viste høyere tetthet og noe bedre produksjon i sør enn i nord, men det må avventes resultater fra flere år før man kan konkludere noe ut fra dette. En gjennomgang av gjennomsnittlig observert antall ryper pr km<sup>2</sup> takstlinje (det vil si ikke et tetthetsestimert men et indekstall) for årene 2007-2012 indikerer imidlertid at det også i tidligere år har vært forskjell på områdene. Sør-allmenningen fikk hvert år et høyere indekstall enn Nord-allmenningen, men hvor stor forskjellen var varierte mye mellom årene. Samlet taler dette for at jaktuttaket i de to allmenningdelene bør vurderes separat såfremt man har gode takseringsdata for hvert område.

Fremstillingen av bestand og jaktuttak siden 2007 (figur 8) viser at det har vært et svært høyt uttak av ryer i flere av årene. Tallene støttes av forskningen som sier at over halvparten av høstbestanden kan tas ut ved jakt noen steder (Pedersen m.fl. 2002). God kyllingproduksjon et gitt år, som i 2011 (figur 5), tilsier ofte god hekkebestand året etter, men dette forutsetter god overlevelse fra høst til vår (Pedersen & Karlsen 2007). Jaktuttaket i 2011 *kan* være medvirkende til å ha senket tettheten til 2012. Jaktuttaket i 2012 var svært mye lavere enn tidligere år, i første rekke som følge av streng dagskvote og reduksjon i solgte jaktkort. I 2013 ble kvotene gjort romsligere, men det var fortsatt et redusert antall jaktkort tilgjengelig. To av jaktuttaksmodellene i figur 8 tillater et langt lavere uttak enn det faktiske i årene 2007-2011 (men det skal her presiseres at 15%-modellen ble publisert i 2011 og referansepunktmodellen i 2013). Kyllingmodellen følger til tider det faktiske uttaket så godt at man kunne tro fjellstyret hadde forvaltet etter den, men dette er kun en tilfeldighet. Vi ser at kyllingmodellen brukt alene gir et svært høyt uttak i år med lav tetthet og høy produksjon. Motsatt ser vi at referansepunktmodellen gir et svært lavt uttak (helt nede i null) i mange av årene, som resultat av at referansepunktet er satt tilsvarende en høstbestand på 15 ryer/km<sup>2</sup>. Mulig jaktuttak ville her blitt noe større om det ble tatt høyde for kompensatorisk dødelighet. 15%-modellen gir alltid et visst mulig jaktuttak, men krever i tillegg betraktninger om justering av prosentsetsatsen ved spesielt lave eller høye tettheter.

Det høye jaktuttaket skulle tyde på at det enten har vært svært mange jegere i statsallmenningen, eller at området er svært lettjaktet. Tre til fire jegerdager pr km<sup>2</sup> er gjerne sett på som høyt jakttrykk (Hjeljord 2008). Av figur 9 ser vi at det til tider har vært et enormt jakttrykk, men at det i 2010 har vært et noe lavere jakttrykk som likevel har ført til høy prosentvis avskyting (figur 8). Å beskrive statsallmenningen samlet som middels lettjaktet vil trolig ikke være helt galt, og tallene stemmer noenlunde i sammenligning med tidligere undersøkelser av andre terreng (Pedersen m.fl. 1999, Pedersen & Storaas 2013).

Beregningene som viser ulik jeger effektivitet i de to statsallmenningsområdene (figur 10), og hvor jegere i Sør-allmenningen gjennomgående har bedre effektivitet enn jegere i Nord-allmenningen, kan ha flere ulike forklaringer, og muligens en kombinasjon av disse. En vanlig forklaring på et slikt fenomen er gjerne at det ene området er mer lettjaktet. Dette kan også stemme i dette tilfellet, men minst like sannsynlig er det at lettere adkomst til terrenget gir mer jakttid for hver jegerdag i Sør-allmenningen. Med kortere kjøretid for utenbygdsjegere og betydelig kortere gåavstand før man er inne i jaktbart terreng i sør, vil jegerne i praksis få mer jakttid pr dag til å finne fugl. Andre årsaker kan være at tetthetsforskjeller påvirker fangstresultatet eller at det er forskjell i hvilke jegere som jakter

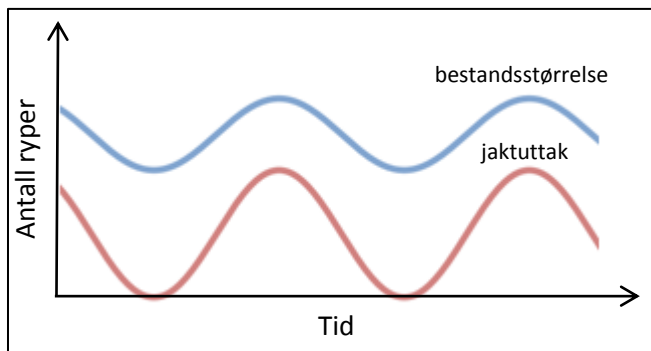
hvor. Uavhengig av hva som er årsaken er konklusjonen svært tydelig, nemlig at det må beregnes ulikt uttak pr jegerdagsverk i Sør-allmenningen enn i Nord-allmenningen. Et interessant moment med kurvene i figur 10 er at de følger hverandre svært godt de ulike årene (en korrelasjonsanalyse viser en nær perfekt sammenheng ( $r = 0,946$ ,  $p = 0,001$ )). Uten at det kan konkluderes sikkert hva som er årsaken, foreslås det at værforholdene under høstjakta kan forklare noe. Fra historiske værdata (Meteorologisk institutt) ser man at spesielt 2009 skiller seg ut som en høst med forholdsvis mye nedbør og lave temperaturer i perioden 10. september til 31. oktober (med høyest gjennomsnittlig døggnedbør og lavest gjennomsnittlig døgnmiddeltemperatur i perioden 2008-2013). Av figur 10 finner vi tilsvarende at det i 2009 var en tydelig knekk i jegereffektiviteten fra året før, som økte igjen til året etter.

Manglende funn av tydelige sammenhenger mellom jakttrykk og jegereffektivitet, og mellom rypetetthet og jegereffektivitet, er viktig kunnskap ved bestemmelse av forvaltningsgrep i statsallmenningen. At jegerne har vært like effektive ved høyt og lavt jakttrykk betyr at jaktuttaket har stor sammenheng med antall jegere som slipper til i terrenget (det vil si, stort antall jegere gjør ikke nødvendigvis at hver jeger skyter mindre, som man ellers kunne tro), og tilpasning av antall jaktkort vil derfor være effektivt for å styre uttaket. At rypetetthet og jegereffektivitet ikke har noen tydelig sammenheng er et tilsvarende sentralt punkt. Dette er ikke unikt for Åfjord, men er funnet i andre undersøkelser tidligere (Hörnell-Willebrand 2005, Andersen m.fl. 2008, Willebrand m.fl. 2011, Andersen & Kaltenborn 2013). At det er skutt nesten like mange ryer pr jegerdagsverk når det er lite fugl som når det er middels tetthet, tilbakeviser argumenter om at jakta regulerer seg selv. Uttaket er dermed i hovedsak et resultat av antall jegerdagsverk, som igjen følger av hvor mange kort som selges. Det betyr at jaktreguleringer basert på antall jegerdagsverk pr jaktkort, med utgangspunkt i verdier for effektivitet, vil kunne gi et tall for hvor mye rype som blir tatt ut på et gitt antall jaktkort. Dette kan likevel ikke brukes som eneste reguleringsmetode, ettersom fjellstyret er påkrevd å tilby sesongkort hvis det åpnes for jakt, og det finnes begrenset med data i Åfjord for utnyttelse av sesongkortene.

Tallene for jegereffektivitet bør være påvirket av kvotene, spesielt i 2012 hvor kvota var én rype pr jegerdagsverk. Effektiviteten kan tenkes å ville vært høyere i 2012 hvis det ikke var for den lave kvota. Samtidig var effektiviteten i 2012 høyere enn i 2013, til tross for høyere kvoter og større rypetetthet i 2013. Dette viser bare at man ikke kan trekke 100 % sikre konklusjoner ut fra en dynamisk rypebestand og jegerstand, og gjør at det må brukes både skjønn og lokalkunnskap i tillegg til fagkunnskap og historiske data når forvaltningsgrep fastsettes.

#### 4.2.2 Anbefalinger om jaktuttagsregime

Et sentralt punkt for anbefaling om forvaltningsregime, er at jaktuttak ved lave bestandstettheter ikke skal hindre potensiell oppgang i senere år. Samtidig bør det ikke legges hindringer i veien for høyere jaktuttak når bestandssituasjonen tilsier det. Ideelt jaktuttak som resultat av svingninger i rypebestanden er skjematisk fremstilt i figur 11. Uttaket er relativt høyere i gode år, og relativt lavere i dårlige år for å unngå å sette bestanden i en predasjonsfelle.



**Figur 11:** Ideelt jaktuttak som resultat av svingninger i bestanden. Ved bestandstopper kan en forholdsmessig større andel av bestanden tas ut, i bunnår blir jaktuttaket minimalt.

Det anbefales en nedre grense for når jakt kan tillates. Det er vanskelig å angi et nøyaktig punkt hvor rypebestanden i Åfjord er så lav at den ikke klarer å svare med god bestand i gode produksjonsår. Det kan likevel hevdes at en hekkebestand på 1 rypepar pr km<sup>2</sup> er *svært* dårlig, og en slik vårbestand kan tilsi 6 ryper pr km<sup>2</sup> i august. Reduksjon i jaktglede og bestandens mulighet for å hente seg opp, samt mangelen på et «høstingsverdig overskudd» (naturmangfoldloven 2009, § 16), burde tilsi at det ikke er noen grunn til å tilby jakt ved lavere bestand enn dette. En fornuftig grense for når jakt bør tillates kan derfor settes til 6 ryper/km<sup>2</sup> uansett produksjon. Tilgjengelige takseringsdata indikerer at et normalt bunnår er på 8 ryper/km<sup>2</sup> og fra 3,1 kyllinger/høne, og dette kan dermed være et naturlig utgangspunkt for jaktkort som legges ut for salg før takseringsresultatene er klare. Dette bør bety at man i sjeldne år kan bli nødt til å trekke tilbake eller begrense kvote på solgte kort, men at det i de fleste år kan tilbys ytterligere jakt (utover kort i begrenset periode i september) når takseringsresultatene foreligger i august.

Ved å bruke forvaltningsmodellene tidligere beskrevet, kan man lage en tilnærming til en modell for totalkvote for jaktuttak. I det følgende skisseres en slik modell, basert på funnene vist i figur 8 av hvordan de ulike modellene ville gitt seg utslag i Åfjord statsallmenning. 15 % jaktuttak er sagt å skulle være bærekraftig. Samtidig er kompensasjonen trolig høyere ved høye tettheter og motsatt ved lave tettheter. Ved å inkludere kyllingmodellens forutsetninger ved lave tettheter (fra 9



ryper/km<sup>2</sup> og nedover), sikrer man at det tas ut mindre hvis lav produksjon fører til stor nedgang i neste års hekkebestand. Uttaket bør i så fall graderes nedover i takt med produksjonstallet. I tillegg må kompensasjonssatsen reduseres noe jo lavere tettheten blir. Kyllingmodellen ville gitt tidvis svært høyt jaktuttak i Åfjord i årene vi har takseringsdata for, og modellen brukes derfor ikke alene.

Ved høye tettheter kunne prosentssatsen blitt økt utover modellens 15 %, men vi har få holdepunkter for hva ny sats burde være, og når den skal slå inn. For å sikre en viss hekkebestand neste vår og samtidig tilfredsstillende kravet til høstingsverdig overskudd, inkluderes referansepunktet 15 ryper/km<sup>2</sup> (som estimert høstbestand, basert på gjennomsnittlig produksjon) som rettesnor ved tettheter over 20 ryper/km<sup>2</sup> (med gradvis økt betydning fra 20 til 30 ryper/km<sup>2</sup>). Det valgte referansepunktet er trolig ikke langt unna et historisk sett middels rypeår i Åfjord, selv om det er den høyeste tettheten vi har data for foreløpig. Modellen modifiseres noe fra den teoretiske modellen, og tar hensyn til en (fast) kompensatorisk dødelighet på 15 % også her. Dette gir et større mulig jaktuttak enn den opprinnelige modellen, men basert på kunnskapen om kompensatorisk dødelighet anses det likevel for å gi et riktig uttak. Med brukte forutsetninger er det vist i dataanalysen at referansepunktmodellen ville gitt et jaktuttak på null i flere år hvor dette ikke virker nødvendig ut fra annen kunnskap om rypas svingninger, og modellen brukes derfor ikke ved lave tettheter.

Forutsetningene over er lagt inn i tabell 3, som viser hvordan kunnskapsbaserte og områdespesifikke totalkvoter kan se ut for Åfjord statsallmenning. Tall fra takseringsanalysene for tetthet og produksjon bestemmer totalkvota. Hvis hver allmeningsdel får egne estimater fra takseringen, beregnes kvote for hver del på bakgrunn av områdets egne bestandsestimater. Ved å fordele tallet for Nord-allmenningen på Botnan nord og sør med 50 % på hvert område, oppnår fjellstyret å spre jakttrykket effektivt. Formler til grunn for tabellen er vist i vedlegg 4.

**Tabell 3:** Beregningstabell for totalkvoter. Modellen angir totalt antall ryper som kan tas ut ved jakt i hver allmenning. Fra 10 ryper/km<sup>2</sup> og oppover blir ikke produksjon tatt hensyn til, og antall ryper i totalkvota bestemmes kun av tettheten.

<b>Nord-allmenningen:</b>		90 km <sup>2</sup>		
		Produksjon (kyllinger pr høne)		
		<2,5	2,5-3,2	>3,2
Tetthet (ryper pr km <sup>2</sup> )	6	30	45	59
	7	38	57	76
	8	70	94	94
	9	85	113	113
	10	135		
	11	149		
	12	162		
	13	176		
	14	189		
	15	203		
	16	216		
	17	230		
	18	243		
	19	257		
	20	270		
	21	365		
	22	461		
	23	556		
	24	652		
	25	747		
	26	842		
	27	938		
	28	1033		
	29	1129		
	30	1224		
	35	1494		
	40	1764		
	45	2034		
	50	2304		

<b>Sør-allmenningen:</b>		68 km <sup>2</sup>		
		Produksjon (kyllinger pr høne)		
		<2,5	2,5-3,2	>3,2
Tetthet (ryper pr km <sup>2</sup> )	6	22	34	45
	7	29	43	57
	8	53	71	71
	9	64	86	86
	10	102		
	11	112		
	12	122		
	13	133		
	14	143		
	15	153		
	16	163		
	17	173		
	18	184		
	19	194		
	20	204		
	21	276		
	22	348		
	23	420		
	24	492		
	25	564		
	26	636		
	27	709		
	28	781		
	29	853		
	30	925		
	35	1129		
	40	1333		
	45	1537		
	50	1741		

Gjennom hele forrige tiår har jaktuttak i Åfjord blitt begrenset av en dagskvote på tre ryper pr jegerdagsverk, uavhengig av takseringsresultat. Blant dagskortjegerne og andre som har oppgitt kun én dag jaktet innen en sesong, var det i årene 2005-2011 kun 10 % av jegerne som måtte slutte å jakte fordi de hadde fylt kvota. Med en kvote på to ryper ville dette tallet vært 23 % av jegerne, og 12 % av de skutte rypene ville da ha overlevd jakta. Hadde kvota vært én rype, ville dette påvirket 47 % av jegerne men spart hele 42 % av rypene. Dagskvota på tre ryper har begrenset fangst for en del jegere, men har ikke tatt hensyn til at det noen ganger kunne vært skutt mer, mens det andre ganger burde vært strammet inn. Om det beregnes en totalkvote på bakgrunn av forskning og gode historiske data er det ingen grunn til å strebe etter et så lavt jaktuttak som mulig uansett. Det bør i

stedet lages et jaktregime som legger uttaket så nært beregnet uttak som mulig, for å utnytte ressursen uten at det går ut over bærekraften over tid. Dette vil også være positivt for jaktkortsalg, lokalt næringsliv og jeger tilfredshet, og dermed være i tråd med kravet til balanse mellom økologiske, økonomiske og sosiale forhold.

En undersøkelse blant norske jegere viser at sesongkvoter er mer ønsket enn dagskvoter (Andersen m.fl. 2008). Ved bruk av sesongkvoter (eller periodekvoter) har jegerne i større grad mulighet til selv å velge når de skal benytte kvotene, og kan slippe å avslutte en god jakt dag fordi dagskvota er fylt. Fra dataanalysen så vi at begrensning av jegerdagsverk pr km<sup>2</sup> kan være effektivt for å styre jaktuttaket. Samtidig har vi gode tall for jeger effektivitet, som viser at kvotene ikke er avgjørende for jaktuttaket hos flertallet av jegerne. Dette gjør at kvoter ikke trenger å få en like sentral plass i jaktuttagsregimet som tidligere år. En dagskvote som har stor effekt (kvote på én rype), som benyttet i 2012, ville bli så lav at det går utover jeger tilfredsheten. En noe større kvote (på for eksempel to ryper) vil ha påvirkning i et mindretall av jegerdagene, og fortsatt gi uttelling for turen om man finner fugl. For ukeskort viser dataene at de færreste fyller kvota, og gjennomsnittet blant jegerne ligger forholdsvis lavt. Dette taler for å bruke middels høye periodekvoter hvor flertallet av jegerne ikke vil klare å fylle kvota, men hvor det blir en mer fleksibel jakt der man ikke må avslutte hver jakt dag tidlig.

Romslige kvoter fungerer som en sikkerhet mot at de ivrigste jegerne tar ut for mye i forhold til beregnet mulig uttak, mens gjennomsnittet av jegerne tar ut et antall lavere enn kvota. Fjellstyret kan bruke tall for gjennomsnittlig effektivitet (gjærne med noe sikkerhetsmargin), basert på analyseresultatene beskrevet tidligere, når det avgjøres hvor mange kort som skal være tilgjengelig. Dette gjør at man i praksis selger jaktkort med tilhørende kvoter som samlet overstiger totalt anbefalt uttak, men hvor de historiske dataene gir kunnskap om hvilket uttak salget trolig vil medføre. En anbefaling med bakgrunn i analysene kan være å beregne uttak på 0,7 ryper pr dagskort og 3 ryper pr ukeskort for Nord-allmenningen, og 1 rype pr dagskort og 4 ryper pr ukeskort for Sør-allmenningen. For sesongkort er det ikke funnet sikre tall på utnyttelse og jaktuttak, men en fornuftig sesongkvote (med tilhørende anslag på gjennomsnittlig uttak) vil være et virkemiddel for at også disse jegerne uttak blir en del av beregnet totalkvote.

Et jaktuttagsregime som beskrevet over krever at fjellstyret følger opp jaktuttaket utover sesongen, og tar uttrekk av fangstrapporteringen noen få ganger i løpet av høsten for å se at ikke totalkvota overskrides. Avskytingen må da justeres for den andelen rapporter som ikke er levert på

uttrekkstidspunktet. Slike vurderinger av rapportert fangst er også egnet som underveisevaluering for å bekrefte takseringsresultatene. Om fjellstyret følger opp som beskrevet vil det også i bestandsmessig gode lirypeår være mulig å sette svært høye kvoter, for i stedet å stramme inn hvis avskytingen blir for stor underveis. Vi vet lite om endring i jegereffektiviteten i Åfjord ved høye rypetettheter, men det er en rimelig sjans for at den ikke vil endres mye. Og hvis den øker vil det i slike år være noe mer å gå på, slik at fjellstyret vil ha tid til å justere antallet tilgjengelige kort (og eventuelt kvoter).

Den svært tydelige forskjellen på effektivitet hos jegere med og uten hund kan også vektlegges når jaktuttagsregime bestemmes. Å begrense eller forby en effektiv jaktform kan være et redskap for å senke totalt uttak av lirype. Så lenge totalkvote for hvert område brukes, er det imidlertid irrelevant om jaktuttaket skjer ved bruk av hund eller ikke. Det er likevel viktig for fjellstyret å kjenne til at begrensning av hundebruk kan være et effektivt redskap om det ønskes senket jaktuttak pr jeger.

Tillatt jakttid er et siste moment som skal nevnes. I statsallmenningen har det generelt vært stor pågang til septemberjakta, en god del aktivitet også i oktober, for så å bli lite jaktet i november og desember. Mye av dette mønsteret har nok sammenheng med når snøen kommer. Som nevnt tidligere viser forskning at naturlig dødelighet er lav etter begynnelsen av november (Sandercock m.fl. 2011), og jaktuttak etter dette vil da få større betydning for hekkebestanden enn tidligjakta. I år hvor takseringsresultatene viser lav bestand bør dette derfor tas hensyn til, spesielt hvis lite snø gjør det mulig å jakte langt utover høsten. I svært gode år (kan bruke tommelfingerregel mer enn 25 ryper/km<sup>2</sup>) kan det derimot vurderes om jakttiden skal utvides til maksbestemmelsene i *Forskrift om jakt- og fangsttider, 2012-2017* (2012), såfremt det ikke har vært et svært høyt fellingstall gjennom høsten.

## 5. Konklusjon

I anbefalingene for å tilpasse jaktuttaket på lirype i Åfjord statsallmenning til et bærekraftig nivå, er det brukt dagens beste tilgjengelige kunnskap kombinert med historiske data fra statsallmenningen. Med fortsatt datainnsamling kan nøkkeltallene enten endres eller bekreftes, og analyse av senere års data kan trolig justere modellene og bidra til å øke presisjonsnivået på tiltakene. Spesielt hvis tall for jegereffektivitet endres bør fjellstyret være oppmerksomt, ettersom mye baserer seg på dette.

En forutsetning for å kunne forvalte riktig også i fremtiden er dermed å fortsette med omfattende datainnsamling. Fokus på innsamling av fangstrapporter, samt sikring av at Inatur kan samle og formidle alle ønskede data, muliggjør løpende oppfølging under jakta og analyser i ettertid. Videre er kontinuerlig, grundig og korrekt taksering i årene som kommer helt nødvendig for å foreta kunnskapsbaserte forvaltningsgrep og sette riktig jaktuttak. I tillegg kan det gjøre det mulig å antyde langsiktige resultater av forvaltningsgrep som blir gjennomført. Såfremt datainnsamlingen fortsetter i årene som kommer, anbefales det en ny undersøkelse om noen år for å se om utviklingen i Åfjord statsallmenning skiller seg fra andre sammenlignbare områder.

Til tross for velbegrunnede tilpasninger av jaktuttak, er vi avhengige av at naturen spiller på lag for å øke lirypebestanden. Vi klarer trolig ikke å styre presist hvordan rypas utvikling og bestandsstørrelse skal bli i de kommende årene. Men det vi klarer er å holde jaktuttaket på et bærekraftig nivå til enhver tid. Når de naturlige forutsetningene tilsier høyere rypebestand vil da ikke jaktuttak fra tidligere år være til hinder for bestandsoppgangen.

## Kilder

- Andersen, O., Kaltenborn, B.P., Pedersen, H.C., Storaas, T., Faye-Schjøll, E. & Solvang, H. (2008). *Spørreundersøkelse blant rypejegere etter jaktseasonen 2006/07: Datagrunnlag og noen sentrale funn fra Rypeforvaltningsprosjektet 2006-2011*. NINA Rapport 379. Norsk institutt for naturforskning.
- Andersen, O. & Kaltenborn, B.P. (2013). Does a hunter's Catch-per-unit-effort reflect willow ptarmigan abundance? *Utmark – tidsskrift for utmarksforskning. Special issue on applied ecology, 2013 (2b)*. Sett 13. mars 2014, internetbasert tidsskrift tilgjengelig fra <http://www.utmark.org>.
- Andersen, O. & Thorstad, E.B. (2013). Kan biologiske referansepunkt bedre rypeforvaltningen? *Utmark – tidsskrift for utmarksforskning, 2013 (1)*. Sett 9. desember 2013, internetbasert tidsskrift tilgjengelig fra <http://www.utmark.org>.
- Brainerd, S. M., Pedersen, H. C., Kålås, J. A., Rolandsen, C., Hoem, S. A., Storaas, T., & Kastdalen, L. (2005). *Lokalforankret forvaltning og nasjonal overvåking av småvilt: En kunnskapsoppsummering med anbefalinger for framtidig satsing*. NINA Rapport 38. Norsk institutt for naturforskning.
- Brøseth, H., Tufto, J., Pedersen, H.C., Steen, H. & Kastdalen, L. (2005). Dispersal patterns in a harvested willow ptarmigan population. *Journal of Applied Ecology, 2005 (42)*, 453-459.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Laake, J.L (1993). *Distance sampling: Estimating abundance of biological populations*. London: Chapman and Hall.
- Christensen, H.M., Rønning, E., Björck, M., Kiær, K.A. & Elsrud, O.E. (2011). *Hønsefugljakt i næringsøyemed – forslag til løsninger for bedre rammevilkår*. NORSKOG-rapport 2011-1.
- Fjellogen (1975). 1. juli 2006. *Lov om utnytting av rettar og lunnende m.m. i statsallmenningane (fjellova)*. Sett 11. mai 2014 på <http://lovdata.no/dokument/NL/lov/1975-06-06-31?q=fjellogen>.
- Forskrift om jakt mv. i statsallmenning (2004). 15. mars 2013. *Forskrift om jakt, felling, fangst og fiske i statsallmenning (forskrift om jakt mv. i statsallmenning)*. Sett 11. mai 2014 på <http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-03-08-515?q=statsallmenning>.

- Forskrift om jakt- og fangsttider, 2012-2017 (2012). 15. mars 2013. *Forskrift om jakt- og fangsttider samt sanking av egg og dun for jaktseongene fra og med 1. april 2012 til og med 31. mars 2017 (forskrift om jakt- og fangsttider, 2012-2017)*. Sett 11. mai 2014 på <http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2012-03-01-190?q=forskrift+om+jakt+og+fangsttider>.
- Forskrift om Tekssjøen naturreservat (2005). 2. februar 2005. *Forskrift om Verneplan for skog, vedlegg 1, Tekssjøen naturreservat, Åfjord kommune, Sør-Trøndelag (forskrift om Tekssjøen naturreservat)*. Sett 11. mai 2014 på <http://lovdata.no/dokument/MV/forskrift/2005-09-02-972>.
- Hjeljord, O. (2008). *Viltet – biologi og forvaltning*. Oslo: Tun Forlag AS.
- Hörnell-Willebrand, M. (2005). *Temporal and spatial dynamics of willow grouse Lagopus lagopus*. (Doktoravhandling, Swedish University of Agricultural Sciences). Umeå: M. Hörnell-Willebrand.
- Inatur. Åpen internettløsning (markedsplassen) tilgjengelig fra <https://www.inatur.no/>. Nedlastede data for Åfjord statsallmenning kun tilgjengelig etter innlogging.
- Kastdalen, L. (1992). *Skogshøns og jakt*. Norges Bondelag, Norsk Skogbruksforening, Norges Skogeierforbund, Norges Jeger- og Fiskerforbund.
- Krebs, C.J., Boutin, S., Boonstra, R., Sinclair, A.R., Smith, J.N., Dale, M.R., Martin, K. & Turkington, R. (1995). Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science (New Series)*, 269 (5227), 1112-1115.
- Martin, K., Wilson, S. & Hannon, S.J. (2011). Mechanisms underlying variation in reneating ability of Willow Ptarmigan. I B.K. Sandercock, K. Martin & G. Segelbacher (red.), *Ecology, conservation, and management of grouse* (s. 233-246). Berkeley (CA), U.S.A.: University of California Press.
- Meteorologisk institutt. Nedlastet vær- og klimadata med utgangspunkt i klimadatabaseportalen eKlima, nedlastingsdato 30. april 2014. Tilgjengelig fra [www.eklima.no](http://www.eklima.no).
- Moa, P.F., Hagen, B.R., Rannem, A., Spidsø, T.K., Sørensen, O.J., Tronstad, S., Kroglund, R.T., Østnes, J.E., Kveli, J. & Sand, O.M. (2007). *Taksering av hønsfugl – hvorfor og hvordan*. HiNT Utredning nr 81. Steinkjer: Høgskolen i Nord-Trøndelag.

Moen, A. (1998). *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Hønefoss: Statens kartverk.

Naturmangfoldloven (2009). 14. juni 2013. *Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven)*. Sett 11. mai 2014 på <http://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100?q=nml>.

Norges geologiske undersøkelse (NGU). Innsynsløsning og nedlastingsjeneste for berggrunnskart, sett 15. februar 2014. Tilgjengelig fra <http://www.ngu.no/no/hm/Kart-og-data/Berggrunn/>.

Norges skogeierforbund (2010). *Estimat for omsetning av jakt og innlandsfiske i Norge*. Rapport til Landbruks- og Matdepartementet (OWA/N10060/10-130).

Norsk Institutt for Naturforskning (NINA). *Hønsefuglportalen*, tilgjengelig fra <http://honsefugl.nina.no>.

Norsk institutt for skog og landskap (Skog og landskap). Innsynsløsning, sett 15. februar 2014. Tilgjengelig fra <http://kilden.skogoglandskap.no>.

Pedersen, H.C. & Karlsen, D.H. (2007). *Alt om rypa – biologi, jakt, forvaltning*. Oslo: Tun forlag AS.

Pedersen, H.C., Steen, H., Kastdalen, L., Svendsen, W. & Brøseth, H. (1999). *Betydningen av jakt på lirypebestander: Fremdriftsrapport 1996-1998*. NINA Oppdragsmelding 578. Norsk institutt for naturforskning.

Pedersen, H.C., Steen, H., Kastdalen, L., Svendsen, W. & Brøseth, H. (2002). Betydningen av jakt på lirypebestander – høsting av et overskudd eller forbruk av kapital? I H.C. Pedersen & B. Jonsson (red.), *NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000 – Bærekraftig høsting av bestander*. Sluttrapport – NINA Temahefte 18 (s. 65-70). Norsk institutt for naturforskning.

Pedersen, H.C. & Storaas, T. (red.). (2013). *Rypeforvaltning: Rypeforvaltningsprosjektet 2006-2011 og veien videre*. Oslo: Cappelen Damm AS.

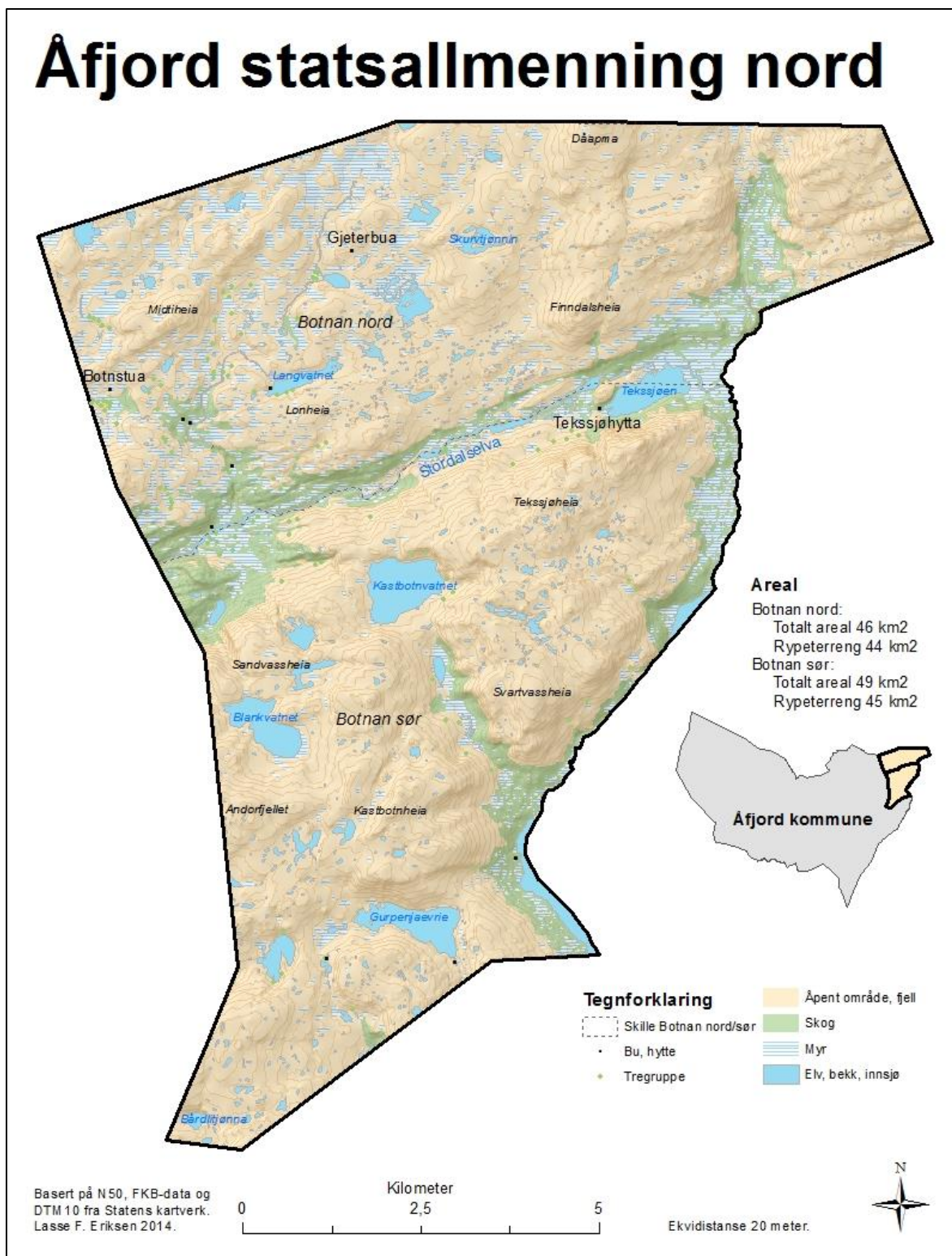
Punsvik, T. & Storaas, T. (2002). *Viltet i landskapet*. Bergen: Fagbokforlaget Vigmostad & Bjørke AS.

Research Unit for Wildlife Population Assessment. Programvaren *Distance* er fritt tilgjengelig fra <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>.



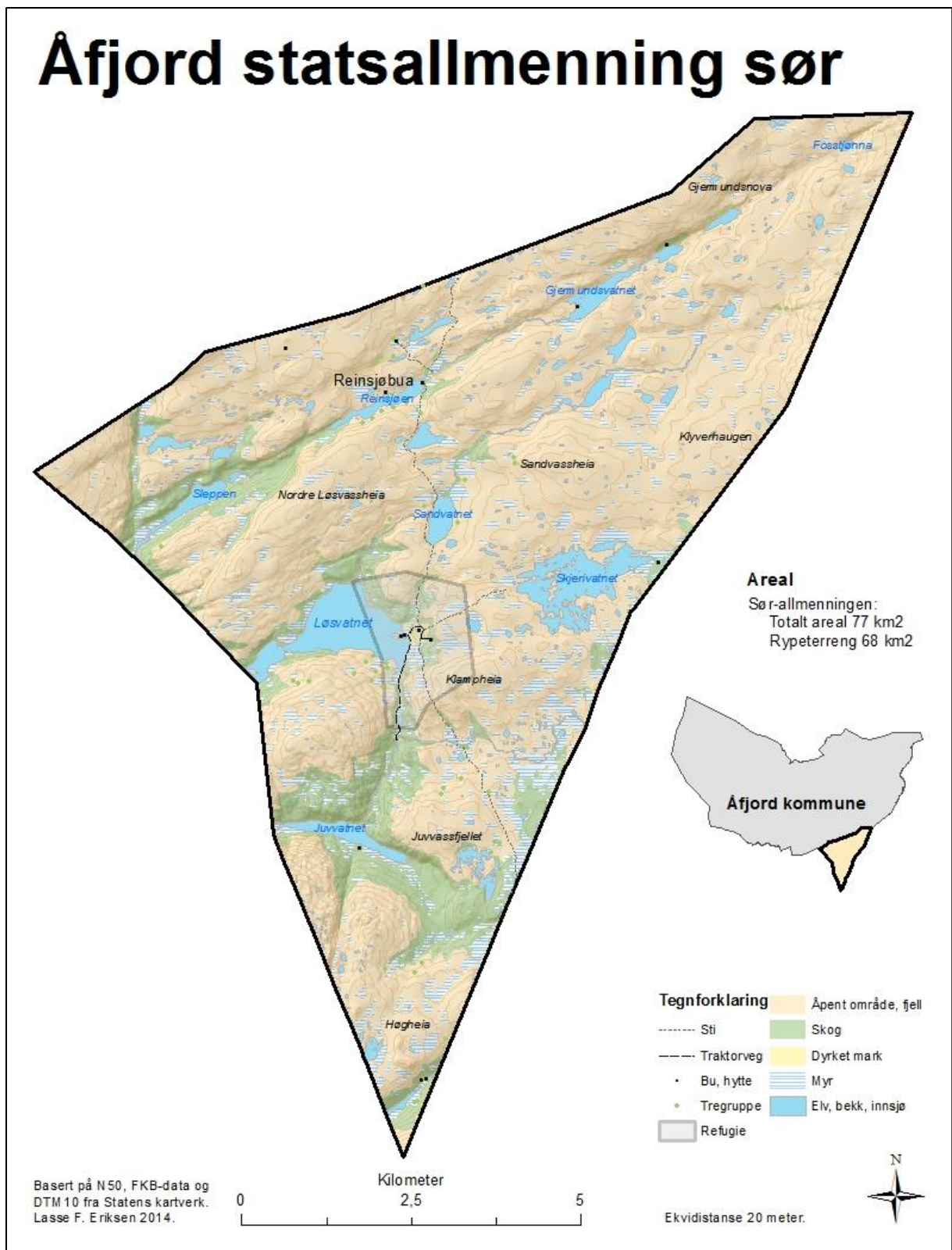
- Sandercock, B.K., Nilsen, E.B., Brøseth, H. & Pedersen, H.C. (2011). Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. *Journal of Animal Ecology*, 80 (1), 244–258.
- Smith, T.M. & Smith, R.L. (2012). *Elements of ecology*. 8. internasj. utg. Glenview (IL), U.S.A.: Pearson Education, Inc.
- Solvang, H., Pedersen, H.C., Storaas, T., Moa, P.F. & Breie, H. (2005). *Årsrapport for rypetaksering 2005*. Rapport nr. 15 – 2005, Høgskolen i Hedmark.
- Solvang, H., Pedersen, H.C., Storaas, T., Moa, P.F. & Breisjøberget, J.O. (2007). *Årsrapport for rypetaksering 2006: Rypeforvaltningsprosjektet 2006-2011*. Oppdragsrapport nr. 2 – 2007, Høgskolen i Hedmark.
- Statistisk sentralbyrå (SSB). (2013a, 8. august). *Aktive jegere, 2012/2013*. Sett 9. desember 2013 på <http://www.ssb.no/jeja/>.
- Statistisk sentralbyrå (SSB). (2013b). Nedlastingstjeneste for statistikk publisert pr 8. august 2013. Nedlastet 9. desember 2013 med utgangspunkt i <http://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/srjakt>.
- Sutherland, W.J., Newton, I., Green, R.E. (2004). *Bird ecology and conservation: A handbook of techniques*. Oxford: Oxford University Press.
- Svensson, L., Mullarney, K. & Zetterström, D. (2011). *Gyldendals store fugleguide: Europas og middelhavsområdets fugler i felt*. 4. rev. utg. Norsk utgave ved V. Ree (red.), J. Sandvik & P.O. Syvertsen. Oslo: Gyldendal Fakta.
- Wam, H.K., Pedersen, H.C. & Hjeljord, O. (2012). Balancing hunting regulations and hunter satisfaction: An integrated biosocioeconomic model to aid in sustainable management. *Ecological Economics*, 2012 (79), 89-96.
- Willebrand, T., Hörnell-Willebrand, M. & Asmyhr, L. (2011). Willow grouse bag size is more sensitive to variation in hunter effort than to variation in willow grouse density. *Oikos*, 120 (11), 1667–1673.

## Vedlegg 1: Kart over de to allmenningene



Figur 12: Detaljert kart over Nord-allmenningen.

# Åfjord statsallmenning sør



Figur 13: Detaljert kart over Sør-allmenningen.







## Vedlegg 4: Beregning av totalkvoter for jaktuttak

**Tabell 4:** Formler til grunn for beregning av totalkvoter. Ved lav tetthet (6-9 ryper/km<sup>2</sup>) er kompensatorisk dødelighet skjønnsmessig satt lavere (til f.eks. 11 % ved 6 ryper/km<sup>2</sup>). I tillegg er det inkludert en faktor for å senke uttaket ytterligere når lav tetthet er kombinert med lav produksjon. Ved 3,3 kyllinger/høne møter kyllingmodellen og 15%-modellen hverandre når det gjelder jaktuttak, og dette er derfor satt som nivået hvor produksjon ikke lenger hensyntas. Ved middels tetthet (10-20 ryper/km<sup>2</sup>) brukes 15%-modellen, da modellens forutsetninger tilsier at den trolig gir et riktig uttak i middelårene. Ved over middels tetthet (21-29 ryper/km<sup>2</sup>) brukes et middeltall mellom 15%-modellen og referansepunktmodellen. Ved svært høy tetthet (fra 30 ryper/km<sup>2</sup>) brukes referansepunktmodellen, modifisert med å legge til en kompensatorisk dødelighet på 15 %.

		Produksjon (kyllinger pr høne)		
		<2,5	2,5-3,2	>3,2
Tetthet (ryper pr km <sup>2</sup> )	6	$x*y*0,11*0,5$	$x*y*0,11*0,75$	$x*y*0,11$
	7	$x*y*0,12*0,5$	$x*y*0,12*0,75$	$x*y*0,12$
	8	$x*y*0,13*0,75$	$x*y*0,13$	$x*y*0,13$
	9	$x*y*0,14*0,75$	$x*y*0,14$	$x*y*0,14$
	10	$x*y*0,15$		
	11			
	12			
	13			
	14			
	15			
	16			
	17			
	18			
	19			
	20	$m+(n-m)/10*(x-20)$		
	21			
	22			
	23			
	24			
	25			
26				
27				
28				
29				
30	$x*y-(x*y*0,55)+(x*y*0,15)-(4,4*y)$			
35				
40				
45				
50				

x = tetthet  
y = områdestørrelse (km<sup>2</sup>)  
m = jaktuttak ved 20 ryper pr km<sup>2</sup>  
n = jaktuttak ved 30 ryper pr km<sup>2</sup>