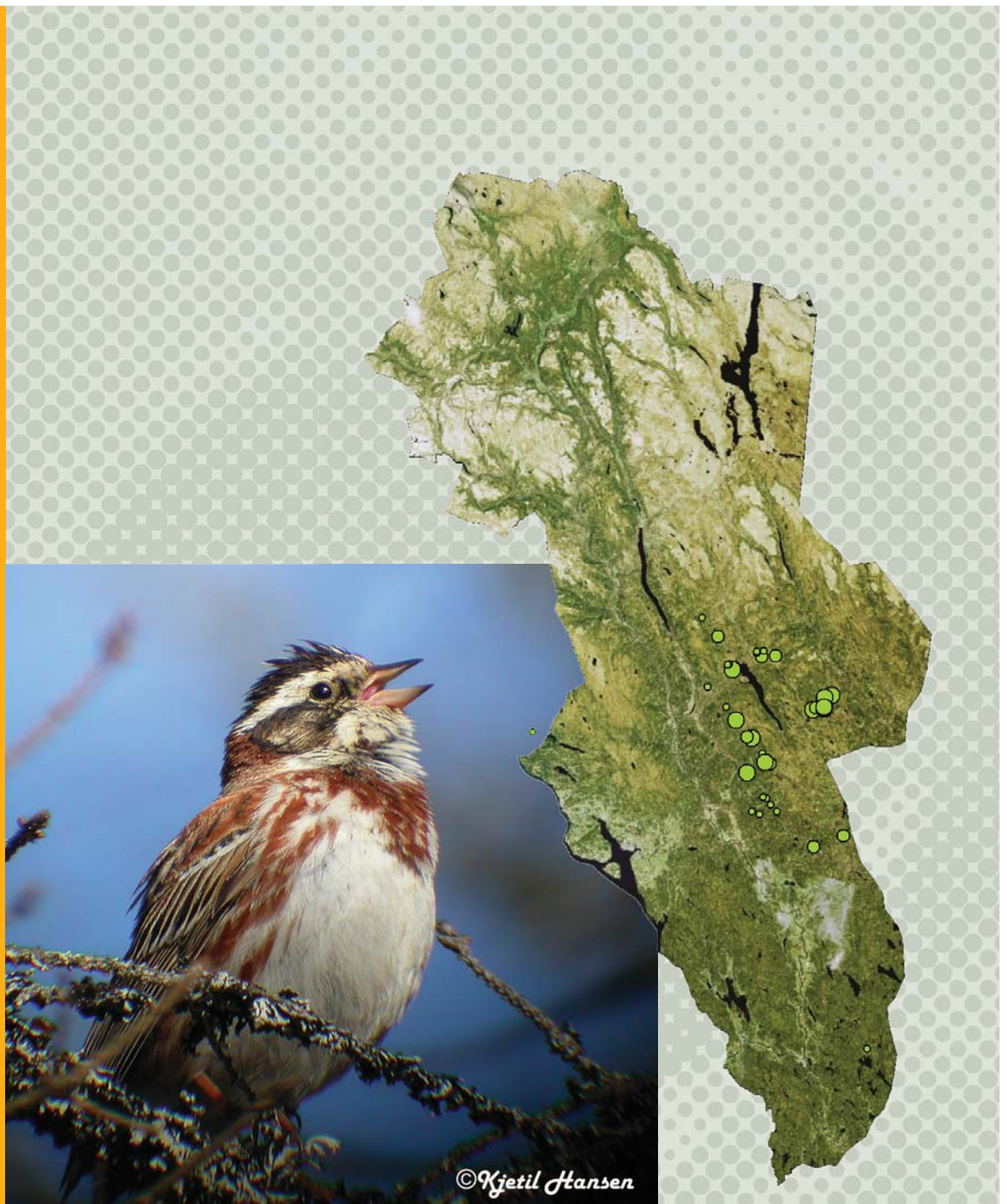


VIERSPURVENS (*EMBERIZA RUSTICA*) STATUS I NORGE - EN STUDIE AV UTBREDELSE, BESTANDSSTØRRELSE OG BIOTOPVALG.

STATUS OF THE RUSTIC BUNTING (*EMBERIZA RUSTICA*) IN NORWAY - A STUDY OF DISTRIBUTION, POPULATION SIZE AND HABITAT PREFERENCES

KJETIL HANSEN

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPGAVE 30 STP. 2009



©Kjetil Hansen

FORORD

Denne studien er en del av vierspurvprosjektet og er støttet av Direktoratet for Naturforvaltning og Fylkesmannen i Hedmark. Jeg vil spesielt takke min veileder Svein Dale for en betydelig feltinnsats, for meget god veiledning underveis og for all den tid han har satt av til oppgaven det siste året. Jeg vil takke Geir Andreas Sonerud og Jon Bekken for deres viten og erfaring med vierspurven i Hedmark og Truls Wexhal Andersen for å ha bidratt med et betydelig antall egne funn. Takk til de Lokale Rapport- og Sjeldenhetskomitéene (LRSK) rundt omkring i landet for tilgang til data om vierspurvens nåværende og tidligere forekomst i Norge. Takk til Terje Gobakken for uvurderlig hjelp med GIS og Vidar Selås for hjelp med de multiple statistiske analysene. Ellers vil jeg takke alle kontaktpersoner i inn- og utland som hver på sin side har bidratt med verdifull informasjon underveis. Sist, men ikke minst vil jeg takke Stein Hansen og Vigdis Sørensen for verdifulle kommentarer til manuskriptet.

Universitetet for miljø- og biovitenskap

Ås, mai 2009

Kjetil Hansen

ABSTRACT

The status of the rustic bunting (*Emberiza rustica*) in Norway is not well known. The current Norwegian population estimate is 100-500 breeding pairs, but this is highly uncertain. During the spring of 2008 we censused 380 km of potential rustic bunting habitat all over the county of Hedmark, southeastern Norway to update its present distribution, population size and habitat selection. We found 41 territories which gave an estimated population size of 30-45 pairs (40-60 territories) in Hedmark and 40-75 pairs for the whole country. The species distribution in Hedmark seems to be restricted to small subpopulations within a limited core area partly connected with the Swedish population. Analysis of habitat selection showed that the rustic bunting mainly occurred in very damp spruce and birch swamp close to slowly flowing streams in boggy forest below 550 m a.s.l. The tree layer was usually relatively dense and the forest floor was very tussocky. A considerable proportion of the territories (42 %) were found close to dams constructed by beavers. Reassessment of a subset of localities investigated during the 1970s indicated a clear population decline during the last 30 years. The decline seems to have been most severe during the last decade which can be related to a general population decline in Scandinavia in the same period. Possible causes for the decline and implications for management are discussed.

SAMMENDRAG

Vierspurven (*Emberiza rustica*) er en lite kjent hekkefugl i Norge. Bestandsestimatet spriker fra 100 til 500 par. Våren 2008 takserte vi 380 km med potensiell vierspurvbiotop spredt over Hedmark fylke for å skaffe oppdatert kunnskap om artens utbredelse, bestandsstørrelse og biotopvalg. Vi fant totalt 41 territorier og gjorde 10 hekkefunn. Dette ga en estimert bestand i Hedmark på 30-45 par (40-60 territorier) og 40-75 par på landsbasis. Artens utbredelse i Hedmark synes å være kraftig innsnevret med små delbestander innenfor et begrenset kjerneområde delvis sammenhengende med den svenske bestanden. Analyser av biotopvalg viste at vierspurven hovedsakelig forekom langs stilleflytende vassdrag i svært fuktig gran/bjørkesumpskog i tilknytning til myrområder under 550 meter over havet. Tresjiktet var relativt tett og skogbunnen var svært tuet. En betydelig andel av funnene (42 %) ble gjort ved eller i nærheten av en beverdam. Retakseringer av et utvalg lokaliteter som ble undersøkt på 1970-tallet, viste at bestanden minst er halvert på 30 år. Nedgangen har trolig vært størst det siste tiåret og kan relateres til en generell bestandsnedgang i Skandinavia i samme periode. Mulige årsaker til tilbakegangen og eventuelle forvaltningstiltak blir diskutert.

INNHold

ABSTRACT	II
SAMMENDRAG	III
INNLEDNING	1
METODER	4
Studieområde	4
Datainnsamling	4
Statistiske analyser	8
RESULTATER	10
Utbredelse	10
Typiske trekk ved vierspurvbiotoper	12
Biotopvalg	14
Biotoptilbud utenfor kjerneområdet	17
Tetthet og bestandsendringer	18
Historiske data	19
DISKUSJON	21
Biotopvalg	21
Høyde over havet	21
Myrfrekvens	22
Andel gran/bjørkesumpskog	22
Andel fuktig skogbunn	22
Dekningsgrad tresjikt	23
Jordsmonn	23
Busksjikt	23
Hogst og grøfting	23
Bever	24
Modellenes forklaringsevne	26
Utbredelse	27
Bestandsestimat	28
Tetthet og bestandsendringer	29
Hedmark	30
Finland	30
Sverige	31
Hogst og grøfting av myr	31
Reproduksjon kontra mellomårsoverlevelse	32

<i>Overvintringsområdene</i>	32
<i>Nedgang og rødlistestatus i Norge</i>	33
Forvaltning	34
<i>Fangst i overvintringsområdene.....</i>	34
<i>Sumpskog og Levende Skog standard</i>	35
<i>Overskudds- og underskuddsbestander</i>	36
REFERANSER	38
APPENDIKS	

INNLEDNING

Vierspurven (*Emberiza rustica*) er en relativt ny art i norsk fauna. Det er en østlig art med opprinnelig hovedutbredelse i den nordlige barskogsregionen fra Kamtsjatka i øst til europeisk Russland i vest. I nyere tid har arten utvidet sitt utbredelsesområde vestover og senere mot sør-vest (Staaav 1976, Sonerud & Bekken 1979, Svensson et al. 1999) fra en utbredelsesgrense som i 1880 gikk halvveis inn i Finland (Merikallio 1958) og rundt 1910 i de indre delene av Norrbotten og Västerbotten i Nord-Sverige (Svensson et al. 1999). Da arten nådde den norsk-svenske fjellkjede, ekspanderte den raskt sørover (Svensson et al. 1999), og rundt 1930 antok man at artens sørgrense lå i Jämtland (Nilsson 1968).

Første funn av vierspurv i Norge var et individ skutt på Utsira, Rogaland i oktober 1934 (Tveit et al. 2004). Første sikre hekkefunn ble gjort i Gratangen, Troms i 1960 (Lundberg 1962), men da hadde sannsynligvis arten allerede hekket i Norge i flere tiår. Et høyst sannsynlig reir av vierspurv med fem friske egg ble funnet noen meter på svensk side av riksgrensen i Lierne, Nord-Trøndelag i 1938 (Krogh 1953). I 1949 ble det hørt flere syngende hanner, og i 1950 ble det funnet tre par, også det i Lierne (Krogh 1953). Vierspurven lever et nokså stillferdig og tilbaketrukket liv (Krogh 1953, Skattum & Sonerud 1973, Bylin 1975, Staaav 1976) i relativt utilgjengelige skogsområder (Nilsson 1968), så den er vanskelig å oppdage. Dette kombinert med lav ornitologisk aktivitet på slike lokaliteter i første halvdel av forrige århundre (Michaelsen 1973, Staaav 1976, Sonerud & Bekken 1979), gjør det sannsynlig at den etablerte seg i Norge tidligere enn det de konkrete funn skulle tilsi.

Vierspurven er en sumpskogsart som hovedsakelig finnes i tilknytning til elver og bekker i flatt, myrdominert landskap (Skattum & Sonerud 1975, Sonerud & Bekken 1979, Cramp & Perrins 1994, Svensson et al. 1999, B. Ehrenroth pers. medd.). Tresjiktet er relativt tett og består som oftest av småvokst gran (*Picea abies*) og bjørk (*Betula pubescens*), mens busksjiktet er lite utviklet (Sonerud & Bekken 1979). Skogbunnen er svært tuet, og det står vann mellom tuene store deler av hekketiden (Michaelsen 1973, Sonerud & Bekken 1979, Svensson et al. 1999). Vierspurven forekommer også ved myrkanter, fuktige skogholt, myrdrag og innsjøstrender (Svensson et al. 1999). I Finland er ikke arten i like stor grad knyttet til vassdrag og finnes her i all slags fuktig bar- og blandingsskog. Den viktigste biotopen er imidlertid svært fuktige grandominerte myrer med innslag av bjørk (Ukkonen &

Väisänen 1997). I de nordøstre delene av finsk Lappland hekker den også i tørrere bjørkedominerte heier med innslag av einer (*Juniperus communis*) (Pulliainen & Saari 1989).

I Hedmark og nordre Värmland er vierspurven ofte blitt observert i tilknytning til beverdammer. Beveren (*Castor fiber*) har en svært viktig økologisk rolle ved sin måte å omforme landskapet på; ved bygging av demninger endrer den de hydrologiske forholdene i vassdraget og danner rike våtmarksbiotoper som flere andre arter er avhengige av. Beverens tilstedeværelse fører dermed til økt biologisk mangfold (Rosell & Pedersen 1999, Rosell et al. 2005). Beveren har lenge vært ettertraktet for sin verdifulle pels og bevergjel og ble utryddet fra det meste av sitt tidligere utbredelsesområde mot slutten av 1800-tallet. Etter utsettinger på svensk side fra 1922 har bestanden tatt seg kraftig opp igjen og etter hvert bredt seg vestover over grensen til Hedmark (Rosell & Pedersen 1999). Staav (1976) har antydnet at beverens reetablering og kraftige bestandsvekst i løpet av siste halvdel av forrige århundre, kan ha økt andelen av passende biotop for vierspurv og dermed bidratt til vierspurvens bestandsvekst på 1960- og 70-tallet. Dette gjelder særlig de sørligste og vestligste delene av artens utbredelsesområde.

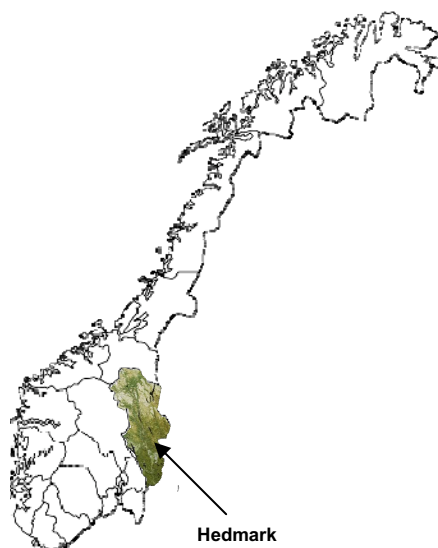
Det er i Hedmark man finner hovedtyngden av vierspurvbestanden i Norge. Første hekkefunn i fylket ble gjort i Våler i 1969 (Gunnarsen & Michaelsen 1969), men den har nok etablert seg som hekkefugl her enda tidligere. I 1961 var det sannsynligvis hekking på svensk side, bare fire kilometer i luftlinje vest for funnet i Våler (Ehrenroth 1961), og i 1965 ble det gjort to hekkefunn i samme område (Ehrenroth & Jansson 1966). Bestanden av vierspurv i Hedmark er anslått å være 50-200 par (Bekken 1994), mens den på landsbasis er anslått å være 100-500 par (Gjershaug et al. 1994). Disse anslagene er imidlertid meget usikre, da det ikke er utført systematiske undersøkelser rettet mot denne arten i Norge. De funnene som er gjort er altså i hovedsak tilfeldige.

Vierspurven er de siste tiårene blitt rapportert å være i tilbakegang i både Finland og Sverige (Ukkoen & Väisänen 1997, Svensson et al. 1999, BirdLife International 2004a, 2004b, Väisänen 2006, Lindström et al. 2008, L. Edenius pers. medd.) Det er imidlertid knyttet en viss usikkerhet til den svenske bestandsutviklingen (Svensson et al. 1999). Fra Sverige rapporteres det om at arten også har flyttet sin utbredelse nordover igjen (Svensson et al. 1999). Grøfting av myr og avvirkning av sumpskoger i hekkeområdene antas å være mulige forklaringer på tilbakegangen (Svensson et al. 1999). Om denne utviklingen også kan

overføres til den norske bestanden er uvisst. Vår viten om vierspurv i Norge er minimal. Det er derfor av stor interesse å få kartlagt den norske bestanden av denne arten som i Norsk Rødliste 2006 er plassert i kategorien "Nær truet" (Kålås et al. 2006).

Målsettingen med denne studien var derfor å: (1) fremlegge oppdatert kunnskap om vierspurvens utbredelse og bestandsstørrelse i Norge; (2) retaksere lokaliteter som tidligere er blitt undersøkt (oversikt i Sonerud & Bekken (1979)), for å finne eventuelle trender i bestandsutvikling; (3) analysere biotopvalg; (4) gjennom biotopanalysene, belyse hvilken innvirkning menneskelig aktivitet, spesielt hogst og grøfting av myr, har på vierspurven og endelig (5) undersøke om beveren, gjennom oppdemming av vassdrag, har noen betydning for forekomsten av vierspurv.

METODER



Figur 1. Studieområdets lokalisering.

Studieområde

Undersøkelsene ble utført i Hedmark fylke (Fig.1), hovedsakelig øst for Glomma, fra Kongsvinger i sør ($60^{\circ}00'N$, $12^{\circ}00'Ø$) til Femunden i nord ($62^{\circ}15'N$, $12^{\circ}00'Ø$), men det ble også utført noen registreringer i Ringsaker kommune, helt vest i fylket ($61^{\circ}03'N$, $11^{\circ}00'Ø$), samt ved én lokalitet i Oppland fylke ($61^{\circ}08'N$, $10^{\circ}33'Ø$). Hedmark ligger lengst vest i vierspurvens globale utbredelsesområde. Studieområdet består av flere parallelle elvedaler som renner fra nord mot sør. Vassdragene som ble undersøkt lå i høydesonen 200-800 meter over havet. Vegetasjonen består i hovedsak av fattige typer med furu (*Pinus sylvestris*) og av og til gran som dominerende treslag. Langs vassdrag er det gran og bjørk som dominerer. Myrfrekvensen (andel myr per landareal) er mellom 10 og 20 % (Moen 1998), men kan lokalt overstige 60 %.

Datainnsamling

Datainnsamlingen ble utført fra 10. mai til 6. juli ved hjelp av punkttaksering med lyd-provokasjon. Innsamlingen ble utført av Svein Dale og undertegnede med henholdsvis 23 og 47 feltdøgn hver. Valg av takseringsruter ble gjort på basis av tidligere funn og egne vurderinger over potensielle lokaliteter basert på kartstudier. Mange lokaliteter ble i tillegg undersøkt på forhånd ved hjelp av flybilder (www.norgeibilder.no).

Lokalitetene ble gitt prioriteringsgrad etter antatt sannsynlighet for å påtreffe vierspurv. Siden det ikke var mulig å dekke alle potensielle lokaliteter, ble de lokaliteter med høyest prioritet besøkt. For å få gode data på artens utbredelse, ble imidlertid også et utvalg av lokaliteter som lå langt nord, sør og vest i fylket valgt, til tross for at disse hadde lavere prioritet enn enkelte lokaliteter i kjerneområdene i de østre delene av Hedmark. Bare de lokalitetene som var lett tilgjengelig med bil/sykkel ble prioritert. Der det viste seg å være for vanskelig å ta seg frem (kryssing av elver/bekker i myrlandskap), ble bare deler av lokaliteten undersøkt. En rekke andre lokaliteter ble besøkt overfladisk og det ble avspilt lyd, men punkttaksering ble ikke utført.

I hvert punkt (50 m i radius) ble vegetasjon og andre biotopvariabler kartlagt (Tab.1). Første punkt ble tatt etter ca. 50 meter på hver lokalitet, og de neste punktene fulgte så med 500 meters mellomrom. Avstanden mellom hvert punkt var en avveining mellom faren for dobbeltregistreringer av samme individ mellom to punkter og faren for å utelukke territorier i områder med høy tetthet av arten. Der punktene gjentatte ganger viste seg å havne på åpen myr uten noe busk- eller tresjikt, eller i områder som helt tydelig ikke egnet seg som vierspurvbiotop (f.eks. hurtigstrømmende, større elver), ble punktet utelatt. Det ble også valgt ut noen subjektive punkter ($N = 33$) der biotopen virket lovende, men disse ble holdt utenfor statistiske analyser for å oppfylle kravet om tilfeldig utvalg.

Ved ankomst til hvert punkt ble det først lyttet en stund. Etter ca. to minutter ble lyd avspilt. Lyden var sammensatt av sang fra flere hanner ispedd varsellyder. Ved funn av vierspurv ble individet (ene) overvåket i en periode, og parringsstatus og eventuelle hekkeindikasjoner ble notert. Det ble ikke avspilt lyd mellom punktene. Mot slutten av feltarbeidet var det imidlertid viktigere å spe på med flere funn enn å følge sistnevnte punkt slavisk. Lyd ble dermed avspilt mellom punkter der biotopen var fin, helst noen hundre meter fra neste takseringspunkt. Dette synes ikke å være noe metodisk problem da det kun resulterte i ett ekstra funn og det var på den lokaliteten med høyest tetthet av vierspurv. Fuglene ble her dobbeltsjekket for å utelukke dobbeltregistreringer.

Starttidspunkt for takseringene varierte med sesongen med tidligste start kl. 04.00 i mai og 02.45 i juni. Takseringer ble ikke utført etter kl 13.00. Været var pent det meste av perioden og det blåste lite. På regnværsdager ble det hvis mulig avspilt lyd i oppholdsperioder, men

Tabell 1. Oversikt over biotopvariablene og hvordan de ble målt i hvert takseringspunkt.

Variabel	Måleskala
Dam (menneskeskapt + beverdam)	ja/nei
Beverdam	ja/nei
Funksjonell dam	ja/delvis/nei
Trær felt av bever	ja/nei
Hogst	nei/ny/eldre
Ny hogst	ja/nei
Eldre hogst	ja/nei
Andel hogst (ny + eldre)	% av punkt
Andel hogst (ny)	% av punkt
Dreneringsgrøft i punkt	mange/få/ingen
Dreneringsgrøft (250 m)	mange/få/ingen innen 250 meters radius
Granandel tresjikt	% av tresjikt
Furuandel tresjikt	% av tresjikt
Bjørkandel tresjikt	% av tresjikt
Gråorandel tresjikt	% av tresjikt
Gran/bjørkandel tresjikt	% av tresjikt
Gransumpskog	% av tresjikt
Blåbærgranskog	% av tresjikt
Annen granskog	% av tresjikt
Skrappgran	% av tresjikt
"Vannsyk" gran	% av tresjikt
Furusumpskog	% av tresjikt
Bjørkesumpskog	% av tresjikt
Gran/bjørkesumpskog	% av tresjikt
Høyde tresjikt	<10 m/>10 m
Dekningsgrad tresjikt	% av punkt
Dekningsgrad busksjikt	% av punkt
Bjørk busksjikt	ja/nei
Gran busksjikt	ja/nei
Vier busksjikt	ja/nei
Einer busksjikt	ja/nei
Furu busksjikt	ja/nei
Tuet skogbunn	ja/nei
Andel tuet skogbunn	% av punkt
Hvor velutviklede tuer	lite/middels/meget
Vann mellom tuene	ja/noe/nei
Sneller	ja/nei
Rørkvein	ja/nei
Stolpestarr	ja/nei
Mosetuer	ja/nei
Andel stående vann (inkl. vassdrag)	% av punkt
Andel fuktig skogbunn	% av punkt

Tabell 1. forts.

Variabel	Måleskala
Andel tørr skogbunn	% av punkt
Andel åpen myr	% av punkt
Avstand til geografisk midtpunkt	til nærmeste km
Jordsmonn	fattig/mid.fattig/mid.rik/rik vegetasjon
Jordsmonn (kun to grupper)	fattig/mid.rik vegetasjon
Bredde vassdrag	0/0-1/1-2/2-3/3-4/4-5/5+ meter
Bredde vassdrag (kun to grupper)	0-2/2+ meter
Myrfrekvens (500 m)	% innen 500 meters radius
Avstand til (1-2 km) stort myrkompleks	0-1 km/1-3 km/>3 km
Avstand til (2+ km) stort myrkompleks	0-1 km/1-3 km/>3 km
Vannhastighet	stilleflytende/dels strømmende/hurtigstrømmende
Høyde over havet	til nærmeste meter
Vær	pent/skyet og el. regn
Klokkeslett	til nærmeste fem minutter
Dato	rett frem
Observatør	KH/SD

strekningen mellom punktene ble dekket i regnvær. Vi fant ingen effekt av dato, klokkeslett eller værforhold på frekvensen av vierspurv.

De lokalitetene som ble taksert tidlig på 1970-tallet, rapportert i Sonerud & Bekken (1979), ble taksert to ganger, først med samme metodikk (linjetaksering uten bruk av lyd) og på samme tidspunkt på året som man takserte på 1970-tallet; deretter ved punkttaksering med lydprovokasjon.

De funn som ble gjort av syngende hanner i akseptabel avstand fra vei (ca 90 %), ble sjekket senere i hekkesesongen for å få avklart parringsstatus. På grunn av knapphet på tid i mai og i starten av juni ble flere av hannene kontrollert så sent i sesongen at de enten hadde forlatt territoriet eller ikke lenger reagerte på lydprovokasjon.

Siden vi dekket et så stort geografisk område og bestanden av vierspurv var lav og klumpvis fordelt innen et nokså lite kjerneområde, var det fare for at takseringspunkter utenfor artens utbredelsesområde ville vanskeliggjøre analysene av vierspurvens biotopvalg. Vi inkluderte derfor i analysene kun takseringsstrekninger som lå helt eller delvis innen 10 kilometers avstand fra polygonet kjerneområdet utgjorde. Alle hanner med en nabo innen 10 kilometer

ble regnet som en delbestand og polygonet for kjerneområdet ble trukket opp på grunnlag av disse. Punktenes avstand til kjerneområdet ble målt ut i fra det geografiske midtpunktet av funnene i kjerneområdet. Opprettelsen av et kjerneområde medførte en reduksjon i utvalgsstørrelsen av takseringspunkter ($N \approx 620 \rightarrow N \approx 410$).

Funn av par eller hekkefunn ble i likhet med funn av én syngende hann, regnet som ett territorium eller ett funn. Vi gjorde totalt 48 funn av vierspurv. Ved fem av disse antok vi at det var fare for dobbeltregistreringer. Vi valgte derfor å basere biotopanalysene på 42 territorier samt leveområdet til én tilsynelatende enslig hunn. Av ovennevnte grunner ekskluderte vi også to funn utenfor kjerneområdet, hvilket reduserte utvalgsstørrelsen av funn til 41. Bestandsestimatet for Hedmark baserte vi på 40 territorier samt to funn gjort av andre observatører i samme sesong; de to sistnevnte inngikk ikke i biotopanalysene.

Tidligere funn ble innhentet fra Haftorn (1971), Sonerud & Bekken (1979), Bekken (1994, 2001), alle utgaver av Kornkråka, diverse kilder og personlige meddelelser. For analyser av bestandsendring over tid, ble hovedsakelig offisielle funn benyttet da disse trolig er mer representative over tid.

Statistiske analyser

Statistiske analyser ble utført i Minitab 14.1 (Minitab Inc. 2003). Det ble gjort enkle analyser på totalt 58 variabler. Betydningen av kontinuerlige og kategoriske forklaringsvariabler for forekomsten av vierspurv ble testet ved hjelp av henholdsvis logistisk regresjon og χ^2 -analyser. T-test ble benyttet for å teste om det var forskjeller i tilbudet av ulike biotopvariabler i og utenfor kjerneområdet.

Siden det var stor grad av overlapp mellom flere av variablene, ble de kjørt i multiple analyser for å finne ut hvilke som hadde størst forklaringsverdi. For å redusere antall variabler til disse analysene, ble variabler ekskludert etter ulike kriterier. Variabler som var nevnt som viktige i litteraturen ble med videre uansett. Variabler som tilsynelatende ikke hadde noen effekt i enkelttestene og som i tillegg trolig ikke var særlig biologisk relevante, ble ekskludert fra videre analyser. Det samme ble variabler som fint kunne beskrives med tilstedeværelse av andre variabler. Variabler som sjelden kom til uttrykk i takseringspunktene eller som hadde lav utvalgsstørrelse ble også ekskludert. Videre ble variabler som sammen summerte til 100 valgt på bakgrunn av hva vierspurven prefererte i stedet for hva den

unngikk. Vi anså gran- og bjørkandel av tresjiktet for å ha samme effekt på vierspurv, og de ble derfor slått sammen til én variabel. Det samme gjaldt sammenslåingen av andel gran- og bjørkesumpskog.

Videre utvelgelse av variabler ble gjort på basis av følgende kriterier: 1) sterkest mulig statistisk signifikans hver for seg; 2) biologisk relevans; 3) uavhengighet/minst mulig korrelasjon med andre variabler; 4) antall takseringspunkt variabelen kom til uttrykk og 5) størst mulig utvalgsstørrelse. Beverdam ble ekskludert fra de multiple analysene på grunnlag av kriterium 3) og 4), mens hogst og dreneringsgrøfter ble ekskludert på grunnlag av kriterium 4). Enkelte variabler ble imidlertid valgt selv om de ikke ga noen effekt alene, for de var enten nevnt som viktige i litteraturen eller ga effekt sammen med andre variabler. Kategoriske variabler som ble med i de multiple analysene ble inndelt slik at de kun hadde to kategorier hver.

Totalt ti variabler inngikk i modellbyggingen. Vi tok utgangspunkt i variabelen med størst forklaringsverdi. Andre variabler ble så inkludert én etter én på basis av hvor sterkt de bidro til nedgang i Akaike's information criterion (AIC). Den sterkeste variabelen i hvert ledd ble inkludert så lenge den ga en nedgangen i $AIC > 2$. Det ble imidlertid bygd modeller rundt alle variabler og alle tenkelige kombinasjoner ble testet ut. Vi konstruerte 13 modeller. I én av dem ekskluderte vi høyde over havet for å teste betydningen av denne variabelen. I to andre modeller ekskluderte vi én av de to sterkeste variablene for å teste om også andre variabler kunne erstatte effekten av den utelatte. Modellene ble rangert etter AIC-verdi der modellen med den laveste verdien forklarte mest av variasjonen i forekomsten av vierspurv.

Til disse modellene der både kategoriske og kontinuerlige forklaringsvariabler skulle testes sammen i logistisk regresjon, benyttet vi den statistiske programvaren JMP 8.0 (SAS Institute Inc. 2008). Til alle statistiske tester benyttet vi et signifikansnivå på $P = 0,05$ og alle tester var tosidige.

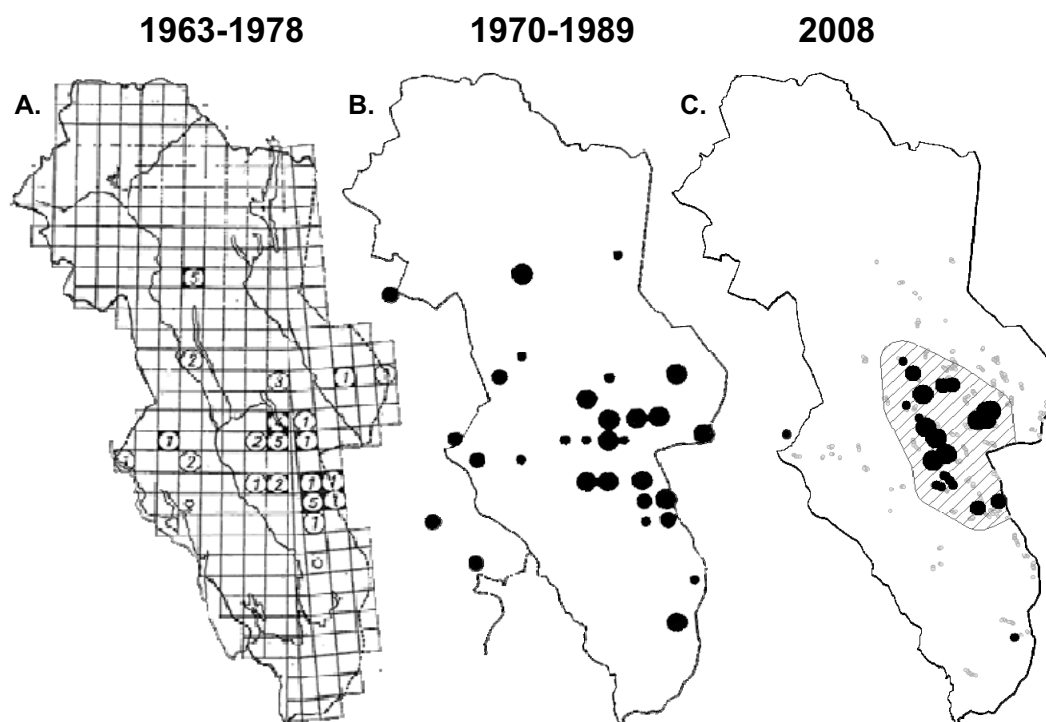
RESULTATER

Vi takserte i overkant av 340 km med vassdrag på standard måte. I tillegg undersøkte vi overfladisk ca. 40 km med vassdrag. Vi registrerte minst 41 syngende hanner, hvorav 19 hadde hunn. Vi påviste 10 hekkinger og gjorde to reirfunn.

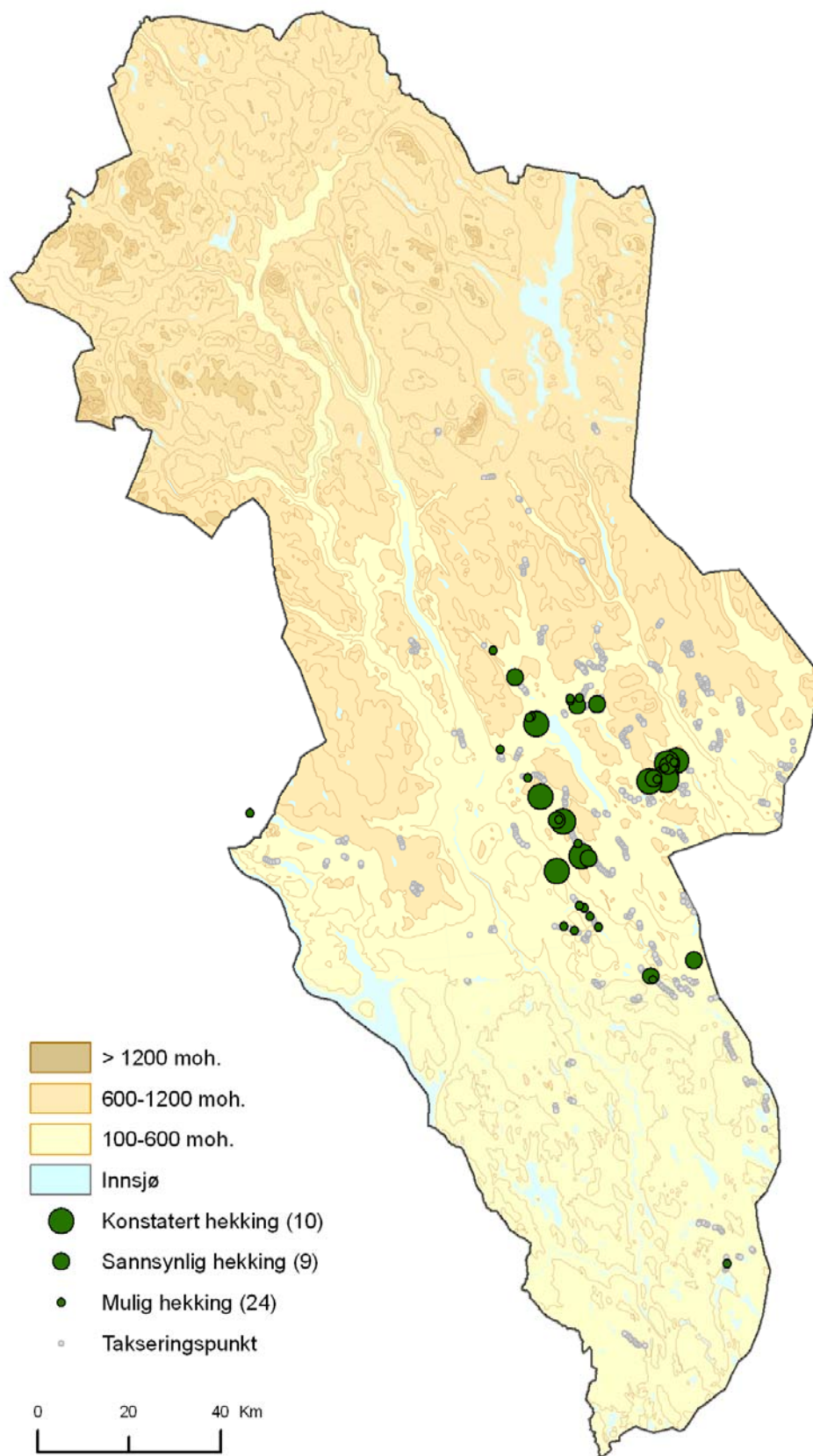
Utbredelse

Vierspurvens nåværende utbredelse i Hedmark omfatter hovedsakelig kommunene Åmot, Trysil, Elverum, Våler og Åsnes med enkelte observasjoner langt fra kjerneområdet.

Utbredelsen synes dermed å være kraftig innsnevret sammenlignet med kartet i Bekken (1994) (Fig. 2, Fig. 3). Det vestligste funnet ble gjort i Mesnaelva i Oppland fylke hele 55 km fra nærmeste funn i Hedmark.



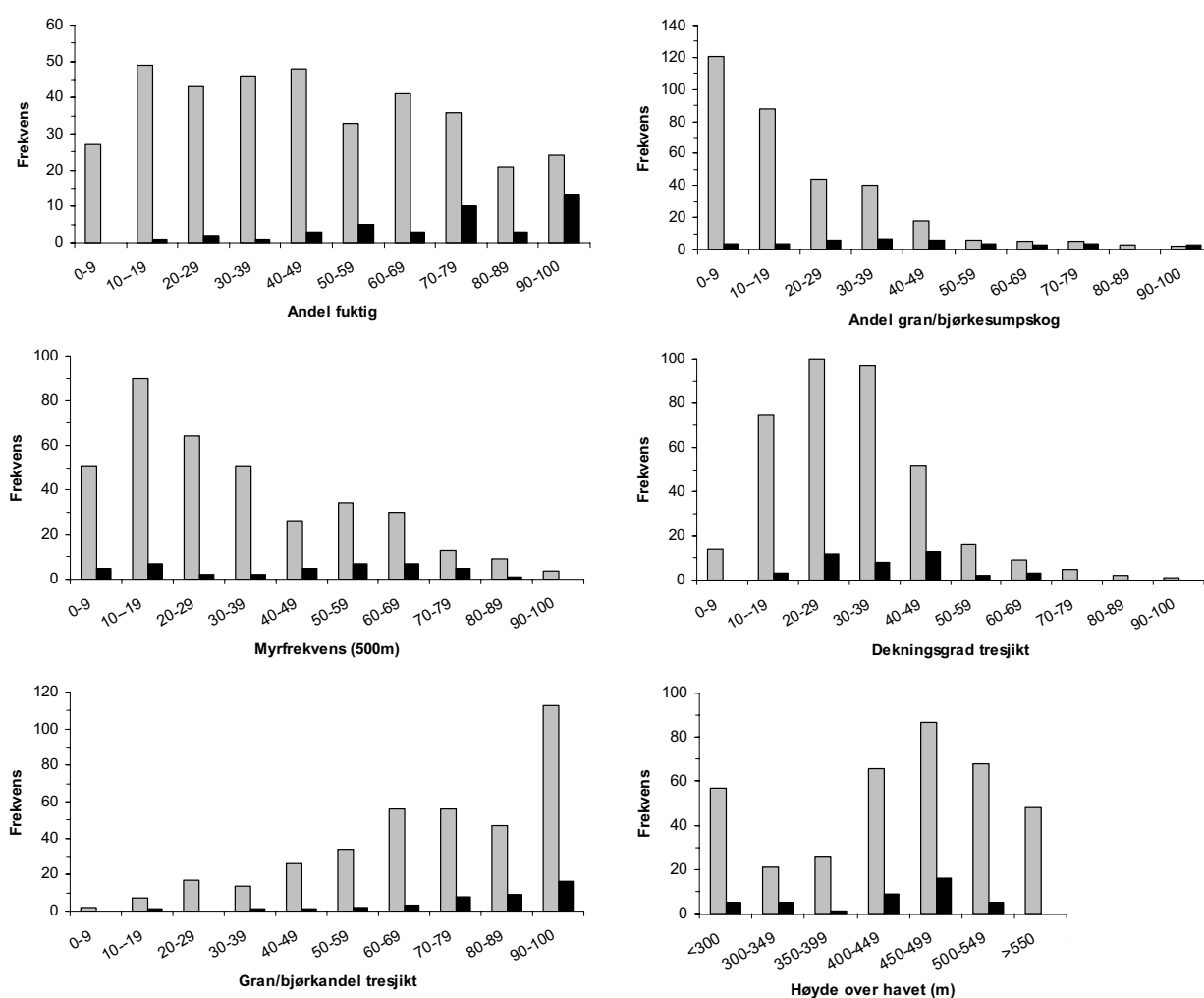
Figur 2. Vierspurvens utbredelse i Hedmark fra ca. 1970 til 2008. A) Utbredelsen på 1970-tallet med noen få funn fra 60-tallet etter Sonerud & Bekken (1979). Ruter med mørk bakgrunn indikerer hekkefunn, mens tall angir antall territorier. B) Kumulativ utbredelse frem til 1989 (1970-1989) basert på atlasprosjektet samt tidligere registreringer (Bekken 1994). Store, middels store og små sirkler i B og C indikerer henholdsvis konstatert hekking, sannsynlig hekking og mulig hekking. C) Status 2008. Skravert felt markerer grensen for kjerneområdet. Grå sirkler er takseringspunkt. Symbolene i A og B er tegnet inn med 10x10 km ruter, mens symbolene i C er nøyaktige koordinater. Utbredelsen i A og B er hovedsakelig basert på tilfeldige funn.



Figur 3. Detaljert kart over vierspurvens nåværende utbredelse i Hedmark og takseringspunkt relatert til topografi.

Typiske trekk ved vierspurvbiotoper

Selv om vierspurvene vi påtraff tilsynelatende ikke hadde helt identiske biotoppreferanser, hadde biotopene flere fellestrekk. De lå oftest i svært fuktig sumpskog langs stilleflytende vassdrag i tilknytning til myr. Tresjiktet var nokså tett og bestod hovedsakelig av gran og bjørk (ofte i forholdet 1:1) og en sjelden gang furu og gråor (*Alnus incana*). Vierspurv ble ikke påtruffet høyere enn 535 moh. (Fig. 4). Busksjiktet var lite utviklet. Skogbunnen var ofte svært tuet med stolpestarr (*Carex juncella*), rørkein (*Calamagrostis sp*), moser (*Bryophyta*) og sneller (*Equisetaceae*) i marksjiktet. Det var stående vann mellom tuene på flere av lokalitetene, men ikke på alle.



Figur 4. Fordelingen av vierspurvterritorier i forhold til tilbudet av ulike biotopvariabler. Svarte stolper: Takseringspunkter med funn. Grå stolper: Takseringspunkter uten funn.

Kynnavassdraget skiller seg noe biotopmessig fra andre vierspurvlokaliteter i Hedmark. Til tross for at vassdraget er meget stilleflytende er det ikke fullt så mye tuet skogbunn her som lenger nord og øst i fylket. Elvebreddene er ganske høye, det er et betydelig innslag av gråor i

tresjiktet og myrfrekvensen i tilknytning til vassdraget er betraktelig lavere enn andre steder hvor vierspurven holder til. Kynna er også en av de laveste lokalitetene (270-320 moh.).

Våre to reirfunn skilte seg biotopmessig fra hannenes sangposter ved langt tørrere skogbunn. Det ene reiret lå 30 meter fra vassdraget i overgangen mellom sumpskog og tørr blåbærgranskog med høyt innslag av furu. Det andre reiret lå på flommark ca. 10 meter fra elvebredden, men nokså høyt over elva i relativt tørr gran/bjørkesumpskog.

Vierspurvbiotopene i Hedmark kan deles inn i tre grupper ut i fra hydrologiske forhold:

1) Flommarksbiotop: Skog langs stilleflytende vassdrag som settes under vann i snøsmeltningsperioden om våren eller etter kraftige regnskyll. Dette er den vanligste vierspurvbiotopen i Hedmark, men utgjør en forsvinnende liten andel av arealene som ble taksert (Fig. 5).

2) Biotop i tilknytning til beverdam: Gjerne noe eldre demninger, gjengrodd med stolpestarr eller rørkvein. Skiller seg fra flommarksbiotopene ved mer åpent tresjikt der skrapgran gjerne dominerer. Skogbunnen er ofte svært fuktig og ufremkommelig (Fig. 6).

3) Grunnvannspåvirket biotop: Skogholt omkranset av myr der grunnvann kommer opp i dagen, kantsoner av våte myrer eller tredekte myrdrag i terrenget. Vi fant ikke mange territorier i slike biotoper. Også flommarksbiotoper er mer eller mindre påvirket av grunnvann. Når vassdrag renner gjennom store myrområder, vil høy grunnvannstand i sumpskogen opprettholdes utover sommeren på grunn av sigevann fra myrkomplekset (Fig. 7).



Figur 5. En typisk flommarksbiotop rett etter vårflommen.



Figur 6. En typisk beverpåvirket biotop.



Figur 7. En typisk grunnvannspåvirket biotop.

Biotopvalg

Analyser av vierspurvens biotopvalg viste at flere faktorer hadde innvirkning på forekomsten av vierspurv, men andel gran/bjørkesumpskog og andel fuktig skogbunn slo sterkest ut (Tab. 2). Vi fant en positiv sammenheng mellom forekomsten av vierspurv og 13 biotopvariabler og en negativ sammenheng med variablene bredde vassdrag og vannhastighet (Tab. 2). Det syntes å være en viss negativ effekt av hogst, men denne var ikke statistisk signifikant. Vi påviste ingen effekt av busksjiktets utforming (Tab. 2).

Tabell 2. Resultater fra et utvalg av enkelttester der effekten av hver variabel på forekomsten av vierspurv er analysert uavhengig av hverandre. A) Logistisk regresjon. B) χ^2 -analyser.

A. Variabel	G	df	P	N
Myrfrekvens (500m)	8,12	1	0,004	413
Dekningsgrad tresjikt	4,95	1	0,026	412
Dekningsgrad busksjikt	0,16	1	0,69	414
Høyde over havet	0,71	1	0,40	414
Gran/bjørkandel tresjikt	5,25	1	0,022	413
Skrapgran	2,43	1	0,12	411
Andel gran/bjørkesumpskog	40,91	1	<0,0001	414
Tuet skogbunn (andel)	2,01	1	0,16	281
Andel fuktig	36,22	1	<0,0001	409
Andel hogst (ny + eldre)	2,74	1	0,098	408
Andel hogst (ny)	2,91	1	0,088	408

B. Variabel	χ^2	df	P	N
Tuet skogbunn (ja/nei)	12,85	1	<0,0001	414
Hvor velutviklede tuer	3,54	2	0,17	278
Dam	9,81	1	0,002	377
Beverdam	7,65	1	0,006	377
Dreneringsgrøft i punkt	7,46	1	0,006	411
Dreneringsgrøft (250m)	7,07	1	0,008	411
Sneller (ja/nei)	7,63	1	0,006	414
Rørkvein (ja/nei)	1,96	1	0,16	414
Stolpestarr (ja/nei)	8,47	1	0,004	414
Jordsmonn (fattig/mid. rik)	5,42	1	0,02	414
Bredde vassdrag (0-2 m/2+ m)	9,71	1	0,002	410
Avstand til 2+ km stort myrkompleks	4,73	2	0,094	413
Vannhastighet	17,61	2	<0,0001	409

Høyde over havet hadde ingen signifikant effekt alene (Tab. 2), men ble svært signifikant når vi også inkluderte effekten av andre variabler (Tab. 3) på grunn av komplekse sammenhenger mellom variablene (Tab. 4). Flere av variablene som var positivt korrelert med forekomsten av vierspurv var også positivt korrelert med høyde over havet (Fig. 8). Ved utelukkelse av høyde over havet i de multiple analysene, endte vi opp med en modell med kun to variabler. Når vi korrigerte for høyde over havet, kom myrfrekvens inn og førte til at også dekningsgrad tresjikt kunne inkluderes i neste ledd. Dette førte til en betydelig reduksjon i AIC (Tab. 3). Modell A ble resultatet i hvert tilfelle når én av variablene i denne modellen var utgangspunkt for modellbygging. Ved konstruksjon av modeller rundt variabler som ikke inngikk i

Tabell 3. Resultater fra et utvalg av logistiske regresjonsmodeller der forekomsten av vierspurv er relatert til ulike habitatparametre. Modellene er rangert etter Akaike's information criterion (AIC) vist som ΔAIC (forskjellen i AIC mellom hver modell og modellen med den laveste AIC-verdi). Kumulative verdier er gitt for R^2 og ΔAIC . P-verdiene fremgår av Likelihood Ratio tester.

Modell	Variabel	Estimat	SE	df	R^2	ΔAIC	P
A ¹	Skjæringspunkt	-2,207	1,010				
	Andel gran/bjørkesumpskog	0,035	0,009	1	0,15	25,86	<0,0001
	Andel fuktig	0,029	0,009	1	0,20	14,78	0,0015
	Høyde over havet	-0,010	0,003	1	0,24	6,54	<0,0001
	Myrfrekvens (500m)	0,025	0,010	1	0,26	2,64	0,0065
	Dekningsgrad tresjikt	0,028	0,013	1	0,28	0,00	0,031
B ²	Skjæringspunkt	-2,116	1,062				
	Andel gran/bjørkesumpskog	0,044	0,008	1	0,15	25,86	<0,0001
	Tuet skogbunn (ja/nei)	0,576	0,341	1	0,18	21,06	0,062
	Dekningsgrad tresjikt	0,036	0,013	1	0,19	18,40	0,0073
	Høyde over havet	-0,009	0,003	1	0,21	15,30	0,0008
	Myrfrekvens (500m)	0,030	0,010	1	0,25	6,65	0,0011
C ³	Skjæringspunkt	-3,326	0,989				
	Andel fuktig	0,040	0,009	1	0,14	28,02	<0,0001
	Høyde over havet	-0,010	0,003	1	0,17	25,06	<0,0001
	Dekningsgrad tresjikt	0,028	0,012	1	0,19	18,88	0,024
	Myrfrekvens (500m)	0,025	0,009	1	0,21	14,88	0,0051
	Gran/bjørkandel tresjikt	0,020	0,010	1	0,23	12,26	0,032
D ⁴	Skjæringspunkt	-4,567	0,538				
	Andel gran/bjørkesumpskog	0,030	0,008	1	0,15	25,86	<0,0001
	Andel fuktig	0,029	0,008	1	0,20	14,78	0,0003

¹ Modellen med den laveste AIC-verdi

² Uten andel fuktig

³ Uten andel gran/bjørkesumpskog

⁴ Uten høyde over havet

modell A, kom heller ingen andre variabler inn enn de som inngår i denne modellen. Grunnet stor grad av korrelasjon mellom variablene, konstruerte vi også modeller der enkelte variabler var utelukket. Ved utelukkelse av andel fuktig i modell B, kom tuet skogbunn inn og overtok mye av forklaringsverdien til andel fuktig (Tab. 3). Ved utelukkelse av andel gran/bjørkesumpskog i modell C, kom gran/bjørkandel tresjikt inn og overtok noe av forklaringsverdien til denne (Tab. 3).

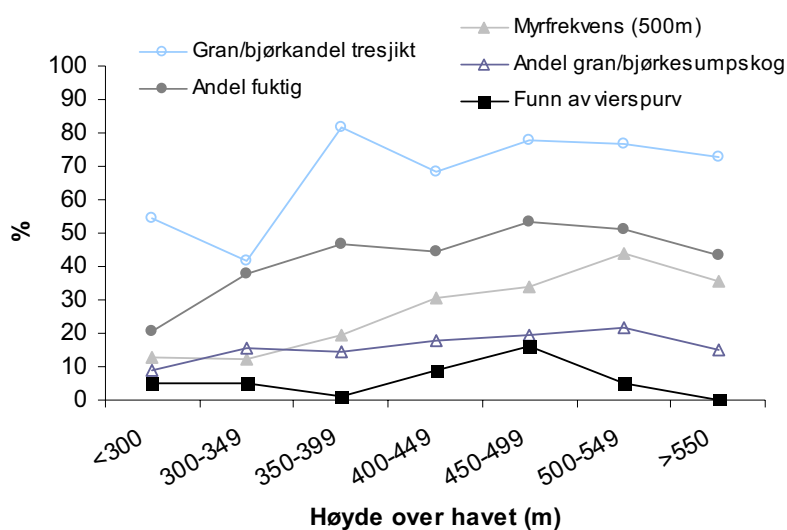
Tabell 4. Sammenhengen mellom variabler som inngår i multiple analyser. Til venstre i svart: korrelasjonskoeffisienter (r); til høyre i blått: G-verdier fra logistisk regresjon; nederst til høyre i grønt: χ^2 -verdier fra kji-kvadrat-analyser.

Variabel	G/BS	AF	M	HOH	DT	DB	TS	S	J
Gran/bjørkandel tresjikt (G/BT)	0,36***	0,11*	0,07	0,39***	0,28***	0,22***	0,10	6,80**	26,73***
Andel gran/bjørkesumpskog (G/BS)		0,49***	0,16**	0,15**	0,10	0,15**	58,05***	44,67***	16,90***
Andel fuktig (AF)			0,36***	0,18***	-0,13**	0,03	73,92***	49,34***	9,66**
Myrfrekvens (innen 500m)(M)				0,45***	-0,20***	-0,06	15,70***	16,36***	1,29
Høyde over havet (HOH)					0,07	0,13**	6,32*	0,91	0,78
Dekningsgrad tresjikt (DT)						0,21***	10,25**	11,11**	0,61
Dekningsgrad busksjikt (DB)							0,48	0,27	17,59***
Tuet skogbunn (ja/nei) (TS)								212,16***	9,93**
Stolpestarr (ja/nei) (S)									19,07***
Jordsmonn (mid.rik/mid.fattig) (J)									

* p<0,05

** p<0,01

*** p<0,001



Figur 8. Viktige biotopvariabler og funn av vierspurv relatert til høyde over havet.

Biotoptilbud utenfor kjerneområdet

Tester for forskjeller mellom de viktigste biotopvariablene i og utenfor kjerneområdet viste at biotoptilbudet var forskjellig (Tab. 5). Siden de fleste punktene i kjerneområdet ble analysert av undertegnede, mens punktene utenfor til en stor grad ble analysert av Svein Dale, er det mulig at mindre forskjeller mellom områdene kan tilskrives ulikheter i bedømmelse av variabler selv om dette ble forsøkt samkjørt. Det er likevel verdt å merke seg de mest signifikante forskjellene. Utenfor kjerneområdet var det langt mindre gran/bjørkesumpskog.

Tresjiktet var tettere, det var sjeldnere tuet skogbunn og jordsmonnet var mindre næringsrikt enn i kjerneområdet. Flere av lokalitetene som ble taksert utenfor kjerneområdet lå også betydelig høyere (600-800 moh.) enn lokalitetene i kjerneområdet selv om gjennomsnittene ikke var signifikant forskjellig mellom områdene. Det var imidlertid flere fine vierspurv-biotoper utenfor kjerneområdet, men dette var hovedsakelig små lommer av egnet biotop i et landskap dominert av uegnet biotop.

Tabell 5. Forskjeller i tilbudet av de viktigste biotopvariablene i og utenfor kjerneområdet. Gjennomsnittsverdier av alle punkter er gitt for kontinuerlige variabler, mens prosentverdier av alle punkter er gitt for kategoriske variabler. A) T-test. B) χ^2 -analyser.

A. Variabel	I kjerneområdet	Utenfor kjerneområdet	t	df	P
	$\bar{X}$	$\bar{X}$			
Gran/bjørkandel tresjikt	69,8	65,0	2,14	623	0,032
Andel gran/bjørkesumpskog	16,9	9,6	4,38	624	<0,0001
Andel fuktig	45,9	40,0	2,38	616	0,018
Myrfrekvens (500m)	29,8	25,0	2,63	623	0,009
Dekningsgrad tresjikt	28,3	36,0	-5,81	618	<0,0001
Dekningsgrad busksjikt	18,1	17,7	0,49	624	0,63
Høyde over havet (m)	442	461	-1,95	624	0,052

B. Variabel	% ja	% ja	χ^2	df	P
Tuet skogbunn (ja/nei)	67,9	34,9	62,08	1	<0,0001
Stolpestarr (ja/nei)	54,1	29,2	34,92	1	<0,0001
	%	%			
Jordsmonn (fattig/mid.fattig/mid.rik)	21,8/44,4/34,8	37,7/46,7/15,6	34,88	2	<0,0001

Tetthet og bestandsendringer

Den høyeste tettheten av vierspurv vi registrerte var 0,9 territorier/km vassdrag, mens det på litt mindre gunstige lokaliteter ikke var mer enn 0,2 territorier/km vassdrag. På en 8 km lang strekning i Ulvådalen registrerte vi tre territorier, langs en 3 km lang strekning i Kynndalen registrerte vi to territorier, mens langs en 4 km lang strekning på Østamyra registrerte vi ingen vierspurver. Dette ga lavere tetthetsestimater enn det som ble rapportert i Sonerud & Bekken (1979) for nøyaktig de samme områdene på 1970-tallet (Tab. 6).

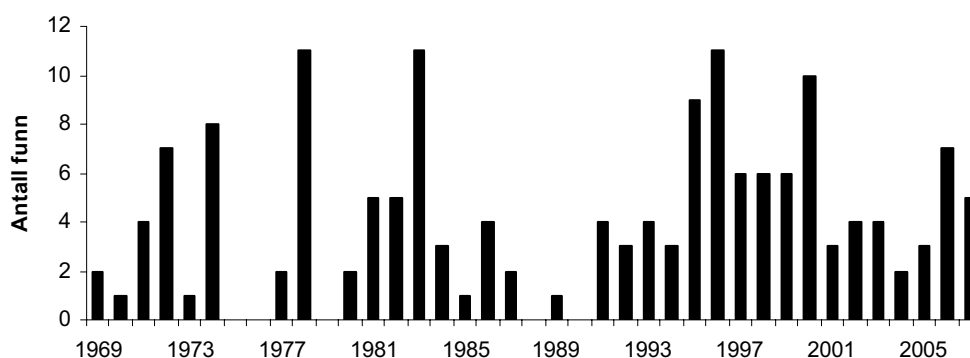
Tabell 6. Tetthet av vierspurv ved linjetakseringer på utvalgte lokaliteter i Hedmark på 1970-tallet og i 2008.

Lokalitet	Taks. lengde (km)	Ant. territorier			Territorier/km		
		1972-78	2008	2008*	1972-78	2008	2008*
Ulvådalen	8	8	0	(3)	1,0	0	(0,4)
Kynna	3	5	2	(1)	1,7	0,7	(0,3)
Østamyra	4	5	0	(0)	1,3	0	(0)

*Punkttaksering med lydprovokasjon

Historiske data

Det er til og med 2007 gjort 482 funn av vierspurv i Norge. Av disse er 54 påviste hekkefunn, 81 observerte par, 281 territorier og 191 individer på trekk. Foruten Hedmark, er det kun gjort hekkefunn av vierspurv i Nord-Trøndelag, Troms, og Finnmark. Tidligere ”rapporterte” funn av arten i Hedmark i hekkesesongen plottet mot år (Fig. 9) ga ingen trend i bestanden over tid (korrelasjonsanalyse, $r = 0,23$, $N = 39$, $P > 0,05$). Funn etter 1995 plottet mot år indikerer en nedgang ($r = -0,60$, $N = 13$, $P < 0,05$). Funnene i Figur 9 er imidlertid tilfeldige og langt fra representative for den faktiske bestandsutviklingen. På 1970- og 80-tallet var den ornitologiske aktiviteten i Hedmark nokså liten, og siden 1982 er kun hekkefunn av vierspurv ønsket innrapportert til Den Lokale Rapport- og Sjeldenhetskomité (LRSK) i fylket (J. Bekken pers. medd.). Det foreligger dermed store mørketall. Særlig etter årtusenskiftet har den generelle interessen for fugler økt, og bruken av internett til innrapportering har medført at flere funn gjøres offentlig tilgjengelig. Dette tilsier at det har vært en nedgang i bestanden etter 1995, men når nedgangen startet og hvor stor denne har vært sier dataene lite om.



Figur 9. Funn av vierspurv i hekkesesongen i Hedmark fylke i perioden 1969-2007. Tre funn fra 1963 er ikke tatt med. For definisjon av ”funn”, se metode.

Kontroll av biotop tilstand ved tidligere funn hvor vi ikke fant vierspurv i 2008, viste at det ikke kan være menneskelig aktivitet og forringelse av biotoper på norsk jord som er hovedårsaken til vierspurvens negative bestandsutvikling i Hedmark. De aller fleste lokaliteter hvor det tidligere har vært vierspurv, men hvor bestanden nå trolig er utdødd, er tilsynelatende marginale biotoper (Tab. 7). De ligger enten høyt over havet eller i områder hvor det er lite sumpskog. Lokaliteter med beverdam er også trolig marginale områder for vierspurv når dammen ikke lenger er funksjonell.

Tabell 7. Tilstand til biotoper ved tidligere funn av vierspurv hvor det ikke ble gjort funn i 2008.

Status for biotop	Antall lokaliteter	Antall tidligere funn
Beverdam ødelagt	7	17
Oppdyrking	1	8
Hogst	1*	2*
Marginal biotop i el. utenfor kjerneområdet	27	43
Grei biotop, men utenfor kjerneområdet	4	6
Grei biotop i kjerneområdet	3	5
Klassisk biotop, men utenfor kjerneområdet	1	1
Klassisk biotop i kjerneområdet	0	-
Biotop endret av ukjent grunn	1	1

*Usikker sammenheng

DISKUSJON

Biotopvalg

Det var høy grad av korrelasjon mellom flere av variablene. Likevel var det fem variabler som skilte seg ut i de multiple analysene og som sannsynligvis har størst betydning for forekomsten av vierspurv; det var andel gran/bjørkesumpskog, andel fuktig skogbunn, høyde over havet, myrfrekvens innen 500 meter og dekningsgrad tresjikt. Dette er ikke helt uavhengige variabler, men sammen forklarte de mer av variasjonene i forekomsten av vierspurv enn de gjorde hver for seg.

Høyde over havet

Vår høyeste registrering av vierspurv var 535 moh. Dette er i samsvar med Sonerud & Bekken (1979) som ikke fant noen vierspurvterritorier over 610 moh. i sine undersøkelser. Heller ikke i Altai-republikken i Russland hekker arten høyere enn 600 moh. (Cramp & Perrins 1994). Det kan virke som gode vierspurvbiotoper faller ut ved slike høyder av en eller annen klimatisk årsak (Sonerud & Bekken 1979). Å komme tidlig i gang med hekkingen er viktig for reprodutiv suksess hos de fleste fuglearter (Lack 1968, Perrins 1970, Verhulst & Nilsson 2008). I høyereliggende områder skjer utvikling av vegetasjonen og klekking av insekter på et senere tidspunkt enn i lavereliggende områder, og det er kanskje en av årsakene til at slike områder er dårligere biotop for vierspurv. Pulliainen & Saari (1989) fant imidlertid høyere reprodutiv suksess for sene vierspurvkull i sine undersøkelser i finsk Lappland, men det har trolig sammenheng med at deres studieområde ligger så langt nord at våren ankommer senere der.

At vi ikke fant noen direkte sammenheng mellom funn av vierspurv og høyde over havet, kan skyldes at høydeforskjellen innen kjerneområdet er for liten til å påvise en slik effekt. Til tross for dette slo variabelen kraftig ut når vi korrigerte for andre variabler. Dette har sammenheng med at flere av variablene som er positivt korrelert med forekomsten av vierspurv også er positivt korrelert med høyde over havet. Hvorfor høye verdier av disse variablene ikke gir funn av vierspurv over en viss høyde er uvisst, men det er nærliggende å tro det har noe med klima å gjøre. Det er tidligere gjort sannsynlige hekkefunn av vierspurv på både 690 (G. Andersen pers. medd.) og 760 moh. (Bekken 2001) i Hedmark, og i Nord-

Sverige er arten funnet hekkende i fjellbjørkeskogen (Swanberg 1951). Man må likevel anta at disse funnene er av mer tilfeldig karakter da det ikke er vanlig å påtreffe arten så høyt.

Myrfrekvens

Vi fant en positiv sammenheng mellom myrfrekvens innen 500 meters radius fra punktet og frekvensen av vierspurv. Dette var ikke overraskende da tidligere studier også har påpekt en slik sammenheng (Sonerud & Bekken 1979, Forslund 1980, Cramp & Perrins 1994, Ukkonen & Väisänen 1997). Det er mulig myrene er så attraktive fordi de skaper gode fuktighetsforhold i tilsluttende sumpskog der høy grunnvannstand opprettholdes over tid. Myrfrekvens er kanskje den variabelen som øker mest med høyde over havet. I Ringsaker og Lillehammertraktene er store områder dekket av myr, men disse ligger altså for høyt for vierspurven.

Andel gran/bjørkesumpskog

Andel gran/bjørkesumpskog var den variabelen som viste sterkest sammenheng med forekomsten av vierspurv. Om fordelingen gran:bjørk var 1:1, 7:3, eller 1:9 hadde tilsynelatende ingen betydning. Det var generelt lite furusumpskog i studieområdet da furua gjerne stod på tørrere og fattigere mark enn gran og bjørk, men ved ett av funnene sørget en beverdam for høy andel furusumpskog. Om vierspurven har preferanse for gran og bjørk eller om all slags sumpskog tilfredsstiller artens biotopkrav, er derfor ikke godt å si. Vierspurven hadde i alle fall sterk preferanse for høy andel sumpskog. I Finland forekommer vierspurven i høyere tetthet på grandominerte enn på furudominerte myrer (Ukkonen & Väisänen 1997), hvilket indikerer en preferanse for gran/bjørk. I vårt studieområde var de fleste myrene furudominert, men der det var sumpskog var det gran og bjørk som dominerte. En dominans av gran og bjørk i vierspurvbiotoper er også blitt påpekt i tidligere undersøkelser (Ehrenroth & Jansson 1966, Sonerud & Bekken 1979, Pulliainen & Saari 1989, DOF 1993).

Andel fuktig skogbunn

I sumpskog er det naturligvis relativt fuktig. Andel fuktig skogbunn hadde likevel stor effekt i de multiple analysene selv når andel gran/bjørkesumpskog allerede lå inne i modellen, hvilket indikerer at denne variabelen har ytterligere forklaringsverdi. Andel fuktig skogbunn var sterkt korrelert med variabelen "tuett skogbunn" som igjen var sterkt korrelert med frekvensen av stolpestarr. Andel fuktig skogbunn hadde likevel størst forklaringsverdi av disse. At vierspurven foretrekker svært fuktige biotoper med tuett skogbunn er kjent fra tidligere (Ehrenroth & Jansson 1966, Sonerud & Bekken 1979, Svensson et al. 1999).

Dekningsgrad tresjikt

Forekomsten av vierspurv viste en positiv sammenheng med dekningsgrad tresjikt. Dette ble også påpekt av Sonerud & Bekken (1979) som karakteriserte tresjiktet i vierspurvbiotopene som temmelig tett og småvokst. Mangel på tresjikt i de utallige starr- og viersumpene langs vassdragene vi takserte så ut til å være den mest begrensende faktoren for antall potensielle vierspurvterritorier. Langs Varåa for eksempel var det få svært fuktige områder med tilstrekkelig tresjikt som ikke var besatt av vierspurv. Tresjiktet var mindre utviklet ved beverpåvirkede biotoper enn ved flommarks- og grunnvannspåvirkede biotoper. Den faktiske dekningsgraden langs breddene av vassdragene var noe større enn de verdiene vi opererer med, da vi også inkluderte vassdraget under beregning av dekningsgraden i punktet. Store vassdrag ga automatisk lav dekningsgrad tresjikt, men dette var likt for punkter med og uten funn.

Jordsmonn

Vierspurv ble påtruffet oftere ved middels rike vegetasjonstyper enn ved vegetasjon av fattig og middels fattig utforming. På flere av lokalitetene sørget flom og påfølgende sedimentering av materiale til at vegetasjonen i sumpskogen fikk en rikere utforming enn vegetasjonen for øvrig. I undersøkelsene til Sonerud & Bekken (1979) ble også vegetasjonen i vierspurvbiotopene klassifisert som nokså rik. Vi hadde imidlertid få takseringspunkter hvor vegetasjonen kunne klassifiseres som rik utforming. De få gangene dette var tilfellet, var marksjiktet oftest så tett og frodig at biotopen trolig ikke egnet seg som vierspurvbiotop.

Busksjikt

Vi fant ingen sammenheng mellom busksjiktets utforming og forekomsten av vierspurv. Sonerud & Bekken (1979) påpekte at busksjiktet oftest er lite utviklet i en vierspurvbiotop. Det var også vårt inntrykk. Lite busker, stående vann i terrenget og avleirete sedimenter ga skogbunnen et åpent preg. At vi likevel ikke klarte å påvise noen sammenheng, har trolig å gjøre med at det var vanskelig å registrere busksjiktet på en enhetlig måte i felt.

Hogst og grøfting

Når det gjelder menneskelig påvirkning syntes det å være en viss negativ effekt av hogst, men denne var ikke statistisk signifikant. Vi fant en positiv sammenheng mellom dreneringsgrøfter innen 250 meter og forekomsten av vierspurv – det motsatte av hva vi forventet å finne. Siden det var veldig få punkter hvor det var blitt utført hogst og grøfting, ble disse to

variablene utelukket fra de multiple analysene. Selv om ett av våre funn ble gjort ved en grøft og ytterligere syv funn ble gjort innen 250 meter fra en grøft, betyr ikke dette nødvendigvis at vierspurven har preferanse for grøfter. Sammenhengen med dreneringsgrøft kan heller forklares med at grøftevirksomheten var størst på lokaliteter som hadde høy myrfrekvens (logistisk regresjon, $G = 6,87$, $df = 1$, $P < 0,01$). Selv om vi ikke klarte å påvise noen generell negativ effekt av menneskelig påvirkning, kan vi likevel ikke utelukke at disse faktorene har betydning i andre områder eller i andre land. Det var for lite hogst og grøftevirksomhet i vårt studieområde til at vi fikk påvist noen effekt på større skala, men lokalt er det åpenbart at habitatødeleggelser vil ha en negativ effekt.

Bever

Vi fant en positiv sammenheng mellom beverdam og frekvensen av vierspurv. Det var imidlertid ikke beverdammen i seg selv vierspurven hadde preferanse for, men sannsynligvis de fuktighetsforhold oppdemmingen førte til med påfølgende endring i vegetasjonen og insektslivet. Hele 18 vierspurvterritorier (42 %) ble påvist ved eller i nærheten av en beverdam. I 16 av tilfellene var demningen helt eller delvis funksjonell. Ofte var det vanskelig å lokalisere selve demningen da den gjerne var gjengrodd med vegetasjon i svært fuktig og ufremkommelig sumpskog.

Som antydnet av Staav (1976), kan beverens reetablering og kraftige bestandsvekst i løpet av siste halvdel av forrige århundre ha økt tilgjengeligheten av vierspurvbiotop og dermed bidratt til vierspurvens framgang på 1960- og 70-tallet. Sonerud & Bekken (1979) fant beverdam ved kun ett av de 13 påviste hekkefunnene i sin undersøkelse og betvilte derfor en slik sammenheng som en forklaring på vierspurvens etablering i Norge. Man kan likevel ikke se bort fra at beveren har hatt betydning for vierspurvens fremgang i Hedmark på 1970- og 80-tallet, et fylke hvor store, sammenhengende sumpskogssamfunn er mangelvare. Vierspurvens etablering og videre bestandsvekst i Hedmark sammenfaller med beverens ekspansjon vestover etter utsettinger på svensk side fra 1922.

Beveren viser en vekst-krasjdynamikk tilsvarende modeller for hovdyr (Caughley 1970, Forsyth & Caley 2006). I en ekspanderende beverstamme øker utbredelsen langt raskere enn bestanden (Hartman 1994a, 1995). På grunn av blant annet vanskeligheter med å finne make, såkalte Allee-effekter (Allee et al. 1949), kan det ta 20-30 år før bestanden begynner å vokse for alvor. I denne vekstfasen koloniserer beveren alt av tilgjengelig habitat innenfor

utbredelsesområdet. Etter hvert som matforrådet blir utarmet i de marginale habitatene, reduseres bestanden lokalt (Hartman 1994a, 1995) for så å stabilisere seg på et lavere nivå (Hartman 1994b). Beveren nådde Hedmark via Trysilvassdraget i 1942-43 (Halley & Rosell 2002), men selv 30 år senere var landskapet i Hedmark fortsatt lite påvirket av bever (G.A. Sonerud pers. medd.). Fra 1975 skjedde det imidlertid en storstilt innvandring av bever fra den sterkt voksende svenske bestanden, og disse koloniserte store områder (Halley & Rosell 2002). Det er mulig at beveren med dette kan ha lagt grunnlaget for en større vekst i vierspurvbestanden enn hva som ville ha vært tilfellet uten beverens påvirkning av landskapet.

Selv om den norske bestanden av bever i dag er på sitt høyeste i nyere tid (Halley & Rosell 2002), er det flere marginale områder den har forlatt. Flere tidligere funn av vierspurv er gjort på slike lokaliteter, men i dag er det lite ved lokalitetene som tilfredsstiller vierspurvens biotopkrav, og følgelig er den heller ikke å finne. Dette er gjerne små vassdrag i nokså fattige myrområder hvor beveren raskt utarmer sitt næringsgrunnlag (Syvertsen 1977). Slike områder kan dog trolig være greie biotoper for vierspurv med visse modifikasjoner av grunnvannstanden. Om det var god tilgang på funksjonelle beverdammer eller en generelt høy vierspurvbestand på 1980- og 90-tallet som sørget for at en del av overskuddsbestanden benyttet seg av slike marginalbiotoper, er imidlertid ikke godt å vite.

Hvor lang tid det tar fra beveren demmer opp et vassdrag til området er omformet til vierspurvbiotop er uvisst. Det tar sannsynligvis noen år før vannstanden synker tilstrekkelig til at gress og starrarter får fotfeste. Beverpåvirkede biotoper er dog ustabile og tørrelegges lett hvis beveren slutter å reparere demninger eller forlater området. Sannsynligheten for at en demning skal briste, er blant annet avhengig av vassdragets størrelse og helning i terrenget. Beverdammer i store vassdrag trenger mer vedlikehold enn de i små bekker. Det var derfor ikke veldig overraskende at 12 av de 15 beverdammene hvor vi påtraff vierspurv demmet opp bekker som var smalere enn to meter i bredde. De var oftest plassert i nokså slake partier av vassdraget slik at demningene i mindre grad ble tatt av flom og opprettholdt dermed sin funksjon også lenge etter at beveren hadde forlatt området.

Det er ganske påfallende at vierspurvens utbredelse i Norge til en stor grad overlapper med beverens utbredelse i Hedmark og Nord-Trøndelag (Appendiks 1), men dette kan selvfølgelig

ha sammenheng med at landskapet i disse områdene henger naturlig sammen med det svenske og ikke er avskåret av fjellkjeder som i resten av landet.

Modellenes forklaringssevne

Til tross for relativt høy utvalgsstørrelse kunne bare 28 % av variasjonen i forekomsten av vierspurv forklares ut i fra den beste modellen ($R^2 \approx 0,28$). Dette indikerer at det er en del støy i datamaterialet. Kanskje den viktigste årsaken til den lave forklaringsverdien ligger i det faktum at vierspurven finnes i ulike typer biotoper. Flommarksbiotoper, beverpåvirkede og grunnvannspåvirkede biotoper er forskjellige i utforming selv om de har flere likhetstrekk. Det er ikke utenkelig at for eksempel beverpåvirkede biotoper er mindre egnet for vierspurv, men at den likevel finnes der fordi det er det beste den har tilgjengelig når de beste biotopene er besatt. Størsteparten av en bestand kan faktisk befinne seg i marginale biotoper (Pulliam 1988), og bestanden opprettholdes da gjennom tilførsel av fugl fra bedre biotoper med høy ungfuglproduksjon. Analyser av biotopvalg i slike systemer vil kunne gi et feil inntrykk av artens biotopkrav (Pulliam 1988), men om dette også gjelder for vierspurv er ikke godt å si uten nærmere kjennskap til demografiske parametere i de ulike biotopene.

Det er også forskjell på lokaliteter. Kynnavassdraget for eksempel, som er en flommarksbiotop, skiller seg betraktelig biotopmessig fra andre flommarksbiotoper med vierspurv i Hedmark. Likevel gjorde vi seks funn i dette vassdraget, hvilket naturligvis påvirket resultatene av de statistiske analysene.

En annen grunn til modellenes lave forklaringsverdi har sammenheng med at det ikke ble gjort funn av vierspurv ved en del punkter hvor biotopen tilsa at det burde finnes vierspurv. Dette gjelder ikke mange punkter, men det reduserer likevel R^2 betraktelig. Biotopen var sjelden helt klassisk ved slike punkter, men hadde høye verdier av de viktigste biotopvariablene. Slike punkter ble oftest registrert på lokaliteter uten vierspurv eller på lokaliteter med de laveste tetthetene av vierspurv. På de beste lokalitetene var de aller fleste klassiske biotopene besatt av vierspurv.

Vanskeligheten med å påvise territoriegrensene nøyaktig har også betydning. Bare 60 % av territoriene ble påvist uten bruk av lyd. Ytterligere 20 % av territoriene ble lokalisert i ettertid etter dobbeltsjekk av hanner som reagerte på lyd i første omgang. De resterende 20 % ble ikke lokalisert nøyaktig, og biotopanalysene ble tatt der lyd ble avspilt og fuglen dukket opp.

Man må anta at fuglene nok ikke reagerer på lyd langt utenfor territoriegrensene, men dette representerer likevel en feilkilde i datamaterialet.

Når punktene hadde en radius på 50 meter, og vierspurvbiotopene ofte var smale, havnet av og til store deler av punktet utenfor den biotopen vierspurven tilsynelatende hadde preferanse for. Flere ganger sang vierspurven i kantsonen mellom sumpskog og helt åpen starrsump eller nokså åpen myr. Gjennomsnittsverdier for punktet som helhet ga da et skjevt bilde av hvordan biotopen så ut, spesielt for variablene dekningsgrad tresjikt og andel tuet skogbunn. Der en hann benyttet flere sangposter som hver hadde gitt forskjellige resultat i biotopanalysene, var det heller ikke gitt hvilken biotop som skulle analyseres. Punktene størrelse var et kompromiss mellom å få med mest mulig av de biotopvariablene vierspurven hadde preferanse for samtidig som minst mulig av ugunstige biotopelementer skulle være med. Hadde punktene hatt en radius mindre enn 50 meter, ville det vært fare for at viktige elementer i det faktiske territoriet hadde falt ut av analysene.

Utbredelse

Vierspurvens utbredelse i Hedmark synes å være kraftig innsnevret sammenlignet med tidligere utbredelseskart. Bestanden er i dag oppdelt i små delbestander innenfor et nokså begrenset kjerneområde. Forekomsten på norsk side henger delvis sammen med bestanden i nordre Värmland, men det er opp til flere mil mellom delbestandene. Bare noen kilometer over grensen til Sverige nord i Finnskogen finnes et bra vierspurvområde (B. Ehrenroth pers. medd.), men bestanden der som ellers i nordre Värmland og Dalarna er dårlig kartlagt de siste tiårene (B. Ehrenroth og L. Hansson pers. medd.) Det er derfor usikkert hvor langt det er til tilsvarende gode områder i for eksempel Dalarna.

Funnet i Mesnaelva, rett over grensen til Oppland fylke, er trolig en rest av en tidligere kjent bestand på denne lokaliteten. Man kan imidlertid ikke utelukke at dette funnet kan ha sammenheng med en mulig delbestand i Ringsakerområdet som i så fall ikke ble oppdaget under feltarbeidet. Området ble undersøkt sent i sesongen (24-26/6), og det var flere gode biotoper under 600 moh. Andre lokaliteter i Oppland, som ikke ble besøkt i 2008, men hvor vierspurv tidligere har forekommet regelmessig, ligger trolig så langt vest at de har vært isolert fra resten av bestanden i Hedmark over tid. Det er derfor sannsynligvis få vierspurv igjen i Oppland.

Bestandsestimat

I de 380 km med vassdrag som ble taksert, registrerte vi minst 41 forskjellige hanner. Ved avspilling av lyd med kun 500 meters mellomrom er det selvfølgelig fare for dobbeltregistreringer av noen individer. Basert på artens lave oppdagbarhet, det faktum at en stor andel av fuglene ikke ble oppdaget før lyd ble avspilt og våre erfaringer med at territoriene ikke så ut til å overstige 200-300 meter med vassdrag, er det grunn til å tro at våre registreringer heller gjenspeiler et underestimat enn et overestimat av hvor mange territorier som faktisk forekommer langs vassdragene. Denne feilmarginen er nok ikke stor siden lydprovokasjon viste seg å være nokså effektivt.

Vi takserte kun langs vassdrag da det er i slike biotoper flertallet av norske og svenske observasjoner er gjort, men enkelte tidligere funn i Norge (G.A. Sonerud, T.W. Andersen og T. Berg pers. medd.) samt en rekke funn fra Finland (Pulliainen & Saari 1989, Ukkonen & Väisänen 1997) indikerer at vierspurven også forekommer i sumpskog langt fra vassdrag – i alle fall når bestanden er stor. Bare 9 % av våre funn er gjort noen hundre meter fra vassdrag, da enten i myrdrag eller grunnvannspåvirkede skogholt. Siden det foreligger få tidligere norske funn fra slike biotoper og den norske bestanden i dag er meget lav, er det dermed grunn til å tro at denne andelen er liten.

Antall territorielle hanner med hunn av våre 41 funn er nok langt høyere enn de 19 par vi registrerte. Det var ofte tilfeldigheter som avgjorde om en hunn ble funnet eller ikke. Ved alle tilfeller hvor en hann ble sjekket opp flere ganger i ettertid, dukket det opp en hunn til slutt, selv om det ikke var noe ved hannens oppførsel som tydet på at det var en hunn der i utgangspunktet. Hunner som lå på reir (to funn) trykket hardt og reagerte ikke på lyd. Dette gjør kjønnsfordelingen meget usikker.

Jevn kjønnsfordeling ved fødsel er hva man vil forvente ut i fra evolusjonær teori (Fisher 1930), men likevel er det oftest en overvekt av hanner blant voksne fugler. Donald (2007) fant i snitt i overkant av 20 % færre hunner enn hanner i sin litteraturstudie av kjønnsratioer blant voksne fugler. En slik skjev kjønnsratio er spesielt vanlig i bestander som er i tilbakegang (Donald 2007), og i isolerte bestander bidrar en høyere grad av utvandring blant hunnene til å forsterke dette mønsteret (Dale 2001). For den svært isolerte hortulanbestanden (*Emberiza hortulana*) i Hedmark er nesten 50 % av hannene uparede (Steifetten & Dale 2006), hvilket har stor betydning for den effektive bestandsstørrelse. Vierspurvbestanden i

Hedmark befinner seg helt i randen av artens utbredelsesområde, er i kraftig tilbakegang og henger bare delvis sammen med bestanden i nordre Värmland. Det er derfor naturlig å forvente en overvekt av hanner.

Går man ut i fra at fordelingen hanner/hunner er omtrent 10/8, at antall funn gjort under takseringene var svakt underestimert, at det maksimalt fantes 5 territorier ved vassdrag vi ikke rakk å taksere og at ytterligere 5 territorier fantes i mer marginale biotoper langt fra vassdrag, gir dette maksimalt 60 territorier. Det tilsvarer en bestand i Hedmark på ca. 30-45 par. Et bestandsestimat for Norge som helhet blir mer usikkert da arten er dårlig kartlagt i andre områder. Bestanden av vierspurv i Norge er for lav og klumpvis fordelt til at man kan estimere bestanden ut i fra tettheter eller hvor ofte arten påtreffes i generelle inventeringer. Estimatet må derfor fremgå av kvalifisert gjetning.

Basert på artens storhetstid i Oppland har G. Gaarder (pers. medd.) estimert at det kan være 5-20 par i fylket. Sett i lys av artens negative bestandsutvikling i Hedmark og at eventuelle gjenværende delbestander i Oppland har vært helt eller delvis isolert fra bestanden i Hedmark i senere tid, er det nok ikke mer enn 0-5 par igjen her. Undersøkelser i de aktuelle områdene er imidlertid nødvendig for å få kartlagt dette nærmere. Også i Nord-Trøndelag er vierspurven dårlig kartlagt, men dette fylket huser nok flere potensielle vierspurvbiotoper enn Oppland. I 1999 ble det antatt å være 5-20 par i Nord-Trøndelag (Einvik & Solberg 1999). Forutsatt at bestandsutviklingen her er den samme som i Hedmark og resten av Skandinavia, bør nok dette reduseres til 5-10 par. I Finnmark er bestanden veldig dårlig kartlagt, men ut i fra tidligere funn vil kanskje et estimat på 5-10 par være dekkende selv om estimatet er svært usikkert. Går man ut i fra at det finnes ytterligere 0-5 par i resten av landet, gir dette en totalbestand på 40-75 par for landet som helhet, altså betraktelig lavere enn 100-500 par som er det gjeldende nasjonale bestandsestimatet.

Tetthet og bestandsendringer

I europeisk Russland er det registrert tettheter av vierspurv på 166 territorier/km² (Cramp & Perrins 1994). Normal tetthet i Finland er 5-10 territorier/km² på grandominerte myrer og 2-4 territorier/km² på furudominerte myrer (Ukkonen & Väisänen 1997), mens det i Sverige i gjennomsnitt er registrert ett territorie/km² (Cramp & Perrins 1994). Siden bestanden i Norge er lav og biotopene er små og spredt rundt i landskapet, gir det mer mening å beskrive tetthet av vierspurv som territorier/km vassdrag.

Hedmark

Våre retakseringer av Sonerud & Bekken (1979) i deler av Ulvåa og Kynna viste tettheter på 0-0,4 territorier/km vassdrag, hvilket tilsvarer 0-0,02 territorier/km². Dette er betydelig lavere enn de tetthetene som ble registrert i de samme områdene på begynnelsen av 1970-tallet. På Østamyra i Rendalen, hvor Sonerud & Skattum (1973) sannsynligvis hadde hele fem par i 1972, ble det ikke funnet en eneste vierspurv, hvilket indikerer at denne delbestanden trolig er utdødd. På slutten av 1970-tallet ble myra grøftet, elveleiet ble rettet ut og sikret mot flom (NOU 1996:16, T. Fergus pers. medd.) og det ble drevet en storskala oppdyrking av elvesletta (Skattum & Sonerud 1975). I dag er det derfor knapt noen vierspurvbiotop igjen langs elva.

De siste årene er vierspurven blitt påtruffet sjeldnere i Ulvådalen enn tidligere (J. Bekken pers. medd.), og i Kynnavassdraget, den mest besøkte vierspurvlokaliteten i Norge, har antall observasjoner gått betraktelig ned siden slutten av 1990-tallet. I deler av Varåa er ikke tilbakegangen like tydelig. I 1982 ble det registrert fem syngende hanner på en kort strekning i vassdraget. Grunnet en misforståelse takserte vi ikke denne strekningen før 3. juli, men vi fant likevel minst tre territorier. Dette indikerer at bestanden her trolig ikke har endret seg veldig mye. Det kan kanskje ha sammenheng med at Varåa er en nokså stabil flommarks-biotop som trolig er av god kvalitet. For området som helhet tyder imidlertid tidligere funn på at bestanden er redusert også her.

Finland

Vierspurvens negative bestandsutvikling i Norge kan ses i sammenheng med at arten rapporteres å være i tilbakegang i både Finland og Sverige (Svensson et al. 1999, Väisänen 2006, Lindström et al. 2008). I Finland har bestanden av vierspurv blitt mer enn halvert siden slutten av 1980-tallet (Väisänen 2006, Väisänen pers. medd.), og da var bestanden allerede redusert med 2/3 siden 1940-tallet (Ukkonen & Väisänen 1997). Det kan dermed virke som om bestandsnedgangen startet tidligere i Finland enn i resten av Skandinavia og de sørvestligste delene av Russland. I Sverige ekspanderte vierspurven til sine hittil sørligste hekkeområder på 1980-tallet (Svensson et al. 1999), og i Norge var trolig vierspurven på sitt mest tallrike i samme periode (G.A. Sonerud pers. medd.). Vierspurven økte sitt utbredelsesområde mot sørvest gjennom St. Petersburg-området så sent som 1960- og 70-tallet (Malchevskiy & Pukinskiy 1983), og første hekkefunn i Estland og Latvia ble gjort i henholdsvis 1979 og 1985 (Snow & Perrins 1998).

Sverige

I Sverige er ikke bestandsnedgangen like entydig som i Finland. Siden 1998 viser resultatene fra standardrutene til Svensk Fågeltaxeringen en nedgang på 2,1 % per år, men denne nedgangen er ikke signifikant (Lindström et al. 2008). De frie punktrutene går lenger tilbake i tid (1975-) og indikerer en større nedgang, men de er ikke representative for landet som helhet og har tidvis svært lav dekningsgrad (Lindström et al. 2008). Det er imidlertid en generell oppfatning hos svenske ornitologer at bestanden av vierspurv har gått kraftig tilbake de senere år (Friberg 2008, L. Edenius og L. Hansson pers. medd.). På Stora Fjäderäggs fågelstasjon utenfor Umeå har ringmerkere registrert en dramatisk nedgang i fangstindeks på vierspurv siden begynnelsen av 1990-tallet (Lindberg & Edenius 2007), hvilket ytterligere indikerer at tilbakegangen er reell. Tilbakegangen er tydeligst i sør. I nordre Uppland og søndre Gästrikland, hvor vierspurven hadde sin sydligste utbredelsesgrense på 1980-tallet, er ikke arten lenger å finne (Svensson et al. 1999). I Orsa kommune i Dalarna, ca. 100 km øst for det norske kjerneområdet, har det skjedd en betydelig reduksjon i bestanden bare siden år 2000 (Friberg 2008), og i nordre Värmland kan det også tyde på at vierspurven er i tilbakegang (U.T. Carlsson pers. medd.).

Hogst og grøfting av myr

Årsaken til tilbakegangen i Sverige er ikke kjent, men i løpet av siste halvdel av forrige århundre har hogst og grøfting av myr og annen sumpskog gitt kraftig reduksjon i mengden sumpmark (de Jong 2002), og man antar dette har påvirket vierspurven negativt (Rudqvist 1999, Svensson et al. 1999). I løpet av 1980-tallet økte grøftevirksomheten og avvirkningen av sumpskog i omfang, og i dag er hele 40 % av landets sumpskoger påvirket av grøfting. I de sørvestligste delene av Sverige er nesten 60 % av alt produktivt barskogsareal grøftet (Rudqvist 1999). Det er imidlertid lite som tyder på at hogst og grøfting av sumpmark har stor forklaringsverdi i Norge, men den norske bestanden kan være påvirket av slike faktorer gjennom lavere tilførsel av fugl fra den svenske bestanden.

Finland er ikke uten grunn blitt kalt "land of mires". Tidligere utgjorde myrområder rundt 1/3 av Finlands totale landareal, men denne andelen er etter hvert blitt redusert. Utnyttelsen av myrområder til skogbruk, jordbruk og torvdrift har vært langt mer intensivt i Finland enn i andre nordlige områder, og over 50 % av myrarealet er blitt grøftet for skogbuksformål (Lindholm & Heikkilä 2006). I følge Ukkonen & Väisänen (1997) har grøfting av myr for skogbruk ingen innvirkning på vierspurv. Takseringsresultater fra et 65 km² stort

myrdominert landskap i de sørøstre delene av finsk Lappland før og etter området ble grøftet på 1960- og 70-tallet, viste at tettheten av vierspurv faktisk økte etter inngrepet (Väisänen & Rauhala 1983). Forfatterne forklarer dette med en suksesjon mot tett bjørkoppslag langs grøftekantene.

Det er likevel vanskelig å overføre slike resultater til norske forhold. I Hedmark er det lite som tyder på at vierspurven har preferanse for slikt tett bjørkekratt som vokser opp langs grøftekantene. Her er myrene også mindre våte enn i Finland, hvilket gjør at grøftevirksomhet trolig får større konsekvenser for arter som er tilpasset fuktige biotoper. Ved grøfting av myrområder reduseres myrenes evne til å holde på vann betraktelig, men denne effekten avtar med årene (Kondelin 2006). Grøfter hindrer imidlertid den horisontale strømmen av mineralrikt grunnvann fra omgivelsene og kan medføre at minerotrofe myrkomplekser endres til ombrotrofe (fattige nedbørsmyrer) (Laitinen et al. 2005, Lindholm & Heikkilä 2006). Når grunnvannstanden senkes forsvinner fuktige overgangssoner mellom myr og skog (Lindholm & Heikkilä 2006), hvilket trolig har en negativ effekt på vierspurv.

Reproduksjon kontra mellomårsoverlevelse

Fravær av beverpåvirkning i marginale områder, hvor beveren tidligere har skapt hekkebiotop for vierspurv, kan potensielt ha betydning for hvorfor vierspurven i dag glimrer med sitt fravær i visse områder, men for Hedmark sett under ett må man søke andre forklaringer. Faktorer som hogst og grøfting ser heller ikke ut til å ha stor effekt på større skala i Hedmark. Hadde det vært habitatødeleggelser i artens hekkeområde som var årsaken til tilbakegangen, ville man ventet en spredt fordeling av territorier innenfor artens utbredelsesområde (Chanell & Lomolino 2000, Donald & Greenwood 2001). Dagens utbredelse av vierspurv i Hedmark viser et mønster med innsnevring mot et kjerneområde der tilsynelatende marginale områder i periferien er forlatt. Dette indikerer at det trolig er faktorer utenfor artens hekkeområde og som rammer hele bestanden som virker inn (Chanell & Lomolino 2000, Donald & Greenwood 2001, Fuller et al. 2007). Det er derfor nærliggende å søke forklaringer i vierspurvens trekk- og overvintringsområder.

Overvintringsområdene

I løpet av de siste tiårene har flere langdistansetrekker vist en svært negativ bestandsutvikling, hvilket er blitt satt i sammenheng med forverrede forhold i fuglenes trekk- og overvintringsområder (Sanderson et al. 2006). Vierspurven overvintrer i østre Kina, Korea og

Japan (Cramp & Perrins 1994). Det finnes ingen gjenfunn av norske vierspurver, men noen finske (Saurola 2001) og totalt fire svenske vierspurver er blitt gjenfunnet i Kina (Fransson et al. 2007). Tre av de svenske fuglene ble funnet på fuglemarkeder nordøst i Kina. Det finnes lite tilgjengelig data på biotopvalg i overvintringsområdene, men siden arten regelmessig furasjerer i byparker i Japan (Morimoto & Katoh 2005), har den nok ikke så snevre biotopkrav i disse områdene. Rismarker ser imidlertid ut til å være en viktig biotop i Japan. Her opptrer vierspurven i store flokker (Nakamura & Iijima 1977), hvilket gjør den sårbar for etterstrebelser.

På 60 år er befolkningen i Kina doblet og landet har opplevd sterk økonomisk vekst. Dette har medført forringelse av naturområder og økt høsting av biologiske ressurser, deriblant dyreliv (BirdLife International 2003). Små spurvefugler blir fanget ulovlig i store mengder på landsbygda og inngår i den daglige diett eller blir solgt på det svarte markedet. Bare i et lite distrikt i Heilongjiang-provinsen i de nordøstre delene av landet blir så mye som 10 000 fugler fanget per dag i løpet av fire måneder av trekketidene vår og høst (Simonov & Dahmer 2008). Omfattende fangst av spurvefugler foregår også sør i Kina. Til en årlig matfestival i Guandong-provinsen blir over en million sibirspurver (*Emberiza aureola*) fanget og solgt som snacks på det svarte markedet (Tamada 2006). Den tidligere så tallrike sibirspurven har gått kraftig tilbake over hele sitt utbredelsesområde hvilket trolig kan tilskrives ulovlig fangst i overvintringsområdene i Sørøst-Asia (BirdLife International 2008). Hvor mange vierspurv som blir fanget på denne måten er ikke godt å vite, men siden en stor del av bestanden overvintrer i nordøstre deler av Kina og hovedtrekket av vierspurv går gjennom disse områdene vår og høst (Cramp & Perrins 1994), er det grunn til å tro at en betydelig andel av fuglene som fanges i Heilongjiang-provinsen er vierspurv.

I tillegg til fangst er vidstrakt bruk av plantevernmidler i flere asiatiske land trolig et stort problem for fuglelivet, men dette er ikke godt dokumentert. Man regner med at bruken av slike giftige substanser er en viktig årsak til de raske bestandsreduksjonene som er observert for flere arter av små spurvefugler i jordbrukslandskapet sør i Kina (BirdLife International 2001).

Nedgang og rødlistestatus i Norge

Hvor mye vierspurvbestanden i Norge er redusert de siste 10-15 år er umulig å tallfeste, da tidligere bestandsestimat har vært meget usikre og sprikende. For Nord-Trøndelag og

Finnmark vet vi lite om bestanden da spesielle undersøkelser mot denne arten ikke er gjennomført (P.I. Værnesbranden og M. Günther pers. medd.), men det er grunn til å tro at bestanden er i tilsvarende tilbakegang også her. For Hedmark sin del vet vi mer. Funn av flere syngende hanner spredt over mange lokaliteter og år mellom 1970 og 1995, en periode med lav ornitologisk aktivitet, tilsier at bestanden var relativt høy. I følge G.A. Sonerud (pers. medd.) var vierspurven relativt vanlig i passende biotop på 1980 og 90-tallet. Mange funn i Kynnavassdraget i perioden 1998-2000 (T.W. Andersen pers. medd.) tilsier at bestanden fortsatt var relativt høy ved årtusenskiftet, og at nedgangen hovedsakelig har inntruffet i løpet av de siste 10 år. Ut i fra tilgjengelig informasjon er det liten tvil om at bestanden minst er halvert de siste 10-15 år, men hvor stor bestanden var på det meste er det ingen som vet.

Vierspurven er i dag karakterisert som "Nær truet" (NT) i den norske rødlista (Kålås et al. 2006). Våre resultater tilsier at arten igjen bør oppgraderes til "Sårbar" (VU), som den var i forrige rødliste, eller helt til "Truet" (EN) grunnet kraftig bestandsreduksjon siste 10-15 år (kriterium A4c,d), lav bestand (kriterium D1 el. C2 (ai)) og økende avstand mellom delbestandene. Ytterligere undersøkelser, da særlig i Nord-Trøndelag, Øst-Finnmark, Oppland og Ringsakertraktene i Hedmark, bør utføres før man kan gi et godt estimat på den gjenværende norske bestanden, men det er grunn til å forvente en like negativ bestandsutvikling i disse områdene som i Hedmark og resten av Skandinavia.

Forvaltning

Den svenske bestanden av vierspurv er anslått å være ca. 30 000-100 000 par, i Finland er anslaget 100 000-200 000 par, mens i europeisk Russland regner man med at det er et sted mellom 6 000 000 og 10 000 000 par (BirdLife International 2004b). Den globale bestanden er ikke kjent. I et globalt perspektiv har ikke Norge med bare 40-75 par noe internasjonalt ansvar for bevaring av arten. Vi har likevel et etisk ansvar for å prøve å bevare vierspurven i den norske fauna og å hindre at menneskelig aktivitet forverrer situasjonen for arten.

Fangst i overvintringsområdene

Å gjøre noe med den ulovlige fangsten i overvintringsområdene i Asia kan synes vanskelig. Uorganisert jakt i Kina er forbudt, og på 1990-tallet ble alle skytevåpen konfiskert (Simonov & Dahmer 2008). Likevel skjer det en omfattende fangst av ville dyr, særlig på landsbygda. Siden mange familier utøver ulovlig fangst av små spurvefugler på egen tomt rutinemessig, kan ikke problemet løses bare ved bruk av politimakt (Simonov & Dahmer 2008). Når store

delar av befolkningen er fattige og det samtidig er en del som har penger til å etterspørre slike tjenester, vil det alltid finnes et ulovlig marked for den type virksomhet.

Studier som tar for seg vierspurvens biotopvalg i overvintringsområdene samt registrerer omfanget av fangstaktiviteten, vil kunne gi svar på om det er generelt dårligere overvintringsforhold eller en ikke bærekraftig høsting av bestanden som er hovedårsaken til vierspurvens negative bestandsutvikling i Skandinavia de siste tiårene. Man kan likevel ikke utelukke at det kan være en kombinasjon av flere faktorer som både rammer bestanden i hekke- og overvintringsområdene. I Sverige synes habitatødeleggelsene i artens hekkeområde å være spesielt store (Rudqvist 1999, de Jong 2002).

Sumpskoger og Levende Skog standard

Løvrik sumpskog er biotop for et mangfold av planter og dyr. For fugler er dette kanskje den mest artsrike av alle skogsbiotoper (Rudqvist 1999). For hønsefugl er sumpskogene spesielt viktige som kyllingbiotoper (Hjeljord 2008). Omfattende hogst i eller i tilknytning til sumpskog vil øke kanteffekten med påfølgende endring i mikroklima og økt predasjonstrykk (Primack 2006). I henhold til "Levende Skog standard" skal det settes igjen kantsoner på 10-15 meter mot vassdrag, myr og sumpskog, og på spesielt fuktige og næringsrike områder skal kantsonen være 25-30 meter (Levende Skog 2009). Dette blir ikke alltid fulgt opp i praksis. Det forekom flatehogst helt ned i sumpskogen i vierspurvens kjerneområde, og flere steder var det blitt utført omfattende plukkhogst langs vassdragene. Ved to av vierspurvterritoriene var det gjort betydelige inngrep som kan få betydning på sikt. Hogstaktiviteten var spesielt stor langs Kynna med sidevassdrag, men en eventuell negativ sammenheng med forekomsten av vierspurv ble ikke påvist. Utenfor kjerneområdet forekom det tilfeller hvor hele vassdrag var snauhogd. Ved Storbekken sør for Endelausmyrane i Ringsaker var det ikke satt igjen et eneste tre, og lokaliteten ligger rett ved en fin vierspurvbiotop.

Vierspurven er spesielt sårbar for habitatødeleggelser i hekkeområdene siden det er få områder i Hedmark som tilfredsstiller dens biotopkrav. Siden det er snakk om små områder spredt rundt i landskapet i svært fuktige og ikke fullt så attraktive områder for skogbruket, er ikke dette et stort problem i Norge, men enkeltepisoder kan potensielt ramme bestanden hardt. Oppdyrkingen av Østamyra i Rendalen er et godt eksempel på hvordan det kan gå når en arts snevre biotopkrav står i konflikt med potensielle økonomiske verdier for lokalbefolkningen.

Overskudds- og underskuddsbestander

Bestandsdynamikk i heterogene miljøer der biotopene er av ulik kvalitet blir ofte sett i lys av source-sink-dynamikk (Pulliam 1988, Pulliam & Danielson 1991, Dias 1996, Runge et al. 2006). For territorielle arter vil eldre, dominante individer besitte de beste biotopene. I slike biotoper (såkalte kildebiotoper) vil fødselsraten overgå dødsraten, og de vil virke som netto eksportører av individer til resten av bestanden. I tette bestander vil yngre individer bli henvist til biotoper av dårligere kvalitet der dødsraten overgår fødselsraten (såkalte slukbiotoper), men slike bestander overlever gjennom tilførsel av individer fra én eller flere kildeområder (Dias 1996). Som tidligere nevnt kan faktisk størsteparten av bestanden befinne seg i slike slukbiotoper som per definisjon er dømt til å bli forlatt uten kontinuerlig immigrasjon fra nærliggende kildebiotoper (Pulliam 1988). Identifikasjon av kildebiotoper samt tilhørende slukbiotoper og forståelse av den romlige skalaen i et slikt system er derfor av avgjørende betydning for forvaltningen, da ødeleggelse av en viktig kildebiotop vil kunne påvirke avhengige slukbiotoper over store områder og føre til lokal utryddelse av bestanden (Dias 1996, Tittler et al. 2006). Et slikt kilde-sluk-system over avstander på 60-80 km er påvist for mustelinaskogtrost i Nord-Amerika (Tittler et al. 2006).

Det er nærliggende å tro at også vierspurvens bestandsdynamikk kan beskrives med source-sink-konseptet, men om de ulike delbestandene i Hedmark er kilde- eller slukbestander er umulig å si ut i fra dagens kunnskap. Det er vanskelig å karakterisere lokaliteter som kilde eller sluk uten å ha god kjennskap til demografiske parametre som reproduksjons-, dødelighets- og migrasjonsrater (Dias 1996). Nye studier, som tar for seg reprodutiv suksess i de forskjellige delbestandene, vil derfor være avgjørende for å kunne lokalisere hvilke som faktisk fungerer som overskudds- og hvilke som fungerer som underskuddsbestander.

Det er likevel mye som tyder på at deler av Varåa er et viktig område for den norske vierspurvbestanden. Lokaliteten huser den største delbestanden i Norge, og biotopene ser ut til å være optimale for arten. Jeg vil derfor anbefale en sone uten hogst på minst 100 m rundt de stilleflytende partiene av Varåa mellom Stenmyra og Brennhaugkjølen, samt at det unngås hogst i sumpskogen langs sidebekkene. Dersom skogen langs vassdraget blir for åpen, forsvinner trolig vierspurven.

Den norske og svenske bestanden av vierspurv er ikke lenger like sammenhengende som tidligere, men det er ikke snakk om noen reell isolasjon. Det er mulig den norske bestanden ikke er levedyktig på sikt, men opprettholdes enn så lenge av et stadig minkende antall utvandrende individer fra svenske kjerneområder, men det er ikke godt å si med sikkerhet ut i fra dagens kunnskap. Hvor langt det er fra det norske kjerneområdet til tette bestander på svensk side, hvor det produseres et stort overskudd av ungfugl, er uvisst. Slike områder finnes tilsynelatende ikke lenger i Värmland og Dalarna.

REFERANSER

- Allee, W.C., Emerson, A.E., Park, O., Park, T. & Schmidt, K.P. 1949. Principles of animal ecology. Saunders, Philadelphia.
- Bekken, J. 1978. Kynna - fugl og pattedyr. Mai - juni 1978. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer, Universitetet i Oslo. Rapport 10/1978.
- Bekken, J. 1994. Vierspurv *Emberiza rustica*. - s. 500-501 I: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.). Norsk fugleatlas. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Bekken, J. 2001. Fugler og pattedyr i 18 våtmarksreservater i Hedmark. Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernabdelingen. Rapport 8/2001.
- BirdLife International 2001. Yellow bunting *Emberiza sulphurata*. - s. 2322-2333 I: Threatened birds of Asia: the BirdLife International Red Data Book. BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International 2003. Saving Asia's Threatened Birds: a guide for government and civil society. BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International 2004a. Birds in the European Union: a status assessment. BirdLife International, Wageningen, The Netherlands.
- BirdLife International 2004b. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Wageningen, The Netherlands (BirdLife Conservation Series No. 12).
- BirdLife International 2008. Species factsheet: *Emberiza aureola*. Lokalisert 02.04.09 på: <http://www.birdlife.org/datazone/species/index.html?action=SpcHTMDetails.asp&sid=8954&m=0>
- Bylin, K. 1975. Dalarnas fåglar. Dalarnas ornitologiska förening. Gävle.
- Caughley, G. 1970. Eruption of ungulate populations, with emphasis on Himalayan Thar in New Zealand. Ecology 51: 53-72.
- Chanell, R. & Lomolino, M.V. 2000. Trajectories to extinction: spatial dynamics of the contraction of geographical ranges. Journal of Biogeography 27: 169-179.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. 1994. The Birds of the Western Palearctic Vol. IX: Buntings and New World Warblers. Oxford University Press, Oxford.
- Dale, S. 2001. Female-biased dispersal, low female recruitment, unpaired males, and the extinction of small and isolated bird populations. Oikos 92: 344-356.

- de Jong, J. 2002. Populationsförändringar hos skogslevande arter i relation till landskapets utveckling. Centrum för biologisk mångfald, Uppsala. CBMs skriftserie 7.
- Dias, P.C. 1996. Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 326-330.
- DOF 1993. Dalarnas fåglar, 2. oppl. Dalarnas ornitologiske förening. Avesta.
- Donald, P.F. & Greenwood, J.J.D. 2001. Spatial patterns of range contraction in British breeding birds. *Ibis* 143: 593-601.
- Donald, P.F. 2007. Adult sex ratios in wild bird populations. *Ibis* 149: 671-692.
- Ehrenroth, B. 1961. Ornitologiska iakttagelser i Norra Finnskoga, Värmland. *Vår Fågelvärld* 20: 273-281.
- Ehrenroth, B. & Jansson, B. 1966. Gluttsnäppa (*Tringa nebularia*) och videsparv (*Emberiza rustica*) funna häckande i norra Värmland. *Vår Fågelvärld* 25: 97-105.
- Einvik, K & Solberg, B. 1999. Rødlistestatus for truede og sårbare arter i Nord-Trøndelag. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen. Rapport 1/1999.
- Fisher, R.A. 1930. The Genetical Theory of Natural Selection. Clarendon Press, Oxford.
- Forslund, M. 1980. Videsparven i Dalarna. *Fåglar i Dalarna* 13: 47-51.
- Forsyth, D.M. & Caley, P. 2006. Testing the irruptive paradigm of large-herbivore dynamics. *Ecology* 87: 297-303.
- Fransson, T., Kolehmainen, T. & Staav, R. 2007. Svensk ringmärkning 2006. I: Benz, P.-G. & Wirdheim, A. (red.). Fågelåret 2006. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Friberg, F. 2008. Videsparv *Emberiza rustica* - 2007. Lokalisert 28.12.2008 på:
<http://www.artportalen.se/birds/default.asp>
- Fuller, R.J., Gaston, K.J. & Quine, C.P. 2007. Living on the edge: British and Irish woodland birds in a European context. *Ibis* 149: 53-63.
- Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.) 1994. Norsk fugleatlas. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Gunnarsen, T. & Michaelsen, J. 1969. Hekkende vierspurv i Hedmark. *Fauna* 22: 230-231.
- Haftorn, S. 1971. Norges Fugler. Universitetsforlaget, Oslo.
- Halley, D.J & Rosell, F. 2002. The beaver's reconquest of Eurasia: status, population development and management of a conservation success. *Mammal Review* 32: 153-178.
- Hartman, G. 1994a. Long-term population development of a reintroduced beaver (*Castor fiber*) population in Sweden. *Conservation Biology* 8: 713-717.

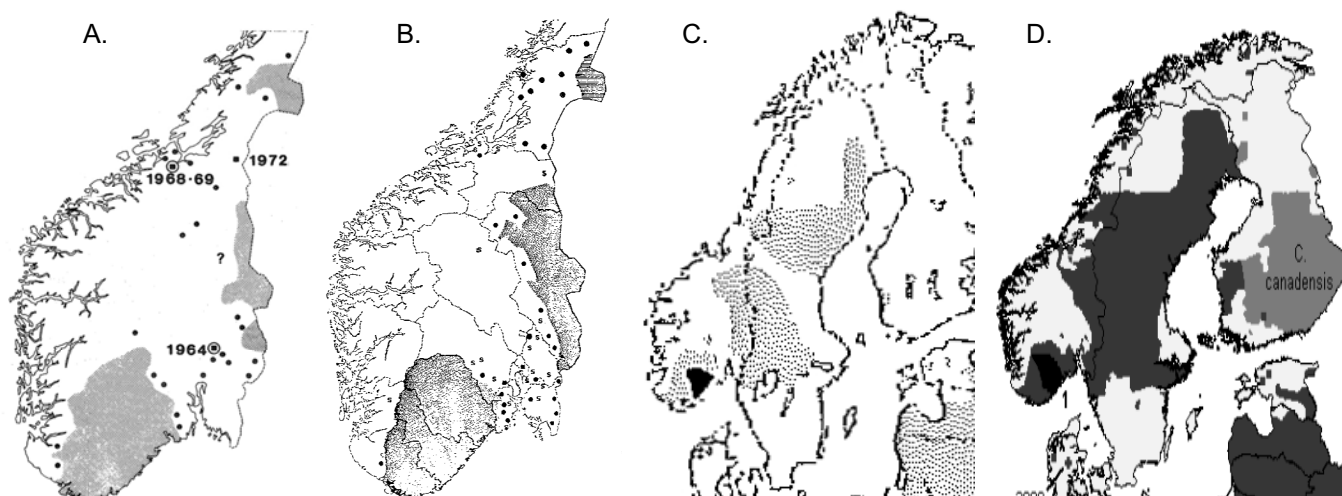
- Hartman, G. 1994b. Ecological studies of a reintroduced beaver (*Castor fiber*) population. Doctoral dissertation, The Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Hartman, G. 1995. Patterns of spread of a reintroduced beaver *Castor fiber* population in Sweden. *Wildlife Biology* 1: 97–103.
- Hjeljord, O. 2008. Viltet - Biologi og forvaltning. Tun Forlag, Oslo.
- Kondelin, H. 2006. Environmental impacts of mire utilization. - s. 193-204 I: Lindholm, T. & Heikkilä, R. (eds). Finland – Land of mires. *The Finnish Environment* 23/2006.
- Krogh, K. 1953. Vidjespurven (*Emberiza rustica* Pall.) i Lierne, Nord-Trøndelag. *Fauna* 6: 70-76.
- Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.) 2006. Norsk Rødliste 2006 – 2006 Norwegian Red List. Artsdatabanken, Norway.
- Lack, D. 1968. Ecological adaptations for breeding in birds. Methuen, London.
- Laitinen, J., Rehell, S. & Huttunen, A. 2005. Vegetation-related hydrotopographic and hydrologic classification for aapa mires (Hirvisuo, Finland). *Annales Botanici Fennici* 42: 107-121.
- Levende Skog 2009. Levende Skog standard. Lokalisert 14.04.2009 på:
<http://www.levendeskog.no/sider/tekst.asp?side=303&submeny=Dokumenter&menuid=226>
- Lindberg, N. & Edenius, L. 2007. Stora Fjäderäggs fågelstasjon 2006. - s. 156-157 I: Benz, P.-G. & Wirdheim, A. (red.). Fågelåret 2006. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Lindholm, T. & Heikkilä, R. 2006. Destruction of mires in Finland. - s. 179-192 I: Lindholm, T. & Heikkilä, R. (eds). Finland – Land of mires. *The Finnish Environment* 23/2006.
- Lindström, Å., Green, M., Ottvall, R. & Svensson, S. 2008. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2007. Ekologiska institutionen, Lunds universitet.
- Lundberg, S. 1962. Videsparv med ungar vid Gratangen. *Sterna* 5: 34.
- Malchevskiy, A.S., Pukinskiy, Yu.B. 1983. Birds of the Leningrad region and adjacent areas. History, biology, conservation. Volume 2. Leningrad State University publishers, Leningrad. [på russisk]
- Merikallio, E. 1958. Finnish Birds. Their distribution and numbers. *Fauna Fennica* 5: 1-181.
- Michaelsen, J. 1973. Reirfunn av vierspurv i Åsnes kommune, Hedmark. *Sterna* 12: 286-288.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.

- Morimoto, T. & Katoh, K. 2005. The effect of greenways connecting urban parks on avifauna in the winter period. *Journal of the Japanese Institute of Landscape Architecture* 68: 589-591.
- Nakamura, T. & Iijima, K. 1977. Buntings wintering in southern Kyushu, especially the mode of dispersion in *Emberiza fucata* and *Emberiza rustica*. *Yamashina Chori Kenkyusho Kenkyu hokoku* 9: 1-19. [på japansk]
- Nilsson, N. 1968. Anteckningar om videsparvens (*Emberiza rustica*) förekomst i Jämtland. *Fauna och flora* 63: 100-102.
- Nolet, B.A & Rosell, F. 1998. Comeback of the beaver *Castor fiber*: An overview of old and new conservation problems. *Biological Conservation* 83: 165-173.
- NOU 1996:16. Tiltak mot flom. Nærings- og energidepartementet.
- Perrins, C.M. 1970. The timing of birds' breeding seasons. *Ibis* 112: 242-255.
- Primack, R.B. 2006. *Essentials of conservation biology*, 4. utgåve. Sinauer Associates, Sunderland.
- Pullainen, E. & Saari, L. 1989. Breeding biology of Rustic Buntings *Emberiza rustica* in eastern Finnish Lapland. *Ornis Fennica* 66: 161-165.
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* 132: 652-661.
- Pulliam, H.R. & Danielson, B.J. 1991. Sources, Sinks, and Habitat Selection: A Landscape Perspective on Population Dynamics. *American Naturalist* 137: 50-66.
- Rosell, F. & Pedersen, K.V. 1999. *Bever*. Landbruksforlaget, Oslo.
- Rosell, F., Bozsér, O., Collen, P. & Parker, H. 2005. Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal Review* 35: 248-276.
- Rudqvist, L. 1999. Sveriges sumpskogar. Resultat av sumpskogsinventeringen 1990-1998. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Runge, J.P., Runge, M.C. & Nichols, J.D. 2006. The Role of Local Populations within a Landscape Context: Defining and classifying Sources and Sinks. *American Naturalist* 167: 925-938.
- Sanderson, F.J., Donald, P.F., Pain, D.J., Burfield, I.J. & van Bommel, F.P.J. 2006. Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological Conservation* 131: 93-105.
- Saurola, P. 2001. The finnish ringing scheme. Euring newsletter vol. 3/2001. Lokalisert 28.03.09 på: http://www.euring.org/about_euring/newsletter3/saurola.htm

- Simonov, E.A. & Dahmer, T.D. (eds.) 2008. Amur-Heilong River Basin Reader. Ecosystems Ltd. Hong Kong. Lokalisert 19.03.09 på:
http://amur-heilong.net/http/00_intro/amur_heilong_river_basin_reader.html
- Skattum, E. & Sonerud, G.A. 1973. Noen ornitologiske observasjoner fra myrer i Hedmark i 1971 og 1972. *Sterna* 12: 327-331.
- Skattum, E. & Sonerud, G.A. 1975. Litt om vierspurven i Hedmark. *Kornkråka* 6: 11-13.
- Snow, D.W. & Perrins, C.M. 1998. *The Birds of Western Palearctic: Concise Edition*. Oxford University Press, Oxford.
- Sonerud, G.A. & Bekken, J. 1979. Vierspurvens utbredelse i Norge og dens habitatvalg i Hedmark. *Vår Fuglefauna* 2: 78-85.
- Staaav, R. 1976. Videsparven i Sverige, utbredning och uppträdande under flyttningen. *Fauna och Flora* 71: 202-207.
- Steifetten, Ø. & Dale, S. 2006. Viability of an endangered population of ortolan buntings: The effect of a skewed operational sex ratio. *Biological Conservation* 132: 88-97.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas. Vår Fågelvärld, Supplement 31*, Stockholm.
- Swanberg, P.O. 1951. Till kännedomen om vissa fåglar i Lappland. *Fauna och Flora* 46: 11-29.
- Syvertsen, K. 1977. Populasjonsundersøkelser på bever i Norge. - s. 23-25 I: Lavsund (red.). *Nordiskt bäversymposium 1975. Skogshögskolan. Rapport 26/1977*.
- Tamada, K. 2006. Population change of grassland birds over ten years in Nakashibetsu, eastern Hokkaido. *Ornithological Science* 5: 127-131.
- Tittler, R., Fahrig, L. & Villard, M.A. 2006. Evidence of large-scale source-sink dynamics and long-distance dispersal among wood thrush populations. *Ecology* 87: 3029-3036.
- Tveit, B.O., Mobakken, G. & Bryne, O. 2004. Fugler og fuglafolk på Utsira. Utsira fuglestasjon.
- Ukkoen, M.U. & Väisänen, R.A. 1997. Rustic Bunting *Emberiza rustica*. - s. 754 I: Hagemeijer, E.J.M. & Blair, M.J. (eds.). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T. & A. D. Poyser, London.
- Väisänen, R.A. & Rauhala, P. 1983. Succession of land bird communities on large areas of peatland drained for forestry. *Annales Zoologici Fennici* 20: 115-127.
- Väisänen, R.A. 2006. Maalinnuston kannanvaihtelut Etelä - ja Pohjois-Suomessa 1983-2005 [Monitoring population changes of 86 land bird species breeding in Finland in 1983-2005]. *Linnut-Vuosikirja* 2005: 83-98. [på finsk]

- Verhulst, S. & Nilsson, J.-Å. 2008. The timing of birds' breeding seasons: a review of experiments that manipulated timing of breeding. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 363: 399-410.
- Østgård, J. 1987. Beverens ekspansjon og utbredelse i Norge i 1986. I: Nordisk beverseminar. Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernavdelingen. Rapport 1/1987.

APPENDIKS



Appendiks 1. Utbredelsen av bever (*Castor fiber*) i Hedmark og Nord-Trøndelag rundt 1975 (A) og i 1986 (B) etter Østgård (1987) og i Skandinavia i 1996 (C) etter Nolet & Rosell (1998) og i 2002 (D) etter Halley & Rosell (2002). Svart prikk symboliserer henholdsvis streifdyr og liten bestand i A og B mens gråfarge symboliserer stor bestand. Svart felt i C og D viser hvor beveren aldri ble utryddet. Lysegrå felt i C og mørkegrå felt i D symboliserer dagens utbredelse av eurasisk bever, mens lysegrå felt i D symboliserer dagens utbredelse av nordamerikansk bever.



Appendiks 2. Vierspurvens utbredelse i Europa på 1990-tallet etter Snow & Perrins (1998). Artens utbredelse i Hedmark og Oppland på dette tidspunkt er sterkt overdrevet, mens bestanden i Nord-Trøndelag var mer sammenhengende med den svenske enn hva kartet antyder.

Appendiks 3. Liste over personlige meddelelser referert til i oppgaven

Andersen, Guttorm - Akershus
Andersen, Truls Wexhal - Oslo
Bekken, Jon - LRSK Hedmark
Berg, Trond - NRK Hedmark og Oppland
Carlsson, Ulf T. - Värmland, Sverige
Edenius, Lars - Stora Fjäddereggs fågelstasjon, Umeå, Sverige
Ehrenroth, Björn - Värmland, Sverige
Fergus, Tharan - Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)
Gaarder, Geir - NOF Oppland
Günther, Morten - LRSK Finnmark
Hansson, Lars - Rrk Dalarna, Sverige
Sonerud, Geir Andreas - Professor, Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB)
Väisänen, Risto A. - Professor, Zoological Museum, Finnish Museum of Natural History
Værnesbranden, Per Inge - LRSK Nord-Trøndelag