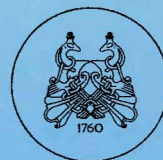




VITENSKAPSMUSEET RAPPORT ZOOLOGISK SERIE: 1997-9



BÆREKRAFTIG SKOGFORVALTNING OG BIOLOGISK MANGFOLD INNEN BOREAL BARSKOG. ORNITOLOGISK DELPROSJEKT I TRONDHEIM BYMARK 1996

Per Gustav Thingstad



VITENSKAPSMUSEET ZOOLOGISK OPPDRAGSTJENESTE

Utredning og forskning innen anvendt zoologisk miljøproblematikk

Helt siden 1969 har Vitenskapsmuseet, NTNU, påtatt seg oppdrag innen anvendt zoologisk miljøproblematikk. Et laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI) ble da tilknyttet Zoologisk avdeling. Siden har en også fått en terrestrisk oppdragsenhet.

Vitenskapsmuseet har derfor i dag et utrednings- og forskningsmiljø som blant annet tar sikte på å bistå ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner og kommuner med miljøkonsekvensanalyser. Vi påtar oss også forsknings- og utredningsoppgaver (FoU) i forbindelse med planlagte naturinngrep fra interesserte private bedrifter m.m.

Oppdragsvirksomheten påtar seg

- **forskningsoppgaver i forbindelse med naturinngrep og naturforvaltning**
- **konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep**
- **for- og etterundersøkelser ved naturinngrep**
- **faunakartlegging, overvåking og biologisk ressursevaluering**
- **biodiversitetsanalyser**

Oppdragsvirksomheten har i dag faglig kapasitet innenfor fagfeltene

- **ferskvannsbiologi**
- **fiskeribiologi**
- **herpetologi (amfibier/krypdyr)**
- **ornitologi**
- **viltøkologi**

Vitenskapsmuseets geografiske arbeidsfelt vil normalt være innenfor fylkene Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland. Så fremt vi har kapasitet bistår vi imidlertid også innen andre landsdeler.

Vi har lang erfaring i FoU innen våre fagfelt og bred erfaring fra samarbeid med forvaltningsmyndighetene på ulike plan. Dette medfører at vi kan tilby alle våre kunder et ferdig produkt:

- av faglig god standard
- til avtalt tid
- til konkurransedyktige priser

For å sikre dette, er det ønskelig at oppdrag blir bestilt i så god tid som mulig på forhånd. Spesielt er dette viktig ved arbeidsoppgaver som krever større feltinnsats.

Adresse: NTNU
Vitenskapsmuseet
Institutt for naturhistorie
7004 Trondheim

Tlf.nr.:
73 59 22 80 (generell zoologi)
73 59 22 89 (LFI - ferskvannsøkologi, fisk)
73 59 22 80 (ornitologi/viltøkologi)
73 59 21 08 (herpetologi)

BÆREKRAFTIG SKOGFORVALTNING OG BIOLOGISK MANGFOLD
INNEN BOREAL BARSKOG. ORNITOLOGISK DELPROSJEKT I
TRONDHEIM BYMARK 1996

av

Per Gustav Thingstad

ISBN 82-7126-538-5
ISSN 0802-0833

REFERAT

Thingstad, P.G. 1997. Bærekraftig skogforvaltning og biologisk mangfold innen boreal barskog. Ornitologisk delprosjekt i Trondheim Bymark 1996. *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser.* 1997, 9: 1-34.

Moderne skogsdrift har endret det boreale skoglandskapet i betydelig grad. Dette har ført til fragmentering og reduksjon av egnet habitat for arter som er tilpasset gammel skog. Dette studiet viser situasjonen for fuglesamfunnet i Bymarka like utenfor Trondheim. Her drives det aktiv skogsdrift, men på omlag 40 % av det produktive skogarealet står det likevel igjen eldre produksjonsskog eller gammelskog. Ulike artskonstellasjoner av fugler viser signifikante preferanser i forhold til suksjonsstadiene av skogen, og disse grupperingene har individuelle habitatpreferanser. Dersom en skal oppnå et biologisk reelt "bærekraftig" skogbruk, må skogen forvaltes slik at spesielt grupperingen bestående av arter som er knyttet til gammel skog får sine miljøkrav opprettholdt i tilstrekkelig grad. Ettersom tilgang på eldre skog er det viktigste kravet for å opprettholde disse bestandene, nødvendiggjør dette en relativt restriktiv hogst på deler av arealet, slik at det til enhver tid er tilstrekkelig tilgang på egnete eldre skogshabitater. Det synes imidlertid ikke å være nødvendig å legge disse arealene med mer restriktiv hogst til bestander som vokser på de beste bonitetene, - der det gjerne er mest lønnsomt å drifte. Gruppen bestående av gammelskogtilpassete fuglearter foretrekker bestander med høye bartrær og der det er relativt lite lauvtreinnslag. Bestander som totalt sett har en høy artsdiversitet med fugl har helt andre egenskaper. Disse ligger helst på de beste bonitetene i lavereliggende deler av området der innslaget av lauvtrær er relativt betydelig. Både yngre og eldre produksjonsskog, så vel som hogstmoden skog (gammelskog), har stort totalt arts mangfold. Så langt ser det ikke ut til å være påvist alvorlige fragmenteringseffekter innen fuglesamfunnet i Bymarka. Likevel foretrekker grupperingene bestående av gammelskogtilpassete arter og stedegne arter (standfugler) habitater der arealet (innenfor en radius på 100 meter ut fra observasjonspunktet) inneholder mest mulig eldre produksjonsskog eller gammelskog. Samtidig bør en relativt liten andel av arealen være dekket med myr. Stikkprøvemodellen, som antar at bestandsstørrelsene til arter tilpasset gammel skog reduseres proporsjonalt med tapet av egnet habitat, synes å kunne beskrive dagens situasjon for Bymarka relativt godt. Små restbestander av noen av disse gammelskogtilpassete artene synes imidlertid også å kunne opprettholdes innen yngre suksjonsstadier, eller eldre skogbestander, som ikke er økonomisk drivverdige (såkalt "skrapskog").

Nøkkelord: boreal skog - biodiversitet - fugl - økologiske indikatorer

Per Gustav Thingstad, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, N-7004 Trondheim, Norge

ABSTRACT

Thingstad, P.G. 1997. Sustainable forest management and biodiversity in boreal coniferous woodland. The ornithological project in Trondheim Bymark 1996. *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser.* 1997, 9: 1-34.

Modern forestry has altered the boreal forest landscape quite considerably, resulting in fragmentation and a decline in the habitats that are suitable for species adapted to virgin forest areas. This study shows the situation for a bird community near urban Trondheim in central Norway, within an actively operated forestry area still containing 40% mature or old-growth forest. The bird guilds studied here show significant preferences towards different successional stages, and each guild has quite unique habitat preferences. If genuinely sustainable forest management is to be achieved, the guild associated with virgin forest must be given foremost attention. This implies a need for quite restrictive felling in a considerable portion of the mature and old-growth forest stands in the area, as a significant dominance of these latest successional stages is the main requirement that needs fulfilling to maintain a high abundance of this guild. However, these restricted areas may not necessarily be located on the best soils, where the most economical, beneficial harvest can be made. Specially tall coniferous trees, and not too many deciduous trees, are also of great importance for obtaining a rich guild of birds associated with old-growth forest. Stands that have an overall high avian diversity have quite different characteristics, such as good soil at relatively low altitudes and a large proportion of deciduous trees. Young and old productive forest as well as old-growth stands become preferable successional stages. So far, no adverse fragmentation problems have shown themselves. However, the species within the old-growth and sedentary guilds prefer habitat with a high proportion of old productive or old-growth forest and a relative low proportion of bogs within the area surrounding the observation point (within a radius of 100 m). The random sample hypothesis, which predicts that the population sizes of species associated with virgin or old-growth forest are declining proportionately to the losses of suitable habitats, seems most likely to be supported under the current conditions in this area. Nevertheless, small portions of some of these populations are also present within earlier successional stages and old-growth forest stands that are not economically harvestable.

Key words: boreal forest - biodiversity - birds - ecological indicators

Per Gustav Thingstad, Norwegian University of Science and Technology, Museum of Natural History and Archaeology, N-7004 Trondheim, Norway

INNHold

REFERAT

ABSTRACT

FORORD	7
1 INNLEDNING	8
2 STUDIEOMRÅDET	10
3 MATERIALE OG METODER	11
3.1 Punkttakseringsmetoden	11
3.2 De undersøkte habitatparametrene	12
3.3 Statistisk behandling	14
4 RESULTATER	14
4.1 Fuglefaunaen innen ulike suksesjonsstadier og gruppering av arter på grunnlag av ulike økologiske kriterier	14
4.2 Preferanser i forhold til suksesjonsstadiene	16
4.3 Betydningen av ulike habitatparametre	20
4.4 Verifisering av de mest betydningsfulle habitatparametrene	20
4.5 Fragmenteringseffekten	25
5 DISKUSJON	26
5.1 Foretrukne suksesjonsstadier og habitatparametre	26
5.2 Fragmenteringseffekten og arealkrav	27
5.3 Noen spesielle lokale forhold	28
5.4 Anvendelse ved framtidige hogstplaner	29
6 LITTERATUR	30

APPENDIX

FORORD

Denne rapporten presenterer resultatene fra det ornitologiske delprosjektet i et pågående større prosjekt vedrørende bærekraftig skogforvaltning. Dette er et samarbeid mellom Trondheim Bydrift (ved skogforvalter Ole Johan Sætre), Sør-Trøndelag Skogeierforening (ved plansjef Ola Lerfald) og Vitenskapsmuseet, NTNU. Undertegnede har vært prosjektansvarlig for det ornitologiske delprosjektet. Otto Frengen og Trond Haugskott assisterte meg under feltarbeidet, som ble utført våren/sommeren 1996 i Trondheim Bymark. Randi Krogh har tegnet noen av figurene og vært ansvarlig for det endelige oppsettet av denne rapporten.

Arbeidet er hovedsakelig finansiert av Trondheim Bydrift, men vi har også mottatt støtte fra Fylkesmannen i Sør-Trøndelag og vi har dessuten lagt ned en del egeninnsats i prosjektet.

Trondheim, august 1997

Per Gustav Thingstad

1 INNLEDNING

Skogbruksnæringen i Fennoskandia er blant de mest mekaniserte og effektive i hele verden, og nesten alt produktivt skogareal er nå benyttet til å produsere tømmer eller industrivirke. Dette har resultert i reduserte bestandsstørrelser av mange hundre plante- og dyre-arter og tap av biologisk diversitet (Esseen et al. 1992). Ulike typer flerbrukshensyn i forbindelse med hogst er blitt forsøkt for å motvirke denne negative trenden for det biologiske mangfoldet innen det boreale skoglandskapet (se Thomas 1979, Angelstam & Widén 1987, Skogstyrelsen 1990). I den senere tid har en i økende grad innsett betydningen av en helhetlig landskapsøkologisk planlegging for å kunne nå målsetningen om et mer "bærekraftig" skogbruk (Andrén 1994, Haila 1994, Haila et al. 1994, Lamberson et al. 1994, Opdam et al. 1995). En skogsdrift som innrettes mot å opprettholde biodiversiteten og funksjonelle samfunn innebærer at en setter igjen ved hogst viktige strukturelle komponenter (meget gamle trær, trær med hull eller avbrent topp, tørrtrær, store osper m.m.), varetar rommelige mønstre (f.eks. blandete bestander, ujevn aldersstruktur, flersjiktet kronedekke) så vel som at en prøver å etterligne den naturlige dynamikk og prosess innen det boreale skoglandskapet (jf. Esseen et al. 1992). For å unngå de mest destruktive fragmenteringseffektene innebærer dette også at en må sette igjen tilstrekkelig med arealer med gammelskog og en påser at det opprettholdes habitat-konfigurering (fordelingen av disse restbestander med gammelskog) som kan minimalisere isolasjonseffekter (se Lamberson et al. 1992).

Ulike organismegruppers respons i forhold til miljøforstyrrelser og habitatkrav er skala-avhengig (Angelstam 1992). Selv om enkelte fuglearter har sine individuelle krav (Taper et al. 1995, Jokimäki & Huhta 1996), sammenfaller likevel ofte denne gruppens variasjonsbredde med hensyn til krav til territoriestedstørrelser med størrelsesvariasjonen på de arealene som blir påvirket ved ulike menneskelige aktiviteter. Dette er én av årsakene til at fugler er så anvendelige som økologiske indikatorer, samtidig som de ved sin store mobilitet raskt kan reagere på endringer innen miljøet (Andersson 1988, Koskimies 1992, Furness & Greenwood 1993). Følgelig er fugler ofte blitt benyttet som en redskap til å analysere virkningene av ulike menneskelige inngrep i naturen, f.eks. i forbindelse med ulike påvirkninger fra skogsdrift (Slagsvold 1977a, Järvinen et al. 1977, Helle 1985a, b, Wetmore et al. 1985, Virkkala 1991, Angelstam 1992, Cumming et al. 1994, Haila et al. 1994).

Fugler som hekker i små, fragmenterte skogbestander, eller i skogglenner, opplever ofte er større predasjonstrykk enn det som er vanlig ellers (Andrén & Angelstam 1988, Møller 1991, Sandström 1991). Innen isolerte bestander forekommer mange arter i meget reduserte tettheter, eller de kan også helt mangle (Haila et al. 1987, Haila 1990, Wilcove & Robinson 1990, Virkkala 1991, Lescourret & Genard 1994). De skogtilpassete arter som likevel måtte hekke her, er derfor oftest avhengige av at et tilstrekkelig antall nykoloniserende individer fra omliggende skogsområder. Uten et slik tilskudd klarer de ikke å opprettholde hekkebestanden innenfor slike fragmenterte bestander (Wilcove & Robinson 1990). Habitat-generalister kan imidlertid overleve selv innenfor små fragmenter, ettersom disse er i stand til å utnytte ressursene i omliggende habitater (Väisänen et al. 1986, Andrén 1994). Slike generalister blir derfor ikke negativt berørt ved fragmentering av landskapet f.eks. på grunn av hogst. Derfor må oppmerksomheten i forhold til å bevare den naturlige biologiske diversiteten innen boreal skog bli spesielt rettet mot de artene som er assosiert til gammel skog. Dette innebærer at vi må bevare den totale variasjonen disse organismene representerer, de økologiske funksjonene disse spiller i miljøet sitt og den genetiske diversiteten som de inneholder (Wilcox 1984).

Det er godt dokumentert at artsinventaret, arts mangfoldet og tettheten i fuglesamfunnet endres i løpet av en skogsuksesjon (Kessler & Kogut 1985, Urban & Smith 1989, Helle & Mönkkönen 1990, Schwab & Sinclair 1994, Crête et al. 1995, Schick et al. 1995). Ved feltarbeidet ble derfor registreringene relatert til skogens suksesjonsstadium. Dette muliggjør også at vi kunne kontrollere om de ulike suksesjonsstadiene i undersøkelsesområdet har hvert sitt karakteristiske fuglesamfunn ("guild"), og om de ulike "guildene" har unike preferanser i forhold til visse habitatparametre. En viktig målsetning med dette studiet er videre å undersøke hvor mye av variasjonen i biologisk mangfold (f.eks. mangfoldet av arter som er knyttet til gammelskog) som lar seg forklare ved hjelp av ulike strukturelle og fysiske parametre, og videre å få verifisert de habitatparametrene som har størst betydning for bevarelsen av dette boreale skoglandskapets biodiversitet.

Dersom det innen skoglandskapet finnes en tilstrekkelig stor andel med egnet skoghabitat (f.eks. mer enn 30 % gammelskog), skulle stikkprøveteorien gi en god beskrivelse av fragmenterings-effekten for pattedyr- og fugle-arter som er knyttet til gammel skog (Connor & McCoy 1979, Haila 1983). Dette innebærer at tap av egnet habitatareal i seg selv er hovedårsaken til reduserte bestandsstørrelser, og at forekomsten av artene som er tilpasset den habitattypen blir redusert proporsjonalt med arealtapet (Abbott 1978, Helle & Järvinen 1986, Andrén & Delin 1994). I tillegg oppstår imidlertid reelle fragmenteringsproblemer når det måtte bli igjen mindre enn 10-30 % med egnet habitat i skoglandskapet. Selv innen de gjenstående bestandene med egnet habitat blir nå forekomsten av arter knyttet til gammel skog mindre enn det som er normalt innen denne habitattypen (Haila 1990). I slike sterkt fragmenterte landskap vil det nemlig oppstå problemer på grunn av små bestandsstørrelser og isolasjon av restbestandene, - i tillegg til effektene av selve arealtapene av egnete habitat. Tapet av arter, eller reduksjonen i tetthet av arter som er tilpasset gammel skog, vil følgelig bli større enn det en skulle forvente ut fra tapet av egnet areal alene. Ved et visst nivå når en følgelig en grenseverdi der ytterligere reduksjon av egnet habitat vil innebære en eksponsiell økning i avstanden mellom restbestandene, og den rommelige beliggenheten av disse restbestandene i landskapsbildet (konfigurasjonen) blir nå ekstremt viktig for å kunne opprettholde biodiversiteten i området (Andrén 1994). På bakgrunn av dette kan følgende hypoteser bli satt opp:

- 1) Det finnes visse artskonstellasjoner som har signifikante preferanser i forhold til visse suksesjonsstadier.
- 2) Innen en skogbestand er det ingen sammenheng mellom det å ha et totalt sett rikt arts mangfold innen hele fuglesamfunnet og det å kunne ha et stort mangfold av arter som er tilpasset gammelskog.
- 3) Fuglearter som er tilpasset gammel barskog (spesialistene) har andre preferanser i forhold til strukturelle komponenter og rommelige mønstre innen skogbestandene enn økologiske generalister.
- 4) Standfugler og trekkende arter har ulike habitatpreferanser innen det boreale skoglandskapet.
- 5) Selv innen de gjenstående bestandene med eldre produksjonsskog og hogstmoden gammelskog medfører fragmenteringseffekten en reduksjon i forekomsten (antall arter og tetthet av disse) av de artene som er tilpasset gammel skog.

Dersom disse hypotesene blir støttet i denne undersøkelsen, skulle det være mulig å få verifisert

de habitategenskapene som har betydning for maksimalt artsmangfold innen hele fuglesamfunnets og de som gir optimale betingelser for gruppen av fuglearter som er tilpasset gammel skog. Forekomst av én eller flere viktige habitatparametre (de som gir det største bidraget til å forklare en høy forekomst av den aktuelle fuglegruppen) kan dermed benyttes til å predikere (forutsi på grunnlag av sannsynlighet) den potensielle biologiske verdien av hver enkelt skogbestand. Imidlertid, forutsetningen for at vi skal kunne benytte denne tilnærmingen er at det foreligger en individuell beskrivelse av hver skogbestand av tilstrekkelig høy kvalitet. Dette skulle være en realistisk målsetning, og fra Bymarka foreligger det allerede en skogtakst der en del habitatinformasjon er knyttet til hver bestand. Et av formålene med dette arbeidet er derfor å kontrollere i hvor stor grad denne informasjonen er tilstrekkelig til å kunne predikere det biologiske mangfoldet. Vi samlet derfor inn en rekke tilleggsparemetre innenfor de takserte punktene. Dette for å kontrollere om det var habitategenskaper som bedre kunne kobles til de biologiske kvalitetene innen hver skogbestand enn de som allerede var innsamlet i skogtaksten. Disse tilleggsparemetrene som eventuelt kan øke presisjonsnivået på prediksjonene, bør ideelt sett også være så enkle å innsamle at de lar seg innarbeide i en ordinær skogtakst. En videre målsetning er å få lagt denne informasjonen inn på bestandskartene ved hjelp av det geografiske informasjonssystemet (GIS), slik at en ved framtidig planlegging av hogst hele tiden kan ha et oppdatert planredskap som bedre setter oss i stand til å evaluere den mest optimale "bærekraftige" hogststrategien. Dette vil også være et godt redskap som kan visualisere hvordan en kan opprettholde en god konfigurering av bestandene med gammelskog. Neste fase av dette prosjektet vil arbeide videre med denne problemstillingen. Totalt sett innebærer dette at vi vil utvikle et fleksibelt planverktøy som kontinuerlig kan oppdateres. Dette sikrer at skognæringen til enhver tid kan planlegges og drives slik at en kan kombinere en god økonomisk drift med en forsvarlig økologisk utvikling, dvs. bevare den naturlige biologiske diversiteten innen et aktivt drevet borealt skoglandskap.

2 STUDIEOMRÅDET

Studiene ble utført innen det 35,5 km² store skogområdet som Trondheim kommune eier i Bymarka. Omtrent 2/3 av arealet er produktiv skog, og 40 % av denne er enten eldre produktiv skog eller hogstmoden gammelskog. Resten av arealet er dekt av myr (14 %), lavproduktiv skogmark, ikke økonomisk drivverdig gammel «skrapskog» (10 %), innsjøer og bekker (5 %), eng og beitemark (3 %) og andre ikke-produktive arealer. Ett 3,5 km² stort skogreservat er blitt etablert innen området, og her er 41 % gammelskog. En sterk utnyttelse avskoget nesten Bymarka totalt i løpet av siste halvdel av forrige århundre. Følgelig finnes det i dag ytterst få skogbestander med urskogspeg, og ingen av de målte trærne innen bestandene er eldre enn 150 år.

Det vanligste treslaget i Bymarka er gran (*Picea abies*), men også furu (*Pinus sylvestris*) og bjørk (*Betula pubescens*) er vanlige. Dessuten vokser det her mange andre arter lauvtrær, og en del utenlandske bartrær er også innplantet, deriblant europeisk lerk (*Larix decidua*) og bergfuru (*Pinus mugo*). Skoggrensa i området ligger på mellom 450 og 500 m o.h. Nordlige deler av området når nesten ned til Trondheimsfjorden, men på grunn av det stupbratte terrenget ned mot fjorden ble ingen studieflater utplassert lavere enn 155 m o.h.; de høyeste lå på 430 m o.h. I vest og sør grenser området inn mot kulturmark, mens det i øst grenser inn mot bebyggelsen i Trondheim.

3 MATERIALE OG METODER

3.1 Punkttakseringsmetoden

Det ble valgt å benytte punkttakseringsmetoden under denne kartleggingen av hekkebestandene i Bymarka. Dette er en velegnet metode når en ønsker å undersøke store arealer, idet den muliggjør et godt utbredt nett med innsamlingspunkter, noe som sikrer mer representative data fra et større område enn det en får ved andre aktuelle innsamlingsmetoder (Bibby et al. 1992). Den er også den mest kostnads-effektive metoden som er tilgjengelig, dvs. at den gir den største mengden med feltdata i forhold til benyttet observasjonstid (Link et al. 1994). Videre er punkttakseringsmetoden spesielt egnet til å analysere habitatpreferanser, der de benyttede parametrene blir relatert til hvert enkelt punkt, og til undersøkelser av arealer med store vekslinger mellom habitattypene (Reynolds et al. 1980, Fuller 1983, Bibby et al. 1985, Wetmore et al. 1985, Baillie 1991, Lescourrent & Genard 1994; for nærmere diskusjon av feilkilder se Tyler et al. 1985 and Bibby et al. 1992). Svakheten med metoden er at det er færre faste regler for hvordan den utføres enn for flere av de alternative metodene som foreligger når en skal taksere hekkebestander (spesielt av spurvefugl) (Bibby et al. 1992, men se likevel Reynolds et al. 1980, DeSante 1981, 1986, Fuller 1983).

Under denne undersøkelsen ble det benyttet en fast observasjonsradius på 50 m. Dette muliggjorde at hvert enkelt punkt kunne bli lokalisert innenfor skogbestander som allerede forelå definerte på bestandskart fra området. Denne bestandsoversikten var innregistrert av Sør-Trøndelag Skogeierforening og presentert på ortofotokart i målestokken 1:5000. Til sammen ble 200 punkter taksert, men på grunn av mistolkning av lokaliseringen av det ene punktet måtte dette sløyfes fra analysene. Punktene ble mer eller mindre tilfeldig utplassert innen hele det aktuelle undersøkelsesområdet, men fordelt på 10 delområder hvert med 20 punkt. Denne inndelingen i delområder muliggjorde at én person kunne taksere 20 punkter i løpet av en morgentaksering. Bare bestander som var store nok til å dekke det nødvendige takseringsarealet (med radius 50 m ut fra observasjonsstedet) var med i uttrekningen av punktene. For å ha et referansemateriale ble de fleste bestandene innen skogreservatet taksert (i alt 60 punkter ble utplassert her). Hvert delområde ble taksert i løpet av den mest aktive sangperioden om morgenen (kl. 4.30 til 9.00), og hvert punkt ble taksert 4 ganger i løpet av hekkesesongen 1996; første gang i løpet av perioden 6.-12. mai, den andre 20.-26. mai, tredje gang 10.-16. juni og siste gang 20.-30. juni. Dette skulle dekke tidsrommet for den mest aktive sangperioden både for standfuglene og for de trekkende artene som hekker i området (jf. Slagsvold 1977b).

Link et al. (1994) fant at det var mer kostnadseffektivt å taksere nye punkter enn å gjenta flere takseringer innenfor ett og samme punkt. Ved en enkelt taksering av hvert punkt vil imidlertid mye av den reelle artsvariasjonen innen de enkelte punktene gå tapt. Dette vil opplagt være av stor negativ betydning i forhold til de aktuelle hypotesene. Derfor utførte vi fire takseringer av hvert punkt. Tre personer samlet inn disse dataene. Delområdene ble rotert blant observatørene slik at ingen utførte mer enn to takseringer innen ett og samme punkt, og alle foretok minimum en taksering innenfor samtlige punkter. Stort sett ble bare observasjoner som indikerte territoriell atferd innenfor det aktuelle punktet benyttet i de videre analysene (cf. Bibby et al. 1992:47), men for korsnebber, som hekker svært tidlig, ble observasjoner av familiegrupper innenfor punktet registrert. Punktmetoden er mest velegnet for spurvefugler med høy sangaktivitet. Følgelig kan arter med lav sangaktivitet, eller som har andre strategier for terri- toriehevdelse (f.eks. lek-arter), eller har terri- toriestørrelser som langt overskrider de takserte punktene (f.eks. kråkefugl og rovfugl), lett bli underestimerte eller også helt oversette. Det

finnes imidlertid ingen takseringsmetodikk som er like velegnet for samtlige aktuelle arter, så det viktigste er at den valgte metoden standardiseres godt. Alle observasjoner innen punktene som oppfyller kravene til territoriell aktivitet innenfor det aktuelle punktet ble gitt verdien 1, ellers 0.

3.2 De undersøkte habitatparametrene

Bestandene i området ble klassifisert i 7 ulike kategorier, stort sett på grunnlag av den naturlige skogsuksesjonen: I = Hogstflater og flater med bartrær lavere enn 0,5 meter (0-15 år), II = ungskog (15-30 år), I/IIb = Hogstflater eller ungskog med spredte skjermtre- eller frøtre-stillinger ("flerbruksflater"), III = yngre produksjonsskog (raskeste vekstfasen), IV = eldre produksjonsskog (hogstmoden, liten lengdevekst), V = gammelskog (ingen vekst) og VI = ikke-produktiv gammelskog ("skrapskog" på så dårlige boniteter, gjerne høytliggende, at skogen ikke er økonomisk drivverdig). Kategori I/IIb kan bli betraktet som bestander som er blitt avvirket etter en flerbruksstrategi. I Tabell 1 blir det gitt en oversikt over observasjonsfrekvensene av de enkelte artene innenfor disse 7 ulike kategoriene, der f.eks. en frekvens på 0,50 innebærer at arten ble registrert med territoriell atferd i 50 % av punktene innenfor den aktuelle suksjonskategorien.

I forbindelse med en ny bestandstakst av Trondheim Bymark har Sør-Trøndelag skogeierforening nylig innsamlet en del bestandsparemetre knyttet til de enkelte bestandene. De har også foretatt en beregning av arealfordelingen av ulike hogstklasser (jf. kategoriene ovenfor) innenfor ulike "teiger" (Bymarkas inndeling i ulike driftsenheter). I løpet av 1996 samlet jeg inn en del tilleggsparemetre som var knyttet til arealene av våre takseringspunkter. En oversikt over disse paremetrene er gitt i Appendix 1. Noen av disse beskriver strukturelle forhold slik som trehøyde, trebredde, tretetthet, antall sjikt i kronedekke, dekningsgrad av kronedekke og kvistdekning ved basis av bartrærne, mens andre beskriver fysiske forhold som høydenivå over havet, voksebetingelser i forhold til vekstsubstrat (bonitet), helning, eksponering, bestandsutstrekning m.m. Andelen av de viktigste treslagene er gitt i paremetrene GRAN, FURU, LERK og LAUV; mens OR, BEKK, FUKT, KANTVANN, KANTBEKK, KANTMYR og KANTDYRK bare verifiserer om vedkommende egenskap er til stede eller ikke. Utledete verdier er benyttet for TREDIVERSITET og TREBREDDEVARIASJON, og forekomsten av dødt trevirke har også fått indekserte verdier. Avstand til ulike typer åpninger, dominerende treslag, andel av arealet bevokst med busker og antall buskarter ble også registrert innenfor arealet til hvert registreringspunkt.

De 50 artene som ble registrert med hekkeatferd i takseringsmaterialet kan bli gruppert på flere måter (jf. bruken av guild-konseptet til Järvinen & Väisänen (1979) og Verner (1984), men se også Szaro (1986) og Taper et al. (1995)). Jeg har gruppert dem etter trekk-strategi (stedegne kontra trekkende) og på grunnlag av de hekkehabitat-preferansene de viste innen det aktuelle undersøkelsesområdet (jf. avsnitt 4.1). For å få avdekket hvilke habitategenskaper som bidrar til et totalt sett størst mulig artsmangfold, ble også samtlige arter innen det registrerte fuglesamfunnet benyttet i analysene.

Tabell 1. Frekvensene (registrering/punkt) av de forekommende fugleartene innenfor de aktuelle suksjesjonsstadiene i Trondheim Bymark våren/sommeren 1996 (bare observasjoner som indikerer hekking er inkluderte). Forklaringer til benyttete forkortelser: Nr = Nummer på den aktuelle arten; Hab = Preferert habitattype; O = OLD-«guild» tilhørighet, C = CON-«guild» tilhørighet, G = generalist (jf. kap. 4, se også Figur 2); Mig = trekkstatus: M = trekkende (migrerende), S = stedefast, S/M = begge strategier eller invasjonstyp. Suksjesjonsstadiene (se avsnitt 3.2 for nærmere beskrivelser): I = hogstflate, II = ungskog, I/IIb = hogstflate/ungskog med trestillinger, III = yngre produksjonsskog, IV = eldre produksjonsskog, V = gammelskog, VI = ikke drivverdig gammelskog

				Suksesjonsstadier						
Art	Nr	Hab	Mig	I	II	I/IIb	III	IV	V	VI
Jerpe	1	O	S						0.02	
Orrfugl	2	G	S	0.22				0.03	0.08	0.04
Storfugl	3	O	S					0.03	0.06	0.04
Rugde	4	O	M						0.01	
Strandsnipe	5	G	M					0.03		
Fiskemåke	6	G	M				0.07			
Ringdue	7	O	M					0.06	0.06	
Svartspett	8	O	S						0.01	
Flaggspett	9	G	S/M			0.08		0.03	0.01	
Tretåspett	10	O	S					0.03	0.02	0.04
Trepplerke	11	G	M	0.22	0.14	0.24		0.09	0.05	0.04
Heipplerke	12	G	M	0.11						0.04
Linerle	13	G	M			0.08				
Gjerdsmett	14	G	S/M	0.22	0.24	0.08	0.07	0.09	0.03	0.04
Jernspurv	15	G	M	0.22	0.48	0.54	0.38	0.39	0.24	0.37
Rødstrupe	16	C	M		0.19	0.15	0.69	0.64	0.49	0.15
Rødstjert	17	O	M			0.08		0.03	0.11	0.07
Buskskvett	18	G	M	0.44				0.03		
Svarttrost	19	C	M		0.10		0.07	0.12	0.03	
Gråtrost	20	C	M		0.19	0.15	0.62	0.33	0.16	0.07
Måltrost	21	O	M			0.15	0.23	0.12	0.23	0.19
Rødvingetrost	22	C	M	0.11	0.29	0.15	0.23	0.36	0.18	0.15
Gulsanger	23	O	M						0.02	
Munk	24	G	M			0.08				
Møller	25	G	M	0.11		0.08			0.01	
Løvsanger	26	G	M	0.22	0.90	0.77	0.62	0.24	0.29	0.30
Gransanger	27	C	M	0.11	0.05	0.15	0.46	0.21	0.13	
Fuglekonge	28	O	S/M	0.11	0.14	0.08	0.23	0.52	0.60	0.19
Svarthvit fluesn.	29	O	M			0.08		0.07	0.05	0.07
Granmeis	30	C	S		0.19	0.38	0.38	0.48	0.33	0.19
Toppmeis	31	O	S					0.12	0.07	0.04
Svartmeis	32	O	S		0.05		0.07	0.33	0.12	0.07
Blåmeis	33	G	S	0.11					0.07	
Kjøttmeis	34	C	S	0.11	0.19	0.30	0.31	0.24	0.16	0.04
Trekryper	35	O	S					0.03	0.07	
Nøtteskrike	36	O	S					0.06	0.05	
Lavskrike	37	O	S					0.03	0.05	
Skjære	38	C	S				0.07	0.03		
Nøttekråke	39	C	S/M				0.15	0.09	0.05	
Kråke	40	G	S	0.11				0.12	0.05	
Bokfink	41	C	M		0.14	0.23	0.38	0.48	0.31	0.04
Bjørkefink	42	O	M		0.10	0.08	0.15	0.42	0.39	0.41
Grønnefink	43	G	S/M	0.11	0.10	0.23	0.15	0.12	0.07	
Grønnsisik	44	C	S/M	0.22	0.38	0.38	0.77	0.52	0.55	0.30
Gråsisik	45	G	S/M		0.10			0.03	0.06	0.19
Grankorsnebb	46	O	S					0.18	0.14	0.04
Furukorsnebb	47	O	S					0.06	0.04	
Dompap	48	C	S	0.11	0.10	0.08	0.31	0.24	0.18	0.11
Gulspurv	49	G	S	0.11	0.05	0.38	0.15	0.15	0.02	
Sivspurv	50	G	M			0.08				
Antall punkter				9	21	13	13	33	83	27
Antall				27	87	66	86	238	469	86
Registrering/punkt				3.0	4.1	5.1	6.6	7.2	5.5	3.2

3.3 Statistisk behandling

SPSS/PC programmet (Norusis 1996) ble benyttet ved den statistiske behandlingen av dette materialet. Av de variablene som hadde en varians som var større enn middelveiden ble det foretatt logaritmiske transformeringer, mens arcsinus-transformering ble utført på variabler som beskriver andeler. Alle variabler der en forventer Poisson fordelinger (alle "guildene") ble kvadratrot-transformert. To-sidige sannsynligheter ble benyttet, og laveste aksepterte signifikantnivå var 5 %.

4 RESULTATER

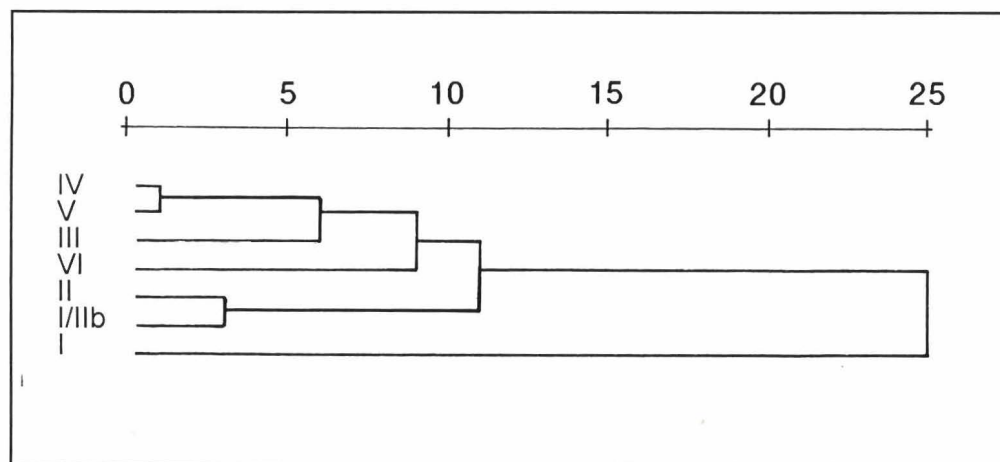
4.1 Fuglefaunaen innen ulike suksesjonsstadier og gruppering av arter på grunnlag av ulike økologiske kriterier

Det totale antallet av registrerte "territorier" varierer nokså mye for de forekommende artene. Likeledes varierer observasjonsfrekvensene betydelig mellom de aktuelle suksesjonsstadiene (Tabell 1). Størst observasjonsfrekvens pr. taksert punkt er registrert i eldre og yngre produksjonsskog (IV og III), mens de laveste frekvensene finnes innen hogstflatepunktene (I) og innen de ikke-produktive gammelskogsbestandene (VI).

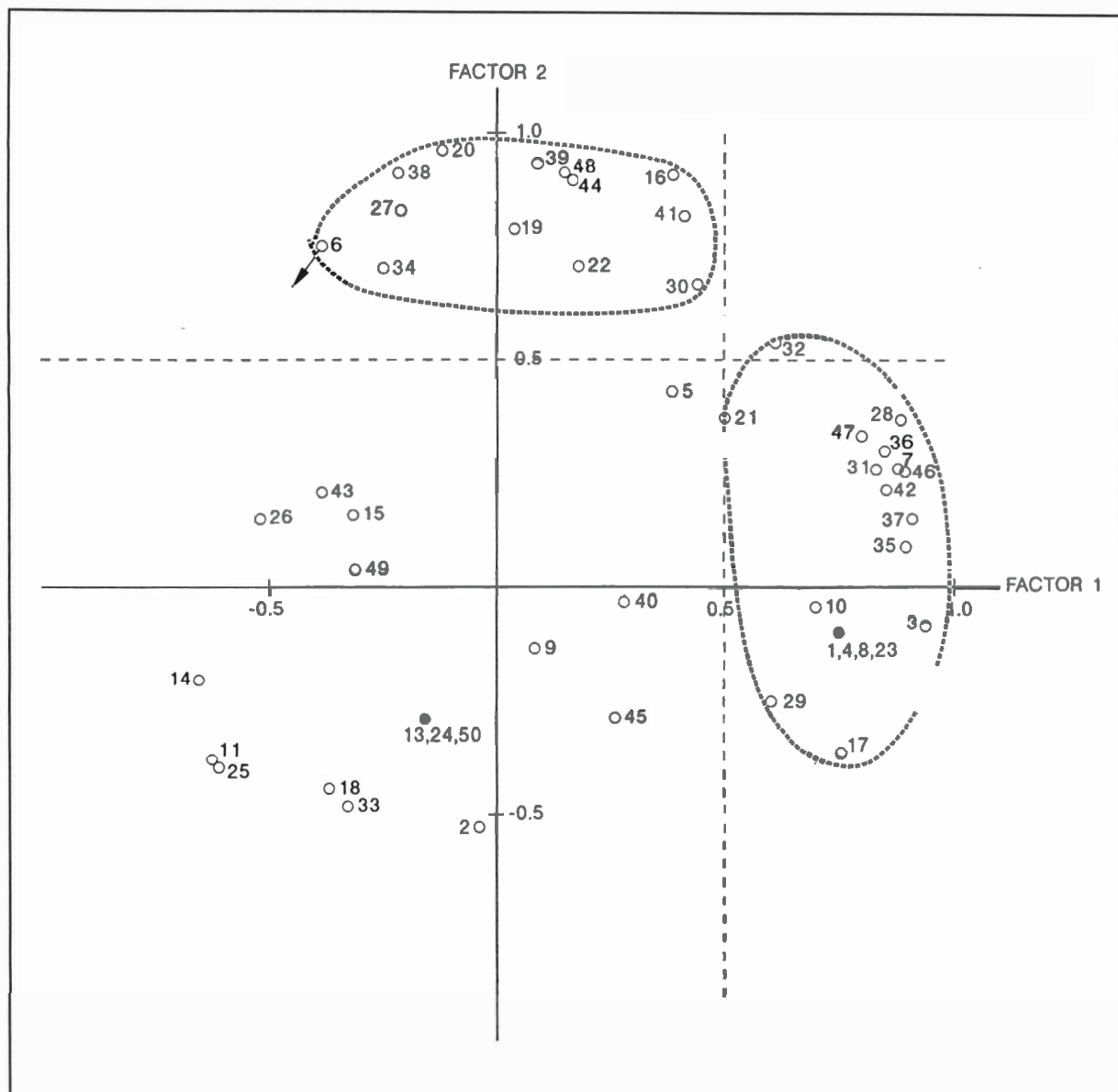
På grunnlag av observasjonsmatrisen (Tabell 1) kan en framstille et dendrogram (CLUSTER-analyse) som viser hvor likt artsutvalget er innen de benyttede suksesjonsstadiene. Metoden grupperer først to og to av stadiene på grunnlag av deres likhet i artsinventar, på høyere nivå grupperes så disse koblede parene videre opp mot flere nye eller tidligere grupperte stadier. De vertikale linjene angir sammenkoblingene. Deres posisjon i forhold til skalaen angir "styrken" på sammenkoblingene (de sterkest koblede parene lengst til venstre). Takseringspunktene innen eldre produksjonsskog og gammelskog har dermed mest likt artsinventar, men også ungskog- og "flerbruks"-punktene har nokså like fuglesamfunn, mens feltene ute på hogstflatene har et fuglesamfunn som klart skiller seg ut fra alle de øvrige (jf. Figur 1).

Korrelasjonskoeffisientene mellom frekvensene av de 50 artenes forekomst innen de 7 benyttede suksesjonskategorier blir benyttet i en FACTOR-analyse. Dette er en statistisk metode som identifiserer et lite antall faktorer som kan representere relasjoner blant sett med mange innbyrdes relaterte variabler (jf. Norusis 1996). Mer konkret blir metoden her benyttet til å kontrollere om det i materialet foreligger grupperinger av arter med klare sammenfallende assosiasjoner i forhold til deres forekomst (jf. frekvensene i Tabell 1) innenfor de benyttede suksesjonstrinnene. Ettersom det er naturlig å benytte kun et fåtall "økologiske" grupper ("guildes") i de videre analysene ble bare tre faktorer tillatt. Likevel ble hele 74 % av variasjonen i det foreliggende materiale inkludert. På Figur 2 blir artenes skår på de to første faktorene plottet etter at det er foretatt en varimax rotasjon av faktorene (jf. Norusis 1996). De fleste av de 19 artene som har en høyere skår enn 0,5 langs den horisontale aksene (Factor 1) har i følge Haftorn (1971) og Gjershaug et al. (1994) klare preferanser til eldre barskog når det gjelder hekkehabitat (f.eks. kommer storfugl (3), tretåspett (10), rødstjert (17), fuglekonge (28), toppmeis (31), trekryper (35), lavskrike (37) og korsnebbene (46,47) inn her). Likevel er det noen mindre overraskelser innen denne gruppen; f.eks. gulsangerens (23) tilknytning. Denne arten ble imidlertid registrert

så fåtallig (2 registreringer), at dens tilhørighet til dette barskogs-guildet (OLD-guild) i Bymarka nok bare skyldes en tilfeldighet og får liten betydning for artsmangfoldet innen guildet. Bjørkefinken (42) er en annen art som helst forbindes med andre habitater enn eldre barskog, men i Bymarka i 1996 var den relativt vanlig forekommende, og da med en klar tilknytning til gammelskogen her. Langs den vertikale aksen (Factor 2) skårer 13 arter høyere enn 0,5. Disse artenes hekkebiologi er stort sett knyttet til barskog eller blandingsskog bar/lauv av ulik alder (Haftorn 1971, Gjershaug et al. 1994). Denne gruppen blir derfor kalt for barskog-guildet (CON-guild). En av artene som inngår her har imidlertid en hekkebiologi som klart ekskluderer den fra denne gruppen bestående av skogassosierte arter. Dette er fiskemåken (6). Forekomsten av denne arten kan forklares som en kanteffekt fra tilgrensende våtmarksområder. Denne arten, som for øvrig også blir innplassert noe for seg selv i koordinatsystemet på figuren, blir derfor utelatt fra denne artskonstellasjonen i de etterfølgende analysene. De resterende 12 artene som utgjør CON-guildet blir følgelig rødstrupe (16), svarttrost (19), gråtrost (20), rødvingetrost (22), gransanger (27), granmeis (30), kjøttmeis (34), skjære (38), nøttekråke (39), bokfink (41), grønnsisik (44) og dompap (48) (jf. Tabell 1). Nøttekråka er ingen ordinær hekkefugl i området, men under invasjonen i 1996 hekket denne. De øvrige artene, som skårer lavere enn 0,5 på begge de to aksene på Figur 2, representerer arter med ulike habitatpreferanser. De synes ikke å være assosierte med noen ytterligere gruppe/-r ("guild") som kan være av interesse i forhold til de aktuelle hypotesene i dette arbeidet. Ut fra det som er kjent om de ulike artenes trekkstrategier (Haftorn 1971, Gjershaug et al. 1994) kan en imidlertid angi to andre "gilder"; ett som inneholder kun stedegne, ikke trekkende arter (kalt for SED-guild). På grunnlag av de aktuelle artene fra Bymarka blir dette bestående av i alt 19 arter (jf. Tabell 1). Et annen "guild" inneholder de 24 trekkende artene i materialet (blir kalt for MIG-guild). De siste syv har enten en blandet strategi, dvs. at bare deler av bestanden trekker ut fra hekkeområdet på vinterhalvåret mens den øvrige overvintrer, eller de opptrer som invasjonsarter hos oss. Disse blir ikke knyttet til noen egen "guild". Til slutt kan vi foreta analyser på grunnlag av det totale artsmangfoldet (kalt TOT-guild).



Figur 1. Dendrogramframstilling av likheten i artsinventaret mellom de syv benyttete suksessjonsstadiene (jf. tekst til Tabell 1). «Single linkage»-metoden på grunnlag av «nearest neighbor» der måleintervallet er Pearson korrelasjonene er benyttet ved denne hierarkiske analysen.



Figur 2. Resultatet fra FACTOR-analysen som viser de ulike artenes (jf. Tabell 1) skår under faktor 1 (x-aksen) og faktor 2 (y-aksen). Arter med høyere skår enn 0,5 langs x-aksen utgjør den artskonstellasjonen som blir kalt OLD-guildet, og de som skårer like høyt langs y-aksen tilhører CON-guildet. Pilen ut fra art 6 viser at denne er fjernet fra artsgrupperingen som utgjør CON-guildet (jf. teksten). De fleste øvrige artene består av generalister som ikke er spesielt assosiert til det boreale barskoglandskapet.

4.2 Preferanser i forhold til suksesjonsstadiene

Som det ble antatt under den første hypotesen, så viser enkelte av de benyttede artskonstellasjonene klare preferanser i forhold til bestemte suksesjonsstadier. F.eks. ble det registrert en betydelig mer tallrik OLD-guild innenfor stadiene IV og V enn noen av de øvrige (Figur 3a), og artene som inngår i CON-guildet foretrekker stadiene III og IV (Figur 3b). ONEWAY-analysen med Scheffé's test bekrefter at det er sterkt signifikante forskjellene mellom suksesjonsstadiene når det gjelder artsmangfoldet innen de ulike "guildene". For

gruppen bestående av fuglearter tilpasset gammelskog (OLD-gildet) blir forskjellen mellom suksesjonsstadiene spesielt stor ($F = 23,31$, $df = 6$, $p < 0,001$); og så mye som 42% av variasjonen blir forklart (39,4 av en total kvadratsum på 93,5). For den andre skog-assosierte gruppen (CON-gildet) blir $F = 18,63$ ($df = 6$, $p < 0,001$) og 37% av variasjonen blir forklart (37,1 av 100,9). For de to "guildene" som utgjør arter med ulik trekkstrategi finner vi også signifikante forskjeller (Figurene 3c, d); der tilsvarende verdier for standfuglene (SED-guild) blir $F = 7,74$ ($df = 6$, $p < 0,001$) og 19%, og for trekkfuglene (MIG-guild) $F = 5,28$ ($df = 6$, $p < 0,001$) og 14% forklares. Foretas den samme analysen av hele artsmangfoldet (TOT-guild, jf. Figur 3e) blir $F = 11,47$ ($df = 6$, $p < 0,001$) og 26% av variasjonen er forklart. Scheffé's test viser at suksesjonsstadiene III, IV og V gjennomgående inneholder signifikant flere arter totalt sett (TOT-guild) enn bestander innen stadiene I og VI; i tillegg er stadium IV gjennomgående mer artsrikt enn stadium II. Når det gjelder gammelskogsguppen (OLD-guild) så er det signifikant flere arter i både stadium IV og V enn i stadiene I, II, III og I/Ib, og stadium VI har flere enn stadiene I og II. Med hensyn til den andre skog-assosierte gruppen (CON-guild) så er det gjennomgående flere arter innenfor bestandene som har suksesjonsstadiene III og IV enn de med stadier I, II eller VI; i tillegg har V i snitt signifikant flere arter enn I og VI. De to gruppene bestående av arter med ulike trekkstrategi har forskjellige preferanser når det gjelder skogsuksesjonen. Standfuglgruppen (SED-guild) er signifikant mer tallrik innen bestander med suksesjonsstadier IV eller V enn de som ligger innen stadiene II og VI; mens trekkfuglgruppen (MIG-guild) er signifikant bedre representert innen stadiene III og IV enn i I; og IV er også signifikant mer artsrik enn VI.

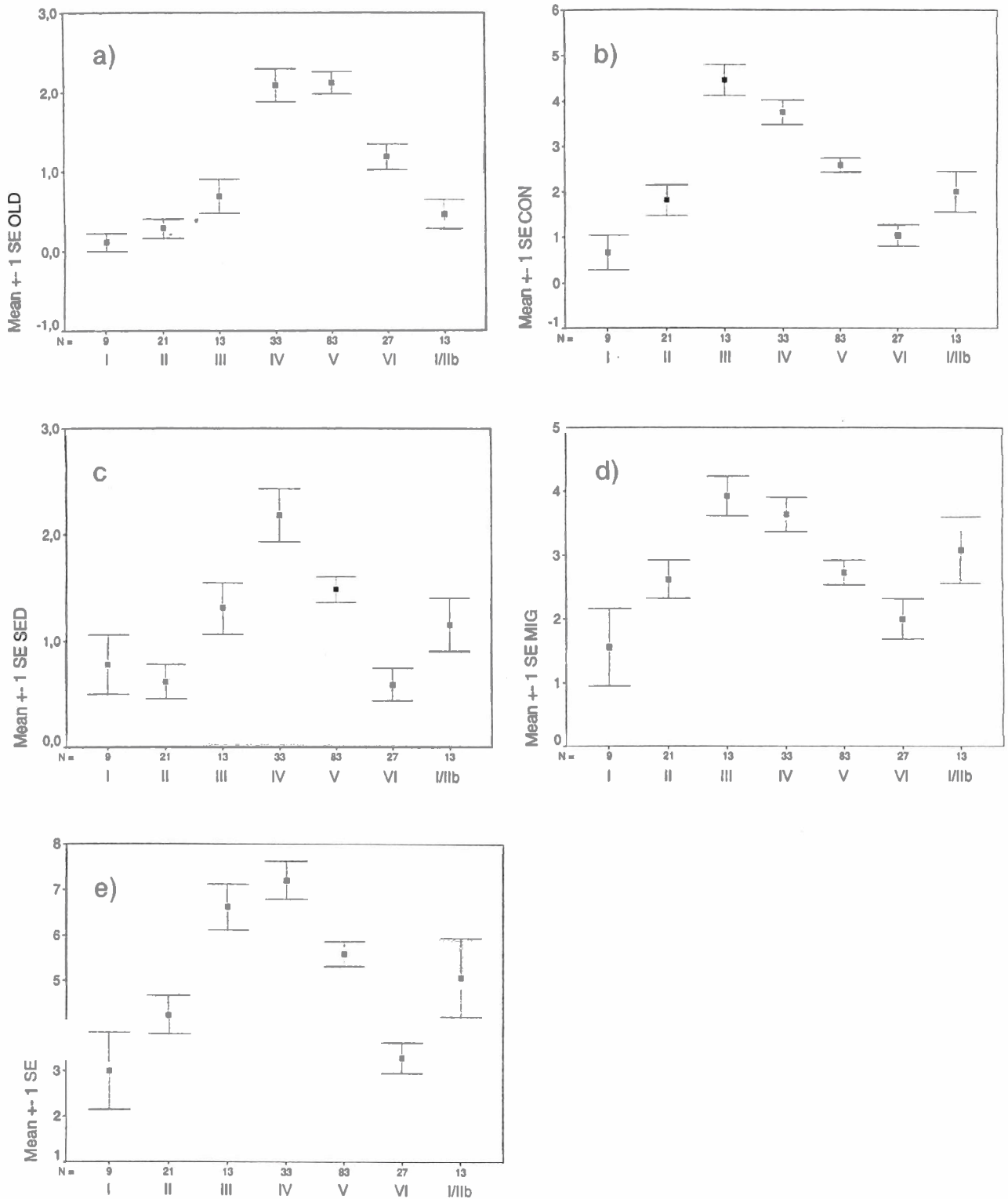
Det er videre en gjennomgående tendens til at punkter som er artsrike innen én av de aktuelle "guildene" også er det for de øvrige (Tabell 2). Imidlertid så kan forekomsten av gammelskogsarter (OLD-guild) bare forklare 8% (r^2) av det varierende artsmangfoldet innen den andre skog-assosierte fuglegruppen (CON-guild), og visa versa. Videre blir bare 3% av samvariasjonen i artsmangfoldet innen de to "guildene" med ulik trekkstrategi forklart. Når en skal foreta de videre analysene av hvilke egenskaper innen habitatene som gir signifikante bidrag til å forklare artsrikdommen, så innebærer dette at det er nødvendig å foreta separate analyser av hvert enkelt "guild".

Tabell 2. Korrelasjonskoeffisientene som angir likhetene i ornitologisk artsinventar mellom de ulike «guildene» innen de 199 punktene som ble benyttet i Bymarka i 1996. Signifikansnivå: ^{xxx}: $p < 0,001$, ^{*}: $p < 0,05$. Se avsnitt 4.1 for nærmere forklaring til hvilke artskonstellasjoner som tilhører de ulike benyttete «guildene»

	OLD	CON	SED	MIG	TOT
OLD	1,00				
CON	0,29 ^{xxx}	1,00			
SED	0,47 ^{xxx}	0,54 ^{xxx}	1,00		
MIG	0,33 ^{xxx}	0,56 ^{xxx}	0,16 [*]	1,00	
TOT	0,58 ^{xxx}	0,76 ^{xxx}	0,57 ^{xxx}	0,77 ^{xxx}	1,00

Tabell 3. Individuelle signifikans-nivåer for sammenhengen mellom artsmangfoldet innen de ulike «guildene» og de benyttete habitatparametrene. De som er angitt ovenfor den stiplede linjen er undersøkt ved hjelp av korrelasjonsanalyser og de kategoriserte variablene under de stiplede linjene er undersøkt ved hjelp av ONEWAY-analysene. C: + = positiv sammenheng, - = negativ sammenheng (for kategoriserte variable bare aktuelt for de med kun to alternativer), N = antall punkter. Angivelser i parentes innebærer at aktuelle signifikansnivå blir oppnådd når bare punkter innenfor stadiene III-VI (jf. tabell 1) inngår i analysen. Forklaringer til de enkelte parametrene er gitt i Appendix 1

Parametre	Punkter inkludert	C	N	Analysert guild				
				OLD	CON	SED	MIG	TOT
AREAL	stadier 1-5		172					
NIVÅ	alle	-	199		xxx	xx	xxx	xxx
BONITET	alle	+	199		xxx	xx	xxx	xxx
TRETETTHET	stadier 3-6	+	156		xx			
TREHØYDE	stadier 3-6	+	156	xxx	xxx	xxx	xx	xxx
TREBREDDE	stadier 3-6	+	156	xxx	xxx	xxx		xxx
TREBREDDEVARIASJON	stadier 3-6		156					
TREDIVERSITET	alle	-(+)	199	xx/(0)	(x)			
GRAN	alle	+	199		xxx	x	x	xxx
FURU	alle	-	199		xx		xx	xxx
LERK	alle	+	199				xx	xxx
LAUV	alle	-(+)	199	xxx	(xx)		(xx)	(xx)
NLAUV	alle	+	199		(x)		x/(xx)	(x)
BUSK	stadier 3-6		156					
NBUSK	stadier 3-6		156					
VOLUM	stadier 3-5		129					
TREHØYDESNITT	stadier 3-5	+	126	x				
GRUNNFLATE	stadier 3-5		126					
GAMMEL100	stadier 4-5	+	112	x		xx		
GAMMELDIFF	stadier 4-5	+	112	x		xx		
UNGSKOG	stadier 4-5		112					
PRODSKOG	stadier 4-5		112					
MYR	stadier 4-5		112	xx		x		
VEI	stadier 4-5		112					
SKRAP	stadier 4-5		112					
KRONESJIKT	stadier 3-6	+	156		xx	x	x	xx
KRONEDEKKE	stadier 3-6		156	x	xx		x	xx
BASISDEKKE	stadier 3-6		156		xx	x	xxx	xxx
DØDBAR	stadier 3-6		156					
DØDLAUV	stadier 3-6		156					
DØDLIGG	stadier 3-6		156					
GLENNE	stadier 3-6		156					
DOMTRE	alle		199	xxx	xx		xx	xx
OR	alle	+	199		xxx		xx	xxx
BEKK	alle	+	199					
FUKT	alle	+	199	xx		xx		xx
STI	alle	+	199		xx		xx	xxx
KANTVANN	alle		199					
KANTBEKK	alle	+	199		xx		x	x
KANTMYR	alle	+	199	x				
KANTDYRK	alle	+	199		xx		xx	xx
HELVING	alle		199		xxx		x	xxx
EKSPONERING			182					



Figur 3. Variasjon i artsmangfold (gjennomsnittsverdi og intervallet for en standardfeil) innen de syv suksesjonsstadiene (N angir antall takserte punkter innen de aktuelle stadiene, mens I (til I/IIb) angir det aktuelle stadiet, jf. tekst til Tabell 1) for de ulike benyttete artskonstellasjonene (guildene): a) OLD-guildet, b) CON-guildet, c) SED-guildet, d) MIG-guildet, e)TOT-guildet

4.3 Betydningen av ulike habitatparametre

De fem aktuelle artskonstellasjonene er analysert separat med hensyn til samtlige 43 benyttede habitatparametrene (jf. Appendix 1). Det blir funnet mange statistiske signifikante sammenhenger mellom flere av disse parametrene og stort artsmangfold innen de ulike "guildene" (jf. Tabell 3). De kategoriserte variablene ble statistisk behandlet ved hjelp av enveis variansanalyser (ONEWAY) og for de "kontinuerlige" ble det benyttet en Pearson korrelasjonsanalyse (etter at de var blitt normalisert ved transformasjoner, jf. 3.3).

Ved å benytte Scheffé's test for de kategoriserte variablene får en bekreftet at gruppen bestående av gammelskogtilpassete arter (OLD-guild) er mest tallrikt innen bestander der gran og furu er det dominerende treslaget (jf. DOMTRE-variabelen i Tabell 3 og Appendix 1). Også for den andre skog-assosierte gruppen (CON-guild) er det statistisk sett DOMTRE som har størst betydning, men Scheffé's test kan ikke peke ut noe enkelt treslag som er signifikant mer viktig enn de øvrige (på 0,05 nivået). Både innen MIG og TOT er det signifikant større artsrikdom i bestander der gran er det dominerende treslaget sammenlignet med de som er dominert av furu. For bestander innen senere suksesjoner finner vi videre at det innenfor TOT, MIG og OLD forekommer signifikant flere arter innen punktene med små lysåpninger i kronedekket sammenlignet med de som har store åpninger (KRONEDEKKE-variabelen); mens det for CON-guildet ble funnet en signifikant preferanse for bestander med sluttede kronedekker i forhold til de med store lysåpninger. Bestander med et tett greinsjikt ved basis av bartrærne (BASISDEKKE-variabelen) er signifikant foretrukket for alle "guildene", med unntak av OLD-guildet. Tilgangen på dødt virke (DØDBAR, DØDLAUV og DØDLIGG-variablene) viser ingen signifikant innflytelse på artsmangfoldet innen de aktuelle fuglegruppene i dette studieområdet. Innen disse senere suksesjonsbestandene har både CON og TOT signifikante størst artsmangfold innen punkter som har en kort avstand til nærmeste skogglenne (GLENNE-variabelen). CON, MIG og TOT har også signifikant færre arter innenfor punkter som var utplassert på flatt terreng sammenlignet med de som lå i mer hellende terreng (jf. HELNING-variabelen). De øvrige kategoriserte variablene beskriver karakterer som enten er til stede (1) eller som er fraværende (0). En eventuell signifikant positiv eller negativ respons med hensyn til artsmangfoldet innen de aktuelle "guildene" er angitt som "+" eller "-" i Tabell 3. Det samme er også gjort for de "kontinuerlige" variablene som har signifikante betydning for artsmangfoldet innen i representative "guildene".

4.4 Verifisering av de mest betydningsfulle habitatparametrene

De observerte variasjonene i artsmangfoldet innen de ulike "guildene" kan et stykke på vei forklares ved hjelp av en enkel faktoriell variasjonsanalyse (ANOVA). Bare de kategoriserte variablene som hver for seg har vist seg å gi signifikante bidrag (positive eller negative) i forhold til artsmangfoldet innen det aktuelle "guildet" (jf. Tabell 3), blir tatt inn i disse analysene. Når denne analysen blir kjørt på forekomsten av arter innen OLD-guildet, finner vi at modellen forklarer 12% (11,3 av totalt 92,8, jf. Tabell 4) av artsvariasjonen, der DOMTRE og FUKT at begge gir signifikante bidrag. DOMTRE aleine bidrar med å forklare 6,5 %. For CON-guildet blir 22% av variasjonen i artsmangfold forklart av modellen (21,9 av totalt 100,4, df = 10), og her gir OR (25 % forklares) og HELNING (5 % forklares) separate signifikante bidrag. For de to "guildene" bestående av arter med ulik trekkstrategi kan modellen på grunnlag av de aktuelle kategoriserte variablene bare predikere 3 % (2,6 av totalt 82,4) av artsmangfoldet innen SED-guildet (FUKT-variabelen er den eneste aktuelle), og for MIG-guildet forklares 18 % (15,3

av totalt 83,8) av variasjonen i artsmangfolde; OR, STI og KANTDYRK gir separate, signifikante bidrag og alle forklarer omlag 2% av den totale variasjonen. Når det gjelder variasjonen i totalt artsmangfold (TOT-gildet), predikerer de kategoriserte variablene 26% (18,8 av totalt 73,2); OR, STI, KANTDYRK, HELNING og FUKT gir alle signifikante bidrag og forklarer hver for seg fra 2,5 til 5% av variasjonen (jf. Tabell 4 for nærmere detaljer).

Tabell 4. Resultat fra ANOVA analysene av de kategoriserte variable som ble innsamlet fra alle suksesjonsstadiene (N = 199). Bare de som bidrar med signifikante sammenhenger (jf. Tabell 3) ovenfor de aktuelle guildene (artsgrupperingene) blir tatt med i modellen. Kvadratsummene (Σ), antall frihetsgrader (df), forholdene mellom største og minste varians (F) og signifikansnivåene (p) for testene er angitt.

Guild	Source	Σ	df	F	p
OLD	FUKT	2.28	1	5.35	0.022
	KANTMYR	1.31	1	3.07	0.082
	DOMTRE	6.05	3	4.73	0.013
	Model	11.26	5	5.28	<0.001
	Total	92.79	196		
CON	DOMTRE	2.42	3	1.91	0.129
	OR	2.56	1	6.05	0.015
	STI	1.29	1	3.05	0.083
	KANTBEKK	1.50	1	3.54	0.061
	KANTDYRK	1.48	1	3.51	0.063
	HELNING	5.36	3	4.23	0.006
	Model	21.94	10	5.20	<0.001
	Total	100.43	196		
SED	FUKT	2.57	1	6.33	0.013
	Model	2.57	1	6.33	0.013
	Total	82.36	198		
MIG	DOMTRE	2.65	3	2.39	0.070
	OR	1.70	1	4.61	0.033
	STI	2.14	1	5.79	0.017
	KANTBEKK	0.61	1	1.65	0.201
	KANTDYRK	1.85	1	5.01	0.026
	HELNING	2.06	3	1.86	0.138
	Model	15.26	10	4.14	<0.001
	Total	83.83	196		
TOT	DOMTRE	1.05	3	1.19	0.314
	OR	1.84	1	6.28	0.013
	STI	2.12	1	7.23	0.008
	KANTDYRK	3.00	1	10.25	0.002
	HELNING	3.45	3	3.94	0.009
	FUKT	2.29	1	7.84	0.006
	Model	18.83	10	6.44	<0.001
	Total	73.21	196		

Når en inkluderer de kategoriserte variablene som kun ble innsamlet for suksesjonsstadiene III-VI (antall aktuelle punkter blir da redusert til 156), kommer KRONEDЕКKE med som en tilleggsparemeter for OLD-guildet (jf. Tabell 3). Imidlertid forklarer nå modellen bare 8% av variasjonen (4,3 av totalt 53,3), og ingen av de aktuelle variablene gir separate, signifikante bidrag, noe for øvrig selve modellen knapt makter å gjøre i dette tilfellet ($p = 0,049$, jf. Tabell 5). Ved tilsvarende ANOVA-analysen av CON-guildet er det mange variabler som inngår, og 36 % av variasjonen i artsmangfoldet kan predikeres på grunnlag av disse (24,4 av totalt 67,0); OR og HELNING er imidlertid de eneste som gir separate, signifikante bidrag (forklarer henholdsvis 2 og 7 %). I modellen for SED-guildet gir ingen separate variabler signifikant bidrag, og bare vel 8 % av variasjonen forklares (5,3 av totalt 62,7). For MIG-guildet kan ca. 23% av variasjonen forklares (14,2 av totalt 62,9); STI er den eneste som gir noe separat, signifikant bidrag (forklarer 2%). Trettiseks prosent av artsmangfoldet innen TOT-guildet kan predikeres på grunnlag av de aktuelle kategoriserte variablene (19,0 av totalt 52,2); STI, KANTDYRK, HELNING og BASISDEКKE gir alle signifikante bidrag (varierende fra 2 til 5,5 %, jf. Tabell 5 for nærmere detaljer).

De "kontinuerlige" variablene som gir signifikante bidrag (positive eller negative) i forhold til artsmangfoldet innen de ulike "guildene" blir kjørt sammen i trinnvise regresjons-analyser. Dette for å avdekke hvilke parametre som har størst innvirkning på mangfoldet. Når en foretar analyser av de variabler som ble målt innen alle punktene/bestandene (jf. Tabell 6), er det for OLD-guildet sitt vedkommende bare den negative sammenhengen med for mye lauvskoginnslag som statistisk signifikant kan forutsies (justert $R^2 = 0,08$ for LAUV). For CON-guildet forklarer NIVÅ og GRAN-variablene 19 % (justert R^2) av variasjonen under denne forutsetningen (BONITET går inn som 1. trinn, men blir senere fjernet igjen, jf. Tabell 6). Når kun de parametrene som er inntatt i skogtaksten blir benyttet forklarer BONITET og NIVÅ tilsammen 16 % (BONITET inngår først, og forklarer aleine nærmere 14 %). Tilsvarende forklarer NIVÅ og GRAN 6 % av variasjonen innen SED-guildet (NIVÅ aleine 4 %). BONITET og LERK variablene forklarer 8 % av variasjonen innen MIG-guildet (BONITET aleine 6 %). Når det gjelder det totale artsmangfoldet (TOT-guildet) så forklarer NIVÅ, GRAN og LERK variablene tilsammen 20 % av variasjonen (BONITET kommer inn som 1. trinn, men blir senere fjernet igjen); de to parametrene BONITET og NIVÅ fra skogtaksten forklarer tilsammen 15 %.

Dersom en i tillegg inkluderer de parametrene som ble målt innen suksesjonsstadiene III-VI (antall punkter blir 156), blir 15 % av variasjonen i artsantall innen OLD-guildet forklart av TREHØYDE og TREBREDDE (jf. Tabell 7). Hele 45 % av variasjonen innen CON-guildet blir forklart under samme forutsetning; BONITET, TREDIVERSITET, NIVÅ og GRAN gir alle positive bidrag. For SED-guildet blir 14 % forklart av TREHØYDE og NIVÅ; for MIG-guildet får vi 18% forklaring ved hjelp av BONITET, LAUV og LERK; og så mye som 36 % av den totale variasjonen i artsmangfold (TOT-guildet) blir forklart når BONITET, LAUV, NIVÅ og TREHØYDE går inn i modellen. BONITET aleine forklarer 36 % av variasjonen i artsmangfold innen CON-guildet, og TREDIVERSITET bidrar med ytterligere 6 %. For TOT-guildet sitt vedkommende forklarer BONITET aleine 26 %, og LAUV bidrar med 5 %. Videre er TREHØYDE en viktig enkeltparameter for SED-guildet, ettersom denne aleine forklarer 11% av variasjonen i artsmangfold.

De "kontinuerlige" variablene som blir målt for suksesjonsstadiene III-V under skogtaksten (VOLUM, TREHØYDESNITT og GRUNNFLATE), gir bare én positiv sammenheng (jf. Tabell 3, nemlig den mellom OLD-guildet og TREHØYDESNITT (4 % av variasjonen forklares ved hjelp av denne variabelen).

Tabell 5. Resultatet fra ANOVA analysene av de kategoriserte variable som ble målt innen bestander som lå innenfor suksesjonsstadiene III, IV, V og VI (N=156). For nærmere forklaring se tekst til Tabell 4.

Guild	Variabel	Σ	df	F	p
OLD	KRONEDEKKE	1.45	2	2.18	0.146
	DOMTRE	1.40	2	2.11	0.125
	FUKT	0.65	1	1.96	0.164
	KANTMYR	0.21	1	0.63	0.429
	Model	4.33	6	2.17	0.049
	Total	53.28	153		
CON	KRONEDEKKE	0.85	1	2.73	0.101
	KRONESJIKT	0.77	2	1.24	0.293
	BASISDEKKE	0.32	2	0.51	0.601
	GLENNE	0.83	2	1.33	0.267
	DOMTRE	0.52	2	0.83	0.437
	OR	1.57	1	5.06	0.026
	STI	0.93	1	2.99	0.086
	KANTBEKK	0.14	1	0.43	0.512
	KANTDYRK	0.26	1	0.84	0.362
	HELNING	4.44	3	4.76	0.003
	Model	24.37	16	4.90	<0.001
	Total	66.95	153		
SED	KRONESJIKT	1.15	1	3.04	0.083
	BASISDEKKE	2.01	2	2.64	0.075
	FUKT	1.12	1	2.95	0.088
	Model	5.29	4	3.48	0.010
	Total	62.68	155		
MIG	KRONESJIKT	0.27	1	0.77	0.383
	KRONEDEKKE	0.32	2	0.46	0.636
	BASISDEKKE	2.11	2	3.01	0.052
	DOMTRE	0.28	2	0.40	0.671
	OR	0.61	1	1.73	0.190
	STI	1.40	1	4.00	0.047
	KANTBEKK	0.11	1	0.30	0.585
	KANTDYRK	0.63	1	1.81	0.181
	HELNING	1.23	3	1.17	0.324
	Model	14.21	14	2.90	0.001
	Total	62.85	153		
TOT	KRONESJIKT	0.02	1	0.10	0.752
	KRONEDEKKE	0.05	2	0.10	0.909
	BASISDEKKE	1.60	2	3.31	0.039
	GLENNE	0.39	2	0.80	0.450
	DOMTRE	0.23	2	0.48	0.622
	OR	0.73	1	3.00	0.086
	FUKT	0.89	1	3.68	0.057
	STI	1.64	1	6.79	0.010
	KANTDYRK	0.95	1	3.90	0.050
	HELNING	2.86	3	3.94	0.010
	Model	19.03	16	4.91	<0.001
	Total	52.19	153		

Tabell 6. Resultater fra de trinnvise regresjonsanalysene av habitatvariable som ble innsamlet fra alle suksesjonsstadier (N=199). Bare de variablene som i følge Tabell 3 bidrar med signifikante sammenhenger ovenfor de aktuelle guildene (artsgrupperingene) blir inntatt i modellen. Trinnet de aktuelle variablene blir inntatt etter fjernet fra modellen (- foran variabelnavnet), multipel R, justert R^2 og F-verdiene for hele regresjonene med signifikansnivåene (p) er angitt.

Guild	Trinn	Variabel	R	R^2	F	p
OLD	1	log (LAUV+1)	0.29	0.08	18.09	<0.001
CON	1	log BONITET	0.37	0.14	32.10	<0.001
	2	log NIVÅ	0.41	0.16	20.05	<0.001
	3	log (GRAN+1)	0.45	0.19	16.51	<0.001
	4	-log BONITET	0.44	0.19	23.62	<0.001
SED	1	log NIVÅ	0.21	0.04	8.93	0.003
	2	log (GRAN+1)	0.27	0.06	7.64	0.001
MIG	1	log BONITET	0.25	0.06	13.54	<0.001
	2	log (LERK+1)	0.30	0.08	9.58	<0.001
TOT	1	log BONITET	0.35	0.12	27.86	<0.001
	2	log NIVÅ	0.40	0.15	18.62	<0.001
	3	log (GRAN+1)	0.44	0.18	15.51	<0.001
	4	-log BONITET	0.43	0.18	22.69	<0.001
	5	log (LERK+1)	0.46	0.20	17.21	<0.001

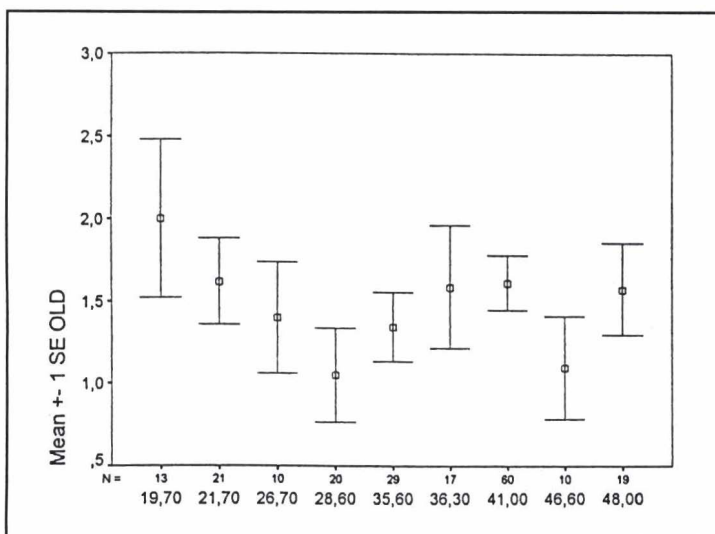
Tabell 7. Resultater fra de trinnvise regresjonsanalysene av habitatvariable som ble innsamlet fra suksesjonsstadiene III, IV, V og VI (N=156). Bare de variablene som i følge Tabell 3 bidrar med signifikante sammenhenger ovenfor de aktuelle guildene (artsgrupperingene) blir inntatt i modellen. Trinnet de aktuelle variablene blir inntatt etter fjernet fra modellen (- foran variabelnavnet), multipel R, justert R^2 og F-verdiene for hele regresjonene med signifikansnivåene (p) er angitt.

Guild	Trinn	Variabel	R	R^2	F	p
OLD	1	log TREHØYDE	0.36	0.13	23.30	<0.001
	2	log TREVIDDE	0.40	0.15	14.18	<0.001
CON	1	log BONITET	0.60	0.36	88.27	<0.001
	2	TREDIVERSITET	0.66	0.42	57.59	<0.001
	3	log NIVÅ	0.67	0.44	41.39	<0.001
	4	log (GRAN+1)	0.68	0.45	32.90	<0.001
SED	1	log TREHØYDE	0.33	0.11	19.35	<0.001
	2	log NIVÅ	0.39	0.14	13.96	<0.001
MIG	1	log BONITET	0.34	0.11	20.18	<0.001
	2	log (LAUV+1)	0.41	0.16	15.79	<0.001
	3	log (LERK+1)	0.44	0.18	12.18	<0.001
TOT	1	log BONITET	0.52	0.26	56.60	<0.001
	2	log (LAUV +1)	0.57	0.31	35.99	<0.001
	3	log ALTITUDE	0.59	0.34	27.61	<0.001
	4	log TREEHEIGHT	0.61	0.36	22.29	<0.001

4.5 Fragmenteringseffekten

Artene som inngår i OLD og SED-guildene har vist seg å ha klare preferanser til eldre produksjonsskog eller gammelskog. For disse kan det derfor være aktuelt å studere nærmere innflytelsen fra de habitattypene som omkranser takseringsarealet (variablene som beskriver habitatet i nærområdene, GAMMEL100 til og med SKRAP i Tabell 3, blir derfor kun analysert mot OLD og SED). Både GAMMEL100 og GAMMELDIFF har signifikant positivt innvirkning og MYR har signifikant negativ innvirkning på artsmangfoldet innen disse guildene. For de øvrige variablene (blant annet andelen med hogstflater av nyere dato, for nærmere forklaring se Appendix 1) framkommer det ikke noen signifikante sammenhenger, jf. Tabell 3. Dette innebærer at det er en viss lokal effekt fra de habitattypene som måtte finnes innenfor arealene som omkranser disse takseringspunktene. Skal en oppnå et størst mulig artsmangfold innen OLD-guildet er en betydelig andel med eldre skog, og ditto liten andel med myr, innenfor de tilgrensende arealene av signifikant betydning. Det kan derfor etterspores en viss lokal fragmenteringseffekt innen undersøkelsesområdet. En trinnvis regresjons-analyse viser at av de aktuelle "fragmenterings"-variablene er det bare MYR-variabelen som har noen signifikant forutsigbar verdi for artsmangfoldet innen OLD-guildet; og denne forklarer 5 % av variasjonen. For SED-guildet er det bare GAMMEL100 som kommer med når en benytter samme statistiske modell, og denne variabelen gir samme forklaringsprosent her som MYR ga for OLD-guildet sitt vedkommende.

Den aktuelle skogeiendommen til Trondheim kommune er inndelt i ulike driftsenheter (teiger), der graden av driftsutnyttelsen så vel som den naturgitte andelen med myr, skrap og impediment varierer. Andelen med gjenstående eldre produksjonsskog og gammelskog varierer følgelig også betydelig, - fra omkring 20% til 48% innenfor de aktuelle studerte teigene (Figur 4). Innenfor denne variasjonsbredden ble det ikke påvist noen signifikant korrelasjon med artsmangfoldet innefor OLD-guildet ($r = -0,09$, n.s.); - artskonstellasjonen som forventes å kunne bli påvirket av en for sterk fragmentering av de eldre skogbestandene. Som figuren viser ble faktisk den mest artsrike gammelskogsfaunaen påvist innenfor teigen med minst gammelskog. Dette tilsynelatende paradokset kan sannsynligvis forklares ved at det er de teigene som har minst gjenstående gammelskog som også er de som huser den groveste skogen, eller at disse inneholder en overvekt av andre foretrukne egenskaper. Dette medfører at de gjenstående eldre produksjon- og gammelskogbestandene blir ekstra attraktive for den gammelskogtilpassete fuglegruppen, selv om de forekommer på relativt mindre andel av arealet her enn ellers i området. I følge ONEWAY analysen har imidlertid ingen av de aktuelle teigene signifikant større artsmangfold enn noen av de øvrige ($F = 0,74$, $df = 8$, $p = 0,66$).



Figur 4. Artsmangfoldet innen OLD-guildet (gjennomsnittsverdi og intervallet for en standardfeil) innenfor bestander med suksesjonstrinn IV eller V innen 9 ulike delområder («teiger») av Trondheim Bymark. «Teigene» er rangert etter deres andel med gjenstående drivverdig skog (angitt som % av arealet). N = antall punkter som kommer med innen de ulike «teigene».

5 DISKUSJON

5.1 Foretrukne suksesjonsstadier og habitatparametre

Endringer i skoglandskapet (så vel forårsaket av naturlig dynamikk som menneskeskapte inngrep) har stor innvirkning på pattedyr- og fuglefaunen innen boreal skog, og spesielt da på de artene som er tilpasset det miljøet vi finner innen urskog eller gammelskog (Manuwal & Huff 1987, Carey 1989, Sonerud 1991, Lundquist & Mariani 1991, Ralph et al. 1991, Virkkala et al. 1994a, b). Derfor, som antatt i den første hypotesen (jf. innledningen), vil visse artskonstellasjoner (guilds) ha signifikante preferanser i forhold til visse stadier i skogsuksesjonen. Dessuten er det mye større variasjon i artssammensetningen innen fuglesamfunnet i de tidlige, mer åpne suksesjonsstadiene enn innen de senere, inklusive klimaks-stadiet (Blondel & Farre 1988). Dette ble også funnet å være tilfelle i Bymarka (jf. Figur 3e).

Resultatene fra undersøkelsene i Bymarka viser at enkelte habitatparametre bidrar signifikant til å forklare det varierende artsmangfoldet innen ulike artskonstellasjoner og for fuglesamfunnet som helhet. De ulike «guildene» viser seg også å ha individuelle habitatpreferanser, der de viktigste er som følger:

1) For OLD-gildet (som består av spesialister knyttet til gammel barskog) er suksesjonstadiet den mest betydningsfulle parameteren, og eldre produksjonsskog (IV) og gammelskog (V) er de klart prefererte stadiene. Videre blir bestander med høye bartrær der grana er det dominerende treslaget, og følgelig lite innslag av lauvtrær, foretrukne. Mindre partier med sumpmark og kanter mot myrdrag har også en positiv effekt på artsmangfoldet innen denne artskonstellasjonen. Dette skulle tilsi at det er ikke ønskelig med en alt for homogen og lukket skogbestand. På de omliggende arealene bør det likevel ikke være for stor andel med myr, men heller en kontinuitet med skog i stadiene IV eller V.

2) CON-gildet (som består av mer generalistiske arter innen barskog og blandingsskog bar/lauv) viser preferanser ovenfor lavereliggende, yngre (III) og eldre (IV) produksjonsskog på god bonitet og gjerne i klart hellende terreng. Gran og or er foretrukne treslag, og en variert artssammensetning i tresjiktet gir et positivt bidrag til å høyne artsmangfoldet her. Likeledes inneholder bestander med kanteffekter mot vassdrag (bekker) eller dyrkamark relativt mange av disse skoggeneralistene.

3) Det totalt sett største artsmangfoldet (jf. TOT-gildet) ble registrert innen punkter som lå i bestander som har mange av de samme egenskapene som beskrevet for CON-gildet. I stedet for høy trediversitet har imidlertid bestander med stort lauvtreinnslag, samt tilstedeværelse av lerk, gjennomgående større artsmangfold enn de øvrige bestandene i Bymarka. Maksimalt artsmangfold er også knyttet til skoghabitat der det er fuktig og bartrær med mye greiner ved basis av stammene.

4) De to grupperingene en får ved en inndeling på grunnlag av de aktuelle artenes trekkstrategi, SED- og MIG-gildene, har noenlunde samme preferanser som henholdsvis OLD- og CON-gildene, men for SED-gildet har lavereliggende beliggenhet en mer klar positiv innvirkning enn det som var tilfellet for OLD-gildet sitt vedkommende.

Dette viser at hypotesene 3 og 4, som antar at de ulike benyttede artskonstellasjonene ("guildene") har individuelle preferanser i forhold til hvilke habitategenskaper som blir fore-

trukne, blir klart støttet av de foreliggende resultatene fra Bymarka. Skogbestander som totalt sett inneholder et størst mulig mangfold av fuglearter har andre egenskaper enn de som representerer optimale betingelser for arter som er knyttet til eldre skog.

Den andre hypotesen, som forutsetter ingen sammenheng mellom preferansene til de ulike guildene, f.eks. OLD og TOT-guildet, blir likevel ikke helt understøttet av de foreliggende resultatene (jf. Tabell 2). Ingen av korrelasjonskoeffisientene er imidlertid spesielt høye, slik at det er det store antallet med takserte punkter som bidrar til at disse korrelasjonene blir signifikante.

Det hadde også vært mulig å inndele fuglesamfunnet etter andre kriterier. Dette ville trolig ha avslørt andre viktige habitategenskaper. En mulig slik gruppering kunne ha bestått av de hulerugende artene i området, en artskonstellasjon som fra andre studier er kjent for å ha en klar preferanse ovenfor bestander med mye gamle og døde trær (Zarnowitz & Manuwal 1985, Newton 1994, Angelstam & Mikusinski 1994, Hutto 1995, Stenberg & Hogstad 1995, Amcoff & Eriksson 1996). En artsrik fauna av hulerugende fugler avspeile gjerne at det også finnes et stort artsmangfold innen andre systematiske grupper; - f.eks. av trenedbrytende insekter, spesielt av biller (Coleoptera) der det inngår flere truede og sjeldne arter (Väisänen et al. 1993), så vel som sårbare skogsarter innen høyerestående planter, moser, lav og sopp som er knyttet til døde stående og liggende trær (Nilsson & Ericson 1992). Habitatpreferansene til hulerugerne kan derfor gi viktige indikasjoner på hvilke egenskaper som har mer generell betydning for å bevare artsmangfoldet innen skoglandskapet (Virkkala et al. 1994b). I Bymarka er det imidlertid satt opp et betydelig antall fuglekasser innen ulike suksjonsstadier. Dette påvirker forekomsten av huleruger i så stor grad at det ikke er mulig å foreta noen reell preferanseanalyse for denne artskonstellasjonen her. Likevel er mange av de habitatparametrene som ble påvist å ha stor betydning for bevarelsen av det ornitologiske artsmangfoldet i Bymarka sammenfallende med de som er funnet fra andre skogøkologiske studier (Franzreb & Ohmart 1978, Fuller & Moreton 1987, Boström 1988, Helle & Fuller 1988, Angelstam 1992, Esseen et al. 1992, Willson & Comet 1996).

5.2 Fragmenteringseffekten og arealkrav

Alle de aktuelle driftsenhetene (teigene) i Bymarka har fortsatt en betydelig andel med eldre produksjonsskog eller gammelskog, og de fleste teigene har mer enn 1/3 av arealet dekket med bestander som tilhører disse suksjonsstadiene. Noen større fragmenteringseffekt (jf. Haila 1990), som kunne forventes i følge hypotese 5 for artskonstellasjonen knyttet til gammel skog (OLD-guildet) sitt vedkommende, ble ikke påvist innen noen av de aktuelle teigene i Bymarka. Til det er det trolig fortsatt for mye egnet habitat til stede. Likevel ble det innen punktene som lå innenfor suksjonsstadiene IV og V påvist en lokal påvirkning fra omliggende arealer når disse inneholdt visse bestemte habitattyper. Artsmangfoldet innen OLD-guildet reagerer spesielt negativt på en stor andel med myr innenfor de tilgrensende arealene til takseringspunktene. Det er da også kjent at størrelsen på hver enkelt sammenhengende bestand med eldre skog har betydning for artsmangfoldet, ettersom f.eks. hulerugere (som primært finnes i eldre skog) foretrekker store sammenhengende egnede habitater, gjerne større enn 5 km² (Virkkala et al. 1994b). En slik preferanse en stor andel med ovenfor eldre skog innen de tilgrensende arealer til takseringspunktene ble også påvist i Bymarka.

Forekomsten av visse gammelskogtilpassete arter kan også være påvirket av at skogarealene i

Bymarka totalt sett bare utgjør ca. 70 km², og at dette området er omkranset av marine, urbane eller agrare arealer (som er oppstykket av restbestander med skog). I Finland har en i alle fall registrert at visse "taiga-arter" bare makter å opprettholde sine bestandsstørrelser innenfor meget store sammenhengende "opprinnelige" skoglandskap (i størrelsesorden 1000 km²) (Virkkala 1991). Forklaringen på dette store arealkravet kan være størrelsene av "home rangene" til visse spesialister innen gammelskogen. For eksempel er vinterhabitatet til én hønsehauk *Accipiter gentilis* omkring 57 km² i boreal skog i sentrale deler av Sverige (Widén 1989), jaktområdet til en kongeørn *Aquila chrysaetos* ca. 100 km² (Cramp & Simmons 1980) og et familieterritorium til lavskrika *Perisoreus infaustus* i det nordlige boreale barskogområdet er 1 - 1.5 km² om vinteren og noe mindre i hekkesesongen (Blomgren 1964, Lindgren 1975). Andre gammelskogtilpassete arter har imidlertid beskjedne arealkrav. En flokk granmeis *Parus montanus* oppholder seg innen et skogareal på 25-31 ha gjennom vinteren (Hogstad 1987), og fuglekongen *Regulus regulus* kan finne føde til ungene sine fra et areal på bare 0.05 ha (Haftorn 1986:57). Derfor står vi ovenfor et skalaproblem (jf. Angelstam 1992), og dette må bli tatt seriøst dersom en skal drive en fornuftig flersidig skogsdrift. Hovedmålsettingen må være å komme fram til en hogstutførelse som best mulig opprettholder artsmangfoldet og funksjonelle bestandsstørrelser (jf. Janzen 1983) til alle de fugleartene som er tilpasset et "opprinnelig" skoglandskap, uansett deres krav til «home range»-størrelser. Helt konkret vil en slik målsetning kreve en landskapsøkologisk planlegging som også omfatter deler av arealene utenom Bymarka. Slik situasjonen enda er innen arealene som er dominert av jordbruk (spesielt i sørøst) har Bymarka fortsatt en utveksling med omliggende skogsområder. Dette bidrar til at bestandene av så mange gammelskogtilpassete fuglearter fortsatt opprettholdes, og forekommer relativt vanlige her. Skal vi også i framtida kunne oppleve et så rikt artsmangfold er det derfor viktig at de siste skogkorridorane mellom Trondheim Bymark og de omliggende store skogsområder fortsatt får bestå.

Alt i alt beskriver stikkprøvemodellen (Connor & McCoy 1979, Haila 1983, Andrén 1994) trolig nokså godt dagens forhold for de gammelskogtilpassete fugleartene i Bymarka. Selv om vi påviser svake indikasjoner på fragmenteringseffekter, og selv om noen få individer av de aktuelle artene ble registrert utenom de prefererte suksesjonsstadiene (IV og V), tilsier dette at bestandene av gammelskogassosierte arter vil avta tilnærmet proporsjonalt med avviket areal. Disse bestandene vil ikke kunne bygge seg opp igjen før de siste suksesjonsstadiene på nytt er nådd innen de avvikete arealene.

5.3 Noen spesielle lokale forhold

Det lokale «problemet» knyttet til å kunne foreta analyser av hulerugende arter (på grunn av den store tilgangen på fuglekasser) er påpekt tidligere. I tillegg har preferansene ovenfor enkelte av de habitatparametrene som er aktuelle i Bymarka (f.eks. LERK, STI, KANTDYRK) trolig ingen generell overføringsverdi, ettersom deres betydning i undersøkelsesområdet primært reflekterer lokale miljøforhold.

Den lokale skoghistorien er heller ikke uten betydning. Tidligere tiders intensive bruk av denne skogen har medført at det i dag trolig ikke finnes bestander som er eldre enn 150 år i Trondheim Bymark. Når en vet at enkelte karaktertrekk knyttet til gammelskog først kommer tilsyne i skog som er eldre enn dette (jf. Timoney & Robinson 1996), har den historiske bruken av Bymarka trolig innvirkning på dagens artsmangfold her (men kanskje likevel ikke primært for fuglene sitt vedkommende).

5.4 Anvendelse ved framtidige hogstplaner

Når en skal legge opp hogststrategier som kan vareta det biologiske mangfoldet innen den boreal barskogssonen, er det bevarelsen av habitatpreferansene til de artene som er tilpasset et "opprinnelig" skoglandskap som bør vektlegges mest. Den resterende delen av fuglesamfunnet foretrekker enten yngre suksesjonsstadier eller andre habitattyper, og er følgelig ikke negativt påvirket av hogst. Hogstformen har også betydning for faunaen. Den typen av "flerbrukshogst" som er benyttet innen visse bestander i Bymarka, der det er gjensatt noen frøtrær eller skjermtrestillinger, resulterer gjerne i en noe mer sammensatt fauna enn det som er tilfellet innen tradisjonelle hogstflater. Spesielt på senere suksesjonstrinn vil en slik hogstform kunne bidra til å gi et flersjiktet og differensiert skogbilde, noe som bidrar til å høyne det biologiske mangfoldet. Dette skulle være av spesiell verdi for opplevelseskvalitetene innen et hyppig benyttet rekreasjonsområde slik som Trondheim Bymark. Denne hogstmetoden bør derfor fortsatt benyttes her i stedet for tradisjonell flateavvirkning. Dette aleine er imidlertid ikke tilstrekkelig for å opprettholde bestandene av gammelskogtilpassete arter.

Resultatene fra denne undersøkelsen viser tydelig at det er nødvendig med to ulike forvaltningsstrategier. Én strategi som kan sikre levedyktige bestander av de gammelskogtilpassete artene (som fra et bevaringsbiologisk synspunkt må være den primære målsetningen), og en annen som varetar opplevelsesverdien knyttet til et maksimalt samlet arts mangfold. Den første medfører at det innen betydelige arealer kun må foretas en forsiktig bleedningshogsthogst. Hvor stor tretetthet som kreves for de gammelskogtilpassete artene vil trolig variere noe for de aktuelle artene. Det gjenstår imidlertid å undersøke nærmere hvilke tretetthetsintervaller de aktuelle artene tolererer. I følge resultatene fra Bymarka synes det ikke nødvendig å legge disse mer restriktivt drevete arealene til bestander på de beste boniteter, de som gjerne gir de mest lønnsomme driftene. Generelt har alle arter individuelle preferanser. "Nøkkelparametrene" og "nøkkelbiotopene" til spesialistene innen gammelskogen må derfor varetas, og spesielt må en søke å opprettholde tilstrekkelige arealer for arter med store "home range". Dette gjelder skogarealer som har høy kvalitet som leke- og nærings-områder for storfugl *Tetrao urogallus* (Rolstad & Wegge 1987, 1989a, b, Rolstad et al. 1991, Helle et al. 1994, Wegge 1995). Videre må en sikre den rommelige forbindelsen, via korridorer, mellom egnede habitater for jerpe *Bonasia bonasia* (Swenson 1993, Beshkarev et al. 1994) og bevare hekkehabitater med tilstrekkelig størrelse og kvalitet for rovfugl og hulerugende ugler som er tilpasset klimaksstadiet innen det boreale skogarealer (Tjernberg 1983, Widén 1989, Solis & Gutierrez 1990, Sonerud 1991, Tømmeraas 1993, Mills et al. 1993). Den andre målsetningen om et stort totalt arts mangfold kan bli oppfylt innen skoglandskaper der det drives ganske så intensivt, - såfremt viktige strukturelle komponenter og rommelige mønstre blir opprettholdt (jf. (Angelstam 1992, Esseen et al. 1992, Haila et al. 1994, dette studiet).

Til slutt; - målsetningen om et reelt "bærekraftig" skogbruk kan bare bli oppnådd under et driftsregime som inkorporerer en oppdatert teoretisk og empirisk økologisk kunnskap i sine strategiske forvaltningsplaner. Dette ornitologiske delprosjektet fra Bymarka er et skritt på veien mot å utvikle et bedre planleggingsverktøy, noe som kan bidra til at denne målsetningen kan bli oppfylt ved kommende drifter innen boreal barskog.

6 LITTERATUR

- Abbott, I. 1978. Factors determining the number of land bird species on islands around south-western Australia. – *Oecologia* 33: 221-223.
- Amcoff, M. & Eriksson, P. 1996. Occurrence of three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus*) at the scales of forest stand and landscape. – *Ornis Svecica* 6: 107-119.
- Andersson, S. (red.) 1988. Fåglar i jordbrukslandskapet. – *Vår Fågelvärld*, Suppl. 12: 1-382.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. – *Oikos* 71: 355-366.
- Andrén, H. & Angelstam, P. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidences. – *Ecology* 69: 544-547.
- Andrén, H. & Delin, A. 1994. Habitat selection in the Eurasian red squirrel, *Sciurus vulgaris*, in relation to forest fragmentation. – *Oikos* 70: 43-48.
- Angelstam, P. 1992. Conservation of communities - the importance of edges, surroundings and landscape mosaic structure. s. 9-70 i: Hansson, L. (red.) *Ecological principles of nature conservation*. – Elsevier Appl. Sci., London.
- Angelstam, P. & Mikusinski, G. 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest - a review. – *Ann. Zool. Fennici* 31: 157-172.
- Angelstam, P. & Widén, P. 1987. Hänsynsregler i skogbruket - skogbrukets inverkan på livsbe-tingelserna för hålhäckande fåglar och rovfåglar. – *Viltnytt* 24: 48-51.
- Baillie, S.R. 1991. Monitoring terrestrial breeding bird populations. s. 112-133 i: Goldsmith, F.B. (red.) *Monitoring for conservation and ecology*. – Chapman & Hall, London.
- Beshkarev, A.B., Swenson, J.E., Angelstam, P., Andrén, H. & Blagovidov, A.B. 1994. Long-term dynamics of hazel grouse populations in source- and sink-dominated pristine taiga landscapes. – *Oikos* 71:375-380.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. – Acad. Press., London.
- Bibby, C.J., Phillips, B.N. & Seddon, A.J. 1985. Birds of restocked conifer plantations in Wales. – *J. Appl. Ecol.* 22: 619-633.
- Blomgren, A. 1964. Lavskrika. – Bonniers, Stockholm.
- Blondel, J. & Farre, H. 1988. The convergent trajectories of bird communities along ecological successions in European forests. – *Oecologia (Heidelberg)* 75: 83-93.
- Boström, U. 1988. Fågelfaunan i olika åldersstadier av naturskog och kulturskog i norra Sverige. – *Vår Fågelvärld* 47: 68-76.
- Carey, A.B. 1989. Wildlife associated with old-growth forests in the Pacific Northwest (USA). – *Nat. Areas J.* 9: 151-162.
- Connor, E.F. & McCoy, E.D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. – *Am. Nat.* 113: 791-833.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (red.) 1980. The birds of the western Palearctic, Vol. II. – Oxford Univ. Press, Oxford.
- Crête, M., Drolet, B., Huot, J., Fortin, M.-J. & Doucet, G.J. 1995. Post-fire stages of mammal and bird diversity in the north of Quebecois boreal forest. – *Can. J. For. Res.* 25: 1509-1518.
- Cumming, S.G., Burton, P.J., Prahacs, S. & Garland, M.R. 1994. Potential conflicts between timber supply and habitat protection in the boreal mixedwood of Alberta, Canada: a simulation study. – *For. Ecol. Manage.* 68: 281-302.
- DeSante, D.F. 1981. Censusing technique in a California coastal scrub breeding bird community. – *Stud. Avian Biol.* 6: 177-186.
- DeSante, D.F. 1986. A field test of the variable circular-plot censusing method in a Sierran sub-alpine forest habitat. – *Condor* 88: 129-142.

- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992. Boreal forest – the focal habitats of Fennoscandia. s. 252-325 i: Hansson, L. (red.) Ecological principles of nature conservation. – Elsevier Appl. Sci., London.
- Franzreb, K.E. & Ohmart, R.D. 1978. The effects of timber harvesting on breeding birds in a mixed-coniferous forest. – Condor 80: 431-441.
- Fuller, R.J. 1983. The use of point counts in patchy scrub habitats in England. s. 161-167 i: Purroy, F.J. (red.) Census de Aves en el Mediterráneo. – Proc. VII Int. Con. Bird Census IBCC, V Meeting EOAC. León, España 8-12.9.1981.
- Fuller, R.J. & Moreton, B.D. 1987. Breeding bird populations of Kentish sweet chestnut (*Castanea sativa*) coppice in relation to age and structure of the coppice. – J. Appl. Ecol. 24: 13-27.
- Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D. 1993. Birds as monitors of environmental change. – Chapman & Hall, London.
- Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.) 1994. Norsk fugleatlas. – Norsk ornitologisk forening, Klæbu.
- Haftorn, S. 1971. Norges fugler. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Haftorn, S. 1986. Fuglekongen - vår minste fugl. – NKS-Forlaget. (In Norwegian).
- Haila, Y. 1983. Land birds on northern islands: a sampling metaphor for insular colonization. – Oikos 41: 334-351.
- Haila, Y. 1990. Toward an ecological definition of an island: a northwest European perspective. – J. Biogeo. 17: 561-568.
- Haila, Y. 1994. Preserving ecological diversity in boreal forests: ecological background, research, and management. – Ann. Zool. Fennici 31: 203-217.
- Haila, Y., Hanski, I.K., Niemelä, J., Punttila, P., Raivio, S. & Tukia, H. 1994. Forestry and boreal fauna: matching management with natural forest dynamics. – Ann. Zool. Fennici 31: 187-202.
- Haila, Y., Järvinen, O. & Raivio, S. 1987. Quantitative versus qualitative distribution patterns of birds in the western Palearctic taiga. – Ann. Zool. Fennici 24: 179-194.
- Helle, P. 1985a. Effects of forest fragmentation on bird densities in northern boreal forests. – Ornis Fennica 62: 35-41.
- Helle, P. 1985b. Habitat selection of breeding birds in relation to forest succession in North-eastern Finland. – Ornis Fennica 62: 113-123.
- Helle, P. & Fuller, J. 1988. Migrant passerine birds in European forest succession in relation to vegetation height and geographical position. – J. Anim. Ecol. 57: 565-579.
- Helle, P. & Järvinen, O. 1986. Population trends of North Finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. – Oikos 46: 107-115.
- Helle, P. & Mönkkönen, M. 1990. Forest succession and bird communities: theoretical aspects and practical implications. s. 299-318 i: Keast, A. (red.) Biogeography and ecology of forest bird communities. – SPB Acad. Publ., Haag.
- Helle, P., Helle, T. & Lindén, H. 1994. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) lekking sites in fragmented Finnish forest landscape. – Scand. J. For. Res. 9: 386-396.
- Hogstad, O. 1987. Social rank in winter flocks of willow tits *Parus montanus*. – Ibis 129: 1-9.
- Hutto, R.L. 1995. Composition of bird communities following stand-replacement fires in Northern Rocky Mountain (USA) conifer forests. – Conserv. Biol. 9: 1041-1058.
- Janzen, D. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. – Oikos 41: 402-410.
- Järvinen, O. & Väisänen, R.A. 1979. Changes in bird populations as criteria of environmental changes. – Holarct. Ecol. 2: 75-80.

- Järvinen, O., Kuusela, K. & Väisänen, R.A. 1977. Effects of modern forestry on the number of breeding birds in Finland in 1945-1975. – *Silva Fennica* 11: 284-294.
- Jokimäki, J. & Huhta, E. 1996. Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. – *Ornis Fennica* 73: 97-113.
- Kessler, W.B. & Kogut, T.E. 1985. Habitat orientations of forest birds in southeastern Alaska (USA). – *Northwest Sci.* 59: 58-65.
- Koskimies, P. 1992. Monitoring bird populations in Finland. – *Die Vogelwelt* 113: 161-172.
- Lamberson, R.H., McKelvey, R., Noon, B.R. & Voss, C. 1992. A dynamic analysis of northern spotted owl viability in a fragmented forest landscape. – *Conserv. Biol.* 6: 505-512.
- Lamberson, R.H., Noon, B.R., Voss, C. & McKelvey, R. 1994. Reserve design for territorial species: The effects of patch size and spacing on the viability of the northern spotted owl. – *Conserv. Biol.* 8: 185-195.
- Lescourret, F. & Genard, M. 1994. Habitat, landscape and bird composition in mountain forest fragments. – *J. Environ. Manage.* 40: 317-328.
- Lindgren, F. 1975. Iakttagelser rörande lavskrikan (*Perisoreus infaustus*) – huvudsakligen dess häckningsbiologi. – *Fauna och Flora* 5: 198-210.
- Link, W.A., Barker, R.J. & Sauer, J.R. 1994. Within-site variability in surveys of wildlife populations. – *Ecology* 75: 1097-1108.
- Lundquist, R.W. & Mariani, J.M. 1991. Nesting habitat and abundance of snag-dependent birds in the southern Washington Cascade Range (USA). – *U S For. Serv. Gen. Techn. Rep.* 0(285): 221-240.
- Manuwal, D.A. & Huff, M.H. 1987. Spring and winter populations in a Douglas-fir forest sere. – *J. Wildl. Manage.* 51: 586-595.
- Mills, L.S., Fredrickson, R.J. & Moorhead, B.B. 1993. Characteristics of old-growth forests associated with northern spotted owls in Olympic National Park. – *J. Wildl. Manage.* 57: 315-321.
- Møller, A.P. 1991. Clutch size, nest predation, and distribution of avian unequal competition in patch environment. – *Ecology* 72: 1336-1349.
- Newton, I. 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. – *Biol. Conserv.* 70: 265-276.
- Nilsson, S.G. & Ericson, L. 1992. Conservation of plants and animal populations in theory and practice. s. 71-112 i: Hansson, L. (red.) *Ecological principles of nature conservation*. – Elsevier Appl. Sci., London.
- Norusis, M.J. 1996. *SPSS for Windows: Base system user's Guide*, release 7.0. – SPSS Inc., Chicago.
- Opdam, P., Foppen, R., Reijnen, R. & Schotman, A. 1995. The landscape ecological approach in bird conservation: Integrating the metapopulation concept into spatial planning. – *Ibis* 137 (suppl. 1): 139-146.
- Ralph, C.J., Paton, P.W.C. & Taylor, C.A. 1991. Habitat association patterns of breeding birds and small mammals in Douglas-fir/hardwood stands in northwestern California and Southwestern Oregon. – *U S For. Serv. Gen. Techn. Rep.* 0(285): 379-393.
- Reynolds, R.T., Scott, J.M. & Nussbaum, R.A. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. – *Condor* 82: 309-313.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1987. Distribution and size of capercaillie leks in relation to old forest fragmentation. – *Oecologia (Berl.)* 72: 389-394.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989a. Effects of logging on capercaillie (*Tetrao urogallus*) leks. II. Cutting experiments in southeastern Norway. – *Scand. J. For. Res.* 4: 111-127.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989b. Capercaillie *Tetrao urogallus* populations and modern forestry – a case for landscape ecological studies. – *Finnish Game Res.* 46: 43-52.

- Rolstad, J., Wegge, P. & Gjerde, I. 1991. Kumulativ effekt av habitatfragmentering: Hva har 12 års skogfuglforskning på Varaldsskogen lært oss? – *Ornis Fennica* 68: 93-98.
- Schieck, J., Niefert, M. & Stelfox, J.B. 1995. Differences in bird species richness and abundance among three successional stages of aspen-dominated boreal forests. – *Can. J. Zool.* 73: 1417-1431.
- Schwab, F.E. & Sinclair, A.R.E. 1994. Biodiversity of diurnal breeding bird communities related to succession in the dry Douglas-fir forests of southeastern British Columbia. – *Can. J. For. Res.* 24: 2034-2040.
- Skogsstyrelsen 1990. Rikare skog. – Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Slagsvold, T. 1977a. Bird population changes after clearance of deciduous scrub. – *Biol. Conserv.* 12: 229-224.
- Slagsvold, T. 1977b. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather, and environmental phenology. – *Ornis Scand.* 8: 197-222.
- Solis, D.M. Jr. & Gutierrez, R.J. 1990. Summer habitat ecology of northern spotted owls in northeastern California (USA). – *Condor* 92: 739-748.
- Sonerud, G.A. 1991. Små og middels store predatorer i barskog: hvordan påvirkes predatorsamfunnets struktur og funksjon av bestandsskogbruket? – *Fauna* 44: 70-89.
- Stenberg, I. & Hogstad, O. 1995. Populasjonstetthet og økologi hos hvitryggspett og andre hakkespetter i Vest-Norge. – *Rapp. Skogforsk* 10-95: 1-21.
- Swenson, J. 1993. The importance of alder to hazel grouse in Fennoscandian boreal forest: evidence from four levels of scale. – *Ecography* 16: 37-46.
- Szaro, R.C. 1986. Guild management: An evaluation of avian guilds as a predictive tool. – *Environ. Manage.* 10: 681-688.
- Taper, M.L., Böhning-Gase, K. & Brown, J.H. 1995. Individualistic responses of bird species to environmental change. – *Oecologia (Berl.)* 101: 478-486.
- Thomas, J.W. 1979. Wildlife habitats in managed forests in the Blue Mountains of Oregon and Washington. – U.S. Departm. Agric. For. Serv. Agric. Handb. 553.
- Timoney, K.P. & Robinson, A.L. 1996. Old-growth white spruce and balsam poplar forests of the Peace River Lowlands, Wood Buffalo National Park, Canada: Development, structure, and diversity. – *For. Ecol. Manage.* 81: 179-196.
- Tjernberg, M. 1983. Breeding ecology of the golden eagle, *Aquila chrysaetos* (L.), in Sweden. – Rep. Dep. Wildl. Ecol., Swed. Univ. Agric. Sci. No 10.
- Tyler, K., Fuller, R.J. & Lack, P.C. 1985. Bird census and Atlas studies. Proc. VIII Int. Conf. Bird Atlas and Atlas Work. – BTO, Tring.
- Tømmerraas, P.J. 1993. Hønsehauken i Leksvik - et offer for det moderne skogbruket. – *Fauna* 46: 180-195.
- Urban, D.L. & Smith, T.M. 1989. Microhabitat pattern and the structure of forest bird communities. – *Am. Nat.* 133: 811-829.
- Väisänen, R., Biström, O. & Heliövarra, K. 1993. Subcortical Coleoptera in dead pines and spruce: is primeval species composition maintained in managed forests? – *Biodiv. Conserv.* 2: 95-113.
- Väisänen, R.A., Järvinen, O. & Rauhala, P. 1986. How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? – *Ornis Scand.* 17: 282-292.
- Verner, J. 1984. The guild concept applied to management of bird populations. – *Environ. Manage.* 8: 1-14.
- Virkkala, R. 1991. Population trends of forest birds in a Finnish Lapland landscape of large habitat blocks: Consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alteration? – *Biol. Conserv.* 56: 223-240.

- Virkkala, R., Rasjasärkkä, A., Väisänen, R.A., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1994a. The significance of protected areas for the land birds of southern Finland. – *Conserv. Biol.* 8: 532-544.
- Virkkala, R., Rasjasärkkä, A., Väisänen, R.A., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1994b. Conservation value of nature reserves: do hole-nesting birds prefer protected forests in southern Finland? – *Ann. Zool. Fennici* 31: 173-186.
- Wegge, P. 1995. Storfugl og moderne skogbruk. – *Naturen* 1995,3: 93-104.
- Wetmore, S.P., Keller, A. & Smith, G.E.J. 1985. Effect of logging on bird populations in British Columbia as determined by a modified point-count method. – *Can. Field-Nat.* 99: 224-233.
- Widén, P. 1989. The hunting habitats of goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. – *Ibis* 131: 205-231.
- Wilcove, D.S. & Robinson, S.K. 1990. The impact of forest fragmentation on bird communities in Eastern North America. s. 319-331 i: Keast, A. (red.) *Biogeography and ecology of forest bird communities*. – SPB Acad. Publ., Haag.
- Wilcox, B.A. 1984. In situ conservation of genetic resources: Determinants of minimum area requirements. s. 639-647 i: McNeeley, J.A. & Miller, K.R. (red.). *National parks, conservation, and development: The role of protected areas in sustaining society*. – Proceedings of the World Congress of Natural Parks, Bali, Indonesia, 11.-12. Oct. 1982. Smithsonian Inst. Press, Washington, D.C.
- Willson, M.F. & Comet, T.A. 1996. Bird communities of northern forests: Patterns, diversity and abundance. – *Condor* 98: 337-349.
- Zarnowitz, J.E. & Manuwal, D.A. 1985. The effects of forest management on cavity-nesting birds in northwestern Washington (USA). – *J. Wildl. Manage.* 49: 255-263.

APPENDIX

Appendix 1. Oversikt og definisjoner av 42 av de 43 habitatparametrene som blir benyttet i denne undersøkelsen. Når det gjelder inndelingen i suksesjonsstadiene så er denne angitt i Figur 1.

^(x): Primærdata fra Sør-Trøndelag Skogeierforening, ^(xx): Avledete parametre på grunnlag av data samlet av Sør-Trøndelag Skogeierforening

- 1) AREAL^(x) = Størrelsen på den bestanden punktet ligger innenfor.
- 2) NIVÅ = høydenivået punktet ligger på.
- 3) HELNING
 - 0: Flatt terreng, bakketopp
 - 1: 0-5°
 - 2: 6-15°
 - 3: 16-30°
 - 4: > 30°
- 4) EKSPONERING
 - 0: Ingen, flatt terreng
 - 1: Nord
 - 2: Nordøst
 - 3: Øst
 - 5: Sør
 - .. og så videre
- 5) BONITET^(x) = Klassifisering av jordbunnsforholdene der produksjonsklassene følger H40-systemet (antatt høyde på 40-år gamle gran eller furutrær). Verdien 6 er den laveste produksjonsklassen. Ikke-produktiv skog er gitt verdien 4 i denne aktuelle undersøkelsen, mens de mest produktive har en verdi på 20.
- 6) TRETETTHET = En relativ indeks for den totale tettheten. Alle trestammer, uansett treslag, som dekker gapet i relaskopet når en står i sentrum av punktet ble talt opp (men bare innenfor suksesjonsstadiene III-VI).
- 7) TREHØYDE = Gjennomsnittshøyde av øvre tresjikt (bare aktuelt innenfor suksesjonsstadiene III-VI).
- 8) TREBREDDE = Diameter på stammen målt 1,3 m over bakkenivå (bare aktuelt innenfor suksesjonsstadiene III-VI).
- 9) TREBREDDEVAIASJON = Variasjonskoeffisienten av TREBREDDE, målt på 10 individer av det mest vanlige treslaget, og i tillegg 5 av det nest vanligste dersom disse to bare skilles med en dekningsgrads-kategori (jf. gran, furu m.m., bare aktuelt innenfor suksesjonsstadiene III-VI).
- 10) TREDIVERSITET = $\sum \ln X$ av de tre vanligste treslagene (dersom det er så mange), X = de kategoriserte verdiene for andel av treslaget (1-6, jf. GRAN, FURU, LERK og LAUV nedenfor).
- 11) KRONESJIKT = ett- (1) eller flersjiktet (2) kronesjikt (bare aktuelt innenfor suksesjonsstadiene III-VI). Innen ett ensjiktet bestand tilhører alle trærne den samme suksesjonsklassen. Følgelig må trærne innenfor en flersjiktet bestand tilhøre flere suksesjonsstadier, og dersom en hogger det eldste stadiet vil de gjenstående trærne danne en nytt selvstendig kronesjikt.

- 12) GRAN = Andelen av takseringspunktet dekt med gran
 - 0: ingen
 - 1: 1-5%
 - 2: 5-10%
 - 3: 10-25%
 - 4: 25-50%
 - 5: 50-75%
 - 6: > 75%
- 13) FURU = Andelen av punktset dekt med furu (jf. GRAN).
- 14) LERK = Andelen av punktset dekt med gran (jf. GRAN).
- 15) LAUV = Andelen av punktset dekt med bjørk eller annet lauvtreart (jf. GRAN).
- 16) NLAUV = Antall ulike lauvtrearter innenfor punktset (som alle dekker min. 2% av arealet)
- 17) BUSK = Andelen av punktset (jf. GRAN) som er dekket med busker eller trær lavere enn 1 m (bare aktuelt innenfor suksesjonsstadiene III-VI).
- 18) NBUSK = Antallet av de fem aktuelle, morfologisk forskjellige gruppene med busker i området (gran/furu, einer, vanlige lauvtrær, edellaub og vier *Salix* sp.) som alle dekker min. 2% av arealet (bare aktuelt innenfor suksesjonsstadiene III-VI).
- 19) DOMTRE = Dominerende treslag (gran, furu, bergfuru eller bjørk er aktuelle)
- 20) KRONEDЕКKE (bare suksesjonsstadiene III-VI aktuelle)
 - 1: Sluttet kronedekke
 - 2: Mindre lysåpninger i bestanden, midlere tettehet
 - 3: Åpen skog med større åpninger
- 21) BASISDEКKE = Dekningsgraden av barkviser nær basis av trærne (bare aktuelt for suksesjonsstadiene III-VI)
 - 1: Tett sjikt med greiner nede ved basis
 - 2: En del greiner ved basis av stammene
 - 3: Ingen greiner på nedre del av stammene
- 22) DØDBAR = Indeks for forekomst av tørre, avbrekte og stående døde bartrær med TREBREDDE > 12 cm (bare aktuelt for suksesjonsstadiene III-VI)
 - 0: Ingen avbrekte/døde bartrær
 - 1: Noen få med TREBREDDE < 30 cm
 - 2: Mange (mer enn 5) med TREBREDDE > 12 cm eller noen få med TREBREDDE > 30 cm
 - 3: Mange innen begge typer dimensjonskategorie
- 23) DØDLAUV = Indeks for forekomst av tørre, avbrekte og stående døde lauvtrær (jf. DØDBAR)
- 24) DØDLIGG = Indeks for forekomst av døde, liggende trær (jf. DØDBAR)
- 25) VOLUM^(x) = Beregningsvolum per daa innenfor den takserte bestanden (bare aktuelt innenfor suksesjonsstadiene III-V).
- 26) TREHØYDESNITT^(x) = Gjennomsnittlig trehøyde innenfor bestanden (bare aktuelt innenfor suksesjonsstadiene III-V).
- 27) GRUNNFLATE^(x) = Grunnflatesummen for den aktuelle bestanden (bare aktuelt innenfor suksesjonsstadiene III-V).
- 28) GAMMEL100^(xx) = Andelen av arealet innenfor en radius på 100 meter ut fra observasjonspunktet som er dekt av eldre skog, dvs. hogstklassene IV eller V (bare aktuelt for punkter som ligger innenfor suksesjonsstadiene IV-V).

- 29) GAMMELDIFF^(xx) = Andelen av arealet som er dekt av eldre skog (dvs. hogstklassene IV eller V) innenfor sonen mellom 50 meter og ut til 100 meter ut fra observasjonspunktet (bare aktuelt for punkter innenfor suksesjonsstadiene IV-V).
- 30) UNGSKOG^(xx) = Andelen av arealet innenfor en radius på 100 meter ut fra observasjonspunktet som er dekt av ungskog, dvs. hogstklassene I eller II (bare aktuelt for punkter innenfor suksesjonsstadiene IV-V).
- 31) PRODSKOG^(xx) = Andelen av arealet innenfor en radius på 100 meter ut fra observasjonspunktet som er dekt av yngre produksjonsskog, dvs. hogstklassen III (bare aktuelt for punkter innenfor suksesjonsstadiene IV-V).
- 31) MYR^(xx) = Andelen av arealet innenfor en radius på 100 meter ut fra observasjonspunktet som er dekt med myr (bare analysert for punkter innenfor suksesjonsstadiene IV-V).
- 32) VEI^(xx) = Andelen av arealet innenfor en radius på 100 meter ut fra observasjonspunktet som er dekt med vei (bare analysert for punkter innenfor suksesjonsstadiene IV-V).
- 33) SKRAP^(xx) = Andelen av arealet innenfor en radius på 100 meter ut fra observasjonspunktet som er dekt med "skrapskog" (bare analysert for punkter innenfor suksesjonsstadiene IV-V).
- 34) GLENNE = Avstand til skogglenne (bare aktuelt for suksesjonsstadiene III-VI)
 - 1: < 50 m
 - 2: 50 – 100 m
 - 3: > 100 m
- 35) OR = Forekomst av gråor (*Alnus incana*)
 - 0: Ingen, eller < 2% av trærne innen punktet
 - 1: Til stede, utgjør > 2% av trærne innen punktet
- 36) BEKK = Forekomst av en bekk innen punktet (0,1)
- 37) FUKT = Forekomst av fuktsig eller lita myr innen punktet (0,1).
- 38) STI = Forekomst av en jevnt benyttet sti innen punktet (0,1).
- 39) KANTVANN = Punktet grenser inn mot en skogsjø/tjern
 - 0: Ingen kanteffekt fra vann
 - 1: Punktet ligger ned mot et vann, kanteffekt
- 40) KANTBEKK = Punktet grenser inn mot en bekk/lita elv (0,1)
- 41) KANTMYR = Punktet grenser inn mot ei myr (0,1)
- 42) KANTDYRK = Punktet grenser inn mot dyrket mark (0,1)

- 1974-1 Jensen, J.W. Fisket i Ringvatnene, Åbjøravassdraget. (LFI-19). 14 s.
- 2 Langeland, A. Virkninger på fiskebestand og næringsdyr av regulering og utrasing i Storvatnet i Rissa og Leksvik kommuner. (LFI-20). 20 s.
- 3 Heggberget, T.G. Fiskeribiologiske undersøkelser i de lakseførende deler av Åbjøravassdraget 1973. (LFI-23). 15 s.
- 4 Jensen, J.W. En hydrografisk og biologisk inventering i Åbjøravassdraget, Bindalen. 30 s.
- 5 Lundquist, P. Brukerbeskrivelse for EDB-program. Plankton 2; vertikalfordeling - pumpeprøver. 19 s.
- 6 Langeland, A. Gjødsling av naturlige innsjøer -en litteraturoversikt. (LFI-22). 16 s.
- 7 Holthe, T. Resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden. Bunndyrsundersøkelser; Preliminær rapport. 45 s.
- 8 Lundquist, P. & Holthe, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative makrobenthosundersøkelser. 54 s.
- 9 Lande, E. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Årsrapport 1972-1973.
- 10 Langeland, A. Ørretbestanden i Holden i Nord-Trøndelag etter 60 års regulering. (LFI-23). 21 s.
- 11 Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesjøen (Tydal) fjerde år etter oppdemningen. (LFI-24). 43 s.
- 12 Heggberget, T.G. Habitatvalg hos yngel av laks, Salmo salar L. og ørret, Salmo trutta L. 75 s.
- 13 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storvatnet, Åfjord kommune, før regulering.
- 14 Haukebø, T. En hydrografisk og biologisk inventering i Forra-vassdraget. 57 s.
- 15 Suul, J. Ornitologiske undersøkelser i Rusasetvatnet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 32 s.
- 16 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Frøyingsvassdraget, Namsskogan, 1974. (LFI-26). 23 s.
- 1975-1 Aagaard, K. En ferskvannsbilologisk undersøkelse i Norddalen og Stordalen, Åfjord. 39 s.
- 2 Jensen, J.W. & Holten, J. Flora og fauna i og omkring Rusasetvatn, Ørland. 30 s.
- 3 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Rørvik, i 1974, etter to års gruve-drift ved vatnet. 22 s.
- 4 Heggberget, T.G. Produksjon og habitatvalg hos laks- og ørretyngel i Stjørdalselva og Forra 1971-1974. (LFI-27). 24 s.
- 5 Dolmen, D., Sæther, B. & Aagaard, K. Ferskvannsbilologiske undersøkelser av tønner og evjer langs elvene i Gauldalen og Orkdalen, Sør-Trøndelag. 46 s.
- 6 Lundquist, P. & Strømgren, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative zooplanktonundersøkelser. 29 s.
- 7 Frøngen, O. & Røv, N. Faunistiske undersøkelser på Frøylene i Sør-Trøndelag, 1974. 42 s.
- 8 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Gaulosen, Melhus og Trondheim kommuner, Sør-Trøndelag. 43 s.
- 9 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i reguleringsområdet for de planlagte Vefsna-verkene i 1974. 31 s.
- 10 Langeland, A., Kvittingen, K., Jensen, A., Reinertsen, H., Sivertsen, B. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del I. Forundersøkelser i eksperimentsjøen Langvatn og referansesjøen Målsjøen. (LFI-28). 65 s.
- 11 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Vega kommune, Nordland. 54 s.
- 12 Langeland, A. Ørretbestandene i Øvre Orkla, Falningsjøen, Store Sverjesjøen og Grana sommeren 1975. (LFI-29). 30 s.
- 13 Jensen, A.J. Statistiske beregninger av kvantitativt zooplanktonmateriale. Datamaskinprogram med brukerveiledning. (LFI-30). 29 s.
- 14 Frøngen, O., Karlsen, S. & Røv, N. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Silda i Vestfinnmark 1975. 41 s.
- 15 Jensen, J.W. Fisket i endel av elvene og vatnene som berøres av Eidfjord-Nord utbyggingen. 37 s.
- 16 Langeland, A. Virkninger på fiskeribiologiske forhold i Tunnsjøflyene etter 11 års regulering. (LFI-31). 27 s.
- 17 Karlsen, S. & Kvam, T. Undersøkelser omkring forholdet ørn-sau i Sanddølådalen, 1975. 17 s.
- 1976-1 Jensen, J.W. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storvatn og Utsetelv, Tingvoll. 24 s.
- 2 Langeland, A., Jensen, A., & Reinertsen, H. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del II. (LFI-32). 53 s.
- 3 Nygård, T., Thingstad, P.G., Karlsen, S., Krogstad, K. & Kvam, T. Ornitologiske undersøkelser i fjellområdet fra Vera til Sørlø, Nord-Trøndelag. 91 s.
- 4 Koksvik, J.I. Hydrografi og evertebratfauna i Vefsna-vassdraget 1974. 96 s.
- 5 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Selbusjøen 1973-75. (LFI-33). 74 s.
- 6 Dolmen, D. Biologi og utbredelse hos Triturus vulgaris (L.), salamander, og T. cristatus (Laurenti), stor salamander, i Norge, med hovedvekt på Trøndelagsområdet. 164 s.
- 7 Langeland, A. Vurdering av fysisk/kjemiske og biologiske tilstander i Øvre Gaula, Nea og Selbusjøen. (LFI-34). 27 s.
- 8 Jensen, J.W. Hydrografi og ferskvannsbilologi i Vefsnavassdraget. Resultater fra 1973 og en oppsummering. 36 s.
- 9 Thingstad, P.G., Spjøtvoll, Ø. & Suul, J. Ornitologiske undersøkelser på Rinnleiret, Levanger og Verdal kommuner, Nord-Trøndelag. 39 s.
- 10 Karlsen, S. Ornitologiske undersøkelser i Fossemvatnet, Steinkjer, Nord-Trøndelag, 1972-76. 28 s.
- 1977-1 Jensen, J.W. En hydrografisk og ferskvannsbilologisk undersøkelse i Grøuvassdraget 1974/75. 24 s.
- 2 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del 1. Stormdalen, Tespdalen og Bjellådalen. 60 s.
- 3 Moksnes, A. Fuglefaunaen i Forraområdet i Nord-Trøndelag. Sluttrapport fra undersøkelsene 1970-72. 56 s.
- 4 Venstad, A. ORNITOLOGG. En beskrivelse av et programsystem for foredling og informasjonsuttrekking av materiale samlet inn med datalogger.

- 12 s.
- 5 Suul, J. Fuglefaunaen og en del våtmarker av ornitologisk betydning i fjellregionen, Sør-Trøndelag. 81 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stuesjøen, Grønsjøen, Mosjøen og Tya sommeren 1976. (LFI-35). 30 s.
- 7 Solhjem, F. & Holthe, T. BENTHFAUN. Brukerveiledning til seks datamaskinprogrammer for behandling av faunistiske data. 27 s.
- 8 Spjøtvold, Ø. Ornitologiske undersøkelser i Eidsbotn, Levangersundet og Alfnesfjæra, Levanger kommune, Nord-Trøndelag. 41 s.
- 9 Langeland, A., Jensen, A.J., Reinertsen, H. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del III. (LFI-36). 83 s.
- 10 Hindrum, R. & Rygh, O. Ornitologiske registreringer i Brekkvatnet og Eidsvatnet, Bjugn kommune, Sør-Trøndelag. 48 s.
- 11 Holthe, T., Lande, E., Langeland, A., Sakshaug, E. & Strømgren, T. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Biologiske undersøkelser. Sammen drag og sluttrapporter. 228 s.
- 12 Slagsvold, T. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather and environmental phenology - statistical data. 18 s.
- 13 Bernhoft-Osa, A. Noen minner om konservator Hans Thomas Lange Schaanning. 40 s.
- 14 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i de deler av Saltfjell-/Svartisområdet som blir berørt av eventuell kraftutbygging. 78 s.
- 15 Krogstad, K., Frengen, O. & Furunes, K.A. Ornitologiske undersøkelser i Leksdalsvatnet, Verdal og Steinkjer kommuner, Nord-Trøndelag. 37 s.
- 16 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del II. Saltdalsvassdraget. 62 s.
- 17 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Store og Lille Kvern fjellvatn, Garbergelva ved Stråsjøen og Prestøyene sommeren 1975. (LFI-37). 12 s.
- 18 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Kobbelv- og Sørfjordvassdraget i Sørfold og Hamarøy kommuner. Foreløpig rapport fra ferskvannsbilogiske undersøkelser i 1977. 43 s.
- 1978-1 Ekker, Aa.T., Hindrum, R., Thingstad, P.G. & Vie, G.E. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Kvaløya i Vestfinnmark 1976. 18 s.
- 2 Reinertsen, H. & Langeland, A. Vurdering av kjemiske og biologiske forhold i Neavassdraget. (LFI-41/39). 55 s.
- 3 Moksnes, A. & Ringen, S.E. Vurdering av ornitologiske verneverdier og skadevirkninger i forbindelse med planene om tilleggsreguleringer i Neavassdraget, Tydal kommune. 28 s.
- 4 Langeland, A. Bestemmelsestabell over norske Cyclopoida Copepoda funnet i ferskvann (34 arter). 21 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del III. Vassdrag ved Svartisen. 57 s.
- 6 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Kobbelvområdet, Sørfold og Hamarøy kommuner. Kvantitative og kvalitative registreringer sommeren 1977. 62 s.
- 7 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vatn i Sanddølavassdraget, Nord-Trøndelag, sommeren 1976 og 1977. (LFI-40). 27 s.
- 8 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, 1974-1977. 25 s.
- 9 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del IV. Beiarvassdraget. 66 s.
- 10 Dolmen, D. Norsk herpetologisk oversikt. 50 s.
- 11 Jensen, J.W. Hydrografi og evertebrater i vassdrag i Indre Visten. 23 s.
- 12 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del V. Misværvassdraget. 43 s.
- 13 Baadsvik, K. & Bevanger, K. Botaniske og zoologiske undersøkelser i samband med planer om tilleggsregulering av Aursjøen; Lesja og Ness kommuner i Oppland og Møre og Romsdal fylker. 44 s.
- 1979-1 Bevanger, K. & Frengen, O. Ornitologiske verneverdier i Ørland kommunes våtmarksområder, Sør-Trøndelag. 93 s.
- 2 Jensen, J.W. Plankton og bunndyr i Aursjømagasin. 31 s.
- 3 Langeland, A. Fisket i Søvatnet, Hemne, Rindal og Orkdal kommuner, i 1978 11 år etter reguleringen. (LFI-41). 18 s.
- 4 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del VI. Oppsummering og vurderinger. 79 s.
- 5 Koksvik, J.I. Kobbelvutbyggingen. Vurdering av virkninger på ferskvannsfaunaen. 22 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Holvatn, Rødsjøvatn, Kringsvatn, Østre og Vesle Osavatn sommeren 1977. (LFI-42). 26 s.
- 7 Langeland, A. Fisket i Tunnsjøelva 15 år etter reguleringen. (LFI-43). 16 s.
- 8 Bevanger, K. Fuglefauna og ornitologiske verneverdier i Hellemoområdet, Tysfjord kommune, Nordland. 122 s.
- 9 Koksvik, J.I. Hydrografi og ferskvannsbilogi i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner. 34 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Hydrografi og ferskvannsbilogi i Krutvatn og Krutåga, Hattfjelldal kommune. 45 s.
- 11 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Krutågas nedslagsfelt, Hattfjelldal kommune, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 28 s.
- 1980-1 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vassdrag i Mosvik og Leksvik kommuner i 1978 og 1979 (Meltingvatnet m.fl.). (LFI-44). 47 s.
- 2 Langeland, A. & Reinertsen, H. Resipientforholdene i Meltingvassdraget og Innerelva, Mosvik og Leksvik kommuner. (LFI-45). 16 s.
- 3 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 30 s.
- 4 Krogstad, K. Fuglefaunaen i Meltingenområdet Mosvik og Leksvik kommuner. 49 s.
- 5 Holthe, T. & Stokland, Ø. Biologiske undersøkelser i Kristiansunds fastlandssamband. Bunndyrundersøkelser 1978-1979. 27 s.
- 6 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Saltdalsvassdraget 1979. 82 s.
- 7 Langeland, A., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Spjøtvold, J.-O. & Raddum, G. Fremdriftsrapport om betydningen av utsettinger og bestandsreguleringer for fiskeavkastningen i regulerede innsjøer. (LFI-46). 10 s.

- 47 s.
- 8 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Nesåvassdraget 1977-78. 52 s.
- 9 Langeland, A. & Koksvik, J.I. Fiskeribilogiske og andre faunistiske undersøkelser i Grøavassdraget (bl.a. Svartsnyttvatn og Dalavatn) sommeren 1979. (LFI-47). 46 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Hellelommrådet, Tysfjord kommune. 57 s.
- 1981-1 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Gaulas nedbørfelt, Sør-Trøndelag og Hedmark. 156 s.
- 2 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Sørilvassdraget 1979. 52 s.
- 3 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske forhold sommeren 1980 i Bjøra, Eida og Søråa i Nord-Trøndelag. (LFI-49). 22 s.
- 4 Koksvik, J.I. & Haug, A. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Verdalsvassdraget 1979. 67 s.
- 5 Langeland, A. & Kirkvold, I. Fisket i Grønsjøen, Tydal 1978-1980. (LFI-50). 28 s.
- 6 Bevanger, K. & Vie, G. Fuglefaunaen i Sørilvassdraget, Lierne og Snåsa kommuner, Nord-Trøndelag. 65 s.
- 7 Bevanger, K. & Jordal, J.B. Fuglefaunaen i Drivas nedbørfelt, Oppland, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 145 s.
- 8 Røv, N. Ornitologiske undersøkingar i vestre Grødalen, Sunndal kommune, sommaren 1979. 29 s.
- 9 Rygh, O. Ornitologiske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. 57 s.
- 10 Nøst, T. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Drivavassdraget 1979-80. 77 s.
- 11 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Leksdalsvatn og Hoklingen, Nord-Trøndelag, sommeren 1980. (LFI-51). 32 s.
- 12 Nøst, T. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Todalsvassdraget, Nord-Møre 1980. 55 s.
- 13 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Istras nedbørfelt, Rauma kommune, Møre og Romsdal. 37 s.
- 14 Nøst, T. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Istravassdraget 1980. 48 s.
- 15 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Nesåas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 51 s.
- 16 Bevanger, K., Gjershaug, J.O. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Todalsvassdragets nedbørfelt, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 63 s.
- 17 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Ognas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 58 s.
- 18 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Skjækras nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 42 s.
- 19 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Snåsavatnet 1980. 54 s.
- 20 Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Lomsdalsvassdraget 1980-81. 69 s.
- 21 Bevanger, K., Rofstad, G. & Sandvik, J. Fuglefaunaen i Stjørdalsvassdragets nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 88 s.
- 22 Bevanger, K. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Lomsdalsvassdraget, Nordland. 46 s.
- 23 Nøst, T. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Garbergelvas nedslagsfelt 1981. 44 s.
- 24 Koksvik, J.I. & Nøst, T. Gaulavassdraget i Sør-Trøndelag og Hedmark fylker. Ferskvannsbilogiske undersøkelser i forbindelse med midlertidig vern. 96 s.
- 25 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Ognavassdraget 1980. 53 s.
- 26 Langeland, A. & Reinertsen, H. Phyto- og zooplanktonundersøkelser i Jonsvatnet 1977 og 1980. (LFI-52). 19 s.
- 1982-1 Bevanger, K. Ornitologiske observasjoner i Høylandsvassdraget, Nord-Trøndelag. 57 s.
- 2 Nøst, T. Ferskvannsbilogiske og hydrografiske undersøkelser i Høylandsvassdraget 1981. 59 s.
- 3 Moksnes, A. Undersøkelser av fuglefaunaen og småviltbestanden i de områdene som blir berørt av planene om kraftutbygging i Garbergelva, Rotla og Torsbjørka. 91 s.
- 4 Langeland, A., Reinertsen, H. & Olsen, Y. Undersøkelser av vannkjemii, fyto- og zooplankton i Namsvatn, Vekteren, Limingen og Tunnsjøen i 1979, 1980 og 1981. (LFI-53). 25 s.
- 5 Haug, A. & Kvittingen, K. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Hammervatnet, Nord-Trøndelag sommeren 1981. (LFI-54). 27 s.
- 6 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Ornitologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdragene. 112 s.
- 7 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Småviltbiologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdragene 1981 og 1982. 62 s.
- 8 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Sanddøla/Luru-vassdragene 1981 i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 86 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribilogiske undersøkelser i Sanddøla-Luruvassdraget med konsekvensvurderinger av planlagt kraftutbygging. (LFI-55). 108 s.
- 10 Jordal, J.B. Ornitologiske undersøkingar i Meisalsvassdraget og Grytneselva, Nesset kommune, i samband med planer om vidare kraftutbygging. 24 s.
- 11 Reinertsen, H., Olsen, Y., Nøst, T., Rueslåtten, H.G. & Skotvold, T. Resipientforhold i Sanddøla- og Luruvassdraget i Nordli, Grong og Snåsa kommune i Nord-Trøndelag. (LFI-56). 57 s.
- 1983-1 Nøst, T. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribilogiske og ferskvannsaunistiske undersøkelser i Meisalsvassdraget 1982. (LFI-57). 25 s.
- 2 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget 1982. 74 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. Fiskeribilogiske undersøkelser i Lysvatnet, Åfjord kommune 1982. (LFI-58). 27 s.
- 4 Jensen, J.W. & Olsen, A.J. Fjærmygg (Chironomidae) i oppdemte magasin. Et forprosjekt. 33 s.
- 5 Bevanger, K., Rofstad, G. & Ålbu, Ø. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser for fuglelivet ved eventuell kraftutbygging i Rauma/Ulvåa. 97 s.
- 6 Thingstad, P.G. Småviltbiologiske undersøkelser i Raumavassdraget 1982 og 1983. 74 s.
- 7 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribilogiske forhold, evertebratfauna og hydrografi i Ormsetom-

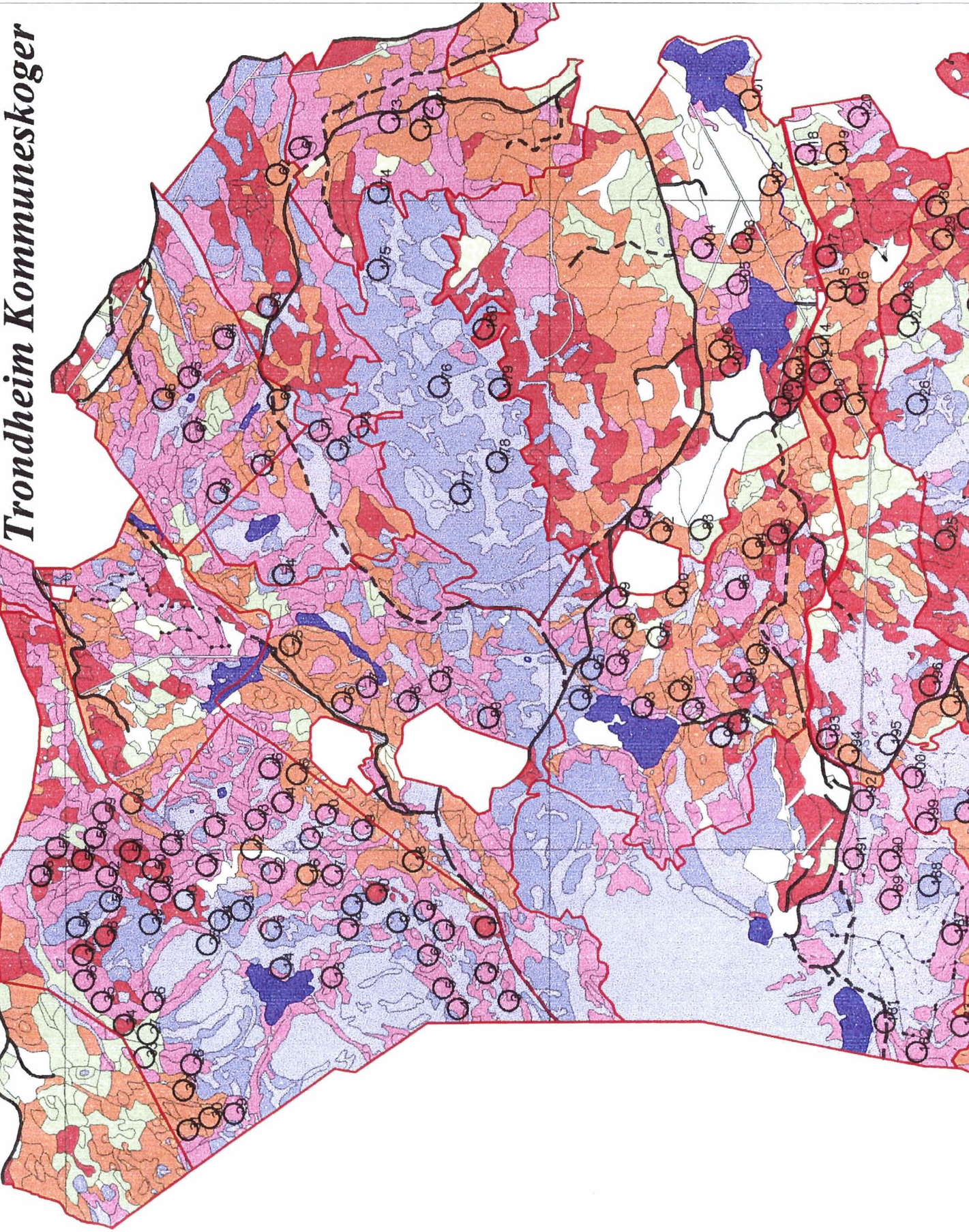
- rådet, Verran kommune, 1982-83. (LFI-59). 76 s.
- 8 Ålbu, Ø. Kraftlinjer og fugl. 60 s.
 - 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Børsjøen, Tynset kommune. (LFI-60). 27 s.
- 1984-1 Sandvik, J. & Thingstad, P.G. Midlertidig rapport om vannfuglpopulasjonene ved Nedre Nea, Selbu. 33 s.
- 2 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskebestand og næringsforhold i Nidelva ovenfor lakseførende del. (LFI-61). 38 s.
 - 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget i forbindelse med planlagt kraftutbygging. 36 s.
 - 4 Nøst, T. Hydrografi og evertebrater i Indre Visten, Nordland fylke, 1982-83. 69 s.
 - 5 Thingstad, P.G. Resultatene av de avbrutte småviltbiologiske undersøkelser i Indre Visten, Vevelstad. 28 s.
 - 6 Ålbu, Ø. & Bevanger, K. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser ved eventuell kraftutbygging i Indre Visten. 57 s.
 - 7 Thingstad, P.G. Produksjonspotensialet. En indeks for produksjonssammenligninger av ulike fuglesamfunn. 27 s.
- 1985-1 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske undersøkelser i Raumavassdraget med konsekvensvurderinger av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-62). 68 s.
- 2 Strømgren, T. & Stokland, Ø. Hydrologiske og marinbiologiske undersøkelser i Visten juni 1983-november 1983. 27 s.
 - 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 52 s.
 - 4 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-63). 87 s.
 - 5 Koksvik, J.I. Ørretbestanden i Innerdalsvatnet, Tynset kommune, de tre første årene etter regulering. (LFI-64). 35 s.
- 1986-1 Arnekleiv, J.V. Ungfiskundersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i 1985. (LFI-65). 29 s.
- 2 Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. Reguleringer og utsetting av Mysis relicta i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. (LFI-66). 72 s.
 - 3 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fisk, zooplankton og Mysis relicta i Bangsjøene 1983-1985. (LFI-67). 23 s.

VITENSKAPSMUSEET, RAPPORT ZOOLOGISK SERIE

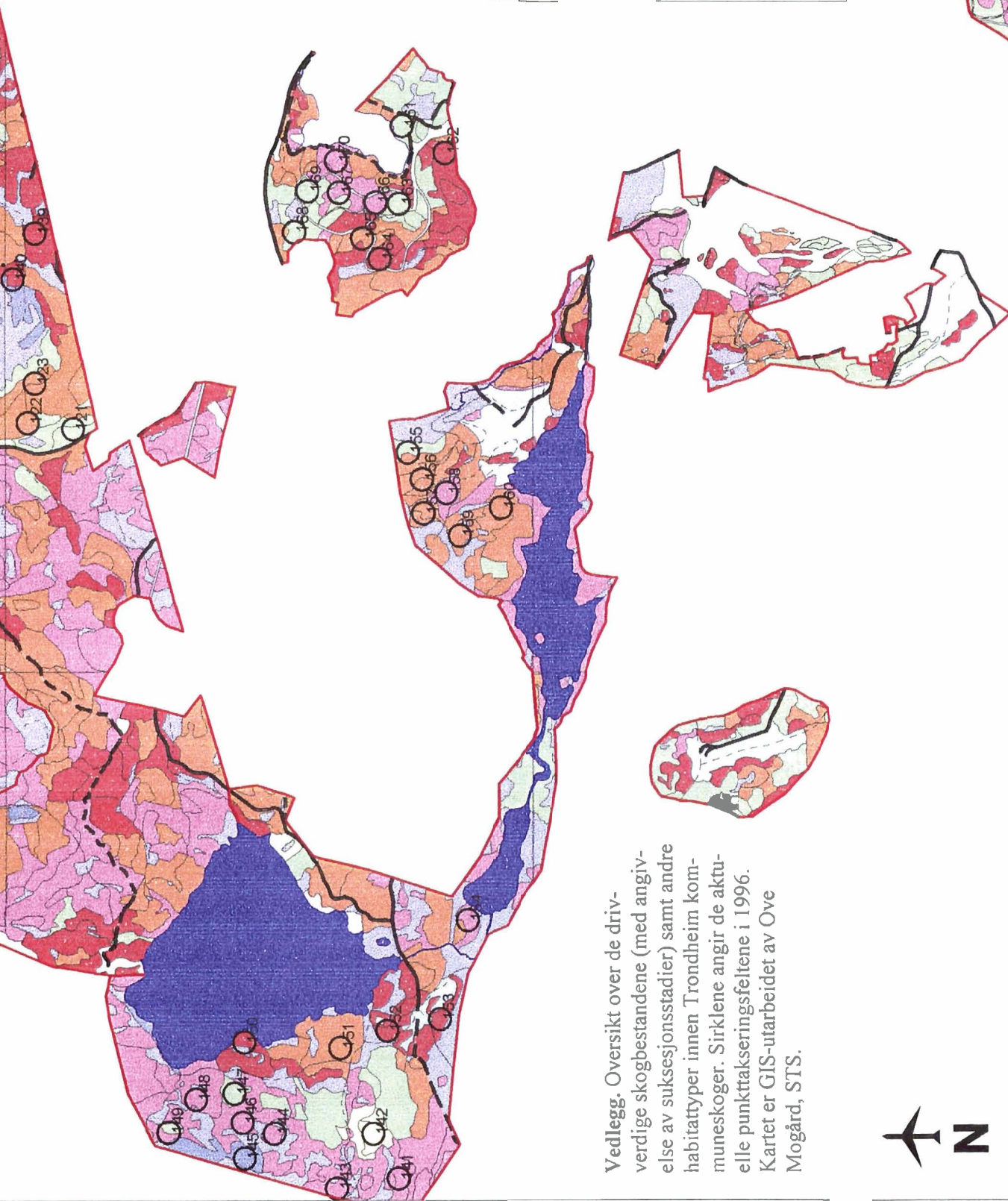
- 1987-1 Jensen, J.W. Faunaen i Rusasetvatn etter at vanddybden ble redusert fra 1,3 til 0,3 m. 20 s.
- 2 Strømgren, T., Brømdal, S., Bongard, T. & Nielsen, M.V. Forsøksdrift med blåskjell i Fosen 1985-1986. 42 s.
 - 3 Arnekleiv, J.V. & Nøst, T. Fiskeribiologiske undersøkelser i Homlavassdraget, Sør-Trøndelag, 1985 og 1986. (LFI-68). 32 s.
 - 4 Koksvik, J.I. Studier av ørretbestanden i Innerdalsvatnet de fem første årene etter regulering. (LFI-69). 22 s.

- 1988-1 Bongard, T. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbio- giske undersøkelser og vurderinger av Sed- vatnet, Møre og Romsdal 1987. (LFI-70). 25 s.
- 2 Cyvin, J. & Frafjord, K. Sylaneområdet - bruken virkninger av bruken. 54 s.
 - 3 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Zooplankton, Mysis relicta og fisk i Snåsavatn 1984-87. (LFI-71). 5 s.
 - 4 Arnekleiv, J.V. & Nydal, J. Fiskeribiologi undersøkelser i Nordelva-vassdraget, Sør-Trøndelag, med konsekvensvurdering av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-73). 57 s.
 - 5 Arnekleiv, J.V., Bongard, T. & Koksvik, J.I. R- pientforhold, vannkvalitet og ferskvannsinve- brater i Nordelva-vassdraget, Fosen, Sør-Trøndelag. (LFI-74). 45 s.
- 1989-1 Haug, A. Phyto- og planktonundersøkelser i Gra- vatn, Nord-Trøndelag 1988. 18 s.
- 2 Bongard, T. & Koksvik, J.I. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunn av bunnfaunaen. (LFI-75). 20 s.
 - 3 Dolmen, D. Ferskvannsbioologiske og hydrografi undersøkelser av 20 vassdrag i Møre og Roms- dal 1988, Verneplan IV. (LFI-78). 105 s.
- 1990-1 Eggan, G. Lake i Selbusjøen. Ernæring og standsvariabler i 1988 og 1982/83. (LFI-76). 2 s.
- 2 Dolmen, D. & Arnekleiv, J.V. En zoologisk befa- ring av karstområder og grottesystemer i Grane og Rana kommuner, Nordland. (LFI-77). 43 s.
 - 3 Olsvik, H., Kvifte, G. & Dolmen, D. Utbredelse og vernestatus for øyenstikkere på sør- og østlandet med hovedvekt på forurnings- og jordbruks- rådene. (LFI-79). 71 s.
 - 4 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V. & Winge, K. Und- søkelser av bunnfauna og fisk i forbindelse med kanalisering av Sokna ved Støren i Sør-Trøndelag. (LFI-80). 30 s.
 - 5 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V., Haug, A. & Jensen, J.W. Verneplan IV. Ferskvannsbioologiske undersøkelser og vurdering av 21 vassdrag i Nordland 1988. (LFI-81). 98 s.
 - 6 Dolmen, D. Ferskvannsbioologiske og hydrografi undersøkelser av Verneplan IV-vassdrag i Trøndelag 1989. (LFI-81). 72 s.
 - 7 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunndyr og fisk i Rotla før og etter regulering. I. Siluridene før regulering. (LFI-82). 30 s.
- 1991-1 Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen, A.J. & Håker, M. Alternativ produksjon av laksestam basert på yngelutsetting i elv. Bunndyr og fisk i Litjvassella, Vefsnvassdraget. 48 s.
- 2 Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Jensen, A. & Langeland, E.A. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nedre Nea 1988 og 1989. Del I. Forholdene før regulering, uten Nedre Nea kraftverk. (LFI-83). 53 s.
 - 3 Dolmen, D. & Strand, L.Å. Evjer og dammer i Glomma (Hedmark) og Gaula (Sør-Trøndelag). Zoologisk undersøkelse over status og verneverdi med hovedvekt på Tjønnområdet, Tynset. (LFI-84). 23 s.
 - 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Langvatn og Rana vassåga, et brepåvirket vannsystem. 19 s.
- 1992-1 Arnekleiv, J.V. Fiskebestandene i Nedre Nea 1990 og vurdering av skadevirkninger av Nedre Nea kraftverk. (LFI-85). 41 s.

- 1993-1 Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Winge, K. Stor-Glomfjordutbyggingen i Nordland: Ferskvannsbioologiske undersøkelser i Beiarelva før utbygging (1989-92). 48 s.
- 2 Thingstad, P.G. Ornitologiske etterundersøkelser ved Nerskogmagasinet, Rennebu kommune. Sammendrag av prosjektarbeidet 1989-92. 56 s.
- 3 Thingstad, P.G. Ornitologisk artsmangfold og verifisering av nøkkelfaktorer for fuglelivet i ulike skoghabitatene innen Trondheim Bymark. 37 s.
- 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Essand-Nesjø magasinene etter 22 år. 19 s.
- 1994-1 Koksvik, J.I. Økologisk tilstandsrapport med hovedvekt på relasjoner mellom plankton og røye i Leksdalsvatn 1993. 28 s.
- 2 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbioologiske undersøkelser i Meltingvatnet, Nord-Trøndelag, fire og fem år etter regulering. (LFI-86). 31 s.
- 3 Thingstad, P.G. Konsepsjonsundersøkelser av fugler og pattedyr i forbindelse med planer om overføring av Nesåa til Tunnsjøen/Tunnsjødalen. 49 s.
- 4 Tømmeraas, P.J. Konsekvensundersøkelser på rovfugl og kråkefugl 1982-93 i forbindelse med kraftutbyggingen i Alta-Kautokeinovassdraget. 42 s.
- 5 Strand, L.Å. Amfibier i østre deler av Trøndelag. Beskrivelser av ynglebiotopene og utvelgelse av undervisningsdammer. (LFI-87). 39 s.
- 6 Dolmen, D. Biologiske undersøkelser av Tvedalenområdet, Larvik: Ferskvannsfaua, amfibier og reptiler. (LFI-88). 29 s.
- 7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsted, N.A. & Jensen, A.J. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). (LFI-89). 56 s.
- 8 Thingstad, P.G., Hokstad, S., Frengen, O. & Strømgren, T. Vannfugl og marin bunndyrfauna i Ramsarområdet på Tautra, Nord-Trøndelag. Konsekvenser av steinmoloen over Svaet. 41 s.
- 9 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunndyr og fisk i Rotla før og etter regulering. II. Etter regulering. (LFI-90). 29 s.
- 1995-1 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Ferskvannsbioologiske forundersøkelser i Nesåavassdraget og Grøndalselva m.v., Nord-Trøndelag, i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-91). 67 s.
- 2 Dolmen, D. Habitatvalg og forandringer av øyestikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalkning. (LFI-92). 86 s.
- 3 Koksvik, J.I. & Reinertsen, H. Planktonundersøkelser i Jonsvatnet i Trondheim. En oppsummering av utviklingen i perioden 1977-1994, med spesiell omtale av forholdene i 1994. 27 s.
- 4 Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebiologiske undersøkelser i Tevla og Skurdalsvoll dammen før regulering og de to første årene etter regulering. (LFI-93). 30 s.
- 5 Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Johansen, S.W., Haug, A. & Bongard, T. Fiskebiologiske referanseundersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1990-1994, i forbindelse med Meråkerutbyggingen. (LFI-94). 86 s.
- 6 Dolmen, D. (red.). Ferskvannslokaliteter og verneverdi. (LFI-95). 105 s.
- 1996-1 Dolmen, D. Invertebrat- og amfibiefaunaen i dammer rundt Fjergen og i Teveldalen, Meråker. (LFI-96). 28 s.
- 2 Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Berg, T. & Dalen, T. Fiskebestander og næringsgrunnlag i Vir'dnejav'ri og Ladnetjav'ri, Kautokeino kommune, 8 år etter regulering. 43 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebiologiske undersøkelser i Holmvatnet og Rundtuvatnet, Rana kommune, Nordland, 1995. (LFI-97). 22 s.
- 4 Bolghaug, C. & Dolmen, D. Dammer og småtjern rundt Oslofjorden; fauna, flora og verneverdi. (LFI-98). 38 s.
- 5 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Økologisk tilstandsrapport for Gjevilvatnet 1986-89, med hovedvekt på plankton, mysis bunndyr og fisk. (LFI-99). 63 s.
- 6 Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebestandene i Gjevilvatnet i 1995: Status og utvikling. (LFI-100). 25 s.
- 7 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbioologiske undersøkelser i Isvatnet, Lille Isvatnet, Rundtuvatnet og Trolldalsvatnet, Rana kommune, Nordland. (LFI-101). 27 s.
- 1997-1 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbioologiske undersøkelser i øvre del av Åbjøravassdraget i 1995, 15 år etter regulering. (LFI-102). 43 s.
- 2 Thingstad, P.G. & Hokstad, S. Konsekvenser for vannfugl og marin bunndyrfauna av en eventuell bru og veifylling over Ramsarområdet i Kråkvågsvaet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 50 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. Korttidseffekt av rotenonbehandling på bunndyr i Ognå og Figga, Steinkjer kommune. (LFI-103). 29 s.
- 4 Dolmen, D. & Winge, K. Boasneglen (*Limax maximus*) og iberiasneglen (*Arion lucitanicus*) i Norge; utbredelse, spredning og skadevirkninger. (LFI-104). 24 s.
- 5 Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. Effekter av grusgraving på ungfisk og bunndyr i Gaula, Sør-Trøndelag. (LFI-105). 37 s.
- 6 Dolmen, D. & Kleiven, E. Elvemuslingen *Margaritifera margaritifera* i Norge 1. (LFI-106). 27 s.
- 7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I. & Brodtkorb, E. Fiskebestandene i Nidelva ovenfor lakseførende del, 1984-85. (LFI-107). 31 s.
- 8 Arnekleiv, J.V., Dolmen, D., Aagaard, K., Bongard, T. & Hanssen, O. Rotenonbehandlingseffekt på bunndyr i Rauma- og Hensvassdraget, Møre & Romsdal. Del I: Kvalitative undersøkelser. (LFI-108). 48 s.
- 9 Thingstad, P.G. Bærekraftig skogforvaltning og biologisk mangfold innen boreal barskog. Ornitologisk delprosjekt i Trondheim Bymark 1996. 34 s.



Trondheim Kommuneskoger



Tegnforklaring

Skogsmark

- Hkl 1
- Hkl 2
- Hkl 3
- Hkl 4
- Hkl 5

Lavproduktiv mark

- Myr
- Lavprod. skog
- Imp. / fjell
- Vann
- Dyrket mark / beite

Målestokk = 1:25000



Rapportserien

«Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie» inneholder stoff fra de fagområdene som Vitenskapsmuseet representerer. Serien bringer i hovedsak stoff fra oppdragsprosjekter og andre undersøkelser og forskning utført ved Vitenskapsmuseet. Det tas også inn foredrag, utredninger o.l. som angår museets arbeidsfelt. Serien er ikke periodisk, og antall nummer pr. år varierer. Serien startet i 1974, og det finnes parallelle arkeologiske og botaniske serier fra Vitenskapsmuseet. Serien har tidligere skiftet navn: «K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser.» (1974-86), og fra 1987 «Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie».

Til forfatterne

Manuskripter

Manuskripter bør leveres som papirutskrift og som tekstfil på PC format, skrevet i Word Perfect eller Word. Vitenskapelige slekts- og artsnavn kursiveres. Manuskripter til rapportserien skal skrives på norsk, unntatt abstract (se nedenfor). Unntaksvis, og etter avtale med redaktøren, kan manuskripter på engelsk bli tatt inn i serien. Tekstfilen(e) skal inneholde en ren «brødtekst», dvs. med færrest mulig formateringskoder. Hovedoverskrifter skal skrives med store bokstaver, de øvrige overskrifter med små bokstaver. Manuskriptet skal omfatte:

1. Eget ark med manuskriptets tittel og forfatterens/forfatternes navn. Tittelen bør være kort og inneholde viktige henvisningsord.
2. Et referat på norsk på maksimum 200 ord. Referatet innledes med bibliografisk referanse og avsluttes med forfatterens/forfatternes navn og adresse(r). Dersom et hefte inneholder flere selvstendige bidrag/artikler, skal hvert av disse ha referat og abstract.
3. Et abstract på engelsk som er en oversettelse av det norske referatet.

Manuskriptet bør for øvrig inneholde:

4. Et forord som ikke overstiger en trykkside. Forordet kan gi bakgrunnen for arbeidet det rapporteres fra, opplysninger om eventuell oppdragsgiver og prosjekt- og programtilknytning, økonomisk og annen støtte, institusjoner og enkeltpersoner som bør takkes osv.
5. En innledning som gjør rede for den faglige problemstillingen og arbeidsgangen i undersøkelsen.
6. En innholdsfortegnelse som viser stoffets inndeling i kapitler og underkapitler.
7. Et sammendrag av innholdet. Sammendraget bør ikke overstige 3 % av det øvrige manuskriptet. I spesielle tilfeller kan det i tillegg også tas med et «summary» på engelsk.
8. Tabeller og figurer leveres på separate ark og skrives i egne filer. I teksten henvises de til som «Tabell 1», «Figur 1» osv.

Litteraturhenvisninger

En oversikt over litteratur som det er henvist til i manuskriptteksten samles bakerst i manuskriptet under overskriften «Litteratur». Henvisninger i teksten gis som Haftorn (1971), Arnekleiv & Haug (1996) eller, dersom det er flere enn to forfattere, som Sæther et al. (1981). Om det blir vist til flere arbeider, angis det som «som flere forfattere rapporterer (Haftorn 1971, Thingstad et al. 1995, Arnekleiv & Haug 1996,»), dvs. forfatterne nevnes i kronologisk orden, uten komma mellom navn og årstall. Litteraturlisten ordnes i alfabetisk rekkefølge: det norske alfabetet følges: aa = å (utenom for nederlandske, finske og etniske navn), ö = ø osv. Flere arbeid av samme forfatter i samme år angis ved a, b, osv. (Elven 1978a, b). Ved lik alfabetisk prioritet går to forfattere foran tre eller flere («et al.»).

Eksempler:

Tidsskrift/serie

Slagsvold, T. 1977. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather, and environmental phenology. – *Ornis Scand.* 8: 197-222.

Arnekleiv, J.V. & Haug, A. 1996. Fiskebiologiske undersøkelser i Holmvatnet og Rundtuvatnet, Rana kommune, Nordland, 1995. – *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser.* 1996, 3: 1-22.

Kapittel

Nilsson, S.G. & Ericson, L. 1992. Conservation of plants and animal populations in theory and practice. s. 71-112 i Hansson, L. (red.). *Ecological principles of nature conservation.* – Elsevier Appl. Sci., London.

Monografi/bok

Kjelsaas, M.B. 1995. Tilbud og valg av næringsdyr hos laksunger (*Salmo salar* L.) i Gaula. – Cand.scient. oppgave i ferskvannsøkologi. Universitetet i Trondheim, Zoologisk institutt, AVH. 32 s. Upubl.

Haftorn, S. 1971. *Norges Fugler.* – Universitetsforlaget, Oslo. 862 s.

Illustrasjoner

Figurer (i form av fotografier, tegninger osv.) leveres separat, på egne ark, dvs. de skal ikke inkluderes eller monteres i brødteksten. På papirutskriften av manuskriptet skal det i venstre marg angis hvor i teksten figurene ønskes plassert. Strekfigurer, kartutsnitt o.l. figurer skal være trykkeferdige fra forfatterens hånd. Skal rapporten inneholde fargebilder, bør originale lysbilder (dias) leveres med manuskriptet.

Opplag

Rapporten trykkes vanligvis i et opplag på 200-400 eksemplarer.

Utgever

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)
Vitenskapsmuseet
7004 Trondheim
Telefon 73 59 22 80
Telefax 73 59 22 95

Forsidebilder

Hovedbilde: Buavatnet,
Moldelva Verran
(Foto: J.V. Arnekleiv)

Grønnstilk, *Tringa glareola*
(Foto: P.G. Thingstad)

Døgnfluelarve, *Siphonurus* sp.
(Foto: P.E. Fredriksen)

Ørret, *Salmo salar*
(Foto: J.V. Arnekleiv)



ISBN 82-7126-538-5

ISSN 0802-0833