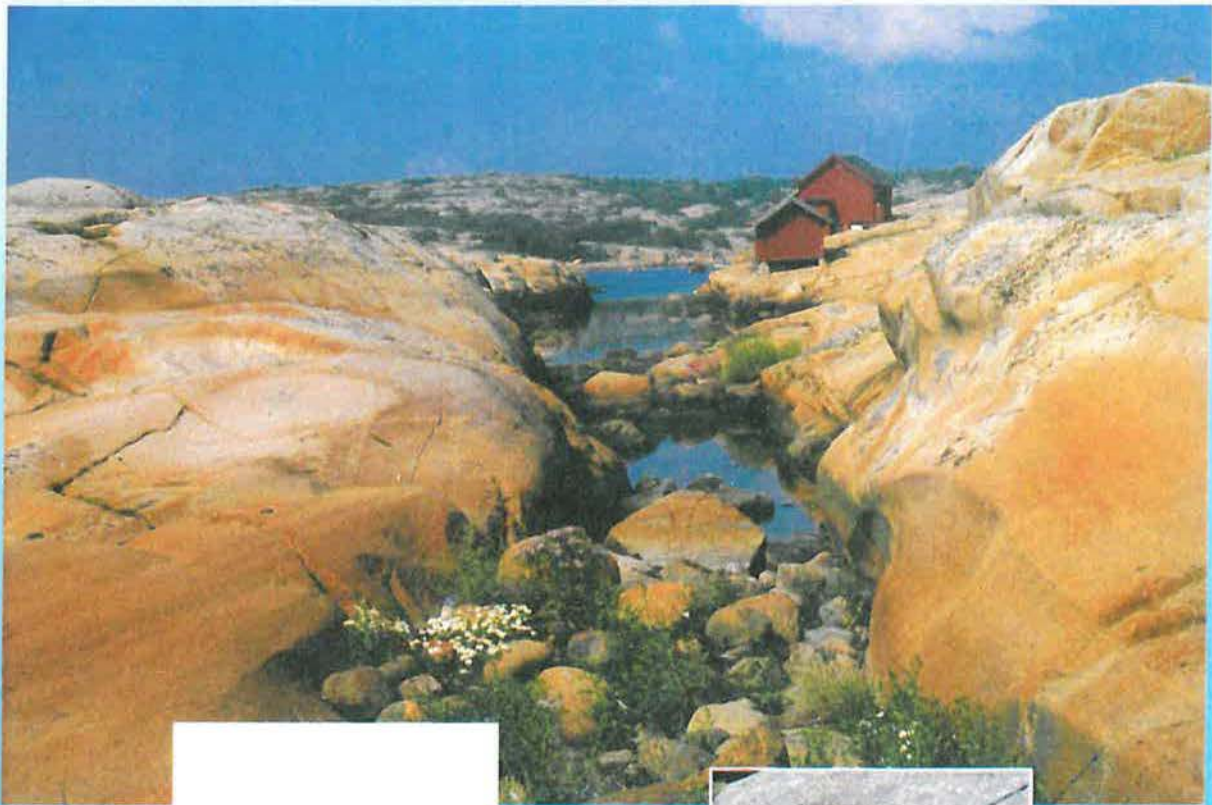




SKOGSFUGLEN I FJELLA

En rapport basert på 18 års skogsfugltaksering



MILJØVERNAVDELINGEN

Fylkesmannen i Østfold

POSTADRESSE: STATENS HUS, POSTBOKS 325, 1502 MOSS

TLF: 69 24 71 00

| |
|---------------|
| Dato |
| 10.5.2003 |
| Rapport nr. |
| 3, 2003 |
| ISBN nr. |
| 82-7395-164-2 |

| | |
|--------------------------------|---|
| Rapportens tittel | Skogsfugl i Fjella |
| Forfatter | Mats H. Finne, Per Kristiansen, Per Wegge |
| Oppdragsgiver | Fylkesmannen i Østfold, miljøvernavdelingen |
| Ekstrakt | <p>Atten års takseringer av storfugl og orrfugl presenteres. Undersøkelsene har blitt gjort i Fjella, et skogsområde sentralt i Østfold i kommunene Rakkestad, Eidsberg og Marker.</p> <p>Langsiktige trender og kortsiktige svingninger i bestandene beskrives. Resultatene vurderes i forhold til faktorer som kan ha påvirket bestandsutviklingen.</p> |
| Emneord | Storfugl Orrfugl Bestandsutvikling Økologi |
| Referanse til rapporten | Mats H. Finne, Per Kristiansen og Per Wegge 2003: Skogsfugl i Fjella. Rapport basert på 18 års taksering. <i>Fylkesmannen i Østfold, miljøvernavd., rapport nr 3, 2003.</i> |

SKOGSFUGLEN I FJELLA

En rapport basert på 18 års skogsfugltaksering

Av

Mats H. Finne
Per Kristiansen
Per Wegge

1. FORORD

Skogsfugltakseringene i Fjella har pågått i 18 år og det har med tiden blitt et stort datamateriale. Høsttakseringene startet da Fjella ble ett av studieområdene for Skogsfuglprosjektet i regi av Norges Landbrukshøyskole (NLH). Per Kristiansen var i disse årene engasjert som feltarbeider i prosjektet, og startet arealtakseringene under veiledning av Per Wegge ved NLH, som da var prosjektleder for Skogsfuglprosjektet. De to første årene deltok flere personer i arbeidet, men i ettertid har Per Kristiansen utført høsttakseringene alene.

Registreringene på tiurleiker om våren er også hovedsakelig blitt utført av Per Kristiansen, med god hjelp fra en rekke lokale skogsfuglentusiaster i Marker, Rakkestad og Eidsberg.

Fylkesmannens miljøvernavdeling i Østfold har gitt økonomisk støtte til høst- og vårtakseringene de fleste av årene.

Resultatet av takseringene rapporteres årlig til Miljøvernavdelingen, kommunene og grunneier- og jegerforeninger som bruker det som grunnlag for sin forvaltning. Det er imidlertid ikke tidligere skrevet noen rapport som vurderer takseringsmaterialet samlet. Etter så mange år med intensiv takseringsinnsats, følte vi (forfatterne av denne rapporten) at det var på høy tid å gå grundigere igjennom materialet i en rapport. Vi tok derfor kontakt med de lokale kommunene Eidsberg, Marker og Rakkestad, som søkte Fylkesmannens Miljøvernavdeling om kommunale viltfondsmidler til prosjektet. I tillegg har vi fått bidrag fra lokale rentemidler av skogavgiften.

Vi vil takke Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Østfold for økonomisk støtte i perioden med takseringer og for midler til å skrive denne rapporten. Vi vil også takke skogsjefene og viltnebdene i Rakkestad, Marker og Eidsberg for en positiv holdning til prosjektet, og for hjelp til å skaffe til veie de nødvendige midler til arbeidet med rapporten.

Svarverud, 8. mars 2003

Mats Haneborg Finne

Per Kristiansen

Per Wegge

2. SAMMENDRAG

I Fjella er det i perioden 1985-2002 årlig blitt taksert 5-8 takseringsruter med størrelse 0.5-1.2 km² om høsten, samt taksert ca. 20 tiurleiker om våren. I de senere årene er det også blitt samlet inn data på smånagertetthet og registrert forekomst av insekter i lyngvegetasjonen. For å minske predasjonstrykket på småviltet i yngletiden om våren, har smårovviltet i området blitt kunstig føret med slakteavfall fra elgjakta og fisk fra lokale vann de siste 7 årene.

Det er naturlig å skille mellom den langsiktige trenden i skogsfuglbestanden og de kortsiktige svingningene. Skogsfuglbestanden var svært høy på siste halvdel av 1980-tallet, sank til 1997 men har hatt oppgang de siste 5 årene. Hovedtrenden i materialet skyldes de store endringene i predatorfaunaen etter utbruddet av sarcopteskabbe på rødrev i begynnelsen av 1980-årene.

Fjella ligger i nærheten av den sydlige utbredelsesgrensen for den boreale barskogen i Skandinavia, og reproduksjonen hos skogsfugl i Fjella svinger syklisk, med en topp hvert 3.-5. år, i likhet med skogshønspopulasjoner lenger nord.

Skogsfugl- og smånagertetthet samvarierer i Fjella. Vi tror dette skyldes at rovdyra som primært er smånagerspisere skifter diett til skogsfuglegg og -kyllinger i år med lite smånagere. Skogsfuglenes reproduksjon var også positivt korrelert med tilbudet av kyllingmat (larver, maur og edderkopper) i lyngen om våren, og med mengde nedbør i mai (bare orrfugl).

Gode reproduksjonsår sentralt i Fjella har ikke alltid medført en økning i hekkebestanden året etterpå. Vi sammenlignet den første og den andre perioden med takseringer (1985-1993 og 1994-2002), og fant at god reproduksjon sentralt i Fjella den siste perioden ikke har gitt den forventede effekt på stamfuglbestanden, mens det var godt samsvar mellom reproduksjon og endring i hekkebestanden i den første perioden. Dette forklarer vi med ulik innvandring og utvandring av ungfugl i takseringsområdet, som ligger sentralt i Fjella omgitt av jordbruksnære skogområder på flere kanter. I år med normal revebestand (sammenlignet med perioden med reveskabb) var produksjonen i de jordbruksnære skogområdene sannsynligvis svært liten. I disse årene tror vi det ble eksportert ungfugl fra de sentrale områdene til de perifere, mens det kom lite fugl tilbake. I årene med reveskabb var det derimot også god produksjon nærmere bygda, og det ble derfor et løft i hekkebestanden begge steder etter gode produksjonsår.

Vi har ikke grunnlag til å trekke noen endelig konklusjon om hvorvidt predatorfôringen om våren har hatt effekt på skogsfuglbestanden i området, men den svært gode reproduksjonen, både sammenlignet med tidligere år i samme område, og sammenlignet med omkringliggende områder, er sterke indikasjoner på at fôringen har hatt en positiv effekt.

Både røyer og orrhøner med og uten kull brukte kulturskog i hogstklasse 2 og 3 mye i august. Ikke uventet foretrakk orrhøner den yngre kulturskogen mens røyene viste sterkest preferanse for kulturskog i hogstklasse 3. Årsaken til at skogsfuglen brukte den yngre skogen antas å være en kombinasjon av godt skjul og gode næringsforhold.

Vi sammenlignet effektiviteten ved rutetaksering med hund i Fjella med triangeltaksering uten hund som benyttes i Akershus og Østfold. Den foreløpige konklusjonen, basert på tall fra Per Kristiansen og NJFF's fylkeskontor i Akershus (som organiserer triangeltakseringen), er at

effektiviteten (målt som antall mann-timer per km² taksert areal) er 3 ganger så høy ved arealtaksering med hund sammenlignet triangeltaksering etter finsk modell.

Selv med den relativt store innsatsen som nedlegges i taksering i Fjella årlig, er det heftet usikkerhet til resultatene. På bakgrunn av variasjonen mellom takseringsrutene og variasjonen i hekkesuksess hos de enkelte hunnfuglene, vil et 90 % konfidensintervall i gjennomsnitt være +/- 34 % og 26% av estimatene for henholdsvis skogsfugltetthet og -reproduksjon.

| | |
|---|----|
| 1. FORORD | 3 |
| 2. SAMMENDRAG | 4 |
| 3. INNLEDNING | 7 |
| 4. OMRÅDEBESKRIVELSE | 8 |
| 5. METODE OG DATAMATERIALE..... | 11 |
| 5.1 TAKSERINGER | 11 |
| Augusttaksering | 11 |
| Leiktakseringer | 12 |
| 5.2 FANGST AV SMÅGNAGERE..... | 12 |
| 5.3 INSEKTMÅLINGER..... | 13 |
| 5.4 KLIMATISKE DATA..... | 13 |
| 5.5 PREDATORFØRING | 13 |
| 5.6 KART | 14 |
| 5.7 STATISTISK ANALYSE | 14 |
| 6. RESULTAT OG DISKUSJON | 15 |
| 6.1 POPULASJONSDYNAMIKK | 15 |
| Hovedtrend | 15 |
| De enkelte arter..... | 17 |
| Sykliske svingninger i reproduksjonen..... | 18 |
| Reproduksjon og endringer i hekkebestanden..... | 18 |
| Reproduksjon og endring i antall spillende tiurer | 20 |
| Årsaker til variasjon i hekkesuksess..... | 21 |
| Tilbud av kyllingmat?..... | 21 |
| Vær?..... | 22 |
| Smågnagerbestanden? | 22 |
| Oppsummering populasjonsdynamikk | 24 |
| 6.2 EFFEKT AV PREDATORFØRING..... | 25 |
| 6.3 HABITATBRUK..... | 26 |
| 6.4 METODISKE BETRAKTNINGER – EFFEKTIVITET OG PRESISJON | 28 |
| Effektivitet – sammenligning med triangeltaksering etter finsk modell | 28 |
| Presisjon..... | 29 |
| 7. REFERANSELISTE | 30 |
| 8. VEDLEGG | 32 |
| VEDLEGG 1 – TABELL OVER TAKSERTE TIURLEIKER I FJELLA..... | 32 |
| VEDLEGG 2 – MODELL FOR BEREGNING AV ANTALL TIURER | 33 |
| VEDLEGG 3 - ORDLISTE | 34 |
| VEDLEGG 4: BAKGRUNNSINFORMASJON OM SKOGSFUGLARTENE..... | 35 |
| Geografisk utbredelse | 35 |
| Næring og leveområde (habitat)..... | 35 |
| Forplantning og død..... | 35 |
| Områdebruk | 35 |
| Populasjonsregulerende faktorer | 36 |

3. INNLEDNING

Bestandsovervåkning av skogsfuglbestanden i Fjella har pågått uavbrutt siden 1985 gjennom årlige takseringer vår og høst. Takseringer er nyttige av flere årsaker. I de senere åra er det blitt økt fokus på utnytting av viltet i næringsøyemed. Jakt er blitt en viktig hobby for mange og en næringsinntekt for noen. Småviltet generelt og skogsfugl spesielt er i denne sammenheng en viktig ressurs som bør forvaltes ut fra de biologiske kunnskaper vi har om artene. Regulering av jaktuttaket er en viktig del av forvaltningen, og nødvendigheten av regulering i områder med hardt jaktpress er blitt aktualisert etter at lirypeprosjektet dokumenterte at jaktdødeligheten i utsatte områder kan overstige bæreevnen (Pedersen m.fl.1999).

For å høste av en viltart er det derfor viktig å kjenne til en del demografiske parametere for bestanden man vil beskatte. Viktige parametere man bør kjenne til er artens dødelighet på forskjellige stadier, antall dyr i bestanden og med hvilken rate det produseres nye individer. Artens dødelighetsmønster må utforskes gjennom langvarige intensive forskningsprosjekter. Tetthet og produksjonstall må derimot fremskaffes for hver enkelt bestand gjennom årlige takseringer.

Takseringer er ikke bare viktig i forhold til å regulere høsting av bestandene. Utmarka utsettes stadig for press fra storsamfunnet gjennom blant annet bygging av veier, bygging av hytte- og boligfelt, og gjennom vassdragsutbygginger. De siste ca. 40 årene har det også skjedd en drastisk omlegging av skogbruket fra bledningshogst av enkelttrær til bestandshogst hvor store områder snauhogges. Dette har medført store endringer i skogbildet og påvirket det skoglevende viltet. I tillegg til endringer knyttet til menneskelig ressursutnyttelse er trolig også klimaet i endring, med uvisse konsekvenser for det boreale økosystemet.

Lange tidsserier med takseringsdata på viltbestander er verdifulle i forhold til å vurdere konsekvenser av ulike inngrep og endringer i utmarka, og det gir muligheter til å begrense eventuelle skadevirkninger av planlagte inngrep. Et aktuelt eksempel på dette er planprosessen i forbindelse med bygging av ny E18 mellom Mysen og Ørje, der takseringsdata som dokumenterte viktigheten av Fjella som reproduksjonsområde for skogsfugl i regionen, ble vektlagt under vurderingen av alternative veitraséer.

Et tredje felt hvor takseringsdata kan komme til nytte er for å øke forståelsen av de økologiske årsakene til endringer i bestandene. Atten år med taksering av skogsfuglbestanden i Fjella er en lang tidsserie, og kombinert med andre innsamlede data om faunaen i området gir det oss muligheten til nettopp dette. I denne rapporten vil vi først og fremst beskrive populasjondynamikken hos skogsfuglartene i perioden 1985-2002 på bakgrunn av takseringene, men vi vil også se på sammenhenger mellom endringer i skogsfuglbestanden og endringer i predatorfaunaen, endringer i smånagertetthet, insektforekomst og klimatiske data. I tillegg vil vi rapportere fuglenes bruk av forskjellige hogstklasser sammenlignet med skogens sammensetning i takseringsrutene.

4. OMRÅDEBESKRIVELSE

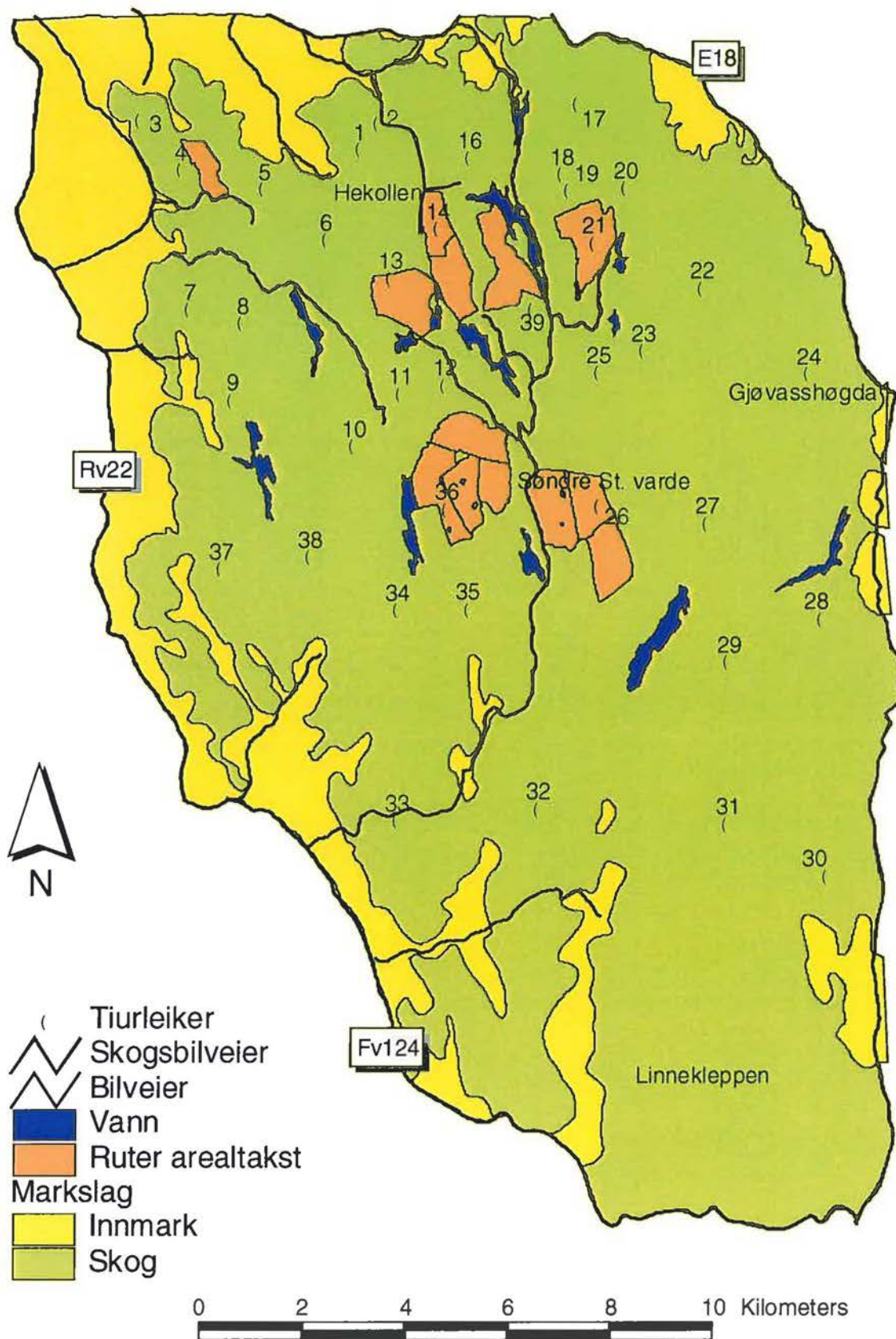
Fjella er et sammenhengende skogområde på ca. 300 km² avgrenset av E18 i nord, riksvei 22 mellom Mysen og Rakkestad i vest, riksvei 124 mellom Rakkestad og Strømsfoss i syd og Øymarksjøen i øst (Fig.1). Området er delt mellom de tre kommunene Eidsberg, Rakkestad og Marker.

Terrenget er småkupert, og høyden over havet varierer mellom ca. 180 og 300 m. Fjellgrunnen består av gammelt grunnfjell – vesentlig gneis – som over åsene kommer helt frem i dagen. Langs dalene, i mange av liene og i forsenkninger i fjellgrunnen forøvrig er jordlagene ganske dype og næringsrike. Dette fører til at skogen veksler raskt mellom mager lavfuruskog på åsryggene, og frodigere gran- og barblandingskog i lier og dalsøkk. Tallrike myrer og skogstjern bryter opp i skoglandskapet.

I løpet av de siste 50 årene har området fått et godt utbygget skogsbilveinett, og bestandsskogbruket preger nå skogbildet. De frodige granliene er blitt særlig hardt avvirket, og står nå i forskjellige foryngelsesfaser. Det småkuperte landskapet i Fjella gjør imidlertid driftsforholdene vanskelige for store hogstmaskiner og dette har medført at hogstflatene er av moderat størrelse og at det er rikelig med gjensatte livsløpstrær (trær fra det hogstmodne bestandet som blir stående inn i neste bestand).

Faunaen i området er vanlig for boreal barskog på Østlandet. Det er gode bestander av elg og rådyr og hare, spesielt i grensesonen mot jordbrukslandskapet. Hjort forekommer bare som streifdyr. I likhet med store deler av Skandinavia medførte sarcoptes-kabb på rødrev kraftige endringer i rådyr og småviltbestandene i Fjella, med en sterk nedgang av rødrev etterfulgt av en oppgang i alle småviltartene, samt mår og trolig også hønsehauk. Av rovfugl er spurvehauk og musvåk vanlig hekkende, og hønsehauk mer fåtallig.

Bortsett fra i det nordvestre hjørnet av Fjella, nærmest Mysen, hvor det er flere hytter og åpen skogsbilvei, er området lite påvirket av menneskelig aktivitet utover skogsdrift.



Figur 1. Kart over Fjella med registrerte tiurleiker (eksisterende og tidligere) og takseringsruter inntegnet. Navn på tiurleikene finnes i Tab.5 (vedlegg 1). Tiurleiker i den søndre delen av området er ikke tatt med på kartet fordi vi bare har usikre registreringer i denne delen av Fjella.

5. METODE OG DATAMATERIALE

5.1 TAKSERINGER

Augusttaksering

I perioden 1985-2002 er 5-8 faste takseringsruter med størrelse 0.5-1.2 km² blitt taksert med fuglehund hvert år, og i løpet av hele perioden er 118 takseringsruter med et samlet areal på 89.8 km² blitt taksert. Ruter med størrelse over 0.6 km² er blitt delt i to, og taksert i 2 omganger, som regel på forskjellige dager. Takseringsrutene ligger sentralt og i den nordlige delen av Fjella, og én rute er i den nordvestre delen, nært Einarbu (Fig.1). Prosjektet har fått dispensasjon fra båndtvangsbestemmelsen fra Direktoratet for Naturforvaltning, slik at Per Kristiansen har taksert med løs hund fra 1. august. Hvor tidlig takseringene har startet er imidlertid væravhengig. Tørre forhold gir svært vanskelige vitringsforhold, og takseringene utsettes da i påvente av fuktigere vær, eller utføres svært tidlig eller sent på dagen.

For bedre å kunne vurdere hekkesuksessen er det også gått en del linjetakseringer utenom takseringsrutene for å øke antall hunn fugl i materialet. Takseringslinjene er mer eller mindre faste traseer i terrenget, og er ikke lagt i områder med høyere frekvens av kull enn i arealtakseringen (gjennomsnittlig andel hunn fugl med kull arealtakst = 0.64, linjetakst = 0.62).

I løpet av 18 år med taksering er det registrert 730 hunn fugl av orrfugl og storfugl hvorav 474 med kull. Dette er i gjennomsnitt 41 orrhøner og røyer og 26 kull per år.

Under arealtaksten er takseringsrutene blitt totalinventert. Det betyr at intensjonen har vært at all skogsfugl innenfor det avgrensede arealet skal registreres. Rutene er arrondert slik at grensene følger naturlige skillelinjer i terrenget (som vann, bekker eller lignende), og de er blitt tråkket på kryss og tvers slik at mann og hund har dekket hele ruta. Kun erfarne fuglehunder er brukt til takseringene. Tyvreiseing eller støkk utenfor hundeførers synsvidde er derfor sjeldent, men enslige fugler (sjelden kull) kan i noen tilfeller ha løpt unna på bakken og lettet utenfor hørehold, før hundefører er nådd frem til hunden i stand. I en del slike tilfeller er det lett å avdekke hva som er hendt på bakgrunn av hundens adferd, og fuglen er da blitt notert som ukjent skogsfugl. Enkelte ganger er fuglen blitt arts- og kjønnsbestemt på bakgrunn av fjær den har mistet under oppflukten, eller fersk møkk i området fuglen har oppholdt seg. Voksne fugler sitter imidlertid noen ganger to eller flere sammen (særlige røy og orrfugl), og i tilfeller hvor fugl registreres på bakgrunn av hundens adferd vil antall fugl kunne underestimeres. Sammenlignet med det totale antall fugler som observeres i løpet av en sesong er imidlertid tilfellene hvor fugler letter utenfor hørehold i fåtall, og har trolig ikke hatt vesentlig innvirkning på takseringsresultatet.

Ved oppflukter noteres fuglens flygeretning, og taksøren er spesielt oppmerksom på å unngå dobbelttelling hvis fuglen flyr inn i en del av ruta som ikke er taksert eller inn i en tilgrensende rute. Når taksøren krysser frem og tilbake med "tette" slag kan overlapping forekomme, slik at fugler fra tidligere situasjoner kan oppdages på neste slag. Dette kan særlig skje ved støkking av kull tidlig i august, fordi kyllingene flyr korte avstander. I slike tilfeller må taksøren på bakgrunn av hundens adferd, sin kjennskap til terrenget og kjennskap til fuglens adferd, vurdere om dette er nye fugler eller gjenfunn av tidligere registrert fugl. Fugl som blir støkket sitter gjerne rolig en stund der de lander, og når de støkkes på nytt kort tid senere kan de derfor skilles fra "nye" fugler ved at hunden ikke markerer lukt etter beiting i nærheten av oppfluktsstedet.

Fordi fuglene enkelte ganger trykker dårlig og letter utenfor synshold, eller slik at man bare får et lite glimt av fuglen, er artsbestemmelsen krevende og taksøren må kunne lese sin hund godt for å vurdere situasjonene riktig. Det er også svært viktig at taksøren ikke har en forutinntatt holdning til hvordan resultatet av takseringen vil bli, men møter alle situasjoner med åpent sinn og skarpt blikk.

Leiktakseringer

Siden 1986 er det blitt registrert antall spillende tiurer på ca. 20 leiker hovedsakelig i den sentrale og nordre delen av Fjella. I løpet av perioden har enkelte leiker falt fra (blant annet på grunn av hogst) og nye leiker er blitt oppdaget. En del flere leiker, spesielt i den østre delen av Fjella, er kommet med siden 1996 (se vedlegg 1).

Snødekt mark i april gir takknemlige forhold for leiktakseringer. Da kan antall tiurer bestemmes ganske presist ut fra antall spor ut og inn til leiken. I mange av årene (spesielt i den senere tiden) har imidlertid snøen forsvunnet for tidlig til at dette har vært mulig. Det er varierende hvor tidlig de enkelte tiurene begynner å besøke leikene jevnlig, og når de flytter fra leikområdet til sommerområdet, men fra midten av april til midten av mai er leikene fulltallige. På leiken kan tiurene være spredt utover et relativt stort område, slik at det som regel er umulig for én person å ha oversikt over en hel leik fra ett sted. Enten må flere personer ligge på leiken samtidig, eller personen må bevege seg forsiktig i en stor sirkel rundt leiken mens spillet pågår. Denne teknikken brukes ikke i parringsuka i slutten av april, når det er mye røy på leikene. Røyene kan sitte helt stille i et tre på leiken og holde utkikk, og en person som beveger seg rundt i leikområdet vil ganske sikkert støkke røyen og dermed forstyrre parringen. På barmark er det derfor best å taksere leikene utenom parringsuka. Tiurene tar ofte en pause i spillet de første dagene i mai, men aktiviteten tar seg som regel opp mot midten av måneden. Da spiller de godt i trærne, og det lett å telle antall fugl på leikene.

De etablerte tiurene på en leik kommer til leikområdet sent på kvelden. De lander i trærne med støyende baksing og rapelyder, og antall tiurer kan telles på denne måten. Fuglene flytter seg imidlertid ofte flere ganger i løpet av kvelden, og antall tiurer kan derfor lett overestimeres.

Selv om man bruker mye tid på å studere en leik er det vanskelig å bestemme antall tiurer presist, spesielt gjelder dette store leiker. Ettåringene kan lett skilles fra tiurer som er 2 år og eldre, og disse er ikke regnet med når vi har oppgitt antall tiurer på leikene. En del 2-åringer, som er vanskelig å skille fra de voksne tiurene, er ikke etablert på noen bestemt leik og kan besøke 2-3 leiker i løpet av en sesong, slik at det faktiske antall tiurer på leikene også kan variere fra dag til dag.

5.2 FANGST AV SMÅNAGERE

I 1985, 1986, 1989 og 1993-2002 er det blitt fanget smånagere i feller i august/september for å registrere svingninger i bestanden. Siden 1993 er det blitt satt ut 150 feller i 2 døgn, 50 feller i hogstflate/ungskog, 50 feller i ungsog og 50 feller i gammel skog (hkl 5). Musefellene er blitt plassert på linje med 5 skritt mellom hver felle, og tøybiter innsauset med matolje er brukt som lokkemiddel i fellene. Det er hovedsakelig blitt fanget klatremus, men også en del spissmus, markmus og skogmus. Spissmus er insekteter, ikke gnager, og er derfor ikke tatt med i tallene for smånagere.

5.3 INSEKTMÅLINGER

Siden 1995 er det blitt tatt slaghovprøver for å måle mengde insekter og larver i lyngvegetasjonen i juni. En slaghov er en tøypose montert på en stiv ramme festet til en stang. Slaghovprøven tas ved at man holder i stangen og fører rammen med tøyposen frem og tilbake i lyngen 15 ganger, mens man beveger seg fremover for hvert slag. Insektene samles i tøyposen og kan senere artsbestemmes, måles og telles. Insektene er blitt fordelt som små insektlarver (<1 mm tykke og < 10 mm lange), middels store insektlarver (1-2 mm tykke og 7-15 mm lange), store insektlarver (>2 mm tykke og >10 mm lange) og voksne insekter og edderkoppdyr.

Fordi fuktig lyng påvirker resultatet, er prøvene bare tatt når lyngen er tørr. For hver prøve ble sted, dato og type lyngvegetasjon (blåbær, skinntryte, røsslyng, molte) notert.

5.4 KLIMATISKE DATA

Alle klimatiske data bortsett fra temperaturdataene er fra Svarverud værstasjon, som ligger på Svarverud gård, nord i Fjella. Temperaturdataene er fra Høland værstasjon i Aurskog Høland kommune, som grenser til kommunene Eidsberg og Marker i nord.

Snøsmeltingsdato har vi bestemt som den siste dagen om våren snødekket defineres som klasse 2 – for det meste snødekt mark.

5.5 PREDATORFÔRING

For å minske predasjonen på småviltet i yngletiden har den lokale jeger- og fiskerforeningen siden 1996 drevet med kunstig fôring av smårovviltet langs skogsbilveinettet i det samme område som det har blitt gått skogsfugltakseringer i august. Fôringen har startet i begynnelsen av mai og pågått til midten av juli. Fôret har bestått av fisk og slakteavfall fra fjorårets elgjakt, og er blitt lagt ut på 10-12 forskjellige steder langs ca.15-20km skogsbilvei. Hvor mye som blir spist varierer mye mellom fôrplassene, men i løpet av en sesong blir til sammen ca. 300 kg fôr ulikt fordelt på de forskjellige fôringsstedene. Det blir fôret på et stort antall steder i begynnelsen av sesongen, men antallet reduseres ettersom det blir tydelig hvor rovviltet forsyner seg. Dette antas å være fôrplasser i nærheten av rovviltets yngleplasser. Ved ett tilfelle ble rester av det utlagte fôret gjenfunnet utenfor et revehi noen hundre meter fra en av fôrplassene.

Både rødrev, mår, grevling, ravn, musvåk og hønsehauk er blitt registrert på fôrplassene, enten ved direkte observasjon eller sportegn. Nøtteskrike er ikke blitt registrert men vi regner det som meget sannsynlig at den har besøkt fôringsplassene. Selvutløsende kamera (Trailmaster™) er også blitt brukt for å undersøke hvilke dyr som har besøkt fôrplassene. Det ble tatt bilder av rev og et ravnkull på denne måten. Alle artene som ble observert er en potensiell trussel mot skogsfugl i yngletiden. Tanken bak prosjektet er at smårovviltet reduserer lengden på matsøket når de får en lettvin og stabil matkilde på ett bestemt sted, og at sjansen for at de oppdager et skogsfuglreir, et kull, en hareunge eller en rådyrkalv dermed minker. Samtidig er våren og sommeren en tid hvor mattilgangen for rovviltet er god, og vi regner det som lite sannsynlig at det kunstig utlagte fôret vil øke bæreevnen i området. Det som kan skje er at noen flere unger vokser opp. Ungrever er blitt observert på åtene, men sjelden så sent som etter jaktstarten for rødrev i midten av juli. Det kan derfor være aktuelt å søke om fremskyndet jaktstart på rev i fôringsområdet.

5.6 KART

Tur og løypekart over Fjella er blitt digitalisert i programmet Arcview og brukt til å lage oversiktskartet i Fig.1. Takseringsrutene er blitt inntegnet på skogbrukskart fra 1995 (oppdatert for nye hogster) og digitalisert for å bestemme arealfordelingen av forskjellige hogstklasser i rutene.

5.7 STATISTISK ANALYSE

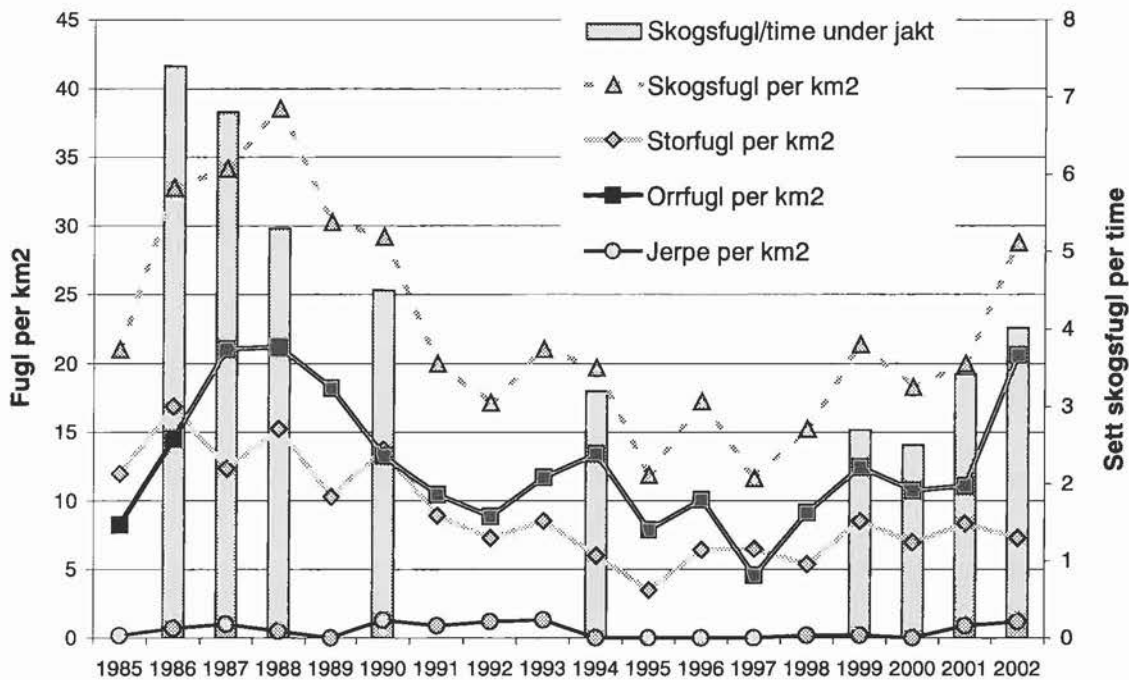
Til å undersøke sammenhengen mellom to variabler har vi brukt en form for korrelasjonsanalyse som kalles "Spearmans Rank Correlation", fordi den ikke forutsetter normalfordelte data. Vi har benyttet en-sidige tester i de tilfeller hvor det er naturlig å forvente enten positiv eller negativ sammenheng. Ellers har vi brukt to-sidige tester.

6. RESULTAT OG DISKUSJON

6.1 POPULASJONSDYNAMIKK

Hovedtrend

Ifølge arealtakseringen i august var skogsfuglbestanden i området i vekst fra høsttakseringene begynte i 1985 til bestanden nådde en topp i 1988. Takseringsrutene i 1985 og 1986 besto imidlertid hovedsakelig av gammel skog, og var antagelig ikke representative for orrfuglbestanden i området. Økningen av skogsfuglbestanden i området skjedde derfor antagelig tidligere på 1980-tallet, og bestanden var trolig høyest i 1986. Antall skogsfugl sett under jakt underbygger dette (Fig.1). Bestanden var høy frem til 1990, gikk kraftig tilbake de første årene på 1990-tallet, og nådde et bunnivå i 1997. De siste 5 årene har bestanden hatt en oppgang (Fig.2). Dette gjelder spesielt orrfugl. Antall spillende tiurer på 15 leiker i nærområdet til takseringsrutene viser tilsvarende trend; økning i antall frem til 1988, tilbakegang i perioden 1992-1997, og så en moderat oppgang i perioden 1998-2002 (se Tab.1).



Figur 2. Antall jerpe, orrfugl, storfugl og skogsfugl (sum av de tre artene) per km² i takseringsområdet i Fjella i perioden 1985-2002, og sett skogsfugl per time under jakt (Per Kristiansen, n = ca. 30 timer per år).

Det er liten tvil om at utbruddet av sarcoptes-kabb hos rødvov er årsaken til hovedtrenden i bestandsutviklingen, slik det var for småviltbestander over hele Skandinavia i denne perioden (Lindström m. fl. 1994, Smedshaug m. fl. 1999). På Fig.3 ser vi at den sterke veksten i skogsfuglbestanden i Fjella skjedde i perioden før 1988 – etter at bestanden av rødvov var blitt sterkt redusert, men før bestanden av mår økte (trolig som en følge av minket predasjon fra rødvov, Lindström m. fl. 1995). Utover 1990 tallet økte revebestanden igjen, men har ikke nådd tilbake til det nivå bestanden hadde før reveskabben brøt ut. Avskytingen av rev og fangst av mår i den lokale jegerforeningen viser samme trend som på fylkesnivå (Tab.1). Tildels intensiv mårfangst i og omkring takseringsområdet kan også ha vært en medvirkende årsak til den høye reproduksjonen enkelte år. Årsaken til oppgangen vi har hatt de siste årene

kan skyldes den lokale predatorfôringen om våren, som ble igangsatt våren 1996, men det er vanskelig å vurdere effekten av dette tiltaket fordi vi har lite bestandsdata fra sammenlignbare områder (se eget kapittel om predatorfôring nedenfor). I tillegg kan den høye avskytingen av rev på åte i bygda nord for takseringsområdet hatt en positiv innvirkning på reproduksjonen.

Tabell 1. Felte rovdyr i jaktområdet til Svarverud Jeger- og Fiskerforening (SJFF) og Trømborg og Hærland Grunneier-, Jeger- og Fiskerforening (THGJFF), mengde insekter i juni, mengde smågnagere om høsten, tetthet av skogsfugl og kyllinger per hunnfugl i august, og antall spillende tiurer i nærområdene til takseringsrutene.

| | Felte rovdyr i nærområdet ¹⁾ | | Insekter fanget ²⁾ | | Mus ³⁾ | Skogsfugl august ⁴⁾ | | Antall spillende tiurer ⁵⁾ |
|------|---|-----------------|-------------------------------|--------|-------------------|--------------------------------|------------------------|---------------------------------------|
| | Rev | Mår | Larver | Voksne | | Voksne per km ² | Kyllinger per hunnfugl | |
| 1985 | * | * | * | * | 0.7 | 8.4 | 1.9 | * |
| 1986 | * | * | * | * | 0.7 | 11.0 | 2.7 | 76 |
| 1987 | 1 ⁶⁾ | 0 ⁶⁾ | * | * | 0.0 | 20.4 | 1.4 | 113 |
| 1988 | 1 | 6 | * | * | * | 16.3 | 1.7 | 116 |
| 1989 | 3 | 11 | * | * | 1.0 | 12.8 | 1.9 | 102 |
| 1990 | 5 | 16 | * | * | * | 9.4 | 2.2 | 110 |
| 1991 | 14 | 4 | * | * | * | 12.5 | 0.9 | 104 |
| 1992 | 12 | 8 | * | * | * | 8.1 | 1.3 | 80 |
| 1993 | 10 | 5 | * | * | 0.3 | 8.9 | 1.9 | 57 |
| 1994 | 14 | 5 | * | * | 3.0 | 7.7 | 2.2 | 51 |
| 1995 | 19 | 8 | 4.7 | 11.1 | 0.3 | 5.2 | 1.3 | 47 |
| 1996 | 9 | 6 | 6.7 | 13.5 | 0.3 | 6.8 | 1.8 | 49 |
| 1997 | 12 | 2 | 4.5 | 9.1 | 1.0 | 4.0 | 2.2 | 34 |
| 1998 | 15 | 4 | 8.1 | 27.2 | 5.7 | 6.9 | 2.4 | 44 |
| 1999 | 12 | 3 | 10.3 | 26.3 | 2.0 | 6.1 | 3.5 | 48 |
| 2000 | 9 | 2 | 15.7 | 18.6 | 0.0 | 6.6 | 2.3 | 45 |
| 2001 | 2 ⁷⁾ | 2 ⁷⁾ | 20.0 | 25.0 | 0.7 | 7.5 | 2.7 | 48 |
| 2002 | * | * | 23.6 | 14.1 | 4.7 | 8.7 | 3.5 | 50 |

1) Antall dyr felt av den lokale Jegerforeningen innenfor et areal på ca. 30 000 daa.

2) Gjennomsnittlig antall larver og voksne insekter (herunder også edderkoppdyr) per slaghovprøve (se metode).

3) Antall mus per 100 felledøgn om høsten.

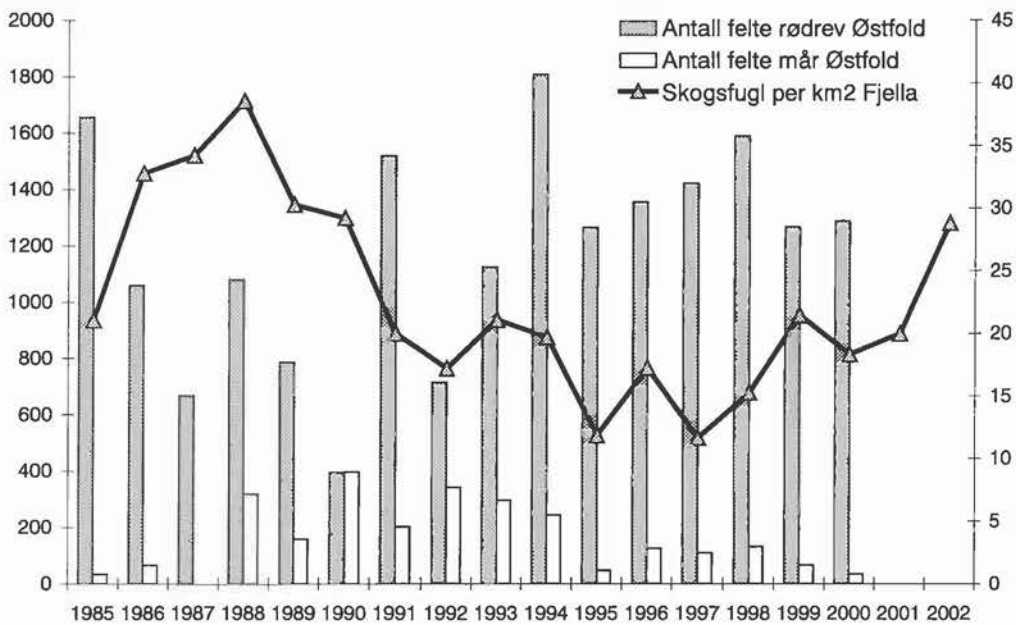
4) Orrfugl og storfugl registrert under linje- og arealtakst i august.

5) Totalt antall spillende tiurer på 15 leiker i nærområdene (ca 60 km²) til takseringsrutene.

6) Bare jaktstatistikk fra THGJFF dette året.

7) Bare jaktstatistikk fra SJFF dette året.

* Ingen data dette året.



Figur 3. Skogsfugl per km² i Fjella og felte rødrev og mår i Østfold fylke i følge jaktstatistikk fra Statistisk Sentralbyrå.

De enkelte arter

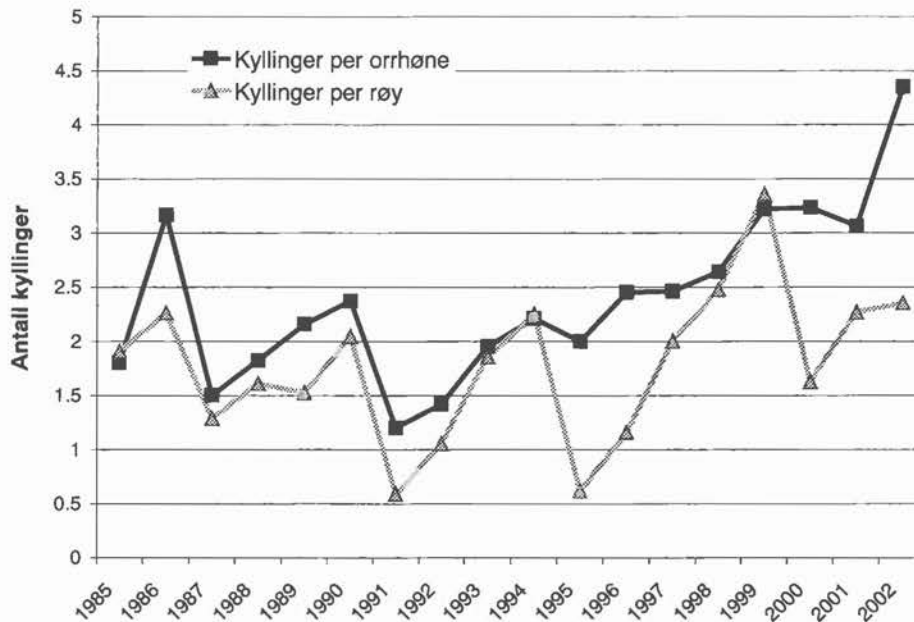
Jerpe

I motsetning til orrfugl og storfugl har jerpebestanden vært lav gjennom alle årene med takseringer. Tettheten har variert mellom 0 og 1.3 jerper per km² (Fig.2). I årene på 1980-tallet med lavt predasjonspress fra rev økte bestanden noe, og vi har også sett en økning i bestanden de to siste årene. Årsaken til den lave jerpebestanden er antakelig at tilbud av egnet habitat og i mindre grad predasjon, begrenser tettheten av jerpe i Fjella. Jerpa må ha relativt tett middelaldrende eller eldre granskog, ispedd bjørk eller aller helst or (Swenson 1993). I Fjella dominerer mager furumark, og områdene som kunne egnet seg som jerpehabitat er den rikere granmarka som har størst verdi for skogbruket, og derfor først blir avvirket. Ettersom granliene vokser til igjen vil trolig jerpebestanden i Fjella kunne øke noe. I de videre analysene av materialet er jerpa ikke tatt med.

Orrfugl og storfugl

Fordi jerpe bare utgjør en liten brøkdel av skogsfuglbestanden, gjelder hovedtrenden nevnt ovenfor i realiteten for orrfugl- og storfuglbestanden. Både bestandstettheten og reproduksjonen har vært høyere hos orrfugl enn storfugl gjennom hele perioden. Forskjellen mellom artene har variert en del, men antall kyllinger per hunnfugl og antall fugl per km² om høsten har i gjennomsnitt vært henholdsvis 30 og 40 % høyere for orrfugl enn storfugl (Fig 2,4).

Årsaken til høyere bestand av orrfugl er antagelig at arten er bedre tilpasset dagens åpne skogbilde som er et resultat av bestandsskogbrukets utstrakt bruk av snauhogst som foryngelsesmetode.



Figur 4. Antall kyllinger per røy og per orrhøne i Fjella i perioden 1985-2002.

I likhet med alle andre studier av skogsfugls populasjonsdynamikk i Skandinavia er det samvariasjon i reproduksjon og bestandstetthet hos orrfugl og storfugl i Fjella. Både årlig bestandstetthet (fugl per km²) og produksjon av kyllinger (antall kyllinger per hunnfugl) er positivt korrelert hos de to artene (tetthet: $r_s = 0.59$, $p < 0.01$, produksjon: $r_s = 0.73$, $p < 0.01$). Årsakene til dette er de mange likheter i reproduksjon og levesett. Dette gjør at forandringer i naturen som påvirker populasjonsdynamikken (f.eks. tetthet av rovdyr, smågnagersvingninger, mengde insekter, værforhold) påvirker orrfugl og storfugl på samme måte. I undersøkelser av hva som innvirker på forandringer og svingninger i populasjonene har vi derfor i en del tilfeller slått sammen orrfugl og storfugl for å øke datagrunnlaget.

Sykliske svingninger i reproduksjonen

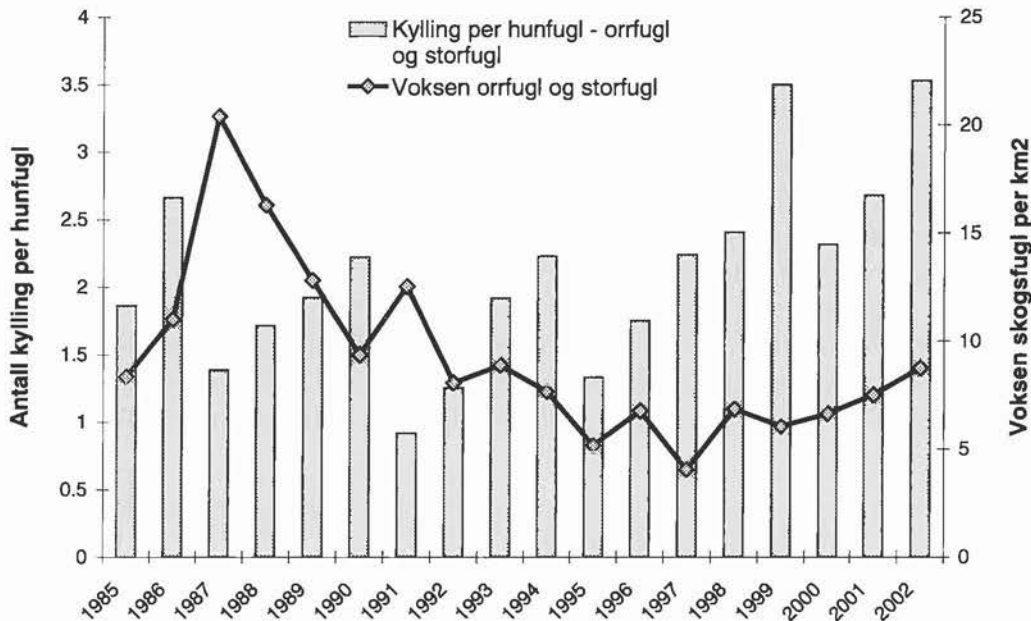
Reproduksjonssuksess, målt som antall kyllinger per hunnfugl, svingte syklisk hos storfugl i Fjella, med ca. 4 år mellom hver topp i reproduksjonen (Fig. 4). Mønsteret var noe svakere hos orrfugl, spesielt i den siste delen av perioden, noe som kan skyldes predatorføringsforsøket som ble igangsatt i 1996. Ellers er det verdt å merke seg at det ikke var noen svekkelse i dette mønsteret tidlig i perioden, da revebestanden var sterkt desimert av reveskabb, sammenlignet med siste del av perioden med oppgang i revebestanden.

Angelstam m.fl. (1985) undersøkte utbredelsen av sykliske svingninger i tetthet hos de vanlige jaktbare småviltartene i Skandinavia ved hjelp av jaktstatistikk, og fant at syklisiteten i svingningene var tydeligst i nord, og avtok sydover i Skandinavia. Sydgrensen for 4-års svingningene i Sverige var langs sydgrensen til den boreale barskogen. Fjella er en del av en sydlig utstikker av den boreale barskogen i grensetraktene, og er derfor nært sydgrensen for utbredelsen av sykliske svingninger.

Reproduksjon og endringer i hekkebestanden

Vi forventet at kyllingproduksjonen ville påvirke tettheten i hekkebestanden det påfølgende år, slik at tettheten av voksen fugl om høsten ville svinge på samme måte som kyllingproduksjonen, men med en topp ett år senere. Dette mønsteret fant vi imidlertid bare i den første perioden. Toppårene for kyllingproduksjon i 1986 og 1990 ble etterfulgt av en

økning i tetthet av voksen fugl (Fig.5). Tilsvarende ble de påfølgende dårlige reproduksjonsårene 1987 og 1991 etterfulgt av en nedgang i hekkebestanden. Gode reproduksjonsår i 1994 og 1999 ga derimot ikke den forventede økningen i stamfuglbestanden. Det kan til og med se ut til at det gode produksjonsåret i 1994 førte til nedgang i bestanden, mens det dårligere året i 1995 medførte en svak oppgang i 1996.



Figur 5. Antall kyllinger per hunnfugl (orrflugl og storfugl slått sammen) og antall voksne skogsfugl per km² i august i Fjella i perioden 1985-2002.

Da vi delte materialet i to perioder, 1985-1993 og 1994-2002, fant vi at voksenfuglbestanden var signifikant positivt korrelert med ungfuglproduksjonen året i forveien i den første perioden ($r_s=0.81$, $p<0.01$), men ikke i den andre perioden ($r_s=0.20$).

Kort fortalt ser det ut til at hekkebestanden svingte syklisk (et år på etterskudd i forhold til kyllingproduksjonen) kun i perioden 1985-1992/93, da revebestanden var sterkt desimert av skabb (Fig. 3). Dette er det motsatte av det mønsteret Lindström m.fl. (1994) fant da de undersøkte effekten av reveskabben ved hjelp av jaktstatistikk fra hele Sverige. Her førte nedgangen i revebestanden til en svekking eller bortfall av svingningene i antall felte småvilt.

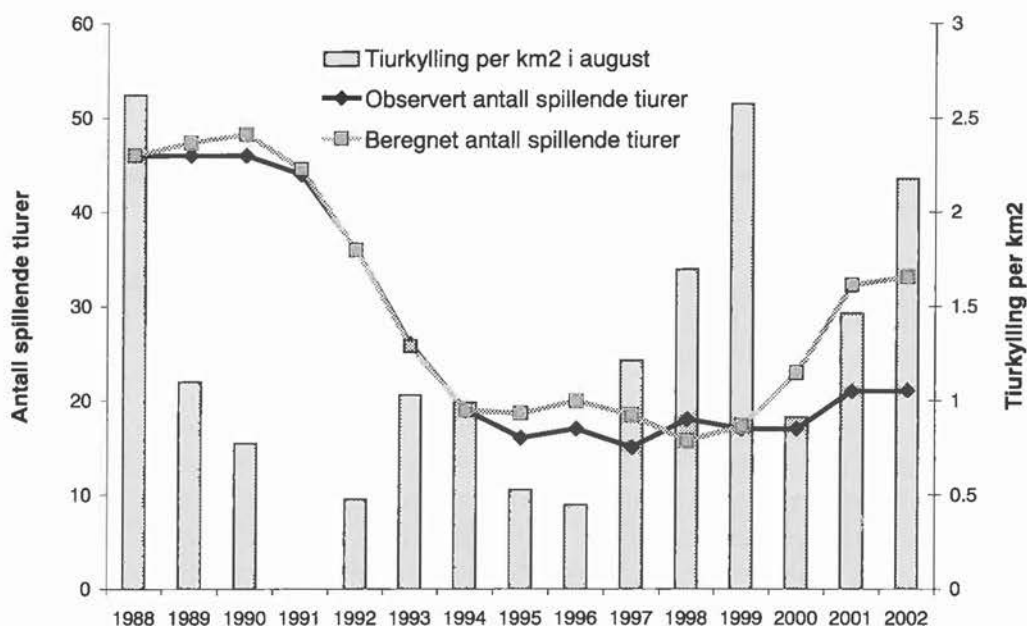
Vi mener at dette mønsteret kan forklares med ulik innvandring og utvandring av ungfugl i takseringsområdet. Voksne fugler er svært tradisjonelle i sin bruk av landskapet. Unge fugler har derimot som regel en forflytning fra oppvekststed til sitt fremtidige leveområde. Alle bortsett fra en takseringsrute ligger sentralt i Fjella, og de er omkranset av skogområder nær jordbrukslandskapet på flere sider (Fig.1). Skogområder nær jordbruksområder har generelt høyere revebestand (Kurki m.fl. 1998) og lavere produksjon av skogsfuglkyllinger enn sentrale områder (Kurki m.fl. 2000, dette gjelder også den ene takseringsruten som ligger nær jordbrukslandskapet, men forskjellen er ikke statistisk sikker). Skogsfuglkyllinger både i sentrale og perifere skogområder foretar en forflytning vekk fra sitt oppvekstområde i løpet av sitt første leveår, men i perioder med normal revebestand vil reproduksjonen være så lav i de jordbruksnære skogene (selv i smånagerår) at de sentrale delene av Fjella får svært liten tilførsel av ungfugl. Det skjer derfor en netto eksport av kyllinger fra de sentrale områdene. Jordbruksområdene vil også kunne fungere som en spredningsbarriere for bakenforliggende

skogområder. Med andre ord vil ikke en god kyllingproduksjon sentralt i Fjella komme det lokale området til gode. Kun i årene da det var reveskabb, og høy reproduksjon også i de jordbruksnære skogområder, ble det en vesentlig tilførsel av ungfugl og et løft i stamfuglbestanden sentralt i Fjella etter gode reproduksjonsår.

Forskjellen i reproduksjon mellom de sentrale skogområdene og skogområdene nært jordbrukslandskapet kan også ha blitt forsterket av predatorfôringen, som har pågått i takseringsområdet siden 1996.

Reproduksjon og endring i antall spillende tiurer

Da vi sammenlignet utviklingen i antall spillende tiurer på leikene i nærområdet til takseringsrutene (leiker med sentrum under 1 km fra takseringsrutene, det vil si 9 leiker innenfor et område på ca. 30 km²) med den forventede utviklingen basert på reproduksjonen av ungtiur, fant vi den samme trenden som ble diskutert i forrige kapittel; endringer i antall spillende tiurer stemte godt med reproduksjonen i den første perioden frem til 1993 (Fig.6), men dårligere i den siste perioden. Modellen vi brukte til å beregne bestandsutviklingen startet med det observerte antall spillende tiurer i området i 1988 (46 spillende tiurer), og utviklet seg videre basert på reproduksjonen av tiurkyllinger 2 og 3 år tilbake, og naturlig dødelighet blant de spillende tiurene (se vedlegg 2 for en detaljert beskrivelse av modellen).



Figur 6. Observert og beregnet antall spillende tiurer på 9 leiker i nærområdet til takseringsrutene (ca. 30 km²), og antall tiurkyllinger per km² i følge arealtakst i august i perioden 1985-2002. Det beregnede antall tiurer er basert på reproduksjonen 2 og 3 år tilbake i tid, og naturlig dødelighet blant de voksne tiurene (se vedlegg 2).

Hos storfugl er det en vanlig antagelse at hannfuglene har kortere spredning enn hunnfuglene, og at hannfuglene derfor rekrutteres til de lokale leikene. I lys av dette er det mindre sannsynlig at avviket mellom forventet og observerte antall spillende tiurer i den siste perioden skyldes utvandring av ungtiurer. Kunnskapen om storfugls spredningsavstander er imidlertid lite eksakt. Selv om det er kjønnforskjeller i spredningslengde kan det ikke utelukkes at en del ungtiurer sprer seg et stykke, og dermed rekrutteres til leiker utenfor takseringsområdet.

Et annet interessant mønster i modellen er at den ser ut til at den predikerer nedgang i bestanden relativt presist, men at den gir for høye tall i perioder med god reproduksjon og

mange unge tiurer i bestanden. Ved hjelp av radiotelemetri er det avdekket at ungtiurer ofte kan spille i beiteområdene til røyene på senvinteren, og i enkelte tilfeller danne såkalte satellittleiker mellom de større etablerte leikene (Gjerde m.fl. 2000). Disse leikene er antagelig flyktige og ofte dårlig kjent, og det kan medføre at det virkelige antall spillende tiurer underestimeres i oppgangstider med mange unge fugler, sammenlignet med nedgangstider.

Årsaker til variasjon i hekkesuksess

Som nevnt tidligere er sammenbruddet i revebestanden årsaken til de store endringene vi hadde i skogsfuglbestanden i Fjella på 1980- og deler av 1990-tallet. Men hva er så årsaken til den årlige variasjonen i reproduksjonssuksess?

Tilbud av kyllingmat?

Vi fant en klar positiv korrelasjon mellom kyllingproduksjonen og mengde insekter i vegetasjonen (Tab.2). Forekomsten av små larver og voksne insekter og edderkoppdyr så ut til å være viktigere enn mengden av store og middels store larver. Det var ingen stor forskjell i mønsteret mellom orrfugl og storfugl, bortsett fra at tilbudet av larver så ut til å være viktigere for orrfugl enn storfugl, mens det motsatte var tilfelle for voksne insekter og edderkoppdyr.

Skogsfuglkyllingene lever utelukkende av animalsk føde (insekter og edderkoppdyr) de første leveukene (Kastdalen og Wegge 1985, Kastdalen 1986), og tidligere undersøkelser har vist at skogsfuglkullene oppsøker områder som er rike på insekter (Baines m.fl. 1996, Picozzi m. fl.1999). Så vidt vi kjenner til er det bare Picozzi m.fl. (1999) som har funnet sammenheng mellom insekter og hekkesuksess, og de fant kun positiv sammenheng mellom snittstørrelsen på larvene og kyllingproduksjonen hos storfugl – store larver ga god reproduksjon. Vårt materiale tydet imidlertid på at små larver, voksne insekter og edderkoppdyr var viktigst, spesielt for storfugl.

Tabell 2. Sammenheng mellom kyllingproduksjonen i august og forekomst av insekter i vegetasjonen i juni, i perioden 1995-2002. Verdiene i tabellen er Spearman's korrelasjonskoeffisienter og * p<0.05, ** p<0.01 og *** p<0.005 (alle tester er en-veis).

| | Invertebrater totalt | Larver | | | | Antall voksne insekter og edderkoppdyr |
|-------------------------------|----------------------|---------------|--------------|----------------|------------|--|
| | | Totalt antall | Antall store | Antall middels | Antall små | |
| Antall kyllinger per hunnfugl | 0.86*** | 0.81** | 0,52 | 0,45 | 0.81** | 0,62 |
| Antall kyllinger per kull | 0.86*** | 0.71* | 0,31 | 0,41 | 0.74* | 0,50 |
| Antall kyllinger per røy | 0.69* | 0,55 | 0,36 | 0,14 | 0.64* | 0.64* |
| Antall kyllinger per orrhøne | 0.69* | 0.76* | 0,31 | 0,38 | 0.74* | 0,26 |

Et problem med datamaterialet er at slaghovprøvene er blitt tatt tidligere på våren de siste årene enn i de første årene, samtidig som antall larver per prøve har økt de senere årene. Det er kjent fra flere tidligere studier (Kastdalen og Wegge 1989, Baines m. fl. 1996, Picozzi m. fl. 1999) at mengden larver i vegetasjonen minker utover våren. Hvorvidt økningen i larvemengde de senere år er reell eller en effekt av at prøvene er blitt tatt tidligere er vanskelig å vurdere. Det faktum at mengden av voksne insekter og edderkoppdyr som trolig ikke minker mot sommeren, også har hatt en økning de senere år, kan tyde på at økningen av larver har vært reell.

Insektmengden ble målt på steder med forskjellig lyngvegetasjon, og lokaliteter dominert av skinntryte hadde over dobbelt så mye sommerfugllarver som steder dominert av blåbærlyng. Fordi larvemengden varierer mye med type lyngvegetasjon, er det en fordel i forhold til

sammenligning mellom årene at andelen prøver i de forskjellige lyngvegetasjonstypene er lik mellom årene, og at prøvene tas på omtrent samme dato hvert år.

Vær?

Vi fant at nedbør i mai (antall mm og antall regndager) var positivt korrelert med antall kylling per orrhøne i augusttakseringene (Tab.3). I følge gamle teorier vil mye nedbør og lav temperatur i juni resultere i stor kyllingdødelighet. Vårt materiale tyder imidlertid ikke på noen slik sammenheng (Tab.3). En mulig forklaring på at nedbørsmengde i mai har innflytelse på kyllingproduksjonen kan være at det er gunstig for insektlivet i juni, som igjen er viktig for overlevelse av kyllingene de første leveukene. Vi undersøkte derfor om nedbør i mai innvirket på mengden insekter og fant ingen sammenheng med larvemengde, men derimot en negativ korrelasjon med mengden voksne insekter og edderkoppdyr. Dette var ikke i samsvar med teorien om at nedbør i mai ga bedre tilbud av mat til kyllingene. Vi har ikke noen god økologisk forklaring på dette annet enn at korrelasjon mellom to variabler (f.eks. nedbør og kyllingproduksjon) ikke nødvendigvis betyr at det er noen årsakssammenheng. Når vi gjør svært mange korrelasjonstester slik tilfelle var for sammenhengen mellom kyllingproduksjon og vær (48 stk, se Tab.3), er det også en fare for at vi får et signifikant resultat ved en tilfeldighet.

Selv om ugunstig vær de fleste år ikke er merkbart negativt, kan ekstreme værforhold enkelte år medføre svært dårlig reproduksjon. I 1981 kom det for eksempel ekstremt store snømengder i første halvdel av juni, og svært få skogsfuglkyllinger vokste opp (pers.medd. Per Kristiansen). Det samme ble observert på Varaldskogen i søndre Hedmark dette året (Storaas og Wegge 1984). Likeledes medførte trolig tørt og kaldt vær hele forsommeren 1991 at dette ble det dårligste reproduksjonsåret siden takseringene startet i 1985.

Værets innvirkning på skogsfugls reproduksjonssuksess er omstridt. Skotske skogsfugleforskere hevder at været kan ha en vesentlig innvirkning (Moss & Oswald 1985). I et tidligere studie fra Vegårshei i Norge fant Slagsvold og Grasaas (1979) en sammenheng mellom værforhold og høstbestand hos storfugl, og Selås (2000) fant flere egg i reirene i år med tidlig snøsmelting i det samme området. I en annen undersøkelse basert på mye av det samme datamaterialet som Slagsvold og Grasaas (1979) og Selås (2000) fant imidlertid Wegge og Grasaas (1977) ingen sammenheng mellom værforhold og hekkesuksess.

Tabell 3. Sammenhengen mellom værparametre og kyllingproduksjonen hos orrfugl og storfugl i Fjella. Verdiene i tabellen er Spearman's korrelasjonskoeffisienter, * $p < 0.1$ og ** $p < 0.05$ (alle testene er to-veis). Snøsmeltingsdato er definert som den siste dagen om våren med mer enn halvparten snødekt mark.

| | Total nedbør (mm) | | Snittemperatur | | Antall dager halveis snødekt mark eller mindre | | | | | Antall dager med regn | |
|-------------|-------------------|------|----------------|-------|--|---------|-------|-------|-------|-----------------------|-------|
| | Mai | Juni | Mai | Juni | Januar | Februar | Mars | April | Mai | Mai | Juni |
| Per hunnugl | 0,25 | 0,07 | 0,07 | 0,02 | -0,19 | 0,07 | 0,07 | 0,23 | -0,03 | 0,42* | -0,01 |
| Per kull | 0,15 | 0,09 | -0,11 | 0,07 | -0,43* | -0,25 | -0,24 | 0,08 | -0,20 | 0,33 | -0,09 |
| Per røy | 0,05 | 0,10 | 0,11 | -0,03 | -0,27 | 0,01 | -0,04 | 0,15 | -0,03 | 0,28 | 0,02 |
| Per orrhøne | 0,49** | 0,07 | -0,11 | 0,19 | -0,20 | 0,01 | 0,05 | 0,22 | -0,17 | 0,57** | -0,06 |

Smågnagerbestanden?

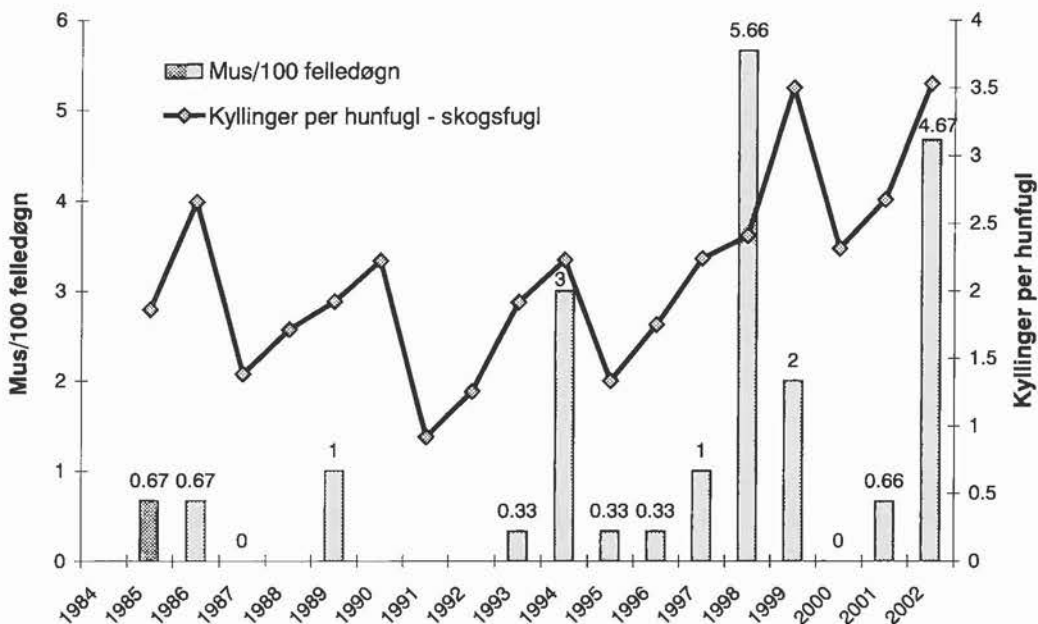
Vi fant en positiv sammenheng mellom mengden smågnagere og antall skogsfuglkyllinger per hunnugl i takseringene om høsten ($r_s = 0.583$, $p < 0.025$, Fig.7), og tettheten av smågnagere så ut til å svinge syklisk i perioden 1993-2002 med en topp ca. hvert 4. år (Fig.7). I år med toppår for smågnagere hadde skogsfuglen i Fjella høy hekkesuksess, mens i år med lav

smågnagerbestand var det få kyllinger og egg som overlevde, spesielt ved brått sammenbrudd i musebestanden rett etter et toppår.

Det er fremsatt flere hypoteser for å forklare samvariasjonen mellom smånagertetthet og kyllingproduksjon. I følge alternativt-byttedyr hypotesen (Hagen 1952, Angelstam m. fl. 1984) skyldes nedgangen i skogsfuglbestanden at en rekke rovdyr som har smågnagere som det primære byttedyr skifter til alternative byttedyr når tilgangen på det primære byttedyret synker drastisk. Det primære byttedyret for artene rev, mår og røyskatt er smågnagere, og skogsfuglens egg og kyllinger er alternativt bytte. Sammenheng mellom eggtap hos orrfugl og storfugl og smånagertettheten er dokumentert på Varaldskogen i søndre Hedmark (Wegge og Storaas 1990).

Rev antas å være svært viktig i koblingen mellom smånagersvingninger og skogsfuglsvingninger (Angelstam m. fl. 1984, Lindström m. fl. 1994). Det er derfor overraskende at hekkesuksessen til skogsfuglen i Fjella svingte relativt likt i den første perioden (1985-1993) med reveskabb, og i den andre perioden (1994-2002) da reveskabben var på tilbakegang. Årsaken kan være at andre arter med tilsvarende mønster i diettskifte, som mår og røyskatt har forårsaket synkronitet mellom smågnagere og skogsfugl.

En annen forklaring kan være at bestanden av rev i sentrale deler av Fjella (takseringsområdet) har vært lav og relativt stabil i perioden (pers.medd. Per Kristiansen), sammenlignet med bestanden i de jordbruksnære skogområdene, der det antagelig har vært en oppgang etter at skabben gikk tilbake.



Figur 7. Antall mus fanget per 100 felledøgn i august/september og antall kyllinger per hunnfugl (orrfugl og storfugl slått sammen) i Fjella i perioden 1985-2002.

En annen hypotese (Selås 1997) forklarer sammenfallende bestandssvingninger hos planteetere med variasjon i fordøyeligheten til deres hovedmatplante på grunn av forbruk av ressurser til frø- og fruktproduksjon på bekostning av anti-beitestoffer. Selås (2000) mener at denne modellen kan forklare noe av samvariasjonen i bestandsendringer hos smågnagere og skogsfugl, fordi begge artsgrupper har blåbær som en viktig matplante, og bærproduksjonen hos blåbær svinger syklisk med en topp hvert 3.-5. år (Myrberget 1982, Selås 1997).

Flere forskere har pekt på at hunnfuglenes kondisjon før egglegging om våren trolig innvirker på hekkesuksessen hos skogshøns (Myrberget 1986, Brittas 1988). Selås (2000) hevder at kondisjonen øker med muligheten til å beite blåbærlyng på senvinteren og våren, spesielt vinteren etter et godt bærår på grunn av mindre anti-beite stoffer i blåbærplanten og dermed økt fordøyelighet. Han fant flere egg per reir i år med tidlig snøsmelting og tar dette til inntekt for mast-depresjon hypotesen. I tillegg viser han til andre undersøkelser som har dokumentert korrelasjon mellom hekkesuksess hos hønsefugl og svart-hvit fluesnapper (*Ficedula hypoleuca*). Årsakssammenhengen er ifølge Selås (2000) at begge arter er avhengig av larver på blåbærlyngen, og at mengden av larver bestemmes av årlig variasjon i fordøyeligheten til blåbærplanten.

I datamaterialet fra Fjella er det ingen sammenheng mellom tidspunktet for snøsmelting eller snømengde om vinteren og hekkesuksess hos skogsfugl (Tab.3). Mange av vintrene de senere årene har imidlertid vært mer eller mindre snøfrie, og det har vært tilgang til bakkeføde mye av tiden. Det var en sammenheng med mengde larver i vegetasjonen i juni, men tidsserien tyder så langt ikke på at det er noen syklisitet i larveforekomsten som kan ha forårsaket det sykliske mønsteret vi har sett i kyllingproduksjonen.

Oppsummering populasjonsdynamikk

Det er naturlig å skille mellom den langsiktige trenden i datamaterialet og de kortsiktige svingningene. Skogsfuglbestanden var svært høy fra midten av 1980-tallet, sank til 1997 men har hatt moderat oppgang de siste 5 årene. Hovedtrenden i materialet skyldes de store endringene i predatorfaunaen etter utbruddet av sarcopteskabbe på rødrev i begynnelsen av 1980-årene.

Fjella ligger i nærheten av den sydlige utbredelsesgrensen for den boreale barskogen i Skandinavia, men reproduksjonen hos skogsfugl i Fjella samvarierer likevel med smågnagerbestanden, med en topp hvert 3.-5. år, i likheten skogshønspopulasjoner lenger nord.

Skogsfuglens produksjon av høstkyllinger samvarierer med smågnagerne, og vi tror årsaken er at rovdyra som primært er smågnagerspisere skifter diett til skogsfuglegg og -kyllinger i år med lite smågnagere. Vi fant også at skogsfuglenes reproduksjon var positivt korrelert med mengde insekter i lyngen om våren, og indikasjoner på at produksjonen av orrfugl var høyere i år med mye regn i mai.

Gode reproduksjonsår sentralt i Fjella har ikke alltid medført en økning i hekkebestanden i området året etter. Vi sammenlignet den første og den andre perioden med takseringer (1985-1993 og 1994-2002) og fant at god reproduksjon sentralt i Fjella den siste perioden ikke har gitt den forventede effekt på stamfuglbestanden, mens det var godt samsvar mellom reproduksjon og endring i hekkebestanden i den første perioden.

Vi mener årsaken til dette mønsteret kan være at

- 1) Fjella er omgitt av jordbruksnære skogområder som normalt huser tette bestander av rev og andre predatorer som grevling og kråkefugl, og produserer lite skogsfuglkyllinger,
- 2) ungfugl har en spredningsfase hvor de gjerne forflytter seg ut av oppvekstområdet til sitt fremtidige leveområde, og
- 3) i den første perioden var det reveskabb, med svært liten revebestand også i revens primære habitat nær jordbrukslandskapet.

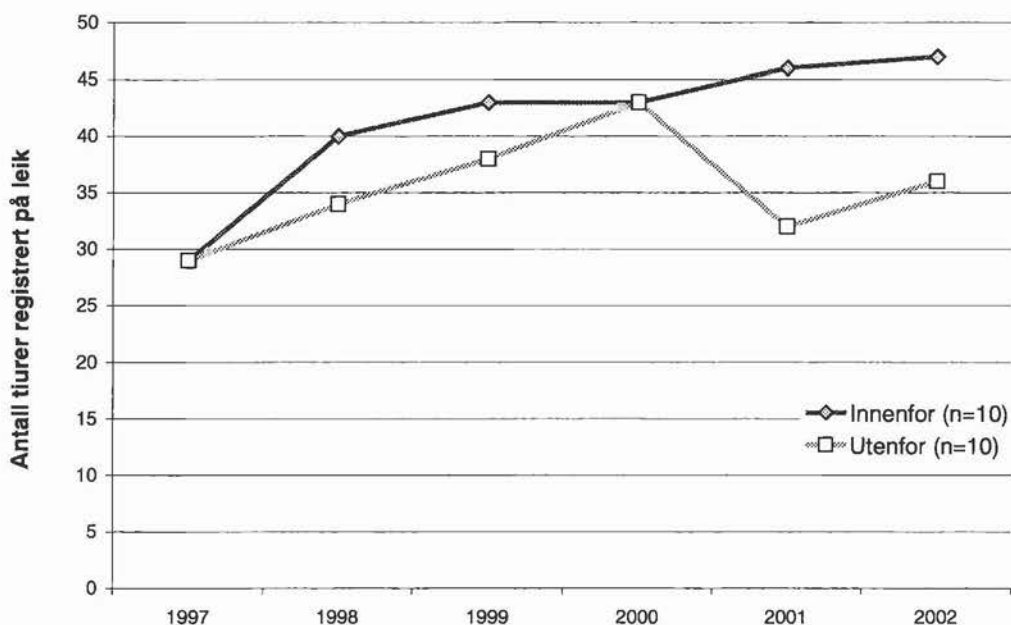
I årene med lav revebestand (1985-1993) var det trolig god reproduksjon både sentralt og i de perifere delene av Fjella, og det medførte en økning i hekkebestanden i hele området etter gode produksjonsår. I de senere år har derimot revebestanden i de jordbruksnære skogene tatt seg opp, og produksjonen i disse områdene har trolig vært lav. Dette gjør at selv om det har vært god reproduksjon sentralt i Fjella de senere årene, eksporteres ungfuglen ut av området samtidig som det kommer lite tilbake. Dette kalles også et kilde-sluk (source-sink) system (Pulliam 1988).

Predatorfôringsforsøket kan ha bidratt til å forsterke forskjellen i reproduksjon mellom perifere og sentrale deler av Fjella.

6.2 EFFEKT AV PREDATORFÔRING

Siden våren 1996 har den lokale jeger- og fiskerforeningen lagt ut supplerende fôr til åtseletere i yngletida for småviltet. Rødrev, mår, grevling, ravn, musvåk og hønsehauk er blitt registrert på fôrplassene, enten ved direkte observasjon eller spor tegn.

Vi sammenlignet antall tiurer på 10 leiker der leiksentrum ikke er lengre enn 2 km fra fôringsstasjonene, med 10 leiker utenfor dette området i perioden 1997-2002 (Fig.8). Det totale antall spillende tiurer var likt i 1997, men har i de påfølgende årene vært høyere innenfor fôringsområdet enn utenfor, bortsett fra år 2000 da antallet var likt. Spesielt er det interessant at leikene utenfor, i motsetning til leikene i fôringsområdet, fikk en reduksjon i antall spillende tiurer i 2001, noe som tyder på et dårlig reproduksjonsår i 1999. I 1999 var det på tross av en kraftig reduksjon i smånagertetthet og lite insekter et godt reproduksjonsår i fôringsområdet, og det ble en økning i antall tiurer på leikene to år senere (i 2001, Fig.8).



Figur 8. Antall tiurer på 10 leiker innenfor fôringsområdet (sentrum av leiken mindre enn 2 km fra fôringsstasjonene) og antall på tiurer på 10 leiker utenfor området i perioden 1997-2002.

I 2002 ble det gått linjetakseringer om høsten også utenfor fôringsområdet. Her var det lavere antall kyllinger per orrhøne (1.8, n=12) og per røy (2.1, n=7) enn i fôringsområdet (henholdsvis 4.4, n=20 og 2.4, n=14), og det var signifikant færre skogsfuglkyllinger per kull

(storfugl og orrfugl slått sammen) utenfor enn innenfor området (innenfor: 5.5 kyllinger og utenfor: 3.3 kyllinger, $p < 0.05$).

Siden fôringen startet i 1996 har det lokalt vært uvanlig høye reproduksjonstall hos både storfugl og orrfugl sammenlignet med tidligere år. Inneværende år (2002) var det en rekordhøy snittstørrelse på orrfuglkullene (ca. 6.5 kyllinger per orrhøne), og siden 1997 har ikke gjennomsnittlig antall kyllinger per hunnfugl (orrfugl og storfugl slått sammen) vært under 2 (Fig.5, Tab.1). En tilsvarende god reproduksjon har det ikke vært i noen tidligere periode siden skogsfugltakseringene begynte i 1985. Vi kan imidlertid ikke kontrollere for andre forhold som kan ha påvirket produksjonen i positiv retning. Mengden insekter i vegetasjonen har for eksempel vært svært høy, spesielt de 3 siste årene (Tab.1). Ett år som likevel skiller seg ut er 1999, som ble et godt produksjonsår selv om smånagerbestanden gikk drastisk ned, og det samtidig var relativt lite insekter i vegetasjonen.

En annen medvirkende årsak til den høye produksjonen av skogsfugl i fôringsområdet kan ha vært den relativt høye avskytingen av rev i kulturlandskapet nord for studieområdet, som er et naturlig rekrutteringsområde for revebestanden i nordre del av Fjella. Det har også vært drevet tidvis svært intensiv mårfangst i og omkring takseringsområdet.

Uten et godt organisert forsøk med kontrollområder hvor det ikke drives predatorfôring, er det vanskelig å si noe sikkert om effekten av fôringen. De positive takseringsresultatene i fôringsområdet både sammenlignet med tidligere år og omkringliggende områder tyder imidlertid på at fôringen har en positiv effekt på reproduksjonen. Dette er i samsvar med resultatet av et tilsvarende forsøk i Sverige (Lindström m.fl. 1987). I et år med sammenbrudd i smånagerbestanden fant de høyere reproduksjon i et område hvor det ble lagt ut supplerende fôr til rovdyra enn i et kontrollområde. Året i forveien hadde begge områder samme andel ungfugl.

6.3 HABITATBRUK

Selv om det har vært noe hogstaktivitet har det ikke vært store endringer i alderssammensetningen i takseringsrutene i løpet av perioden med takseringer (Tab.4). Til å representere tilbudet av habitat i de forskjellige aldersklassene har vi brukt gjennomsnittlig skogtilstand i perioden. Vi har kun data på habitatbruk hos kull og enslig hunnfugl.

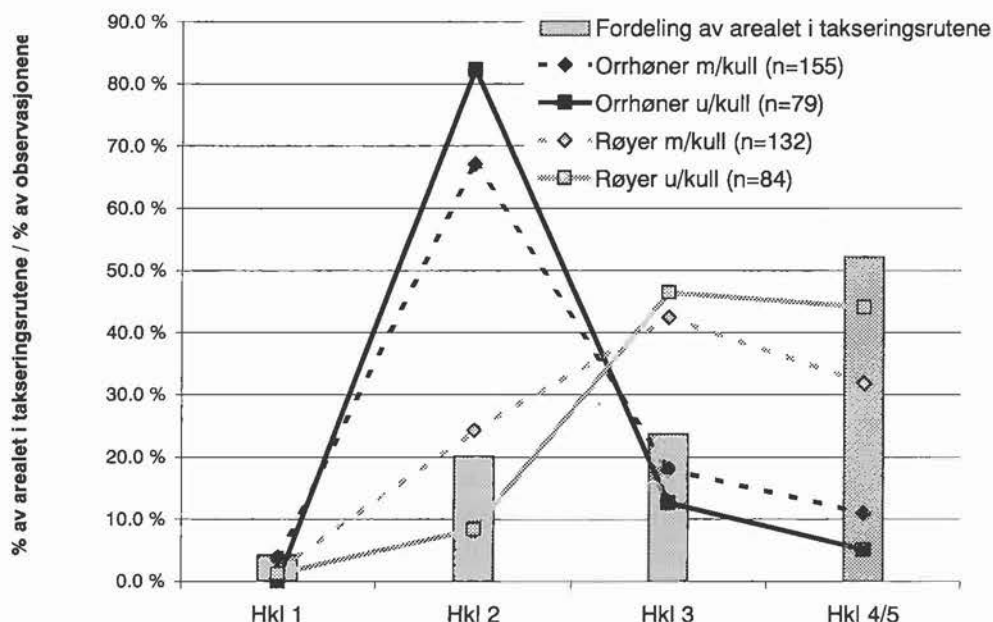
Tabell 4. Arealfordelingen av hogstklasser i takseringsrutene i 1985, 1990, 1995 og 2000. Hkl 1 er nyhogget ikke tilplantet flate, hkl 2 er ungskog opp til tynningsmoden alder (høyde opp til 12-14 m), hkl 3 er kulturskog etter 1. tynning, og hkl 4/5 er eldre produksjonsskog og hogstmoden skog. Arealfordelingen gjelder for takseringsrutene som ble brukt f.o.m. 1987. Takseringsrutene som ble brukt i 1985 og 1986 besto hovedsakelig av gammel skog, og er ikke tatt med i denne oversikten.

| År | Hkl 1 | Hkl 2 | Hkl 3 | Hkl 4/5 | Totalt |
|--------------|-------|-------|-------|---------|----------|
| 1985 | 8 % | 22 % | 18 % | 52 % | 100,00 % |
| 1990 | 3 % | 18 % | 27 % | 53 % | 100,00 % |
| 1995 | 6 % | 18 % | 24 % | 52 % | 100,00 % |
| 2000 | 0 % | 22 % | 25 % | 52 % | 100,00 % |
| Gjennomsnitt | 4 % | 20 % | 24 % | 52 % | 100,00 % |

Som vi ser av Fig.9 er det klar forskjell i habitatbruk mellom artene og tildels mellom kull og enslig hunnfugl. I august brukte orrhøner og orrfuglkull i Fjella skog i hogstklasse 2

henholdsvis 67 % og 82 % av tiden. Dette er langt over tilbudet av denne typen, som i snitt har vært 20 %. Hogstklasse 3 ble brukt av omtrent som tilbudet, mens hogstklasse 4 og 5 ble unngått.

Det var større forskjeller i habitatbruk mellom enslige røyer og røyekull der røyekullene brukte yngre skog enn de enslige røyene. Begge grupper så imidlertid ut til å trives best i kulturskog hogstklasse 3 (Fig.9).



Figur 9. Arelfordeling av forskjellige hogstklasser i takseringsrutene og andel observasjoner av røyer og orrhøner med og uten kull i de forskjellige hogstklassene. Hkl 1 er nyhogget ikke forynget flate, hkl 2 er ungskog opp til tynningsmoden alder (høyde opp til 12-14 m), hkl 3 er kulturskog etter 1. tynning, og hkl 4/5 er eldre produksjonsskog og hogstmoden skog.

Resultatene viser at begge arter brukte kulturbestand i stor grad i august. Ikke overraskende foretrakk orrfugl de yngre suksesjonene, mens storfugl trivdes best i den eldre kulturskogen. At fuglene i så stor grad bruker kulturskogen kan enten skyldes strukturelle trekk ved denne skogtypen som gjør den sikrere i forhold til predasjon, bedre tilbud av matplanter, eller en kombinasjon av disse to.

Vi vet at hønsehauk er en viktig predator på røy og orrhøner, og den tar sannsynligvis også en god del skogsfuglkyllinger i august. Kulturbestanden gir som regel bedre dekning enn mer åpen eldre skog, og den er antagelig vanskeligere å jakte i for hønsehauken. Dette gjenspeiles også i haukens preferanse for eldre skog (Widén 1989, Tornberg og Colpaert 2001).

Om sommeren har skogsfuglene en variert meny, og de spiser en rekke spirende urter på grunn av deres høye proteinnivå og høye fordøyelighet. Dette er trolig årsaken til at de gjerne bruker områder med høy bonitet i denne perioden. På grunn av hogstføringen de siste tiårene er dette ofte kulturskog. Årsaken til preferansen for kulturskog kan derfor være at den rikere skogen allerede er forynget, mens den gjenværende eldre skogen står på tørr og fattig mark.

6.4 METODISKE BETRAKTNINGER – EFFEKTIVITET OG PREISJON

Det foregår en diskusjon blant organisasjoner og personer som er involvert i småviltforvaltning i Norge om hvilken takseringsmetode som er best egnet til å overvåke småviltbestander generelt og skogsfugl spesielt. Det er flere viktige faktorer å ta hensyn til når egnetheten til takseringsmetoder skal vurderes. En faktor er hvor presis metoden er i forhold til den mengde arbeid som nedlegges. Tatt i betraktning at bestandsovervåkning i all hovedsak utføres av frivillige, er det også viktig å vurdere hvor tiltalende metoden er for taksørene. Hvis for eksempel fuglehund brukes i takseringen vil dette være en motiverende faktor, som kan bidra til en økt frivillig takseringsinnsats.

Et generelt problem ved beregning av presisjonen i takseringsresultatene er at det ikke er undersøkt om forutsetningene for takseringsmetoden blir oppfylt. Når det gjelder rutetaksering med hund som er den metoden vi har brukt i Fjella, er det ingen som har testet i hvilken grad den viktigste forutsetningen blir oppfylt; nemlig at alle fugler som befinner seg innenfor takseringsruta blir registrert. Vi har ingen mulighet til å vurdere denne forutsetningen her, men antagelsen om at den blir oppfylt ligger til grunn for beregningene av fugletettheten, og resultatene må derfor regnes som minimumstall. Hvor nært takseringsresultatet er den virkelige tettheten avhenger av en rekke faktorer, som f.eks. vær og vitringsforhold og hund/hundeførers dyktighet og kondisjon.

Man får aldri taksert hele skogen, og tetthetsestimatet baserer seg derfor på taksering av et utvalgt antall ruter innenfor det totale området. Hvis man tar for gitt at takseringsmetoden fungerer etter forutsetningene er det ytterligere to faktorer som påvirker hvor presist estimatet av tettheten blir. Den ene er (1) variasjonen i tetthet mellom rutene og den andre er (2) antallet ruter eller hvor stort areal som blir taksert.

(1) Variasjonen i tetthet mellom rutene er avhengig av fugletettheten i området (Kastdalen 1992). Høyere fugletetthet gir mindre variasjon mellom takseringsrutene. Dette mønsteret gjelder antagelig for alle takseringsmetoder.

(2) Hvor stort areal som blir taksert avhenger av arbeidsinnsatsen. Egnetheten til en takseringsmetode bør derfor etter vår mening vurderes ut fra hvor effektiv den er. Med det mener vi hvor stort areal som blir taksert i forhold til arbeidsinnsatsen.

Effektivitet – sammenligning med triangeltaksering etter finsk modell

I 2002 brukte Per Kristiansen til sammen 45.4 timer på å taksere 8 takseringsruter med et areal på til sammen 5.5 km². Dette blir en effektivitet på 8.4 mann-timer per km² taksert areal (1 mann x 45.4 timer / 5.5 km²). I denne tiden er det medregnet stopp for å notere observasjoner og mindre stopp for påfyll av mat og væske. Hver takseringsøkt varte i snitt 3.5 time, så lengre raster var ikke nødvendig.

En del jeger- og fiskerforeninger i Akershus og Østfold har i de senere år brukt metoden triangeltaksering etter finsk modell for å taksere skogsfuglbestanden om høsten. Ved triangeltaksering går et takseringslag på 3 mann på linje med 20 m avstand mellom seg. Man regner med at hver taksør dekker et område 10 m til hver side og at takseringslaget dermed dekker en 60 m bred stripe. Takseringslinja legges opp som en trekant med 3 km lange sider. På denne måten dekkes et areal på 0.72 km² (12 km x 0.06 km). Tiden som brukes på et slikt triangel varierer en god del med terrenget, men er i gjennomsnitt omtrent 6 timer (pers. medd. Helge B. Pedersen, NJFF Akershus). Effektiviteten blir dermed 25 mann-timer per km² (6

mann x 3 timer / 0.72 km), det vil si omtrent 3 ganger så lang tid per km² taksert areal som ved arealtakst i Fjella.

Gitt at forutsetningene for de to metodene oppfylles må man bruke 3 ganger så lang tid for å oppnå den samme presisjonen ved triangeltaksering som ved rutetaksering med hund. Vi vet imidlertid at forutsetningene ikke blir oppfylt ved triangeltaksering, og at ca. 20 % av skogsfuglene i den 60 m brede stripen ikke blir registrert (Brittas m. fl. 1990). For rutetaksering med hund er det som nevnt ikke gjort noen tilsvarende undersøkelser, og det er derfor usikkert hvor mange fugler som unngår å bli registrert.

Presisjon

Den virkelige tettheten av skogsfugl vil man bare finne hvis hver kvadratmeter av skogen takseres. Gjennomsnittsverdien av de utvalgte takseringsrutene er et estimat på den virkelige tettheten. Den presisjon som oppnås i tetthetsestimatet er som tidligere nevnt først og fremst et resultat av takseringsinnsatsen, det vil si hvor stort areal som blir taksert.

I løpet av de siste 18 årene har Per Kristiansen til sammen taksert et areal på ca. 90 km² fordelt på 118 takseringsruter. Det vil si i gjennomsnitt ca. 5 km² og 6.5 takseringsruter per år. Presisjonen med dette innsatsnivået har vært slik at et 90 % konfidensintervall for den estimerte tettheten av skogsfugl i gjennomsnitt er +/- 34 % av estimatet (Tab.5). Hvis et 90 % konfidensintervall er +/- 34 % av tetthetsestimatet og den estimerte tettheten er 10 fugler per km², vil den virkelige tettheten i 9 av 10 tilfeller være mellom 6.6 og 13.4 fugl/ km². Presisjonen ble dårligere når skogsfugl ble fordelt på orrfugl og storfugl fordi datagrunnlaget blir mindre.

Presisjonen i reproduksjonsestimatet er noe bedre. I løpet av perioden er 730 røyer og orrhøner blitt registrert. Dette blir i snitt 40 hunnfugl per år, og det ga et 90 % konfidensintervall som var +/- 26 % av estimert antall kyllinger per hunnfugl (Tab.5).

Tabell 5. Estimert tetthet og reproduksjon (resultat) og presisjonen i estimatene. Tallene er gjennomsnittsverdier for perioden 1985-2002.

| Gjennomsnittsverdier for perioden 1985-2002 | Tetthet per km ² | | | Antall kyllinger per hunnfugl | | |
|--|-----------------------------|----------|--------|-------------------------------|----------|--------|
| | Orrfugl | Storfugl | Begge | Orrfugl | Storfugl | Begge |
| Resultat | 12,64 | 9,12 | 22,69 | 2,36 | 1,81 | 2,10 |
| 90 % konfidensintervall ¹⁾ | 7,33 | 5,44 | 7,46 | 0,80 | 0,68 | 0,53 |
| % av resultat ²⁾ | 61,8 % | 60,4 % | 34,1 % | 34,8 % | 42,1 % | 26,3 % |

1) 90 % konfidensintervall = resultatet +/- tallene i rekken

2) konfidensintervallets prosentandel av resultatet

7. REFERANSELISTE

- Angelstam, P., Lindström, E. & Widén, P. 1984. Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia* 62: 199-208.
- Angelstam, P., Lindström, E. & Widén, P. 1985. Synchronous short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia – occurrence and distribution. *Holarctic Ecology* 8: 285-298.
- Baines, D, Wilson, I.A. & Beeley, G. 1996. Timing of breeding in Black Grouse *Tetrao tetrix* and Capercaillie *Tetrao urogallus* and distribution of insect food for the chicks. *Ibis* 138:181-187.
- Brittas, R. 1988. Nutrition and reproduction of the willow grouse *Lagopus lagopus* in Central Sweden. *Ornis Scandinavica* 19: 49-57.
- Gjerde, I., Wegge, P. & Rolstad, J. 2000. Lost hotspots and passive female preference: the dynamic process of lek formation in capercaillie *Tetrao urogallus*. *Wildlife Biology* 6: 291-298.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. Gyldendal, Oslo, 622 s.
- Kastdalen L, & Wegge, P. 1989. Kyllingprosjektet 1986-1989. Rapport fra Varaldskogen Skogsfuglstasjon, Institutt for Biologi og Naturforvaltning, NLH, 27 s.
- Kastdalen, L. 1986. Storfugl- og orrfuglkyllingers næringsvalg i sør-øst Norge. Hovedoppgave. Zoologisk Institutt, Universitetet i Oslo, 68 s.
- Kastdalen, L. & Wegge, P. 1985. Animal food in capercaillie and black grouse chicks in south-east Norway – a preliminary report. In: Hudson, P.J. & Lovel, T.W.I. (Eds), *Proceedings of the Third International Grouse Symposium*, WPA: 449-513.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 1998. Abundance of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. *Journal of Animal Ecology* 67: 874-886.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology* 81(7): 1985-1997.
- Lindström, E., Angelstam, P., Widén, P. & Andrén H. 1987. Do predators synchronize vole and grouse fluctuations? – An experiment. *Oikos* 48: 121-124.
- Lindström, E.R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J.E. 1994. Disease reveals the predator: Sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology* 75(4): 1042-1049.
- Lindström, E.R., Brainerd, S.M., Helldin, J.O. & Overskaug, K. 1995. Pine marten – red fox interactions: a case of intraguild predation? *Ann.Zool.Fennici* 32: 123-130.
- Moss, R. & Oswald, J. 1985. Population dynamics of Capercaillie in a North-east Scottish glen. *Ornis Scandinavica* 16: 229-238.
- Myrberget, S. 1982. Variationer i produktionen av vilda bär i Norge. *Fauna och flora* 77: 261-268.
- Myrberget, S. 1986. Annual variation in clutch sizes of a population of willow grouse *Lagopus lagopus* on an island in northern Norway. *Fauna Norvegica Series C, Cinclus* 7: 46-56.
- Pedersen, H.C., Steen, H., Kastdalen, L., Svendsen, W. & Brøseth, H. 1999. Betydningen av jakt på lirypebestander. Framdriftsrapport 1996-1998. – NINA Oppdragsmelding 578: 1-43.

- Picozzi, N., Moss, R. & Kortland, K. 1999. Diet and survival of capercaillie *Tetrao urogallus* chicks in Scotland. *Wildlife Biology* 5: 11-23.
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *The American Naturalist* 132(5): 652-661.
- Selås, V. 1997. Cyclic population fluctuations of herbivores as an effect of cyclic seed cropping of plants: the mast depression hypothesis. *Oikos* 80: 257-268.
- Selås, V. 2000. Population dynamics of capercaillie *Tetrao urogallus* in relation to bilberry *Vaccinium myrtillus* production in southern Norway. *Wildlife Biology* 6: 1-11.
- Slagsvold, T. & Grasaas, T. 1979. Autumn population size of the Capercaillie *Tetrao urogallus* in relation to weather. *Ornis Scandinavica* 10: 37-41.
- Smedshaug, C.A., Selås, V., Lund, S.-E. & Sonerud, G. 1999. The effect of natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. *Wildlife Biology* 5: 157-166.
- Storaas, T. og Wegge, P. 1984. Sterk reirrvøving hjå storfugl og orrfugl. I Myrberget, S., Barikmo, J., Spidsø, T. og Wegge, P. (red.) Skogsfuglprosjektet 1980-84, Viltrapport 36, s.42-44.
- Swenson, J.E. 1993. The importance of alder to hazel grouse in Fennoscandian boreal forest: evidence from four levels of scale. *Ecography* 16: 37-46.
- Tornberg, R. & Colpaert, A. 2001. Survival, ranging, habitat choice and diet of the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* during winter in Finland. *Ibis* 143: 41-50.
- Wegge, P. & Grasaas, T. 1977. A population study of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in South Norway. Viltrapport 5: 22-39.
- Wegge, P., Larsen, B.B., Gjerde, I., Kastdalen, L., Rolstad, J. & Storaas, T. 1990. Natural mortality and predation of adult capercaillie in southeast Norway. In: Lovel, T.W.I. (Ed), *Proceedings of the Fourth International Grouse Symposium*, WPA: 49-56.
- Wegge, P. & Storaas, T. 1990. Nest loss in capercaillie and black grouse in relation to small rodent cycle in southeast Norway. *Oecologia* 82: 527-530.
- Widén, P. 1989. The hunting habitats of Goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forest of central Sweden. *Ibis* 131: 205-213.

8. VEDLEGG

VEDLEGG 1 – TABELL OVER TAKSERTE TIURLEIKER I FJELLA

Tabell 6. Oversikt over alle leikene som er taksert i Fjella i perioden 1986-2002. Leikenes plassering er avmerket på kartet i Fig.1. Leikene Soterud (32), Danseberget (33), Hiesten (34), Ørken (35), Rambergkollen (37) og Svarttjernshøgda (38) er avmerket på kartet, men er ikke taksert og derfor ikke i tabellen. Enkelte leiker har to nummer på kartet (Fig.1). Disse leikene har flyttet seg en begrenset avstand i perioden.

| | 1986 | 1987 | 1988 | 1989 | 1990 | 1991 | 1992 | 1993 | |
|----------------------------|------|------|------|--|------|------|------|------|------|
| Gørtjern/Skjækermyra (1/2) | 1 | 1 | 1 | 2 | 7 | 8 | 4 | 3 | |
| Einarbu (3) | | | 3 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | |
| Lintjern (4) | | | 1 | 1 | 2 | 3 | 2 | 2 | |
| Slettrose (5) | 4 | 3 | 4 | 3 | 2 | 5 | 4 | 4 | |
| Skjærtjern (6) | 12 | 17 | 18 | 17 | 17 | 15 | 7 | 5 | |
| Hellebekk (7) | | | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 | | |
| Krokvann (8) | | | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | 3 | |
| Hofåsen (9) | 8 | 7 | 7 | 6 | 9 | 11 | 8 | 7 | |
| Låstjern (10) | 19 | 17 | 18 | 9 | 6 | 6 | 5 | 3 | |
| Mellebyvollen (11) | 1 | 4 | 5 | 8 | 8 | 6 | 5 | 4 | |
| Blyvollen (12) | | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Jonsvannshøgda (13) | 3 | 4 | 3 | 5 | 5 | 6 | 3 | 1 | |
| Ulvåsen (14/15) | | 2 | | | | | 4 | 3 | |
| Hakatjern (16) | | 4 | 4 | 3 | 1 | 2 | 2 | 0 | |
| Lamungtjern (17) | | 6 | 5 | 6 | 7 | 8 | 8 | 8 | |
| Fuglemosen (18/19) | | | | | 10 | 9 | 8 | 5 | |
| Posttjern (20) | | 9 | 9 | 7 | 6 | 7 | 6 | 5 | |
| Setershøgda (21) | | 5 | 4 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | |
| Holofuglmosen (22) | | | | | | | | 6 | |
| Bjorumtjern (23) | | | | | | 5 | | | |
| Gjøvannshøgda (24) | | | | | | | | 3 | |
| Nordre Varden (25) | | 3 | | | | | | | |
| Søndre Varden (26) | 19 | 15 | 11 | 7 | 8 | 13 | 12 | 6 | |
| Svarttjern (27) | | | | | | | | 3 | |
| Jarshøgda (28) | | | | | | | | 2 | |
| Kløpptjern (29) | | | | | | | | 4 | |
| Skauen (30) | | | | | | | | 6 | |
| Killingtjern (31) | | | | | | | | 5 | |
| Bøhnshøgda (36) | 13 | 13 | 17 | 15 | 19 | 10 | 8 | 6 | |
| Tiuråsen (39) | 3 | 7 | 9 | 8 | 11 | 11 | 6 | 8 | |
| | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 |
| Gørtjern/Skjækermyra (1/2) | 5 | 4 | 3 | 1 | 3 | 2 | 3 | 4 | 7 |
| Einarbu (3) | 0 | 0 | 0 | | | | | | |
| Lintjern (4) | 1 | 0 | 0 | | | | | | |
| Slettrose (5) | 2 | 4 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 4 | 2 |
| Skjærtjern (6) | 6 | 7 | 8 | 5 | 5 | 7 | 7 | 8 | 5 |
| Hellebekk (7) | | | 1 | | | | | | |
| Krokvann (8) | 2 | 0 | 0 | | | | | | |
| Hofåsen (9) | 4 | 4 | 3 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| Låstjern (10) | 3 | 3 | 4 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 |
| Mellebyvollen (11) | 4 | 4 | 3 | 2 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Blyvollen (12) | 0 | 0 | 0 | Gått ut p.g.a. hogst, antagelig fortsatt ikke leik | | | | | |
| Jonsvannshøgda (13) | 1 | 1 | 2 | 2 | 4 | 3 | 4 | 5 | 5 |
| Ulvåsen (14) | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 | 4 |
| Hakatjern (16) | 0 | 0 | 0 | Gått ut p.g.a. hogst, antagelig fortsatt ikke leik | | | | | |
| Lamungtjern (17) | 7 | 6 | 5 | 2 | 2 | 4 | 1 | 0 | 0 |
| Fuglemosen (18/19) | 4 | 2 | 2 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 0 |
| Posttjern (20) | 4 | 4 | 4 | | | | 2 | | |
| Setershøgda (21) | 0 | 0 | 0 | Gått ut p.g.a. hogst, antagelig fortsatt ikke leik | | | | | |
| Holofuglmosen (22) | 6 | | 5 | 7 | 8 | 8 | 11 | 8 | 9 |
| Bjorumtjern (23) | 5 | 3 | | | | 4 | | | |
| Gjøvannshøgda (24) | | | 4 | 3 | 2 | 5 | 4 | 3 | 5 |
| Nordre Varden (25) | | | | | | | | | |
| Søndre Varden (26) | 5 | 6 | 8 | 6 | 9 | 9 | 9 | 7 | 7 |
| Svarttjern (27) | 2 | 1 | 1 | 0 | 2 | 2 | 3 | 2 | 3 |
| Jarshøgda (28) | 4 | 2 | 1 | 0 | 2 | 1 | 3 | 1 | 2 |
| Kløpptjern (29) | 2 | 5 | 4 | 7 | 3 | 5 | 5 | 3 | 4 |
| Skauen (30) | 8 | | 1 | 1 | 3 | 2 | 3 | 3 | 3 |
| Killingtjern (31) | 1 | 3 | 3 | 4 | 6 | 6 | 8 | 6 | 5 |
| Bøhnshøgda (36) | 6 | 5 | 4 | 3 | 6 | 7 | 8 | 8 | 9 |
| Tiuråsen (39) | 4 | 3 | 4 | 4 | 3 | 3 | 4 | 5 | 4 |

VEDLEGG 2 – MODELL FOR BEREGNING AV ANTALL TIURER

Modell for beregning av antall spillende tiurer basert på reproduksjon og naturlig dødelighet.

Vi laget en modell for å beregne antall spillende tiurer på 9 tiurleiker i nærområdet til takseringsrutene, basert på tetthet av tiurkyllinger i takseringsrutene i august, dødelighet blant ungtiurer frem til de etablerer seg på leiken og naturlig dødelighet hos etablerte spillende tiurer. Dødelighet hos de etablerte tiurene er basert på empiri (Wegge m.fl. 1990), mens dødeligheten hos yngre tiurer er anslått.

$$A_t = (A_{t-1} \times O_v) + (K_{t-3} \times O_1 \times O_2 \times O_v \times 0.5) + (K_{t-2} \times O_1 \times O_2 \times 0.5)$$

A_t – Antall spillende tiurer i år t

A_{t-1} – Antall spillende tiurer i år t-1

K_{t-3} – Antall tiurkyllinger produsert i området i år t-3 i følge augusttakseringene

K_{t-2} – Antall kyllinger produsert i området i år t-2

O_1 – Overlevelse hos tiurkyllinger fra august til påfølgende vår, anslått til 0.5

O_2 – Overlevelse hos ungtiurer fra 1 til 2 år, anslått til 0.6

O_v – Årlig overlevelse hos voksne tiurer, 0.65.

Fordi vi antar at ca. halvparten av tiurene etablerer seg på en leik som 2-åringer og halvparten som 3-åringer er både leddet som beregner tilførsel av tiurer på leikene 2 år tilbake og leddet som beregner tilførsel av tiurer fra 3 år tilbake multiplisert med 0.5.

VEDLEGG 3 - ORDLISTE

Antibeite-stoffer – Stoffer som planter selv produserer for å redusere sin verdi som mat for dyr. Stoffene kan være direkte giftige for dyra, eller redusere plantens fordøyelighet.

Hekkebestand/stamfuglbestand – Brukes her om bestanden av voksne individer i reprodutiv alder (hos orrfugl og storfugl er dette fra 1 år og eldre) som er etablert i studieområdet.

Kilde-sluk system – Reproduksjonssuksessen vil variere avhengig av hvor egnet et område er for arten. Innenfor et større område vil egnetheten variere slik at det i noen områder reproduseres mer enn tilstrekkelig til å oppveie dødeligheten blant de voksne individene (kilde-områder), mens reproduksjonen i andre områder ikke er tilstrekkelig (sluk-områder). Artens forekomst i sluk-områdene er avhengig av nærhet til kilde-områder slik at det kan skje en utveksling av individer mellom dem. Dette kalles et kilde-sluk system.

Konfidensintervall – Et intervall som en parameters sanne verdi med en gitt sannsynlighet ligger innenfor. Eks.: Et 95 % konfidensintervall for tettheten av skogsfugl i et område betyr at det virkelige sanne tallet for skogsfugltetthet i området med 95 % sannsynlighet (i 19 av 20 tilfeller) ligger innenfor dette intervallet.

Negativ/positiv korrelasjon – Hvis to variabler har en tendens til å ha høye verdier eller lave verdier samtidig, er de positivt korrelert. Hvis det er en tendens til at den ene variabelen har høy verdi samtidig som den andre har lav verdi, og vise versa, er de negativt korrelert.

Populasjon – Det finnes en rekke definisjoner av ordet. Her brukes det om individene av en art som lever innenfor et definert område.

Populasjonsdynamikk – Endringer i en populasjons størrelse over tid.

Predatorer – Her brukt om små og mellomstore rovdyr, kråkefugl og dagrovfugler.

Signifikant/statistisk sikker – Et resultat er signifikant/statistisk sikkert hvis det er mindre enn 5 % sannsynlighet for å få det samme resultatet ved en tilfeldighet.

VEDLEGG 4: BAKGRUNNSINFORMASJON OM SKOGSFUGLARTENE

Geografisk utbredelse

De tre artene som inngår i samlebetegnelsen skogsfugl er orrfugl, storfugl og jerpe. Artene er vanlige i barskog i det meste av landet, orrfugl kan også forekomme i bjørkebeltet opp mot snaufjellet.

Næring og leveområde (habitat)

Som en grov forenkling er våre 3 skogsfuglarter fordelt på de forskjellige suksesjonsstadiene i barskogen slik at orrfugl bruker den yngre skogen, jerpa bruker den middelaldrende skogen og storfugl er mest knyttet til de eldre suksesjonsstadiene i barskogen. Når plantene spirer om våren og forsommeren nyttiggjør skogsfuglene seg et stort spekter av planter, mens vinterdietten er mer ensidig sammensatt. I 3-4 måneder om vinteren lever storfuglen nærmest utelukkende av furubar, mens jerpe og orrfugl har rakler og knopper fra or og bjørk som viktigste matkilde om vinteren. Dette påvirker fuglenes fordeling i landskapet. Storfugl finnes sjelden i svært grandominerte skogområder, og forekomst av jerpa forutsetter innslag av fuktige grandråg med bjørk og or.

Forplantning og død

Orrfugl og storfugl er polygame arter, der en hann kan parre seg med flere hunner. Disse artene er også leikdannende, som betyr at fuglene samles til kurtise og parring på spesielle steder i skogen om våren. Parringsplassene kalles leiker og de samme leikplasser kan brukes i flere tiår. Jerpa er derimot tilnærmet monogam, og jerpepar forsvare territorier fra høsten til langt ut på våren.

Alle artene er bakkerugende og har et stort reproduksjonspotensiale. De legger opp til 12 egg (jerpe) som klekker på forsommeren. Kyllingene blir flygedyktige først etter 1-2 uker, men følger moren på leting etter mat fra første dag. Mens voksne fugler nesten utelukkende spiser vegetabilsk føde lever kyllingene bare på insekter og edderkoppdyr den første tiden, og skifter gradvis over til den samme føden som de voksne. Utover høsten løser kullene seg opp, og i løpet av vinteren og den neste våren etablerer de unge fuglene seg i sine fremtidige leveområder.

Dødeligheten er høy på egg og kyllingstadiet, men synker etter at fuglene har nådd voksen alder. Enkelte år kan nærmere 90 % av reirene bli røvet. En rekke generalistrovdyr (rovdyr med et stort spekter av arter på matseddelen) som kråkefugl, røyskatt, mår, rev og grevling forsyner seg av skogsfuglegg, men ettersom kyllingene vokser til, krever jakten større spesialisering, og mår, rev og hønsehauk er de viktige predatorer.

Områdebruk

Alle artene er tradisjonelle i sin bruk av områdene. Storfugl og orrfugl som har parret seg på en leik forblir på denne leiken resten av sitt liv. Året igjennom er storfugl tilknyttet en leik sjelden lengre enn 5 km unna "hjemmeleiken". Orrfugl har enda mindre aksjonsradius og jerpene kan man finne innenfor territoriet på 200 dekar hele året.

De unge fuglene har imidlertid en større aksjonsradius. I løpet av sin første høst, vinter og vår finner de seg sitt fremtidige leveområde. Mens hannfuglene gjerne forblir i nærheten av oppvekstområdet etablerer hunnfuglene seg ofte langt vekk. Ringmerkete røykyllinger er

gjenfunnet mange mil fra der de opprinnelig ble merket. Både dødelighet og adferd i denne fasen av skogsfuglenes liv er imidlertid dårlig kjent.

Populasjonsregulerende faktorer

Forekomsten av jerpe, orrfugl eller storfugl i et område bestemmes av fødsel, død, innvandring og utvandring. Så langt er det enkelt. Årsaken til variasjonen i disse 4 faktorene er derimot svært sammensatt, men er antagelig en kombinasjon av tilgang på næring, tilgang på skjul, predatoritet og landskapsøkologiske effekter (inn-/utvandring).

Det var tidligere et utbredt syn blant økologer at mengden av en art først og fremst ble regulert av tilgangen på egnet habitat. Man så på rovdyra som et slags ordenspoliti som tok seg av svake individer som det allikevel ikke var plass til. I de senere årene har man imidlertid funnet at høy tetthet av predatorer kan holde byttedyrbestanden langt under områdets bæreevne. Såkalte generalistpredatorer (rev, mår, røyskatt, grevling, kråkefugl) som gjerne har smågnagere som sitt primære byttedyr (rev, mår, røyskatt) er de som først og fremst påvirker svingningene i skogsfuglbestandene. Predatorer som er spesialister på skogsfugl (hønsehauk) har mindre regulerende effekt på bestandene fordi tettheten av disse reguleres av skogsfugltettheten, ikke motsatt.

Selv om det i de senere år har vært mye fokus på predatorenes innvirkning på småviltstammene er det viktig å poengtere at sannsynligheten for å bli spist er et resultat av både rovdyrmengden og habitatets egnethet (tilgangen på skjul og næring). Selv om småviltet dør fordi de blir spist er derfor ikke predator kontroll den eneste veien til større jaktbare viltstammer. Et viktig poeng er også at viltstell både kan drives som biotopforbedrende tiltak for skogsfugl, og som biotopforverrende tiltak for rovdyra (f.eks. destruere slakteavfall, fjerne fallvilt, unngå å hogge snauflater som skaper gode musehabitater).

I Norge kan været i ekstreme år innvirke på kyllingenes overlevelse. Dette skjer trolig indirekte på grunn av redusert insektmengde, og dermed mindre mat til kyllingene, ikke ved at kyllingene fryser i hjel.

Jakt har trolig mindre betydning på skogsfuglbestandene enn for deres nære slektning lirypa. Fuglejakta i skogen er vanskeligere og drives gjerne mindre intensivt enn jakta på fjellet.