

DET KGL. NORSKE VIDENSKABERS SELSKAB, MUSEET

rapport

ZOOLOGISK SERIE 1978-6

Fuglefaunaen i Kobbelvområdet,
Sørfold og Hamarøy kommuner.

Kvantitative og kvalitative
registreringer sommeren 1977

Kjetil Bevanger



Universitetet i Trondheim

K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1978-6

FUGLEFAUNAEN I KOBELVOMRÅDET, SØRFOLD
OG HAMARØY KOMMUNER. KVANTITATIVE OG
KVALITATIVE REGISTRERINGER SOMMEREN 1977

av

Kjetil Bevanger

Undersøkelsen er utført etter oppdrag
fra Direktoratet for Statskraftverkene

Universitetet i Trondheim
Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet
Trondheim, mars 1978

ISBN 82-7126-170-3

REFERAT

Bevanger, Kjetil. 1978. Fuglefaunaen i Kobbelvområdet, Sørfold og Hamarøy kommuner. Kvantitative og kvalitative registreringer sommeren 1977. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1978-6.*

Ved å benytte linje-flatetaksering, linjetaksering og gjennom kvalitative observasjoner, er det foretatt en kvantitativ og kvalitativ registrering av fuglefaunaen i Kobbelvområdet, samt gitt en beksrivelse av de avisosiologiske forholdene i dominerende vegetasjonstyper.

Totalt er 81 arter registrert i området, hvorav 85-90% antas å være hekkende. Et så vidt høyt artstall må ses i sammenheng med stor topografisk variasjon og vertikal gradient. Av de observerte artene kan ingen sies å være uventet i området.

Et verdiregnskap basert på følgende vernekategorier er satt opp: produktivitet og diversitet, funksjon, referanse-/typeområde, sjeldenhet, klassisk område/forekomst, nøkkelområde, tilstand, forskningsverdi og pedagogisk betydning. Verdivurderingen er basert på følgende antagelser (skala 1-5): 1) muligens en viss verdi, 2) av en viss verdi, 3) avgjort verdifullt, 4) av meget stor verdi, 5) av særdeles stor verdi, helt spesielle kvaliteter.

Vernekategoriene brukt ved vernevurderingen av Kobbelvområdet diskuteres. Spesielt blir diversitet og produktivitet brukt som mål på verneverdi, analysert. Verdiregnskapet for Kobbelv gir verdien 21. På grunn av manglende data fra relevante sammenligningsområder tas imidlertid forbehold om mindre justeringer av de vurderinger som er gitt i foreliggende rapport, når resultatene fra Hellembotn foreligger.

De planlagte reguleringsens virkning på fuglefaunaen vurderes. Sett under ett synes de ikke å ha avgjørende negative konsekvenser for områdets fuglefauna. Lokalt vil det oppstå ødeleggelser, særlig ved Veikvatnet.

Kjetil Bevanger, Universitetet i Trondheim, Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet, Zoologisk avdeling, N-7000 Trondheim.

INNHold

| | |
|--|----|
| REFERAT | |
| INNLEDNING | 7 |
| UNDERSØKELSESONRÅDET | 8 |
| Beliggenhet, utstrekning og topografi | 8 |
| Vegetasjon og geologi | 8 |
| Klima | 12 |
| LINJE-FLATETAKSERINGSFELTENE | 12 |
| Beliggenhet, topografi og vegetasjon | 12 |
| KVANTITATIVE REGISTRERINGER | 23 |
| Metoder | 23 |
| Resultater og diskusjon | 26 |
| KVALITATIVE REGISTRERINGER | 33 |
| DISKUSJON | 41 |
| Vurdering av ornitologiske verneverdier i Kobbelv .. | 41 |
| Kobbelvområdet og de enkelte vernekategoriene | 43 |
| Ornitologisk verneverdiregnskap for Kobbelv | 53 |
| Reguleringenes innvirkning på fuglefaunaen | 54 |
| SAMMENDRAG OG KONKLUSJON | 58 |
| LITTERATUR | 59 |

INNLEDNING

Etter oppdrag fra Direktoratet for Statskraftverkene, NVE, ble det sommeren 1977 foretatt kvantitative og kvalitative ornitologiske undersøkelser i det planlagte vasskraftutbyggingsområdet i Kobbelv. Målsettingen for undersøkelsene var å få et bredt bilde av fuglefaunaen, foreta en verne vurdering av denne og analysere hvilke konsekvenser en eventuell utbygging får for den eksisterende avifauna.

En avifaunistisk verne vurdering forutsetter både en kvantitativ og kvalitativ kunnskap om faunaen. For den kvantitative undersøkelsen ble det opprettet 5 linje-flatetakseringsfelt i ulike habitater, men som hver for seg var representative for karakteristiske naturtyper i området. Det kvalitative aspektet ble dekket gjennom linjetakseringer og ved å oppsøke områder av spesiell karakter som var antatt å være ornitologisk interessante.

Verne vurderingen av området er foretatt ved å betrakte Kobbelvområdet relativt isolert, hvilket er lite tilfredsstillende. Det tas forbehold om at enkelte av de vurderingene som gis i denne rapporten vil bli justert når resultatene fra Hellemobotn foreligger. De store trekk synes imidlertid på nåværende stadium å være klare.

Følgende personer har deltatt i feltarbeidet: Otto Frengen, Reidar Hindrum, Tor Kvam, Per Gustav Thingstad, Geir Vie og Kjetil Bevanger (faglig ansvarlig). Flere personer har dessuten bidratt med opplysninger om fugle- og dyrelivet i området.

Jeg vil herved takke de nevnte og unevnte personer for god hjelp. Takk rettes også til NVE for et godt teknisk samarbeide.

Undersøkelsene er i sin helhet finansiert av NVE.

UNDERSØKELSE SOMRÅDET

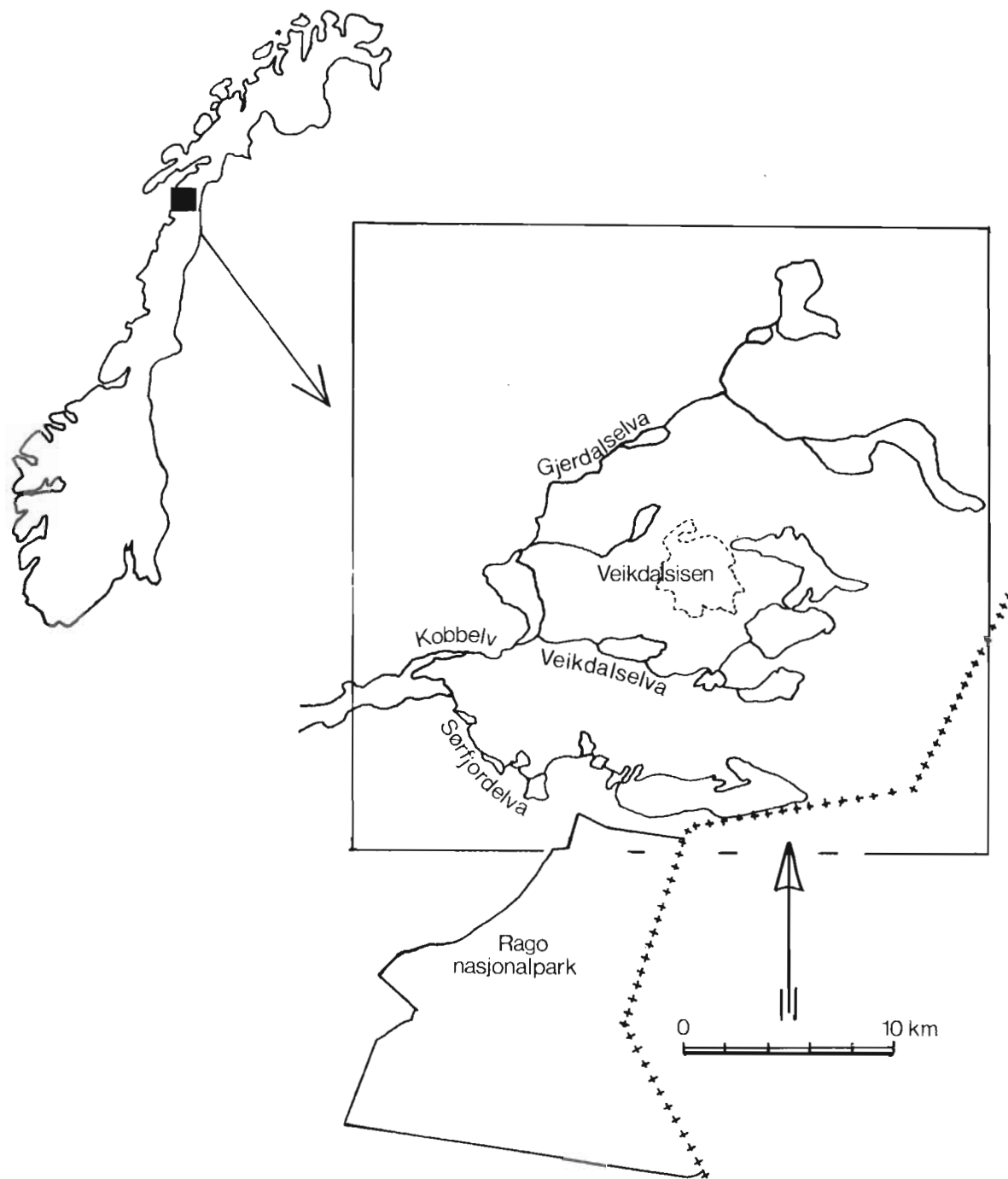
Beliggenhet, utstrekning og topografi

Undersøkellesområdet ligger i Sørfold og Hamarøy kommuner i Nordland fylke ($67^{\circ}30'-67^{\circ}50'$ og $43^{\circ}10'-43^{\circ}50'$ Ø) og omfatter de områder som drenerer ned i Kobbvatnet, dvs. nedslagsfeltet for Gjerdalselva og Veikdalselva samt nedslagsfeltet for Sørfjordelva (fig. 1). Gjerdalselva har sine kilder i Livsejáv'ri, Reinoksvatnet og Jorbba-jáv'ri. Den renner via Gjerdalsvatnet ned i nordenden av Kobbvatnet. Veikdalselva kommer fra Linnajáv'ri, renner via Fossvatnet ned i Øvre Veikvatnet hvor også vatnet fra Varreväjkajáv'ri drenerer. Fra Øvre Veikvatnet renner elva via Veikvatnet ut i sørøstenden av Kobbvatnet. Elva som munner ut ved Sørfjordmoen (Sørfjordelva) kommer fra Langvatnet og renner via Austervatnet, Kolbakvatnan og Sørfjordvatnet ut i Leirfjorden.

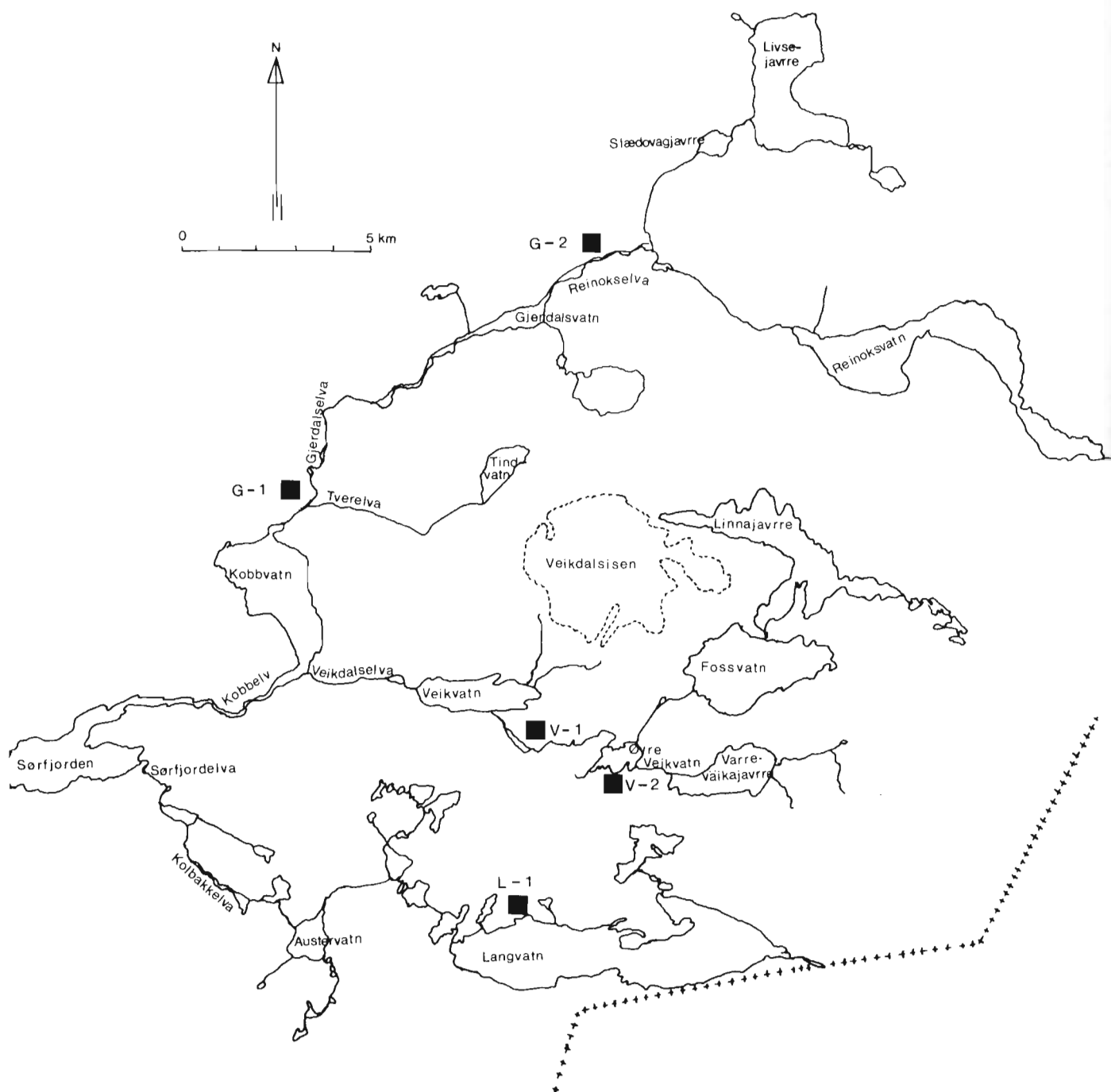
Områdets topografiske variasjon er betydelig. Innfallsportene, dalene som fører inn til de høyereliggende sjøene, er tildels svært trange og bratte og det kan være vanskelig å ta seg fram uten lokal-kunnskap om terrenget. Under sommersnøsmeltingen kan elvene være vanskelig å komme over. Terrenget omkring vatna er mange steder ulendt og vanskelig å forsere. De indre områdene domineres av 6 store sjøer (Livsejav'ri, Reinoksvatn, Linnajav'ri, Fossvatnet, Varreväjkajav'ri og Langvatnet) som ligger fra 600-700 m.o.h. Terrenget styrter ofte bratt ned i vatnet, ur og blokker gjør ferdsel så og si umulig. Generelt virker disse områdene golde og ugjestmilde. Kobbelv- og Sørfjordvassdraget har til sammen et nedslagsfelt på 393,3 km².

Vegetasjon og geologi

Bare i de nedre deler av Gjerdalen, Veikdalen og Sørfjorddalen finnes skog av betydning. Her kan bjørkeskogen tildels være frodig og rik. Forøvrig vokser noe furu i Nedre Gjerdal sammen med en del gran. I Øvre Veikdalen er det et fredet urskogsområde dominert av furu. De indre områdene har sparsom og stort sett fattig vegetasjon bortsett fra noen områder ved riksgrensa hvor det finnes kalkbergarter. For nærmere botanisk beskrivelse vises til Aune og Kjærem (in prep.).



Figur 1. Vassdragenes beliggenhet.



Figur 2. Kart over Kobbelvområdet som viser plasseringen av linje-
flatetakseringsfeltene. For nøkkel, se tabell 1.

Området er kartlagt geologisk av Rekstad (1930) og Foslie (1942). Arealmessig dominerer sur botngranitt, men enkelte steder finnes kambro-siluriske skifre, f. eks. ved sørenden av Kobbvatnet, på vestsida av Veikvatnet og de nedre delene av Sørfjordvassdraget. I Linnajáv'ri-feltet (øst for Linnajáv'ri - Varreväjkajáv'ri), finnes også metamorfe sedimentærbergarter med innslag av marmor, amfibolitt og ultrabasitt (serpentinitt).

Kvartære avsetninger og løsmasser finnes så og si ikke, bortsett fra noe i Gjerdalen, nedre deler av Sørfjordvassdraget, ved Livsejáv'ri og nord for Linnajáv'ri. Ved Kobbvatnet finnes noen marine avsetninger. Forøvrig er granittområdene preget av mye nakent berg (fig. 3).



Figur 3. Granittområdene i Kobbelv er preget av mye nakent berg og sparsomme kvartære avsetninger eller løsmasser.

Klima

Undersøkelsesområdet ligger i et suboseanisk klimaområde med en verdi for Kotilainens oseanitetsindeks (Kotilainen 1933) på ca. 50. Årsnedbøren ligger på ca. 1000 mm og midlere antall soltimer i perioden april-september er på mellom 1200 og 1300, men lokale variasjoner kan være av stor betydning (Lindroth 1949). Middelsestemperaturen i juli ligger på mellom 10 og 13°C (Lindroth 1949).

LINJE-FLATETAKSERINGSFELTENE

Det ble i alt oppmerket og taksert fem linje-flatetakseringsfelt. Disse er avmerket på fig. 2 med feltsymbolene. I tabell 1 finnes øvrige data over feltene. Vegetasjonskartlegging av feltene er foretatt av Aune og Kjærem.

Beliggenhet, topografi og vegetasjon

Nedre Gjerdal, G-1

Feltet er plassert like nord for Gjerelvmoen (fig. 4) og omfatter et relativt heterogent område nokså mye preget av kulturpåvirkning. I nord er det bl.a. merker etter tyskernes aktivitet under siste verdenskrig da det ble anlagt en jernbanetrasé i de nedre deler av dalen. Enkelte steder er det foretatt grøfting samt noe flate- og plukkhogst. Feltet passerer dessuten et plantefelt for gran (fig. 5).

Arealmessig dominerer blåbær- og småbregnebjørkeskog (fastmarkskoger). Enkelte av disse typene har busksjikt med bjørk og selje. Innslag av urterik bjørkeskog finnes også. Enkelte partier er å betrakte som røsslyng-blokkebearfuruskog. I nordenden er det dessuten relativt store områder med åpen fattigmyr med bjørk og/eller vierkratt (fig. 6).

Tabell 1. Data over linje-flatetakseringsfeltene i Kobbelv

| Takseringsfelt (symbol/navn) | G-1 | G-2 | V-1 | V-2 | L-1 |
|---|----------------------------|------------------------|----------------------|--|------------------------------------|
| | Nedre Gjerdal | Øvre Gjerdal | Veikdalen | Øvre Veikvatnet | Langvatnet |
| Habitat | Mosaikk, bjørk/furu/myr | Subalpin bjørkeskog | Furuskog (urskog) | Marginal fjell- bjørkeskog (Øvre subalpin) | Lavalpin fly (Øvre lavalpin) |
| Areal (ha) | 0,38 | 0,2 | 0,2 | 0,12 | 0,4 |
| Form (i meter) | 3800 x 100 | 2000 x 100 | 2000 x 100 | 1200 x 100 | 4000 x 100 |
| Høyde (m.o.h.), høyeste og laveste pkt. | 90-210 | 290-315 | 250-280 | 370 | 630-730 |
| Eksposisjon | Flatt/NØ | Flatt/SØ | Flatt/S | Flatt/NV | Flatt/S |
| UTM-referanse | WR4103 | WR4910 | WQ4897 | WQ5096 | WQ4792 |

Øvre Gjerdal, G-2

Feltet ligger i et subalpint bjørkeskogsområde. Nordenden er plassert omlag der elva fra Livsejáv'ri renner sammen med Reinokselva (fig. 7). Derfra strekker det seg nær elva i sørvestlig retning.

Området domineres av fastmarkskoger med blåbær- og småbregnebjørkeskog, men det er også betydelige innslag av krekling- og høgstaudebjørkeskog. Størrelsen på trærne varierer, men de er stort sett nokså lave. Stedvis finnes busksjikt med bjørk/vier og enkelte einerbusker. I nordøst er det fuktige partier (høgstarrsump) uten tresjikt (fig. 8). I sørlige halvdel er det enkelte områder med blokkmark og mindre bergskrenter.



Figur 4. Kobbvatnet med Gjerelvmoen i bakgrunnen. Pilen viser området for linje-flatetakseringsfeltet i nedre Gjerdal.



Figur 5. Utsikt mot vest fra vestsida av Gjerdalstinden. I bakgrunnen sees ett av granplantefeltene i nedre Gjerdal (tre mørke partier). Linje-flatetakseringsfeltet berører granskogen lengst til venstre.



Figur 6. Parti fra myrområdene som linje-flatetakseringsløypen i nedre Gjerdal passerer.



Figur 7. Oversiktsbilde av den nordøstlige del av linje-flatetakseringsfeltet i øvre Gjerdal. Elva til venstre i bildet (deler seg) kommer fra Livsejáv'ri og renner sammen med Reinokselva (i bakgrunnen).



Figur 8. Parti fra linje-flatetakseringsfeltet i øvre Gjerdal. Utsikt mot sørvest.

Veikdalen, V-1

Feltet er plassert i det fredete furuskogsområdet i Veikdalen og starter nær elva ca. 500 m sør for Veikvatnet (fig. 9). Terrenget er bratt og kupert med mindre rasmarker (råtagranitt) (fig. 10) og bekkeraviner. De siste 150 m mot øst ligger på et flatt blokkmarkområde ved elva.

Lav- og kreklingfuruskog dominerer. Mot øst domineres de siste 150-200 metrene av blåbærbjørkeskog (fig. 11). Busksjikt av furu og bjørk er stedvis godt utviklet.



Figur 9. Utsikt mot vest over furuskogsreservatet i øvre Veikdalen.



Figur 10. Parti fra linje-flatetakseringsfeltet i øvre Veikdalen.
"Rasmark" i "råtagranitten".



Figur 11. Østenden av linje-flatetakseringsfeltet i øvre Veikdalen
ender i et bjørkeskogsområde nær elva fra Øvre Veikvatnet.

Øvre Veikdalen, V-2

Feltet er plassert i den marginale bjørkeskogen på sørøstsida av Øvre Veikvatnet i svakt skrånende terreng (fig. 12). Blåbær-fuktbjørkeskog dominerer, men det er også forholdsvis store områder med røsslyng-fukthei, kreklinghei og blåbær-blålynghei. Det er dessuten innslag av åpen fattigmyr. Bjørketrærne er småvokst og står relativt spredt (fig. 13). Busksjikt med bjørk og rogn er stedvis godt utviklet. En del blokkmark.



Figur 12. Oversiktsbilde mot vest over linje-flatetakseringsfeltet på sørsida av Øvre Veikvatnet (jfr. pilen).



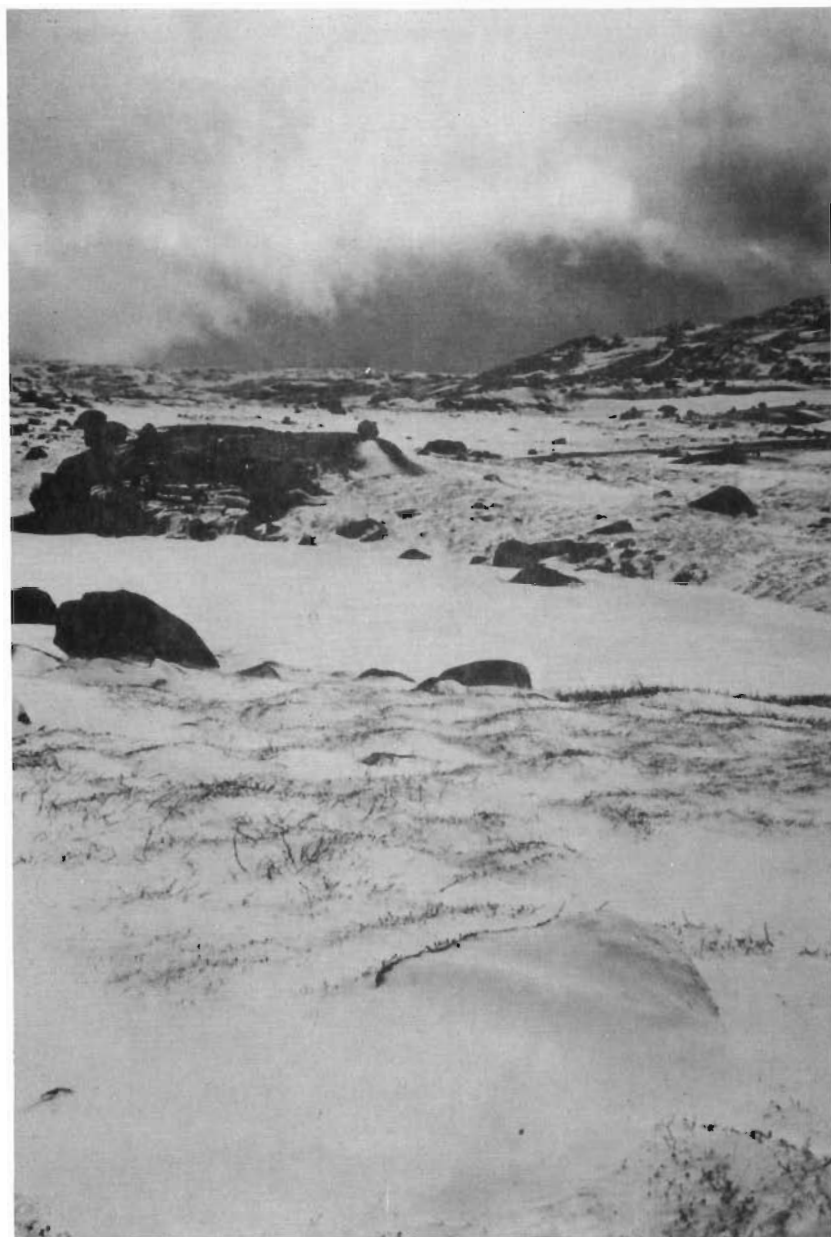
Figur 13. Parti fra linje-flatetakseringsfeltet i den marginale bjørkeskogen ved Øvre Veikvatnet.

Langvatnet, L-1

Feltet ligger på nordsida av Langvatnet (Gukkesjáv'ri) i den øvre halvdel av lavalpin region. Terrenget er overveiende flatt/småkupert og preget av flyttblokker (fig. 14 og 15). Vegetasjonen domineres av heisamfunn vekslende i krekling-, blåbær-, blålyng- og finntopp/stivstarrhei. Enkelte museøresnøleier samt spredte innslag med åpen fattigmyr med mattevegetasjon finnes dessuten.



Figur 14. Gukkesjáv'ri 7.7.1977. Utsikt mot øst over linje-flate-takseringsløypa. Heisamfunn med flyttblokker dominerer.



Figur 15. Gukkesjáv'ri 22.6.1977. Utsikt mot øst fra vestsida av vatnet. Værforholdene vanskeliggjorde takseringsarbeidet.

KVANTITATIVE REGISTRERINGER

Metoder

Slik takseringsmetoder for fugl systematiseres av Berthold (1976) kommer de som er brukt i Kobbelv inn under én hovedtype: optisk og/eller akustisk registrering. Under denne hører: a) prøveflatemetoder, b) linjetaksering og c) punkttaksering. I Kobbelv er en modifisering av kartmetoden (Enemar 1959) benyttet sammen med linjetaksering (Enemar og Sjøstrand 1967). Den modifiserte metoden er kalt linje-flatetaksering (Bevanger 1976). Takseringsfeltene blir ved denne metoden lagt ut som 100 m brede og opp til 5000 m lange felt. Oppmerkjingsarbeidet forenkles til nummererte signalbånd som plasseres i linje for hver 50. meter. Taksøren avgjør skjønnsmessig avstanden fra denne midtlinja til fuglene som observeres på hver side. Alle observasjoner inntil 50 m blir registrert.

I forbindelse med linje-flatetakseringen er to typer takseringsskjema utarbeidet. Ett benyttes der fuglesamfunnet har høy individtetthet. Dette er vanlig "kartskjema" over takseringsfeltet hvor observasjonene plottes inn og siden behandles manuelt ved bestandsestimeringen. Det andre, et dataskjema, benyttes ved lavere tettheter. Dette gir anledning til å samle langt flere opplysninger ved hver enkelt observasjon og behandlingen er rasjonell da den skjer vis EDB/SPSS.

Metoden går i korte trekk ut på at observatøren går gjennom det oppmerkete takseringsfeltet minimum 8 ganger i løpet av en viss periode (minimum to døgn) og plotter ned på et kart over feltet alle fugler med territorieindikerende atferd. I første rekke vil dette være syngende hanner. Stasjonære individer, dvs. individer som hevder og forsvarer et territorium, vil da bli observert omtrent på samme sted. Ved å føre alle plottinger fra alle takseringene av den enkelte art over på en nytt kart (artskart), vil det dannes en gruppe punkter ("punktsverm", cluster) der et individ forsvarer et territorium. Dermed er det mulig å estimere antall territorier for de enkelte artene pr. arealenhet.

Stort sett er metoden fulgt slik "The International Bird Census Committee" (IBCC) har foreslått (Svensson 1970). Kravet til at takseringsperiodens lengde skal være 14 dager, er imidlertid fraveket.

Dette skyldes bl.a. de klimatiske ustabile forhold som ofte finnes i nordlige og alpine strøk. I regelen er det ikke mulig å få en jevn taksering over 2 uker og det er derfor like hensiktsmessig å foreta takseringene i løpet av noen få dager når forholdene er gunstige. Det er dessuten dårlig utnyttelse av feltassistentenes arbeidskapasitet når disse blir bundet til et enkelt område i 14 dager.

En må imidlertid være klar over at enkelte arter kan bli oversett eller feilestimert på grunn av at takseringspunktet faller utenfor artens sangoptima. Men dette er en feil som det også må tas hensyn til ved en lengre takseringsperiode. Det er i alle tilfelle bare et øyeblikksbilde av den territoriale fuglebestanden som kan gis.

Kartmetoden (Enemar 1959) er vurdert av flere forfattere, f. eks. Hogstad (1966), Røv (1972), Slagsvold (1973 a og b), Best (1975), Berthold (1976) og Bevanger (1976), og nærmere diskusjon om metodiske problemer vil derfor ikke bli tatt opp her.

Opprinnelig var metoden utarbeidet med henblikk på bestandsestimering av mindre spurvefugl i skog. Metoden er imidlertid også benyttet til taksering av stasjonære populasjoner i alpine områder over skoggrensa (Alm et al. 1965 og 1966, Fremming og Slagsvold 1968, Moksnes 1973 og 1977, Bevanger 1976). Slik metoden presenteres av IBCC, synes den bare å kunne anvendes på "mindre spurvefugl hvis territoriale adferd danner et mønster som lar seg nedtegne for senere identifisering av territoriet". (Bevanger 1976). Oversikt over utførte linje-flatetakseringer er gitt i tabell 2.

I tillegg til linje-flatetakseringene, er det gått linjetakseringer. Metoden bygger vesentlig på Enemar og Sjøstrand (1967). Observatøren går sakte gjennom terrenget og noterer alle individer med territorieindikerende adferd i en avstand av ca. 50 m til hver side. Derved framkommer et mål for den relative tetthet (dominansen) innen et større areal da linjetakseringene vanligvis dekker et mer omfattende område. Resultatene er ment som et supplement til flatetakseringene og delvis som en kontroll på at prøvefeldene er lagt slik at disse gir et representativt bilde av områdets fuglefauna (Enemar 1963, Enemar et al. 1965).

Begrepet "derived density" (avledet tetthet), ble introdusert av Enemar og Sjøstrand (1970). Den avledete tettheten beregnes ved å multiplisere den relative tettheten fra linjetakseringene med den totale tettheten (alle arter) fra prøvefeldene. Dette blir gjort for

at feil med bakgrunn i metodiske svakheter ved linje- og prøveflate-takseringene, skal bli minst mulig. Observasjonene av sjeldne og sparsomt forekommende arter, vil f. eks. under flatetakseringene, for en stor del bero på tilfeldigheter. Dette får man til en viss grad kompensert for ved linjetakseringen i og med at et langt større areal dekkes enn ved flatetakseringen.

Ved linjetakseringene vil en forandring i dominansverdiene for en art bare være brukbar indeks til å registrere forandringer i populasjonen når samfunnets totale tetthet forblir konstant. Enemar og Sjøstrand (1967) peker imidlertid på at den ikke-stasjonære, "flytende", delen av populasjonen representerer en feilkilde av ukjent størrelse. Ved linjetaksering vil også denne noteres mens en ved flate-takseringen bare får inn den stasjonære bestanden.

En kan derfor gå ut fra at av de foreliggende estimatene gir den avledete tettheten det mest korrekte bestandsestimatet fordi der representerer en kombinasjon av den mest holdbare dominansverdi (fra linjetakseringene) og den sannsynligvis mest holdbare verdi fra flate-takseringene, nemlig den totale tettheten.

Tabell 2. Oversikt over utførte linje-flatetakseringer

| Takserings- periode | Felt | Antall takseringer | | | Totalt |
|------------------------|------|-------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|--------|
| | | Morgen- taksering (0300-0900) | Middags- taksering (0900-1600) | Kvelds- taksering (1600-2200) | |
| 12.6.-19.6. | G-1 | 6 | 1 | 3 | 10 |
| 26.6.-28.6. | G-2 | 6 | - | 4 | 10 |
| 1.7.- 4.7. | L-1 | 4 | 4 | 3 | 11 |
| 27.6.-30.6. | V-2 | 8 | - | 4 | 12 |
| 16.6.-19.6. | V-1 | 8 | - | 5 | 13 |

Resultater og diskusjon

Resultatene fra linje-flatetakseringene og linjetakseringene, er satt opp henholdsvis i tabell 3 og 4. Avledet tetthet er ikke regnet ut for Langvatnet og Øvre Veikvatnet på grunn av materialets størrelse. Linjetaksering i de indre og høyeste områdene var vanskelig på grunn av de dårlige værforholdene, men sannsynligvis også hensiktsløst da snøen de fleste steder lå randheil (jfr. fig. 14).

Linje-flatetakseringene

Nedre Gjerdal, G-1

Dette er utvilsomt det rikeste område sett fra et ornitologisk synspunkt. Den totale tettheten er større enn på de andre feltene og ikke i noen av de andre områdene er så mange arter observert, verken under linje-flatetakseringen eller de ordinære linjetakseringene. Dette skyldes mosaikken i vegetasjonen og den topografiske variasjon. Klimatisk er også dette et gunstig område.

Artssammensetningen er relativt tradisjonell med artene løvsanger, bjørkefink og gråsisik som dominerende. Samme avisosiologiske struktur er å finne i de fleste Fennoskandinaviske subalpine bjørkeskogstyper (jfr. Hogstad 1975). Til tross for innslag av furu og gran må fuglesamfunnene i Gjerdalen betraktes som tilhørende samfunnet *Phylloscopus trochilus* - *Fringilla montifringilla* på forbundsnivå (Bevanger 1977). I hvor stor grad rødstrupe er naturlig representert i dette samfunnet er usikkert, men skogplantingen som Statens Skoger har utført i området vil sannsynligvis virke positivt på arten. I fjellbjørkeskog med sterke innslag av furu, vil rødstjert komme inn som et vesentlig element og det er derfor naturlig å plassere disse samfunnene i et eget subforbund *Phylloscopus trochilus* - *Phoenicurus phoenicurus* (løvsanger - rødstjert subforbundet) (Bevanger 1977). At blåstrupe ikke er representert skyldes trolig høyden over havet.

Tettheten i fuglesamfunnet tyder på at området må betraktes som et oligotroft samfunn og vil ifølge Hogstads (1975) inndeling komme inn under kategorien "heibjørkeskog". Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på de store tetthetsfluktuasjonene som skjer i bl.a. spurvefuglsamfunnene. Spesielt er gråsisikpopulasjonene kjent for å svinge, (jfr. Enemar 1969, Hilden 1969, Braae 1975). Enemar (1969) nevner mulighetene av at fluktuasjonene hos arten kan settes i forbindelse med frøsetting hos bjørk.

Tabell 4. Antall registreringer (relativ tetthet) fra linjetakseringene i Kobbeiv. KOL = kolonier

| | Veikalen | Langvatnet | Livsejåv'ri - Reinoksvatn | Varrevåjkajåv'ri | Austervatnet - Sørfjordvatnet | Øvre Gjerdal | Sørfjordbotn | Kobbeiv - Kobbeivatnet | Nedre Gjerdal |
|---|------------|------------|------------------------------|------------------|----------------------------------|--------------|--------------|---------------------------|---------------|
| Løvsanger, <i>Phylloscopus trochilus</i> | 196 (49,0) | | | | 21 (23,9) | 179 (33,8) | 75 (23,5) | 74 (30,3) | 265 (30,6) |
| Bjørkefink, <i>Fringilla montifringilla</i> | 48 (12,0) | | | | 20 (22,7) | 90 (17,0) | 84 (26,3) | 58 (23,8) | 217 (25,0) |
| Sivspurv, <i>Emberiza caesia</i> | 13 (3,2) | | | | 1 (1,1) | 21 (4,0) | | 2 (0,8) | 17 (2,0) |
| Blåstrupe, <i>Luscinia svecica</i> | 24 (6,0) | | | | 6 (1,1) | 6 (1,1) | | | |
| Rødvingetrost, <i>Turdus iliacus</i> | 17 (4,2) | | | | 2 (2,3) | 23 (4,4) | 14 (4,4) | 10 (4,1) | 27 (3,1) |
| Gråsisik, <i>Acanthis flammea</i> | 28 (7,0) | | 3 (9,7) | 1 (5,0) | 10 (11,4) | 123 (23,3) | 31 (9,7) | 26 (10,7) | 134 (15,5) |
| Rødstjert, <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | 11 (2,7) | | | | 1 (1,1) | 3 (0,5) | | 4 (1,7) | 15 (1,8) |
| Strandsnipe, <i>Tringa hypoleucos</i> | 10 (2,5) | | | | 7 (8,0) | 9 (1,7) | 1 (0,3) | | 2 (0,2) |
| Jærnspurv, <i>Fringilla montifringilla</i> | 17 (4,2) | | | | 5 (5,7) | 8 (1,5) | 2 (0,6) | 14 (5,7) | 7 (0,8) |
| Måltrost, <i>Turdus philomelos</i> | 5 (1,2) | | | | 12 (2,3) | 12 (2,3) | 22 (6,9) | 11 (4,5) | 16 (1,9) |
| Heipiplerke, <i>Anthus pratensis</i> | 1 (0,3) | 3 (60,0) | 17 (54,8) | 6 (30,0) | 4 (4,5) | 15 (2,8) | | | |
| Ringtrost, <i>Turdus torquatus</i> | 1 (0,3) | | | | 8 (9,1) | 8 (1,5) | 1 (0,3) | KOL | 21 (2,4) |
| Gråtrost, <i>Turdus pilaris</i> | 2 (0,5) | | | | | | 49 (15,4) | | |
| Gjøkk, <i>Cuculus canorus</i> | 8 (2,0) | | | | | | | | |
| Trepiplerke, <i>Anthus trivialis</i> | 9 (2,2) | | | | 1 (1,1) | 12 (2,3) | 5 (1,6) | 1 (0,4) | 37 (4,3) |
| Hagefluesnapper, <i>Ficedula hypoleuca</i> | 2 (0,5) | | | | | 5 (1,0) | | 3 (1,2) | 18 (2,1) |
| Hagesanger, <i>Sylvia borin</i> | 1 (0,3) | | | | | | 7 (2,2) | 11 (4,5) | 6 (0,7) |
| Granmeis, <i>Parus montanus</i> | 3 (0,8) | | | | | 1 (0,2) | | 2 (0,8) | 3 (0,3) |
| Lirype, <i>Lagopus lagopus</i> | 3 (0,8) | | | | | 8 (1,5) | | 3 (0,3) | 3 (0,3) |
| Fossefall, <i>Cinclus cinclus</i> | 1 (0,3) | | | | | 2 (0,3) | | 1 (0,4) | 2 (0,2) |
| Snøspurv, <i>Plectrophenax nivalis</i> | | 1 (20,0) | 5 (16,1) | 3 (15,0) | | | | | |
| Fjellrype, <i>Lagopus mutus</i> | | 1 (20,0) | 4 (12,9) | 4 (20,0) | | | | | |
| Steinskivett, <i>Oenanthe oenanthe</i> | | | 2 (6,5) | 6 (30,0) | 2 (2,3) | 1 (0,2) | | | 2 (0,2) |
| Sandlo, <i>Charadrius hiaticula</i> | | | | | 1 (1,1) | | | | |
| Fjæreplytt, <i>Calidris maritima</i> | | | | | 2 (2,3) | | | | |
| Piplerker ubest., <i>Anthus</i> spp. | | | | | 1 (1,1) | | | | |
| Fiskenåke, <i>Larus canus</i> | | | | | 2 (2,3) | | | | |
| Rødstrupe, <i>Erithacus rubecula</i> | | | | | | | 7 (2,2) | 5 (2,1) | 19 (2,2) |
| Kjøttmeis, <i>Parus major</i> | | | | | | | 5 (1,6) | | 5 (0,6) |
| Haukugle, <i>Buteo ulula</i> | | | | | | | 2 (0,6) | | |
| Rugde, <i>Scolopax rusticola</i> | | | | | | | 4 (1,3) | | |
| Fjellvåk, <i>Buteo lagopus</i> | | | | | | 3 (6,6) | 1 (0,3) | 1 (0,4) | |
| Gjærdesmett, <i>Troglodytes troglodytes</i> | | | | | | | 1 (0,3) | 1 (0,4) | |
| Gråhegre, <i>Ardea cinerea</i> | | | | | | | 3 (0,9) | 1 (0,4) | 12 (1,4) |
| Sivsanger, <i>Acrocephalus scoenobaenus</i> | | | | | | | 1 (0,3) | 1 (0,4) | |
| Skjære, <i>Pica pica</i> | | | | | | | 4 (1,3) | 8 (3,3) | |
| Gransanger, <i>Phylloscopus collybita</i> | | | | | | | | 4 (1,7) | 1 (0,1) |
| Bokfink, <i>Fringilla coelebs</i> | | | | | | | | 2 (0,8) | 12 (1,4) |
| Kråke, <i>Corvus corone</i> | | | | | | | | 2 (0,8) | 1 (0,1) |
| Gulerie, <i>Motacilla flava</i> | | | | | | | | 2 (0,8) | |
| Grønnsisik, <i>Carduelis spinus</i> | | | | | | | | 2 (0,8) | |
| Dompap, <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | | | | | | | | 2 (0,8) | 7 (0,8) |

tabell 4 forts.

| | Velkålen | Langvatnet | Livsejåv'ri - Reinoksvatn | Varrevåjkaåv'ri | Austervatnet - Sørfjordvatnet | Øvre Gjerdal | Sørfjordbotn | Kroken - Kobvatnet | Nedre Gjerdal |
|---|-------------|------------|------------------------------|-----------------|----------------------------------|--------------|--------------|-----------------------|---------------|
| Ravn, <i>Corvus corax</i> | | | | | | | | | 2 (0,2) |
| Dvergalk, <i>Falco columbarius</i> | | | | | | | | | 1 (0,1) |
| Låvesvale, <i>Hirundo rustica</i> | | | | | | | | | 1 (0,1) |
| Buskskvett, <i>Saxicola rubetra</i> | | | | | | | | | 4 (0,5) |
| Gulspurv, <i>Emberiza citrinella</i> | | | | | | | | | 1 (0,1) |
| Ringdue, <i>Columba palumbus</i> | | | | | | | | | 1 (0,1) |
| Grå fluesnapper, <i>Muscicapa striata</i> | | | | | | | | | 7 (0,8) |
| Fuglekonge, <i>Regulus regulus</i> | | | | | | | | | 1 (0,1) |
| ----- | | | | | | | | | |
| Totalt antall registreringer | 400 (100,0) | 5 (100,0) | 31 (100,0) | 20 (100,0) | 88 (100,0) | 529 (100,0) | 319 (100,0) | 244 (100,0) | 867 (100,0) |
| Antall arter registrert | 20 | 3 | 5 | 5 | 15 | 19 | 20 | 24 | 32 |
| Antall minutter taksert | 888 | 276 | 210 | 165 | 178 | 798 | 266 | 290 | 926 |

Det er gjort mange forsøk på å klarlegge årsakene til disse fluktuasjonene i spurvefuglbestandene i bl. a. den fennoskandiske subalpine bjørkeskogen (f. eks. Enemar 1966). Minimumsstørrelsen hos de rugende spurvefuglpopulasjonene i et område (inventert over en tiårsperiode), kan enkelte år innen samme periode fordobles (Enemar 1966). Undersøkelser fra en subalpin heibjørkeskog ved Røros (Selboe pers. medd.) over en 8-årsperiode, viser at høyeste totalbestand av spurvefugl var på 201 territorier pr. km² (1968) mens den laveste var på 109 (1972). Sett på denne bakgrunn er det av stor viktighet at en undersøkelse som har til formål å skaffe tilveie opplysninger om den kvantitative spurvefuglbestanden strekker seg over flere år. Data som ikke bygger på flerårige inventeringer må derfor betraktes med relativt stor grad av usikkerhet. Men det synes likevel forsvarlig å foreta en grov klassifisering av de ulike fuglesamfunn i kategorier som oligo-, meso- og autotrofe.

For at verneverdien til et område skal kunne bedømmes, er det behov for referanseområder. Imidlertid er vi fremdeles i den situasjon at det er få steder å sammenligne med på grunn av manglende opplysninger. Enda mer komplisert blir dette med de kravene som må stilles til referanseområdene. Forenklet kan en si at aktuelle sammenligningsområder må ha de samme hovedtrekk hva vegetasjon og topografi angår, høyden over havet må være noenlunde lik og beliggenhet med hensyn til breddegrad må også være innen visse rimelige grenser. Dette er viktig bl.a. på grunn av klimaets betydning for fuglefaunaen (jfr. Bevanger 1976).

Øvre Gjerdal, G-2

På grunn av høyden over havet og relativt liten variasjon i vegetasjon og topografi, blir artssammensetningen i dette samfunnet mer lik "standard". Blåstrupe kommer igjen inn, likedan heipiplerke. Dette var ventet på grunn av breddegraden. Heipiplerka går naturlig inn i store deler av den subalpine bjørkeskogen i Nord-Norge, og "forekommer helt regelmessig inne i bjørkeskogene, selv hvor trærne er temmelig høye (ca. 7 m) og står tett" (Haftorn 1971). Det er derfor naturlig å føre disse nordlige fjellbjørkeskogene til en egen assosiasjon, *Phylloscopus trochilus* - *Anthus pratensis* (løvsanger - heipiplerkeassosiasjonen) under subforbundet løvsanger - blåstrupe (*Phylloscopus trochilus* - *Luscinia svecica*) (Bevanger 1977).

Med en tetthet på vel 100 territorier pr. km² er det å regne som en oligotrof type. Relativt lav tetthet av bjørkefink skyldes sannsynligvis at takseringen er foretatt utenom sangoptima og følgelig er populasjonen underestimert. Hele Kobbelvområdet synes å ha hatt en stor bestand av gråsisik i 1977, og spesielt tallrik var den i Øvre Gjerdal.

Veikdalen, V-1

Furuskogen i feltet er glissen og har et sterkt innslag av bjørk og enkelte andre lauvtre. Dette gir seg tydelig utslag i fuglefaunaen, og er sannsynligvis en vesentlig årsak til at løvsangeren dominerer i så stor grad. Forøvrig er det grunn til å tro at bjørkefinkpopulasjonen også på dette feltet er noe underestimert. Interessant var det av rødstrupen hadde en relativt dominerende rolle i samfunnet. Arten er utvilsomt et naturlig element her. Det synes derfor aktuelt å beskrive dette samfunnet på assosiasjonsnivå under *Phylloscopus trochilus* - *Phoenicurus phoenicurus* (løvsanger - rødstjertsforbundet) med rødstrupe som skilleart: *Phylloscopus trochilus* - *Erithacus rubecula* (løvsanger - rødstrupeassosiasjonen).

Også dette området må på grunnlag av tettheten i samfunnet betraktes som et oligotroft område rent produksjonsmessig.

Øvre Veikvatnet, V-2

Feltet representerer en "marginal" bjørkeskog, og følgelig er antall arter også sterkt redusert. At bjørkefink ikke er registrert som territoriell skyldes sannsynligvis som tidligere nevnt at takseringen ikke har falt sammen med sangoptima hos arten. Ellers er det grunn til å bemerke at både heipiplerke og blåstrupe kommer inn med full tyngde. Området blir derfor å klassifisere som *Phylloscopus trochilus* - *Luscinia svecica* (Bevanger 1977), dvs. løvsanger - blåstrupeforbundet.

Over 90 territorier pr. km² er relativt overraskende høg tetthet i et så margint og oligotroft område. Gunstige lokalklimatiske forhold er sannsynligvis noe av forklaringen på dette.

Langvatnet

Områdene langs Langvatnet kan ornitologisk klassifiseres til heisamfunnet *Anthus* (Bevanger 1977), og det takserte området vil på forbundsnivå tilhøre *Plectrophenax nivalis* - *Lagopus mutus* (Bevanger

1977), dvs. snøspurv-fjellrypeforbundet. At gråsisik er registrert som territoriell i området må sees i sammenheng med en generell høg tetthet av arten i hele Kobbelvområdet. Under slike forhold er det sannsynlig at en del individer trekker inn i mindre optimale områder på grunn av populasjonstrykket. Relativt sen avsmelting i disse høyereliggende områdene gjorde at enkelte arter som nok kan ventes å ha tilhold her, ikke ble observert. Dette gjelder i første rekke noen vadere, f. eks. heilo, bolitit, fjæreplytt, temmincksnipe og sandlo.

Generelt kan sies at disse høyereliggende, indre områdene er særdeles fattige sett fra et ornitologisk og produksjonsmessig synspunkt. Dette må selvsagt sees i sammenheng med de ekstreme klimatiske forholdene og den korte vekstsesongen.

Linjetakseringene

Under linjetakseringene er det tilsammen registrert 52 arter. Dette skyldes at linjetakseringene dekker et langt større areal enn linje-flatetakseringene. Et slikt mangfold av områder representerer også større variasjon i habitater. Stenøke (stedbundne) arter som er knyttet til bestemte økologiske forhold vil dermed ha større sjanse til å bli registrert. Hvis resultatene fra linje-flate- og linjetakseringene viser stor uoverensstemmelse, f. eks. med hensyn til antall arter registrert og relativ tetthet, kan det tyde på at linje-flatetakseringsfeltet arealmessig er for lite, eller at det er plassert slik at de representerte habitatene ikke er representative for det øvrige området. Ut fra de foreliggende data synes det som feltene i Veikdalen og Øvre Gjerdalen med fordel kunne vært større. I grove trekk må resultatene imidlertid sies å stemme overens.

Ved linjetaksering vil det vanligvis ikke bli tatt hensyn til om taksøren krysser områder som plantesosiologisk (og avisosiologisk) hører til eutrofe/oligotrofe forbund eller assosiasjoner. Ofte vil en zoolog ikke ha stor nok botanisk kunnskap til å skille de ulike vegetasjonstypene. Resultatene fra linjetakseringene er med andre ord en relativt ukontrollert sum av fuglefaunaen i en landskapsmosaikk. Linje-flatetakseringsfeltene vil derimot kunne gi et langt mer kontrollert tverrsnitt og bilde av faunaen innen et definert område. Dette forutsetter at en botaniker foretar vegetasjonskartlegging av de takseringsstripene som er oppmerket for fugletaksering - hvilket er gjort i Kobbelv.

KVALITATIVE REGISTRERINGER

Tabell 5 gir en oversikt over alle arter observert i undersøkelsesområdet. Totalt er 81 arter registrert, hvilket må ansees for å være et relativt høyt tall innenfor et så vidt begrenset område så langt nord. Årsaken til dette må sees i sammenheng med den topografiske variasjonen og den store vertikale gradienten - fra sjø til høgfjell. Av disse 81 artene antas at 85-90% er hekkefugl, mens de øvrige er å betrakte som mer eller mindre tilfeldige gjester.

Ingen av de artene som er observert kan sies å være uventet i området. At en art som jaktfalk er representert er av spesiell ornitologisk interesse. Av sikkerhetsmessige grunner vil det ikke bli gitt nærmere opplysninger om rovfugllokalitetene i Kobbelv i foreliggende rapport. Forøvrig vises til Kommentar til artslista.

Tabell 5. Oversikt over fuglearter observert i undersøkelsesområdet.

- H = påvist hekkende ved funn av reir eller unger.
h = gjentatte observasjoner eller spesiell adferd sannsynliggjør hekking.
+++ = forekommer tallrikt.
++ = forekommer regelmessig, men relativt fåtallig.
+ = forekommer sporadisk og fåtallig.
- = forekommer sjelden eller tilfeldig (mindre enn tre observasjoner).
G1 = Nedre Gjerdal (med Gjerelvmoen og Kobbvatnet).
G2 = Øvre Gjerdal.
V = Veikdalen
S = Sørfjordbotn - Austervatnet
K = Kroken - Kobbvatnet
I = Indre områder (Livsejav'ri - Reinoksvatnet - Varrevåjkajav'ri - Langvatnet).

| | G1 | G2 | V | S | K | I |
|---|------|------|------|------|------|-----|
| Smålom, <i>Gavia stellata</i> | | | | | | + |
| Storlom, <i>Gavia arctica</i> | h++ | h++ | + | | | |
| Gråhegre, <i>Ardea cinera</i> | h+ | | | | | |
| Gås ubest., <i>Anser/Branta</i> sp. | - | | | | | |
| Krikkand, <i>Anas crecca</i> | + | h++ | | | | |
| Toppand, <i>Aythya fuligula</i> | - | | | | | |
| Svartand, <i>Melanitta nigra</i> | | | + | | | |
| Havelle, <i>Clangula hyemalis</i> | h++ | | + | | | |
| Kvinand, <i>Bucephala clangula</i> | | | h+ | | | |
| Siland, <i>Mergus serrator</i> | h+ | | + | | ++ | |
| Laksand, <i>Mergus merganser</i> | | | h+ | | | |
| Fjellvåk, <i>Buteo lagopus</i> | | H++ | ++ | + | H++ | |
| Kongeørn, <i>Aquila chrysaetos</i> | | | h+ | | | |
| Jaktfalk, <i>Falco rusticolus</i> | | | H+ | | | |
| Dvergfalk, <i>Falco columbarius</i> | H++ | - | H++ | | | |
| Lirype, <i>Lagopus lagopus</i> | h+++ | h+ | h++ | | | |
| Fjellrype, <i>Lagopus mutus</i> | | h++ | h++ | | | h++ |
| Orrfugl, <i>Lyrurus tetrix</i> | h+ | | | H++ | | |
| Storfugl, <i>Tetrao urogallus</i> | h++ | | | | | |
| Sandlo, <i>Charadrius hiaticula</i> | h++ | h++ | h++ | | | H++ |
| Heilo, <i>Pluvialis apricaria</i> | | | h+ | | | |
| Temmincksnipe, <i>Calidris temminckii</i> | | | | | | H++ |
| Fjæreplytt, <i>Calidris maritima</i> | | | | + | | H++ |
| Rødstilk, <i>Tringa totanus</i> | h+ | | | h+ | H+ | |
| Strandsnipe, <i>Tringa hypoleucos</i> | h+++ | h+++ | h+++ | h+++ | h++ | |
| Storspove, <i>Numenius arquata</i> | | | | | - | |
| Småspove, <i>Numenius phaeopus</i> | | | | | - | |
| Rugde, <i>Scolopax rusticola</i> | h++ | | | h++ | | |
| Svømmesnipe, <i>Phalaropus lobatus</i> | h+ | | | | | |
| Tyvjo, <i>Stercorarius parasiticus</i> | + | | | | + | |
| Hettemåke, <i>Larus ridibundus</i> | + | | | | ++ | |
| Gråmåke, <i>Larus argentatus</i> | - | | | | - | |
| Fiskemåke, <i>Larus canus</i> | h+++ | h++ | h++ | H++ | h+++ | H+ |
| Makrellterne, <i>Sterna hirundo</i> | ++ | | | | ++ | |
| Ringdue, <i>Columba palumbus</i> | h++ | | | | | |

tabell 5. forts.

| | G1 | G2 | V | S | K | I |
|--|------|------|------|------|------|-----|
| Gjøk, <i>Cuculus canorus</i> | h++ | h++ | h++ | | | |
| Haukugle, <i>Surnia ulula</i> | | | | H+ | | |
| Tårnseiler, <i>Apus apus</i> | + | | | | | |
| Sandsvale, <i>Riparia riparia</i> | H | | | | | |
| Låvesvale, <i>Hirundo rustica</i> | h++ | | | | | |
| Taksvale, <i>Delichon urbica</i> | h++ | | | | | |
| Trepiplerke, <i>Anthus trivialis</i> | h+++ | h++ | h++ | h+ | H++ | |
| Heipiplerke, <i>Anthus pratensis</i> | | H++ | h++ | | | h++ |
| Såerle, <i>Motacilla flava thunbergi</i> | - | | | | - | |
| Linerle, <i>Motacilla alba</i> | h++ | h+ | h+ | | | - |
| Varsler, <i>Lanius excubitor</i> | | | | H+ | | |
| Stær, <i>Sturnus vulgaris</i> | H++ | | | | | |
| Skjære, <i>Pica pica</i> | H++ | | | h++ | h++ | |
| Kråke, <i>Corvus corone</i> | H+++ | h++ | | | h++ | |
| Ravn, <i>Corvus corax</i> | ++ | h++ | h++ | h++ | | h++ |
| Fossefall, <i>Cinclus cinclus</i> | | h++ | h++ | | h++ | |
| Gjerdesmett, <i>Troglodytes troglodytes</i> | | | | | h+ | |
| Jernspurv, <i>Prunella modularis</i> | h+++ | h+++ | h+++ | h+++ | h+++ | |
| Sivsanger, <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> | h+++ | | | h++ | h++ | |
| Hagesanger, <i>Sylvia borin</i> | h++ | | h+ | h++ | h+++ | |
| Løvsanger, <i>Phylloscopus trochilus</i> | H+++ | H+++ | H+++ | H+++ | H+++ | |
| Gransanger, <i>Phylloscopus collybita</i> | | | | h++ | h++ | |
| Fuglekonge, <i>Regulus regulus</i> | h++ | | | | | |
| Hagefluesnapper, <i>Ficedula hypoleucos</i> | h+++ | h++ | h++ | | h++ | |
| Grå fluesnapper, <i>Muscicapa striata</i> | h++ | | | | | |
| Buskskvett, <i>Saxicola rubetra</i> | h++ | + | | | | |
| Steinskvett, <i>Oenanthe oenanthe</i> | ++ | h+++ | h+++ | h++ | | h++ |
| Rødstjert, <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | h+++ | h++ | h+++ | h++ | | |
| Rødstrupe, <i>Erithacus rubecula</i> | h+++ | | | H++ | h++ | |
| Blåstrupe, <i>Luscinia svecica</i> | | h++ | h+++ | | | - |
| Gråtrost, <i>Turdus pilaris</i> | H+++ | H+++ | h+ | H+++ | H+++ | |
| Ringtrost, <i>Turdus torquatus</i> | h++ | | h++ | h++ | | |
| Svarttrost, <i>Turdus merula</i> | | | | | + | |
| Rødvingetrost, <i>Turdus iliacus</i> | H+++ | H+++ | h+++ | h+++ | h+++ | |
| Måltrost, <i>Turdus philomelos</i> | H+++ | H+++ | h++ | h+++ | h+++ | |
| Granmeis, <i>Parus montanus</i> | h++ | h++ | h++ | h++ | h++ | |
| Kjøttmeis, <i>Parus major</i> | h++ | | | H++ | H++ | |
| Gråspurv, <i>Passer domesticus</i> | H++ | | | | | |
| Bokfink, <i>Fringilla coelebs</i> | h++ | | | h+ | h++ | |
| Bjørkefink, <i>Fringilla montifringilla</i> | H+++ | H+++ | H+++ | h+++ | h+++ | |
| Grønnsisik, <i>Carduelis spinus</i> | h++ | | | | h++ | |
| Gråsisik, <i>Acanthus flammea</i> | h+++ | H+++ | h+++ | h+++ | h+++ | + |
| Dompap, <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | h+++ | | | | | |
| Gulspurv, <i>Emberiza citrinella</i> | h++ | | | | | |
| Sivspurv, <i>Emberiza scoeniclus</i> | h+++ | H+++ | h+++ | h+ | h+ | |
| Snospurv, <i>Plectrophenax nivalis</i> | | h++ | h++ | | | h++ |
| Antall arter i de ulike områder | 59 | 31 | 38 | 30 | 30 | 13 |
| Totalt antall arter | | | | | | 81 |

Nomenklatur ifølge Haftorn (1971). Unntak: hegre = gråhegre, tårnsvale = tårnseiler, svarthvit fluesnapper = hagefluesnapper (se Ree 1976).

Kommentar til artslista

Smålom (*Gavia stellata*). "I strandlinjene langs de høyere-
liggende vann treffer en på et fåtallig antall fuglearter -- av lommer
finnes smålom og storlom, disse arter hekker i de mindre tilstøtende
vann, storlommen fisker i de store vannene, mens smålommen trekker til
sjøen. -- En del mindre vatn har tilknytning til Langvatn, og i noen
av disse hekker smålom." (Misund 1976). Arten ble ikke observert av
oss.

Storlom (*Gavia arctica*). Se kommentar til smålom. Obs.
regelmessig i Gjerdalsvatnet (maks. 3 ind. den 30.6.). Forøvrig ett
ind. i det lille vatnet NV for Jorbbajáv'ri 29.6. og 1.7. Obs. i
Kobbvatnet: 3 ind. 13.6., 2 ind. 14.6., 1 ind. 16.6. og 2 ind. 17.6.
Ett ind. i Veikvatnet 12.6.

Gråhegre (*Ardea cinerea*). Ett ind. i elvelonet på Gjerelv-
moen. 2 ind. i flukt over Gjerelvmoen samme dag - 16.6. Ett ind. ved
Laksvatnet 18.6. og ett ved Kobbvatnet 4.7.

Gås ubest. (*Anser/Branta* sp.). 3 ind. obs. på isen på
Kobbvatnet 4. eller 5.6.1977 (M. Alfheim pers. medd.)

Krikkand (*Anas crecca*). Obs. flere ganger i øvre og nedre
Gjerdalen.

Toppand (*Aythya fuligula*). En hann i myrtjernet mellom hytta
til Statens Skoger og Gjerdalsvatnet den 14.6.

Svartand (*Melanitta nigra*). 3 hunner i Veikvatnet i perioden
16.-19.6.

Havelle (*Clangula hyemalis*). Ett par i lonet i øvre Veikdalen
10.6. Ca. 40 ind. i Kobbvatnet i vår (1977) (M. Alfheim pers. medd.).
Ett par i Kobbvatnet 16. og 17.6.

Kvinand (*Bucephala clangula*). En hunn sett i Veikvatnet 10.6.

Siland (*Mergus serrator*). "I Kobbvatn fantes flere par
siland, dette er den vanligste fiskeand i Salten." (Misund 1976). En
hann i Kobbvatnet 7.6., 2 ind. samme sted 14.6. Ett par i øvre Veikvatn
27.6.

Laksand (*Mergus merganser*). En hunn i Veikvatnet 10.6.

Fjellvåk (*Buteo lagopus*). Relativt stor bestand, flere reir-
funn ble gjort.

Kongeørn (*Aquila chrysaetos*). Ifølge lokalbefolkningen er arten vanlig i området, men synes å ha gått tilbake endel i de senere år. Ett ind. (juv.?) observert 13.6.

Jaktfalk (*Falco rusticolus*). Det ble gjort reirfunn av arten 10.6.

Dvergfalk (*Falco columbarius*). Ett ind. obs. 9.5. i øvre Gjørdalen. En obs. i prøvefeltet (G-2) 3.7. og én ved Gjørdalsvatnet 4.7. Reirfunn ved Veikvatnet.

Lirype (*Lagopus lagopus*). "I traktene rundt Kautulus er det fint jaktterreng for skog- og fjellrype som søker hit opp høst og vinter fra nedenforliggende områder. -- Fjellområdene SYD av Austerelv er fint område for hekking av orrfugl, rugde og rype, og har betydning for beite under vintertrekk av rype." (Misund 1976). Obs. 480 m.o.h. ved Reinokselva 10.5. Sommertakseringene ga inntrykk av en jevn bestand i de skogbevokste områdene.

Fjellrype (*Lagopus mutus*). Se kommentar for lirype. Tilsynelatende bra bestand i de høyereliggende blokkmarkområdene, f. eks. ved Langvatnet.

Orrfugl (*Lyrurus tetrix*). Se kommentar for lirype. Noen få obs. i Nedre Gjørdal.

Storfugl (*Tetrao urogallus*). Flere obs. i nedre Gjørdal. Plantefeltene for gran har sannsynligvis en positiv effekt for bestanden av orrfugl og storfugl.

Sandlo (*Charadrius hiaticula*). Relativt vanlig enkelte steder ved Kobbvatnet, Gjørdalsvatnet og Varreväjkajáv'ri. Misund (1976): Slädovagjav'ri: "På SYD-siden ligger en sandbanke som strekker seg 50-60 m ut i vannet, her er hekkeplass for noen sandlopar. --- Reinoksvatn: På enkelte av de grasklette nessene som stikker ut i vannet, hekker flere par sandlo som var den vanligste fuglen i området. Reinoksvatn, fra første innsnevring fra ØST mot de mindre vatn i ØST --- vanlig hekkefugl, flere par med unger obs. fra flyvedyktig til noen få dager gamle 31.7.1972." Misund (1976) angir også tre hekkende sandlopar ved Livsejav'ri.

Heilo (*Pluvialis aprivaria*). Kun én obs.; ved turistløypa mellom Langvatn og Sørfjorden den 12.7.

Temmincksnipe (*Calidris temminckii*). Slådovagge: "De to mindre vann ligger i et blokkmarksområde, og er meget næringsfattige. Det eneste å bemerke her er et noe uvanlig hekkested for temmincksnipe, som holder til på det fuktige eide mellom vannene" (Misund 1976). Arten ble ikke obs. av oss.

Fjæreplytt (*Calidris maritima*). Obs. ved Austervatnet 22.6. Misund (1976) angir to hekkende par ved Livsejav'ri. Han sier forøvrig at "noen få par fjæreplytt" er å finne i "strandlinjene langs de høyere-liggende vann".

Rødstilk (*Tringa totanus*). Ett ind. obs. på myrene nedenfor Kolbakkvatna, dessuten ved Kobbvatnet. Reir ved butikken i Kroken. Ikke obs. i fjellet.

Strandsnipe (*Tringa hypoleucos*). Arten vanlig i hele området bortsett fra i høyereliggende, indre strøk.

Storspove (*Numenius arquata*). Obs. ved butikken i Kroken.

Småspove (*Numenius phaeopus*). Obs. ved butikken i Kroken.

Rugde (*Scolopax rusticola*). Noen få obs. i nedre Gjerdal. Se forøvrig kommentar til lirype.

Svømmesnipe (*Phalaropus lobatus*). 8 ind. obs. i Kobbvatnet ved Gjerelvmoen 9.6.

Tyvjo (*Stercorarius parasiticus*). Obs. ved butikken i Kroken. 2 ind. obs. over Kobbvatnet 23.6.

Hettemåke (*Larus ridibundus*). Vanlig i lite antall ved Kobbvatnet.

Gråmåke (*Larus argentatus*). Ett ind. obs. ved Kobbvatnet 23.6.

Fiskemåke (*Larus canus*). Vanlig ved Kobbvatnet og i Kroken. Maks. antall ind. reg. ca. 40 (den 16.6.). Treffes spredt, men regelmessig også i de høyereliggende og indre områdene. Fiskemåkeunger reg. i Sørfjordbotn.

Makrellterne (*Sterna hirundo*). Vanlig, men fåtallig ved Kobbvatnet og i Kroken.

Ringdue (*Columba palumbus*). Vanlig, men fåtallig i de nedre deler av Gjerdalen. Granplantefeltene synes av betydning for artens tilstedeværelse. Dette stemmer godt med Haftorns (1971) vurdering av artenes utbredelse.

Gjøk (*Cuculus canorus*). Obs. spredt i bjørkeregionen i hele undersøkelsesområdet.

Haukugle (*Surnia ulula*). Ett ind. obs. i lia S for Veikvatnet 18.6. Utfløyet kull obs. ved butikken i Kroken 23.6.

Tårnseiler (*Apus apus*). Flere ind. i blandet flokk med taksvale og låvesvale ved Kobbskarmoen 16.6.

Sandsvale (*Riparia riparia*). Hekket tidligere i sandvoll ved utløpet av Gjerdalselva (M. Alfheim pers. medd.). Ikke obs. av oss.

Låvesvale (*Hirundo rustica*). Flere obs. i nedre Gjerdal.

Taksvale (*Delicon urbica*). Flere obs. i nedre Gjerdal.

Trepiplerke (*Anthus trivialis*). Vanlig i skogsområdene i hele undersøkelsesområdet.

Heipiplerke (*Anthus pratensis*). Forekommer vanlig, men spredt fra øvre deler av bjørkebeltet og innover de høyereliggende områdene.

Såerle (*Motacilla flava thunbergi*). En obs. ved Gjerelvmoen. Ett par obs. ved veien mellom Kobbvatnet og Kroken 7.7. Ett par ved Kobbvatnet 14.7.

Linerle (*Motacilla alba*). Forekommer spredt, men vanlig i hele undersøkelsesområdet. Misund (1976) observerte sogar arten ved de østlige deler av Reinoksvatnet 31.7.1972.

Varsler (*Lanius excubitor*). Ett kull obs. med min. to juv. ved det nederste Kolbakkvatnet 12.7.

Stør (*Sturnus vulgaris*). Hekker vanlig ved bebyggelsen i hele området.

Skjære (*Pica pica*). Vanlig ved bebyggelsen.

Kråke (*Corvus corone*). Vanlig i hele undersøkelsesområdet.

Ravn (*Corvus corax*). Spredte obs. fra hele området også fra de indre og høyereliggende strøk.

Fossefall (*Cinclus cinclus*). Vanlig ved vassdrag i hele området.

Gjerdesmett (*Troglodytes troglodytes*). Obs. i lia ovenfor butikken i Kroken.

Jernspurv (*Prunella modularis*). Vanlig i skogstrakter i hele undersøkelsesområdet.

Sivsanger (*Acrocephalus schoenobaenus*). Vanlig i nedre Gjerdal hvor det minst var 5 territorier.

Hagesanger (*Sylvia borin*). Reg. ved Austerelva og i nedre Gjerdal.

Løvsanger (*Phylloscopus trochilus*). Meget vanlig i hele undersøkelsesområdet under den alpine region.

Gransanger (*Phylloscopus collybita*). Reg. i Sørfjordbotn 7.7. og i lia på nordsida av Kobbelva 23.6.

Fuglekonge (*Regulus regulus*). Ett ind. i et eldre granplante-felt ovenfor gårdene på Gjerelvmoen den 16.6.

Hagefluesnapper (*Ficedula hypoleuca*). Relativt vanlig i egnete habitater.

Grå fluesnapper (*Muscicapa striata*). Flere obs. i nedre Gjerdal.

Buskskvett (*Saxicola rubetra*). Vanlig på Gjerelvmoen ellers spredt. Én obs. fra taks. feltet i øvre Gjerdal 27.6. (én syngende hann).

Steinskvett (*Oenanthe oenanthe*). Vanlig hekkefugl i de høyereliggende områder, men ikke tallrik.

Rødstjert (*Phoenicurus phoenicurus*). Vanlig i egnete habitater i hele undersøkelsesområdet.

Rødstrupe (*Erithacus rubecula*). Meget vanlig i nedre Gjerdal, men også overraskende vanlig i bjørkebeltet i de øvrige deler av undersøkelsesområdet.

Blåstrupe (*Luscinia svecica*). Tallrik i enkelte høyereliggende områder (f. eks. ved Veikvatnet).

Gråtrost (*Turdus pilaris*). Vanlig på egnete lokaliteter i hele undersøkelsesområdet. Store kolonier på nordsida av Kobbelva.

Ringtrost (*Turdus torquatus*). Ett ind. på S-sida av Kobbvatnet 7.6. Eller obs. ved Austervatnet, Veikvatnet og Sørfjordvatnet.

Svarttrost (*Turdus merula*). Hørt langs vegen ved Ørnes 6.7.

Rødvingetrost (*Turdus iliacus*). Vanlig i hele området på egnete lokaliteter.

Måltrost (*Turdus philomelos*). Vanlig i hele området i egnete habitater.

Granmeis (*Parus montanus*). Vanlig i egnete habitater i hele undersøkelsesområdet.

Kjøttmeis (*Parus major*). Kull obs. ved Sørfjordmoen 22.6. Ellers spredt og fåtallig i de nedre dalområdene.

Gråspurv (*Passer domesticus*). Hekker ved gårdene på Gjerelvmoen.

Bokfink (*Fringilla coelebs*). Noen få obs. fra nedre Gjerdal. Hørt ved Austerelva 14.6. og ovenfor butikken i Kroken 23.6.

Bjørkefink (*Fringilla montifringilla*). Meget vanlig i hele undersøkelsesområdet.

Grønnsisik (*Carduelis spinus*). To obs. fra prøvefeltet i nedre Gjerdal (ett par + ett ind.) den 17.6. Obs. i Kroken 23.6.

Gråsisik (*Acanthis flammea*). Meget vanlig i hele undersøkelsesområdet.

Dompap (*Pyrrhula pyrrhula*). Relativt vanlig i plantefeltene i nedre Gjerdal.

Gulspurv (*Emberiza citrinella*). Obs. på Gjerelvmoen.

Sivspurv (*Emberiza schoeniclus*). Relativt vanlig i hele undersøkelsesområdet i egnete habitater.

Snøspurv (*Plectrophenax nivalis*). Relativt fåtallig hekkefugl i de høyereliggende blokkmarkområdene.

DISKUSJON

Vurdering av ornitologiske verneverdier i Kobbelv

Generelt

Fuglefaunaen kan neppe sies å ha større økologisk betydning enn andre terrestriske dyregrupper, men er relativt lett å arbeide med. Fuglene er lette å observere og artsbestemme, det foreligger relativt enkle "kvantitative" metoder for bestandsestimeringer og en relativt god oversikt over de enkelte arters krav til miljøet. Fuglesamfunnet gjenspeiler dessuten habitatets produksjon og struktur og det er derfor mulig å benytte fuglefaunaen som indikator for mer generelle biologiske forhold.

Deler av fuglefaunaen blir sterkt påvirket ved reguleringsinngrep, dels på grunn av vannsystemets funksjon som hekke- og furasjeringsområde, dels indirekte på grunn av dette systems relativt store produksjon. Betydelige verneinteresser er derfor knyttet direkte til fuglefaunaen.

Det finnes ingen metode som kan gi et absolutt objektivt mål for den ornitologiske verneverdien i et område. Vi er avhengig av en liste med vernekategorier og vernekriterier som det undersøkte område

kan vurderes fra. Dette vil for de fleste kriteriers vedkommende bety en subjektiv vurdering. Til en viss grad er diversitets (mangfold) -kriteriet et unntak. Her legges tallmaterialet fra undersøkelsene til grunn. Den endelige verneverdien blir med andre ord en subjektiv og teoretisk sum av de kriterier vernevurderingen bygger på.

Følgende kategorier vil bli lagt til grunn:

1. Produktivitet og diversitet. Vurdering på grunnlag av tetthet (biomasse) og artsrikdom. (Vassdragets utvalg av biotoper eller naturtyper kommer også inn.)

2. Funksjon. Områdets betydning som trekklokalitet, overvintringsområde, furasjeringsområde, myteområde eller hekkeområde.

3. Referanse-/typeområde. Det er av verdi å bevare et representativt utvalg av naturtyper for å kunne studere hvorledes naturen virker under minst mulig menneskelig påvirkning.

Feltet representerer en generell naturtype eller det er representativt for (typisk for) en landsdel, nasjonalt eller internasjonalt. Hvor stor kapital vi har av den aktuelle naturtype lokalt eller nasjonalt må vurderes.

4. Sjeldenhet. Feltet inneholder arter som er sjeldne eller enestående eller som er i fare for å bli utryddet (f. eks. visse rovfugler).

5. Klassisk område/forekomst. Det har foregått undersøkelser i lengre tid i området og det er ønskelig å fortsette undersøkelsene uforstyrret.

6. Nøkkelområde. Området er avgjørende for vitenskapelig dokumentasjon, tolking og diskusjon.

7. Tilstand. Grad av uberørthet.

8. Forskningsverdi. Feltet har særlig verdi for forskningen i vedkommende fagområde.

9. Pedagogisk betydning. Viktig for å drive undervisning i biologi og økologi. Vurderes for alle trinn og undervisningsformer (demonstrasjon, feltkurs), også selvstudium.

Denne listen med vernekategorier og kriterier betyr at et område eller lokalitet ikke kan vurderes isolert. Forhold av betydning kan f. eks. være om den aktuelle lokaliteten eller naturtypen er sjelden i landsdelen eller i landet sett under ett (kategori 3, "referanse-/typeområde").

Verdivurderingen. Her brukes en skala fra 1 til 5 basert på følgende antakelser:

1. Muligens av en viss verdi.
2. Av en viss verdi.
3. Avgjort verdifullet.
4. Av meget stor verdi.
5. Av særdeles stor verdi, helt spesielle kvaliteter.

Kobbelvområdet og de enkelte vernekategoriene

De benyttede vernekategorier og verdivurderingene er i grove trekk basert på et foreløpig forslag fra Just Gjessing i forbindelse med arbeidet i de 10-års vernede vassdragene.

1. Produktivitet og diversitet

Problemet med hvordan vi skal foreta en naturvernprioritering på et mest mulig objektivt grunnlag har de senere årene vært gjenstand for omfattende diskusjoner. På den internasjonale botaniske kongress i Seattle i USA i 1968, uttalte kongressen seg også om naturvern og definerte naturvernets oppgave slik: "The aim of conservation is to preserve productivity and diversity in nature." Ordene produktivitet og diversitet eller mangfold, er her stikkord. I det følgende vil diversitet, brukt som mål på verneverdien av et område, drøftes. Diskusjonen virker kanskje omfattende, men synes nødvendig da det er viktig å få avklart i hvilken utstrekning det innsamlede materialet kan brukes direkte som objektivt mål på områdets verneverdi.

Opprinnelig ble diversitet brukt om det totale antall arter i en prøve eller på et område (Gleason 1922, Patrick 1949, Hutchinson 1959). Senere er i tillegg til antall arter, antall individer tatt med i betraktningen. Som matematisk-økologisk begrep ble det benyttet av Williams i 1943 (Fischer, Corbet og Williams 1943). Utgangspunktet var den såkalte Fisher-modellen som uttrykker en logaritmisk sammenheng mellom tallet på arter og antall individer i en prøve:

$$S = \alpha \ln(1 + N/\alpha)$$

S står for antall arter, N er tallet på individer. Parameteren α ble av Williams kalt for diversitetsindeksen ("index of diversity"). Siden er en rekke diversitetsindekser blitt utviklet og tilpasset for å kunne benyttes i forbindelse med ulike former for biologisk prøvetaking. Oversikt over aktuelle diversitetsmål er gitt av bl.a. Aune (1972) og Whittaker (1972).

Margalef (1958) gjorde oppmerksom på at økologer kan ha nytte av begreper og formler fra den relativt unge matematiske disiplinen som kalles informasjonsteori (Shannon 1948). Siden har mange økologer benyttet formler fra informasjonsteorien som mål på diversitet (bl.a. Pielou 1967 og 1969, Orloci 1969). Enten statistisk fordeling, informasjonsteori eller sannsynlighetsberegning legges til grunn for diversitetsmålene, har de alle sine svake og sterke sider (se f. eks. Krebs 1972). Den diversitetsindeks som er mest benyttet ved ornitologiske populasjonsestimeringer, er Shannon-Wiener-funksjonen. Dette er pionerarbeidet og grunnlaget for informasjonsteorien og formlene nedenfor:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log p_i$$

H' = informasjonsinnholdet i prøven = "index of diversity" (entropien), s = antall arter og p_i = artens frekvens i prøven. I Shannon-Wiener-funksjonen blir diversiteten uttrykt i såkalte informasjonsenheter ("information units"). Brukes \log_e kalles enheten en "nat", med \log_2 får vi en "bit" og med \log_{10} får vi en "decit". Informasjonsinnholdet er et mål for "mengden av usikkerhet" (Krebs 1972), dvs. dess større H' dess større usikkerhet. Informasjonsinnholdet i en biologisk prøve med hensyn til artene, er lik den usikkerhet som er til stede (sannsynligheten for å støte på de samme artene i neste prøve). Hvis det er mange arter i et område og alle har samme tetthet, vil det være vanskelig å forutsi sannsynligheten for neste gang de blir påtruffet ("probability of prediction law") og det vil derved være stor usikkerhet (høgt informasjonsinnhold), høg kompleksitet og høg diversitet (Clifford og Stephenson 1975). H' -verdien vil, foruten av antall arter og antall individer, avhenge av det innbyrdes antall individer av hver art ("evenness").

Hvordan tolke diversiteten?

Spørsmålet blir nå: Kan diversiteten si oss noe om verneverdien av et område? Hvorfor er det eventuelt så viktig å bevare diversiteten i et område og hvilke funksjoner dekker diversiteten for oss mennesker? Svarene gis best ved å summere hva naturen betyr som ressurs for oss. For det første representerer den en produksjonsressurs. Den fungerer f. eks. som råstoffkilde for mat og klær. For det andre er den en opplevelsesressurs, f. eks. ved at den kan dekke et "rekreasjonsbehov". For det tredje er naturen en informasjonsressurs (jfr. undervisning og forskning). Videre er den en genetisk ressurs. Det er vanskelig å vite noe om - og eventuelt når - det vil bli behov for de arveegenskapene ville planter og dyr bærer i seg. Ikke minst viktig er det å være klar over dette i dag da genetisk foredlingsarbeid er inne i en betydelig oppgangsperiode. Til slutt står ennå som et åpent, men viktig spørsmål i hvor stor grad diversiteten er nødvendig for å bevare stabiliteten i miljøet som vi mennesker er avhengige av (se nedenfor).

Det synes altså klart av begrepet diversitet kan dekke flere ting. Dahl (1974) skiller mellom morfologisk-, arts- og økosystemdiversitet i forbindelse med verneverdien for et område.

1. Morfologisk diversitet. Enkelte plante- og dyrearter er mer egenartete enn andre. Ut fra behovet for å bevare diversiteten i naturen er det f. eks. viktigere å bevare kongeørnen enn alle våre meisearter (selv om dette også, av andre grunner, kan være av betydning). Ut fra ønsket om å bevare den morfologiske diversiteten i et område vil ikke alle arter rangere likt, det gjelder å bevare et så vidt spektrum som mulig av arter og tilpasningsformer. Særegne arter vil derfor prioriteres høyere enn mindre spesielle arter.

2. Artsdiversitet. De fleste som bruker begrepet diversitet, mener artsdiversitet. Innen enkelte områder kan det på et lite areal opptre mange ulike plante- og dyrearter. I Kobbelv er områdene i øvre Gjerdal de mest diverse sett fra et ornitologisk synspunkt. Ut fra behovet for å bevare diversiteten i naturen synes det viktigere å bevare artsrike enn artsfattige områder.

Hvordan skal så artsdiversiteten vurderes? Biologer og matematikere har de senere år vært sterkt opptatt av om det finnes fundamentale sammenhenger mellom diversitet på den ene siden og stabilitet og produktivitet på den andre. Det finnes en rekke eksempler som gjør at

man intuitivt synes det er rimelig at en slik sammenheng eksisterer: Plantearter som er innført fra fremmede områder med mennesket, klarer sjelden å finne fotfeste i høyt diverse systemer som naturlige skoger, særlig de tropiske (som hører til de mest diverse). Derimot kan det hende at innførte arter overtar store områder på isolerte øyer der det på forhånd finnes få plantearter (jfr. f. eks. innføring av fikenkaktus (*Opuntia* spp.) og agave (*Agave* spp.) til Kanariøyene). Helt klarlagt er dette problemet foreløpig ikke, men hovedtendensen er at økt diversitet gir økt stabilitet. Problemet behandles grundig av Krebs (1972).

På botanisk hold er en kommet fram til kvantitative metoder for å bedømme hvilke områder som bør vernes for å bevare det størst mulige antall arter (Dahl 1974). Her ligger zoologene betraktelig etter. Zoologiske klassifiseringssystemer, som er nødvendig ved kvantitative sammenligninger, eksisterer så og si ikke. Det synes naturlig for zoologene å forsøke å forenkle problemene ved å ta utgangspunkt i produsentene, f. eks. i et vegetasjonskart. Dette er rimelig også fordi plantene danner livsgrunnlaget for alle dyr - mer eller mindre direkte.

3. Økosystemdiversitet. I de senere årene er søkelyset i stadig større grad blitt rettet mot økosystemet som verneobjekt. For å bevare diversiteten må vi bevare et størst mulig utsnitt av variasjonen i økosystemene. Det vil si at en må ta hensyn til alle arter av både planter og dyr, dvs. lage klassifiseringssystemer for disse organismene og så lage klassifiseringssystemer for økosystemene. Foreløpig synes dette som en utopisk oppgave.

Takket være utviklingen innen vegetasjonskartleggingen de senere årene, er det åpnet en mulighet til å vurdere den biologiske verneverdien av et område. Med et vegetasjonskart som grunnlag står også ornitologen langt bedre rustet til f. eks. å planlegge og foreta inventeringer. Det hadde likevel vært ønskelig i større grad å kunne lese zoologisk informasjon direkte ut fra vegetasjonskartene. Dette er meget vanskelig bl. a. på grunn av at de topografiske forholdene for mange arter vil være av stor betydning, f. eks. for en del rovfugler. Viktig er dessuten de fysiognomiske forholdene i vegetasjonen.

Både i nordamerikanske og australske skogsområder er det utført flere arbeider som klart viser en sammenheng mellom diversiteten i

vegetasjonsstrukturen ("foliage heigh diversity", FHD, dvs. dekningsgraden i de ulike sjikt eller høydenivå over bakken) og diversiteten til den hekkende fuglepopulasjonen (MacArthur og MacArthur 1961, MacArthur 1964, Recher 1969, Karr & Roth 1971). Derimot har det ikke vært mulig å finne noen korrelasjon med planteartsdiversiteten.

Å få et absolutt mål for FHD ut fra vegetasjonskartene slik de vanligvis utformes, er vanskelig. Dette synes heller ikke å være hensiktsmessig for skandinaviske forhold. Røv (1975) konkluderer med at et annet mål for diversiteten i vegetasjonen, "vegetation strata diversity", VSD, er mer nyttig for å forutsi "bird species diversity", BSD. VSD defineres som informasjonsteorifunksjonen H' , beregnet etter vegetasjonsfordelingen i følgende strata:

1. Feltsjiktet, med alle ikke-førvedete planter over bunnsjiktet.
2. Busksjiktet, med alle førvedete planter som vokser mindre enn en bestemt høyde over bunnsjiktet.
3. Tresjiktet, med alle trær over busksjiktet.

Røv (1975) sier videre i sin konklusjon at summen av dekning-verdiene for busk- og tresjiktet synes å være tilstrekkelig for å forutsi diversiteten i fuglesamfunnet. Hvis det derfor er mulig på vegetasjonskartet å ta med opplysninger om vegetasjonens sjiktning, åpnes også mulighet til å få et begrep om den avifaunistiske diversiteten i området. Enkelte botanikere arbeider nå med dette problemet (R. Elven pers. medd.).

Når en etter hvert får flere undersøkelser som kan klarlegge nærmere hvilke fysiognomiske faktorer i vegetasjonen som er avgjørende for den faunistiske diversiteten, vil en ut fra vegetasjonskartet i større grad kunne uttale seg om faunaen. Oftest vil det være langt enklere å kartlegge vegetasjonsstrukturen over et større område enn de aktuelle dyrepopulasjonene. I mange tilfeller kan viktige hovedtrekk i vegetasjonsstrukturen kartlegges ved hjelp av flybilder (Aune 1972).

Det synes å være generell enighet om at diversitetsmål kan brukes som sammenligningsgrunnlag mellom "økologiske enheter" (Clifford og Stephenson 1975). Men samfunnenen eller habitatene må defineres. Det er her snakk om to typer diversitet, innen- ("within"-) habitatdiversitet (vanligvis kalt α -diversitet) og mellom- ("between"-) habitatsdiversitet (vanligvis kalt β -diversitet). Hendrickson og Ehrlich (1971) sier: "As most ecologists view the situation, species

diversity is a measure of the relative richness of a community biota or of the complexity of a segment of an ecosystem." Edden (1971) bruker derimot "ecological community" i sin definisjon av en diversitetsindeks. Det synes derfor klart at hvis noen bruker "community" eller "segment of an ecosystem" i en videre betydning enn andre, må vedkommende nødvendigvis komme ut med høyere diversitet (Clifford og Stephenson 1975). Mange av de komparative analyser som er gjort med hensyn til ulike områders diversitet synes derfor av tvilsom verdi. I virkeligheten kan en ikke si noe meningsfylt om et områdes diversitet før en kjenner dets mosaikk ("scale of patterning") (Clifford & Stephenson 1975), da diversiteten øker med økende mosaikk. Når to områder av ulik størrelse sammenlignes kan en vente å finne flere samfunnsenheter (f. eks. assosiasjoner) og derved størst diversitet i det største området. Sannsynligvis gir diversiteten i et "samfunn" i like stor grad et direkte mål på heterogeniteten i "samfunnet" (mosaikkstrukturen), som et mål på "rikheten". Spørsmålet blir derfor: Hvordan måle mosaikken og avgrense og definere habitatene?

Clifford og Stephenson (1975) uttrykker det slik: "The only feasible way of dividing the environment (by means of site groups) is to classify them using the species as attributes. ---- There is no agreed level where we can stop our classification of sites, and we are quite ignorant of where in general terms a site classification and a "habitat" classification coincide."

Hvis en ønsker å uttrykke den ornitologiske diversiteten i et område synes det derfor hensiktsmessig å ta utgangspunkt i et vegetasjonskart og i et utbygd klassifiseringssystem for fugl (jfr. Bevanger 1977). Dette kan danne grunnlag for å beregne både α - og β -diversiteten. Men det bør nevnes at α - og β -diversiteten ofte vil flyte sammen fordi det er praktisk umulig å avgrense helt homogene enheter. I visse henseender synes de derfor å ha mer teoretisk enn praktisk interesse.

For å få et korrekt uttrykk for den totale diversiteten innen et område må også andre faktorer enn samfunnsmosaikken, artsantallet og individtettheten i hekkesesongen, tas i betraktning. For det første vil en, spesielt i tempererte strøk, ha store sesongvariasjoner i fuglebestanden. For det andre vil årlige variasjoner gjøre seg gjeldende. Den mest fornuftige løsning på dette problemet synes å være å kartlegge sesongvariasjonene og så sammenligne sesongmosaikken i de ulike områdene (Clifford og Stephenson 1975). De samme forfattere

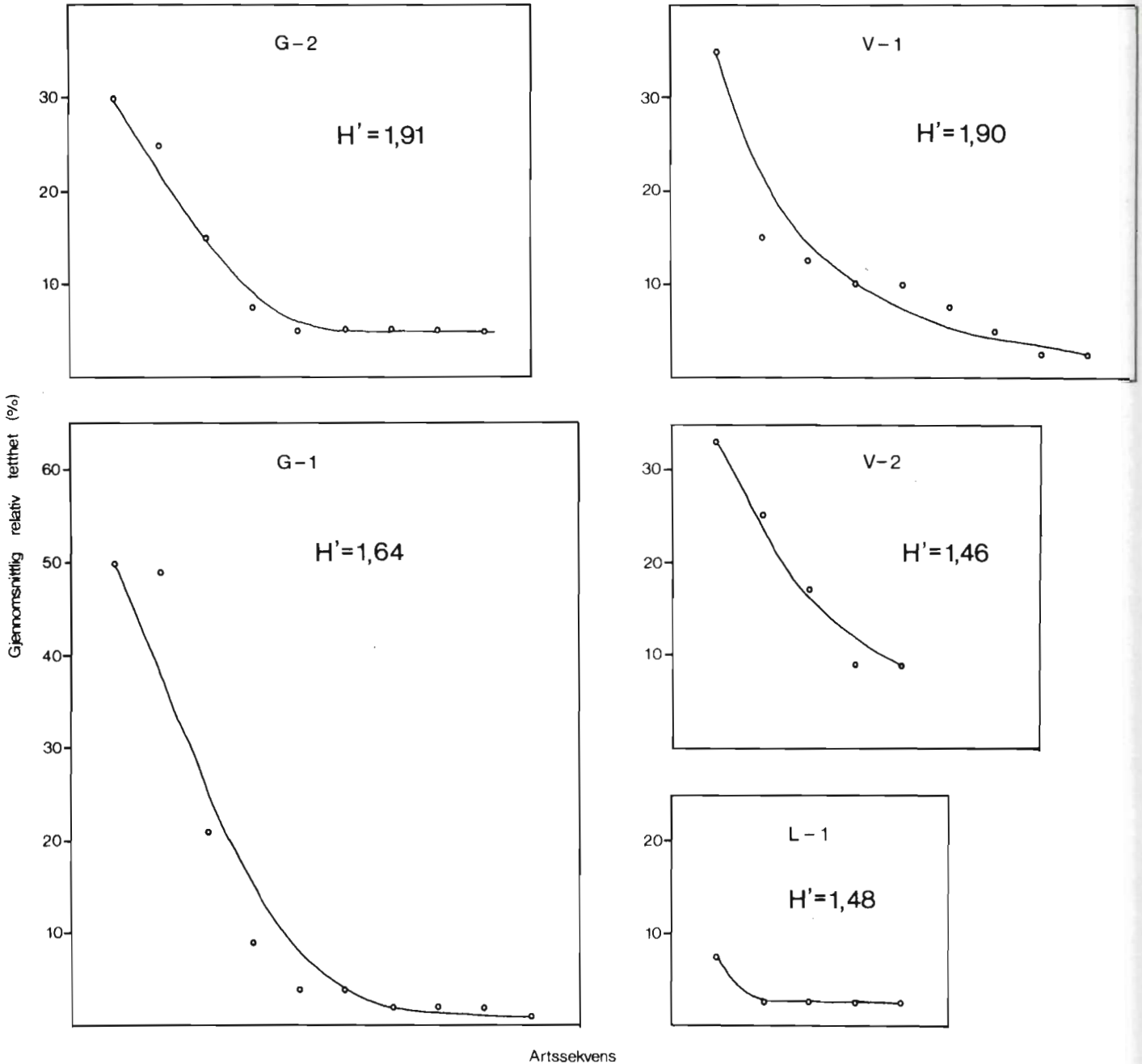
sier at dess større usikkerhet (m.h.t. sesong/årsvariasjon) det er i et miljø, dess større er områdets diversitet. Stor ustabilitet som medfører katastrofale forandringer i et miljø vil riktignok redusere den totale diversiteten, men hvis ustabiliteten ligger "innen akseptable grenser" vil dette oftest øke diversiteten. De "akseptable grensene" vil avhenge av hvor hurtig organismene er i stand til å invadere det "forandrede" området (Clifford og Stephenson 1975).

Artsdiversiteten på linje-flatetakseringsfeltene

Ved hjelp av Shannon-Wienerfunksjonen (Shannon 1948), er diversiteten på de ulike flatetakseringsfeltene beregnet (figur 16). Som ventet har feltene V-2 og L-1 lavest diversitet. De marginale bjørkeskogsområdene ved øvre Veikvatnet og det lav-/mellomalpine området ved Langvatnet (Gukkesjáv'ri), vil bare kunne gi livsbetingelser for et begrenset antall arter spesielt tilpasset slike ekstreme miljøbetingelser. Det må imidlertid her innskytes at det alt vesentlig er spurvefugler som er tatt med i betraktningen.

En svakhet ved å benytte artsdiversiteten som mål på verneverdien, er at tettheten i fuglesamfunnet kreves kjent. Disse lav- og mellomalpine områdene har knyttet til seg arter, spesielt vadefugler, som ofte er avhengige av bestemte habitater som kan være spesielt utsatt ved menneskelig virksomhet. Foreløpig har vi ikke gode nok metoder for kvantitativ estimering av disse. Det samme gjelder for flere rovfugler og større spurvefugler. Et diversitetsmål som bare tar hensyn til et fåtall arter kan derfor ikke brukes som et entydig mål på verneverdien av den totale faunaen i et område. En må hele tiden være klar over at det er deler av faunaen (primært de mindre spurvefuglene) som omfattes av diversitetsindeksen og som sammenlignes når tallene fra to områder stilles opp mot hverandre.

Høyeste diversitet finner vi i bjørkeskogen i øvre Gjerdal (G-2) og i furuskogfeltet i Veikdalen (V-1). Dette er for så vidt ikke overraskende da disse områdene har en relativt "divers" topografi. De rent fysiognomiske forholdene både i vegetasjonen og terrenget forøvrig, er av stor betydning for fuglefaunaen og som regel vil et variert og heterogent landskap eller terreng ha en "rikere" fauna enn et homogent område.



Figur 16. Diversitetsindeksen H' beregnet etter Shannon-Wiener-funksjonen (Shannon 1948) for populasjonen av mindre spurvefugl på linje-flatetakseringsfeltene (kurvene er trukket for hånd).

Hogstad (1975) gir en oversikt over diversitetsvariasjonen innen samfunnene hos de mindre spurvefuglene i ulike subalpine bjørkeskogsområder. Han finner at H' i "heibjørkeskogen" varierer fra 1,68 til 1,96, mens verdien for H' i "engbjørkeskogen" varierer fra 2,08 til 2,35. Med en verdi på 1,46 vil den marginale bjørkeskogen ved øvre Veikvatnet representere en usedvanlig fattig type, mens skogen i øvre Veikdalen, V-2, derimot må kunne sies å være en relativt "rik" oligotrof fjellbjørkeskog sett fra et ornitologisk synspunkt. H' for G-2 er nemlig 1,91. Området i nedre Gjerdal, G-1, kommer også ut med en H'-verdi som må anses som lav (1,64). En verdi for H' på 1,90 i furuskogsområdet i Veikdalen (V-1) er vanskeligere å vurdere da det ikke finnes aktuelle sammenligningsområder. Sannsynligvis er feltet å betrakte som over middels med hensyn til "rikhet" i ornitologisk forstand.

På bakgrunn av den analyse som er foretatt ut fra en ren diversitetsbetraktning vurderes området foreløpig til 3. Det må imidlertid her presiseres at det foreligger meget sparsomme data fra relevante sammenligningsområder i landsdelen. På grunn av denne usikkerhetsfaktoren synes det mer korrekt å gi en overvurdering enn en eventuell undervurdering av området.

2. Funksjon

Områdets primære funksjon er som hekkelokalitet for de observerte fugleartene. Her må imidlertid innskytes at særlig Kobbvatnet synes å ha en viss betydning som oppholdssted for en del vannfugl (ender og vadere) om våren før is og snø har forsvunnet i de høyereliggende og indre områdene. Området er ikke undersøkt med henblikk på høsttrekk, men ifølge lokalbefolkningen synes det ikke å være av spesiell betydning i den sammenheng. Verdien 2 synes naturlig.

3. Referanse-/typeområde

Den naturvitenskapelige forskning setter store krav til uberørthet ved studiet av naturens geo-/biologiske funksjoner. Gjennom å bevare et vassdrag uberørt vil det i framtiden utgjøre et viktig naturdokument og referanseområde. Mange slike er nødvendig for at vi i andre områder skal kunne si i hvilken grad mennesket påvirker sine omgivelser. I sin tur vil dette være avgjørende for i hvilken grad vi vil være i stand til å forutsi konsekvensene av inngrep i naturen og i

hvilken grad vi vil makte å styre utviklingen i den på lang sikt mest gunstig retning.

For den naturvitenskapelige forskning er det bl.a. derfor også viktig å få bevart en rekke typevassdrag. Dette må være vassdrag som er representative for den region de tilhører. Et typeområde karakteriseres ved at visse dominerende trekk kommer til uttrykk på en måte som er representativ for regionen. Fra et geo-/biologisk synspunkt representerer Kobbelv-Tysfjordområdet helt spesielle kvaliteter som ikke finnes andre steder i landet og området er utvilsomt av stor verdi i så måte. Det er fra før i de fleste områder ikke foretatt alvorlige inngrep fra menneskets side slik at de geo-/biologiske prosesser her kan studeres i et naturlig økologisk kretsløpsystem. Zoososiologisk antas de fleste samfunn (unntatt nedre Gjerdal) å være på et suksesjonstrinn framkommet uavhengig av menneskelig innflytelse. I Rago Nasjonalpark er det bevart en del av denne særpregete naturtypen, men det bør understrekes at det i nasjonalparken ikke er vernet noe komplett vassdragssystem, bare de øvre deler. Verdien 3 anslås.

4. Sjeldenhet

Området synes å romme relativt få sjeldenheter ut fra et ornitologisk synspunkt. På grunn av at bl.a. en art som jaktfalk ble funnet hekkende settes verdien til 3.

5. Klassisk område/forekomst

Fra et ornitologisk synspunkt finnes ingen slike interesser. Verdien settes til 1.

6. Nøkkelområde

Området synes ikke å ha spesiell betydning som nøkkelområde i ornitologisk sammenheng. Rago Nasjonalpark vil igjen til en viss grad kunne fungere som erstatning for Kobbelv. Verdi 2.

7. Tilstand

Her vises til hva som er sagt under 4 og verdien bedømmes også her til 3.

8. Forskningsverdi

Området synes på nåværende tidspunkt ikke å være av spesiell interesse for ornitologisk forskning, men en kan ikke se bort fra framtidig behov for sådant. Verdien vurderes til 2.

9. Pedagogisk betydning

Området synes heller ikke å ha pedagogisk betydning, men som sagt under punkt 8 kan en ikke se bort fra at slike behov kan dukke opp i framtiden. Verdien 2 synes å passe.

Ornitologisk verneverdiregnskap for Kobbelv

| Vernekategori | Verdivurdering |
|--------------------------------|----------------|
| 1. Produktivitet og diversitet | 3 |
| 2. Funksjon | 2 |
| 3. Referanse-/typeområde | 3 |
| 4. Sjeldenhet | 3 |
| 5. Klassisk område/forekomst | 1 |
| 6. Nøkkelområde | 2 |
| 7. Tilstand | 3 |
| 8. Forskningsverdi | 2 |
| 9. Pedagogisk betydning | 2 |
| | <hr/> |
| | 21 |

Et verdiregnskap basert på disse kategoriene/antagelsene, vil representere en skala med 9 som minste verdi og 45 som høyeste. Det oppsatte regnskap for Kobbelv gir som vi ser tallet 21. Det må imidlertid her sterkt presiseres at dersom et slikt tall skal kunne danne basis for en forsvarlig vurdering av verneverdien, må det foreligge data fra relevante sammenligningsområder. Dessverre er slike opplysninger i begrenset utstrekning tilgjengelige på grunn av manglende undersøkelser. Det tas derfor forbehold om mindre

justeringer av enkelte av de vurderingene som ovenfor er gitt når resultatene fra Hellembotn foreligger.

Reguleringenes innvirkning på fuglefaunaen

For generelle betraktninger angående vassdragsreguleringers innvirkning på fuglefaunaen vises til Moksnes og Vie (1977).

Vurderingene bygger på NVE-data pr. 1.6.1977. Følgende vatn reguleres over normalvannstand:

| | |
|----------------|--------|
| Reinoksvatn | + 21 m |
| Veikvatn | + 17 m |
| Langvatn | + 10 m |
| Fossvatn | + 9 m |
| Slædovagjáv'ri | + 2 m |
| Gjerdalsvatn | + 1 m |

Reinoksvatn, Langvatn, Fossvatn, Slædovagjáv'ri

Områdene rundt Reinoksvatnet er i stor utstrekning bratte og vanskelig tilgjengelig, men mot østenden flater terrenget noe ut. Her vil størst areal bli satt under vatn. Dette er vesentlig blokkmark med noe vegetasjon, utvilsomt det rikeste og mest frodige område ved Reinoksvatn. En del produksjonsområder for fjellrype vil bli ødelagt. Øvrige representanter for den ordinære faunaen i området er steinskvett, snøspurv og heippiplerke. Av vadere vil primært sandlo, fjæreplytt og temmincksnipe bli skadelidende. I og med at de mest produktive arealene rent vegetasjonsmessig vil forsvinne og på grunn av de ekstreme klimatiske forholdene, synes det lite sannsynlig at de fuglene som blir fortrent fra de neddemte områdene vil ha etableringsmuligheter i de omkringliggende strøk. Neddemt areal blir ca. 3,6 km².

Oppdemningen av Langvatnet vil føre til at ca. 2,3 km² blir satt under vatn. Skadevirkningene for fuglelivet blir omtrent som nevnt for Reinoksvatn. De flateste arealene rundt vatnet finnes på nordsida og består vesentlig av blokkmark, men en del frodige partier finnes også, bl.a. med lyngvegetasjon. Dette synes å være relativt gode produksjonsområder for fjellrype og i følge lokalbefolkningen drives

en del jakt her. Langs Langvatnet finnes flere steder mindre konsentrasjoner av de vadefuglartene som er nevnt ovenfor, men sannsynligvis har de her større muligheter for nyetablering i omkringliggende områder enn hva tilfellet er ved Reinoksvatnet.

Ved Fossvatnet vil ca. 2,7 km² settes under vatn. Stort sett blir vurderingene her som for Reinoksvatn og Langvatn.

Ved Slædovagjáv'ri vil ubetydelige områder bli satt under vatn og skadevirkningene synes å bli små.

Følgende vatn reguleres ikke over normalvannstand, men tappes tildels betydelig ned i forhold til normalvannstand:

| | |
|------------------|--------|
| Livsejáv'ri | ÷ 40 m |
| Varreväikajáv'ri | ÷ 34 m |
| Vatn 691 | ÷ 4 m |
| Austervatnet | ÷ 10 m |

De generelle skadevirkninger ved vannstandssenkninger vil være uttørring av vegetasjonen i strandsonen, eventuelle erosjonsskader ved innløpende elver/bekker og ras. I tillegg vil det skje en utarming av strandsonen rent produksjonsmessig (bunndyr/småfisk forsvinner). Dette betyr at livsgrunnlaget for en del vannfugl (ender, sniper) forsvinner.

Livsejáv'ri, Varreväikajáv'ri, vatn 691

Negative effekter ved nedtapping av disse høyereliggende sjøene vil primært ramme to arter, sandlo og temmincksnipe som ofte hekker i nær tilknytning til strandsonen. Hvorvidt alternativ etablering vil finne sted, er ikke mulig å si.

Austervatnet

Ved Austervatnet finnes noe tre- og buskvegetasjon og det synes sannsynlig at det vil finne sted en del erosjonsskader, eventuelt tørkeskader, på vegetasjonen utsatte steder langs strandlinjen. Skadevirkningene for fuglelivet synes relativt små.

Gjerdalsvatnet

Oppdemning på 1 m vil føre til at mindre områder med buskvegetasjon og bjørkeskog blir ødelagt. Hekkebiotoper for fiskemåke, sandlo og strandsnipe vil bli ødelagt. Ut fra en helhetsvurdering synes imidlertid skadevirkningene for fuglelivet ikke å være av store dimensjoner.

Veikvatnet

Oppdemning av Veikvatnet på 17 m vil oversvømme 0,3 km². Skadevirkningene for fuglelivet vil ved den foreslåtte utbyggingen sannsynligvis bli stor. De relativt frodige områdene med bl.a. bjørkeskog både på nord- og sørsida i vatnets østlige halvdel, vil bli satt under vatn. Derved vil eksistensgrunnlaget for fuglefaunaen i stor utstrekning være utslettet. Lokalt må reguleringen derfor ansees som svært uheldig.

Redusert vannføring i, og tørrlegging av elvestrekninger

Reinokselva, Gjerdalselva, Veikdalselva og Sørfjordelva vil etter utbyggingsalternativene få sterkt redusert vannføring. I hvor stor grad dette vil ha betydning for fuglelivet er vanskelig å gi noe konkret svar på. Størst skade vil opplagt påføres de arter som direkte er avhengig av vassdraget. Dette gjelder f. eks. fossekall, krikvand og strandsnipe. For disse vil en tørrlegging av elvene ha en direkte skadeeffekt. Andre arter vil kunne påføres skade gjennom sekundæreffekter, f. eks. ved at myrområder og elveloner blir drenert ut slik at vegetasjonen forandres. Dette er imidlertid forandringer som skjer over et relativt langt tidsrom og som derfor vanskelig kan studeres direkte. At slike forandringer vil finne sted vet vi. En langsom floristisk/fysiognomisk forandring i vegetasjonen vil føre til en omstrukturering av habitatene hvilket i sin tur medfører en forandring rent avisosiologisk.

Langs de nevnte elvestrekningene er det relativt få områder som er særlig utsatt ved redusert vannføring. Sannsynligvis vil områdene langs Reinokselva i øvre Gjerdalen og en del områder i Sørfjordelva nedenfor Austervatnet, i første rekke være ømfintlige for grunnvannstandssenkninger. Enkelte snipe- og andearter vil trolig

forsvinne eller få desimert bestanden. Langs Gjerdals- og Veikdalselva, vil flere mindre våtmarksområder sannsynligvis bli ødelagt, men arealmessig synes disse å utgjøre lite. Spesielt antas dreneringen av lonesystemet i øvre Gjerdal å ha negativ effekt. Fuglelivet i dette området (G-2) må betraktes som rikt.

Kobbvatnet og Kobbelva

De lokalklimatiske forandringene i dam-/magasinområdene og tørrleggingsområdene synes ikke å være av slike dimensjoner at det vil ha avgjørende betydning for fuglefaunaen. Relativt stor betydning vil reguleringen sannsynligvis ha i avløpsområdet. Vannutslippet ved en eventuell kraftstasjon i Kobbvatnet vil føre til senere islegging på deler av vatnet (hvis det i det hele tatt vil skje) og periodevis synes det sannsynlig at frostrøyk vil dannes i området ved vatnet og langs elva nedover mot Kroken. Konsekvensene av disse lokalklimatiske forandringene på faunaen er meget vanskelig å bedømme. På lang sikt vil det muligens ha en viss betydning for vegetasjonen i området som så sekundært kan gi utslag for fuglesamfunnene.

Senere islegging eller mangel på islegging, kan like gjerne ha positiv som negativ effekt for de fugleartene som er her senhøstes, vinter og vår, i første rekke ender. Åpent vann har erfaringsmessig tiltrekkende effekt på enkelte arter, f. eks. ender, gjess og svaner. Hvis økt ferskvannsutslipp i Leirfjorden fører til islegging vil dette kunne ha negative virkninger for fugleartene (primært andefugler) som har tilhold her om vinteren.

SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Gjennom kvantitative og kvalitative registreinger av fuglefaunaen, er det forsøkt framskaffet et helhetsbilde av fuglefaunaen i Kobbelvområdet samt gitt en beskrivelse av de avisosiologiske forholdene i dominerende biotoptyper.

Under arbeidet i felt ble det benyttet linje-flatetaksering, linjetaksering og foretatt kvalitative observasjoner. Det ble opprettet fem linje-flatetakseringsfelt i henholdsvis nedre og øvre Gjerdal, i furuskogen i Veikdalen og ved øvre Veikvatnet samt ved Langvatnet. Tilsammen dekker feltene et areal på 1,3 km².

Det er tilsammen registrert 81 fuglearter i området. Av disse antas 85-90% å være hekkende, mens de øvrige er å anse som mer eller mindre tilfeldige gjester. Tatt i betraktning områdets begrensede utstrekning og den relativt korte registreringsperioden, er dette et høyt tall så vidt langt mot nord. Dette må sees i sammenheng med den topografiske variasjon og den store vertikale gradienten. Ingen av de observerte artene kan imidlertid sies å være uventet i området.

Ved vurdering av områdets verneverdi, er følgende kategorier lagt til grunn: produktivitet og diversitet, funksjon, referanse-/typeområde, sjeldenhet, klassisk område/forekomst, nøkkelområde, tilstand, forskningsverdi og pedagogisk betydning. Ved verdivurderingen er brukt en skala fra 1 til 5 basert på følgende antagelser: 1) muligens en viss verdi, 2) av en viss verdi, 3) avgjort verdifullt, 4) av meget stor verdi, 5) av særdeles stor verdi, helt spesielle kvaliteter.

Et verdiregnskap basert på disse kategoriene/antagelsene, vil representere en skale med 9 som minste verdi og 45 som høyeste. Det oppsatte regnskap for Kobbelv gir tallet 21. Det må imidlertid sterkt presiseres at dersom de nevnte vernekategoriene skal kunne danne basis for en forsvarlig verdivurdering må det foreligge data fra relevante sammenligningsområder. Dessverre er slike opplysninger i begrenset utstrekning tilgjengelige på grunn av manglende undersøkelser. Det tas forbehold om mindre justeringer av enkelte av de vurderinger som er gitt i foreliggende rapport når resultatene fra Helleobotn foreligger.

De foreslåtte reguleringene i Kobbelv synes, sett under ett, ikke å ha avgjørende negative konsekvenser for områdets fuglefauna. Lokalt vil det oppstå ødeleggelser, særlig ved Veikvatnet.

LITTERATUR

- Alm, B., A. Enemar, H. Myhrberg og S. Svensson, 1965. The density of birds in two study areas of the alpine region in Southern Lapland in 1964. *Acta Univ. Lund.* 2(4): 1-14.
- Alm, B., H. Myhrberg, E. Nyholm og S. Svensson, 1966. Densities of birds in alpine heaths. *Vår Fågelvärld* 25: 193-201.
- Aune, E., 1972. Faunistisk og floristisk diversitet. *IBP i Norden*, 10: 76-95.
- Berthold, P., 1976. Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. *J. Ornithologie* 117: 1-69.
- Best, L. B., 1975. Interpretation errors in the "Mapping Method" as a census technique. *Auk* 92: 452-460.
- Bevanger, K., 1976. Kvantitative og kvalitative registreringer av fuglefaunaen i Øvre Sjødalen, Vågå og Øystre Slidre kommuner, 1970-1974. Avifaunistiske kartleggingsarbeid som hjelpemiddel i arealplanlegging ved vurdering av områders verneverdi. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Universitetet i Trondheim. 164 s.
- 1977. Proposal for a new classification of Norwegian bird communities. *Biol Conserv.* 11: 67-78.
- Braae, L. 1975. Invasion af Gråsisiken *Carduelis flammea* i Danmark 1972-73. *Dansk orn. Foren. Tidsskr.* 69: 41-53.
- Clifford, H. T. og W. Stephenson, 1975. *An introduction to numerical classification.* Academic Press. New York. 227 s.
- Dahl, E., 1974. *Naturvern og mangfold (diversitet).* Forelesning på Sem i Asker 3.sept. 1974. 11 s. (stens.)
- Edden, A. C., 1971. A measure of species diversity related to the lognormal distribution of individuals among species. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 6: 199-209.
- Enemar, A., 1959. On the determination of the size and composition of a passerine bird population during the breeding season. *Vår Fågelvärld, suppl.* 2: 1-114.
- 1963. The density of birds in the subalpine birch forest of the Abisko area, Swedish Lapland, 1961. *Kungl. Fysigr. Sällsk. Handl. N. F.* 73(12): 1-21.

- Enemar, A., 1966. Ornitologisk populationsekologi i alpina och subalpina miljöer. *Svensk Naturv.* 1966: 169-184.
- 1969. Gråsisiken *Carduelis flammea* i Ammarnäs-området, Lycksele lappmark, år 1968. *Vår Fågelvärld* 28: 230-235.
- Enemar, A., S. Å. Hanson og B. Sjøstrand, 1965. The composition of the bird fauna in two consecutive breeding seasons in the forest of the Ammarnäs area, Swedish Lapland. *Acta Univ. Lund*, 2(5): 1-11.
- Enemar, A. og B. Sjøstrand, 1967. The strip survey as a complement to study area investigations in bird census work. *Vår Fågelvärld* 26: 111-130.
- 1970. Bird species density derived from study area investigations and line transects. I S. Svensson (red.): Bird census work and environmental monitoring. Symposium Ammarnäs 1969. *Bull. ecol. Res. Comm.* 9: 33-37.
- Fisher, R. A., A. S. Corbet og C. B. Williams, 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.* 12: 42-58.
- Foslie, S., 1942. Hellemobotn og Linnajavrre. *Norges geol. Unders.* 149: 1-119.
- Fremming, O. R. og T. Slagsvold, 1968. Fuglefaunaen i Atnasjøfeltet. *Fauna* 21: 179-192.
- Gleason, H. A., 1922. On the relation between species and area. *Ecology* 3: 158-162.
- Haftorn, S., 1971. *Norges Fugler*. Universitetsforlaget, Oslo-Bergen-Trondheim. 862 s.
- Hendrickson, J. A. og P. R. Ehrlich, 1971. An expanded concept of "species diversity". *Notulae Natur. Acad. Natur. Sci. Philadelphia* 439: 1-6.
- Hildén, O., 1969. Über Vorkommen und Brutbiologi des Birkenzeisigs (*Carduelis flammea*) in Finnisch Lapland im sommer 1968. *Ornis fenn.* 46: 93-112.
- Hogstad, O., 1966. Factors influencing the efficiency of the mapping method in determining breeding bird populations in conifer forests. *Nytt Mag. Zool.* 14: 125-141.
- 1975 a. Structure of small passerine communities in subalpine birch forests in Fennoscandia. I Wielogolaski, F. (red.): Ecological Studies. Analysis and Synthesis, 17.

- Fennoscandian Tundra ecosystems, part 2.* Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg-New York.
- Hutchinson, G. E., 1959. Homage to Santa Rosalia, or, Why are there so many kinds of animals? *Amer. Natr.* 93: 145-159.
- Karr, J. R. og R. R. Roth, 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. *Amer. Natr.* 105: 423-435.
- Kotilainen, M. J., 1933. Zur frage der verbreitung des atlantischen Florenelementes Fennoskandias. *Ann. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fennicae Vanamo Tom.* 4(1): 1-75.
- Krebs, C. J., 1972. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance.* Harper & Row. New York-Evanston-San Francisco-London. 694 s.
- Lindroth, C. H., 1949. Die Fennoskandischen Carabidae. *K. Vet. O. Vitterh. Samh. Handl. F. 6. Ser. B. 4. (III):* 1-911.
- MacArthur, R. H., 1964. Environmental factors affecting bird species diversity. *Amer. Natr.* 98: 387-397.
- MacArthur, R. H. og J. W. MacArthur, 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- Margalef, D. R., 1958. Information theory in ecology. *General systems* 3: 36-71.
- Misund, H., 1975. *Feltundersøkelser i Kobbelvområdet, utført sommeren 1972 og -74.* Stens. rapp. Nordland Fylke.
- Moksnes, A., 1973. Quantitative surveys of the breeding bird populations in some subalpine and alpine habitats in the Nedal area in Central Norway (1967-71). *Norw. J. Zool.* 21: 113-138.
- Moksnes, A. og G. E. Vie, 1977. Ornitologiske undersøkelser i de deler av Saltfjell-/Svartisområdet som blir berørt av eventuell kraftutbygging. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.* 1977-14.
- Orloci, L., 1969. Information analysis of structure in biological collections. *Nature* 223: 483-484.
- Palmgren, P., 1930. Quantitative Untersuchungen über die Vogelfauna in den Wäldern Südfinnlands mit besonderer Berücksichtigung Ålands. *Acta zool. fenn.* 7: 1-219.
- Patrick, R., 1949. A proposed biological measure of stream conditions. *Nature* 223: 483-484.

- Pilou, E. C., 1967. The use of information theory in the study of the diversity of biological populations. *Proc. Berkeley Symp. Math. Statist. Probab.* 5(4): 163-177.
- Pielou, E. C., 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley (Interscience), New York.
- Preston, F. W., 1960. Time and space and the variation of species. *Ecology* 41: 611-627.
- Recher, H. F., 1969. Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. *Amer. Natr.* 100: 33-46.
- Ree, V., 1976. Rapport fra NNSK's virksomhet april 1975 - april 1976. *Sterna* 15: 179-197.
- Rekstad, J., 1930. Salta. *Norges geol. Unders.* 134: 1-73.
- Røv, N., 1972. Stasjonær hekkebestand av spurvefugler (Passeriformes) i tre løvskogshabitater i Surnadal på Nordmøre, 1970-1971. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi ved Universitetet i Oslo. 63 s.
- 1975. Breeding bird community and species diversity along an ecological gradient in deciduous forest in western Norway. *Ornis Scand.* 6: 1-14.
- Shannon, C. E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bull. Syst. Tech. J.* 27: 379-423 og 623-656.
- Slagsvold, T., 1973 a. Critical remarks on bird census work performed by means of the mapping method. *Norw. J. Zool.* 21: 29-31.
- 1973 b. Variation in the song activity of passerine forest bird communities throughout the breeding season. Special regard to the song thrush, *Turdus philomelos* Brehm. *Norw. J. Zool.* 21: 139-158.
- Svensson, S. (red.), 1970. Bird census work and environmental monitoring. Symposium Ammarnäs 1969. *Bull. ecol. Res Comm.* 9.
- Whittaker, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.

ISBN 82-7126-170-3