

578

OPPDRAKSMELDING

Betydningen av jakt på lirypebestander
Framdriftsrapport 1996-1998

Hans Chr. Pedersen
Harald Steen
Leif Kastdalen
Webjørn Svendsen
Henrik Brøseth



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Betydningen av jakt på lirypebestander

Framdriftsrapport 1996-1998

Hans Chr. Pedersen
Harald Steen
Leif Kastdalen
Webjørn Svendsen
Henrik Brøseth

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset, normalt 50-100.

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

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.

Trondheim, juni 1999

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1005-3

Forvaltningsområde:

Norsk: Viltøkologi, Bærekraftig høsting

Engelsk: Wildlife ecology, Sustainable harvest

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen Norsk institutt for naturforskning (NINA)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse, men resultatene må ikke publiseres på annen måte uten etter skriftlig avtale med førsteforfatter.

Redaksjon og layout:

Henrik Brøseth

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 500

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7485 Trondheim

Tlf: 73 80 14 00

Fax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12485

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Norges forskningsråd, Direktoratet for naturforvaltning, Fylkesmannen i Finnmark, Troms, Nordland, Nord-Trøndelag og Oppland

Referat

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.

I Norge er antall rypejegere økende og i enkelte områder fører dette til en 50 % jakt dødelighet på lirype. Vi vil her vurdere effekten av jakt på bestandsutviklingen hos lirype og utvikle høstingsmodeller som sikrer en bærekraftig høsting og derved opprettholder rypenes verdi som en fornybar ressurs. Dette undersøkes på to nivåer: Et nasjonalt (16 terreng fordelt på 3 ulike områder i landet) hvor vi høster 0, 15 og 30 % av bestanden, og et lokalt (5 terreng) hvor radiomerking av ryper inngår for å belyse bestandsdynamiske effekter av jakta.

Vi benytter linjetaksering og programmet DISTANCE for beregning av bestandsstørrelse. Forutsetningene for bruk av metoden testes på radiomerkete ryper. Testene viser at takseringen i august overestimerer gjennomsnittlig flokkstørrelse med 11-17 %. Usikkerheten (%CV) er forbedret siden 1996, men er fortsatt høy (20-30 %). Av dette skyldes 46-72 % variasjon i antall ryper fra linje til linje. Dette kan reduseres ved å stratifisere terrengene gjennom bruk av satellittdata.

Gjennomsnittlig vårbestand i Anarjokka, Meråker-Selbu og Holtålen-Dalsbygda har i 1997-98 vært hhv. 5.3, 7.7 og 8.2 liryper/km². Det har vært en økende vårbestand i de to sydligste områdene, mens Anarjokka har hatt motsatt tendens. Gjennomsnittlig tetthet i august i Anarjokka, Meråker-Selbu og Holtålen-Dalsbygda har i 1996-98 vært hhv. 9.1, 18.9 og 21.5 liryper/km². I alle områder var det en nedgang i 1997, mens en økning i tetthet i 1998 bare kom i de to sydligste områdene.

Et jaktuttak på 15 % og 30 % av bestanden viste seg å være lett i enkelte av terrengene, men nærmest umulig i andre. Rypenes atferd, terrengets topografi og vegetasjon, samt jegerens atferd synes å være viktig for hvor stor andel av rypene det er mulig å skyte på et gitt terreng.

Effekten av jakt på neste års hekkebestand ble undersøkt ved å se om endringene i populasjonsstørrelse over vinteren er korrelert med jaktuttaket foregående høst. En positiv korrelasjon vil bety at den resterende bestanden etter jakten reduseres mindre jo høyere jaktuttaket er, dette refereres til som kompensasjon. På grunnlag av resultater fra to behandlingsrunder er det ikke mulig å påvise at rypebestanden kompenserer for jakt, men det må presiseres at denne analysen er svært foreløpig.

I vinterhalvåret (august-mars) var overlevelsen på radiomerkete ryper 73 % (58-84 %), om våren (april-mai) 81 % (72-87 %), og om sommeren (juni-juli) 99 % (92-100 %). Dette gir en årlig naturlig overlevelse på 59 % i løpet av perioden august 1996 til november 1998.

Voksne ryper av begge kjønn radiomerket om høsten og voksne (begge kjønn) + unge stegger merket om vinteren har en forholdsvis liten spredningsdistanse på 0.5-1 km (snitt 737 m, variasjon 492-982, $n = 61$). Kyllinger merket om høsten og unge høner merket om vinteren har en vesentlig større spredningsdistanse (snitt 4.3 km, variasjon

2.8-5.7 km, $n = 35$). Grovt regnet vil 80 % av de merka rypene etablerer seg i et område som dekker ca 30 km² med merkestedet som utgangspunkt.

Fra 10-22 september jaktet 9 jegere utstyrt med GPS-mottagere aktivt i 295 timer fordelt på 50 jeger-dager. Totalt jakttrykk var 9.8 timer/km², jegerne gikk 818 km og felte 135 liryper (20 % av bestanden). Den enkelte jeger gikk gjennomsnittlig 16.2 km per dag, med en gjennomsnittsfart på 2.8 km/time, jaktet aktivt 5 timer og 48 minutter av totalt 9 timer og felte i gjennomsnitt 2.7 ryper. Områdene fra hytta og ut til omkring 2.5 km ble hardest utnyttet med så mye som 82 % av den totale jaktinnsatsen, mens 27 % av terrenget ikke ble jaktet. Jakttrykket i leveområdet til ryper som ble skutt var nesten dobbelt så høyt som hos de som overlevde, hhv. 14.3 og 8.1 timer/km².

Jakttrykket (timer/km²) og andelen av høstbestanden skutt på de forskjellige terrengene viste en klar positiv sammenheng. Det var imidlertid en tydelig forskjell mellom de ulike områdene mhp. hvor raskt jaktuttaket øker med økende jakttrykk. Terrengets topografi, vegetasjon, effektiviteten til jegerne, størrelsen på terrenget og/eller tettheten av rype kan være faktorer som påvirker dette forholdet. Kyllingproduksjonen basert på augusttaksering og vingepøver fra jakta viser at jaktuttaket i enkelte år og på enkelte jakterreng kan være skjev fordelt i forhold til egentlig alderssammensetning i bestanden.

Stokastisk-dynamisk-programmering (SDP) benyttes i en ny forvaltningsmodell som baserer seg på bestandsstørrelsen på våren samt antall år siden siste bunn i kyllingproduksjonen (forkortet ÅSBunn). ÅSBunn evalueres mot en terskelhøstingsstrategi og en strategi med konstant høstingsrate. Modellen prøver å finne det jaktuttaket som maksimerer framtidig avkastning over en tidshorison på f.eks. 10 år gjennom simuleringer. I simuleringene er øvre og nedre grense for hekkebestandens størrelse gitt.

Bruker man ÅSBunn-strategien og summerer antall ryper høstet over en 50 års periode utgjør dette ca 80 % av hva vi kunne ha høstet gjennom en terskelhøstingsstrategi. En strategi med konstant høstingsrate på 16 % gir et utbytte på 95 % sammenlignet med en terskelhøstingsstrategi, og kan slik sett sies å være bedre enn ÅSBunn-strategien.

Emneord: Høsting – lirype – linjetaksering – jaktmortalitet – bioressursmodell.

Henrik Brøseth & Hans Chr. Pedersen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim. Leif Kastdalen & Harald Steen, Biologisk institutt, Universitetet i Oslo, Blindern, 0315 Oslo. Webjørn Svendsen, Statskog Finnmark, Postboks 175, 9501 Alta.

Abstract

Pedersen, H.C., Steen, H., Kastdalen, L., Svendsen, W. & Brøseth, H. 1999. The impact of hunting on willow ptarmigan populations. Progress report 1996-1998. - NINA Oppdragsmelding 578: 1-43.

The number of ptarmigan hunters is increasing in Norway, and in some areas this is leading to 50 % mortality among willow ptarmigan. In order to ensure that willow ptarmigan harvest is sustainable and that its value as a renewable resource is maintained we aimed to evaluate the effect of hunting on population development and develop better harvest strategies. The study was conducted at two levels: a national level (16 hunting areas in 3 regions) where 0, 15 and 30 % of the estimated population has been harvested each year, and at a local level (5 of the the 16 hunting areas, in the central region) where ptarmigan were radio-tagged to determine the effect of hunting.

We utilised line-transect sampling methods and the DISTANCE computer program to estimate population size. The assumptions of the method have been tested using radio-tagged ptarmigan. These tests revealed that sampling in August led to an overestimation of flock size, accordingly we reduce population estimates by between 11 and 17 %. The variation (%CV) around the estimates has been reduced since 1996, but is still high (20-30 %). Of this variation 46-72 % is due to variation in the number of ptarmigan in the different transects. This could be potentially reduced by stratifying the areas using satellite map data.

On average (in 1997-98) the spring populations in the Anarjokka, Meråker-Selbu and Holtålen-Dalsbygda areas have been 5.3, 7.7 and 8.2 ptarmigan/km². There has been an increase in the spring population in the two southern areas, while it has decreased in Anarjokka. On average (in 1996-98) the August densities have been 9.1, 18.9 and 21.5/km² in Anarjokka, Meråker-Selbu and Holtålen-Dalsbygda areas. In all areas the population decreased from 1996 to 1997, whereas an increase from 1997 to 1998 was only observed in the two southern areas.

A harvest of 15 and 30 % was easily achieved in some hunting areas, but almost impossible in others. Factors like ptarmigan behaviour, hunter behaviour, topography and vegetation appeared to be important in determining the proportion of ptarmigan harvested in a given area. The effect of hunting on the following years nesting population was studied by looking for a correlation between the over-winter population change and the previous autumn's harvest. A positive correlation would imply that the population remaining after harvest decreases less following a high harvest, a process referred to as compensation. Based on the preliminary results obtained so far there is no evidence for compensation.

The survival of radio-collared ptarmigan in the winter (August-March) was 73 % (58-84 %), in spring (April-May) 81 % (72-87 %), and in the summer (June-July) 99 % (92-100 %). This resulted in an annual average survival of 59 % during the period August 1996 until November 1998.

Adult ptarmigan of both sexes marked in the autumn and adults of both sexes and juvenile males marked in the

winter had relatively short dispersal distances varying from 0.5 – 1 km (mean = 737 m, n = 61). Chicks marked in the autumn and juvenile females marked in the winter had far larger dispersal distances ranging from 2.8 to 5.7 km (average 4.3 km, n = 35). As an approximation this would result in about 80 % of marked ptarmigan establishing within a 30 km² area around the marking place.

Between 10th and 22nd September, 9 hunters equipped with a GPS-receiver were active for 295 hunter hours distributed between 50 hunter days. Hunting pressure was 9.8 hours/km², the hunters walked 818 km and killed 135 ptarmigan (20 %) of the population. The average hunter travelled 16.2 km/day, with an average speed of 2.8 km/hour, hunted for 5 hours and 48 minutes of 9 hours active and killed an average of 2.7 ptarmigan/day. The area within 2.5 km of the cabin received up to 82 % of the hunting pressure, while 27 % of the available area was not hunted at all. The hunting pressure within home ranges of radio-tagged ptarmigan that were shot was on average double of that within home ranges of ptarmigan that were not shot (14.3 and 8.1 hours/km²).

Hunting pressure (hours/km²) and the percentage of the autumn population killed on the different hunting areas showed a clear positive relationship. There was however, a clear difference in the form of this relationship in the different areas. Topography, vegetation, hunter skill and the size of the area, along with the ptarmigan density could all be factors affecting this relationship. Chick production based on August censuses, and the sampling of wings from hunting bags shows that in some years the harvest can be skewed in relation to the populations age structure.

Stochastic dynamic programming was used to develop a new harvest strategy (ÅSBunn strategy) based on spring population size and the number of years that have elapsed since the last bottom year in the chick production cycle. This strategy is compared to threshold harvest and constant harvest rate models. The strategy aims to maximise long term harvest bags. Upper and lower population limits are included.

Using the ÅSBunn strategy over a 50 year period would result in 80% of the harvest that could have been obtained using a threshold harvest strategy. A strategy with a constant harvest rate of 16% would give a total harvest within 95% of that obtained using threshold models, and could therefore be regarded as being better than that obtained using the ÅSBunn strategy.

Keywords: harvest – willow ptarmigan – line-transects – hunting mortality – bio-resource models

Henrik Brøseth & Hans Chr. Pedersen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7485 Trondheim, Norway. Leif Kastdalen & Harald Steen, Department of Biology, University of Oslo, Blindern, N-0315 Oslo, Norway. Webjørn Svendsen, Statskog Finnmark, Box 175, N-9501 Alta, Norway.

Forord

Småviltforvaltningen har helt siden 1930-tallet bygget på teorien om at høstjakt kun tar et overskudd som uansett ville dø i løpet av den påfølgende vinter. Dette har bl.a. medført at man innenfor norsk lirypeforvaltning ikke har sett på jakt som noen viktig faktor for å kunne forklare endringer i rypenes bestandsstørrelse over tid. På bakgrunn av dårlig reproduksjonsresultat i mange norske rypefjell på 90-tallet og inntrykket av at bestanden mange steder har avtatt, har betydningen av jakt blitt mer og mer diskutert. Det har framkommet ønsker om å få mer klarhet i hva jakta eventuelt betyr for utviklingen i en lirypebestand, og også ønsker om retningslinjer for framtidig rypeforvaltning. Gjennom midler fra Norges forskningsråd, Program for bruk og forvaltning av utmark (NFR), Direktoratet for naturforvaltning (DN), Strategisk instituttprogram ved Norsk institutt for naturforskning (NINA), Statens Landbruksbank, en rekke Fylkesmenn, Trygve Gotaas Fond, samt andre offentlige og private organisasjoner ble det i 1996 igangsatt et forskningsprosjekt for å undersøke betydningen av jaktmortalitet på bestandsutvikling hos lirype samt å utarbeide bioressursmodeller for samfunnsmessige og økonomiske konsekvenser av forskjellige høstingsstrategier.

Denne framdriftsrapporten summerer opp resultater for 1996-98. Det blir her lagt hovedvekt på valg av metoder, mens de endelige analyser av eventuelle effekter av jakt må vente til prosjektet avsluttes i år 2000. Prosjektet er et samarbeid mellom NINA, Universitetet i Oslo, Høgskolen i Nord-Trøndelag og Statskog Finnmark. Vi har vært helt avhengig av frivillig innsats fra en rekke personer og et stort antall hunder, spesielt i forbindelse med takseringsarbeidet. Selv om vi kan komme i skade for å glemme enkelte, vil vi allikevel få takke følgende personer:

Anarjokka: B. H. Arntzen, J. Aurebekk, H. Birknes, A. Bjørn, F. G. Bjørn, A. Breines, A. T. Bølgen, W. Ditlefsen, K. I. Dragset, A. H. Eek, F. Eide, K. Engen, H. H. Frantzen, F. Gillund, T. Gjølme, G. Guttormsen, R. Hansen, B. Harjo, K. Harjo, M. Hennes, A. M. Jenssen, K. Jordan, A. Kolflaath, A. Korsberg, R. Kristoffersen, T. Langerud, F. Lindvik, M. Lindvik, G. Lote, K. K. Madsen, G. Martinsen, K. Mikkelerud, J. Moldskred, G. Mortensen, L. G. Mortensen, B. Myre, M. Mækelæ, T. Mørkved, C. Onsrud, A. Ottem, W. B. Pedersen, G. Pettersen, T. Rist, S. Roska, S. Sandal, N. Schjøberg, O. Severinsen, K. Skog, V. Skaar, A. L. Sollesnes, J. Standal, K. Søderholm, B. Thoresen, J. Toften, R. S. Tommelstad, A. Verde, T. Wirkola.

Dalsbygda: O. Breen, Ø. Breen, J. Broberg, K. E. Brynhildsvold, B. Engan, T. I. Galåen, K. Gjelten, S. M. Hansen, S. O. Henningsmo, H. Holm, S. Holm, P. O. Holmberg, A. Johaug, O. E. Johnsen, K. Klepp, O. Klepp, H. Kokvoll, M. Krog, R. E. Krog, R. Langvatn, J. Larsen, A. Lillebakken, V. Lillebakken, N. Lilletrøen, J. Meli, A. Mikkelsen, G. Mikkelsen, A. Moseng, A. Moseng, P. Nygård, A. Nyaas, L. O. Ousten Johnsen, E. Ryen, K. M. Ryen, S. I. Ryen, P. M. Rønningen, J. O. Saur, G. Semb, G. Semb, J. B. Steen, S. Å. Tuveng, H. Ytterhaug, G. Østgårdsgjelten, F. Aalerud, R. Aanes.

Holtålen: K. Almås, L. P. Almås, W. Aune, R. Bakken, P. Bakås, J. Bjerkestrand, G. Borgos, H. Engesvoll, S. Grongstad, J. P. Grytbakk, H. Gaare, L. Haugom, R.

Haukås, Ø. Henriksen, Ø. Henriksen, E. Hollum, S. Hollum, K. Kneppen, R. Kojedal, M. Kosberg, H. Kulbotn, O. Kulbotn, W. Langeng, J. Langeng, T. Moan, J. A. Moan, R. Morken, G. I. Morken, B. Nymark, W. Porsanger, O. Sandnes, E. Sivertsgård, B. Smistad, S. Stenbro, P. Aas.

Meråker-Selbu: H. Albech, K. Albech, J. Andersen, K. Aune, J. A. Auran, J. Berge, A. O. Bergdalen, P. Bjørkeng, N. Boye, R. Brenna, A. Bretten, T. Bretten, H. Brinchmann, I. Brøseth, D. C. Clausen, S. Dahl, T. Dalen, P. A. Elvertrø, Ø. Engan, M. Fjeld, S. K. Gamlemsvik, K. M. Gisvold, O. Hammer, O. A. Haugvold, H. Helseth, R. Hermanstad, O. A. Hestmo, B. R. Hoven, S. Hoven, T. Hoven, M. Jacobsen, B. S. Jensen, L. Johansen, T. Johansen, K. Johnsen, K. Julien, D. H. Karlsen, Ø. Killengren, P. Kleven, B. Kringen, C. Kristoffersen, T. Lande, K. Larssen, E. Lund, E. Lund, O. Lundberg, H. I. Lund-Tangen, O. J. Lund-Tangen, H. Melbye, T. Melhus, S. Midjo, Ø. Miland, A. Moen, S. Mork, T. Mæhla, O. Mørk, E. Nakken, S. Nakken, G. E. Nylund, B. B. Pedersen, J. Pedersen, S. Pedersen, P. Pekins, P. A. Pettersen, M. Pinto, I. Rimul, O. Rimul, J. Roaldseth, H. Rudi, M. Saltnes, R. Sandodden, P. M. Siraas, T. Skar, S. Skjæveland, M. Solstad, F. Stenersen, G. T. Stensvik, S. Støland, H. Svartaas, S. L. Svartaas, A. Svendsen, M. Sæther, I. Tanem, A. Thorp, G. Thronæs, J. Torp, I. Uglem, P. P. Uglem, J. Uthus, B. Wahl, E. Woldseth, S. Øhrbom, G. Østerås, T. Aalberg, T. Aarvak, E. Aavik.

Trondheim, juni 1999

Hans Chr. Pedersen

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	6
1.1 Bakgrunn og mål for prosjektet	6
1.2 Prosjektbeskrivelse	7
1.2.1 Bestandsdynamikk	7
1.2.2 Jaktmortalitet	8
1.2.3 Bioressursmodellering	9
2 Forsøksområder	9
2.1 Anarjokka	9
2.2 Holtålen-Dalsbygda	9
2.3 Meråker-Selbu	10
3 Metoder	14
3.1 Bestandsestimering av rype	14
3.1.1 Aktuelle metoder	14
3.1.2 Linjetaksering og bruk av DISTANCE	14
3.1.3 Forutsetninger	15
3.1.4 Linjetakseringen i rypeprosjektet	15
3.1.5 Test av forutsetningene	16
3.1.6 Analysering	17
3.2 Fangst, merking og radiopeiling	17
3.3 Smågnagere	18
3.4 Jegeratferd, jakttrykk og overlevelse hos ryper	18
4 Foreløpige resultater og diskusjon	19
4.1 Testing av takseringsmetodikken	19
4.1.1 Forutsetning 1	19
4.1.2 Forutsetning 2	20
4.1.3 Forutsetning 4	21
4.1.4 Korreksjon av flokkstørrelse	22
4.2 Beregning av bestand, jaktkvoter og jaktuttak	23
4.3 Effekter av jaktuttak på neste års hekkebestand	27
4.4 Naturlig mortalitet hos radiomerket rype	28
4.5 Spredning av radiomerket rype	28
4.6 Jakttrykk og overlevelse hos ryper – liten skala	28
4.7 Jakttrykk og jaktuttak – stor skala	29
4.8 Bioressursmodellering	30
5 Slutføring av prosjektet i 1999-2000	34
5.1 Bestandsestimater og statistisk sikkerhet	34
5.2 Populasjonsdynamikk, bioressurs-, bio-økonomisk modellering	35
6 Informasjon og formidling	36
6.1 Muntlig formidling	36
6.2 Publikasjoner	36
7 Sammendrag	37
8 Summary	39
9 Litteratur	42
10 Vedlegg	43

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og mål for prosjektet

Lirypa (*Lagopus lagopus*) er Norges klart viktigste småviltart som hver høst jaktes av 70-100 000 jegere. I tillegg til sin verdi i rekreasjonsøyemed (Bjerke 1993) har lirypa derfor en vesentlig økonomisk betydning, både konkret som matressurs, men kanskje mest gjennom de indirekte effekter jakta har for distriktene. På grunnlag av tidligere undersøkelser av ring- og vingemerkete liryper, hovedsakelig foretatt i 1930-40 åra (se Olstad 1953), har vi lenge ment at norske jegere skyter i gjennomsnitt ca 10 % av høstbestanden hvert år (Steen 1989). Nyere undersøkelser både fra Norge (Kastdalen 1992, Pedersen 1997) og fra Sverige (Willebrand pers. medd.) har imidlertid vist at rypejegere er i stand til å høste mer enn 50 % av høstbestanden. På bakgrunn av at jakttrykket i enkelte områder har økt sterkt de siste 20 åra (Mortensen 1994) og at rypebestanden i enkelte områder synes å være redusert i forhold til tidligere, har det stadig oftere blitt stilt spørsmålsteget ved jaktas betydning for bestandsutviklingen hos lirype. Spesielt gjelder dette hvorvidt jakt og annen tetthetsuavhengig mortalitet kan kompenseres for gjennom andre bestandsdynamiske mekanismer (Myrberget 1985, 1989, Kastdalen 1992, Pedersen 1997).

Tidligere undersøkelser av lirype i Norge har vist at bestanden gjennomgår betydelige svingninger i tetthet (Myrberget 1988, Steen m fl. 1988). Undersøkelser utført på Tranøy i Troms har konkludert med at et års kyllingproduksjon, og derigjennom egg- og kyllingoverlevelse er den viktigste faktoren for å forklare endringer i bestandsstørrelse (hekketetthet) fra ett år til neste (Myrberget 1988). Imidlertid har undersøkelser fra Dovre vist at hekkebestanden i enkelte år kan begrenses gjennom territoriell atferd (Pedersen 1988, 1990). I tråd med dette viser resultater fra en rekke undersøkelser på lirype og andre skogshønsarter rundt omkring på den nordlige halvkule at det ikke er et spørsmål om hvorvidt bestandene begrenses *enten* av territoriell atferd *eller* av kyllingproduksjonen, men avhengig av bestandsnivå og fase i bestandssyklus så begrenses de i gitte situasjoner av territoriell atferd (bestanden har da "overskuddsfugl"), mens den i andre situasjoner begrenses av kyllingproduksjonen (Hannon 1988, Pedersen 1988, 1990).

Gjennom reanalysering av Myrberget's (1988) 20 år lange dataserie fra Tranøy, har Steen og Erikstad (1996) ved hjelp av sensitivitetsanalyse basert på en bestandsdynamisk modell vist at den viktigste faktoren som bestemmer antall hekkende høner neste vår er vinteroverlevelse hos ungfugl, og ikke kyllingproduksjon slik som tidligere påpekt (Myrberget 1988). Egg-, kylling- og vinteroverlevelse hos voksenfugl hadde like stor betydning for antall hekkende høner neste vår. Om man slår sammen egg- og kyllingoverlevelse til en produksjonsindeks (antall kyllinger/par taksert i august) og samler faktorene for vinteroverlevelse for ungfugl og voksenfugl i en felles parameter for vinteroverlevelse, viser det seg at vinteroverlevelse er den faktoren som totalt betyr mest for antall hekkende par neste år. Dette betyr at vinteroverlevelse ($1 - [\text{naturlig mortalitet} + \text{jaktmortalitet}]$) får en helt annen betydning for endringer i bestandsstørrelse mellom år enn tidligere antatt. En skal

imidlertid huske på at dataene som denne modellen og analysene bygger på er hentet fra en "lukket" øybestand av lirype, hvor de bestanddynamiske forhold sannsynligvis er annerledes enn i en "åpen" innlandsbestand. Det er derfor viktig å innhente gode data om bestanddynamiske faktorer også i en innlandspoulasjon slik at resultatene fra Tranøy enten kan bekreftes eller modellen tilpasses forhold i en "åpen" bestand.

I Norge har jakt på lirype og annet småvilt foregått uten noen form for overordnet høstingsstrategi. Selv om enkle modeller er framsatt (f.eks. Myrberget 1985, 1989, Kastdalen 1992) er det ikke foretatt testing av disse modellene i forvaltningssammenheng. I diskusjonen om hvorvidt jaktmortaliteten for småvilt har innflytelse på bestandsstørrelsen eller ikke, er et helt sentralt spørsmål om denne mortaliteten er additiv eller kompensatorisk (Ellison 1991, **boks 1**). Hvis jaktmortaliteten er additiv så betyr dette at den kommer i tillegg til naturlig vintermortalitet og derfor vil føre til en lavere hekkebestanden neste vår, enn om bestanden ikke var jaktet. Hvis derimot jaktmortaliteten blir kompensert for gjennom nedsatt naturlig vintermortalitet så betyr det at total vintermortalitet er konstant og hekkebestanden neste vår er den samme om bestanden blir jaktet eller ikke.

Boks 1. Generell forklaring av begrepene additiv- og kompensatorisk mortalitet (dødelighet).

Additiv mortalitet:

Jaktmortalitet kommer i tillegg til den naturlige dødeligheten og medfører en redusert hekkebestand neste vår.

Kompensatorisk mortalitet:

Jaktmortaliteten medfører ingen redusert hekkebestand neste vår. Dette på grunn av at den naturlige dødeligheten reduseres.

Ellison (1991) har gjennomgått relevant litteratur for å belyse bevisene for kompensatorisk mortalitet hos skogshøns. Ved denne gjennomgangen ble det konkludert at det strengt tatt bare er hos skotsk lirype (*L. l. scoticus*) at man har funnet full kompensatorisk mortalitet (Jenkins m.fl. 1963). Det er allikevel grunn til å forvente kompensatorisk mortalitet i andre rypebestander hvor bestandsstørrelsen begrenses gjennom territoriell atferd, fordi det i slike bestander alltid finnes "overskuddsfugl" som normalt ikke vil få tilgang til hekketerritorier. Hvis hekketettheten begrenses av andre faktorer slik at overskuddsfugler ikke er tilstede vil jaktmortaliteten sannsynligvis i større grad være additiv.

For å avdekke om jaktmortaliteten er additiv eller om økt vinteroverlevelse kompenserer effekten av jakt undersøkes dette på to nivåer. Et nasjonalt, hvor det på tre geografisk adskilte områder testes hvorvidt det kan brukes en forvaltningsmodell som antar additiv jaktmortalitet eller om det må benyttes en mer komplisert modell som inkluderer kompensatorisk vintermortalitet. For å avdekke hvorvidt en eventuell kompensasjon som kan oppdages på det nasjonale nivået skjer pga. innvandring eller gjennom redusert vintermortalitet studeres disse prosessene i et geografisk begrenset område. Kunnskap om fordelingen av naturlig mortalitet gjennom et helt år er nødvendig for å

kunne vurdere effektene av høsting på rypenes bestanddynamikk. Resultatet fra dette arbeidet gir oss i neste omgang en skjelettmodell for liryper bestandsdynamikk, som er grunnlaget for å kunne foreta en bioressursmodellering for lirype. Parallelt med dette vil det, også ved hjelp av modeller, bli undersøkt hvilke type høstingsstrategi som er gunstigst i Norge.

Mål

Prosjektets hovedmål er å komme fram til optimale forvaltningsmodeller for lirypebestander.

Dette skal nås gjennom å:

- studere bestandsendringer og livshistorieprosesser ved forskjellig eksperimentelt jaktuttak.
- foreta teoretiske studier med støtte i innhentet data og derigjennom finne terskelverdier for høsting.
- finne den høstingsstrategien som gir «høyest forventet nytte».

1.2 Prosjektbeskrivelse

Ut fra et forvaltningssynspunkt er det nå påkrevet å innhente kunnskap om betydningen av jakt på lirypebestanden i Norge, såvel biologisk som økonomisk, og på dette grunnlag å komme fram til optimale forvaltningsmodeller. Vi vil her presentere prosjektets forskjellige deler som består av: 1) jaktmortalitet; 2) bestandsmodellering; og 3) bioressursmodellering.

Innledningsvis presenteres en bestanddynamisk modell for lirype, som legger premisser for hvordan de biologiske effektene av jakt kan og skal estimeres. På bakgrunn av denne modellen kan nye statistiske modeller formuleres. Disse kan på bakgrunn av felldata gi estimater på effektene av det eksperimentelle jaktuttaket. Det overordnede målet er at denne empiriske informasjonen skal danne grunnlag for videre forvaltningsmodeller.

1.2.1 Bestandsdynamikk

Den enkleste bestandsmodellen for ryper kan beskrives slik:

$$Ad_{t+1} = Ad_t \times R \quad (1)$$

- hvor Ad_t er antall voksne rypehøner som reproducerer en gitt vår, og Ad_{t+1} er antallet rypehøner neste vår. Veksten, R , fra et år til neste kan skrives slik:

$$R = [AdS \times (1-J)] + [Prod \times JuvS \times (1-J)] \quad (2)$$

Denne ligningen kan også skrives slik:

$$R = AdS \times (1 + (Prod \times JuvS)) \times (1-J) \quad (3)$$

- hvor AdS er vinteroverlevelsesrate for voksne, $JuvS$ er vinteroverlevelsesrate for juvenile (ungfugl), J er jaktmortaliteten og $Prod$ angir antall hønekyllinger per rypehøne målt rett før høstjakt (dvs. antall kyllinger per voksenfugl siden vi regner kjønnsfordelingen til 50:50 både for kyllinger og voksne).

Vi er interessert i å dekomponere vintermortaliteten (dvs. 1- vinteroverlevelsen) for både ungfugl og voksenfugl i naturlig mortalitet og jaktmortalitet og interaksjonen mellom disse to faktorene, som er lik den kompensatoriske effekten. En dekomponering av vintermortaliteten på denne måten krever at vi har individuelt merket fugler på alle terrengene.

En annen måte å finne ut om det er kompensatorisk mortalitet er å se på endringen i bestandstørrelse i de forskjellige terrengene som en respons på jakt. Det er viktig å huske at vi ikke snakker om individuell vinteroverlevelse, men om "bestandens vinteroverlevelse". Hvis vi bruker begrepet bestandens vinteroverlevelse og beregner denne på måten som her er beskrevet vil vi ikke kunne skille mellom *egentlig* kompensasjon dvs. redusert individuell vinterdødelighet eller om kompensasjonen også skyldes *immigrasjon* dvs. at de skutte fuglene erstattes ved innvandring av fugler fra andre områder.

En kan teste hvorvidt neste års bestand er lik fjorårets bestand korrigert for bestandens vinteroverlevelse, jakt og interaksjonen mellom de to gitt eksperimentell fordeling av jaktuttaket i forskjellig år. Dersom kompensasjon i bestandens vinteroverlevelse finnes så skal den bestanden som er igjen etter jakta overleve bedre som en respons på jaktuttaket og vi skal se en høyere vinteroverlevelse i bestanden som respons på økt jaktuttak. Dersom vi uttrykker bestandens vinteroverlevelsen som antall ryper i terrenget om våren ($N_{(vår)}$) dividert med antall ryper tilstede etter jakt høsten før ($N_{(Etter\ jakt\ forrige\ høst)}$), så skal denne brøken øke med økende jaktuttak. I tillegg kan faktorer knyttet til område og år påvirke bestandens respons på jakt, og vi må således kontrollere for dette i analysen (se kap.1.2.2.1).

1.2.2 Jaktmortalitet

Studiet av jaktmortalitet består av to deler; en ekstensiv, nasjonal del, hvor vi eksperimentelt beskatter forskjellige lirypebestander, og en intensiv, lokal del, hvor vi i detalj belyser prosessene bak eventuell kompensasjon, ikke tilfeldig jaktuttak (f.eks. flere unge enn voksne) og fordelingen av naturlig mortalitet gjennom året.

1.2.2.1 Ekstensivt studium - eksperimentell beskatning

For å kunne estimere effektene av jaktuttaket i kombinasjon med naturlig mortalitet i et felteksperiment trengs et tilstrekkelig antall eksperimentelle enheter (replikasjoner). Vi betrakter et areal på størrelse med et vanlig rypeterreng (ca 25 000 da) som vår eksperimentelle enhet. Ett terreng i ett år utgjør en replikasjon. Å estimere overlevelse terrengvis ved fangst-gjennfangst er meget vanskelig og arbeidskrevende og estimatene er ofte relativt dårlige selv om svært robuste metoder benyttes. Vi ser det derfor som urealistisk å kunne estimere overlevelsen med slike metoder innen alle terrengene. Vi har derfor valgt å bruke standard takseringsdata (antall og kyllingproduksjon) fra hvert terreng og organiserer terrengene etter et "randomisert blokk design" mønster. En blokk består av fire terreng som ligger så nært hverandre at vi kan forvente at naturlig mortalitet er den samme på alle fire terrengene. For å sikre variasjon i naturgitte vintermortalitetsrater plasseres blokkene i Finnmark (Anarjokka), i Nord- og Sør-Trøndelag (Meråker-Selbu) og i Sør-Trøndelag og Hedmark

(Holtålen-Dalsbygda). Innen hvert av disse hovedområdene har vi tilgang på en blokk à fire-fem terreng, alle over 20 000 da. De tre utvalgte hovedområdene er representative for store deler av landet og sikrer derfor overføringsverdien av resultatene. For å unngå problemer med for stor variasjon mellom terrengene på grunn av tilfeldigheter har vi valgt å benytte relativt store terreng (Ellison 1991) på over 20 000 da. Vi ser også på dette som en riktig terrengstørrelse i forvaltningsmessig sammenheng da svært mange jaktterreng ofte er 15-30 000 da store.

Siden et terreng er vår eksperimentelle enhet og antall terreng er begrenset, har vi foretatt en styrkeberegning for å finne hvor stor sannsynlighet vi har for å kunne påvise en gitt forskjell mellom behandling (jakt) og kontrollen (ingen jakt) og kompensasjon. Styrken reduseres om vi har for små forskjeller mellom behandling og kontroll og den øker jo flere replikater vi har (Zar 1984). Dette betyr at vi ikke må ha for liten forskjell mellom behandling og kontroll i forhold til antall replikater. Ved å bruke usikkerhetsmålene i de demografiske parametrene (dvs. variansene) vi finner i Myrberget's (1988) data er det helt på det rene at vi med det antall replikater vi planlegger kun kan avdekke effekter av jakt dersom det er minst 15 % forskjell mellom eksperiment og kontroll. Vi har valgt å bruke tre behandlingsregimer; ingen jakt, 15 % og 30 % uttak av høstbestanden. Dette gir oss en sannsynlighet på 90 % for å kunne avdekke en forskjell mellom behandling og kontroll. Ved å benytte tre uttaksnivåer får vi tilstrekkelig oppløsning på svaret samtidig som vi beholder styrken for å kunne avdekke en eventuell forskjell. Jaktuttaket på terrengene legges slik at det aldri blir mer enn to nivåer, f.eks. 15 % og 30 % jakt, og alltid to terreng med samme behandling innen hvert hovedområde (blokk) hvert år. Ved alltid å sørge for å ha to par med behandlinger innen hver blokk sikrer vi oss slik at vi kan bruke ligning 3 for å kunne avdekke additivitet/kompensasjon. Dette vil sikre at vi har replikasjon innen blokken på behandlingsvariablen, *jaktuttak*, og kan derfor avdekke om det er kompensatorisk mortalitet (dvs. estimere interaksjonsleddet i ligning 3).

Det foretas taksering av vår- og høstbestanden for å beregne bestandstetthet for hvert terreng. I tillegg til bestandstetthet vil kyllingproduksjonen bestemmes ved takseringen i august. Antall ryper som skal skytes på det respektive terrenget det gitte året beregnes på bakgrunn av terrengets bestandstetthet, størrelse, totale bestand og eksperimentelle behandling. Jaktuttaket gjennomføres som regulær jakt. Se for øvrig kap. 4.2.

1.2.2.2 Intensivstudie - prosessene bak kompensasjon

Hvis jaktmortalitet ikke synes å øke den totale vintermortalitet og derved redusere hekkebestanden påfølgende vår kan dette enten skyldes redusert naturlig vintermortalitet eller immigrasjon. Det største problemet med undersøkelser av jaktmortalitet hos småvilt har hittil vært kontroll med immigrasjon til området som beskattes (Ellison 1991). En slik kontroll er nødvendig for å vite hvor stor andel av terrengets egentlige bestand som beskattes og for å kunne si noe om graden av kompensasjon. Dette kan løses ved at undersøkelsen foregår på tilstrekkelig store areal og at en vesentlig andel av rypene innenfor forsøksområdet er merket, enten med radiosender eller andre typer merker (ring, vinge etc). I tillegg til kompensasjon gjennom redusert vintermortalitet kan kompensasjon skje gjennom endring i fekunditetsrater i bestander med forskjellig jakttrykk (Ellison 1991).

Detaljstudien, som blir foretatt i Meråker-Selbu har som sitt hovedmål å avdekke endringer i vintermortalitet og undersøke immigrasjon ved å studere spredning av rype.

Det ble planlagt å radiomerke et relativt stort antall ryper (ca 50) i hvert av terrengene i Meråker-Selbu. Voksenfugl og store kyllinger som ikke merkes med radiosendere merkes enten med fotring eller vingemerker. Fangst og radiomerking gjennomføres etter metoder og opplegg som tidligere er benyttet ved andre forskningsprosjekt på lirype såvel i Norge (Pedersen 1990, 1995) som i Sverige (Olsson m fl. 1996, Smith & Willebrand 1999). Se for øvrig kap. 3.2.

1.2.3 Bioressursmodellering

Høstingspotensialet, dvs. antall kyllinger per par varierer kraftig mellom år (Myrberget 1988). Selv om ca 50 % av variasjonen i antall kyllinger per par om høsten kan forklares med å benytte antall smågnagere som en indeks for egg- og kyllingpredasjon (Steen m fl. 1988), er det fremdeles igjen 50 % variasjon som må forklares med andre faktorer. I dag har vi dårlig kunnskap til å forklare denne variasjonen i høstingspotensialet, som derfor må sees på som en mer eller mindre tilfeldig varierende komponent. Også vinteroverlevelsen hos voksne og ungfugler synes å variere relativt tilfeldig, og vi kan derfor ikke om høsten forutsi med særlig presisjon hvor stor andel av rypene som vil overleve vinteren. Vi er derfor stilt ovenfor problemet å høste fra en bestand vi har begrenset kunnskap om hvordan kommer til å utvikle seg.

Høsting av naturlige bestander med tilfeldig varierende tettheter har opptatt biologer i noen tid. Reed (1979), Parma (1990) og Lande m fl. (1995) har studert dette problemet gjennom teoretiske studier og kommet fram til at en terskelverdi høsting er den beste. Med dette menes at om bestanden er under et visst antall så høster man ikke, er det over så høster man så mye man klarer. Lande m fl. (1995) brukte totaltetthet som utgangspunkt for hvor mye det kunne høstes og bestanden fluktuerte tilfeldig. På sett og vis er dette ganske likt rypebestanden som varierer med en relativt stor uforutsigbar komponent, men som allikevel viser en viss grad av forutsigbarhet med hensyn til om bestanden forventes å øke eller avta. Terskelverdien behøver ikke nødvendigvis å være basert på totalt antall ryper, men kan også legges til grunn andre mål som for eksempel antall kyllinger per par, dvs. kyllingproduksjonen.

Som vi forstår vil en terskelhøstingsstrategi gir veldig stor variasjon i hvor mye som kan høstes fra år til år og for ryper vil man i all hovedsak kun høste i toppproduksjonsår. En strategi som baserer seg på kyllingproduksjonen kan nødvendigvis ikke bestemme uttaket før kyllingproduksjonen er målt. Siden dette først kan gjøres i august, en måned før jaktstart, så er dette en strategi som vanskelig lar seg gjennomføre i praksis. I slike tilfeller er en "nest best-løsning" som benytter en konstant høstningsrate bedre. Vi vil her ved bruk av bioressursmodellering undersøke en strategi som benytter seg av det faktum at gode produksjonsår hos rype, tross alt har en viss forutsigbarhet i forhold til antall år siden siste bunnår. For å løse dette problemet vil vi bruke "Stokastisk dynamisk programmering" som modellverktøy (se for øvrig kap. 4.8).

2 Forsøksområder

2.1 Anarjokka

Forsøksområdet i Nord-Norge ligger i Karasjok kommune, Finnmark, like nord for Anarjokka Nasjonalpark. Området er inndelt i fire ulike forsøksterreng som til sammen dekker et areal på 95.3 km² (69° 01' - 69° 12' N, 24° 47' - 25° 08' E). Området er et subalpint høydedrag som er omgitt av viddepreget bjørkeskog *Betula pubescens*. Det meste av arealet ligger mellom 380-460 m o.h. (figur 1a), mens bjørkeskoggrensen i dette området ligger på ca 400 m o.h. Terrengformasjonen er i hovedsak svakt bølgende morenelandskap med tørre rabber hvor det er grunne tjern og myrer i de flate partiene.

Vegetasjonen består av tørkeresistente plantesamfunn. Høydedragene er preget av karrige lavsamfunn på eksponerte områder, med innslag av bærlyng som krekling *Empetrum nigrum*, blokkebær *Vaccinium uliginosum* og blåbær *V. myrtillus* og med dvergbjørk *B. nana* i mindre eksponerte områder. Mer frodig lyng, dvergbjørk og viervegetasjon *Salix* spp. finnes langs bekkedrag og myrkanter hvor det er tilgang på fuktighet. Det finnes enkelte spredte partier med glissen bjørkeskog i 4-6 m høyde. Noen få skogholt på mer fuktig mark er mer frodig og har tett undervegetasjon av vier og dvergbjørk. De våte områdene består i hovedsak av stortuet *Sphagnum*-myr med betydelig innslag av dvergbjørk. I perioden november til mai er området intensivt utnyttet i tamreindrift. Resten av året er området lite utnyttet.

Klimaet er kontinentalt innlandsklima. Området har mindre enn 180 dager med nedbør i året og tilsammen faller det 350-400 mm (Meteorologisk institutt, Tromsø). Berggrunnen består av omdannede sedimentære og vulkanske bergarter av proterozoisk alder, mens løsavsetningene er hovedsakelig morenemateriale (NGU berggrunnskart over Norge 1984).

Terrengene ligger på Statens grunn og jakta er organisert av Statskog Finnmark. Uttaket er også organisert gjennom Statskog Finnmark og gjennomføres av personell tilknyttet prosjektet som deltagere i forbindelse med taksering vår og høst. Det foregår ikke salg av jaktkort i området. Terrengene har hatt en relativt dårlig lirypebestand i prosjektperioden og målt som gjennomsnitt for årene 1996-98 lå tetthetene mellom 3 og 12 liryper/km² i august.

2.2 Holtålen-Dalsbygda

Prosjektets sydligste forsøksområde ligger vest for Røros i kommunene Holtålen, Sør-Trøndelag og Os, Hedmark. Områdene er basert på en eksisterende jaktterrenginndeling med to terreng i Holtålen og fem mindre terreng i Dalsbygda i Os. Terrengene dekker til sammen et areal på 144.7 km² (63° 30' - 63° 45' N, 10° 50' - 11° 10' E). Terrengene i Dalsbygda var i utgangspunktet betraktet som separate terreng, men ble etter 1997 slått sammen til to behandlingsenheter (Dalsbygda øst og Dalsbygda vest) liggende på hver side av Vangrøftdalen (figur 1b). Med unntak av terrenget Berghøgda (1246 m o.h.) er den topografiske variasjonen i jaktområdene liten. Som figuren viser er høydeforskjellen på for eksempel terrenget

Middagskneppen kun på litt over 200 meter. Tett bjørkeskog forekommer kun i et 5.1 km² stort belte langs nordre delen av det ene terrenget i Holtålen (Berghøgda), resten er arealer av mer lavalpin karakter. Her finnes flekkvis et rikt innslag av lav, men feltvegetasjonen domineres av dvergbjørk, bærlyngarter og noe vier.

Klimaet er relativt kontinentalt (Dalsbygda), men området i sin helhet har 200-220 dager med nedbør i året og tilsammen faller det 500-1000 mm. Berggrunnen består av prekambriske og kambro-siluriske bergarter som er overskjøvet og omdannet, mens løsavsetningene er hovedsakelig morenemateriale (Moen 1998).

Terrengene i Holtålen er statsalmenning, og jakta er organisert av Ålen Fjellstyre. På terrengene som inngår i prosjektet er jakta kun tilgjengelig for innenbygdsboende. Jegerne skal etter hver tur melde fra til fjellstyret hvor mange liryper de har felt. Når kvoten er nådd, stoppes jakta ved melding på fjellstyrets telefonsvarer. I Dalsbygda er tre terrenger leiet ut på åremål og to ved kortsalg til et fåtall faste personer. Jakta organiseres av Dalsbygda jaktlag/-jaktsameie. På områdene med kortsalg rapporteres utbyttet inn etter hver tur til jaktlaget og all småviltjakt i forsøksområdene stoppes når uttaksgrensen er nådd. På åremålsterrengene står leietaker selv for all jakt.

Terrengene, muligens med unntak av Berghøgda, er alle betraktet som svært gode lirypeterreng. Tettheten av liryper på terrengene om våren varierer lite både mellom terrengene og mellom år. Målt som gjennomsnittet for årene 1996-98 lå tetthetene mellom 13 til 46 liryper/km² i august.

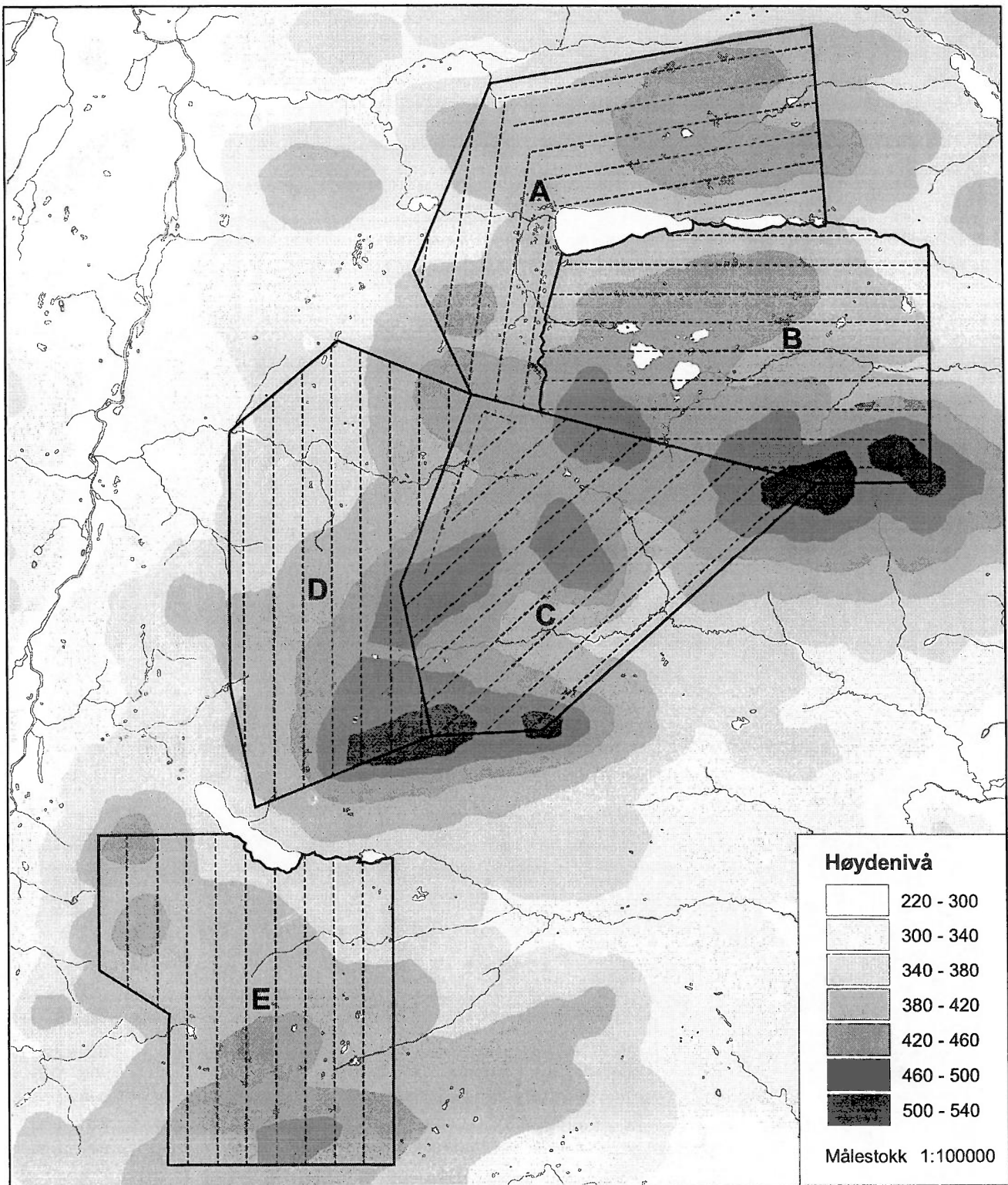
2.3 Meråker-Selbu

Forsøksområdet i Midt-Norge ligger i Meråker kommune, Nord-Trøndelag og Selbu kommune, Sør-Trøndelag (**figur 1c**). Området er inndelt i fem ulike forsøksterreng som til sammen dekker et areal på 122.2 km² (63° 10' - 63° 20' N, 11° 25' - 11° 50' E). Området ligger i all hovedsak over skoggrensa mellom 600 og 800 m o.h., men går opp i over 900 m o.h. på enkelte fjelltopper (Saufjellet 1041 m o.h., Sprøyten 948 m o.h. og Nautfjellet 924 m o.h.).

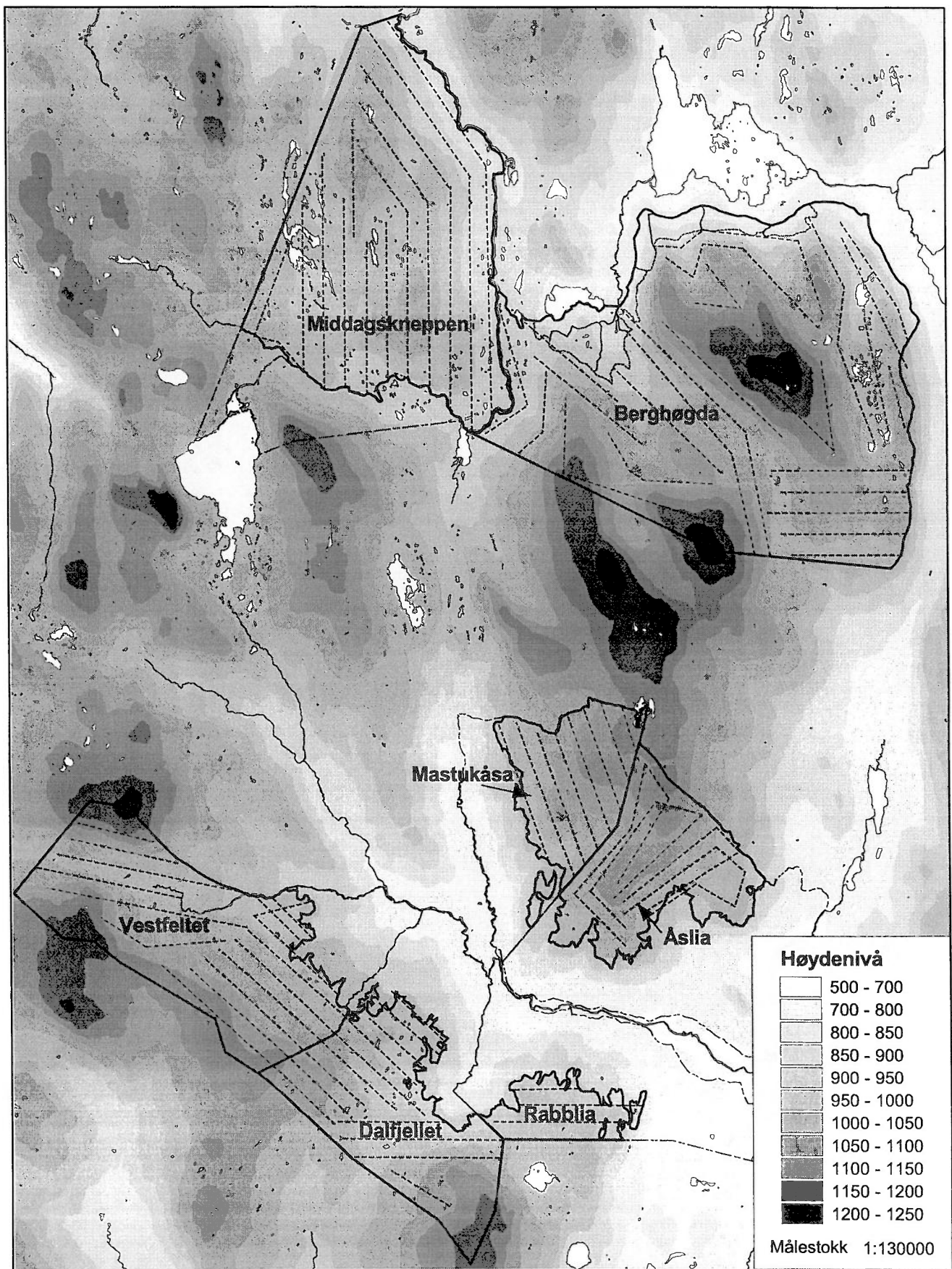
Området ligger på grensa mellom nordlig boreal – og lavalpin sone, og er dominert av spredt fjellbjørkeskog med en del morenerygger samt myr med innslag av dvergbjørk og noe vier. I de lavereliggende delene av området blir bjørkeskogen mer sammenhengende og går i de laveste delene av området over i spredt granskog *Picea abies*. Feltsiktet er dominert av lyng; blåbær, krekling, blokkebær, samt grasarter *Poaceae* spp. De høyereliggende delene av forsøksterrengene domineres av lynghei med dvergbjørk og en del tørrabber med lav.

Klimaet er en blanding av klart oseanisk og svakt oseanisk, med raskt skiftende værforhold og til tider store nedbørsmengder. Området har 200-220 dager med nedbør i året og tilsammen faller det 1000-1500 mm i løpet av denne perioden. Berggrunnen består av prekambriske og kambro-siluriske bergarter som er overskjøvet og omdannet under dannelsen av den kaledonske fjellkjeden, mens løsavsetningene er hovedsakelig morenemateriale (Moen 1998).

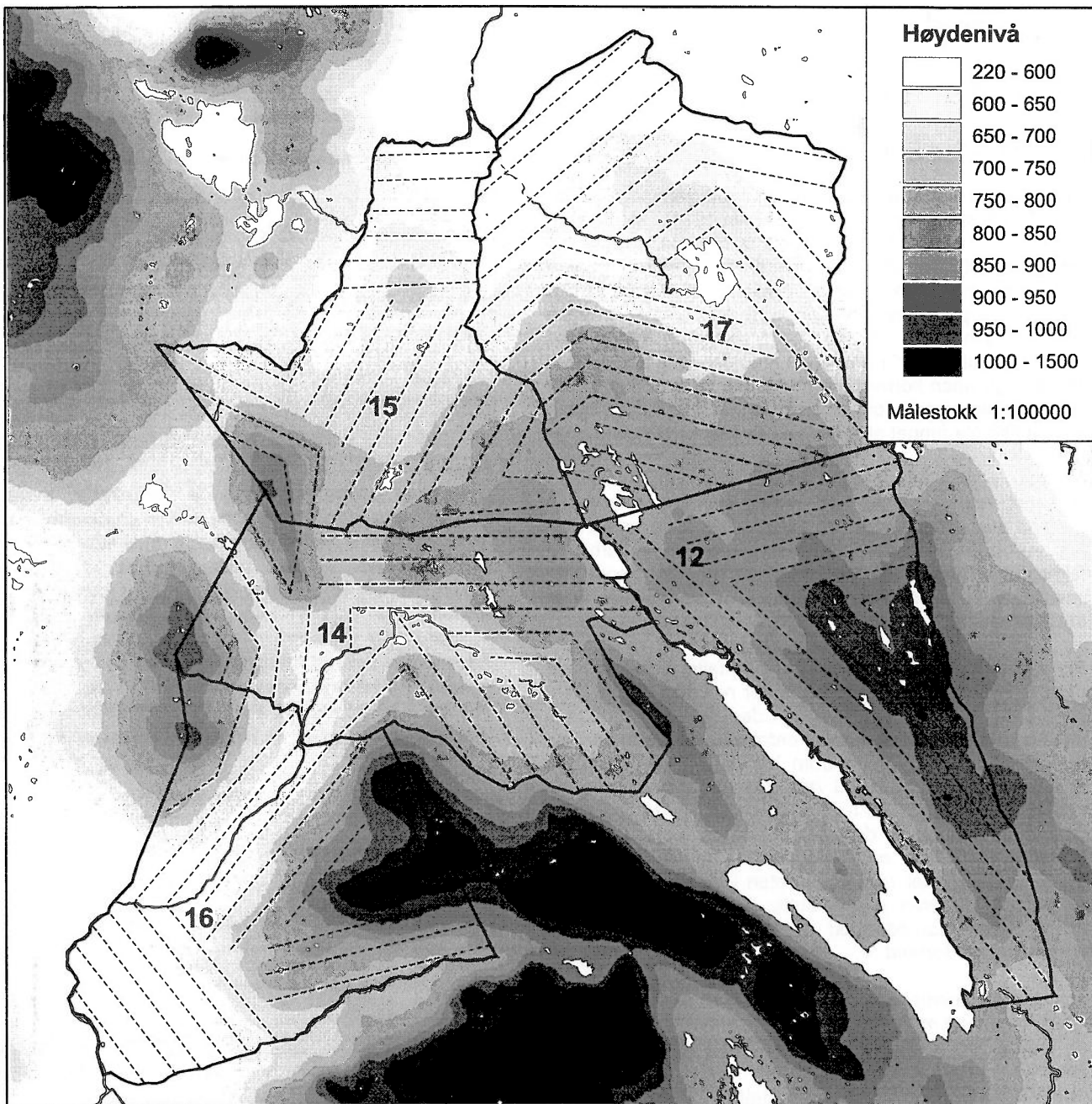
Hele terreng 16 og deler av terreng 14 ligger i Rottdalen statsalmenning, og jakta organiseres av Selbu Fjellstyre. De fleste jegerne bor på hytter i området og antall skutte ryper rapporteres hver kveld. Når kvoten er nådd, stoppes jakta ved oppslag på dertil egnede steder, samt melding på telefonsvarer på NINA. I Meråker er alle terrenger (12, 14, 15 og 17) leiet ut på åremål og jakta organiseres av Meraker Brug. I tillegg kan fastboende i Meråker kommune jakte uten hund. Disse må rapportere dagens fangst til kommunen etter hver dagstur. Terrengene er alle å betrakte som middels til gode lirypeterreng. Tettheten av liryper på terrengene har hatt en markant oppgang fra 1996 til 1998 både vår og høst. Målt som gjennomsnitt for årene 1996-98 lå tetthetene mellom 9 og 37 liryper/km² i august.



Figur 1a. Anarjokka



Figur 1b. Holtålen-Dalsbygda



Figur 1c. Meråker-Selbu

Figur 1

Forsøksområdene med takseringslinjene inntegnet. a) Anarjokka. Område D ble fra 1997 erstattet av område E. b) Holtålen-Dalsbygda. Mastukåsa og Åsli er i behandlingene slått sammen og betegnes som Dalsbygda øst, mens Vestfeltet, Dalfjellet og Rabblia betegnes som Dalsbygda vest. c) Meråker-Selbu. – Study areas with census lines. a) Anarjokka. Area D was substituted with area E in 1997. b) Holtålen-Dalsbygda. Mastukåsa and Åsli were analysed together and called Dalsbygda øst, whereas Vestfeltet, Dalfjellet and Rabblia were called Dalsbygda vest. c) Meråker-Selbu.

3 Metoder

3.1 Bestandsestimering av rype

3.1.1 Aktuelle metoder

Til å beregne tetthet av ryper har det vært benyttet tellinger av spillende stegger på våren (Pedersen 1984). Med denne metoden telles alle stegger innen et område, men for å oppnå pålitelige resultat er metoden for tidkrevende til å anvendes over store arealer (Pelletier & Krebs 1997). Telling av ryper innen utvalgte ruter (ca 1 km²) er også benyttet på høsten, men da ved å saumfare rutene med hund (Kastdalen 1992). Ulempen med denne metoden er at den ikke gir noen korreksjon med tanke på å beregne hvor stor andel av rypene som ikke blir funnet. Her må en enten anta at alle blir funnet eller benytte en fast korreksjon.

Alternativet er å telle antall fugl observert langs en linje i terrenget. Beltetaksering, hvor flere personer går med kort avstand seg i mellom er en god metode for å telle antall fugl ved høye tettheter (40-50 liryper/km² eller flere). Er tettheten av liryper mindre enn dette må det meget stor innsats til for å få tilstrekkelig med observasjoner til at presisjonen blir god nok.

For å dekke et større areal, slik at antallet observasjoner økes er fuglehund blitt benyttet under rypetakseringer, men da må det beregnes hvordan oppdagbarheten avtar med økende avstand fra taksøren. Fordelen er at alle fugler ikke trenger å bli sett. Arealet som blir dekket kan beregnes enten med utgangspunkt i den korteste avstand mellom taksør og stedet det der fuglen ble observert (Hayne 1949) eller ved å benytte den vinkelrette avstanden mellom takseringslinja og oppfluktspunktet (Myrberget 1976). Myrberget beregnet oppdagbarheten i ulike soner fra linja og regnet tettheten ut fra dette. Dette gjorde metoden delvis-selvkorrigerende ved at den justerer for variable oppdagbarhetsforhold.

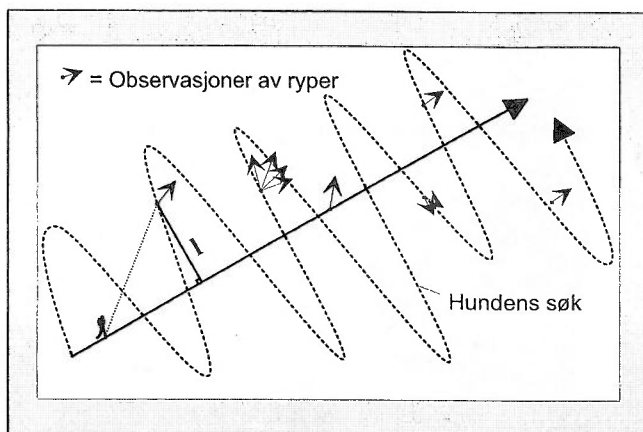
Nye beregningsmetoder har blitt utviklet (Burnham m fl. 1980, Buckland m fl. 1993) hvor det arealet som blir dekket er basert på å finne en sannsynlighetsfunksjon som beskriver hvordan oppdagbarheten avtar med økende avstand fra takseringslinja. Slike metoder vil egne seg godt i åpne landskap med god sikt. Vi har derfor valgt å bruke linjetakseringer for å beregne bestandsstørrelsene i prosjektet.

3.1.2 Linjetaksering og bruk av DISTANCE

Avstanden i rett vinkel fra takseringslinja til det observerte objekt (rypa) danner grunnlaget for beregning av taksert areal (**figur 2**). De oppmålte avstander sammenstilles i et frekvensdiagram, og en matematisk formel som beskriver oppdagbarheten tilpasses dataene slik at taksert areal kan beregnes (**figur 3**). For at resultatene skal bli pålitelige bør det være minst 40-60 observasjoner bak denne kurvetilpasningen (Buckland m fl. 1993).

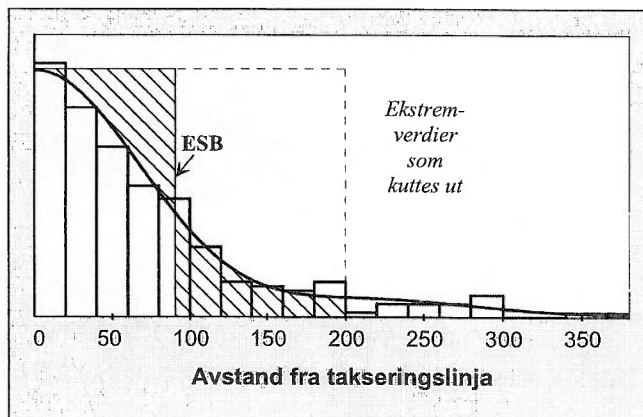
I ligningen for tetthetsberegningen brukes begrepet *den effektive søkebredde* (ESB). ESB er den avstanden som kommer fram når en antar at like mange fugler blir oppdaget utenfor denne avstanden som det er fugler som

ikke oppdages innenfor, dvs. at det skraverte arealet på hver side av ESB er like stort (**figur 3**).



Figur 2

Nøyaktige oppmålinger av de vinkelrette avstandene mellom takseringslinja og observasjonspunktene (*l*) danner grunnlaget for å beregne arealet som er avsøkt. Fuglehund kan benyttes i slik taksering, så sant hundens terrengdekning er god nær linja og avtar jevnt med økende avstand fra linja. – Accurate measurements of the perpendicular distance between the census line and the observation point (*l*) forms the basis for calculating the area censused. Pointing dogs can be used in such censusing, if the dog is searching the area close to the line thoroughly and this decreases evenly with increasing distance from the line.



Figur 3

Antallet observasjoner fordelt på 20 meter brede soner fra takseringslinja og med en beregnet oppdagbarhetsfunksjon inntegnet. For å få en best mulig sammenheng mellom oppdagbarhetsfunksjonen og de observerte linjeavstander bør de ytterste 5-10 % av observasjonene fjernes før beregning av effektiv søkebredde (ESB). Se nærmere forklaring i teksten. – Number of observations per 20 meter zone from the census line with the calculated detection function. To get the best fit between the detection function and the observed distances, the outermost 5-10% of the observations have to be discarded prior to calculation of effective searching width (ESB).

Med andre ord kan ESB uttrykkes ved den avstand hvor arealet innenfor som ikke er dekket er lik arealet utenfor som er dekket. I **figur 3** vises dette ved at det skraverte arealet under linja for oppdagbarhetsfunksjonen og en linjeavstand mellom ESB-punktet og 200 meter er lik det

skraverte arealet innenfor ESB-punktet og mellom den stiplede linja og oppdagbarhetsfunksjonen. Ved å multiplisere ESB med 2 for dekning på begge sider av linja og så multiplisere med linjas lengde kommer en fram til det areal som ble dekket da linja ble taksert. Arealet dekt blir på denne måten justert etter forholdene. I prosjektet valgte vi å satse på den metodikken som beskrives av Buckland m fl. (1993), og hvor det er utviklet et eget dataprogram for analyser av data fra linje- og punkttaksringer (DISTANCE).

Beregningen av tetthet (antall ryer per arealenhet) kommer fram ved følgende formel:

$$\text{Tetthet} = \frac{N \cdot F}{L \cdot 2 \cdot \text{ESB}}$$

-hvor:

N = materialstørrelsen (antall observasjoner av lirype)

F = gjennomsnittlig flokkstørrelse

L = avstanden som er taksert (linjelengden)

ESB = effektiv søkebredde.

Ved bruk av matematiske modeller er det strengt tatt ikke nødvendig å sette noen grense for hvor langt ut fra linja en kan gjøre observasjoner. Men hvis noen få observasjoner (5-10 %) ligger langt fra takseringslinja, vil disse gjøre det vanskelig å tilpasse en kontinuerlig avtagende funksjon til dataene. Observasjoner langt fra linja blir derfor holdt utenfor i beregningen av tetthet.

3.1.3 Forutsetninger

Selv om linjetakseringsmetoden kan ta hensyn til at oppdagbarheten varierer mellom tellingene, krever den likevel at visse forutsetninger er oppfylt for å gi et riktig tetthetstall. Buckland m fl. (1993) oppgir at de viktigste forutsetninger er at:

1. Objektene som telles ikke forflytter seg vekk fra eller mot linja som en respons på at taksører/hund nærmer seg, og dermed unngår å bli oppdaget eller blir oppdaget på et annet sted enn sin opprinnelige posisjon.
2. De objekt som befant seg direkte på linja blir alltid oppdaget.
3. Avstander er målt nøyaktig.

Forutsetning 2 vil alltid være oppfylt ved denne type taksering på ryer så sant forutsetning 1 oppfylles og takseringsteamet holder en rett kurs og ikke bøyer av for hindringer, som tett kratt etc. Vi vet at ryer kan løpe unna folk og hunder som nærmer seg, men det er ikke kjent i hvor stor grad ryer flytter seg vekk fra den linja som følges under taksering. Videre vet vi at ryer kan trykke meget hardt, og dermed unngå å bli oppdaget av folk eller hund, eller de kan oppholde seg i så tett vegetasjon at det er vanskelig framkommelig for folk. Disse faktorer kan føre til at taksører ikke oppdager fugl på linja.

Dersom dette er tilfelle må tetthetsberegningene korrigeres, men en slik korrigerings vil redusere presisjonen i takseringen, og det vil være umulig å beregne en slik korrigerings for hver takseringen. Forutsetning 3 oppfylles greit ved nøyaktig å måle alle avstander mellom linja og oppfluktspunktet med målebånd eller avstandskikkert.

I tillegg til disse forutsetninger bør dataene når de settes opp i et frekvensdiagram fremvise en skulder nær linja for at analysene skal være pålitelige (**figur 3**). Oppdagbarheten av ryer bør derfor ikke falle nevneverdig de nærmeste meterne ut fra linja.

Det er heller ikke noe større problem at ulike terrengforhold, værforhold, observatører etc. kan gi ulik oppdagbarhet målt i avstand fra linja, så sant det ikke er noen tendens til at de «beste» hundene/taksørene blir gående på de linjene med høyest tetthet eller omvendt. I tillegg må linjene også være representativt fordelt i terrenget. Virkningen av at visse terrengtyper begrenser hundens søk vil gi seg utslag i beregningen av ESB.

Men ved bruk av hund introduseres en faktor som kan medføre at en ellers uproblematisk forutsetning ikke oppfylles.

4. Metoden forutsetter at søksintensiteten langs linja, spesielt i nærområdet til takseringslinja, er jevn og uten store opphold.

Når det benyttes hund kan dette bli en feilkilde, dersom hunden søker mye på en av sidene eller lager store «luker» i området nær linja. Med luker menes større partier som hunden ikke har gjennomført og hvor det er god sjanse for at det er ryer. Stor åpne snødekte flater og tørrabber er eksempler på områder hvor det er lite trolig at det er ryer. Dersom det bare er i slik områder at hunden lager luker nær linja vil dette ikke gi noen feil av betydning. Dannes lukene i gode habitat kan derimot feilen bli stor. Liryer som er i disse lukene blir ikke oppdaget, men arealet vil inngå i det areal som ligger til grunn for tetthetsberegningen.

Lukene oppstår vanligvis ved at hundeføreren forflytter seg for raskt framover sett i forhold til hundens søksmønster. Under takseringene har vi sett tildels store forskjeller mellom taksørene i deres ganghastighet. Oppfylles ikke disse forutsetninger kan tetthetsberegningene bli feil selv om variasjonen blir lav.

3.1.4 Linjetakseringen i rypeprosjektet

Parallele linjer gir den beste designen (**figur 1**). Erfaringer fra tidligere forsøk med denne metodikken på rype (Kastdalen upubl.) viste at kun et fåtall observasjoner ble gjort lengre vekk fra linja enn 200 meter. Dette tilsier at avstanden mellom linjene ikke burde være mindre enn 400. Linjene ble derfor lagt opp med 400-500 meters mellomrom på kart og startpunktet for den første linja ble valgt tilfeldig. Takseringene er gjennomført slik at nabolinjier ikke ble taksert samme dag. Dermed blir sannsynligheten for dobbelttelling av nyslått fugl redusert.

I områder med store topografiske variasjoner må en slik design av praktiske årsaker modifiseres (**figur 1**). I de bratte partiene av Berghøgda-terrenget er linjene lagt slik at de i stor grad følger samme høydenivå. På Åsli er det prøvet ut en design hvor linjene følger en naturlig rute i jaktterrenget.

For at taksørene skal være i stand til å følge linjene bør de være oppmerket på forhånd. Vi satte derfor opp merkepinner ved start-, knekk- og sluttspunkt for linjene i

1996. Men om taksørene avviker fra den avmerkede linje trenger det ikke medføre at beregningen blir feil, så sant de holder en rett linje.

Et takseringsteam bestod av minst to personer og en eller flere hunder. På de aller fleste terrengene har det kun vært brukt en hund løs av gangen. På enkelte terreng har vi forsøkt et opplegg med to hunder løse samtidig. Taksørene brukte kompass for å følge linja. Den ene hadde ansvar for å følge med hunden og merke seg punktet hvor fugl lettet. Den andres ansvar var å holde en rett kurs og alltid fastsette hvor linja gikk. Dermed oppnås en uavhengighet mellom fastsettelsen av oppfluktspunkt og plassering av linja. Dette har vist seg å være viktig for at ikke oppflukter nær linja skal bli oppfattet som om de var på linja, og for å oppfylle forutsetning 2.

Under taksering er det ikke ønskelig at hunden går for stort da det primært er nærområdet til linja som er viktig å få avsøkt grundig. Avhengig av kurvetilpassingen fjernet vi 5-10 % av observasjonene som ligger lengst vekk fra takseringslinja før beregning av tetthet. Ved taksering i august vil det si observasjoner lengre vekk enn ca 200 meter, ved taksering på snøføre i mai observasjoner utenfor ca 250 meter. Hundeførerne er spesielt bedt om å «styre» sin hund slik at den ikke søker ensidig eller lager luker i nærområdet til linja (forutsetning 4).

Presisjonen i takseringene er selvfølgelig avhengig av at en ser hvor mange rypere som flyr opp, men også at en er i stand til å bestemme avstanden til den plassen hvor en observerer rypene nøyaktig (forutsetning 3). For å måle avstanden i rett vinkel fra takseringslinja til der rypene oppholdt seg nøyaktig har vi enten benyttet målebånd, avstandskikkert eller et tau på 25 meter med avmerking for hver meter. Nøyaktige måling er spesielt viktig for observasjoner nær takseringslinja (0-50 meter fra linja), da unøyaktighet i målingene her vil få størst betydning for det endelige tetthetsestimateret.

Ved stand eller støkk av fugl, skal hundeføreren raskt lokalisere hvor rypene befant seg da de ble oppdaget av hunden. Hvis rypene løp unna hunden eller taksørene, ble det forsøkt å fastsette hvor rypene var før de begynte å gå unna taksør/hund. Hvis flere rypere lettet i lag måles avstanden fra midtpunktet i flokken. Mens hundeføreren lokaliserte oppfluktplassen merket linjeføreren opp hvor linja gikk. Med kompasset ble en 90 graders kurs mellom oppfluktstedet og linja fastsatt.

I juni 1996 ble en forsøks-taksering foretatt i de fleste terrengene. Etter dette ble det foretatt en del justeringer av linjer og terrenggrenser. Resultatene ble bare brukt til å teste takseringsopplegg og er ikke benyttet i analysene av effekter av jakt på bestanden. I 1997 ble vårtakseringen foretatt i første del av juni. Etter en utprøving i Meråker-Selbu av taksering på snøføre i mai 1997 ble vårtakseringen i 1998 utført i begynnelsen av mai i alle terrengene. Takseringen om høsten foregikk i midten av august.

3.1.4.1 Nøyaktighet og presisjon

Ved beregning av tetthet er to begrep sentrale: nøyaktighet og presisjon. Det kan best illustreres ved å tenke på blinkskyting. Dersom det skytes 10 skudd og alle er spredt rundt på blinken, men tyngdepunktet i svermen blir midt i

blinken så er gjennomsnittet av disse skuddene nøyaktig. Variasjonen blir derimot stor. Skytes det slik at det dannes en tett punktsky et stykke til høyre fra midtpunktet så er presisjonen god, men nøyaktigheten dårlig.

I en taksering vil denne situasjon være typisk dersom forutsetningene brytes. Den første situasjonen kan gjenspeile et riktig utformet takseringsopplegg hvor den naturlige variasjonen er stor. Nøyaktigheten i takseringsresultatet er avhengig av hvor godt forutsetningene oppfylles og om linjenes plassering er representative for terrenget.

Presisjonen blir bestemt av variasjonen innen de tre komponentene som ligger til grunn for tetthetsberegningen, dvs. brøken N/L (antall observasjoner per linje/linjas lengde), hvor godt de oppmålte linjeavstander kan tilpasses en kontinuerlig avtagende matematisk kurve og hvor mye variasjon det er i flokkstørrelsen.

Presisjonen blir dermed i stor grad påvirket av hvordan rypene er fordelt i terrenget. Er det store forskjeller i antall observasjoner på de ulike linjene blir variasjonen mellom linjene stor. Hvis det er vanskelig å tilpasse en matematisk funksjon til den frekvensfordeling som de oppmålte linjeavstander gir øker også det usikkerheten. På høsten vil også store variasjoner i kullstørrelse (feks. mange enslig/par og store kull, men få små kull) øke usikkerheten i beregningen av gjennomsnittlig kullstørrelse, og dermed også tettheten.

3.1.5 Test av forutsetningene

Vi har gjennomført tester i felt for å kontrollere om metodikken, slik den gjennomføres med bruk av løs fuglehund, tilfredsstillende forutsetninger som metoden bygger på. Forutsetning 4 vil bli nærmere undersøkt i 1999, men noen resultater fra tester under takseringen høsten 1998 foreligger. Vi har også undersøkt det samlede takseringsmateriale med tanke på om mønsteret som er registrert avviker fra hva som er forventet, og for hvilke komponenter variasjonen er størst.

Ved bruk av radioinstrumenterte rypere har vi testet forutsetning 1 og 2. Testene ble foretatt i 1997 og 1998 i dagene før og etter takseringen i Meråker-Selbu. Totalt foretok vi 45 tester i 1997 og 14 i 1998. Testene ble gjennomført ved at en person først lokaliserte den radiomerkede rypa, og deretter la seg i skjul ca 80-150 meter unna fuglen. Et takseringsteam, dvs. hund, hundefører og linjefører, fikk i en avstand av 200-1000 meter fra den radiomerkede rypa beskjed om å gå en kompasskurs som ville føre direkte mot det punkt peileren hadde oppgitt. Posisjonsberegning ved bruk av GPS ble benyttet både til stedfesting av den radiomerkede rypa og til å beregne startsted og kurs for takseringsteamet. Takseringsteamet fikk ingen andre opplysninger enn gangretning. En kontrollør med radiokontakt til peiler gikk ca 25-50 meter bak takseringsteamet. Testen ble avsluttet når den radiomerkede rypa ble funnet eller når teamet hadde gått minst 150 meter forbi den radiomerkede rypa. Metoden medførte at den vinkelrette avstanden mellom takseringslinja og den radiomerkede rypa varierte fra 0-70 meter.

Den første forutsetningen testet vi ved kontinuerlig å overvåke signalstyrken fra den radiomerkede rypa. Dermed kunne vi fastsette om de radioinstrumenterte rypene var aktive, om de forflyttet seg under forsøket og om det var en sammenheng mellom de tilfellene rypene ble funnet/ikke funnet og aktiviteten. Aktiviteten ble inndelt i to perioder. Periode 1 var fra starten på linja til taksør/hund kom ca 100 meter unna fuglen. Periode 2 var fra 100 meters avstand og til fuglen ble funnet eller linja avsluttet.

I analysene hvor vi så på årsaker til at rypene ble funnet/ikke funnet har vi kun benyttet de tester hvor linja kom nærmere enn 50 meter fra rypa, siden det først og fremst er områder nær linja vi ønsket å undersøke. Vi har også satt opp observasjonene fra de ordinære linjetakseringene fra alle år i et frekvensdiagram. Hvis rypene trekker vekk fra linja bør det bli synlig i frekvensdiagrammet ved at det blir flere observasjoner et stykke fra linja enn ved linja.

Forutsetning 2 om at vi fant alle rypene som lå på linja ble testet ved en logistisk regresjon mellom funn/ikke funn av radiofugl og den korteste avstanden mellom linja og den radiomerkede rypa. Dermed kan sannsynligheten for å finne fuglen bli beregnet som en funksjon av ulike parametre. En rekke parametre er her blitt testet. Se vedlegg for detaljert liste.

3.1.6 Analysering

Analysene er foretatt med programmet DISTANCE versjon 3.5. Forholdene under takseringer på snøføre i mai, på barmark i juni og i august vurderes å være så forskjellige at disse tre takseringstidspunktene er behandlet hver for seg. Første skritt i analysen har vært å fastsette hvilken matematisk funksjon det er som best beskriver hvordan oppdagbarheten avtar med økende avstand fra linja for hver av disse takseringene. Til det ble alle observasjonene slått sammen og modellen med lavest verdi for Akaike's informasjonskriterium (AIC; Akaike 1973) ble valgt. Deretter ble det undersøkt om det var reelle forskjeller i oppdagbarhetsfunksjon mellom terreng ved å beregne en oppdagbarhetsfunksjon for hvert terreng og en for terrengene slått sammen. Dersom en sammenslått modell hadde lavere AIC verdi enn områdene hver for seg ble oppdagbarhetsfunksjonen beregnet felles for områdene. Tilsvarende ble gjort for å teste om noen av årene hadde den samme oppdagbarhetsfunksjonen.

Gjennomsnittlig antall observasjoner per linjeenhet (her km) og flokkstørrelsen er beregnet for alle forsøks-terrengene hvert år. Variasjonen mellom linjene i antall observasjoner framkommer ved vanlig gjennomsnittsberegning etter at antall observasjoner er dividert på linjas lengde.

Ved linjetaksering er det vanlig at større grupper oppdages lettere langt fra linja enn små grupper. Hvis effekten også gjelder for linjetaksering av rypen med fuglehund kan den korrigeres på to måter. Enten kan det beregnes en regresjon mellom flokkstørrelse og linjeavstand, eller mellom flokkstørrelse og oppdagbarhetsfunksjonen. Dersom denne er synkende mot linja benyttes verdien der regresjonslinja skjærer y-aksen (flokkstørrelsen) som korrigert verdi på flokkstørrelse. Alternativt kan flokkstørrelsen deles opp i grupper (stratifiseres) og en

oppdagbarhetsfunksjon beregnes for hver gruppe. Ved det siste tilfellet blir gjennomsnittlig flokkstørrelse beregnet for hver gruppe og tettheten fremkommer som en ren summering av tettheten innen hver gruppe. Begge metoder er testet ut for å avgjøre hvilken som er riktigst å benytte ved rypetaksering.

3.2 Fangst, merking og radiopeiling

Høstfangst av lirype, hovedsakelig kyllinger, ble gjennomført i august-september hvert år. Det ble brukt stående fuglehund med 2-3 nett (14x2.2 m) utplassert foran hunden i stand, hvoretter rypene ble forsøkt skremt inn i nettene (Skinner m fl. 1998). Fuglene ble så merket med en fotring, alders- og kjønnsbestemt, samt at standard biometriske målinger ble foretatt. Alle voksne rypen og kyllinger med en kroppsvekt på mer enn 350 gram ble utstyrt med halsbånd radiosender med individuell radiofrekvens og mortalitetsfunksjon (Biotrack, Televilt eller Lotek), mens mindre kyllinger kun ble merket med fotring. Radiosenderne som brukes på rype har en levetid på 12-24 mnd begrenset av batterikapasitet, avhengig av fabrikkat. Totalt er det fanget og merket 135 liryper med denne metoden (51 i 1996, 30 i 1997 og 54 i 1998). Fangstmetoden er effektiv, men ressurs- og mannskapskrevende.

Vinterfangst har blitt gjennomført i mars-april med bruk av snøscooter, lys og håv. Ved fangst ble det gjennomført samme merkeprosedyre som under høstfangsten. Det er totalt merket 85 liryper med denne metoden (17 i 1997 og 68 i 1998). Metoden er lite mannskapskrevende og kostnadseffektiv sammenlignet med høstfangst. Vinteren 1997 ble fangst med bur og beitegjerder utprøvd uten særlig suksess (2 rypen på 50 bur i en måned). Årsaken var hovedsakelig at under de rådende værforhold var burene det meste av tiden nedsnødd og ikke operative for fangst. Fangstmetoden er m.a.o. svært væravhengig.

I tillegg ble det i forbindelse med hovedfagsoppgaver sommeren 1997 og 1998 merket 14 lirypehøner. Disse ble fanget på reir med bruk av not. Til nå i prosjektet er det således totalt merket 236 liryper, hovedsakelig på terreng 14, 15 og 17 i Meråker-Selbu. I alt 206 av disse har blitt utstyrt med radiosendere, og per mai 1999 er det ca 45 rypen som har radiosender som virker.

Rypen med radiosender ble lokalisert med ujevne mellomrom samtidig som det har blitt registrert hvorvidt de sender mortalitets signaler. Det har vært mest intensiv oppfølging av rypene under høstjakt og på våren for å samle informasjon om spredning. Ellers i året har det blitt peilet ca annenhver måned. Peilingene har i all hovedsak blitt foretatt som stedfestede posisjoner ved bruk av retningsbestemte Yagi-antennar, enten til fots eller ved bruk av snøscooter. For å øke rekkevidden i peilingene er det brukt to fastmonterte antenner plassert høyt i terrenget på hver sin fjelltopp. Det er ikke mulig å posisjonsbestemme rypene med denne metoden, men man får viktige data på overlevelse. For å lete etter rypen som verken ble funnet med de fastmonterte- eller retningsbestemte peilingene er det 1-2 ganger i halvåret peilet fra fly. Det ble da søkt i områdene som ligger rundt terrengene i Meråker-Selbu, med en radius med 3-4 mil. Radiopeilingene gav oss viktig informasjon om overlevelse og spredningsatferd.

3.3 Smågnagere

I de to nordligste forsøksområdene ble smågnagerbestanden estimert hver høst enten i forbindelse med rypetaksering i midten av august eller i forbindelse med jakta i september. I noen av områdene ble også smågnagerbestanden estimert om våren like etter at prøveflatene for fangst var framsmeltet (**tabell 1**).

Tabell 1. Smågnagerindeks (n/100 felledøgn) for Meråker og Anarjokka. Antall felledøgn er gitt i parentes – Small mammal index (n/100 trap nights) from Meråker and Anarjokka. Number of trap nights in brackets

Område	År	Vår	Høst
Meråker	1996	-	0.9 (648)
	1997	0 (324)	1.2 (324)
	1998	0 (324)	0 (324)
Anarjokka	1996	0 (108)	1.9 (108)
	1997	0.9 (108)	0 (216)
	1998	-	14.8 (108)

I begge forsøksområde ble det i juni 1996 lagt ut permanente prøveflater for smågnagerfangst. Disse prøveflatene ble senere benyttet ved alle fangstrunder. Hver prøveflate består av et kvadrat med sidelengde 10m. I hvert hjørne plasseres 3 musefeller, totalt 12 per prøveflate. Det ble lagt ut tre prøveflater i hvert av tre ulike habitater; bjørkeskog, dvergbjørkhei og myr, til sammen 108 feller. Fellene var aktivert tre påfølgende dager slik at en hel fangstperiode består av 324 felledøgn. Fellene som ble sjekket daglig var av typen Rapp og ble åtet med sojaolje.

I Meråker ble det i månedsskiftet august-september 1996 gjennomført to slike fangst perioder med 14 dagers mellomrom, uten at resultatene for de to periodene avviker fra hverandre.

3.4 Jegeratferd, jakttrykk og overlevelse hos ryper

I de to første ukene av rypejakta i 1997 ble 9 rypejegere som lå på Bjørnlitjern (terreng 15) og jaktet innenfor et 30 km² stort område av forsøkssterrengene i Meråker utstyrt med GPS-mottakere (GPS 12 eller GPS 12XL, © 1997 GARMIN Corporation). GPS-mottakerne, som er 14.6x5.1x3.4 cm veier 269 g med batterier. GPS-mottakerne ble montert på ryggsekken til jegerne. Mottakerne kunne ta inn signaler fra opp til 12 ulike satellitter samtidig, noe som gjør at nøyaktigheten er betydelig bedret i forhold til tidligere GPS-versjoner. GPS-mottakerne ble forhåndsinnstilt slik at de lagret den posisjonen jegeren befant seg på med ett minutt intervall gjennom hele jaktdagen. Mottageren har kapasitet til å lagre opp til 1024 slike punkter før lagringskapasiteten er oppbrukt og mottakeren må tappes. Registreringsmetodikken gjør at man får et meget nøyaktig bilde over hvor jegeren har jaktet i løpet av dagen. Dette kan sammenlignes med at man registrer "sporet" etter jegeren i løpet av en dag. I tillegg ble hver jeger opplært til å markere nøyaktig posisjon på alle rypene de felte i løpet av disse dagene. Hver kveld ble GPS-mottakerne samlet inn,

koblet til en PC og tappet for lagret informasjon. Nye batterier ble satt inn i mottakerne hver kveld slik at de var klare til neste dags bruk, da batterikapasiteten ikke holdt til mer enn en dags kontinuerlig bruk. De innsamlede data gav i tillegg til informasjon om hvor jegerne jaktet også informasjon om antall timer aktiv jakt, pauser i jakta, total distanse jaktet, jakt hastighet og posisjon på felte ryper.

For å se på fordelingen av jakttrykket i terrenget ble hele området oppdelt i 50x50 meters ruter, hvor hver enkelt rute ble tillagt en verdi som tilsvarte hvor mange ganger i løpet av jakta den var blitt besøkt. Når en jeger jakter med fuglehund er det ikke bare det området som jegeren beveger seg på som blir berørt under jakta, men også det området som hunden dekker. Av den grunn ble det laget en sone ("buffer") på 80 meter til hver side av linja som representerer "sporet" hvor jegeren har jaktet, og dette ble brukt for å se på fordelingen av jakttrykket i terrenget. Årsaken til at det ble brukt en 80 meters sone er at resultater fra takseringene som dette prosjektet har foretatt viser at den effektive søkebredden (ESB) med fuglehund i dette område på høsten er ca 80 meter (se **tabell 5**).

Samtidig med at vi samlet data omkring jegerens jaktatferd, ble 28 radiomerkede liryper som befant seg innenfor jaktterrenget peilet hver formiddag. Dette ble gjort for å undersøke om det var noen sammenheng mellom jakttrykket i leveområdet til ei rype og sannsynligheten for at denne ble skutt i løpet av jakta. Samtidig ble det også undersøkt om forstyrrelse i form av jeger og hund medførte en økt forflytning av ryper fra en dag til den neste. Ryper som ble peilet til en posisjon som lå 80 meter eller nærmere det jaktruta til en jeger på en gitt dag, ble definert som forstyrret.

4 Foreløpige resultater og diskusjon

4.1 Testing av takseringsmetodikken

4.1.1 Forutsetning 1

Rypene oppdages på sin opprinnelige posisjon.

Vi gjennomførte 59 tester, men på en av testene var det ikke mulig å registrere rypas aktivitet. For de 58 aktivitetstestene var de radiomerkede rypene i ro under hele testen i 52 % av forsøkene. Av de 37 som var passive mens takseringsteamet/hunden var mer enn 100 meter unna, ble kun 7 aktive når de kom nærmere (**tabell 2**). Av 21 ryper som var aktive tidlige i forsøket, ble 12 passive. Bare 9 forble i aktivitet når takseringsteamet kom nærme.

Det var en større andel av de rypene som var aktive mens takseringsteamet var langt unna, som roet seg ned når hund eller folk nærmet seg, enn passive ryper som ble aktive ($p = 0.05$). Dette tyder på at den vanligste reaksjon hos ryper når de registrerer at noe nærmer seg er å trykke.

Ved å sammenlikne hvor den radiomerkede rypa var før testen startet med oppfluktpunktet (dersom den ikke ble funnet av taksørerne støkket vi fuglen) kunne vi undersøke hvor langt rypene forflyttet seg under testen og i hvilken retning. I 49 tilfeller (83 %) var rypa på samme sted, i 7 tilfelle fjernet rypa seg og i 3 tilfeller gikk den nærmere linja. Den maksimale avstand vi registrerte at rypa fjernet seg var 23 meter. Vi kunne ikke oppdage noen retningsbestemt forflytning vekk fra takseringslinja. I de tilfeller hvor rypene flyttet seg, virket det som de oppsøkte nærmeste sted med godt skjul.

Tabell 2. Aktiviteten til de radiomerkete rypene under test av forutsetninger i linjetakseringen ved bruk av hund. Aktiviteten er delt inn i tidsperioden hvor takseringsteamet (taksører eller hund) var lengre enn 100 meter unna rypa, og i perioden når de var nærmere enn 100 meter. – The behaviour of radio-tagged willow ptarmigan during tests of line transect surveys using pointing dogs. The activity of the birds was calculated in two different categories, 1) when the census team (observer or dog) was more than 100 meters from the birds, and 2) when the census team was less than 100 meters from the birds.

		Avstand mindre enn 100 m		
		Ikke - aktiv ¹	Aktiv ²	Totalt (n)
Avstand mer enn 100 m	Ikke - aktiv ¹	30 (81 %)	7 (19 %)	37
	Aktiv ²	12 (57 %)	9 (43 %)	21
	Totalt	42 (72 %)	16 (28 %)	58

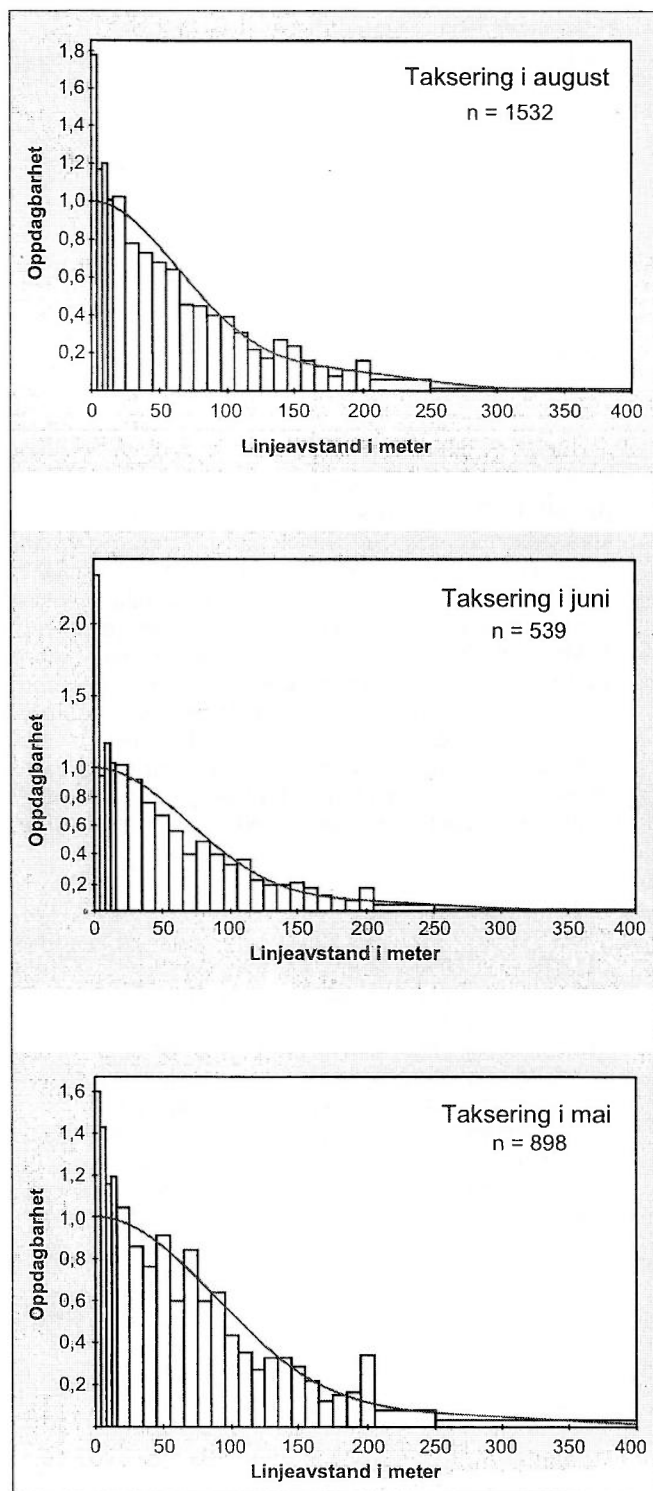
¹ ikke registrert varierende signalstyrke
² registrert varierende signalstyrke en del av tiden

Tabell 3. Virkningen av rypenes aktivitet på utfallet av testene fordelt på to avstandsgrupper. – The effects of the activity of willow ptarmigan on the outcome of the tests in two distance categories.

		Testutfall		
		Ikke - funnet	Funnet	Totalt (n)
Avstand > 100 m	Ikke - aktiv	15 %	85 %	33
	Aktiv	42 %	58 %	19
Avstand < 100 m	Ikke - aktiv	26 %	74 %	39
	Aktiv	23 %	77 %	13

Rypenes aktivitet påvirket deres sjanser til å bli oppdaget (**tabell 3**). De rypene som var aktive før takseringsteamet kom nærmere enn 100 meter, ble funnet i langt mindre grad enn de som forholdt seg i ro i denne perioden ($p = 0.03$). Noen slik forskjell var ikke å se når takseringsteamet var kommet nærmere fuglen ($p = 0.8$). Forskjellen kan ikke forklares med et tilfeldig skjevt utvalg i flokkstørrelse eller avstanden mellom takseringslinja og rypa, da ingen av disse faktorer viste noen sammenheng med rypas aktivitet. Siden takseringsteamet neppe kan ha påvirket rypenes aktivitet på avstander over 100 meter, har trolig en del av rypene reagert på peileren ved å bevege seg til et sted med bedre skjul. Dermed kan de ha redusert muligheten for å bli oppdaget.

Frekvensdiagrammet over samtlige oppflukter fra takseringene viste heller ikke tegn på at rypene fjerner seg fra linja når taksør eller hund nærmer seg for noen av takseringsperiodene (**figur 4**). De høye søylene i avstanden 0-4 meter skyldes nok primært at for mange av observasjonene nær linja er klassifisert som på linja. Dette viser at mange har slurvet med å holde linjas plassering adskilt fra oppfluktpunktet når oppflukten skjedde i området nær linja. Samtidig kan det også være en effekt av at ved avstander mindre enn ca 4 meter letter alle ryper når taksørerne passerer. Ser vi bort fra den første søylen, viser dataene fra takseringen i juni en skulder fram til ca 25 m.



Figur 4

Frekvensdiagram med kurven for oppdagbarhetsfunksjonen inntegnet for samtlige observasjoner i årene 1996-1998. Søylen viser hvordan fordelingen av rypeobservasjonene avtar med økende avstand fra linja. Intervallbredden fram til 16 meter er på 4 meter, fram til 205 meter er den 10 meter, deretter 50 meter og det siste intervallet dekker 150 meter. – Frequency distribution with curve of detection function drawn for all observations during 1996-1998. The bars show how the distribution of observations decreases with increasing distance from the census line. The intervals are 4 meters up to 16 meters, 10 meters up to 205 meters, then 50 meters, and the last interval covers 150 meters.

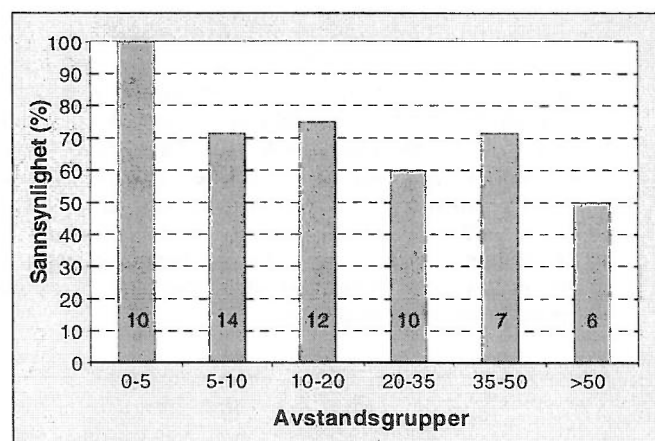
For augusttakseringen viser frekvensdiagrammet også en skulder ved ca 25 meter for så å avta raskere. I takseringen på snøføre ser det ut til at oppdagbarheten avtar jevnt fra linja.

Ut fra disse undersøkelser kan vi konkludere med at ved denne type taksering er ingen ekstra tiltak nødvendig for å tilfredstille forutsetning om at rypene oppdages på sin opprinnelige posisjon.

4.1.2 Forutsetning 2

Alle rypene som befinner seg på takseringslinja blir oppdaget.

Når det gjaldt spørsmålet om i hvilken grad ryper på takseringslinja blir funnet undersøkte vi først hvordan sannsynligheten for funn varierte med avstanden fra linja uten å korrigere for andre faktorer. Dette viste at alle rypene (11 tester) som var nærmere enn 7 meter fra linja ble funnet. I disse testene ble omtrent den samme andelen (60-75 %) av rypene funnet i avstandsgruppene fra 5-50 meter (figur 5). For avstander over 50 meter ble kun halvparten av rypene funnet, men datamaterialet her var lite (kun 6 tester).



Figur 5

Sannsynligheten for å oppdage liryper fordelt på seks avstandsgrupper fra takseringslinja. Resultatet er basert på tester utført på radiomerkede liryper. Materialstørrelsen står skrevet på søylene. I den nærmeste avstandsgruppen til takseringslinja ble alle rypene funnet. – The probability to detect willow ptarmigan in six categories of distance from the census line. The results are based on tests with radio-tagged birds. Sample sizes are written on the bars. In the zone closest to the census line all birds were detected.

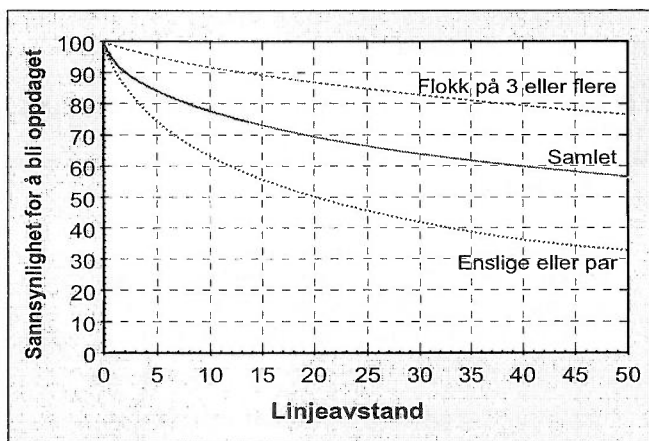
Det er rimelig å tro at oppdagbarheten av ryper øker med flokkstørrelsen. I våre tester var det en svak tendens til at flokkstørrelsen økte med avstanden fra linja. Dermed skulle ikke en skjev fordeling av flokkstørrelse være årsak til mønsteret i figuren.

I de videre analyser har vi kun sett på de forsøk hvor avstanden til linja var mindre enn 50 meter. Først delte vi forsøkene i de tre gruppene: enslig, par og flokker på 3 eller flere ryper. Det viste seg at både enslige ryper og par ble funnet i 60 % av tilfellene, mens kullene ble funnet i 89 %.

I en logistisk regresjon viser en inndeling i enslig/par og flokker på 3 eller flere også mindre variasjon (lavest deviance) enn en inndeling med enslige og flokker på 2 eller flere. I videre analyser har vi derfor delt flokkstørrelsen opp i to grupper: enslig/par og kull (3 eller flere).

Størst sammenheng med de observerte oppdagbarheter, basert på logistisk regresjon, viste faktoren for flokkstørrelse. Deretter kom tiden forsøket hadde tatt. Med økt tid på testen gikk oppdagbarheten ned. Dette kan gjenspeile en trøtthetsvirkning hos hunden. Rypas aktivitet mens takseringsteamet var langt vekk kom inn som faktor nummer tre.

Virkningen av avstanden mellom takseringslinja og rypa kom først inn som fjerde faktor. Den siste faktor som viste statistisk sammenheng med de observerte oppdagbarheter var hundens søksmønster. Vi hadde foretatt en skjønnsmessig gradering av hundens søksmønster etter en skala fra 1 til 5. Dess mer åpent hunden søkte dess mer sjeldent fant den rypa med radiosender. For de øvrige faktorer som ble målt var det ingen statistisk sikker sammenheng med oppdagbarheten av de radiomerkede rypene.



Figur 6
Resultatet av en logistisk regresjon mellom utfallet av testene og avstanden mellom den radiomerkede rypa og takseringslinja for enslige/par, kull og samlet. – The result of a logistic regression between the outcome of the tests and the distance between the radio-tagged bird and the census line for single birds/pairs, brood/flock (3 or more birds) and total data pooled.

Baserer vi den logistiske regresjonen på faktorene linjeavstand og flokkstørrelse, siden det er mulig å ta hensyn til disse under analyser av takseringsdataene, viste det at sannsynligheten for å finne ryper er så godt som 100 % på linja, både for enslig/par og for flokker på 3 eller flere (figur 6). Sannsynligheten for å oppdage enslige og par faller derimot raskere med økende avstand fra linja enn for flokker.

Ut fra disse undersøkelser kan vi konkludere med at ved denne type taksering er ingen ekstra tiltak nødvendig for å tilfredsstille forutsetningen om at alle rypene som befinner seg på takseringslinja blir oppdaget.

4.1.3 Forutsetning 4

Nærområdene til takseringslinja blir avsøkt med samme intensitet i hele linjas lengde. Større partier hvor hunden ikke har søkt bør sjeldent forekomme.

Forutsetningen kan testes ved å montere GPS-mottakere på et utvalg hunder under ordinær taksering, slik at hundens søksmønster kan kartfestes, og sammenliknes med fordelingen av egnet rypehabitat. I 1998 forsøkte vi å montere GPS-mottakere på et fåtall hunder under høsttakseringen. Forsøket viste at GPS'en hadde satellittkontakt så godt som hele tiden. Hundens løpstrasé kunne dermed bli registrert (figur 7).

I hundens søksmønster er det en del overlapp. Lengden hunden løper gir derfor ikke det rette bilde av hvordan hunden har dekt terrenget. Til det er det nødvendig å beregne et areal på hver side av hundens søketrasé. Dette gir mulighet for å beregne det totale arealet hunden har avsøkt.

Arealet kan også beregnes i avstandssoner fra takseringslinja. Denne arealfordelingen bør være omtrent lik med frekvensfordelingen basert på oppmålte linjeavstander (figur 4). Med kjennskap til det areal hunden dekker rundt sin løpstrasé og vegetasjonen kan det beregnes i hvilken grad hunden dekker nærområdene på begge sider av takseringslinja. Dermed kan denne eventuelle feilkilden estimeres.

Nå kjenner vi ikke hva som kan betraktes som gjennomsnittlig effektiv søkebredde (ESB-verdi) for en hund i søk. Det areal som fremkommer ved å beregne en oppdagbarhetsfunksjon ut fra de målte linjeavstander bør imidlertid være likt det areal som dannes ved beregning av hundens og taksørenes effektive søkebredde.

Vi kan sette at dekket areal beregnet etter den vanlige linjetakseringsmetodikken er lik dekket areal av hund pluss det areal som er dekket av taksørene. Formelen blir da:

$$2 \times \text{ESB}_t \times L_t = 2 \times \text{ESB}_h \times L_h + 2 \times \text{ESB}_i \times L_i$$

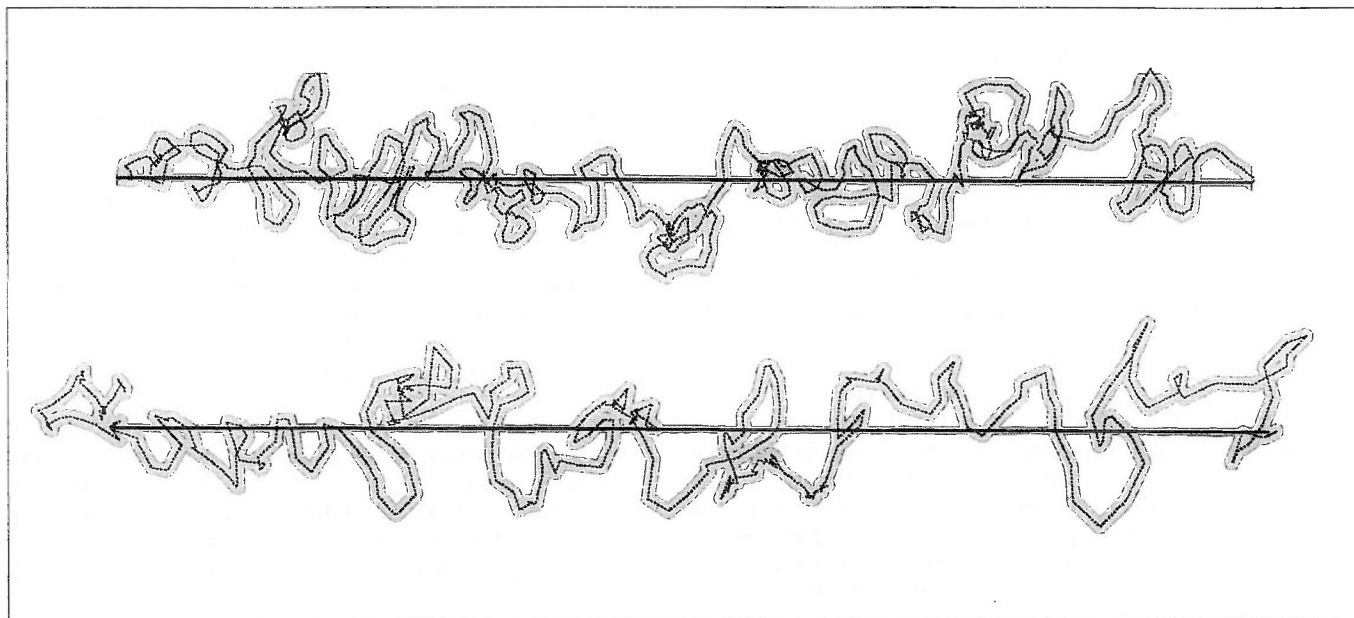
-hvor t står for takseringslinja med taksør og hund, t står for taksør og h står for hund.

ESB = effektiv søkebredde

L_i = takseringens lengde

L_h = hundens søkelengde.

På grunn av at hunden vil overlape både sin egen søketrasé og taksørenes mange ganger må areal dekket beregnes ved bufferanalyser i et geografisk informasjonssystem (figur 7). Denne overlappingen gjør også at komponentene ikke kan beregnes hver for seg (uten samtidig å trekke fra overlappet). Settes ESB_i lik 10 meter (se avsnitt 4.1.4), slik som beregnet i takseringene, kan bufferanalyser gjennomføres med ulike verdier for ESB_h .



Figur 7

To eksempler på hunders søksmønster registrert ved bruk av GPS på hunden under taksering høsten 1998. På begge sider av hundens løpstrasé er det inntegnet en 20 meters buffersone. Rundt takseringslinja er buffersonen satt til 10 meter, dvs. lik beregnet ESB for taksør. Registreringen viser at det kan dannes relativt store luker nær takseringslinja, men foreløpig vet vi ikke hvordan vegetasjonen er i disse lukene. – Two examples of search pattern of dogs registered with a GPS mounted on the dogs during August census in 1998. On both sides of the trail a 20 meters buffer zone is drawn. Adjacent to the census line the buffer zone is 10 meters, i.e. equal to calculated ESW of observer. The data shows that relatively big gaps can be found close to the census line, but as yet we don't know the vegetation in these gaps.

Beregninger basert på det arealet hunden dekket på to linjer fra ulike terreng sammenliknet med ESB_H fra de samme terrengene tyder på at ESB for hund ligger i området 15-20 meter. Nå har selvsagt ikke hunden med GPS stått for alle observasjoner som ligger bak oppdagbarhetsfunksjonen, men den er trolig representativ for terrenget. Resultatet er i overensstemmelse med resultatene fra testene på radiomerkede rypen. Her gikk hunden i flere tilfeller forbi rypen på bare noen meters avstand. Disse rypene ble seinere støkket av taksørene. Vi vil i 1999 utføre flere tester hvor hund har påmontert GPS under takseringen. Dermed vil vi kunne fastslå ESB for hund, og analysere i hvilken grad hundene har avsøkt nærområdet til linja.

Som en kuriositet kan nevnes at begge hundene som ble brukt i dette forsøket tilbakela en distanse som var i overkant av 7 ganger takseringslinjas lengde.

4.1.4 Korreksjon av flokkstørrelse

Vi har videre undersøkt om mønsteret med økende flokkstørrelse med økende avstand fra linja gjenspeiles i takseringsdataene om høsten, og hvor stor feilprosenten blir dersom flokkstørrelsen blir beregnet som et gjennomsnitt av samtlige observasjoner innen et terreng.

Vi har beregnet en lineær regresjon mellom flokkstørrelse og linjeavstand, og mellom flokkstørrelse og oppdagbarhetsfunksjonen. De gir begge en statistisk sikker økning i flokkstørrelse med økende avstand fra linja ($n = 1451$, $p < 0.001$). Etter å ha korrigert for at sannsynligheten for å oppdage kull avtar mindre enn sannsynligheten for å oppdage enslig eller par med økende avstand fra

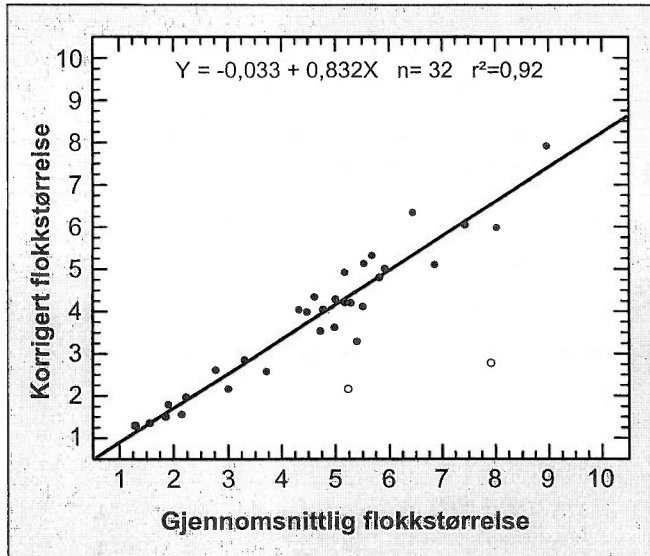
takseringslinja gav begge metodene 11.5 % reduksjon i flokkstørrelse. Tar vi vekk områdene som hadde en gjennomsnittlig flokkstørrelse på 4.5 eller mindre (liten kyllingproduksjon) øker forklaringsgraden noe, men fortsatt var reduksjonen på ca 11 %.

For å undersøke om gjennomsnittlig flokkstørrelse kan korrigeres med en fast faktor uavhengig av kyllingproduksjonen beregnet vi først gjennomsnittlig flokkstørrelse for hver taksering på terrengene. Deretter beregnet vi en korrigert verdi ut fra en regresjon mellom flokkstørrelse og linjeavstand. Vi benyttet kun avstander under 200 meter, da det er disse som vil inngå i beregningene fra høsttakseringene. Verdien for den korrigerte flokkstørrelsen blir der regresjonslinja skjærer y-aksen, siden vi har 100 % oppdagbarhet på linja.

Regresjoner ble beregnet både for uttransformerte data og for logaritmisk transformerte data. Utransformerte data gav høyest forklaringsgrad (**figur 8**). To av takseringene (åpne sirkler på **figur 8**) viste store avvik fra gjennomsnittet. Disse to er derfor holdt utenfor i beregningen av regresjonslinja. Siden sammenhengen mellom de korrigerte verdier og vanlig gjennomsnittsverdier for kullstørrelse best kunne forklares ved uttransformerte data betyr det at reduksjonsgraden kan betraktes som uavhengig av kyllingproduksjonen, og en fast korreksjonsfaktor kan benyttes. I dette materialet var den på 17 %, det vil si noe høyere enn analysen på totalmaterialet under ett. Denne analysen tyder på at beregninger av flokkstørrelse i august basert på et rent gjennomsnitt overestimerer flokkstørrelsen i størrelsesorden 11-17 %.

For takseringene i juni ($n = 517$) var det ingen sammenheng mellom flokkstørrelsen og linjeavstanden.

For takseringene på snøføre i mai var det en svak tendens til at flokkstørrelsen økte med økende linjeavstand ($p = 0.054$), men den korrigerte flokkstørrelsen for hele takseringsmaterialet samlet ($n = 856$) var kun 2.3 % lavere enn gjennomsnittet.



Figur 8

Sammenhengen mellom flokkstørrelsen beregnet som et gjennomsnitt av alle observasjoner og en korrigert verdi for flokkstørrelsen. Den korrigerte verdien er beregnet ved lineær regresjon mellom flokkstørrelsen og linjeavstanden og korrigerer for at flokkstørrelsen øker med avstanden fra linja. Åpne sirkler er holdt utenfor i beregning av regresjonslinja. – The relationship between flock size calculated as the mean of all observations and a corrected value of flock size. The corrected value is calculated using a linear regression between flock size and distance from census line and corrects for an increase in flock size with distance from census line.

Når det gjelder mønsteret i hvordan observasjonene blir gjort stod støkk av taksører kun for 4 %, mens hunden fant 93 %. Tre prosent kunne ikke klassifiseres til hund eller taksør. I en avstand inntil 20 meter fra takseringslinja stod taksørene for 11 % av observasjonene (42 stk). I sonen fra 20-50 meter var dette redusert til 1.6 % (6 stk). En beregning av ESB for de observasjoner hvor fuglen ble oppdaget av taksørene (44 stk) gav 10.5 meter som resultat.

De tilfeller hvor fuglen ble oppdaget på grunn av hunden tok stand utgjorde 70 %. Andelen av observasjonene hvor hunden støkket fugl avtok svakt med økende avstand fra linja. Spesielt var andelen støkk stor i en avstand inntil 20 meter fra linja (40 %), og det selv om observasjoner hvor taksørene støkket fugl var tatt vekk.

4.2 Beregning av bestand, jaktkvoter og jaktuttak

Takseringene på terrengene i Anarjokka (4 stk), Meråker-Selbu (5 stk) og Holtålen (2 stk) ble administrert som en felles enhet. I Dalsbygda ble jaktterrengene som var leid ut på åremål (3 stk) taksert av leietakerne, mens området med kortsalg (2 stk) ble takserte av medlemmer i Os JFF.

Ved analyseringer av oppdagbarhets-funksjon ble det tatt utgangspunkt i denne administrative inndelingen.

Av de modeller Buckland m.fl. (1993) anbefaler var det half-normal med cosinus justering som gjennomgående hadde laveste AIC-verdier. Denne modellen ble derfor valgt i alle videre analyser. Resultatene fra vårtakseringene viste at det ikke var statistiske forskjeller i oppdagbarhets-funksjonen verken mellom områdene eller mellom år for barmarkstakseringen (tabell 4). For takseringene på barmark er derfor tettheten beregnet ut fra den samme verdi på ESB for alle terrengene.

Det var klare forskjeller mellom de tre forsøksområdene for takseringene på snøføre. Både Anarjokka og i Meråker-Selbu kunne terrengene slås sammen, mens i Holtålen-Dalsbygda området var det nødvendig å beregne egne oppdagbarhetsfunksjoner for terrengene i Holtålen, Dalsbygda øst og Dalsbygda vest.

Boks 2. Generell forklaring av variasjonskoeffisient (%CV) og 10 % konfidensintervall.

Variasjonskoeffisient (%CV)

uttrykker variasjonen (usikkerheten) i datamaterialet. Lave verdier angir liten usikkerhet, mens høye verdier indikerer stor usikkerhet.

10% konfidensintervall

uttrykker at vi med 90% sikkerhet kan si at verdien vi har beregnet ligger et sted mellom nedre (N) og øvre (Ø) grenseverdi.

Dette betyr at de endelige tall for tetthet først vil foreligge når prosjektet er ferdig, siden nye år vil føre til at oppdagbarhetsfunksjonen blir noe forandret. Takseringen på snøføre ga som ventet et større areal dekket. Varierende vær- og snøforhold er trolig den viktigste årsaken til at oppdagbarheten på taksering i mai varierer mer mellom områdene enn den gjorde i juni.

Tabell 4. Beregnet effektiv søkebredde (ESB) i meter for vårtakseringene. n = antall observasjoner, %CV = variasjonskoeffisienten uttrykt som prosent. – Calculated effective searching width (ESB) in meters during spring census. n = number of observations, %CV = coefficient of variation expressed as percent of mean.

Område	Periode	n	ESB	%CV
Taksering på barmark (juni), alle områder	1996-97	509	73	5.7
Taksering på snø				
Anarjokka	1998	130	143	7.9
Meråker-Selbu	1997	145	113	6.2
	1998	263	96	6.4
Holtålen	1997-98	145	110	10.1
Berghøgda	1997 ¹	25	41	20.0
Dalsbygda Øst	1998	49	137	11.0
Dalsbygda Vest	1998	97	80	8.4

¹ Berghøgda ble taksert to ganger i 1997. Taksering i juni gav ESB = 73. Måltakseringen ble foretatt i tåke og redusert sikt gav ESB på 41 meter (%CV= 20).

For høsttakseringene var det nødvendig med en ytterligere oppdeling (**tabell 5**). Oppdelingen gjenspeiler inndelingen i takseringsteam. Middagskneppen høsten 1997 skilte seg ut ved meget lav ESB. Disse ble foretatt en uke etter takseringene ved Berghøgda, og under meget varme værforhold. Den lave ESB verdien for Middagskneppen dette året er trolige forårsaket av de spesielt tørre og varme forholdene. På takseringene i august var det nødvendig å korrigere for effekten av økende flokkstørrelse med økende avstand fra linja (se 4.1.4). En oppdeling basert på enslig/par og flokker på 3 eller flere gav lavere AIC-verdi enn en samlet beregning av ESB for flere av terrengene. Ytterligere oppdeling gav grupper med for få observasjoner til at det var tilrådelig å beregne egne oppdagbarhetsfunksjoner.

En korrigerings basert på regresjon mellom flokkstørrelse og linjeavstand gikk i flere tilfeller også motsatt av forventet, dvs. kullstørrelsen økte mot linja. Denne effekten var tydeligst for de terrengene hvor antallet observasjoner var få. Trolig er dette kun et utslag av tilfeldighet på grunn av få observasjoner. En oppdeling på enslige/par og flokker på tre eller flere, for deretter å beregne tettheten for hver av gruppene, ser derfor ut til å være den beste korreksjonsmetoden ved rypetaksering. De terreng hvor det var tydelig forskjell i oppdagbarhetsfunksjonen mellom de to gruppene, hadde en lavere AIC-verdi ved oppdeling enn uten. Disse er ført opp i **tabell 5** med verdiene for enslig/par først og for flokker på tre eller flere etter skillestreken i ESB-kolonnen.

Når analysene viser at det er liten variasjon i ESB mellom år tyder det på at værforholdene i liten grad har påvirket hundenes søksmønster. Unntaket er takseringene på de varme augustdagene på Middagskneppen i 1997. Vi ser derimot at det er store forskjeller mellom de enkelte takseringsområder i hvor mye terreng som dekkes.

De tre forsøksområdene, med totalt 16 jaktterreng har tilsammen 234 takseringslinjer. Presisjonen i bestands-estimatet innen hvert terreng blir vanligvis bedre dess flere observasjoner som ligger bak. Vi har derfor forsøkt å få taksert alle linjene på hver takseringsrunde, så totalt er det blitt tilbakelagt mellom 500-800 km under hver takseringsrunde (**tabell 6** og **7**). Likevel er det på enkelte terreng blitt en stor usikkerhet i tetthets-estimatet. For noen terreng har variasjonskoeffisienten kommet opp i 40 % på enkelte takseringer. Årsaken er vanligvis at det på mange linjer ikke ble funnet fugl, dermed ble det stor variasjon i antall observasjoner per lengdeenhet mellom linjene. Dette kommer tydelig fram ved å se på de tre variasjonskomponentene som inngår i tetthetsberegningen: dvs. brøken N/L (antall observasjoner per linje/linjas lengde), hvor godt de oppmålte linjeavstander kan tilpasses en kontinuerlig avtagende matematisk kurve og hvor mye variasjon det er i flokkstørrelsen.

Variasjonen i observasjoner mellom linjene står for mellom 46 % til 72 % av den totale variasjonen i tetthet (**tabell 8**) og varierer lite mellom takseringsenhetene. Variasjon i flokkstørrelse og hvor godt de oppmålte linjeavstander kan tilpasses en matematisk funksjon har langt mindre innvirkning på totalvariasjonen. Men tilfredstilles ikke forutsetningene i metoden, vil disse to faktorer medføre at vi får liten nøyaktighet i estimatet. Vi vil da få en systematisk feil som ikke kommer fram ved beregningen av usikkerhet.

Tabell 5. Beregnet effektiv søkebredde (ESB) i meter for høsttakseringene. Det er foretatt en inndeling i enslig/par og flokker på tre eller flere hvis dette gav lavere AIC enn en felles beregning av ESB (se teksten). n = antall observasjoner, %CV = variasjonskoeffisienten uttrykt som prosent. – Calculated effective searching width (ESW) in meters during autumn census. A division of the data into single/pairs and flocks ≥ 3 was made if this gave a lower AIC than combining the data in the calculation of ESW. n = number of observations, %CV = coefficient of variation expressed as percent of mean.

Område	Periode	n	ESB	%CV
Anarjokka	1996-98	307	77	7.4
Meråker-Selbu	1996-98	182/317	66/101	6.6/7.4
Holtålen	1996-98	232	87	7.2
Middagskneppen ¹	1997	28	46	17.1
Dalsbygda Øst	1996-98	52/112	72/106	14.2/12.8
Dalsbygda Vest				
Rabblia+ Dalfjellet øst	1996-98	62	123	9.6
Dalfjellet vest + Vestfeltet	1996-98	43/51	57/82	10.1/10.7

¹ Middagskneppen i 1997 skilte seg ut og kunne ikke slås sammen med de øvrige takseringer i Holtålen.

Den store variasjonen i antall observasjoner mellom linjene kan reduseres ved å stratifisere terrengene. Det vil si å dele dem opp i mindre enheter hvor tettheten av ryper er mer lik, og så først beregne tettheten innen disse strata. Vi jobber med å få tatt i bruk satellittdata til å utarbeide vegetasjonskart. Disse vil kunne danne grunnlaget for en slik stratifisering. Dette regner vi med å få gjennomført innen slutføringen av prosjektet. En slik stratifisering vil først og fremst kunne redusere variasjonen, tettheten vil bli mindre påvirket. Dette fordi designen med parallelle linjer (se **figur 1**) gjør at det området linjene går gjennom blir noenlunde representativt for den vegetasjon- og høydefordeling som terrengene har.

Resultatene beregnet uten en stratifisering innenfor terrengene viste at Finnmarksområdet (Anarjokka) i snitt hadde en tetthet for årene 1997-98 på 5.3 liryper/km² om våren, mens tallene for Meråker-Selbu og Holtålen-Dalsbygda var henholdsvis 7.7 og 8.2 liryper/km². Det vil si at tettheten om våren i gjennomsnitt ikke har variert så mye mellom områdene (**tabell 6**). Generelt sett har terrengene i Anarjokka hatt en dårligere vårbestand enn i de andre områdene. Det har dessuten vært en økende vårbestand i de to sydligste områdene, mens Anarjokka har hatt motsatt tendens i løpet av prosjektperioden.

Tettheten av liryper i august har vist til dels store forskjeller. Holtålen-Dalsbygda-terrengene hadde i snitt for årene 1996-98 en tetthet på 21.5 liryper/km² (**tabell 7**). For Meråker-Selbu var tettheten 18.9 liryper/km² og i Anarjokka 9,1 liryper/km². I alle områder var det en nedgang i tetthet i 1997, men den store økningen i tetthet i 1998 kom bare i de to sydligste områdene. Her var det et meget godt produksjonsår i 1998.

Tabell 6. Data fra takseringene på våren (mai og juni) i forsøksområdene i årene 1997-1998. Antall observasjoner angir antallet oppflukter, f. eks. utgjør både en enkeltfugl og et par én observasjon. (se også **boks 2** for forklaringer). – Data from spring census (May and June) of the experimental areas during 1997-1998. Number of observations denotes number of flushes, e.g. both a single bird and a pair count as one observation.

Områder	Lengde taksert (km)		Antall observasjoner		Tetthet (liryper/ km ²)		Variasjons koeffisient (%CV)		10 % konfidensintervall				
	97	98	97	98	97	98	97	98	1997		1998		
									N	Ø	N	Ø	
Anarjokka													
A	50.0	45.3	38	32	9.9	4.2	23	20	6.7	14.8	2.9	5.9	
B		50.1		29		3.7		24			2.4	5.7	
C	56.8	47.9	24	47	5.4	5.7	13	19	4.3	6.8	4.1	8.0	
D/E ¹		43.9		22		2.9		25			1.9	4.6	
Meråker-Selbu													
12	36.8	43.0	37	28	6.0	6.2	26	26	3.9	9.4	3.9	9.7	
14	52.9	40.6	23	39	2.6	7.0	23	25	1.8	3.8	4.6	10.7	
15	37.1	46.4	39	55	6.2	10.5	24	18	4.1	9.3	7.8	14.1	
16	43.1	41.4	46	59	8.3	12.4	19	21	6.1	11.5	8.8	17.7	
17		70.5		83		9.8		13			7.9	12.2	
Holtålen-Dalsbygda													
Berghøgda	79.7	50.7	35	44	6.6	6.4	31	22	3.6	12.1	4.4	9.2	
Middagskneppen	60.0	64.8	40	61	5.2	6.8	23	22	3.5	7.7	4.7	9.8	
Dalsbygda øst	57.2	40.6	39	49	9.0	7.4	21	18	5.4	15.1	4.6	11.7	
Dalsbygda vest	74.4	73.4	65	97	10.8	13.2	40	29	5.8	20.9	8.5	21.9	

¹ Terreng D i Anarjokka ble fra 1997 erstattet med terreng E.

Tabell 7. Data fra takseringene i august på forsøksområdene i årene 1996-1998 (tabellforklaring se tabell 6). – Data from August census of the experimental areas during 1996- 1998 (see table 6 for explanations).

Områder	Lengde taksert (km)			Antall observasjoner			Tetthet (liryper/ km ²)			Variasjons koeffisient (%CV)			10 % konfidensintervall					
	96	97	98	96	97	98	96	97	98	96	97	98	1996		1997		1998	
													N	Ø	N	Ø	N	Ø
Anarjokka																		
A	39.7	45.3	45.3	16	30	29	3.3	6.8	9.2	26	30	31	2.1	5.2	4.1	11.2	5.4	15.7
B	50.1	54.0	50.1	29	25	31	8.1	8.9	7.3	32	28	30	4.8	13.6	5.6	14.2	4.3	12.2
C	48.1	48.1	46.2	40	18	30	12.3	9.1	12.0	23	33	23	8.4	18.0	5.3	15.7	8.2	17.6
D/E ¹	52.2	47.0	49.0	22	13	24	5.5	7.4	9.4	37	40	34	3.0	10.1	3.8	14.3	5.3	16.8
Meråker-Selbu																		
12	44.8	54.9	50.8	25	24	39	13.0	15.9	28.5	22	30	21	8.1	20.9	9.2	27.5	19.4	41.9
14	50.6	50.7	48.5	23	17	34	14.2	8.7	20.2	27	39	27	8.2	24.7	4.2	18.1	11.8	34.7
15	48.6	48.7	48.6	34	25	70	21.3	20.7	37.2	37	19	18	10.8	41.9	14.3	30.4	25.7	54.2
16	45.8	47.9	47.9	27	27	57	15.6	10.5	23.9	26	27	18	9.5	25.7	5.7	19.3	16.2	35.4
17		70.5	70.5		31	56		12.5	24.8		24	18			8.0	19.7	17.8	34.9
Holtålen-Dalsbygda																		
Berghøgda	75.0	84.8	91.1	45	37	57	15.1	13.1	17.3	27	23	25	9.7	23.7	8.9	19.3	11.5	25.9
Middagsk.	57.8	61.9	69.2	34	28	59	17.6	20.6	28.4	22	32	19	11.5	27.1	12.2	34.8	20.8	38.7
Dalsbyg. øst	51.0	51.0	47.6	48	43	63	31.4	17.1	46.0	17	23	24	19.8	50.0	8.7	34.3	26.0	84.4
Dalsbyg. vest	96.1	87.3	86.9	57	33	66	16.0	13.2	22.2	31	43	28	8.7	30.5	5.8	28.6	12.1	41.8

¹ Terreng D i Anarjokka ble fra 1997 erstattet med terreng E.

Tabell 8. Prosentfordeling av de variasjonskomponenter som inngår i tetthetsberegningen vår og høst. N/L = antall observasjoner per linje/linjas lengde. Flokk = flokkstørrelsen. – Percent distribution of the components of variation used in calculation of spring and autumn density. N/L = number of observations per census line/line length. Flokk = flock size.

Område	Vår			Høst		
	N/L	ESB	Flokk	N/L	ESB	Flokk
Anarjokka	66	21	13	46	16	39
Meråker-Selbu	65	19	16	62	15	22
Holtålen	64	23	13	49	21	30
Dalsbygda Øst	72	21	7	56	25	19
Dalsbygda Vest	64	24	12	57	22	21
Snitt	66	22	12	54	20	26

I prosjektets avskytningsopplegg var det i utgangspunktet beregnet å ta ut 0 %, 15 % og 30 % av bestanden før jakt. Uttak på 15 % og 30 % av bestanden viste seg å være lett i enkelte av terrengene, men nærmest umulig i andre (tabell 9). På terrengene i Anarjokka brukte 4 jegere 3-4 dager på å felle 30 % av bestanden, men så var også dette håndplukkede jegere som foretok jakten i prosjektets regi. På terreng 12 i Meråker-Selbu, samt Berghøgda og Middagskneppen i Holtålen har vi ikke greid å felle 30 %. Her virket det som at en stor del av rypekullene trakk ut av jaktområdet etter noen dagers jakt. Et tilsvarende mønster gjorde seg gjeldene i Dalsbygda høsten 1998. Rypenes atferd, terrengets topografi og vegetasjon, samt jegernes atferd synes å være viktig for hvor stor andel av rypene det er mulig å skyte på et gitt terreng. Se forøvrig sammenhengen mellom jakttrykk og prosent liryper felt i kap. 4.7.

Oppsummering

Vi har nå undersøkt om forutsetningene for å bruke linjetaksering på lirype tilfredstilles ved bruk av fuglehund for to av tre aktuelle forutsetninger. Resultatene viser at lirypene ikke viser noen tendens til å trekke vekk fra takseringslinja når takseringsteamet nærmer seg. Vi har også kunnet slå fast at på selve linja blir alle rypene oppdaget, så sant taksørene holder en rett linje og ikke viker unna for tett vegetasjon eller liknende. Undersøkelser i 1999 vil avklare i hvilken grad området nær takseringslinja blir avsøkt med samme intensitet i hele linjas lengde.

Ved linjetaksering er det en generell tendens at store flokker oppdages lettere på lang avstand enn små flokker og enslige. Vi har undersøkt om dette også er situasjonen ved bruk av fuglehund. Resultatet viste at enslige ryper og par blir oppdaget oftere nær takseringslinja enn langt fra. Oppdeling av observasjonene i to grupper (stratifisering), én for enslige/par og én for flokker på tre eller flere, var en bedre korreksjonsmetode for denne type taksering enn regresjoner mellom linjeavstand og flokkstørrelse.

Vi har greid å redusere variasjonen i takseringsestimatet siden starten i 1996, men fortsatt er den høy. Analyser over de variasjonskomponenter som inngår i tetthetsberegningen viser at variasjonen mellom linjene står for 50-70 prosent av den totale variasjonen. En stratifisering av takseringsområdene basert på kjennskap til vegetasjonen vil være det tiltak som kan gi størst effekt når det gjelder å redusere variasjonen. Vi vil derfor i 1999 gå til innkjøp av satellittdata for å utarbeide vegetasjonskart over områdene.

Tabell 9. Bestanden før jakt, jaktuttaket og vårbestanden på forsøksområdene i årene 1996-1998. – Population size before hunting, hunting bag, and spring population size of the experimental areas during 1996-1998.

Områder	Areal (km ²)	Antall før jakt			Antall felt			% av bestanden felt			Antall på våren	
		96	97	98	96	97	98	96	97	98	97	98
Anarjokka												
A	22.5	74	152	207	10	0	40	14	0	19	223	94
B	25.2	203	225	184	0	80	14	0	36	8		93
C	24.0	296	218	287	41	0	77	14	0	27	129	136
D/E	23.6	124	174	223	0	63	19	0	36	9		69
Meråker-Selbu												
12	23.7	308	376	675	0	55	50	0	15	7	143	146
14	22.9	324	199	462	114	41	0	35	21	0	60	161
15	20.1	427	417	748	0	173	133	0	41	18	125	211
16	23.0	359	242	551	86	42	0	24	17	0	192	286
17	32.5		408	807		73	228		18	28		319
Holtålen-Dalsbygda												
Berghøgda	50.1 ¹	571	657	867	50	60	0	9	9	0	272	319
Middagskneppen	34.5	609	711	980	93	0	186	15	0	19	180	235
Dalsbygda øst	21.9	687	374	1040	208	21	202	30	6	20	203	159
Dalsbygda vest	38.2	615	468	856	190	37	28	31	7	3	416	526

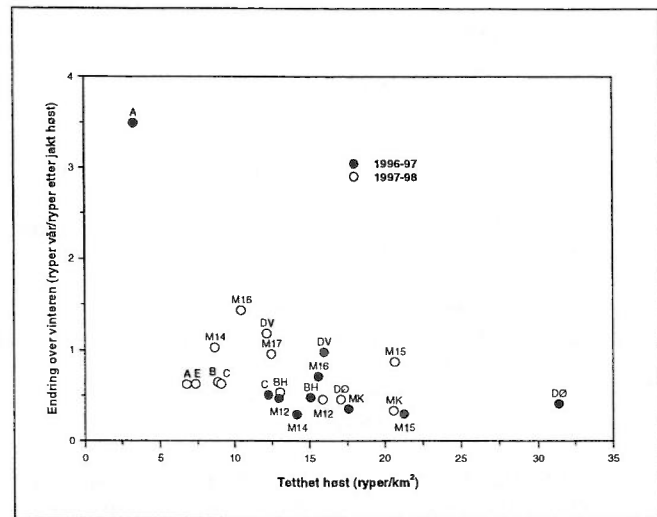
¹ Arealet ble for Berghøgda terrenget utvidet fra 37,7 km² til 50,1 km² etter 1996 sesongen

4.3 Effekter av jaktuttak på neste års hekkebestand

Målet med denne analysen er å se om rypebestandens endring gjennom vinteren påvirkes av jaktuttaket foregående høst. Dette gjøres ved å se på hvorvidt endringene i populasjonsstørrelse over vinteren er korrelert med jaktuttaket foregående høst. Vi har valgt å bruke fraksjonen vårbestanden utgjør av bestandsstørrelse om høsten etter jakt som mål på endring ($N_{\text{vår}}/N_{\text{Førrige høst etter jakt}}$). Dersom jakten kommer i tillegg til naturlig høst- og vintermortalitet vil denne brøken være uavhengig av jaktuttaket. En positiv korrelasjon vil bety at den resterende bestanden etter jakten reduseres mindre jo høyere jaktuttaket er, dette refereres til som kompensasjon. I hele diskusjonen av resultatene er det viktig og legge merke til at vi ikke snakker om individuell kompensasjon i overlevelse, men hvorvidt bestandsstørrelsen kompenseres. Kompensasjon kan fremkomme som et resultat av immigrasjon inn til området på grunn av lavere tetthet enn de omkringliggende områdene, eller at individene overlever vinteren bedre. Den globale behandlingen kan bare besvare om bestanden som sådan viser kompensasjon, men ikke prosessen bak kompensasjonen (økt vinteroverlevelse eller immigrasjon). Dette undersøkes gjennom den intensive delen av prosjektet (se kap. 1.2.1 og 1.2.2).

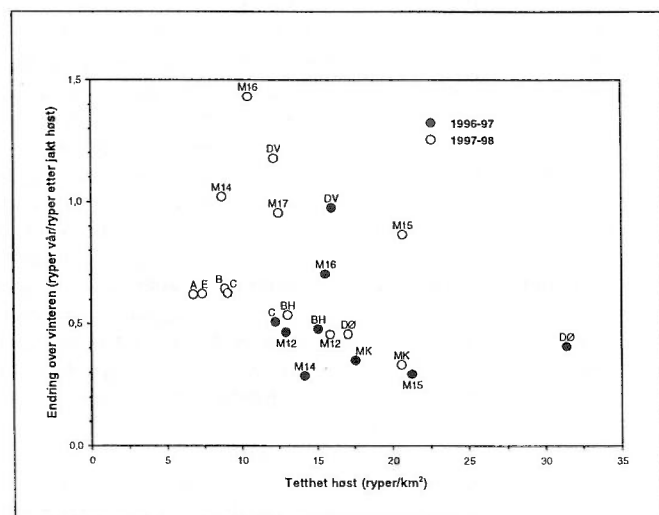
Endringene i populasjonsstørrelse over vinteren kan også variere med hvor i landet terrenget befinner seg, det spesifikke året og/eller tetthet høsten før. I analysen ble det derfor brukt GLM (S-Plus) med Quasi likelihood feilfordeling på respons variabelen. Dette ble gjort fordi dette er den mest robuste metoden, siden den ikke antar en enkelt feilfordeling. I den endelige analysen av den globale behandlingen ble blokk (sted i landet), år, tetthet og jaktuttak brukt som uavhengige variabler, mens endringene i populasjonsstørrelse som den avhengige. For å velge den beste modellen ble det brukt Malows CP som seleksjonskriterium (S-Plus).

Den eneste variabelen i analysen av effekter jakt har på hekkebestanden neste vår som var signifikant korrelert med endringene i populasjonsstørrelse var tettheten høsten før som framviste en negativ korrelasjon. Dette tyder på at det er en tetthetsavhengighet i endringene i populasjonsstørrelse. Ved nærmere ettersyn av dataene (figur 9) ble det klart at det er to "utliggende" punkter som kan være ansvarlige for tetthetsavhengigheten i endringene i populasjonsstørrelse over vinteren. Når Finnmark A 96/97 (figur 10) fjernes fra analysen forsvinner mye av sammenhengen og vi gjenstår med at endringen i populasjonsstørrelse over vinter er uavhengig av blokk, år, tetthet og jaktuttak. Den forventete endringen i populasjonsstørrelse over vinteren er 0.66 i en modell som utelater Finnmark A 96/97. Siden analysen er meget sensitiv til resultatet fra et år alene velger vi å konkludere med at etter to år kan vi ikke se noen systematisk effekt av rypebestandens evne til å kompensere for jakt. Resultatene fra de to gjenstående årene i prosjektperioden vil styrke denne analysen betraktelig, siden undersøkelsen har en forsøksdesign på fire år.



Figur 9

Endring i rypebestanden over vinteren som en funksjon av tettheten på høsten. På x-aksen er det tettheten før jakta og på y-aksen er det fraksjonen antall vårryper/antall ryper etter jakt forrige høst. A-E angir terrenge i Anarjokka, mens M12-M17 angir terrenge i Meråker-Selbu. BH = Berghøgda, MK = Middagskneppen, DV = Dalsbygda Vest og DØ = Dalsbygda Øst. – Changes in the willow ptarmigan population size over the winter as a function of population size in the previous autumn. The x-axis shows density prior to hunting and the y-axis shows the number of willow ptarmigan in spring/number of willow ptarmigan the previous autumn. A-E denote the areas in Anarjokka, and M12-M17 denote the areas in Meråker-Selbu. BH = Berghøgda, MK = Middagskneppen, DV = Dalsbygda West and DØ = Dalsbygda East.



Figur 10

Figuren viser det samme som figur 9, men uten Finnmark A terrenget i 1996/97. Samme terrengforkortelser som forrige figur. – The figure shows the same as figure 9, but without Finnmark A area in 1996/97. The denotations for the different areas are the same as in figure 9.

4.4 Naturlig mortalitet hos radiomerket rype

Registrering av mortalitet og overlevelse gjennom året ble foretatt ved hjelp av radioteleometri, og den innebygde mortalitetsfunksjonen i senderne. Den naturlige mortaliteten ble analysert ved bruk av analyseprogrammet MARK. Overlevelsesmodellen som forklarte de observerte verdiene best var en modell hvor den naturlige dødeligheten var forskjellig mellom sesongene, men ikke mellom de to årene 1996-98. En modell som antok ulik overlevelse mellom både sesonger og år hadde en like lav AIC-verdi, men denne modellen har flere parametre og den andre ble således foretrukket.

Vinterperioden (august-mars) hadde den laveste overlevelsen med 73 % (58-84 %), mens sommeren (juni-juli) hadde den høyeste på 99 % (92-100 %). Verdien for overlevelsen på våren (april-mai) var 81 % (72-87 %). Dette gir en årlig naturlig overlevelse på 59 % i løpet av de to første årene av prosjektet. Registreringer omkring overlevelse hos radiomerkede ryper i Meråker-Selbu vil fortsette i resten av prosjektperioden for å innhente mer informasjon om mortalitet hos rype gjennom året. Dette vil øke datagrunnlaget slik at man ved prosjektets slutt har mulighet til å foreta en mer detaljert analyse av mortalitet gjennom året hos ulike aldersgrupper.

4.5 Spredning av radiomerket rype

I våre analyser av spredningsatferd har vi tatt utgangspunkt i hvor merkede ryper er ved to ulike tidspunkter på året, seint på vinteren (mars-tidlig i april) og tidlig høst (august-tidlig i september), og sammenlignet dette med hvor de etablerer seg på våren. Dette for å se om det er forskjell i rypenes spredningsdistanse avhengig av årstid, alder og kjønn. Vi ser først på ryper fra vinteren og finner at unge høner skiller seg ut med en vesentlig lengre spredningsavstand enn de andre alders- og kjønnsgruppene, som er veldig like. Når det gjelder spredningsavstandene fra høsten og fram til etablering neste vår er det kyllingene som skiller seg ut med klart lengst spredningsavstand. Det er ingen forskjell i spredningsavstand hverken mellom 1) kyllinger fra høsten og unge høner fra vinteren, eller 2) voksne fra høsten og voksne + unge stegger fra vinteren. Materialet er derfor delt inn i to grupper som er behandlet hver for seg i den videre analysen. Voksne ryper fra høsten og voksne + unge stegger fra vinteren har en forholdsvis liten spredningsdistanse på 0.5-1 km (variasjon 492-982 m), snitt 737 meter ($n = 61$). Ser vi på kyllinger fra høsten og unge høner fra vinteren så har de en spredningsavstand som er ca seks ganger lengre enn foregående gruppe (snitt 4.3 km, variasjon 2.8-5.7 km, $n = 35$).

Som en kuriositet kan det nevnes at det ble skutt ei radiomerket lirypehøne i Verdal den 7 november 1997, hele 48.4 kilometer fra stedet der den ble merket i juni i Meråker-Selbu. Dette viser at flypeiling er helt nødvendig for å fange opp en del forflytninger.

På bakgrunn av disse dataene på spredning kan vi grovt si at 80 % av de merka rypene etablerer seg i et område som dekker ca 30 km² med merkestedet som utgangspunkt.

4.6 Jaktrykk og overlevelse hos ryper – liten skala

De to jaktlagene på Bjørnli tjern som ble fulgt med GPS-mottagere under høstjakta i 1997 gav mye verdifull og ny informasjon omkring atferd og jaktinnsats hos rypejegere tidlig i jakta. Begge jaktlagene la ned en stor innsats i løpet av de to første ukene (**tabell 10**). I løpet av 50 jeger-dager ble det aktivt jaktet i 295 timer på dette terrenget, og da er alle pauser i jakta trukket fra. Dette gir et totalt jaktrykk på 9.8 timer/km² i løpet av de to første jaktukene. Jegerne tilbakela en total distanse på 818 km og felte 135 liryper (20 % av bestanden). Sammenligner man de to jaktlagene var det en overraskende lik jaktinnsats i løpet av den perioden de var der, men det første jaktlaget felte mer enn dobbelt så mange liryper som det andre laget. Det var ingen forskjell i andelen kyllinger skutt mellom de to lagene (hhv. 66 og 64 %).

Tabell 10. Jaktinnsats hos 9 rypejegere fulgt med GPS-mottager på et 30 km² stort privat jaktterreng i Meråker i de to første ukene av høstjakten i 1997. Lag 1 jaktet første uke fra 10 til 15 september, mens lag 2 jaktet i andre uke fra 17 til 22 september. – Hunting effort of 9 willow ptarmigan hunters tracked with GPS-receivers on a 30 km² private hunting property in Meråker during the first two weeks of the hunting season in 1997. Team 1 hunted the first week from 10th to 15th September, and Team 2 hunted the second week from 17th to 22nd September.

	Antall jegerere	Jegerdager	Total distanse (km)	Total tid (timer)	Antall ryper skutt
Lag 1	5	26	413	146	97
Lag 2	4	24	405	149	38
Sum	9	50	818	295	135

Hvis man ser på den enkelte jeger så jaktet de i snitt 16.2 km per dag, med en gjennomsnittsfart på 2.8 km/time. Jaktdagen til disse jegerne var i gjennomsnitt nesten 9 timer, hvorav 5 timer og 48 minutter med aktiv jakting. I løpet av en jaktdag felte en jeger i gjennomsnitt 2.7 ryper, men det var stor variasjon i dette tallet (**tabell 11**).

Tabell 11. Individuell jaktatferd og utbytte hos 9 rypejegere fulgt med GPS-mottager på et 30 km² stort privat jaktterreng i Meråker i de to første ukene av høstjakta i 1997 (10-22 september). SD = standard avvik. – Individual hunting behaviour and bags of 9 willow ptarmigan hunters tracked with GPS-receivers on a 30 km² private hunting property in Meråker during the first two weeks of the hunting season in 1997 (10th–22nd September). SD = standard deviation.

	Gjennomsnitt	SD
Hastighet (km/time)	2.8	0.2
Distanse (km/dag/jeger)	16.2	2.7
Aktiv jakttid (timer/dag/jeger)	5:48	0:57
Hvile tid (timer/dag/jeger)	2:58	0:29
Utbytte (ryper/dag/jeger)	2.7	1.7

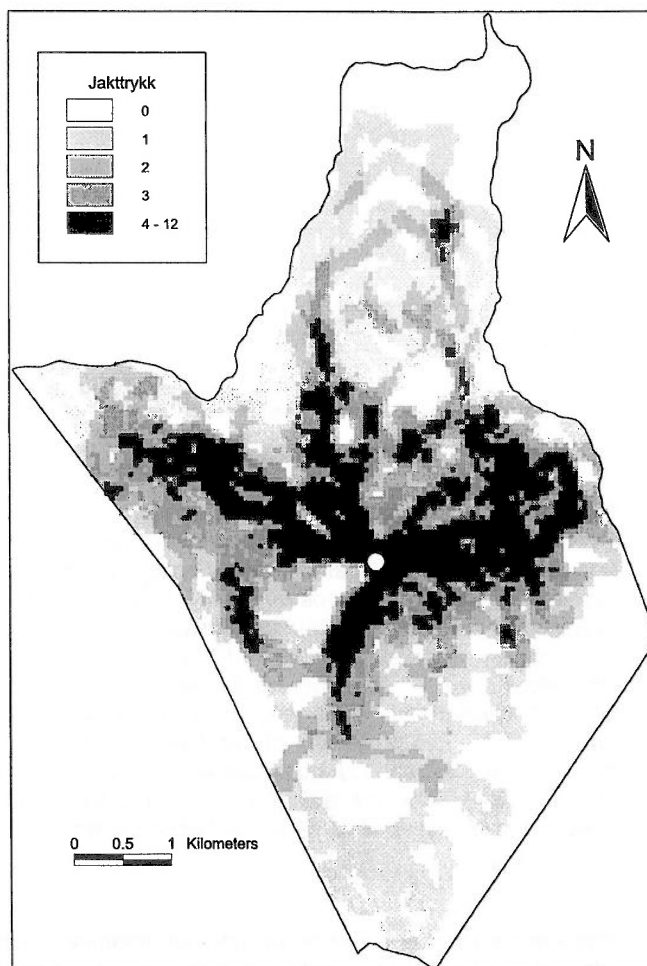
Hvis man sammenligner disse tallene med andre undersøkelser er det stort sett studier som baserer seg på subjektive metoder slik som spørreskjema og jaktrapporter

fra jegerne man har å forholde seg til. Den eneste undersøkelsen vi har funnet som tidligere har benyttet seg av GPS-mottagere for å se på jaktatferd og jaktinnsats er Lyon og Burcham (1998) sin studie av hjortejegere (Elk *Cervus elaphus*) i Rocky Mountains. Hjortejegerne brukte kortere tid til jakt hver dag (4.5 time), gikk kortere distanse daglig (9.5 km) og jaktet med en lavere hastighet (2.2 km/time). Jegerne i Rocky Mountains driver med snikjakt på hjort og ut fra det man vet om denne jaktformen er det naturlig med en lavere hastighet under jaktutøvelsen, og derved en kortere distanse jaktet. En av årsakene til at hjortejegerne jakter færre timer per dag kan skyldes at hjorten er mest aktiv morgen og kveld, og at jegerne avgrenser innsatsen sin til disse periodene da det er størst mulighet for utbytte.

Ser man på undersøkelser av jaktatferd og utbytte hos rypejegere i Norge, alle basert på spørreundersøkelser, finner man både likheter og ulikheter i forhold til denne undersøkelsen. I en studie av rypejakt i de tre nordligste fylkene brukte rypejegerne mer tid til jakt hver dag (7.5 time), mens utbyttet var veldig likt det som ble påvist i Meråker (2.8 ryper per jakt dag, Aas & Vinsand 1996). I en undersøkelse av rypejegere i Sør-Norge var antall timer jaktet per dag det samme som hos jegerne i Meråker (6 timer per jakt dag, Kastdalen 1992).

Fordelingen av jakttrykket i terrenget viser at 27 % av arealet ikke ble berørt av jaktaktivitet de to første ukene, mens 28 % ble berørt en gang, 15 % to ganger, 11 % tre ganger og 19 % fire eller flere ganger (figur 11). Generelt var det områdene fra hytta og en radius på 2.5 km rundt denne som ble hardest utnyttet med så mye som 82 % av den totale jaktinnsatsen. Det var helt klart at jakttrykket avtok med økende avstand fra hytta. Det var ingen sammenheng mellom jakttrykk og utbytte i 500 meters soner fra hytta, men dette skyldes at det ble skutt få ryper i nærområdet til hytta (ut til 500 meter) sett i forhold til det høye jakttrykket som er i dette området. Hvis man ser bort fra dette området er det en meget klar positiv sammenheng mellom jakttrykk og utbytte. Høyere jakttrykk resulterer i at flere ryper felles. Den klare sammenhengen mellom avstanden fra der hvor jegerne starter jaktdagen (utgangspunktet) og både jakttrykk og uttak har viktige forvaltningsmessige konsekvenser. Områder som er lett tilgjengelige for jegerne f. eks gjennom et omfattende veinett og mange hytter vil ha en helt annen fordeling av jakttrykk og således uttak av rype, enn et område som er vanskelig tilgjengelig for jegerne.

Både det at jakttrykket avtar med økende avstand fra hytta og at dette påvirker uttaket av rype, gjenspeiler seg hos radiomerkede ryper peilet gjennom jaktperioden. Ryper som blir skutt har et høyere jakttrykk i sitt leveområde enn ryper som overlever jakta. Jakttrykket i leveområdet til ryper som ble skutt var nesten dobbelt så høyt som hos de som overlevde, hhv. 14.3 og 8.1 timer/km². I tillegg var leveområdene til radiomerkede ryper som ble skutt nærmere hytta enn hos de som overlevde (1222 kontra 2091 meter, $t_{26} = 4.71$, $p < 0.001$). Ved å benytte en logistisk regresjon for å beregne en overlevelses funksjon, som sier noe om sannsynligheten for en rype å overleve jakta, var det avstanden fra jakthytta som best predikerte sannsynligheten for å overleve ($z = -9.17 + 5.6 [\text{avstand fra jakthytte i km}]$). Med denne modellen ble 86 % av rypene klassifisert riktig, til hhv. overlevende og skutte (figur 12).



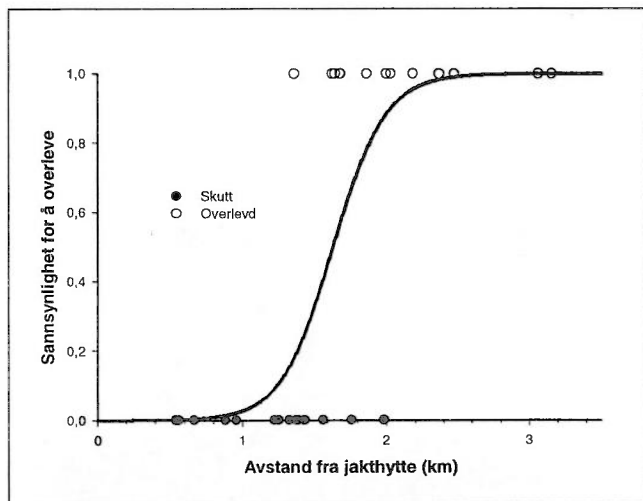
Figur 11

Fordeling av det totale jakttrykket på et 30 km² jaktterreng i Meråker høsten 1997. Generelt reduseres jakttrykket (antall besøk) med økende distanse fra jakthytta (hvit sirkel). – Distribution of the total hunting pressure in a 30 km² area in Meråker during autumn 1997. In general the hunting pressure (number of visits) decreases with increasing distance from the hunting cabin (white circle).

4.7 Jakttrykk og jaktuttak – stor skala

Ut fra data som prosjektet har samlet inn, samt data fra tidligere undersøkelser (Kastdalen unpubl.), har vi vurdert hvorvidt man kan forutsi hvor stor andel av rypebestanden som høstes ved en gitt jaktinnsats. Hvis man på bakgrunn av jakttrykket kan forutsi hvor stor andel av rypebestanden som blir høstet vil dette ha store praktiske fordeler i forhold til forvaltningen av et rypeterreng. Man vil da ha et forvaltningsverktøy som i langt større grad enn i dag er i stand til å "styre" jaktuttaket i en rypebestand.

For alle jaktterreng innenfor prosjektet ble det samlet inn data på bestandsstørrelsen før jakt slik at man viste hvor stor andel av bestanden som ble skutt i løpet av høstjakta. I tillegg ble det registrert hvor stor jaktinnsats jegerne la ned for å ta ut denne delen av bestanden. Som et mål på jaktinnsatsen til jegerne beregnet vi jakttrykket som antall timer jakt per kvadratkilometer jaktterreng.

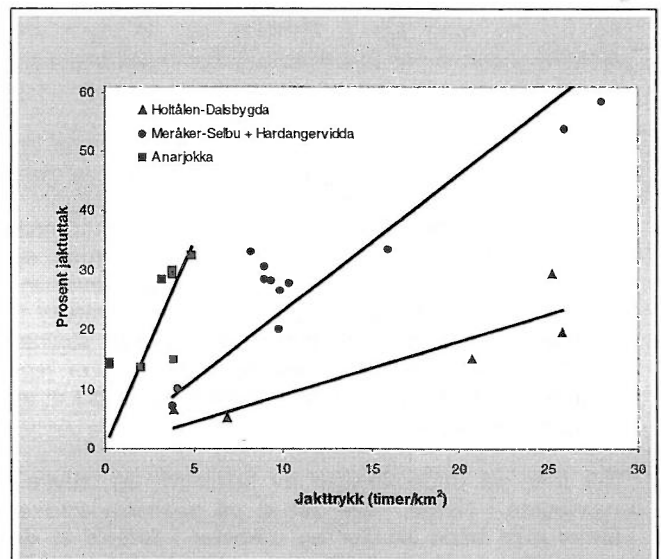


Figur 12
Overlevelsesfunksjon for radiomerkede ryer på et jaktterreng i Meråker høsten 1997. Sannsynligheten for å overleve de første 14 dagene av jakta (z) øker med økende avstand fra jakthytta. Overlevelsesfunksjonen er beregnet ved logistisk regresjon ($z = -9.17 + 5.6$ [avstand fra jakthytte i km]). – The survival function of radiocollared willow ptarmigan in an hunting area in Meråker during autumn 1997. The probability of surviving the first 14 days of the hunting season (z) increases with distance from the hunting cabin. The survival function is calculated using logistic regression ($z = -9.17 + 5.6$ [distance from hunting cabin in km]).

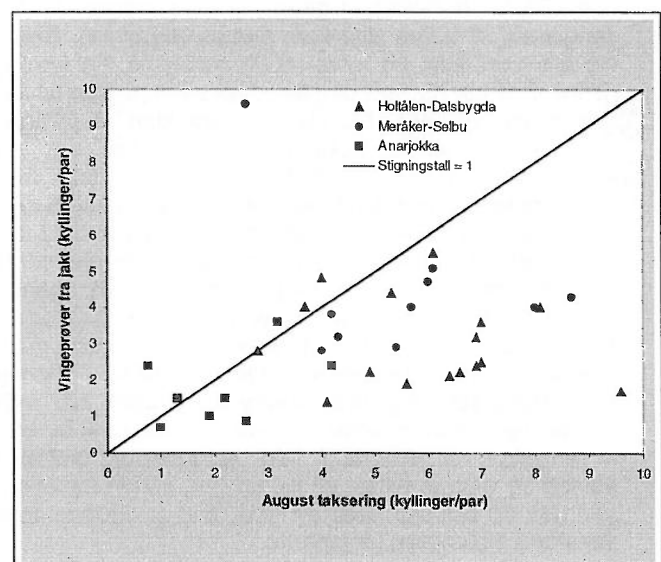
Resultatene viser at det er en positiv sammenheng mellom jakttrykket og hvor stor andel av rypebestanden som blir skutt på et jaktterreng (figur 13). Men det er en klar forskjell mellom de ulike områdene i hvordan denne sammenhengen arter seg. Stigningskoeffisienten (hvor raskt jaktuttaket øker med økende jakttrykk) er klart forskjellig mellom områdene som er undersøkt (stigningskoeffisient: Anarjokka 6.9, Meråker-Selbu/Hardangervidda 2.3 og Holtålen-Dalsbygda 0.9). Faktorer slik som topografi, vegetasjon, effektiviteten til jegerne, størrelsen på terrenget og/eller tettheten av rype kan være faktorer som påvirker sammenhengen mellom jakttrykk og jaktuttak i en rypebestand

Kyllingproduksjonen i en rypebestand har i flere tidligere undersøkelser blitt beregnet på bakgrunn av vingepøver fra skutte fugler. Sammenligner man denne metoden med kyllingproduksjonen registrert under våre augusttakseringer er det en viss sammenheng mellom produksjonen beregnet med de to ulike metodene (figur 14). Det er allikevel verd å legge merke til at det i en del tilfeller er forholdsvis stor forskjell mellom de to metodene. Dette tyder på at jaktuttaket av bestanden kan være skjevfordelt enkelte år på noen jaktterreng. Ut fra figur 14 ser vi at dette kan dreie seg om en overrepresentasjon av både voksenfugl og kyllinger i jaktmaterialet.

Overrepresentasjon av kyllinger i materialet kan vi få hvis jegerne konsentrerer jakta til store kull, men unngår enkeltfugler/par av voksne. Overrepresentasjon av voksenfugl kan vi få hvis kullene trekker ut av området og kun voksne uten kyllinger blir igjen.



Figur 13
Prosentvis jaktuttak av rypebestanden i forhold til jakttrykket i ulike områder av landet. Ulike områder, med forskjellig terreng, bestandstetthet og jegerne, viser ulik sammenheng mellom jakttrykk og jaktuttak. – Percent of the autumn population shot in relation to hunting pressure in different areas in Norway. Different areas, with different topography, population size and hunters, show different relationships between hunting pressure and hunting yield.



Figur 14
Sammenhengen mellom kyllingproduksjonen registrert under august taksering og kyllingproduksjonen fra vingepøver av skutte fugler under jakta fra ulike terreng. – The relationship between chick production calculated from censuses in August and chick production based on wing samples from shot birds in different areas.

4.8 Bioressursmodellering

For å kunne forvalte en rypebestand med en viss grad av presisjon må vi være i stand til å kunne forutsi bestandsutviklingen framover i tid. De faktorene som påvirker rypenes populasjonsdynamikk kan deles inn i to kategorier; de forutsigbare (systematiske) og de uforutsigbare (stokastiske). De stokastiske faktorene

betegnes ofte som støy og minker systemets forutsigbarhet. En forvaltningsmodell for rype må bygge på de systematiske komponentene i artens populasjonsdynamikk og ha en sikkerhetsmargin som kan buffre mot uheldige tilfeldige faktorer som for eksempel et kraftig snøfall i klekke perioden.

Hos ryper varierer kyllingproduksjonen sterkt mellom år, og vi får ofte lav produksjon hver gang smågnagerbestanden bryter sammen. Smågnagerne i fjellheimen i Norge viser bestandssvingninger oftest med 4 år mellom toppår hvorefter bestanden bryter sammen. Selv om det er en kraftig overvekt av 4 års svingninger hos våre smågnagere opplever vi både 3 og 5 år mellom toppene i bestanden. Normalt faller toppår i kyllingproduksjon hos rype sammen med en topp i smågnagerbestanden, men det hender også at man får toppår i kyllingproduksjonen det andre eller tredje året etter en smågnagertopp. Vi kan derfor med en viss sannsynlighet forutsi kyllingproduksjonen hos ryper basert på antall år siden siste bunn år. Den forutsigbare komponenten er at det er en viss tid mellom bunnårene og en av de stokastiske faktorene er hvorvidt det er 3, 4 eller 5 år mellom to påfølgende bunnår.

Flere teoretiske studier har vist at en terskelhøsting er den høstingsstrategien som gir størst totalt utbytte over tid (Reed 1979, Parma 1990, Lande m fl. 1995). Terskelhøsting vil si at man kun høster av bestanden i de årene hvor bestanden har oversteget et bestemt antall, en såkalt "terskelverdi". Siden ryper har store variasjoner i årlig produksjon vil en slik høstingsstrategi gi mange år uten jakt og noen år med store uttak. Terskelhøstingsstrategien baseres på data omkring årets kyllingproduksjon og bestandsstørrelsen om høsten. Terskelhøstingsstrategien kan således ikke beregnes før ca en måned før jaktstart, noe som gjør den mindre anvendbar i praksis hvis man må foreta forvaltningsbestemmelser i god tid før jakta. Derfor vil vi her presentere en forvaltningsmodell som baserer seg på bestandsstørrelsen på våren samt antall år siden siste bunn i kyllingproduksjonen (forkortet ÅSBunn), og evaluere ÅSBunn opp mot en terskelhøstingsstrategi og en strategi med konstant høstingsrate.

Modellbeskrivelse ÅSBunn: STOKASTISK-DYNAMISK-PROGRAMMERING

Vi ønsker å kunne fastslå jaktuttaket før vi vet årets kyllingproduksjon, samtidig som vi evaluerer effekten av jaktuttaket på kommende års rypebestand. Vi er derfor nødt til å utvikle en forvaltningsmodell som baserer seg på sannsynligheten for at neste år blir bunn-, middels- eller toppår avhengig av antall år siden siste bunnår (ÅSBunn) samtidig som modellen evaluerer effekten av å jakte f eks. 20% på framtidig rypebestand og avkastning. Vi er da interessert i å finne det jaktuttaket som maksimerer framtidig avkastning over en tidshorisont på f eks. 10 år. Denne type optimeringsproblemer lar seg best løse ved stokastisk-dynamisk-programmering (SDP).

Logikken er som følger: I et gitt år t har vi en viss bestandsstørrelse på våren, N_t . Dette året er det en bestemt kyllingproduksjon P_t . Voksne og kyllinger overlever vinteren med sannsynlighet på hhv. s_a og s_j , og det høstes h_t prosent av bestanden under jakta. Vi kan da uttrykke neste års hekkebestand N_{t+1} med følgende ligning:

$$N_{t+1} = N_t(s_a + s_j P_t)(1 - h_t) \quad (4)$$

Det vi til nå har beskrevet er kun en vanlig bestandsmodell med høsting som går framover i tid. For å kunne avgjøre hva som vil være det optimale jaktuttaket et bestemt år, må vi vite hvilken framtidig effekt dette jaktuttaket har på hekkebestanden, for eksempel 10 år fram i tid. Måten man angriper dette problemet på er å ta utgangspunkt i dagens situasjon og beregner seg bakover i tid på grunnlag av eksisterende data. Dette gjøres ved å dele opp i bestandsstørrelsekategorier. For hver av bestandsstørrelsekategoriene beregner man det optimale jaktuttaket. Det optimale jaktuttaket er da summen av forventet jakt utbytte gitt at du hvert år framover i tid velger den optimale strategien. Siden du jobber deg bakover i tid så vet du det optimale uttaket og det hele er bare å summere det totale utbyttet (V_t). Ryper lever i et miljø hvor kyllingproduksjonen er avhengig av smågnagerbestanden og hvert år kan beskrives med en sannsynlighet, $p_{1,x}$ for at det blir bunn, $p_{2,x}$ for at det blir middels og $(1 - p_{1,x} - p_{2,x})$ for at det blir toppår i kyllingproduksjonen avhengig av antall år, x , siden siste bunnår. Gitt antall år siden siste bunnår kan vi beregne forventet utbytte neste år ved følgende ligning (5):

$$E[V_t(N_t, h_t, x)] = p_{1,x} H_t(N_t, h_t, P_L) + p_{2,x} H_t(N_t, h_t, P_M) + (1 - p_{1,x} - p_{2,x}) H_t(N_t, h_t, P_T)$$

Hvor $H_t(N_t, h_t, P_x)$ gir forventet jaktutbytte gitt tetthet, N_t , jakttrykk, h_t og forventet kyllingproduksjon i bunnår, P_L , middelsår, P_M og toppår, P_T .

Formelt kan vi uttrykke SDP ligningen (6) slik:

$$V_t^*(N_t, h_t, x) = \max_x \left\{ \ln(V_t(N_t, h_t, x)) + \sum_{i=1}^T \ln(\alpha^{t-i}) E[V_{t+i}^*(N_{t+i}, h_{t+i}, x_{t+i})] \right\}$$

For å belyse prinsippene bak ÅSBunn-strategien gjør vi to hovedtyper simuleringer. En hvor det er regelmessige 4 års svingninger, og en mer realistisk hvor det er 30 % sannsynlighet for at det er tre år mellom to bunnår og 70 % sannsynlighet for at det er fire år mellom to bunnår. I begge simuleringene har et gitt år en viss sannsynlighet for å ha kyllingproduksjon av type bunn, middels eller topp (tabell 12). I det fjerde året etter forrige bunnår blir det et bunnår med sannsynlighet lik 1 ($p_{1,1} = 1$, $p_{2,1} = 0$, $p_{3,1} = 0$). Det første året etter bunnåret er det 9 % sannsynlighet for at det blir et nytt bunnår, 64 % sannsynlighet for at det blir et middels år og 27 % for at det blir et toppår i kyllingproduksjonen ($p_{1,2} = 0.09$, $p_{2,2} = 0.64$, $p_{3,2} = 0.27$). De to neste årene har ingen sannsynlighet for å bli et bunnår, 78 % for å bli et middels år og 22 % for å bli et toppår ($p_{1,3} = 0$, $p_{2,3} = 0.78$, $p_{3,3} = 0.22$). Analyserer av data på kyllingproduksjon som en funksjon av tid siden siste bunnår er hentet fra Tranøya (Myrberget 1988) og Løvhøgen (Steen m fl. 1988), mens overlevelsesdata er hentet fra dette prosjektets bestandsendringer over vinteren (se kap. 4.3).

Simulering 1: Bunnår hvert fjerde år og lik vinteroverlevelse (50 %) for voksne og ungfugl

Figur 15 angir det optimale jaktuttaket som en funksjon av størrelsen på hekkebestanden og antall år siden siste bunnår for kyllingproduksjonen. I dette eksemplet har vi satt bæreevnen for hekkebestanden til 210 ryper (stor bestand) som betyr at overskuddsfugl vil trekke ut av jaktområdet. Videre sier vi at det ikke jaktes dersom

hekkebestanden er mindre enn 160 ryper (liten bestand). Størrelsen på bæreevnen og minste tillatte bestand er tilfeldig satt og har ingen effekt på det kvalitative resultatet.

Tabell 12. Parameterverdier som inngår i simuleringene av ÅSBunn-strategien. Analyser av kyllingproduksjonen som en funksjon av antall år siden siste bunnår er basert på data fra Tranøya (Myrberget 1988) og Løvhøgen (Steen m fl. 1988). – Paramter values that are included in the ÅSBunn simulation model. Data on chick production in different years following a bottom year are based on data from Tranøya (Myrberget 1988) and Løvhøgen (Steen et al. 1988).

År siden siste bunnår	Sannsynlighet for:		
	Bunnår (P _L)	Middelsår (P _M)	Toppår (P _T)
Første	9 %	64 %	27 %
Andre	0 %	78 %	22 %
Tredje	0 %	78 %	22 %
Fjerde	100 %	0 %	0 %
Kyllinger per voksen	0.79	1.40	2.62

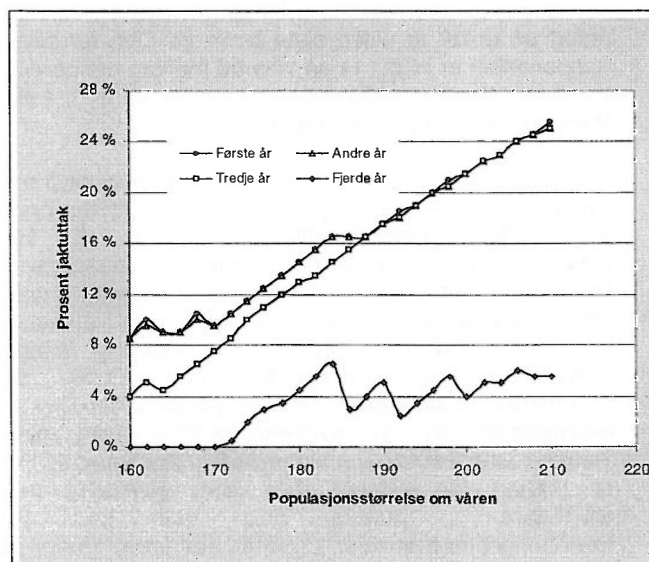
I modellen hvor vi antar en fast fire års syklus i kyllingproduksjonen (figur 15) er den optimale ÅSBunn-strategien at man i første, andre og tredje år etter et dårlig produksjonsår jakter forsiktig (ca 4-10 %) dersom hekkebestanden er lav, mens ved bestandstettheter opp mot bæreevnen kan man jakte så mye som 25 %. Ved middels tettheter tillates det kun moderat jakt, ca 12-15 %. I fjerde året etter sist bunnår, som selv er et bunnår, skal man ikke jakte ved lave tettheter og meget moderat (ca 4 %) ved middels og høye tettheter.

I figur 16a har vi angitt antall ryper på terrenget om høsten og antall ryper som kan høstes hvert år dersom man ønsker å optimere framtidig avkastning med en 10 års horisont ved bruk av ÅSBunn-strategien. I figur 16b har vi angitt kyllingproduksjonen og optimalt jaktuttak i prosent. Det er verd å legge merke til årene 13 til 21. Etter et normalt bunnår kommer det tre år med middels produksjon og det mangler et topp produksjonsår. Man kan se av figur 16 at dersom man ikke får et topp produksjonsår innen to til tre år etter siste bunnår skal jakttrykket være ca 5% i bunn produksjonsårene og ca 15 % i de andre årene. Man bør holde jakttrykket på disse nivåene til det kommer noen gode produksjonsår.

Bruker man ÅSBunn-strategien og summerer antall ryper høstet over en 50 års periode (figur 16) utgjør det i snitt ca 80 % av hva vi kunne ha høstet dersom man bestemte seg for jaktuttaket like før jaktstart, basert på årets kyllingproduksjon og bruk av en terskelhøstingsstrategi. En strategi med konstant høstingsrate på 16 % gir et utbytte på 95 % sammenlignet med en terskelhøstingsstrategi, og kan slik sett sies å være bedre enn ÅSBunn-strategien. Vi vil allikevel advare mot for stor tiltro til effektivitetsmålet av den konstante høstingsratestrategien. Under en konstant høstingsstrategi vil bestanden vokse i år med god produksjon siden man ikke høster hele potensialet. Kommer det et par gode år etter hverandre vokser bestanden mye og man kan anta at den vil nå en bæreevne hvor overskuddsfugl trekker bort fra terrenget og inn i naboterrengene.

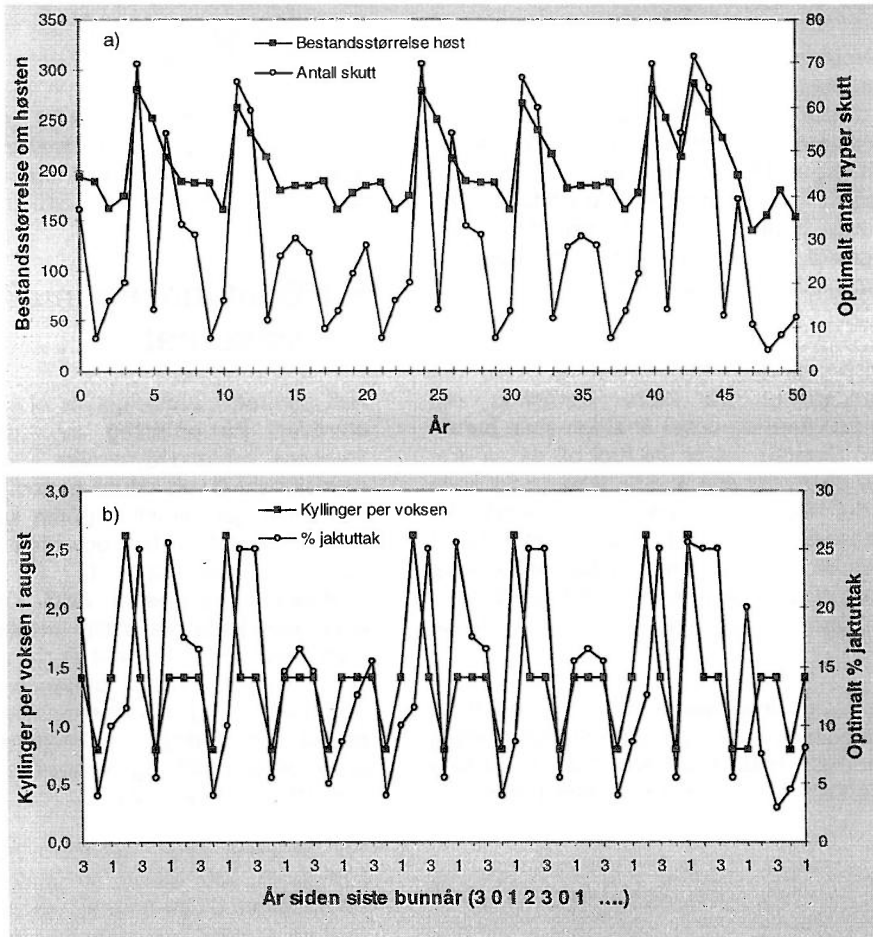
Simulering 2: Bunnår hvert fjerde år og ulik vinteroverlevelse for voksne og ungfugl

Utgangspunktet for denne simuleringen er at vi har endret vinteroverlevelsen til 34 % for ungfugl og 59 % for voksenfugl, som er 5 % over Myrbergets data (1988, Steen & Erikstad 1996). Hvis vi bruker ulik vinteroverlevelse for ungfugl og voksne finner vi at man det tredje året etter et bunnår i kyllingproduksjon skal jakte meget forsiktig når det er middels til lave vårbestander, mens man ved høye bestander skal høste som i første og andre året etter et bunnår (figur 17). Ved å jakte forsiktig ved lave tettheter bygger man opp bestanden mot kommende dårlige produksjonsår og man unngår å jakte ned bestanden. Dersom man øker vinteroverlevelsen ytterligere fører dette hovedsakelig til at verdien og/eller nødvendigheten av å jakte forsiktig i året før et bunnår blir mindre.



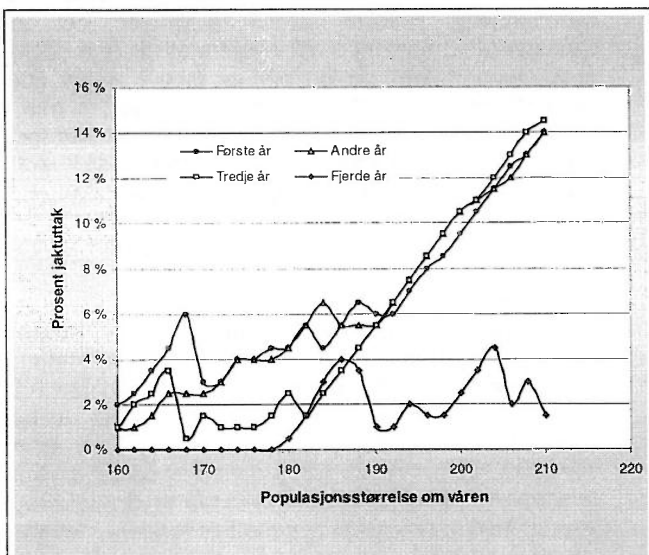
Figur 15

Optimalt jaktuttak i prosent ut fra ÅSBunn-strategien, gitt som en funksjon av bestandsstørrelse på våren og antall år siden siste bunnår med kyllingproduksjon. I dette eksemplet er bæreevnen for hekkebestanden satt til 210 vår-ryper og det er null jakt dersom bestanden er lavere en 160 vår-ryper, samt at det alltid er 4 år mellom bunnårene i denne simuleringen. Første år, Andre år, Tredje år og Fjerde år angir antall år siden forrige bunnår med kyllingproduksjon, dvs. at "Fjerde år" representerer et nytt bunnår. Voksen- og kylling overlevelse gjennom vinter er satt til 50 %. Mens kyllingproduksjonstallene er lik de observerte fra Løvhøgen og Tranøya (tabell 12). – Optimal harvest in percent based on the ÅSBunn strategy, given as a function of spring population size, and the number of years since the last "bottom" year (trough in the cycle) of chick production. In this example the carrying capacity for the nesting population is set at 210 willow ptarmigan, and there is no harvest if the population is below 160 willow ptarmigan in spring, and assuming that there are always 4 years between bottom years. First, second, third and fourth years are years since last bottom year, therefore fourth year represents a second bottom year. Overwinter survival for adults and chicks is set at 50%. Chick production data is taken from the values observed from Løvhøgen and Tranøya (tabell 12).



Figur 16

Simulert bestandsutvikling om høsten og det optimale uttaket av ryper ut fra ÅSBunn-strategien, hvor det fire år mellom bunnproduksjonsår av rypekyllinger og 50 % vinteroverlevelse hos ung- og voksenfugl. a) estimert bestandsutvikling og antall ryper skutt for de enkelte år i en 50 års periode. Legg merke til at det optimale antallet skutte ryper varierer fra ca 5 til ca 85. b) Simulert kyllingproduksjon og det prosentvise jaktuttaket i samme bestand som i a). 1 angir første år etter bunnår, 2 angir andre år etter bunnår, osv. – Simulated population development during autumn and the optimal harvest of willow ptarmigan based on the ÅSBunn strategy, where there are four years between bottom years in chick production and where adult- and juvenile over-winter survival is 50%. a) Estimated population size and number of willow ptarmigan harvested each year for a 50 year period. The optimal number of willow ptarmigan to harvest varies from 5 to 85. b) Simulated chick production and the percentage harvested in the same population as in a). X-axis shows the number of years since last bottom year.



Figur 17

Optimalt jaktuttak i prosent ut fra ÅSBunn-strategien gitt som en funksjon av bestandsstørrelse på våren og antall år siden siste bunnår med kyllingproduksjon når vi bruker forskjellig vinteroverlevelse mellom voksen- og ungfugl. Vinteroverlevelse er satt til 5 % over Myrberget (1988) og er 59 % for voksne og 34 % for ungfugl. – Optimal harvest (% of population) based on the ÅSBunn strategy, given as a function of spring population size and the number of years since last bottom year in chick production, given different over-winter survival rates for adults (59%) and juveniles (34%). These values are 5% higher than those given by Myrberget (1988).

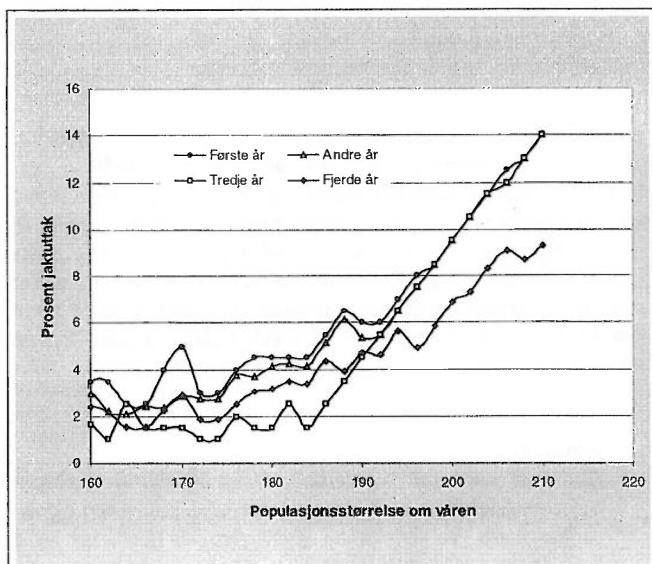
Simulering 3: Tre-fire år mellom bunnår og ulik vinteroverlevelse for voksne og ungfugl

Hittil har vi hatt som utgangspunkt at hvert fjerde år var et bunnår for kyllingproduksjon. En mer realistisk simulering får vi dersom man tillater tre år mellom hvert bunnår i 30% av tilfellene og fire år mellom bunnår i 70% av tilfellene. I denne simuleringen (figur 18) er det interessant og legge merke til at i hovedtrekk er egenskapene fra tilfellet hvor det var fire år mellom bunnår i kyllingproduksjonsår bevart. Det er dog en tendens til at forskjellen mellom det optimale jaktuttaket for de forskjellige årene utviskes.

Konklusjon

Resultatene fra disse simuleringene viser at man må forvalte rypebestanden ut fra både kunnskap om bestandsstørrelsen på våren og antall år siden siste bunn i kyllingproduksjonen. Dersom det er lite fugl på våren skal man som regel ikke jakte mer enn 4-5%. Ikke under noen omstendighet bør det jaktet noe særlig over 5% når det forventes et bunnår i kyllingproduksjon. Dersom man får to bunnår etter hverandre, eller om man ikke får et toppproduksjonsår i løpet av 3 år skal man jakte forsiktig eller vurdere å frede rypene inntil man har fått solide produksjonsår.

Ved å innføre forskjellig vinteroverlevelse for ungfugl og voksne individer i modellen skal man jakte meget forsiktig dersom man har middels til lave tettheter. I bunnåret skal man ikke jakte noe særlig mer en 0-4% ved middels til lave tettheter.



Figur 18

Optimalt jaktuttak i prosent, gitt som en funksjon av bestandsstørrelse og antall år siden forrige bunnåret med kyllingproduksjon. Det som skiller denne simuleringen fra figur 15 er at det er tre år mellom bunn i kyllingproduksjonsår i 30% av tilfellene. Den eksakte plasseringen av en gitt tre års syklus er tilfeldig. - Optimal harvest (% of population) based on the ÅSBunn strategy, given as a function of spring population size and the number of years since last bottom year in chick production. In this simulation there are only 3 years between bottom years in 30% of the cases (chosen at random in the series).

5 Slutføring av prosjektet i 1999-2000

Prosjektet har hele tida fulgt planene i henhold til den opprinnelige prosjektbeskrivelsen, med unntak av noe redusert innsats på fangst og radiomerking av ryper (se kap. 1.2.2.2) grunnet reduserte midler.

5.1 Bestandsestimater og statistisk sikkerhet

Helt sentralt i prosjektet er eksperimentell jakt i utvalgte områder. På grunnlag av eksisterende kunnskap om lirypenes bestandsdynamikk (Tranøydata), kunnskap om presisjonsnivå ved aktuell metodikk for bestandsestimering, begrensninger i antall områder som praktisk sett kunne gå inn i prosjektet (3 stk.), og antall delterrenger hvert område kunne splittes opp til (4 stk.), ble det under prosjektplanleggingen i 1995 foretatt en styrkeberegning etter anerkjente statistiske metoder (Zar 1984). På dette grunnlaget ble det funnet at tre uttaksregimer med relativt stor forskjell mellom behandlingene (0, 15 og 30% jaktuttak), ville gi oss en sannsynlighet på 90% for å kunne påvise en forskjell i respons i bestanden mellom behandling (jakt) og kontroll (ingen jakt) og eventuell kompensasjon (se 1.2.2.1).

For at dette skulle lykkes måtte enkelte forutsetninger innfris, slik som design av uttak innen områder (tilnærmet randomisert blokk-design), utjevning av habitatforskjeller mellom terreng (rullering av alle uttak i alle terreng), og antall replikater (antall terreng x behandling). Det nødvendige antall replikater innebar at vi måtte ha minimum 3, helst 4 behandlinger på hvert terreng. Siden effekten av jakt en høst først kan «avleses» på neste års hekkebestand, innebærer dette at eksperimentet må kjøres 4-5 år før vi med noen grad av sikkerhet kan si noe om betydningen av jakt på bestanden. Prosjektet har per dags dato vært gjennom 3 behandlingsrunder, hvorav vårtakering i mai 1999 skaffet oss data for tredje behandlingsrunde.

De fleste metoder for styrkeberegninger viser en klar sammenheng mellom antall replikater og økende sannsynlighet. Imidlertid har nyere statistiske modeller vist at vi gjennom vårt design når en topp i styrke etter 3-4 behandlinger, og at det er lite å vinne ved å øke antall replikater ytterligere. Imidlertid finnes det metoder for å øke sannsynligheten på andre måter enn å øke antall replikater, nemlig gjennom å øke presisjonen på de faktorene som inngår i beregningene. Den viktigste enkeltfaktoren i vårt tilfelle er bestandsestimatene fra vår og høst.

I Fennoskandia har vi lang erfaring med å takserer hønsefuglbestander ved hjelp av forskjellige linjetakseringsmetoder. Svakheten med disse metodene er at de ikke gir et mål på hvor sikkert bestandsestimatet er. Ved å benytte programmet DISTANCE til å beregne bestanden vår og høst får vi også et mål på estimatets sikkerhet. Som metode for å estimere bestandsstørrelsen hos rype var DISTANCE lite brukt når prosjektet ble startet opp. Med ca 100 personer/hunder involvert i takseringsarbeidet vår og høst, medførte dette en stor

skoleringsinnsats på alle ledd i starten. Kvaliteten på tetthetsestimater som ligger til grunn for første behandlingsrunde (høst 1996 - vår 1997) var derfor akseptabel, men kunne forbedres. Usikkerheten på de første bestandsestimatene hadde en variasjonskoeffisient (CV) på ca 30 %. Gjennom skolering og erfaring, som øker kvaliteten på takseringsdataene, er vi i stand til å redusere CV. En annen måte vi kan redusere CV er ved å stratifisere terrengene på bakgrunn av satellittdata. Dette har så langt bare vært på forsøksstadiet fordi vi ikke har hatt tilstrekkelig økonomi til å kjøpe inn de nødvendige satellittscenene (se kap. 3.1 og 4.1).

En kombinasjon av et tilstrekkelig antall replikater (3-4 behandlinger) og en forbedring av tetthetsestimater (CV 20 %) vil kunne gi oss en økning i styrke på 20 % for å avdekke eventuelle forskjeller i bestandsutvikling i jakta i forhold til ikke-jakta områder. På bakgrunn av relativt stor CV ved første behandlingsrunde vil en 4. behandlingsrunde (høst 1999 - vår 2000) gi oss et vesentlig forbedret datasett når de endelige analysene skal foretas. Ved bruk av satellittdata og stratifisering vil bestandsestimatene kunne forbedres ytterligere.

5.2 Populasjonsdynamikk, bioressurs-, bio-økonomisk modellering

Bioressursmodellstudiet er avhengig av data som skaffes til veie fra den biologiske delen av prosjektet. Dette betyr at kvaliteten på bioressursdelen er direkte avhengig av kvaliteten på felldataene. Gjennom å innhente egne data på populasjons-dynamiske parametre vil vi sannsynligvis kunne utvikle en bedre modell enn ved å benytte eksisterende data (Tranøydata). Som nevnt tidligere har denne delen blitt noe nedprioritert i forhold til opprinnelige planer. Vi har imidlertid ikke foretatt nymerking av voksne liryper våren 1999, men vil satse på fangst og merking av kyllinger/ungfugl høsten 1999 for oppfølging fram til hekking 2000. Dette fordi informasjon om dødelighet og spredning hos voksenfugl er rimelig godt dekket opp, mens vi trenger mer data om ungfuglstadiet. Gjennom en slik prioritering vil vi kunne innhente viktig informasjon om lirypenes bestandsdynamikk i en innlandspopulasjon. Dette er svært interessant siden all bestandsdynamisk informasjon som har blitt benyttet fram til dags dato er hentet fra en liten øypopulasjon (Tranøya).

Flere studier har vist gjennom teoretiske betraktninger at en terskelhøstingsstrategi er den høstningsstrategien som gir størst utbytte over tid. Siden ryper har stor variasjon i årlig produksjon vil en slik høstingsstrategi gi mange år med ingen høsting og noen år med store uttak. Som vi forstår vil en terskelhøstingsstrategi gi veldig stor variasjon i hvor mye som kan høstes fra år til år og for ryper vil man i all hovedsak kun høste i topp produksjonsår. En strategi som baserer seg på kyllingproduksjonen kan nødvendigvis ikke bestemme uttaket før kyllingproduksjonen er målt. Siden dette først kan gjøres i august, en måned før jaktstart, så er dette en strategi som vanskelig lar seg gjennomføre i praksis. I slike tilfeller er en "nest best-løsning" som benytter en konstant høstningsrate bedre. Gjennom bioressursmodellering, hvor vi benytter "stokastisk dynamisk programmering" som modellverktøy, har vi

undersøkt disse høstingsalternativene, med utgangspunkt i populasjonsdata fra Tranøy (se kap. 4.8). En mer interessant modellering vil bli foretatt med basis i populasjonsdynamiske data fra prosjektet når disse foreligger i 2000.

Vanlige bio-økonomiske modeller blir som oftest løst ved hjelp av dynamisk programmering, slik som vi har gjort. Vi har vært i kontakt med Institutt for økonomi og samfunnsfag, NLH, hvor man arbeider med å utvikle en økonomisk modell for en optimal forvaltning av en elgstamme med et gitt fordelingsmønster i landskapet. Det er uttrykt interesse for å inngå et samarbeide hvor man benytter data fra vårt prosjekt til å foreta en mer moderne og avansert økonomisk modellering av rypeforvaltning.

I en slik modellering vil vi forsøke å integrere en landskapsøkologisk modell, som forutsier rypenes fordeling i landskapet ved hjelp av GIS (Geografisk Informasjonssystem), med en økonomisk modell for analyse av de privatøkonomiske og samfunnsøkonomiske sidene ved forvaltning av rypebestanden. GIS har hittil bare i liten utstrekning blitt brukt i økonomisk modellering, og da i hovedsak som database og/eller for presentasjon og lagring av data. En slik integrert modell vil kunne brukes både for å finne de økonomiske konsekvensene av ulike forvaltningstiltak og til å finne de optimale tiltakene. Dette burde ligge til rette for bruk innenfor vårt prosjekt siden vi allerede har benyttet GIS i stor utstrekning for å kartlegge, men også for å analysere telemetridata, innenfor prosjektet.

Helt avslutningsvis vil vi gjenta noe som er sagt tidligere, men som ikke er mindre aktuelt i dag:

"På grunnlag av det som allerede er gjort innenfor prosjektet, men også på grunnlag av det som er sagt ovenfor er det kanskje riktig å minne om at dette er landets og egentlig verdens første storskalaeksperiment som belyser betydningen av jakt på en småviltart. I lys av at dette dessuten er landets viktigste "folkevilt" og derfor en svært viktig utmarksressurs, er det viktig at prosjektet også i 1999 og 2000 gis de økonomiske rammer som er nødvendig for å dra dette i land på en forsvarlig måte".

6 Informasjon og formidling

6.1 Muntlig formidling

Brukerrettede formidlingstiltak:

- Fylkesmannen i Sør-Trøndelag; Fellesmøte for viltnemndene, Sept. -96: Betydningen av jakt på lirype.
- Gudbrandsdal Fjellstyresamband, Sept. -96: Presentasjon av prosjektet.
- Vestre Gausdal Fjellstyre, Sept.- 96: Jaktas betydning for lirypebestanden.
- Lom Fjellstyre, 19.11.96: Betydningen av jakt på lirype; Bakgrunn og resultater.
- Dovre Fjellstyre, 20.11.96: Betydningen av jakt på lirype; Bakgrunn og resultater.
- Sør-Trøndelag Fjellstyresamband, 21.01.97: Betydningen av jakt på lirype; Bakgrunn og resultater.
- Høgskolen i Nord-Trøndelag (HINT), 12.02.97: Betydningen av jakt på lirype; Bakgrunn og resultater.
- Gudbrandsdal Fuglehundklubb, 21.03.97: Har jakta innvirkning på rypebestanden?
- Vågå Fjellstyre, 09.04.97: Betydningen av jakt på lirype; Bakgrunn og resultater.
- Budal Fjellstyre, 13.05.97: Betydningen av jakt på lirype; Bakgrunn og resultater.
- Selbu Fjellstyre, 22.05.97: Bakgrunn og status for rypeprosjektet
- Fylkesmannen i Nord-Trøndelag; Fellesmøte for viltnemndene, 03.06.97: Betydningen av jakt på lirypebestanden, status for prosjektet.
- Meråker kommune, 12.06.97: Bakgrunn og status for rypeprosjektet.
- Dalsbygda Jaktlag/Jaktsameie, 13.06.97: Status for rypeprosjektet.
- Haltdal og Ålen Fjellstyre, 26.06.97: Bakgrunn og status for rypeprosjektet.
- Sør-Trøndelag Fjellstyresamband, 20.01.98: Status og videre planer for prosjektet: Betydningen av jakt på lirypebestander.
- Høgskolen i Nord-Trøndelag (HINT), 20.01.98: Jakt som mortalitetsfaktor på lirype; Forvaltning og forskning.
- Randsfjorden Fuglehundklubb, 23.03.98: Har jakta innvirkning på rypebestanden?
- Dalsbygda Jaktlag/Jaktsameie og Os JFF, 26.03.98: Status og videre planer for prosjektet: Betydningen av jakt på lirypebestander.
- Etne kommune, 02.04.98: Forvaltning og forskning på småvilt med hovedvekt på lirype.
- Bærum JFF, 21.04.98: Har jakta innvirkning på rypebestanden?
- Selbu Fjellstyre, 23.04.98: Status og videre planer for prosjektet: Betydningen av jakt på lirypebestander.
- Haltdal og Ålen Fjellstyre, 22.06.98: Status og videre planer for prosjektet: Betydningen av jakt på lirypebestander.
- Nord-Østerdal Fuglehundklubb, 01.12.98: Betydningen av jakt på lirypebestander.

I tillegg til disse foredragene har det vært en rekke oppslag i «jaktlitteraturen», i dagspressen og i så vel NRK radio

(P4) og TV (f eks. Ut i naturen, magasinutgave i oktober 1996) som lokalradio. Harald Steen har også presentert prosjektet ved flere anledninger under sitt opphold i Canada og New Zealand.

6.2 Publikasjoner

- Anno. 1999. Jegeratferd, jakttrykk og responsen hos ryper. - Skitt jakt, s. 5-8. Direktoratet for naturforvaltning.
- Brøseth, H. & Pedersen, H.C. 1999. Hunting effort on temporal and spatial scale: tracking willow ptarmigan hunters with GPS. - 3rd European Congress of Mammalogy, s. 82.
- Melhus, T. & Hestmo, O.A. 1997. Jaktas betydning for lirypas forflytningsavstander. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Kandidatoppgave.
- Pedersen, H.C. 1996. Vil jakta utrydde rypene. - Skitt jakt, s. 4-7. Direktoratet for naturforvaltning.
- Pedersen, H.C. 1997. Jaktas betydning for lirypebestanden. - Natur 97/98, s. 55-64, red. K.H. Brox.Tapir, Trondheim.
- Pedersen, H.C. 1997. Jakt som mortalitetsfaktor hos lirype - et litteraturstudium. - NINA Oppdragsmelding 388: 1-28.
- Pedersen, H.C. 1998. Rypeforskning i Roltdalen. - Trondheim Turistforening Årbok, s. 58-62.
- Steen, H. & Erikstad, K.E. 1996. Sensitivity of willow grouse *Lagopus lagopus* population dynamics to variations in demographic parameters. - Wildlife Biology 2: 27-35.
- Steen, J.B., Steen, H. & Pedersen, H.C. 1996. Rypebestanden kan skytes i senk. - Jakt og Fiske 8: 50-52.
- Aavik, E. & Østerås, G. 1997. Betydningen av jakt for kullopsplutting hos liryper. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Kandidatoppgave.

7 Sammendrag

Lirypa er Norges viktigste småviltart som hver høst jaktes av 70-100 000 jegere. I tillegg til sin verdi i rekreasjonsøyemed har lirypa derfor en vesentlig økonomisk betydning som matressurs, men mest gjennom de indirekte effekter jakta har for distriktene. Tidligere undersøkelser har konkludert med at rypejakta i gjennomsnitt tar ut ca 10 % av høstbestanden hvert år, mens nyere undersøkelser viser at uttaket i enkelte områder er 50 % eller mer. Jakttrykket i enkelte områder har økt sterkt de siste 20 åra og rypebestanden i enkelte områder synes å være mindre enn tidligere. Dette har ført til at betydningen av jakta for bestandsutviklingen hos lirype er mer i fokus, spesielt hvorvidt jaktmortalitet kan kompenseres for gjennom redusert naturlig dødelighet.

Gjennom reanalysering av en 20 år lange dataserie på lirype fra Tranøy er det vist at den viktigste faktoren for å bestemme antall hekkende høner er vinteroverlevelse hos ungfugl. Om man slår sammen egg- og kyllingoverlevelse til en produksjonsindeks (antall kyllinger/par taksert i august) og samler faktorene for vinteroverlevelse for ungfugl og voksenfugl i en felles parameter for vinteroverlevelse, viser det seg at vinteroverlevelse er den faktoren som totalt betyr mest for antall hekkende par neste år. Dette betyr at vinteroverlevelse ($1 - [\text{naturlig mortalitet} + \text{jaktmortalitet}]$) får en helt annen betydning for endringer i bestandsstørrelse mellom år enn tidligere antatt, fordi man tidligere har sett på kyllingproduksjonen som den "styrende" faktoren.

Hvorvidt jakta påvirker bestandsstørrelsen neste vår eller ikke er avhengig av om jaktmortaliteten er additiv eller kompensatorisk. Additiv jaktmortalitet betyr at den kommer i tillegg til naturlig vintermortalitet og vil derfor føre til en reduksjon i hekkebestanden neste vår. Hvis jaktmortaliteten blir kompensert gjennom nedsatt naturlig vintermortalitet slik at total vintermortalitet er konstant, så vil hekkebestanden neste vår er den samme om bestanden blir jaktet eller ikke.

For å påvise effekter av et gitt jaktuttak i kombinasjon med naturlig mortalitet trengs et tilstrekkelig antall eksperimentelle enheter (replikasjoner). Vi bruker et areal på størrelse med et vanlig rypefjell (ca 25 000 da) som vår eksperimentelle enhet og ett terreng i ett år utgjør en replikasjon. Terrengene er organisert etter et "randomisert blokk design" mønster, hvor en blokk består av fire-fem terrenger. For å sikre variasjon i naturgitte vintermortalitetsrater plasseres blokkene i Finnmark (Anarjokka), i Nord- og Sør-Trøndelag (Meråker-Selbu) og i Sør-Trøndelag og Hedmark (Holtålen-Dalsbygda).

Det er foretatt en styrkeberegning for å finne hvor stor sannsynlighet vi har for å kunne påvise en gitt forskjell mellom behandling (jakt) og kontrollen (ingen jakt) og kompensatorisk mortalitet. Ved å benytte de demografiske parametrene (dvs. variansene) vi finner i 20 års dataserie fra Tranøy i Troms, er det klart at vi med de begrensninger vi må legge på antall områder (3), antall terrenger (16) og antall år (5) kun kan avdekke effekter av jakt dersom det er minst 15 % forskjell mellom eksperiment og kontroll. Gitt dette design vil tre behandlingsregimer; ingen jakt, 15 % og 30 % uttak av høstbestanden, ha en sannsynlighet på 90 %

for å kunne avdekke en forskjell mellom behandling og kontroll.

Dersom jakta ikke reduserer hekkebestanden påfølgende vår kan dette enten skyldes redusert naturlig vintermortalitet eller immigrasjon. Dette spørsmål kan løses ved at undersøkelsen foregår på tilstrekkelig store areal og at en vesentlig andel av rypene innenfor forsøksområdet er merket, enten med radiosender eller andre typer merker. Detaljstudien, som foretas i Meråker-Selbu har som sitt hovedmål å avdekke endringer i vintermortalitet og undersøke immigrasjon ved å studere spredning av rype.

Høstingspotensialet, dvs. antall kyllinger per par varierer kraftig mellom år, og sees på som en mer eller mindre tilfeldig varierende komponent. Vinteroverlevelsen synes også å variere relativt tilfeldig, og vi kan derfor ikke om høsten forutsi med særlig presisjon hvor stor andel av rypene som vil overleve vinteren. Vi er derfor stilt ovenfor problemet å høste fra en bestand vi har begrenset kunnskap om hvordan kommer til å utvikle seg. Teoretiske studier har kommet fram til at en terskelverdi høsting er den beste i en slik situasjon. Med dette menes at om bestanden er under et visst antall så høster man ikke, er den over så høster man så mye man klarer til bestanden når "terskelen". En terskelhøstingsstrategi gir veldig stor variasjon i hvor mye som kan høstes fra år til år og for ryper vil man i all hovedsak kun høste i topp produksjonsår. En strategi som baserer seg på kyllingproduksjonen kan nødvendigvis ikke bestemme uttaket før kyllingproduksjonen er målt. Siden dette først kan gjøres i august, en måned før jaktstart, så er dette en strategi som vanskelig lar seg gjennomføre i praksis. Ved bruk av bioressurssmodellering (stokastisk dynamisk programmering) undersøkes en strategi som benytter seg av det faktum at gode produksjonsår hos rype, tross alt har en viss forutsigbarhet i forhold til antall år siden siste bunnår.

Taksering av bestanden i de enkelte terreng som inngår i den nasjonale delen må ha et presisjonsnivå som gjør det mulig å fange opp eventuelle effekter av forskjellig jaktuttak. Vi benytter linjetaksering og programmet DISTANCE. For å kunne benytte denne metoden må fire forutsetninger oppfylles. Disse forutsetningene er testet ved å benytte radiomerkete ryper og det er ikke nødvendig å innføre korreksjonsfaktorer pga. avvik fra forutsetningene. Imidlertid synes det som om augusttakseringer overestimerer flokkstørrelse, fordi store flokker/kull lettere observeres med økende avstand fra linja i forhold til enkeltfugl/par. Dette kan korrigeres ved å redusere flokkstørrelsen med 11-17 %.

Det er ønskelig med så lav usikkerhet i tetthetsestimaterne som mulig, men flere faktorer fører til at %CV (variasjonskoeffisienten uttrykt som prosent) ligger mellom 20-30 %. Gjennom bl.a. skolering av takseringspersonellet har vi lyktes med å redusere variasjonen i takseringsestimaterne siden starten i 1996, men variasjonen er fortsatt høy. Variasjonen i observasjoner mellom linjene står for mellom 46 % til 72 % av den totale variasjonen i tetthet og varierer lite mellom takseringsenhetene. Den store variasjonen i antall observasjoner mellom linjene kan reduseres ved å stratifisere terrengene gjennom bruk av satellittdata til å utarbeide vegetasjonskart.

Vårbestanden i Anarjokka i 1997-98 har i gjennomsnitt vært 5.3 liryper/km², mens tallene for Meråker-Selbu og Holtålen-Dalsbygda er hhv. 7.7 og 8.2 liryper/km². Anarjokka har hatt en dårligere vårbestand enn i de andre områdene, og det har vært en økende vårbestand i de to sydligste områdene, mens Anarjokka har hatt motsatt tendens.

Tettheten av liryper i august har vist til dels store forskjeller. Holtålen-Dalsbygda terrengene hadde i snitt for årene 1996-98 en tetthet på 21.5 liryper/km², mens Meråker-Selbu hadde 18.9 liryper/km² og Anarjokka 9,1 liryper/km². I alle områder var det en nedgang i 1997, mens en økning i tetthet i 1998 bare kom i de to sydligste områdene.

Et jaktuttak på 15 % og 30 % av bestanden viste seg å være lett i enkelte av terrengene, men nærmest umulig i andre. For eksempel brukte 4 jegere 3-4 dager på å felle 30 % av bestanden i Anarjokka, mens det på terreng 12 (Meråker-Selbu) og Berghøgda og Middagsknøppen (Holtålen-Dalsbygda) ikke har vært mulig å felle 30 %. Rypenes atferd, terrengets topografi og vegetasjon, samt jegerens atferd synes å være viktig for hvor stor andel av rypene det er mulig å skyte på et gitt terreng.

Effekten av jakt på neste års hekkebestand ble undersøkt ved å se om endringene i populasjonsstørrelse over vinteren er korrelert med jaktuttaket foregående høst. Vårbestandens andel av bestandsstørrelsen om høsten etter jakt ble brukt som mål på endring ($N_{\text{vår}}/N_{\text{Forrige høst etter jakt}}$). En positiv korrelasjon vil bety at den resterende bestanden etter jakten reduseres mindre jo høyere jaktuttaket er, dette refereres til som kompensasjon. Det må bemerkes at vi her ikke snakker om individuell kompensasjon i overlevelse, men om bestandsstørrelsen "kompenseres". Dette kan være et resultat av immigrasjon eller at individene overlever vinteren bedre. Den "globale" behandlingen kan bare besvare om bestanden som sådan viser kompensasjon, men ikke prosessen bak kompensasjonen (økt vinteroverlevelse eller immigrasjon).

På grunnlag av resultater fra to behandlingsrunder er det ikke mulig å påvise at rypebestanden kompenserer for jakt. Det må presiseres at denne analysen er svært foreløpig og at resultatene fra de to gjenstående årene i prosjektperioden vil styrke denne analysen betraktelig fordi undersøkelsen har en forsøksdesign på fire behandlingsrunder.

I vinterhalvåret (august-mars) var overlevelsen på radiomerkete ryper 73 % (58-84 %), om våren (april-mai) var overlevelsen 81 % (72-87 %), mens overlevelsen om sommeren (juni-juli) var 99 % (92-100 %). Dette gir en årlig naturlig overlevelse på 59 % i løpet av perioden august 1996 til november 1998.

Spredningsatferd hos radiomerkete ryper viste ingen forskjell i spredningsavstand hverken mellom 1) kyllinger fra høsten (august) og unge høner fra vinteren (mars), eller 2) voksne fra høsten (august) og voksne + unge stegger fra vinteren (mars). Voksne ryper av begge kjønn market om høsten og voksne (begge kjønn) + unge stegger merket om vinteren har en forholdsvis liten spredningsdistanse på 0.5-1 km (variasjon 492-982 m), snitt 737 meter ($n = 61$). Kyllinger merket om høsten og unge høner merket om vinteren har en spredningsavstand som er omtrent seks ganger lengre enn foregående gruppe (snitt 4.3 km,

variasjon 2.8-5.7 km, $n = 35$). Grovt regnet vil 80 % av de merke rypene etablerer seg i et område som dekker ca 30 km² med merkestedet som utgangspunkt.

Fra 10-22 september jaktet rypejegere utstyrt med GPS-mottagere i løpet av 50 jeger-dager aktivt i 295 timer. Totalt jakttrykk som følge av dette var 9.8 timer/km² i løpet av de to første jaktukene. Jegerne gikk 818 km og felte 135 liryper (20 % av bestanden). Den enkelte jeger jaktet gjennomsnittlig 16.2 km per dag, med en gjennomsnittsfart på 2.8 km/time. Jaktdagen var i gjennomsnitt nesten 9 timer, hvorav 5 timer og 48 minutter med aktiv jakting. Hver jakt dag felte en jeger i gjennomsnitt 2.7 ryper, men variasjon fra dag til dag var stor.

Tjuesyv prosent av jaktterrenget ble ikke jaktet, 28 % ble jaktet en gang, 15 % to ganger, 11 % tre ganger og 19 % fire eller flere ganger. Områdene fra hytta og ut til omkring 2.5 km ble hardest utnyttet med så mye som 82 % av den totale jaktinnsatsen. Hvis man ser bort fra sonen nærmest hytta er det en klar positiv sammenheng mellom jakttrykk og utbytte. Jakttrykket i leveområdet til ryper som ble skutt var nesten dobbelt så høyt som hos de som overlevde, hhv. 14.3 og 8.1 timer/km².

Det ble funnet en positiv sammenheng mellom jakttrykket, beregnet som antall timer jakt per kvadratkilometer jaktterrenget, og andel av høstbestanden skutt på de forskjellige terrengene. Det var imidlertid en klar forskjell mellom de ulike områdene mhp hvor raskt jaktuttaket øker med økende jakttrykk (stigningskoeffisient: Anarjokka 6.9, Meråker-Selbu/Hardangervidda 2.3 og Holtålen-Dalsbygda 0.9). Terrengets topografi, vegetasjon, effektiviteten til jegerne, størrelsen på terrenget og/eller tettheten av rype kan være faktorer som påvirker dette forholdet.

En sammenligning av kyllingproduksjon basert på augusttaksering og vingepøver fra jakta viser at jaktuttaket i enkelte år og på enkelte jaktterrenget kan være skjevfordelig i forhold til egentlig alderssammensetning i bestanden. En overrepresentasjon av kyllinger i materialet fra jakta kan oppstå hvis jegerne konsentrerer jakta til store kull, men unngår enkeltfugler/par av voksne. Overrepresentasjon av voksefugl kan oppstå hvis kullene trekker ut av området og kun voksne uten kyllinger blir igjen.

Flere teoretiske studier har vist at terskelhøsting er den høstningsstrategien som gir størst totalt utbytte over tid. Siden ryper har store variasjoner i årlig produksjon vil en slik høstingsstrategi gi mange år uten jakt og noen år med store uttak. Her presenteres en forvaltningsmodell som baserer seg på bestandsstørrelsen på våren samt antall år siden siste bunn i kyllingproduksjonen (forkortet ÅSBunn), og ÅSBunn evalueres mot en terskelhøstingsstrategi og en strategi med konstant høstingsrate. Modellen prøver å finne det jaktuttaket som maksimerer framtidig avkastning over en tidshorisont på f. eks. 10 år. Til dette har vi benyttet stokastisk-dynamisk-programmering (SDP).

Det gjøres to hovedtyper simuleringer hvor den ene forutsetter regelmessige 4 års svingninger, og den andre som er mer realistisk forutsetter 30 % sannsynlighet for at det er tre år mellom to bunnår og 70 % sannsynlighet for at det er fire år mellom to bunnår. I simuleringene er bæreevnen for hekkebestanden satt til 210 ryper og det skal ikke jantes dersom hekkebestanden er mindre enn 160

ryper. Det benyttes data for kyllingproduksjon fra Tranøy og Løvhøgen.

I modellen hvor vi antar en fast 4 års syklus i kyllingproduksjonen og lik vinteroverlevelse for ungfugl og voksne (50%) er den optimale ÅSBunn-strategien at man i første til tredje år etter et dårlig produksjonsår jakter forsiktig (ca 4-10 %) dersom hekkebestanden er lav, mens ved bestandstettheter opp mot bæreevnen kan man jakte så mye som 25 %. Ved middels tettheter tillates det kun moderat jakt, ca 12-15 %. I fjerde året etter sist bunnår, som selv er et bunnår, skal man ikke jakte ved lave tettheter og meget moderat (ca 4 %) ved middels og høye tettheter. Dersom man ikke får et topp produksjonsår innen to til tre år etter siste bunnår skal jakttrykket være ca 5% i bunn produksjonsårene og ca 15 % i de andre årene.

Bruker man ÅSBunn-strategien og summerer antall ryper høstet over en 50 års periode utgjør dette ca 80 % av hva vi kunne ha høstet gjennom en terskelhøstingsstrategi. En strategi med konstant høstingsrate på 16 % gir et utbytte på 95 % sammenlignet med en terskelhøstingsstrategi, og kan slik sett sies å være bedre enn ÅSBunn-strategien.

Simulering med fast 4 års syklus, men med ulik vinteroverlevelsen, 34 % for ungfugl og 59 % for voksenfugl, viser at man det tredje året etter et bunnår i kyllingproduksjon skal jakte meget forsiktig når det er middels til lave vårbestander, mens man ved høye bestander skal høste som i første og andre året etter et bunnår. Ved å jakte forsiktig ved lave tettheter bygger man opp bestanden mot kommende dårlige produksjonsår og man unngår å jakte ned bestanden. Dersom man øker vinteroverlevelsen ytterligere fører dette hovedsakelig til at verdien og/eller nødvendigheten av å jakte forsiktig i året før et bunnår blir mindre.

En simulering med tre år mellom hvert bunnår i 30% av tilfellene og fire år mellom bunnår i 70% av tilfellene vil i hovedsak bevare egenskapene fra tilfellet hvor det var fire år mellom bunn produksjonsår. Det er dog en tendens til at forskjellen mellom det optimale jaktuttaket for de forskjellige årene utviskes.

8 Summary

Willow ptarmigan are the most important small game species in Norway and are hunted every autumn by 70-100 000 hunters. In addition to their recreational value, willow ptarmigan have a large economic importance as both a food resource and to the districts around the hunting areas. Earlier studies had concluded that hunting removed an average of only 10% of the autumn population each year, however newer studies have shown that the harvest can exceed 50% of the population in some areas. Hunting pressure has greatly increased in some areas during the last 20 years and willow ptarmigan populations appear to have decreased. This has led to much focus on the importance of hunting on willow ptarmigan population development, especially on the possibility for hunting to compensate for natural mortality.

A re-analysis of a 20 year data set from Tranøy has shown that the most important factor affecting the number of nesting hens is autumn-winter survival (hereafter called "winter" survival) of juveniles. If egg and chick survival are combined into a production index (number of chicks/pair censused in August) and combine factors affecting winter survival for juveniles and adults into a common winter survival parameter it appears that winter survival is the single factor that most affects the number of nesting pairs each year. This means that winter survival (1- [natural mortality + hunting mortality]) takes on a far greater importance for changes in population size between years than previously believed, when it was assumed that chick production was the "key" factor.

The manner in which harvest in one year affects population size in the next year depends on if harvest mortality is additive or compensatory. Additive harvest mortality means that it comes in addition to natural winter mortality and will therefore reduce the next years nesting population. If harvest mortality is compensated for through reduced natural winter mortality such that total winter mortality is constant, the nesting population will be the same irrespective of harvest.

Testing the effects of harvest in combination with natural mortality factors requires a large number of experimental treatments with replicates. We have used areas similar in size to normal hunting areas (25 km²) as experimental units. Units were organised as a "randomised block design" where a block consists of 4-5 areas. In order to include the full range of natural winter mortality blocks were placed in Finnmark (Anarjokka), in Nord-Trøndelag/Sør-Trøndelag (Meråker-Selbu) and in Sør-Trøndelag/Hedmark (Holtålen-Dalsbygda).

Power analysis was used to determine the probability that we had to detect a significant difference between experimental and control. Using the demographic parameters and their variance from the 20 year Tranøy data set it was clear that with the limited number of blocks (3), hunting areas (16) and years (5) we would be only able to detect the effects of hunting if the difference between experimental and control areas was at least 15 %. With this design and power, and with three treatment regimes with no harvest, 15 %, and 30 % harvest of the autumn population, there is a 90 % chance of detecting differences between control and treatment areas.

If harvest does not decrease the nesting population in the following year it could be due to either decreased winter mortality or immigration. This question can be addressed through studying large enough areas, and by marking a large proportion of the birds within an area. The detailed study being carried out in Meråker-Selbu has the objective of studying both changes in winter mortality and dispersal behaviour of willow ptarmigan.

The number of chicks produced to harvestable age per pair varies widely from year to year and appears to be a more or less random component. Winter survival also appears to vary somewhat at random, so that it is not possible to predict in the autumn with any degree of precision the proportion of the population that will survive the winter. The situation is therefore such that harvest must be planned for a population for which there is little available information on how it will develop. Theoretical studies have developed threshold-harvest models for such situations. These are based on the concept that under a certain population level (the threshold) there should be no harvest, while over this level harvest can occur until the population is lowered to the threshold again. Such strategies result in very large variation in harvest bags from year to year, and for a species like willow ptarmigan it is likely that harvest would only be possible in peak years. However, a strategy that is based on chick production can only determine the size of the permissible harvest after chick production has been measured (first possible in August, one month before the start of harvest). Therefore this appears to be a very difficult strategy to utilise in practice. Because of this we investigate bio-resource models (stochastic dynamic programming) that utilise the fact that good production years in willow ptarmigan are relatively predictable in relation to the number of years since the last bottom year.

Censuses of the willow ptarmigan populations in the different study hunting areas require a level of precision that allows the effects of different harvest regimes to be detected. We utilised line-transect methods and the DISTANCE computer program. In order to use these methods a number of assumptions needed to be met. These assumptions were tested using radio-tagged willow ptarmigan. Although these assumptions were generally met we introduced a correction factor for overestimation of flock size in August censuses because larger flocks were relatively easier to observe with increasing distances from the transect line than single birds/pairs. This correction factor reduced flock size from 11-17 %.

Although we hoped to achieve as low uncertainty in our estimates as possible, several factors lead to the %CV (coefficient of variation expressed as a percentage of the mean) lying from 20-30 %. Through improved field methods we have managed to reduce the %CV since 1996, but variation is still high. The variation in the number of birds observed between transects accounts for between 46 and 72 % of the variation. This variation could be reduced by stratifying transects using satellite vegetation maps.

The spring population in Anarjokka in 1997-98 was on average 5.3 willow ptarmigan/km², while the densities in Meråker-Selbu and Holtålen-Dalsbygda were 7.7 and 8.2 willow ptarmigan/km². Not only did Anarjokka have the lowest spring population, but it has not increased despite increases in the other two blocks.

The August density of willow ptarmigan has shown large variation. Average values for Holtålen-Dalsbygda, Meråker-Selbu and Anarjokka have been 21.5, 18.9 and 9.1 willow ptarmigan/km² during the period 1996-98. All areas showed a decrease in 1997, followed by an increase in 1998 in the two southern areas.

A harvest of 15-30 % of the population was easily achieved in some of the hunting areas, but was almost impossible in some others. For example 4 hunters used 3-4 days to shoot 30 % of the population in Anarjokka, while in hunting areas #12 (Meråker-Selbu), Berghøgda (Holtålen-Dalsbygda) and Middagskneppen (Holtålen-Dalsbygda) it was not possible to harvest 30 %. Willow ptarmigan behaviour, topography, vegetation and the hunters' behaviour appeared to be important factors affecting the harvest.

The effect of harvest on the next years nesting population was studied by determining if over-winter population size changes were correlated with the previous years harvest. The spring population size divided by the previous August's population size minus harvest bag was used as an estimate of over-winter survival. A positive correlation would have implied that the population remaining after high harvest has less winter mortality, and would have been evidence for population level compensation which could result from either improved survival or immigration. The correlation approach does not allow the separation of these two mechanisms.

Based on our data collected so far, we have not found any evidence for compensation. However, this is only a preliminary analysis, and two more years of data will increase our confidence because the experimental design requires four annual replicates.

The survival of radio-collared ptarmigan in the winter (August-March) was 73 % (58-84 %), in spring (April-May) 81 % (72-87 %), and in the summer (June-July) 99 % (92-100 %). This resulted in an annual average survival of 59 % during the period August 1996 until November 1998.

There were no differences in the dispersal behaviour of radio-tagged willow ptarmigan for either (1) Chicks caught in August and juvenile females caught in winter (March), or (2) adults caught in the autumn and adults and juvenile males caught in winter (March). Adult willow ptarmigan of both sexes tagged in the autumn, and adults (both sexes) and juvenile males caught in winter had relatively short dispersal distances from 0.5-1 km (mean = 737 m, n = 61). Chicks marked in the autumn and juvenile females marked in winter had on average dispersal distances that were six times longer (mean = 4.3 km, range 2.8 - 5.7, n = 35). This implies that 80 % of willow ptarmigan will settle within 30 km² surrounding a marking site.

Between 10th and 22nd September, 9 hunters equipped with a GPS-receiver were active for 295 hunter hours distributed between 50 hunter days. Hunting pressure was 9.8 hours/km², the hunters walked 818 km and killed 135 ptarmigan (20 %) of the population. The average hunter travelled 16.2 km/day, with an average speed of 2.8 km/hour, hunted for 5 hours and 48 minutes of 9 hours active and killed an average of 2.7 ptarmigan/day, although there was much day to day variation.

Twenty seven percent of the hunting area was never hunted, 28 % was hunted once, 15 % twice, 11 % three times and 19 % four or more times. The area within 2.5 km of the cabin where the hunters lived received 82 % of the hunting pressure. If the immediate area of the cabin is ignored there was a clear relationship between hunting pressure and harvest. The hunting pressure within home ranges of radio-tagged ptarmigan that were shot was on average double of that within home ranges of ptarmigan that were not shot (14.3 and 8.1 hours/km²).

There was a positive relationship between hunting pressure (number of hours hunting/km²) and the percentage of the August population that was harvested. There were differences between the hunting areas in the way that harvest bags increased with hunting pressure (slopes varied from 6.9 in Anarjokka to 2.3 in Meråker-Selbu/Hardangervidda and 0.9 in Holtålen-Dalsbygda). The hunting area's topography, vegetation, size and willow ptarmigan population density, along with the hunter's skill are all probably factors affecting this relationship.

A comparison of chick production estimates based on August censuses and wing samples from hunting bags shows that harvest may be skewed away from availability in some hunting areas in some years. Overrepresentation of chicks in the hunting bags will result from hunters concentrating on large flocks, and ignoring single birds or pairs. Overrepresentation of adult birds could result from flocks leaving the hunting area, leaving only adults without chicks in the areas.

Several theoretical studies have shown that threshold harvesting is the strategy which results in the largest harvests over long time periods. Since willow ptarmigan have such large variations in annual production such a model will result in many years with no harvest, and a few years with very high harvests. We have developed a management model that is based on spring population size and the number of years since the last cyclic trough (or bottom year) in chick production (ÅSBunn model). We evaluate this model against a threshold harvest strategy and a constant harvest rate strategy. Using stochastic dynamic programming (SDP) methods the model attempts to identify the harvest rate that maximumises harvests over a time scale such as 10 years.

Two main models were constructed where the first assumed that populations cycles occur with a regular 4 year period, while the second assumes that there are only 3 years between bottom years in 30% of the cycles and 4 years between bottom years in the remaining 70%. In the models we assume that carrying capacity is 210 willow ptarmigan and that there is no harvest if the nesting population is less than 160 willow ptarmigan. Chick production data was obtained from Tranøy and Løvhøgen.

In the model where we assume regular 4 year cycles in chick production, and similar winter survival for both juveniles and adults (50%) the optimal ÅSBunn strategy is that in years 1-3 following a bottom year harvest should be low (ca 4 - 10 %) if the nesting population is low, but if population size is approaching carrying capacity then harvest should be up to 25%. With medium density harvest should be moderate (ca 12-15%). In the fourth year after a bottom year (i.e. another bottom year) there should be no harvest with low densities and only low harvest (ca 4 %)

with medium to high density. If there is no top year within 3 years after a bottom year, then harvest pressure should be around 5% in low production years and about 15% in other years.

Using the ÅSBunn strategy over a 50 year period would result in 80% of the harvest that could have been obtained using a threshold harvest strategy. A strategy with a constant harvest rate of 16% would give a total harvest within 95% of that obtained using threshold models, and could therefore be regarded as being better than that obtained using the ÅSBunn strategy.

Simulations with a fixed 4 year cycle, but with different winter survival for juveniles (34%) and adults (59%) reveals that it is necessary to harvest carefully in the third year after a bottom year at low to medium density, while at high density it is possible to harvest as in the 1st and 2nd years. By harvesting carefully at low densities it is possible to build up the population against future bad production years and over-harvest can be avoided. By increasing winter survival it is less important to harvest carefully in low years. The model with mixed 3 and 4 year periods in the cycle produces similar results, except for the fact that the differences between years after a bottom year are reduced.

9 Litteratur

- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. - I: B.N. Petran, B.N. & Csàaki, F (red). International symposium of Information Theory. Akadèmiai Kiadi, Budapest, Hungary, s. 267-281.
- Bjerke, T. 1993. Jegeren. En samfunnsfaglig kunnskaps-oversikt. - NINA Utredning 044: 1-51.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Laake, J.L. 1993. Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations. - Chapman & Hall, London.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. & Laake, J.L. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. - Wildl. Monogr. No 72.
- Ellison, L.N. 1991. Shooting and compensatory mortality in tetraonids. - *Ornis Scand* 22: 229-240.
- Hannon, S.J. 1988. Intrinsic mechanisms and population regulation in Grouse - a critique. - Proc. 19th Int. Orn. Congr., s. 2478-2489.
- Hayne, D.W. 1949. An examination of the strip census method for estimating animal populations. - *J. Wildl. Manage.* 13: 145-157.
- Jenkins, D., Watson, A. & Miller, G.R. 1963. Population studies on Red Grouse, *Lagopus scoticus* (Lath.) in north-east Scotland. - *J. Anim. Ecol.* 32: 317-376.
- Kastdalen, L. 1992. Skogshøns og jakt. - Rapport fra Norges Bondelag, Norges Skogbruksforening, Norges skogeierforbund og Norges Jeger- og Fiskerforbund. 46 s.
- Lande, R. Engen, S. & Sæther, B.-E. 1995. Optimal harvesting of fluctuating populations with a risk of extinction. - *Am. Nat.* 145: 728-745.
- Lyon, L.J. & Burcham, M.G. 1998. Tracking elk hunters with the global position system. - Res. Pap. RMRS-RP-3. U.S. Dep. Agric., For. Serv., Rocky Mt. Res. Stn., Ogden, UT. 6 s.
- Moen, A. 1998. Nasjonal atlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.
- Mortensen, A.J. 1994. Rypejaktas betydning for bestanden og jaktutbyttet over tid: en studie av 20 års jaktstatistikk i områder med sterkt varierende jakttrykk. - Privat, Lillehammer.
- Myrberget, S. 1976. Field test of line transect census methods for grouse. - *Norw. J. Zool.* 24: 307-317.
- Myrberget, S. 1985. Is hunting mortality compensated for in grouse populations, with special reference to Willow Grouse? - XVIIth Congress of the International Union of Game Biologists, Brussels, September 17-21, 1985, s. 329-336.
- Myrberget, S. 1988. Demography of an island population of willow ptarmigan in northern Norway. - I: Bergerud, A.T. & Gratson, M.W. (red.). Adaptive strategies and population ecology of northern grouse. Vol. I. Population studies. Univ. of Minnesota Press, Minneapolis. s. 379-419.
- Myrberget, S. 1989. Norwegian research on willow grouse. Implications for management. - *Finnish Game Res.* 46: 17-25.
- Olstad, O. 1953. Ringmerking av lirype i Øyer. Ringmerkingsresultater VI. - Statens viltundersøkelser. 71 s.
- Olsson, G.E., Willebrand, T. & Smith, A.A. 1996. The effects of hunting on willow grouse *Lagopus lagopus* movements. - *Wildl. Biol.* 2: 11-15.
- Parma, A.M. 1990. Optimal harvesting of fish populations with non-stationary stock-recruitment relationships - *Nat. Res. Mod.* 4: 39-75.
- Pedersen, H.C. 1984. Territory size, mating status and individual survival of males in a fluctuating population of Willow Ptarmigan. - *Ornis Scand.* 15: 197-203.
- Pedersen, H.C. 1988. Territorial behaviour and breeding numbers in Norwegian willow ptarmigan: a removal experiment. - *Ornis Scand.* 19: 81-87.
- Pedersen, H.C. 1990. Reproductive behaviour and breeding numbers in a fluctuating population of Norwegian willow grouse *Lagopus l. lagopus*: summary of a 10-year study. - *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 13: 1-10.
- Pedersen, H.C. (red.). 1995. Brenning og kutting av alpin heivegetasjon: Effekter på lirype, vegetasjon og invertebratfauna. - NINA Fagrapport 16: 1-87.
- Pedersen, H.C. 1997. Jakt som mortalitetsfaktor hos lirype - et litteraturstudium. - NINA Oppdragsmelding 388: 1-28.
- Pelletier, L. & Krebs, C.J. 1997. Line-transect sampling for estimating ptarmigan (*Lagopus spp.*) density. - *Can. J. Zool.* 75: 1185-1192.
- Reed, W.J. 1979. Optimal escapement levels in stochastic and deterministic harvesting models. - *J. Environ. Econ. Manage.* 6: 350-363.
- Skinner, J.E., Snow, D.P. & Payne, N.F. 1998. A capture technique for juvenile willow ptarmigan. - *Wildl. Soc. Bull.* 26: 111-112.
- Smith, A. & Willebrand, T. 1999. Mortality causes and survival rates of hunted and unhunted willow grouse. - *J. Wildl. Manage.* 63: 722-730.
- Steen, H. & Erikstad, K.E. 1996. Sensitivity of willow grouse *Lagopus lagopus* population dynamics to variations in demographic parameters. - *Wildl. Biol.* 2: 27-35.
- Steen, H., Holst, J.C., Solhøy, T., Bjerga, M., Klausen, E., Prestegård, I., Sundt, R.C. & Johannesen, O. 1997. Mortality of lemmings *Lemmus lemmus* at peak density in a mountainous area of Norway. - *J. Zool., Lond.* 243: 831-835.
- Steen, J.B. 1989. Rypeliv og rypejakt. - Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Steen, J.B., Steen, H., Stenseth, N.C., Myrberget, S. & Marcström, V. 1988. Microtine density and weather as predictors of chick production in willow ptarmigan, *Lagopus l. lagopus*. - *Oikos* 51: 367-373.
- Zar, J.H. 1984. Biostatistical analysis. - Prentice-Hall, NJ, USA.
- Aas, Ø. & Vinsand, G. 1996. Rypejegere i Nord-Norge: Jaktvaner og synspunkter på forvaltning og tilrettelegging av småviltjakta. - ØF-Rapport nr. 27/1996.

10 Vedlegg

Parametere målt under metodetestingen av forutsetning 1 og 2 på radiomerket rype.

Variabler	Forklaring
Tidsperiode	1 = før kl 1500, 2 = etter kl 1500
Gåtid	Tiden hunden var i søk i minutter
Gangstrekning	Strekningen i meter fra forsøkets startpunkt til radiorypa
HUND	
Hundens ID	Nummer som identifiserer hunden
Førers ID	Nummer som identifiserer fører
Hundens alder	Målt i år
Kjønn	Hann=0, Tispe=1
Rase	
Hundens jakterfaring	1= liten, 2= jaktet minst 3 år, 3= god, jaktet i mer enn 3 år
Jaktprøveklasse	1= UK, 2= AK, 3= VK
Beste premiering	Gjelder kun for høyfjell
Søksbredde	1-5, 1= trangt, 3= god kontakt, middels bredde, 5= meget stort søk
Søksmønster	1-5, 1=søker i god kontakt med fører, dekker terrenget nær linja godt, 5=søker selvstendig langt ute, dekker dårlig terrenget nær linja
VÆR	
Temperatur	Oppgitt i grader
Vindretning	1=N, 1,5=NØ, 2=Ø, 2,5 = SØ, 3 = S, 3,5 = SV, 4=V, 4,5=NV
Vindstyrke	0-5 , 0= vindstille, 5 =kuling
Sol - regn	0-5 , 0= sterk sol, 3= overskyet, 4= kraftig regn
Nedbør siste døgn	0 = ikke nedbør, 2 = noe regn, 3 = mye regn
Markfuktighet	0-5, 0= tørt, 5 = meget vått
Testforholdene	Subjektiv vurdering i skala 0-5: 0= meget dårlige forhold, 5 = meget bra
RYPA	
Frekvens ID	Nummer som identifiserer rypa
Flokkstørrelse	
SITUASJON	
Aktivitet1	1-3, Rypas aktivitet fra første kontroll til takseringsteamet er på ca 100 m avstand målt som 1) aktiv, 2) aktiv en del av tiden eller 3) ikke aktiv
Aktivitet2	1-3, Rypas aktivitet fra takseringsteamet er på ca 100 m avstand til den blir støkket/takseringsteamet passerer. Målt som ovenfor.
Linjeavstand	Avstanden i meter fra rypas oppholdssted til takseringslinja
VEGETASJON	
Helningsretning	1=N, 1,5=NØ, 2=Ø, 2,5 = SØ, 3 = S, 3,5 = SV, 4=V, 4,5=NV
Helning	1= flatt, 2= slak skråning, 3= bratt
Vegetasjonens høyde	Gjennomsnittlig høyde i en radius på 10 meter rundt der rypa satt
Feltsjikt (høyde)	Gjennomsnittlig høyde på feltsjiktet

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-1005-3

578

NINA
OPPDRAGS-
MELDING

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2.
7485 TRONDHEIM
Telefon: 73 80 14 00
Telefax: 73 80 14 01

NINA
Norsk institutt
for naturforskning