

488

OPPDRAKSMELDING

Fragmenteringsforsøk i granskog Mosvikprosjektet

Bjørn Åge Tømmerås
Frode Ødegaard
June Breistein
Bodil Wilmann
Jan Ove Gjershaug



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Fragmenteringsforsøk i granskog Mosvikprosjektet

Bjørn Åge Tømmerås
Frode Ødegaard
June Breistein
Bodil Wilmann
Jan Ove Gjershaug

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

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

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

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

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttene prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper.

Temahefter

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

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

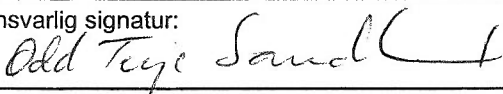
Opplag: 1200-1800

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

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 16811 Skogsøkologi

Ansvarlig signatur:



Tømmerås, B. Å., Ødegaard, F., Breistein, J., Wilmann, B. & Gjershaug, J.O. 1997. Fragmenteringsforsøk i granskog, Mosvikprosjektet. - NINA Oppdragsmelding 488: 1-33.

Trondheim, juli 1997

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0828-8

Forvaltningsområde:

Bevaring av naturens mangfold

Conservation of Biodiversity

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Odd Terje Sandlund

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 150

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Fax: 73 91 54 33

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning, Norges forskningsråd

Referat

Tømmerås, B. Å., Ødegaard, F., Breistein, J., Wilmann, B. & Gjershaug, J.O. 1997. Fragmenteringsforsøk i granskog, Mosvikprosjektet. - NINA Oppdragsmelding 488: 1-33.

Hovedmålet med prosjektet er å undersøke biodiversitetssammensetningen i boreal granskog for noen utvalgte taksa og hvordan denne biodiversiteten påvirkes av habitatfragmentering. Prosjektets bakgrunn og ulike delmål er utførlig beskrevet i Tømmerås & Breistein (1995) og er bare kort gjengitt i denne rapporten. I nevnte rapport foreligger også data fra før fragmenteringsinngrepet. Informasjon om dokumentasjon av biodiversiteten i området er videreført i Tømmerås et al. (1996). Denne rapporten er den første som innbefatter resultater fra etter fragmenteringshogsten ble foretatt vinteren 1995/96.

Artssammensetningen, artsantall og dominansforhold mellom arter i skog påvirkes av habitatendringer. Ved å fjerne skog i et stor- og et småskalafragmentert mønster, vil det bli mulig å teste effekter av habitatfragmentering og type av habitatfragmentering. Eksperimentet vil kunne illustrere hvilke flatestørrelser og landskapsmessig organisering som bør velges for å hindre reduksjon eller ødeleggelse av biodiversitet i boreale granskoger. Prosjektet har spesiell fokus på inngrep i skog i kystgranskogområdet.

Vinteren 1995/96 ble tre flater å 150 x 150 m hugget i en storskalafragmenteringsdel, og 23 flater å 40 x 40 m i en småskalafragmenteringsdel. Dette utgjør omlag halvparten av kubikkmassen i de to fragmenteringsdelene. En kontroll-del er satt igjen urørt. Temperatur- og fuktighetsmålinger, fangst av invertebrater, vegetasjonsanalyser og taksering av fugler er utført etter metodikk med faste prøveflater i den gjenværende del som inneholder trær. For å finne hovedvariasjonen i vegetasjonen og viktige bakenforliggende økologiske gradienter benyttes Detrended Correspondence Analysis (DCA) ved bearbeiding av innsamlet vegetasjonsdata.

Via de tre felletypene vindusfeller, barberfeller og malaise-telt fanges det store mengder insekter og edderkopper. Dette gir et godt grunnlag for å dokumentere tilstedeværelse av arter og å undersøke effekter av fragmenteringen for disse grupper. Over 50 000 individer av snylteveps er bestemt til familie og omlag 60 000 biller, tege og edderkopper er artsbestemt. Billene utgjør ca. 20 % av Norges insektfauna. Omlag halvparten av de 3 425 billeartene som er registrert i Norge er påvist i Midt-Norge. Det totale materialet av biller i den foreliggende studien utgjør 368 arter fordelt på 57 237 individer. Artsantallet tilsvarer 10,8 % av Norges billefauna.

Etter fragmenteringer vises betydelige forskjeller på enkelte barkbillearter. *Hylastes cunicularius* og *Trypodendron lineatum* økte i antall spesielt i det småfragmenterte feltet. *Dryocoetes autographus* gikk imidlertid tilbake i begge feltene. Det vises betydelige populasjonsendringer etter ana-

lyse av 32 vanlige billearter etter fragmentering. Noen arter har en betydelig og/eller moderat tilbakegang både i det småfragmenterte og i det storfragmenterte feltet. Felles for de fleste av disse artene (*Acrostiba borealis*, *Atheta lateralis*, *Oxyptoda lugubris*, *Quedius molochinus*, *Calathus micropterus*, *Notiophilus reitteri*, *Patrobus assimilis*) er at de er skogbunnsarter som generelt prefererer skyggefulle og fuktige habitater. *Choleva lederiana*, *Omalium rugatum*, viser en økning i antall etter fragmentering. *C. lederiana* lever i smågnager ganger, og denne arten forventes derfor å følge endringer i smågnagerbestandene.

Skogens lange bestandskontinuitet gjør at den er sammensatt av levende og døde trær av ulik alder og nedbrytningsstadier. Dessuten gjør områdets humide forhold og innslag av løvtrearter, bl a selje (*Salix caprea*), at skogen oppfyller mange kryptogamers krav til voksested og bestandsklima. De fire levermoseartene råteflik (*Lophozia ascendens*), stubbeflak (*Calypogeia suecica*), pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*) og fauskflik (*Lophozia longiflora*) ble funnet i forsøksområdet. Alle fire er oppført som hensynskrevende og er ansett å være truet av moderne skogsdrift.

Totalt er det i sesongene 1994-96 registrert 54 fuglearter i takseringsområdet. Av disse er 29 konstatert hekkende og ytterligere 9 er mulige/sannsynlige hekkende. Antall hekkende par hadde en markert nedgang i begge feltene i 1996 i forhold til 1995 på omlag 20 %. Variasjonen mellom artene er stor. Eksempelvis økte antall bjørkefinkpar sterkt i begge feltene. Dette skyldes trolig et meget godt frøår på gran. Også andre frøpisere som grankorsnebb, grønnsisik og gråsisik var tallrike i 1996. Andre arter som gjerdesmett, jernspurv, rødstrupe, måltrost, rødvingetrost, løvsanger, fuglekonge og bokfink hadde en markert nedgang i begge feltene.

Emneord: boreal- granskog - fragmentering - biologisk mangfold

Bjørn Åge Tømmerås, Frode Ødegaard, June Breistein, Bodil Wilmann og Jan Ove Gjershaug, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim

Abstract

Tømmerås, B.Å., Ødegaard, F., Breistein, J., Wilmann, B. & Gjershaug, J.O. 1997. Fragmentation experiment in boreal spruce forest, the Mosvik project. - NINA Oppdragsmelding 488: 1-33.

The main purpose of this project is to examine the biodiversity in boreal spruce forest, for some selected taxa, and to investigate how this biodiversity is affected by habitat fragmentation. Project background and sub-aims are described in detail in Tømmerås & Breistein (1995) and are consequently only briefly repeated in this report. In the mentioned report data to identify the biodiversity are presented. New additional documentation data are reported in Tømmerås et al. (1996). The present report is the first containing data on effects on the biodiversity in the experimentally fragmented study area.

Species composition, species number, and balance between species are influenced by habitat changes. A clear-cutting experiment consisting of both large and small scaled clear-cutting patterns, in old-growth forest, makes it possible to examine effects of both habitat fragmentation and type of habitat fragmentation. The study is intended to provide a basis for determining the pattern and size of clear-cuts which would avoid or minimise biodiversity changes in boreal spruce forests. The project focus on the special coastal spruce forest in the central Norway.

During the winter 1995/96 three plots (2.25 ha each) were clear-cut in the large scale area and 23 plots (0.2 ha each) in the small scale area. In total this comprises ca. 50 % of the stand volume. One control part was left untouched. Data collection of humidity, temperature, vegetation, invertebrates, and birds were made according to methods using permanent plots in the remaining forested area. Detrended Correspondence Analysis (DCA) ordination techniques are used for the analyses of collected vegetation data.

By the three trap types, window traps, pitfall traps and malaise tents, huge amounts of insects and spiders are trapped. The documentation of the presence of species is important for the study of impacts of habitat fragmentation. Over 50 000 individuals of parasitic Hymenoptera are determined to family and approximately 60 000 beetles, bugs and spiders are determined to species. Ca. 50 % of the 3 425 beetle species recorded in Norway are identified in central Norway. The total material of beetles in this study is 368 species, 10,8 % of the species of beetles in Norway.

Already in the first field season after clear-cutting, significant differences in some bark beetle populations were detected. *Hylastes cunicularius* and *Trypodendron lineatum* increased in number especially in the fine-grained fragmentation area. *Dryocoetes autographus* population were reduced in both areas. Analyses of 32 common beetle species revealed considerable changes in the populations

after fragmentation. Some species decrease in both the fine-grained and the coarse-grained fragmentation area. Common for many of these species (*Acrostiba borealis*, *Atheta lateralis*, *Oxypoda lugubris*, *Quedius molochinus*, *Calathus micropterus*, *Notiophilus reitteri*, *Patrobus assimilis*) is that they are ground-living and prefer shadow and humid habitats. *Choleva lederiana*, *Omalium rugatum*, show an increase in number after fragmentation. *C. lederana* lives in rodent holes, and this species is expected to follow the rodent fluctuations due to the logging.

Due to the long continuity, the forest consists of living and dead trees in a wide range of ages and decomposition degrees. Additionally, oceanic climate and presence of deciduous trees, e.g. *Salix caprea*, meet the environmental requirements of many rare cryptogams. Four rare and threatened liver moss species were found growing in the area: *Lophozia ascendens*, *Calypogeia suecica*, *Anastrophyllum hellerianum*, and *Lophozia longiflora*.

Totally 54 species of birds have been recorded, of which 29 are breeding permanently and 9 possible breeders. The number of breeding couples decreased with about 20 % after the experimental clear-cutting. The variation between species is large.

Key words: boreal spruce forest, fragmentation, biodiversity

Bjørn Åge Tømmerås, Frode Ødegaard, June Breistein, Bodil Wilmann and Jan Ove Gjershaug, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway

Forord

NINA initierte i 1993 et større skogprosjekt med målsetting å undersøke effektene på biodiversiteten ved fragmentering av et større skogsområde. Valget falt på et gammelskogsområde i Mosvik kommune. Feltsesongene 1994 og 1995 ble benyttet til å dokumentere biodiversiteten og vegetasjonssammensetningen i området. Etter at fragmenteringshogsten ble foretatt (vinteren 1995/96), gikk vi over i neste fase med å se på effektene av fragmenteringen. Prosjektet skal inneholde 4 feltsesonger, 2 før og 2 etter hogstinngrepet. Denne rapporten er en sentral del av den årlige framdriftsrapporteringen.

En lang rekke personer og institusjoner har vært involvert for at prosjektet skal kunne gjennomføres på beste måte. Disse fortjener en stor takk. Spesielt vil vi framheve det gode samarbeidet og den uvurderlige hjelp vi har fått fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, både fra miljøvernavdelingen og landbruksavdelingen. Dette har vært avgjørende for framdriften av prosjektet. En spesiell takk til Karl O. Damås, skogbrukssjef i Mosvik kommune, for hans engasjement og hjelp i «felten».

Skogen i forsøksområdet tilhører Vinje bruk i Mosvik. Vi er svært takknemlig ovenfor eieren, Anton Jenssen med familie, for et utmerket samarbeid og for å ha fått de beste muligheter til å drive våre forsøk i skogen.

Mange i NINA er involvert i dette prosjektet. Bjørn Åge Tømmerås er prosjektleder, mens June Breistein har ansvaret for den daglige gjennomføring av prosjektet samt for bestemmelse av snylteveps til familie. June Breistein har også hatt ansvaret for gjennomføringen og utførelse av vegetasjonsanalysene i faste prøveflater med barberfeller med assistanse av Øivind Brevik. Bodil Wilmann har hatt ansvaret for gjennomføringen og utførelsen av vegetasjonsanalysene med assistanse fra Ingvar Brattbakk. «Vanskelige» moser er registrert og artsbestemt av Arne Frisvoll. Dødved- og skogstrukturregistreringene er utført av Annika Hofgaard. Steinar Krogstad og Jan Ove Gjershaug har vært personen bak fugletakseringene i felt og bearbeiding av fugledataene. Gjershaug har også foretatt maur-registreringene. Billene og tegene er artsbestemt av Frode Ødegaard og Oddvar Hanssen, edderkopper av Arne Bretten, mens vi har hatt stor hjelp til alt sorterings- og punchearbeid av Marc Daverdin, Lars Korsnes, Øivind Brevik og Heidi Mehli.

I tillegg til NINAs egne midler har Direktoratet for naturforvaltning støttet prosjektet helt fra starten i 1993. Fra og med 1995 har prosjektet også mottatt støtte fra Norges forskningsråds program «Skog - miljø, industri og samfunn».

Dette er tredje eksterne rapport fra prosjektet. Fra før er utgitt NINA Oppdragsmeldinger 342 (Tømmerås & Breistein 1995) og 402 (Tømmerås et al. 1996)

Trondheim juli 1997

Bjørn Åge Tømmerås

Innhold

| | |
|---|----|
| Referat | 3 |
| Abstract | 4 |
| Forord | 5 |
| 1 Innledning | 6 |
| 2 Forsøksområde | 7 |
| 3 Metoder | 7 |
| 3.1 Temperatur, lys- og fuktighetsdata | 7 |
| 3.2 Fangst av invertebrater | 7 |
| 3.3 Vegetasjonsdata | 8 |
| 3.3.1 Vegetasjonsanalyser i faste prøveflater uten barberfeller | 8 |
| 3.3.2 Vegetasjonsanalyser i faste prøveflater med barberfeller | 9 |
| 3.4 Strukturbeskrivelse av tresjikt og død ved | 9 |
| 3.5 Taksering av fugler | 9 |
| 3.6 Databearbeiding av invertebrat- og vegetasjonsdata | 9 |
| 4 Resultater | 10 |
| 4.1 Temperaturdata | 10 |
| 4.2 Invertebrater | 14 |
| 4.2.1 Biller | 14 |
| 4.2.2 Snylteveps | 24 |
| 4.2.3 Maur | 24 |
| 4.2.4 Edderkopper | 26 |
| 4.3 Vegetasjon | 27 |
| 4.3.1 Strukturbeskrivelse av tresjikt og død ved | 27 |
| 4.4 Fugler | 29 |
| 5 Konklusjoner | 31 |
| 6 Litteratur | 32 |

1 Innledning

Mål, bakgrunn og implikasjoner for skogbehandling, for prosjektet "Fragmenteringsforsøk i granskog", er utførlig beskrevet i Tømmerås & Breistein (1995), og blir derfor bare kort behandlet i denne rapporten. Feltsesongene 1994 og 1995 ble benyttet til å dokumentere biodiversiteten og vegetasjonssammensetningen i området. Etter at fragmenteringshogsten nå er foretatt (vinteren 1995/96), går vi over i neste fase med å se på effektene av fragmenteringen. Prosjektet inneholder 4 feltsesonger, 2 før og 2 etter hogstinnngrepet. Resultater fra før hogstinnngrepene er presentert i NINA Oppdragsmeldinger 342 (Tømmerås & Breistein 1995) og 402 (Tømmerås et al. 1996).

I Fennoskandia innehar de boreale barskogene en stor del av landenes biodiversitet (DN 1992) bl a er omlag halvparten av artsdiversiteten knyttet til skog (Tømmerås 1994a), og behovet for dokumentasjon er derfor stor. I Norge er artskunnskapen for invertebratfaunaen i boreale skoger liten (DN 1992). Eksempelvis kan nevnes at kvantitative data om arts/mengdeforhold for skoginsekter knapt eksisterer i Norge (Odland et al. 1992).

Hovedmålet med prosjektet er å undersøke biodiversitetssammensetningen i boreal skog for noen utvalgte taksa og hvordan denne biodiversiteten påvirkes av habitatfragmentering.

Kjennskap til hvilke arter som er tilstede og prosessene som påvirker deres forekomst er viktig i denne sammenheng.

Størstedelen av de norske barskoger har de siste 40 år vært drevet med tanke på maksimal produksjon av tømmer, noe som i de fleste områdene har medført store arealer med flatehogst. Dette har ført til at den romlige fordeling av forskjellige habitattyper er kraftig endret sammenlignet med naturlig skog som ikke har vært utsatt for menneskelige inngrep. Konsekvensene er bl a landskapsendringer som avviker svært mye fra det naturlige, med en helt endret skogstruktur, nedkortet omløpstid og kun små arealer som inneholder virkelig gammel skog (DN 1992). Dette har store, men ikke klargjorte betydninger for de mange arter som er avhengige av naturskogens ulike stadier (Wiens et al. 1993; Økland 1995). Inventering av visse taksa (spesielt invertebrater) i gammel skog, kan avdekke konsekvenser for biodiversiteten ved endring av alderssammensetningen i skogene mot mer yngre skog.

Følgene av habitatfragmentering på faunasammensetningen er ikke empirisk dokumentert (DN 1992). En av grunnene til dette er at det har vært vanskelig å skille arealeffekt fra fragmenteringseffekt. Målet med andre del av dette prosjektet er å utføre et eksperimentelt studium som gjør det mulig å skille mellom disse to effektene på biodiversitet. Artssammensetningen, artsantall og dominansforhold mellom arter i skog påvirkes av habitatendringer, f.eks ved flatehogst. Detaljerte biodiversitetsdata vil gjøre

det mulig å forutsi konsekvenser, på bestands- og landskapsnivå, ved en reduksjon av opprinnelig areal (van Dorp & Opdam 1987). Ved å fjerne skog i et stor- og et småskalafragmentert mønster, vil denne prediksjonen bli testet ved sammenligning med et område uten inngrep (kontroll). Forekomst av forskjellige arter (karplanter, kryptogamer, invertebrater og fugler) dokumenteres i de aktuelle områdene før og etter avvirknings-inngrepet. Art - arealrelasjonene i de to fragmenteringstypene kan klargjøre hvilke effekter ulike hogstflatestørrelser gir på artsinventar-et. Eksperimentet vil forhåpentligvis illustrere hvilke flatestørrelser og landskapsmessig organisering som bør velges for å hindre reduksjon eller ødeleggelse av biodiversitet i boreale skoger. En annen forvaltningsmessig konsekvens av slik kunnskap er bedre grunnlag for å avgjøre nødvendigheten av reservater og deres størrelse for å kunne ivareta boreale skogers biodiversitet.

Teoretiske og empiriske studier har dokumentert at den romlige fordeling av habitattyper kan ha betydning på populasjonsdynamikken og derfor også faren for utdøing (se Hanski 1991; Hanski & Gilpin 1991). I Norge mangler vi kunnskap om slike effekter på invertebrater. Tredje del av prosjektet har som mål å sammenligne populasjonsdynamikken hos noen utvalgte arter ved ulike fragmenteringsmønstre (små- og storskalafragmentering) med et kontrollområde for å kunne følge effekter av fragmenteringen. Sannsynligheten for utdøing forventes å øke med reduksjon i populasjonsstørrelse. I småskalafragmentert område vil derfor den faunistiske omløpstid bli fulgt spesielt. Dette for å undersøke om fragmentering har langtidseffekt på fauna som overlever første fase etter et fragmenterings-inngrep.

Resultater og konklusjoner vil rette seg til et bredt spekter av målgrupper. Dette eksemplifiseres ved at prosjektet skal:

- i) gi data som i samarbeid med skogbruksnæringen kan utvikles til bedre forvaltning av skogområdene
- ii) gi naturforvaltningen råd om hvordan økosystemer i skog fungerer og konsekvenser av forskjellige typer inngrep
- iii) forsøke å utvikle generelle økologiske prinsipper omkring variasjon og påvirkning av biologisk mangfold i boreale barskoger for publisering i internasjonale fagtidsskrifter.

2 Forsøksområde

Det utvalgte gran-dominerte forsøksområdet ved Vinje Bruk i Mosvik kommune (63°47'N, 10°48'E) ligger vekstgeografisk på grensen mellom syd- og nordboreal sone (Ahti et al. 1968). Den kystnære beliggenheten gjør at vegetasjonen i felt- og bunnsjiktet har et visst oseanisk preg. Kriterier for vurdering og valg av forsøksområdet er redegjort for i Tømmerås & Breistein (1995).

Årsmiddeltemperaturen i området er ca. 3.5 °C. Juli er den varmeste måneden med 13 °C, og januar er den kaldeste med -5.5 °C. Det meste av årsnedbøren (totalt vel 1000 mm) faller i løpet av vinteren, men selv i den tørreste måneden (mai) faller det ca. 50 mm nedbør (Aune 1993; Førland 1993).

Skogen i forsøksområdet, med de ulike vegetasjonstyper, har ikke vært påvirket av skogdrift av betydning de siste 70-80 årene, og bærer tydelige preg av å være en naturskog ut fra benyttede kriterier (Hallingbäck 1991, Karström 1992; Söderström & Jonsson 1992; Hofgaard 1993a; Solbraa 1996). Skogens lange kontinuitet gjør at den er flersjiktet med store, gamle trær og naturlig foryngelse, og inneholder døde trær i forskjellige nedbrytningsstadier. Stubbettheten er liten i området og de fleste er fra etter nyttårsorkanen i 1992 da en del trær blåste ned og ble drevet ut av skogen.

Forsøksområdet på 1 km² er delt opp i en småskalafragmentert del, en storskalafragmentert del og en kontroll-del. Hele forsøksområdet ble målt opp i 50 x 50 m ruter som ble avmerket i terrenget og i disse rutene ble 16 innsamlingsstasjoner plassert. På hver stasjon er det 5 faste prøveflater. Kriterier for stasjonenes og prøveflatenes utplassering bl a at ruter med stasjoner ikke skal hogges, er detaljert beskrevet i Tømmerås & Breistein (1995). Feltse-songene 1994 og 1995 ble gjennomført uten inngrep i forsøksområdet. Vinteren 1995/96 ble tre flater á 150 x 150 m hugget i storskalafragmenteringsdelen, og 23 flater á 40 x 40 m i småskalafragmenteringsdelen. Dette utgjorde omlag halvparten av kubikkmassen i de to fragmenteringsdelene. Kontrolldelen er fortsatt urørt. Hogstmønsteret, ruteinndelingen og innsamlingsstasjonene framgår av områdekartet (figur 2.1).

3 Metoder

3.1 Temperatur, lys- og fuktighetsdata

Temperatur og fuktighet måles og registreres ved hjelp av Squirrel-loggere plassert på stasjon 9 i kontrolldelen. Registreringene var kontinuerlig annen hver time i perioden når fellene er aktivisert. Loggerne registrerte jordtemperatur 10 cm under bakken, og lufttemperatur 2,5 m over bakken ved respektive stasjon, samt lufttemperaturen 25 cm over bakken på 5, 10 og 20 meters avstand fra loggerne. Fuktighetsmålingene ble registrert 25 cm over jordoverflaten nær loggerne. Metodikken for de ulike målingene og registreringene er beskrevet i detalj i Tømmerås & Breistein (1995). I tillegg vil fuktighetsmålinger i jord samt lys/ leaf area index (LAI)-målinger bli gjennomført i 1997 på samtlige prøveflater på alle 16 stasjonene.

3.2 Fangst av invertebrater

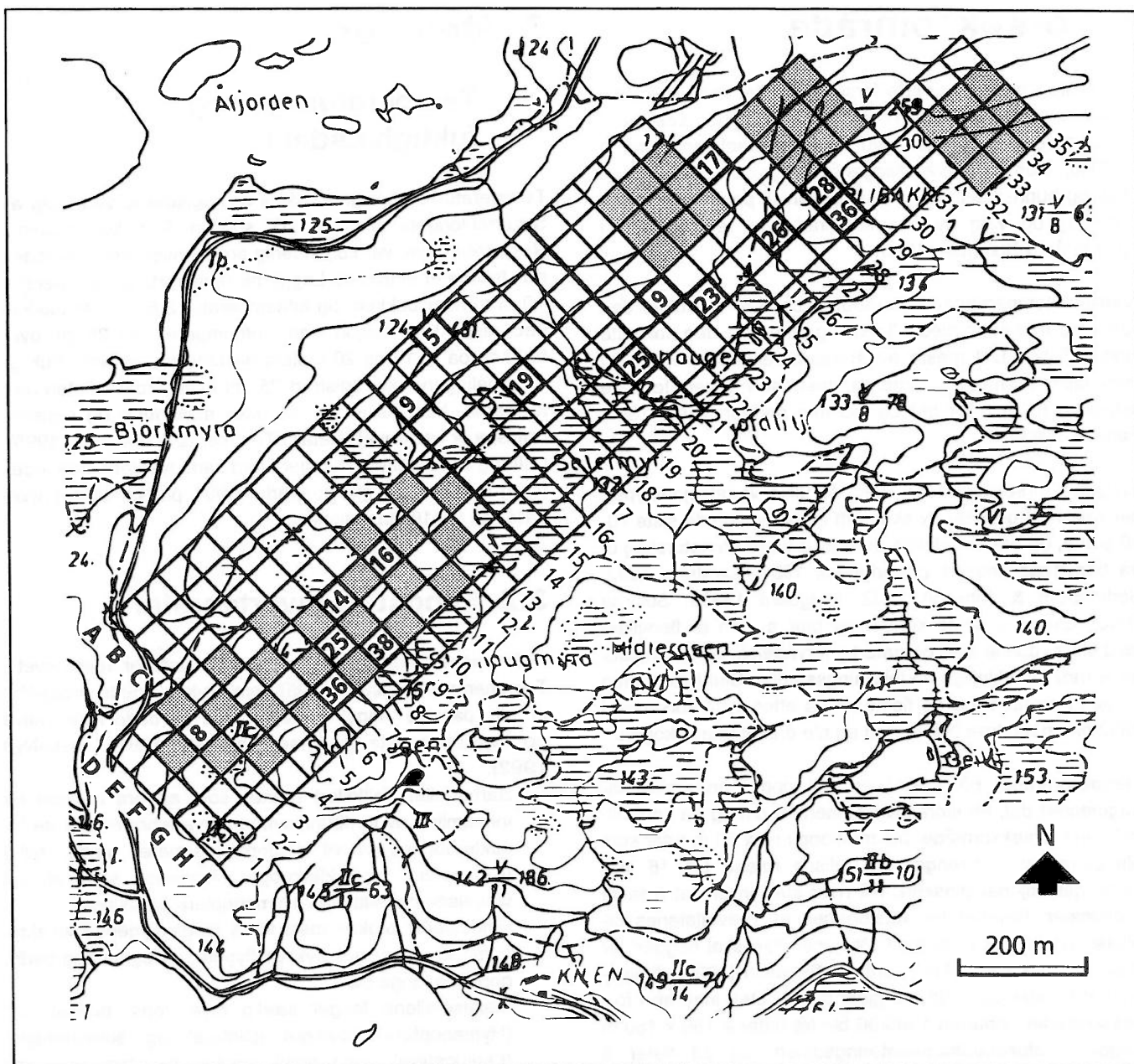
Felletypene barber,- vindus- og malaisefeller (beskrevet i Tømmerås & Breistein 1995) som brukes i dette prosjektet er alle passive fangstredskaper som gir både kvantitative og kvalitative data (Muirhead-Thomson 1991; Insekt-Nytt 1992).

- Barberfeller (fallfeller) regnes som en bra metode for innsamling av jordbunnlevende invertebrater, bla de insektgruppene vi vil studere nærmere, særlig biller (Coleoptera) og edderkopper (Araneae), samt en del vingeløse parasittveps (Hymenoptera parasitica).
- Vindusfeller brukes mest for å fange flygende insekter som ikke er spesielt dyktige flygere, og egner seg derfor godt til å fange biller.
- Malaisefellene fanger særlig mye veps, humler m.fl (Hymenoptera), tovinger (Diptera) og sommerfugler (Lepidoptera), men også støvlius (Psocoptera), trips (Thysanoptera) og sikader (Auchenorrhyncha). I tillegg kan en få enkelte teger (Heteroptera), biller (Coleoptera) og edderkopper (Araneae).

Sein vår i 1996 førte til at oppsetting av fellene først kunne gjennomføres 28.-30. mai. De ble tømt første gang 24. juni. Fangstfellene (barber,- vindus- og malaisefellene) ble tømt 5 ganger med 3-ukersintervall i løpet av 1996-feltseongen, fordelt på følgende innsamlingsperioder:

28.05 - 24.06
 24.06 - 16.07
 16.07 - 02.08
 02.08 - 27.09
 27.08 - 16.09

Alt felle-materialet fra 1996-feltseongen er sortert i følgende grupper; biller (Coleoptera), teger (Heteroptera), parasittveps (parasittiske Hymenoptera), ikke-parasittiske hymenoptera (bl a humler, bier, maur og planteveps), sommerfugler (Lepidoptera), edderkopper (Aranea) og et



Figur 2.1. Forsøksfeltet inndelt i 50 x 50 m ruter. I de skraverte rutene ble det hogd vinteren 1995/96. Plasseringen av de forskjellige innsamlingsstasjonene fremgår av nummereringen inni rutene. Koordinatene som ble benyttet ved oppmålingen av feltet (bokstaver og nummerering) er angitt langs kantene.

samleglass for mygg, fluer, midd, spretthaler, osv. Alt billematerialet er ferdig bestemt til art.

3.3 Vegetasjonsdata

Nomenklaturen for vegetasjonsenhetene følger Fremstad & Elven (1991).

3.3.1 Vegetasjonsanalyser i faste prøveflater uten barberfeller

Vegetasjonen i alle de 80 faste prøveflatene (1 x 1 m) fra de 16 innsamlingsstasjonene er reanalyser i månedskiftet juli/august 1996. Samlet vegetasjonsanalyse foreligger fra før fragmenteringsingrepet (Tømmerås & Breistein 1995; Tømmerås et al. 1996). Alle innsamlete moseprøver er bestemt og dataregistreringen utført. Disse datasettene vil, sammen med de gjenanalyser som skal utføres kommende år, danne grunnlag til viten om de naturlige svingningene i områdets vegetasjonssammensetning i løpet av forsøksperioden i forhold til fragmenteringseffektene. Som komplement til vegetasjonsanalysene av de faste prøveflatene ble

to krysslister, for området som helhet, bygd opp i 1996 (karplanter, moser og noen få lavarter) (jfr Tømmerås et al 1996). Vegetasjonsenhetene følger (Fremstad & Elven 1991).

Nomenklaturen følger Lid & Lid (1995) for karplanter, Frisvoll et al. (1995) for moser og Krog et al. (1995) for lav. Noen få artsgrupper behandles kollektivt, da de enkelte artene kan være vanskelige å skille i felt (Tømmerås et al. 1996):

- *Dicranum fuscescens* coll. = Bergsigd (*D. fuscescens*) + Lyngsigd (*D. flexicaule*). Bergsigd er vanligst.
- *Calypogeia muelleriana* coll. = Sumpflak (*C. muelleriana*) + Blåflak (*C. azurea*). Sumpflak er den vanligste *Calypogeia*-art. Blåflak er så vidt observert i området.
- *Plagiochila asplenoides* coll. = Prakthinnemose (*P. asplenoides*) + Berghinnemose (*P. porelloides*). Det er vesentlig prakthinnemose som finnes i analyseflatene, men berghinnemose er også observert.

3.3.2 Vegetasjonsanalyser i faste prøveflater med barberfeller

Vegetasjonen rundt de 160 barberfellene ble analysert i september, og utført på samme måte som i 1994 og 1995 (Tømmerås & Breistein 1995). Metodene er de samme som for vegetasjonsanalysene i prøveflater uten barberfeller når det gjelder karplanter og følger samme nomenklatur. Kryptogamene ble delt i bladmoser, levermoser og lav. Analysert flate rundt hver felle er 50 x 50 cm.

3.4 Strukturbeskrivelse av tresjikt og død ved

For hver innsamlingsstasjon er det tegnet et kart som viser tresjiktets struktur og de faste prøveflatenes plassering. Disse kartene og metodene for strukturbeskrivelse og tegning, er å finne i Tømmerås & Breistein (1995) og Tømmerås et al. 1996. Tresjiktskart og strukturbeskrivelser av hver stasjon ble i løpet av feltsongen 1996 komplettert med registreringer av forekomst og mengde av læger (liggende, døde trær) samt deres nedbrytingsgrad. I utgangspunktet var det lagt liten vekt på registrering av død ved og stubber. Derfor ble det foretatt supplerende registreringer våren 1996 av Annika Hofgaard etter samme metodikk som benyttet før (Hofgaard 1993b). Alle lægre og stubber ble artsbestemt og tegnet inn på stasjonsskissene i tilnærmet riktig målestokk. I tillegg ble granlægrenes formuldingsgrad(er) bestemt etter en 8-gradig skala hvor 1 tilsvarer ingen og 8 nesten fullstendig nedbrytning (Hofgaard 1993b).

3.5 Taksering av fugler

Fugletakseringene ble i 1996 utført etter samme kartleggingsmetode (Nordisk ministerråd 1983) og i de samme områdene, dvs. i forsøksområdets tre deler samt i ett ekstra kontrollområde ca. 1km unna forsøksområdet.

Takseringsrundene ble i hovedsak utført mellom kl. 04.00-09.00 og mellom kl. 16.00-21.00. Forsøksområdet og kontrollområdet ble taksert annen hver gang. Totalt ble det foretatt 12 takseringsrunder i forsøksområdet og 11 i kontrollområdet i perioden 8. mai - 20. juni. Som tidligere ble det foretatt noe færre takseringsrunder på kveldstid.

3.6 Databearbeiding av invertebrat- og vegetasjonsdata

Detrended Correspondence Analysis (DCA) (en ikke-lineær multivariat numerisk metode: Hill 1979; Hill & Gauch 1980) er benyttet ved bearbeiding av 1995 års vegetasjonsdata for å finne hovedvariasjonen i vegetasjonen og viktige bakenforliggende økologiske gradienter (se Tømmerås & Breistein 1995 for mer utførlig metodebeskrivelse). Både DCA og CCA (en direkte ikke-lineær multivariat numerisk metode) ble benyttet i forsøket på en samlet bearbeiding av 1995-96 dataene. Metoden med median nedveiing benyttes da det er ansett å være bedre å ta utgangspunkt i median-enn maksimum-frekvensen i et datasett (Eilertsen et al. 1990).

Innsamlet og bearbeidet invertebrat-data legges detaljert inn i en egenutviklet database (ACCESS).

4 Resultater

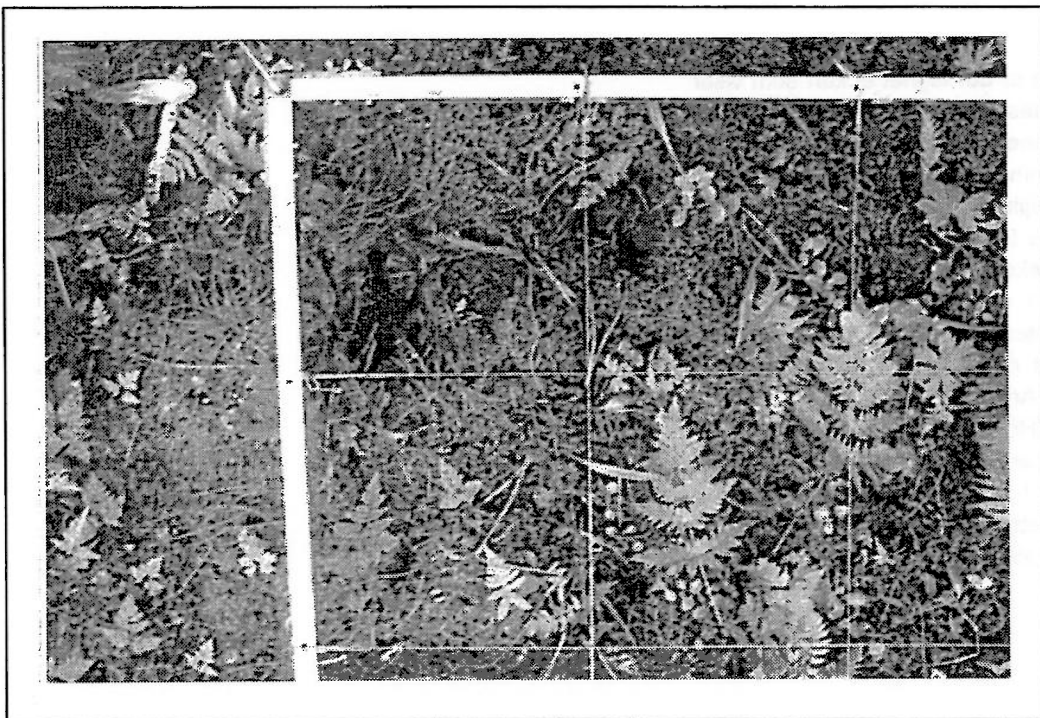
Resultatene fra feltsesongene 1996 gir ennå ikke grunnlag for endelige konklusjoner av hogstpåvirkningen (dvs. fragmenteringen av trestrukturen) av biodiversiteten i området. De utgjør supplerende deler til dokumentasjonen av forsøksområdets biodiversitet og de abiotiske og biotiske faktorenes naturlige svingninger. Dataene vil sammen med kommende 1997-data samlet gi et godt grunnlag for konklusjoner om effekter av fragmenteringshogsten. Noen tendenser vil likevel bli presentert i denne rapporten.

I forsøksområdet i Mosvik har sauer beitet i tillegg til det vanlige dyreliv med f.eks. elg. Vi har utviklet et forsøksoppsett som ved sitt design er beregnet for slike «normale» tilstander i norsk utmark. Sommeren 1996 tok imidlertid 5-8 kviger seg inn i forsøksområdet. Disse var ukjente for grunneieren og vi hadde store problemer med å holde disse borte fra området og finne eieren. Nesten 4 uker gikk før vi permanent oppnådde å få fjernet kvigene. En av grunnen for valg av forsøksområdet i Mosvik var at arealene ikke ble benyttet av krøtter. Fra før hadde vi erfaring med at vår feltmetodikk med insektfellesystemet var sårbar for krøtter. Krøtter vil like å drikke insektfellenes konserveringsvæske. Større eller mindre deler av innsamling i enkelte fangstperioder blir derved ødelagt, og krøtter vil konsentrere sitt opphold ved de faste stasjonene og dermed påvirke vegetasjon i området på en ikke tilfeldig måte. Ødelagte feller må erstattes med nye slik at kostnadene ved forsøkene også øker betydelig. Oppholdet av kviger i forsøksområdet i 1996 har signifikant skadet datagrunnlaget fra denne feltsesongen.

Særlig i løpet av fangstperiodene 16.07-02.08 og 02.08-27.09 påførte kvigene store skader. 26 vindusfeller og 41 barberfeller ble helt ødelagt i disse to periodene, mens så mye som 25 av 32 fangstperioder med malaisetelt ble ødelagt. Den normale skade pr fangstperiode er 2-4 %. Før vegetasjonsanalyser er fullført under feltsesongen i 1997 vil vi derfor ikke kunne si hvor stor betydning konsentrasjonen av kviger har for utvikling av vegetasjon. Muligheten til å klarlegge fragmenteringseffekten på vegetasjon ved hjelp av vegetasjonsundersøkelsene i de faste stasjonene vil da kunne avklares. Bildet (figur 4.1) gir en illustrasjon på effekter av tråkk fra kviger i forsøksområdet.

4.1 Temperaturdata

Alle registreringene fra temperatur- og fuktighetsloggerne ble i 1996 ødelagt av kvigene som hadde tatt seg inn i området. Vurderinger for 1996 baseres seg derfor på meteorologiske data fra Inderøy hvor nedbøren er noe lavere enn i forsøksområdet på tross av en avstand på bare 15km i luftlinje. Den klimatologiske sommeren begynner når døgnmiddeltemperaturen vedvarende overstiger 10 °C. I den relativt kalde sommeren 1996 fram til 4. august ble det bare oppnådd sommertemperaturer i forsøksområdet i enkelte uker. Fra 4. august til først på sept. var det sammenhengende sommer. Sommeren 1994 var som helhet betydelig varmere enn 1996 (og 1995) og døgnmiddeltemperaturen lå over 10 °C hele juli samt mesteparten av august (Tømmerås & Breistein 1995). Disse forskjellene i sommertemperaturer gjaldt også regionalt; 1994 var en av 1900-tallets varmeste somrer og 1995 en av de kaldeste.



Figur 4.1. Bilde som viser tråkk av kviger i en av de faste 1m² rutene for analyse av vegetasjonen.

Tabell 4.2.1.1. Fullstendig artsliste over biller som ble funnet i forsøksfeltet i Mosvik i løpet av feltsesongen 1994 og 1996. Systematikken følger Lawrence (1995), mens nomenklaturen følger Silfverberg (1992).

| | Total- antall |
|---|------------------|
| Dytiscidae | |
| 1 <i>Hydroporus tristis</i> (Paykull, 1798) | 2 |
| 2 <i>Hydroporus incognitus</i> Sharp, 1869 | 1 |
| 3 <i>Hydroporus melanarius</i> Sturm, 1835 | 2 |
| 4 <i>Agabus guttatus</i> (Paykull, 1798) | 2 |
| 5 <i>Agabus melanarius</i> Aubé, 1837 | 2 |
| Carabidae | |
| 6 <i>Carabus glabratus</i> Paykull, 1790 | 1 |
| 7 <i>Carabus coriaceus</i> Linnaeus, 1758 | 10 |
| 8 <i>Carabus violaceus</i> Linnaeus, 1758 | 9 |
| 9 <i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758) | 27 |
| 10 <i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1758) | 10 |
| 11 <i>Leistus terminatus</i> (Hellwig, 1793) | 314 |
| 12 <i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758) | 6 |
| 13 <i>Notiophilus reitteri</i> Spaeth, 1899 | 207 |
| 14 <i>Notiophilus biguttatus</i> (Paykull, 1779) | 252 |
| 15 <i>Clivina fossor</i> (Linnaeus, 1758) | 1 |
| 16 <i>Elaphrus cupreus</i> Duftschmid, 1812 | 1 |
| 17 <i>Trechus rubens</i> (Fabricius, 1792) | 2 |
| 18 <i>Trechus obtusus</i> Erichson, 1837 | 1688 |
| 19 <i>Bembidion bruxellense</i> Wesmael, 1835 | 1 |
| 20 <i>Bembidion grapii</i> Gyllenhal, 1827 | 3 |
| 21 <i>Patrobus assimilis</i> Chaudoir, 1844 | 243 |
| 22 <i>Patrobus atrorufus</i> (Ström, 1768) | 3843 |
| 23 <i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787) | 7 |
| 24 <i>Calathus micropterus</i> (Duftschmid, 1812) | 749 |
| 25 <i>Amara brunnea</i> (Gyllenhal, 1810) | 15 |
| 26 <i>Dromius agilis</i> (Fabricius, 1787) | 3 |
| Agyrtidae | |
| 27 <i>Pteroloma forstroemi</i> (Gyllenhal, 1810) | 824 |
| Leiodidae | |
| 28 <i>Leiodes inordinata</i> (Sahlberg, 1898) | 1 |
| 29 <i>Anisotoma humeralis</i> (Fabricius, 1792) | 36 |
| 30 <i>Anisotoma castanea</i> (Herbst, 1792) | 5 |
| 31 <i>Anisotoma glabra</i> (Kugelann, 1794) | 1 |
| 32 <i>Agathidium pallidum</i> (Gyllenhal, 1827) | 3 |
| 33 <i>Agathidium rotundatum</i> (Gyllenhal, 1827) | 54 |
| 34 <i>Agathidium nigrinum</i> Sturm, 1807 | 3 |
| 35 <i>Agathidium arcticum</i> Thomson, 1862 | 11 |
| 36 <i>Agathidium nigripenne</i> (Fabricius, 1792) | 3 |
| 37 <i>Agathidium atrum</i> (Paykull, 1798) | 25 |
| 38 <i>Agathidium seminulum</i> (Linnaeus, 1758) | 2 |
| 39 <i>Agathidium pisanum</i> Brisout de Barneville, 1863 | 17 |
| 40 <i>Agathidium bicolor</i> J. Sahlberg, 1881 | 3 |
| 41 <i>Choleva lederiana</i> Reitter, 1902 | 323 |
| 42 <i>Choleva sturmii</i> Brisout de Barneville, 1863 | 1 |
| 43 <i>Sciodrepoides watsoni</i> (Spence, 1815) | 8 |
| 44 <i>Catops alpinus</i> Gyllenhal, 1827 | 91 |
| 45 <i>Catops longulus</i> Kellner, 1846 | 1 |
| 46 <i>Catops coracinus</i> Kellner, 1846 | 80 |
| 47 <i>Catops tristis</i> (Panzer, 1793) | 76 |
| 48 <i>Catops nigrita</i> Erichson, 1837 | 756 |
| 49 <i>Catops nigricans</i> (Spence, 1815) | 175 |
| 50 <i>Catops fuliginosus</i> Erichson, 1837 | 4 |
| 51 <i>Colon latum</i> Kraatz, 1850 | 6 |
| Hydraenidae | |
| 52 <i>Hydraena brittini</i> Joy, 1907 | 6 |
| Ptiliidae | |
| 53 <i>Pteryx suturalis</i> (Heer, 1841) | 8 |
| 54 <i>Acrotrichis silvatica</i> Rosskothén, 1935 | 9 |
| 55 <i>Acrotrichis insularis</i> (Mäklin, 1852) | 266 |
| 56 <i>Acrotrichis intermedia</i> (Gillmeister, 1845) | 1000 |
| 57 <i>Acrotrichis rugulosa</i> Rosskothén, 1935 | 12 |
| Scydmaenidae | |
| 58 <i>Nevraphes coronatus</i> J. Sahlberg, 1881 | 6 |
| 59 <i>Stenichnus bicolor</i> (Denny, 1825) | 4 |
| Silphidae | |
| 60 <i>Nicrophorus vespilloides</i> Herbst, 1783 | 6 |

| | Total- antall |
|--|------------------|
| Staphylinidae | |
| 61 <i>Acrulia inflata</i> (Gyllenhal, 1813) | 19 |
| 62 <i>Hapalaraea nigra</i> (Gravenhorst, 1806) | 2 |
| 63 <i>Hapalaraea vilis</i> (Erichson, 1840) | 4 |
| 64 <i>Hapalaraea linearis</i> (Zetterstedt, 1828) | 80 |
| 65 <i>Omalius rivulare</i> (Paykull, 1789) | 2 |
| 66 <i>Omalius brevicolle</i> Thomson, 1869 | 7 |
| 67 <i>Omalius rugatum</i> Mulsant & Rey, 1880 | 569 |
| 68 <i>Omalius excavatum</i> Stephens, 1834 | 27 |
| 69 <i>Phloeonomus lapponicus</i> (Zetterstedt, 1838) | 6 |
| 70 <i>Phloeonomus sjoeborgi</i> Strand, 1937 | 4 |
| 71 <i>Deliphrum tectum</i> (Paykull, 1789) | 14 |
| 72 <i>Anthobium melanocephalum</i> (Illiger, 1794) | 9 |
| 73 <i>Olophrum fuscum</i> (Gravenhorst, 1806) | 109 |
| 74 <i>Olophrum rotundicollis</i> (Sahlberg, 1830) | 346 |
| 75 <i>Arpedium quadrum</i> (Gravenhorst, 1806) | 2839 |
| 76 <i>Eucnecosum brachypterum</i> (Gravenhorst, 1802) | 913 |
| 77 <i>Acidota cruentata</i> (Mannerheim, 1830) | 3 |
| 78 <i>Acidota crenata</i> (Fabricius, 1792) | 58 |
| 79 <i>Lesteva monticola</i> Kiesenwetter, 1847 | 76 |
| 80 <i>Anthophagus omalinus</i> Zetterstedt, 1828 | 7178 |
| 81 <i>Anthophagus caraboides</i> (Linnaeus, 1758) | 6 |
| 82 <i>Boreaphilus henningianus</i> Sahlberg, 1832 | 30 |
| 83 <i>Proteinus brachypterus</i> (Fabricius, 1792) | 40 |
| 84 <i>Proteinus crenulatus</i> Pandelle, 1867 | 3 |
| 85 <i>Megarthrus sinuatocollis</i> (Lacordaire, 1835) | 33 |
| 86 <i>Bibloporus bicolor</i> (Denny, 1825) | 74 |
| 87 <i>Euplectus decipiens</i> Raffray, 1910 | 6 |
| 88 <i>Euplectus karsteni</i> (Reichenbach, 1816) | 17 |
| 89 <i>Bryaxis bulbifer</i> (Reichenbach, 1816) | 1 |
| 90 <i>Mycetoporus monticola</i> Fowler, 1888 | 18 |
| 91 <i>Mycetoporus lepidus</i> (Gravenhorst, 1802) | 215 |
| 92 <i>Mycetoporus clavicornis</i> (Stepens, 1832) | 2 |
| 93 <i>Mycetoporus niger</i> Fairmaire & Laboulbène, 1856 | 40 |
| 94 <i>Mycetoporus maerkeli</i> Kraatz, 1857 | 2 |
| 95 <i>Mycetoporus rufescens</i> (Stephens, 1832) | 455 |
| 96 <i>Mycetoporus punctus</i> (Gravenhorst, 1806) | 1 |
| 97 <i>Mycetoporus brucki</i> Pandelle, 1896 ? | 1 |
| 98 <i>Ischnosoma splendidum</i> (Gravenhorst, 1806) | 61 |
| 99 <i>Bryoporus punctipennis</i> Thomson, 1861 | 10 |
| 100 <i>Lordithon thoracicus</i> (Fabricius, 1777) | 342 |
| 101 <i>Lordithon trinotatus</i> (Erichson, 1839) | 4 |
| 102 <i>Lordithon lunulatus</i> (Linnaeus, 1761) | 12 |
| 103 <i>Lordithon speciosus</i> (Erichson, 1839) | 8 |
| 104 <i>Bolitobius cingulatus</i> Mannerheim, 1830 | 23 |
| 105 <i>Bolitobius castaneus</i> (Stephens, 1832) | 4 |
| 106 <i>Sepedophilus littoreus</i> (Linnaeus, 1758) | 8 |
| 107 <i>Sepedophilus testaceus</i> (Fabricius, 1832) | 1 |
| 108 <i>Tachinus signatus</i> (Gravenhorst, 1802) | 1 |
| 109 <i>Tachinus elegans</i> Eppelsheim, 1893 | 27 |
| 110 <i>Tachinus pallipes</i> Gravenhorst, 1806 | 4246 |
| 111 <i>Tachinus proximus</i> Kraatz, 1855 | 127 |
| 112 <i>Tachinus rufipennis</i> Gyllenhal, 1810 | 7 |
| 113 <i>Tachinus laticollis</i> Gravenhorst, 1802 | 806 |
| 114 <i>Tachinus elongatus</i> Gyllenhal, 1810 | 47 |
| 115 <i>Aleochara brevipennis</i> Gravenhorst, 1806 | 1 |
| 116 <i>Aleochara moerens</i> Gyllenhal, 1827 | 2 |
| 117 <i>Oxyptoda lugubris</i> Kraatz, 1856 | 293 |
| 118 <i>Oxyptoda procerula</i> Mannerheim, 1830 | 32 |
| 119 <i>Oxyptoda nigricornis</i> Motschulsky, 1860 | 4 |
| 120 <i>Oxyptoda vittata</i> Märkel, 1842 | 13 |
| 121 <i>Oxyptoda spectabilis</i> Märkel, 1842 | 56 |
| 122 <i>Oxyptoda funebris</i> Kraatz, 1856 | 14 |
| 123 <i>Oxyptoda skalitzkyi</i> Bernhauer, 1902 | 86 |
| 124 <i>Oxyptoda umbrata</i> (Gyllenhal, 1810) | 18 |
| 125 <i>Oxyptoda alternans</i> (Gravenhorst, 1802) | 5 |
| 126 <i>Oxyptoda annularis</i> Mannerheim, 1830 | 465 |
| 127 <i>Acrostiba borealis</i> Thomson, 1858 | 491 |

| Tabell 4.2.1.1 forts. | | Total- antall |
|-----------------------|---|------------------|
| 128 | <i>Ichnoglossa elegantula</i> (Mannerheim, 1830) | 19 |
| 129 | <i>Haploglossa villosula</i> (Stephens, 1832) | 2 |
| 130 | <i>Mniusa incrassata</i> (Mulsant & Rey, 1852) | 7 |
| 131 | <i>Aloconota gregaria</i> (Erichson, 1839) | 1 |
| 132 | <i>Liogluta micans</i> (Mulsant & Rey, 1852) | 6342 |
| 133 | <i>Liogluta microptera</i> (Thomson, 1867) | 145 |
| 134 | <i>Liogluta granigera</i> (Kiesenwetter, 1850) | 228 |
| 135 | <i>Liogluta alpestris</i> (Heer, 1839) | 19 |
| 136 | <i>Geostiba circellaris</i> (Gravenhorst, 1802) | 1 |
| 137 | <i>Dadobia immersa</i> (Erichson, 1837) | 1 |
| 138 | <i>Cadaverota cadaverina</i> (Brisout de Barneville, 1860) | 4 |
| 139 | <i>Atheta</i> sg. <i>Philhygra arctica</i> (Thomson, 1856) | 20 |
| 140 | <i>Atheta</i> sg. <i>Microdota boreella</i> Brundin, 1948 | 2 |
| 141 | <i>Atheta</i> sg. <i>Microdota subtilis</i> (Scriba, 1866) | 8 |
| 142 | <i>Atheta</i> sg. <i>Xenota myrmecobia</i> (Kraatz, 1856) | 22 |
| 143 | <i>Atheta</i> sg. <i>Xenota fungi</i> (Gravenhorst, 1806) | 1 |
| 144 | <i>Atheta</i> sg. <i>Megacrotona lateralis</i> (Mannerheim, 1830) | 1151 |
| 145 | <i>Atheta</i> sg. <i>Notothecta sodalis</i> (Erichson, 1837) | 22 |
| 146 | <i>Atheta</i> sg. <i>Notothecta flavipes</i> (Gravenhorst, 1806) | 3 |
| 147 | <i>Atheta</i> sg. <i>Notothecta subglabra</i> (Sharp, 1869) | 5 |
| 148 | <i>Atheta</i> sg. <i>Boreophila cinnamoptera</i> (Thomson, 1856) | 14 |
| 149 | <i>Atheta</i> sg. <i>Boreophila picipennis</i> (Mannerheim, 1843) | 9 |
| 150 | <i>Atheta</i> sg. <i>Boreophila parapicipennis</i> Brundin, 1954 | 1 |
| 151 | <i>Atheta</i> s.str. <i>laevana</i> (Mulsant & Rey, 1852) | 12 |
| 152 | <i>Atheta</i> s.str. <i>hypnorum</i> (Kiesenwetter, 1850) | 62 |
| 153 | <i>Atheta</i> s.str. <i>laevicauda</i> J. Sahlberg, 1876 | 4 |
| 154 | <i>Atheta</i> s.str. <i>brunneipennis</i> (Thomson, 1852) | 25 |
| 155 | <i>Atheta</i> s.str. <i>incognita</i> (Sharp, 1869) | 73 |
| 156 | <i>Atheta</i> s.str. <i>procera</i> (Kraatz, 1856) | 65 |
| 157 | <i>Atheta</i> s.str. <i>allocera</i> Eppelsheim, 1893 | 10 |
| 158 | <i>Atheta</i> s.str. <i>diversa</i> (Sharp, 1869) | 1 |
| 159 | <i>Atheta</i> s.str. <i>pilicornis</i> (Thomson, 1852) | 31 |
| 160 | <i>Atheta</i> s.str. <i>boleticola</i> J. Sahlberg, 1876 | 2 |
| 161 | <i>Atheta</i> s.str. <i>crassicornis</i> (Fabricius, 1792) | 8 |
| 162 | <i>Atheta</i> s.str. <i>nigricornis</i> (Thomson, 1852) | 9 |
| 163 | <i>Atheta</i> sg. <i>Traumoecia picipes</i> (Thomson, 1856) | 35 |
| 164 | <i>Atheta</i> sg. <i>Bessobia monticola</i> (Thomson, 1852) | 2 |
| 165 | <i>Atheta</i> sg. <i>Bessobia excellens</i> (Kraatz, 1856) | 5 |
| 166 | <i>Atheta</i> sg. <i>Anopleta corvina</i> (Thomson, 1856) | 7 |
| 167 | <i>Dinaraea arcana</i> (Erichson, 1837) | 8 |
| 168 | <i>Zyras humeralis</i> (Gravenhorst, 1802) | 1819 |
| 169 | <i>Lomechusa pubicollis</i> (Brisout de Barneville, 1860) | 1 |
| 170 | <i>Gyrophaena strictula</i> Erichson, 1839 | 1 |
| 171 | <i>Gyrophaena boleti</i> (Linnaeus, 1758) | 1 |
| 172 | <i>Bolitochara mulsanti</i> Sharp, 1875 | 40 |
| 173 | <i>Leptusa pulchella</i> (Mannerheim, 1830) | 31 |
| 174 | <i>Leptusa fumida</i> (Erichson, 1839) | 6 |
| 175 | <i>Placusa tachyporoides</i> Walli, 1838 | 2 |
| 176 | <i>Placusa incompleta</i> Sjöberg, 1934 | 1 |
| 177 | <i>Placusa suecica</i> Johnson & Lundberg, 1977 | 4 |
| 178 | <i>Autalia impressa</i> (Oliver, 1795) | 9 |
| 179 | <i>Autalia puncticollis</i> Sharp, 1864 | 1 |
| 180 | <i>Myllaena intermedia</i> Erichson, 1837 | 1 |
| 181 | <i>Syntomium aeneum</i> (Müller, 1821) | 34 |
| 182 | <i>Oxytelus laqueatus</i> (Marshall, 1802) | 8 |
| 183 | <i>Anotylus rugosus</i> (Fabricius, 1775) | 1 |
| 184 | <i>Stenus impressus</i> Germar, 1824 | 110 |
| 185 | <i>Leptacinus formicetorum</i> Märkel, 1841 | 1 |
| 186 | <i>Atrecus pilicornis</i> (Paykull, 1790) | 49 |
| 187 | <i>Atrecus longiceps</i> (Fauvel, 1872) | 1 |
| 188 | <i>Xantholinus tricolor</i> (Fabricius, 1787) | 8 |
| 189 | <i>Othius lapidicola</i> Kiesenwetter, 1848 | 132 |
| 190 | <i>Othius myrmecophilus</i> Kiesenwetter, 1843 | 486 |
| 191 | <i>Lathrobium fulvipenne</i> Gravenhorst, 1806 | 7 |
| 192 | <i>Lathrobium brunripes</i> (Fabricius, 1792) | 4 |
| 193 | <i>Erichsonius cinerascens</i> (Gravenhorst, 1802) | 1 |
| 194 | <i>Gabrieus trossulus</i> (Nordmann, 1837) | 2 |
| 195 | <i>Philonthus puella</i> Nordmann, 1837 | 11 |
| 196 | <i>Philonthus decorus</i> (Gravenhorst, 1802) | 3 |
| 197 | <i>Philonthus marginatus</i> (Ström, 1768) | 12 |
| 198 | <i>Euryporus picipes</i> (Paykull, 1800) | 33 |
| 199 | <i>Quedius mesomelinus</i> (Marshall, 1802) | 3 |

| Tabell 4.2.1.1 forts. | | Total- antall |
|-----------------------|---|------------------|
| 200 | <i>Quedius tenellus</i> (Gravenhorst, 1806) | 159 |
| 201 | <i>Quedius plagiatus</i> (Mannerheim, 1843) | 112 |
| 202 | <i>Quedius fuliginosus</i> (Gravenhorst, 1802) | 2 |
| 203 | <i>Quedius molochinus</i> (Gravenhorst, 1806) | 698 |
| 204 | <i>Quedius umbrinus</i> Erichson, 1839 | 3 |
| 205 | <i>Quedius fulvicollis</i> (Stephens, 1833) | 939 |
| 206 | <i>Quedius nigriceps</i> Kraatz, 1857 | 1 |
| Geotrupidae | | |
| 207 | <i>Geotrupes stercorosus</i> (Scriba, 1791) | 1 |
| Scarabaeidae | | |
| 208 | <i>Aphodius rufipes</i> (Linnaeus, 1758) | 38 |
| 209 | <i>Aphodius depressus</i> (Kugelann, 1792) | 25 |
| 210 | <i>Aphodius tenellus</i> Say, 1823 | 4 |
| 211 | <i>Aphodius borealis</i> Gyllenhal, 1827 | 3 |
| 212 | <i>Aphodius nemoralis</i> Erichson, 1848 | 5 |
| 213 | <i>Aphodius lapponum</i> Gyllenhal, 1806 | 40 |
| 214 | <i>Aphodius piceus</i> Gyllenhal, 1806 | 1 |
| 215 | <i>Aphodius scybalarius</i> (Fabricius, 1781) | 1 |
| 216 | <i>Serica brunnea</i> (Linnaeus, 1758) | 2 |
| 217 | <i>Trichius fasciatus</i> (Linnaeus, 1758) | 2 |
| Hydrophilidae | | |
| 218 | <i>Cercyon impressus</i> (Sturm, 1807) | 21 |
| 219 | <i>Cercyon melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758) | 1 |
| 220 | <i>Megasternum obscurum</i> (Marshall, 1802) | 112 |
| Sphaeritidae | | |
| 221 | <i>Sphaerites glabratus</i> (Fabricius, 1792) | 112 |
| Clambidae | | |
| 222 | <i>Clambus punctulum</i> (Beck, 1817) | 1 |
| Scirtidae | | |
| 223 | <i>Cyphon coarctatus</i> Paykull, 1799 | 17 |
| 224 | <i>Cyphon kongsbergensis</i> Munster, 1924 | 1 |
| 225 | <i>Cyphon variabilis</i> (Thunberg, 1787) | 5 |
| 226 | <i>Cyphon padi</i> (Linnaeus, 1758) | 9 |
| Elateridae | | |
| 227 | <i>Athous subfuscus</i> (Müller, 1764) | 89 |
| 228 | <i>Denticollis linearis</i> (Linnaeus, 1758) | 2 |
| 229 | <i>Liotrichus affinis</i> (Paykull, 1800) | 87 |
| 230 | <i>Ampedus nigrinus</i> (Herbst, 1784) | 2 |
| Lycidae | | |
| 231 | <i>Dictyoptera aurora</i> (Herbst, 1784) | 16 |
| 232 | <i>Platycis minuta</i> (Fabricius, 1787) | 4 |
| Cantharidae | | |
| 233 | <i>Podabrus alpinus</i> (Paykull, 1798) | 78 |
| 234 | <i>Cantharis pellucida</i> Fabricius, 1792 | 3 |
| 235 | <i>Cantharis paludosa</i> Fallén, 1807 | 1 |
| 236 | <i>Rhagonycha limbata</i> Thomson, 1864 | 1 |
| 237 | <i>Rhagonycha atra</i> (Linnaeus, 1767) | 214 |
| 238 | <i>Absidia schoenherri</i> (Dejean, 1837) | 1708 |
| 239 | <i>Malthinus biguttatus</i> (Linnaeus, 1758) | 12 |
| 240 | <i>Malthinus frontalis</i> (Marshall, 1802) | 2 |
| 241 | <i>Malthodes marginatus</i> (Latreille, 1806) | 47 |
| 242 | <i>Malthodes guttifer</i> Kiesenwetter, 1852 | 8 |
| 243 | <i>Malthodes flavoguttatus</i> Kiesenwetter, 1852 | 17 |
| 244 | <i>Malthodes brevicollis</i> (Paykull, 1798) | 42 |
| 245 | <i>Malthodes fuscus</i> (Walli, 1838) | 886 |
| 246 | <i>Malthodes pumilus</i> (Brebisson, 1835) | 1 |
| Anobidae | | |
| 247 | <i>Ptinus fur</i> (Linnaeus, 1758) | 1 |
| Lymexilidae | | |
| 248 | <i>Hylecoetus dermestoides</i> (Linnaeus, 1761) | 112 |
| Aspidiphoridae | | |
| 249 | <i>Arpidiphorus orbiculatus</i> (Gyllenhal, 1808) | 7 |
| Nitidulidae | | |
| 250 | <i>Epuraea aestiva</i> (Linnaeus, 1758) | 114 |
| 251 | <i>Epuraea thoracica</i> Tournier, 1872 | 1 |
| 252 | <i>Epuraea angustula</i> Sturm, 1844 | 31 |
| 253 | <i>Epuraea binotata</i> Reitter, 1872 | 2 |
| 254 | <i>Epuraea oblonga</i> (Herbst, 1793) | 1 |
| 255 | <i>Epuraea boreella</i> (Zetterstedt, 1828) | 54 |
| 256 | <i>Epuraea bickhardti</i> Sainte-Claire Deville, 1906 | 6 |
| 257 | <i>Epuraea laeviuscula</i> (Gyllenhal, 1827) | 5 |
| 258 | <i>Epuraea melina</i> Erichson, 1843 | 3 |

Tabell 4.2.1.1 forts.

| | Total- antall |
|-----------------------|------------------|
| 259 | 2 |
| 260 | 179 |
| 261 | 2 |
| 262 | 1 |
| 263 | 11 |
| 264 | 18 |
| Monotomidae | |
| 265 | 98 |
| 266 | 74 |
| 267 | 44 |
| 268 | 1 |
| 269 | 1 |
| Cucujidae | |
| 270 | 15 |
| Cryptophagidae | |
| 271 | 1 |
| 272 | 714 |
| 273 | 41 |
| 274 | 19 |
| 275 | 1 |
| 276 | 4 |
| 277 | 1 |
| 278 | 198 |
| 279 | 23 |
| 280 | 14 |
| 281 | 1 |
| 282 | 360 |
| 283 | 1 |
| 284 | 1 |
| 285 | 11 |
| 286 | 1 |
| 287 | 1 |
| 288 | 150 |
| 289 | 22 |
| 290 | 1 |
| Erythridae | |
| 291 | 13 |
| 292 | 5 |
| Byturidae | |
| 293 | 11 |
| Cerylonidae | |
| 294 | 8 |
| 295 | 96 |
| Endomychidae | |
| 296 | 3 |
| Coccinellidae | |
| 297 | 1 |
| Corylophidae | |
| 298 | 1 |
| Corticariidae | |
| 299 | 8 |
| 300 | 18 |
| 301 | 147 |
| 302 | 14 |
| 303 | 72 |
| 304 | 9 |
| 305 | 30 |
| 306 | 10 |
| 307 | 3 |
| 308 | 1 |
| Ciidae | |
| 309 | 6 |
| 310 | 2 |
| 311 | 2 |
| 312 | 4 |

Tabell 4.2.1.1 forts.

| | Total- antall |
|----------------------|------------------|
| 313 | 34 |
| 314 | 2 |
| 315 | 1 |
| 316 | 5 |
| 317 | 1 |
| Melandyridae | |
| 318 | 4 |
| 319 | 2 |
| 320 | 2 |
| 321 | 2 |
| 322 | 1 |
| Oedemeridae | |
| 323 | 1 |
| Salpingidae | |
| 324 | 23 |
| 325 | 95 |
| Scraptidae | |
| 326 | 2 |
| 327 | 81 |
| Cerambycidae | |
| 328 | 7 |
| 329 | 13 |
| 330 | 5 |
| 331 | 10 |
| 332 | 1 |
| 333 | 1 |
| Chrysomelidae | |
| 334 | 129 |
| Atelabidae | |
| 335 | 2 |
| Brentidae | |
| 336 | 1 |
| Curculionidae | |
| 337 | 74 |
| 338 | 769 |
| 339 | 1 |
| 340 | 37 |
| 341 | 76 |
| 342 | 358 |
| 343 | 2 |
| 344 | 1 |
| 345 | 7 |
| 346 | 36 |
| 347 | 21 |
| 348 | 1 |
| 349 | 5 |
| 350 | 10 |
| 351 | 3 |
| 352 | 109 |
| 353 | 8 |
| 354 | 2630 |
| 355 | 3 |
| 356 | 11 |
| 357 | 8 |
| 358 | 1 |
| 359 | 2 |
| 360 | 16 |
| 361 | 2 |
| 362 | 263 |
| 363 | 322 |
| 364 | 7 |
| 365 | 35 |
| 366 | 757 |
| 367 | 13 |
| 368 | 19 |

4.2 Invertebrater

4.2.1 Biller

Billene utgjør ca. 20 % av Norges insektfauna (Ottesen 1993). Omlag halvparten av de 3425 billeartene som er registrert i Norge er påvist i Midt-Norge. I fellematerialet fra Mosvik i 1994 ble 36 114 individer identifisert til 326 arter (se Tømmerås & Breistein 1995; Tømmerås et al. 1996). Etter at samtlige individer fra 1996 er artsbestemt er ytterligere 42 arter påvist. Det totale materialet av biller utgjør dermed 368 arter fordelt på 57 237 individer (**tabell 4.2.1.1**). Artsantallet tilsvarer 10,8 % av Norges billefauna.

Estimering av total bille-diversitet

Den relativt kraftige tilveksten av nye arter indikerer at området fremdeles er ufullstendig undersøkt etter to sesonger med intensiv fellefangst. Dette belyses ytterligere ved at andelen arter som bare er fanget i et individ ligger på 19 % (**tabell 4.2.1.2**). Forholdet mellom enere og toere (de artene som bare er fanget i henholdsvis ett og to individer) kan si noe om hvor mange arter som finnes i området, men som ennå ikke er påvist (Chao, 1984; Preston 1962). Det estimerte antall arter i området er da gitt ved:

$$S^* = S_{\text{obs}} + (a^2 / 2b)$$

hvor S_{obs} er det observerte antall arter, a er antall enere og b er antall toere. Totalantallet arter (S^*) i forsøksfeltet kan da estimeres til 436 arter utfra tallene i **tabell 4.2.1.2**. Dette estimatet må betraktes som et minimumsestimat da det bare er basert på tre ulike innsamlingsmetoder (se nedenfor).

Histogrammer av antall arter i ulike frekvensklasser av individer (species-rank plot), forventes å gi en klokkeformet kurve når området er fullstendig inventert. Hvis området er ufullstendig inventert, vil bare høyre den av denne kurven synes (Preston 1948; 1962). For det totale billematerialet fra Mosvik, viser dette plottet at første frekvensklasse (antall arter med et individ) er bare litt større enn de tre neste frekvensklassene (**figur 4.2.1.1a**). Dette tyder på at området er relativt godt undersøkt.

Det finnes ingen samfunn der alle artene er like vanlige. Abundansfordelingen mellom artene (jevnheten) er med å karakterisere diversiteten i samfunnet (Southwood 1978; Magurran 1988). Jevnheten i materialet kan illustreres ved hjelp av såkalte rank-abundance plot. Det vil si å plote antall individer (frekvens) av de ulike artene mot de deres frekvensrang. Jevnheten i materialet forventes å reflektere underliggende matematiske fordelinger. Fire hovedgrupper av slike fordelinger finnes (geometriske serier, log serier, lognormal og broken stick modeller). Det kan knyttes ulik samfunnskaraktistikk til hver av disse modellene (May 1975). Rank-abundance plottet fra totalmaterialet for Mosvik ser ut til å følge log-serie fordelingen (**figur 4.2.1.1b**). Dette er imidlertid ikke testet statistisk, men formen på kurven kan gi en god indikasjon på en slik fordeling. Log-serier for-

ventes å opptre i situasjoner der arter invaderer umettede habitater med uregelmessige tidsintervaller (May 1975). Log-serier vil også opptre der få faktorer påvirker samfunnsøkologien (Magurran 1988).

Vurdering av metodene

Fallfeller, vindusfeller og malaisefeller fanger et ulikt utvalg av billearter (Sahlén 1994). For å få et mål på dette, er andelen av arter som fanges i enkeltfeller eller i kombinasjoner av felletyper illustrert i **figur 4.2.1.2a**. I denne figuren er alle arter som har gått i fellene inkludert uavhengig av individantall. Den nedre figuren (**4.2.1.2b**) viser det samme, men her er alle arter som er funnet i til sammen færre enn 6 individer utelatt fordi de rent tilfeldig kan opptre i en felletype. For eksempel en art som er funnet bare i to individer, vil nødvendigvis bare opptre i en eller to felletyper selv om alle felletypene har samme sannsynlighet for å fange arten. I tillegg er arter som bare er tatt i et individ i en felletype (uavhengig av totalt individantall) utelatt fordi slike enkeltfunn kan skyldes tilfeldigheter. Den største forskjellen mellom de to figurene er at andelen eksklusive vindus- og malaisefellearter er mindre i den nederste figuren (**4.2.1.2b**). Dette fordi mange av artene i disse felletypene opptre i lave individantall. De kan likevel være eksklusive for den felletypen de er fanget i. Dette indikerer at den øvre figuren (**4.2.1.2a**) kan vise et vel så riktig bilde av virkeligheten.

Rundt halvparten av artene er bare funnet i en felletype, mens bare 15-18 % av artene er funnet i alle tre felletypene. Dette, langt på vei komplementære bilde, illustrerer at denne kombinasjonen av feller er gunstig med hensyn på å dokumentere billefaunaen i skogshabitater. En kan også tenke seg at andre, uprøvde felletyper vil fange en eksklusiv fauna. Dette gjør det nærmest umulig å nøyaktig estimere det totale antallet billearter i området fordi estimatene er bygd på at fellene kan fange alle artene som finnes der. En insekt-inventering krever derfor så mange ulike innsamlingsmetoder som mulig for å oppnå et best mulig resultat.

Den suksessive tilveksten av nye arter i en felletype sier noe om innsatsen som trengs for å gi et representativt bilde av faunaen, og hvor mange arter som kan fanges med denne felletypen. Dette kan illustreres med artsakkumulasjonskurver. Disse kurvene plottes det kumulative antall arter mot et mål for innsats for å få fanget dem. Slike mål kan være antall individer, tid eller antall prøver. Suksessive artsakkumulasjonsplot er laget for de tre felletypene i dette studiet, både med antall individer og antall stasjonstømminger som innsatsparametre.

Det første artsakkumulasjonsplottet (kumulativt antall arter som funksjon av stasjonstømminger) viser at antallet nye arter pr. tømming begynner å flate ut mellom 40 og 60 tømminger i alle felletypene (**figur 4.2.1.3**). Dette indikerer at forholdet mellom antall feller av de ulike felletypene på en stasjon (10 fallfeller, 5 vindusfeller og en malaisefelle) er riktig når hensikten er å påvise vanlige arter i en felletype med samme sannsynlighet.

Tabell 4.2.1.2. Oversikt over totalantall billearter og individer som ble fanget i de ulike felletypene fra forsøksfeltet i Mosvik. Antall arter som ble fanget i ett og to individer er betegnet som henholdsvis enere og toere.

| | | 1994 | 1996 | Totalt |
|----------------------|------------------|------------|------------|------------|
| Fallfeller | <i>individer</i> | 25142 | 12089 | 37231 |
| | <i>arter</i> | 182 | 158 | 204 |
| | <i>enere</i> | 37 (20,3%) | 38 (24,1%) | 42 (20,6%) |
| | <i>toere</i> | 18 (9,9%) | 20 (12,7%) | 23 (11,3%) |
| Malaisefeller | <i>individer</i> | 6572 | 5730 | 12302 |
| | <i>arter</i> | 130 | 109 | 155 |
| | <i>enere</i> | 47 (36%) | 41 (37,6%) | 49 (31,6%) |
| | <i>toere</i> | 27 (20,8%) | 16 (14,7%) | 23 (14,8%) |
| Vindusfeller | <i>individer</i> | 4400 | 3304 | 7704 |
| | <i>arter</i> | 193 | 184 | 236 |
| | <i>enere</i> | 60 (31,1%) | 52 (28,2%) | 64 (27,1%) |
| | <i>toere</i> | 26 (13,5%) | 18 (9,8%) | 23 (9,7%) |
| Alle feller | <i>individer</i> | 36114 | 21123 | 57237 |
| | <i>arter</i> | 326 | 296 | 368 |
| | <i>enere</i> | 65 (19,9%) | 64 (21,6%) | 70 (19%) |
| | <i>toere</i> | 35 (10,7%) | 29 (9,8%) | 36 (9,8%) |

Hvor mange arter som fanges i forhold til metodens potensiale kan illustreres ved å plote kumulativt antall arter mot antall individer (figur 4.2.1.4). Ved 12 000 individer hadde fallfeller og malaisefeller ca.150 ulike arter hver. Dette antyder at begge disse felletypene fanger nye arter med omlag samme frekvens. Det vil si at et likt antall individer i de to felletypene, vil gi et sammenlignbart bilde av hvor fullstendig faunaen (som går i disse fellene) er dokumentert. En tredobling av antall malaisefeller vil da være nødvendig for å fange samme antall individer som i fallfellene. En slik ekstra innsats ville da sannsynligvis gi ca. 50 nye arter i malaisefellene. Hvis innsatsen økes ytterligere, vil det sannsynligvis tilkomme få nye arter i fallfeller og malaisefeller siden kurven for fallfeller ser ut til å flate ut.

Vindusfellene derimot viser en langt hyppigere frekvens av nye arter. Dette gjør det vanskelig å antyde ved hvilket antall individer kurven vil flate ut. Vindusfellene har derfor det klart større potensiale til å påvise arter enn de andre felletypene, men dette potensialet er ikke utnyttet i samme grad som fallfellene. For å oppnå samme dokumentasjonsgrad i forhold til potensialet, må innsatsen på vindusfeller økes betraktelig i forhold til fallfeller.

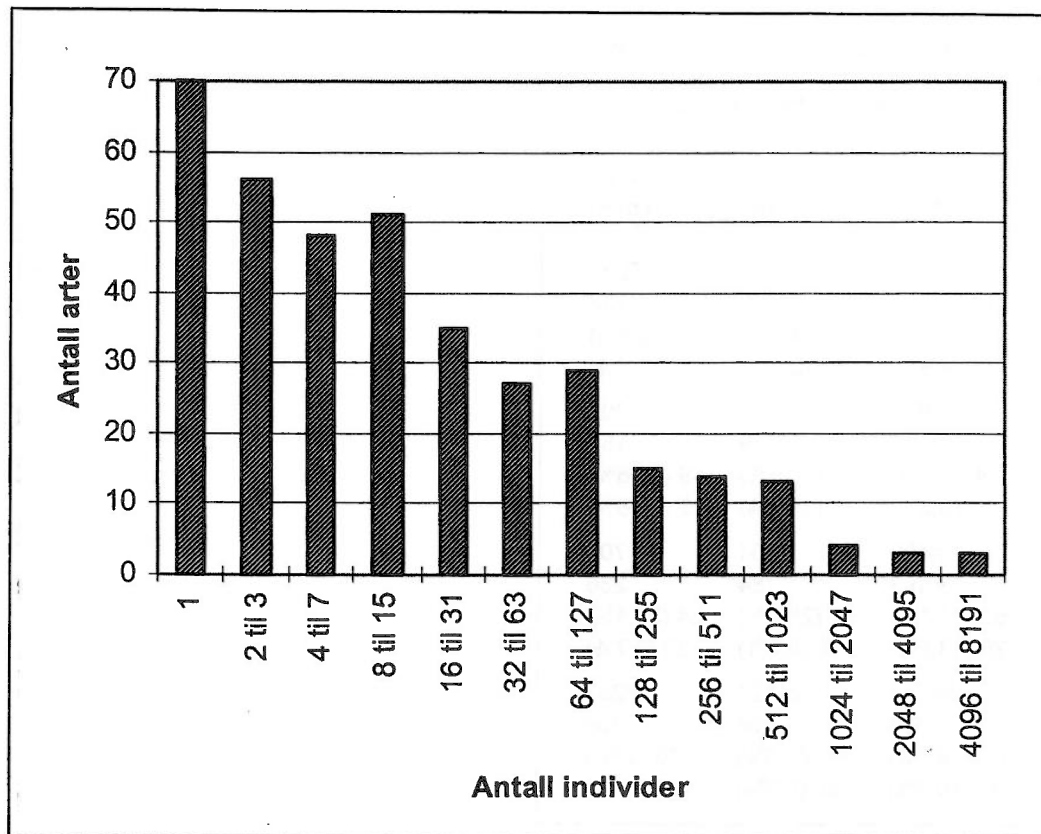
Endringer etter fragmentering

Endringer i individtetthet etter fragmentering er i denne rapport beregnet for de vanligste artene i de tre felletypene. Denne rapporten behandler ikke arter som forekommer fåtallig. Når resultater fra sesongen 1997 foreligger, vil bedre datagrunnlag foreligge. Årsvariasjonen er korrigerert for ved å multiplisere artsantallet etter fragmentering med en artsspesifikk årsvariasjonskonstant. Denne konstanten er

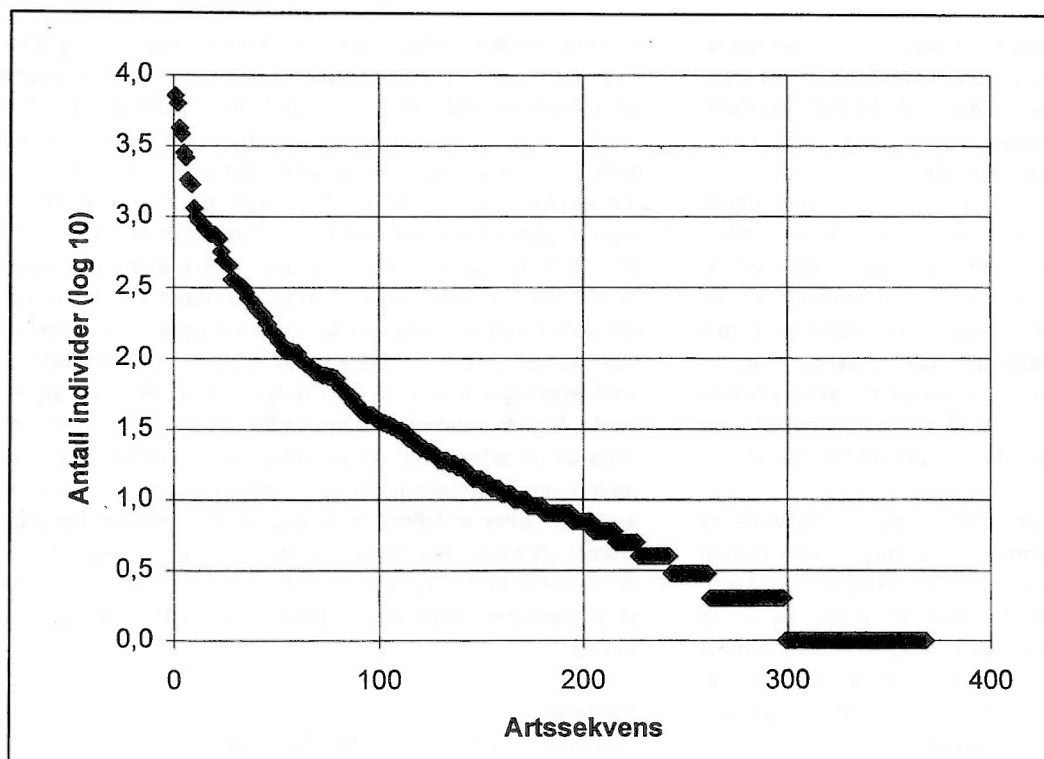
forholdet mellom antall individer i kontrollfeltet før og etter fragmentering. En slik korrigering ble gjort for alle artene som forekom med mer enn 30 individer i kontrollfeltet. For disse artene ble det beregnet prosentvise endringer i antall individer etter fragmentering både i det småfragmenterte og det storfragmenterte feltet. Endringer på mer enn 100 % regnes som betydelige endringer. Endringer på mellom 50 og 100 % betegnes som moderate, mens endringer under 50 % betegnes som små endringer. Generelt ser det ut som om betydelige endringer er konsistente både i det små- og storfragmenterte feltet. Dette er ikke tilfelle for moderate og små endringer noe som kan antyde at de ikke er signifikante. Signifikansnivået vil imidlertid variere med antall individer av de artene som sammenlignes. Statistiske tester og endringenes korrelasjoner med miljøfaktorer vil først bli analysert etter at feltdelen av studiet er avsluttet. På dette stadiet vil derfor tolkningen av dataene være begrenset til de klareste trendene (betydelige endringer) i materialet, og til vurderinger begrunnet i generell kunnskap om artenes biologi.

Fallfeller

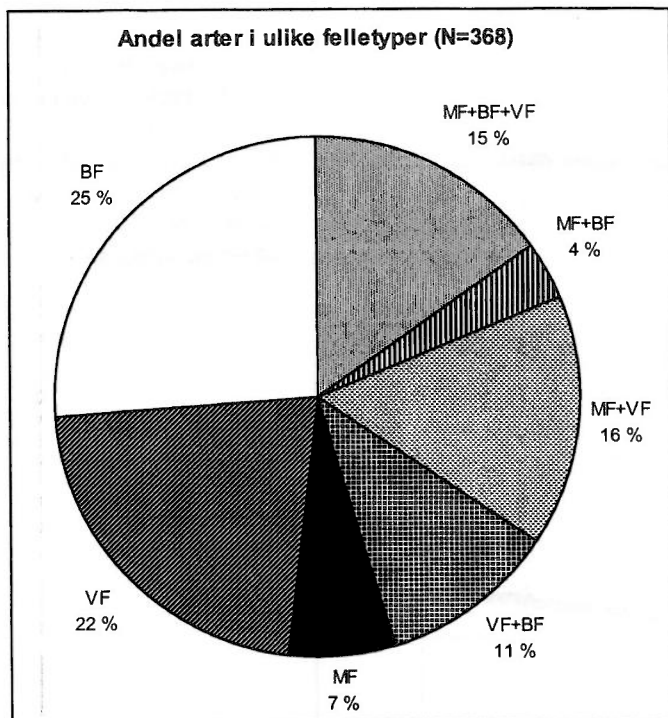
Fallfeller fanger stort sett skogbunnsarter som er predatorer eller nedbrytere slik at tetthetsendringer etter fragmentering forventes å være indirekte effekter som følge av endringer i abiotiske faktorer eller vegetasjon. Det forventes at bille-samfunnet forskyves i retning av at arter som er bedre i stand til å takle endringer i lys og fuktighetsforhold vil dominere. Hvis denne hypotesen stemmer, vil stenotope, skygge- og fuktighetselskende arter gå tilbake mens arter som prefererer tørrere habitater vil begunstiges som en følge av fragmentering. Dette vil seinere bli analysert i



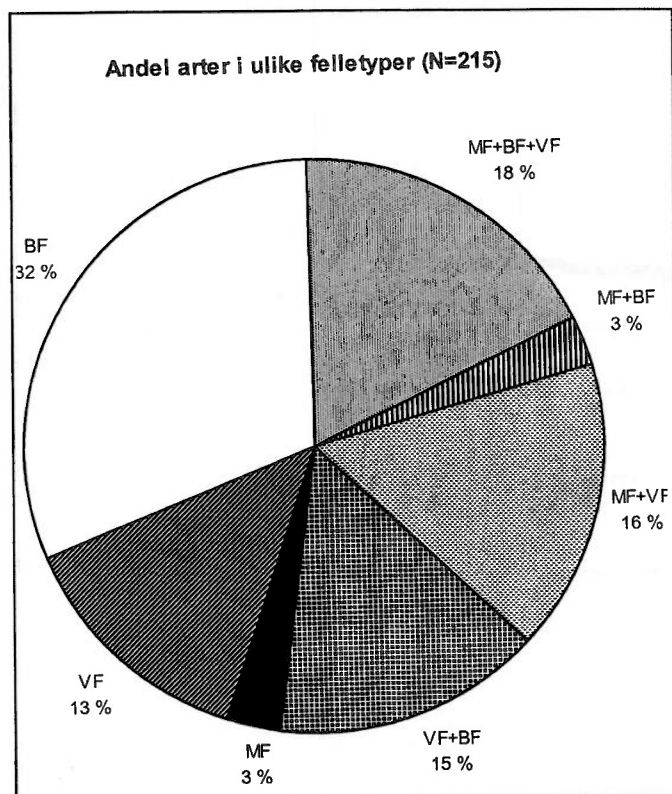
Figur 4.2.1.1a. Antall billearter pr. abundansklasse inndelt i oktaver (\log_2). Arter i abundansklasse 1 representerer antall arter som bare er funnet i et individ, mens artene i abundansklassene lengst til høyre representerer antall av de mest tallrike artene.



Figur 4.2.1.1b. Antall individer av hver billeart plottet mot deres frekvensrang. Artene lengst til venstre er de mest tallrike, mens linjen nederst til høyre i plottet representerer alle artene som er funnet i et individ.



Figur 4.2.1.2a. Andelen av de 368 billeartene som er funnet i de ulike felletypene eller i kombinasjoner av disse uavhengig av antall individer av hver art. BF = fallfeller, VF = vindusfeller, MF = malaisefeller.



Figur 4.2.1.2b. Andelen billearter som er funnet i de ulike felletypene eller i kombinasjoner av disse. Kun arter som er funnet i mer enn 5 individer til sammen i alle felletypene (215 arter) er inkludert. Arter som er funnet i bare ett individ i en bestemt felletype er ekskludert for denne felletypen. BF = fallfeller, VF = vindusfeller, MF = malaisefeller.

forhold til miljøvariable ved hjelp av multivariate metoder. Imidlertid kjenner vi til en hvis grad de ulike artenes habitatkrav slik at foreløpige tolkninger kan gjøres utfra slik kunnskap.

Figur 4.2.1.5a og b viser prosentvise endringer hos 32 vanlige billearter etter fragmentering. Figurene viser at noen arter har en betydelig og/eller moderat tilbakegang både i det småfragmenterte og i det storfragmenterte feltet. Felles for de fleste av disse artene (*Acrostiba borealis*, *Atheta lateralis*, *Oxypoda lugubris*, *Quedius molochinus*, *Calathus micropterus*, *Notiophilus reitteri*, *Patrobus assimilis*) er at de er skogbunnsarter som generelt prefererer skyggefulle og fuktige habitater. Deres tilbakegang i frekvens kan derfor være en indirekte effekt av fragmentering pga økt innstråling og lavere luftfuktighet. En av artene (*Atomaria pulchra*) ser ut til å ha forsvunnet fra begge de fragmenterte feltene.

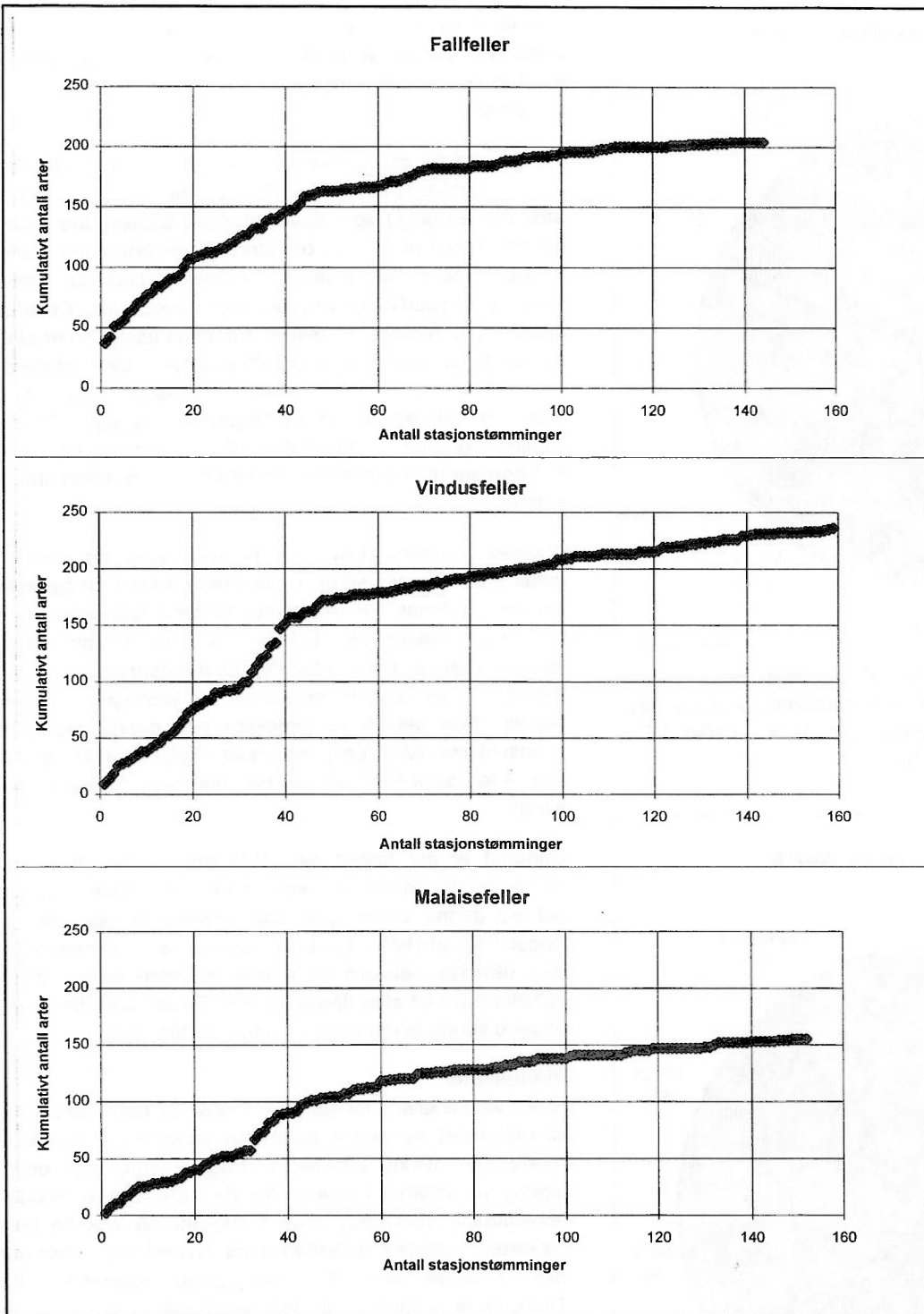
Choleva lederiana, *Omalium rugatum*, viser en økning i antall etter fragmentering. *C. lederiana* lever i smånager-ganger, og denne arten forventes derfor å følge endringer i smånagerbestandene. Lokale data på smånagerbestanden eksisterer imidlertid ikke. *O. rugatum* opptrer meget hyppig vår og høst, mens sommeren tilbringes i juvenile stadier. Den betydelige økningen hos denne artene er sannsynligvis ikke reell, men kan skyldes at kviger har konsumert biller i fellene kun på sommeren (3. og 4. tømning).

Generelt er det fanget ca. 50 % færre biller etter fragmentering når antallene er korrigert for årsvariasjon. En stor del av denne nedgangen kan skyldes forekomsten av kviger i forsøksfeltet. De ulike billeartene vil sannsynligvis ikke påvirkes selektivt av denne feilkilden siden enkelte fallfeller var helt eller delvis tomme. De artsspesifikke endringene kunne derfor vurderes i forhold til hverandre.

Vindusfeller

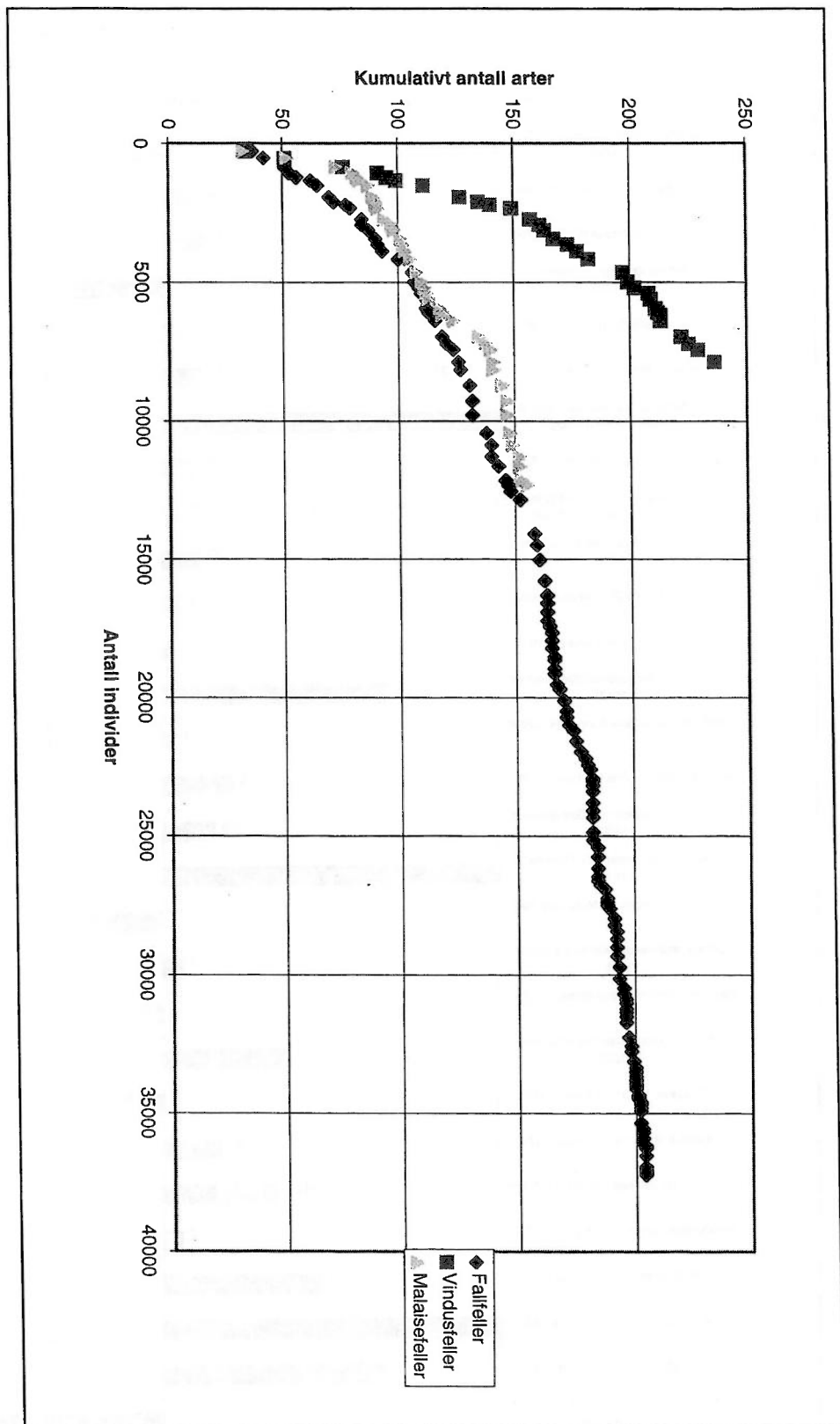
Siden vindusfellene fanger en overvekt av trelevende biller, vil materialet fra denne felletypen forventes å kunne indikere mer direkte effekter av fragmentering pga endret tilgang på trevirke (habitat) for de ulike artene. Vindusfelldataene viste betydelige forskjeller på enkelte barkbillearter. *Hylastes cunicularius* og *Trypodendron lineatum* økte i antall spesielt i det småfragmenterte feltet. *Dryocoetes autographus* gikk imidlertid tilbake i begge feltene (**figur 4.2.1.5a og b**). Disse effektene kan skyldes endret tilgang på habitater som følge av ulikheter i artenes biologi. For eksempel vil antall stubber og røtter i ønsket nedbrytningsfase øke, noe som gir bedre forhold for *H. cunicularius* som prefererer røtter og stubber (Salaas 1917).

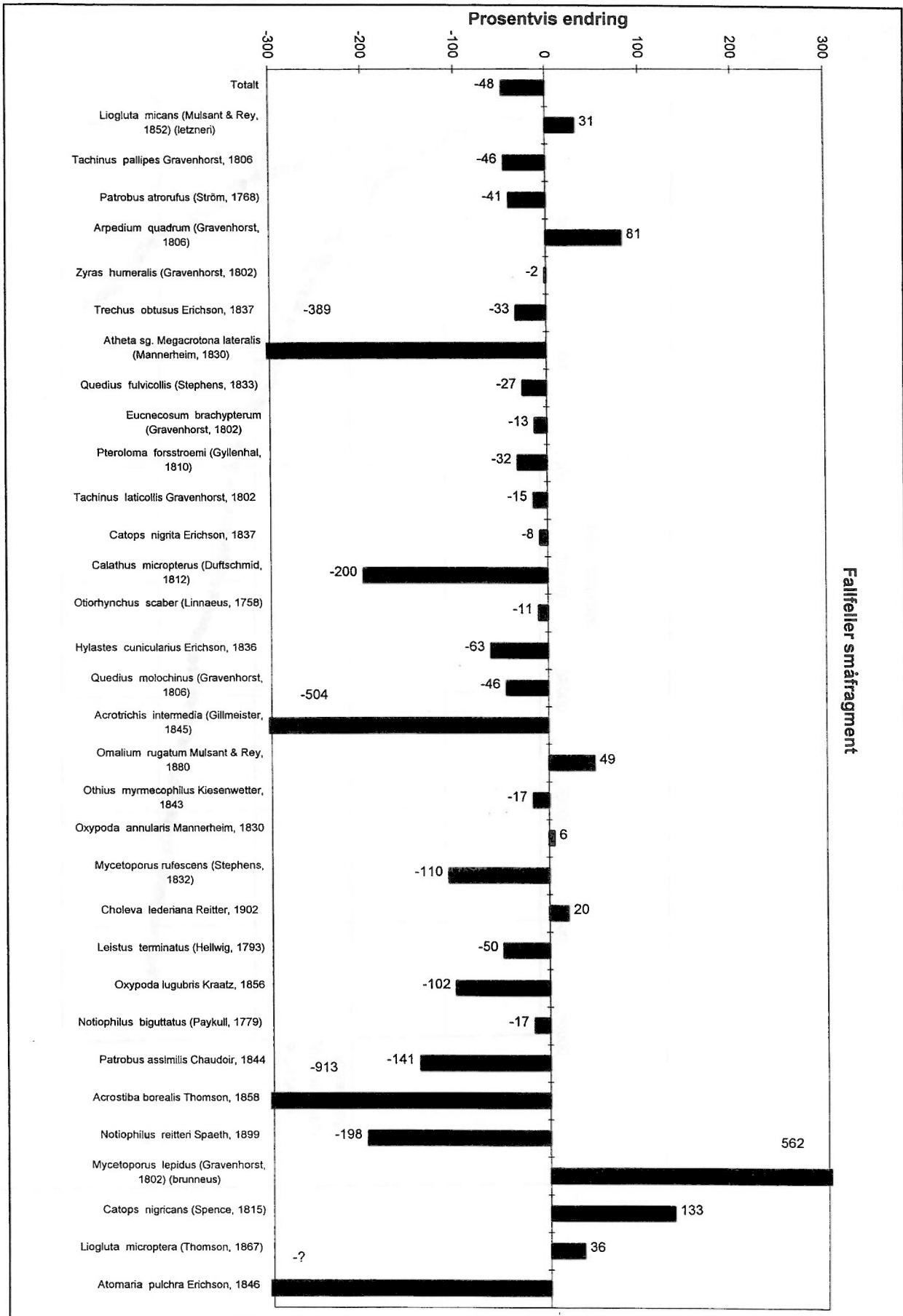
Totalantallet biller i vindusfellene (korrigert for årsvariasjon) var ubetydelig forskjellig etter fragmentering. Forskjeller i svermefrekvens som resultat av endringer i lysforhold kunne derfor ikke forklare økningen hos enkelte arter. *Acrostiba borealis* som gikk betydelig tilbake i fallfellene viste samme tendens i vindusfellene i det småfragmenterte feltet. Dette var imidlertid ikke tilfelle i det storfragmenterte feltet.



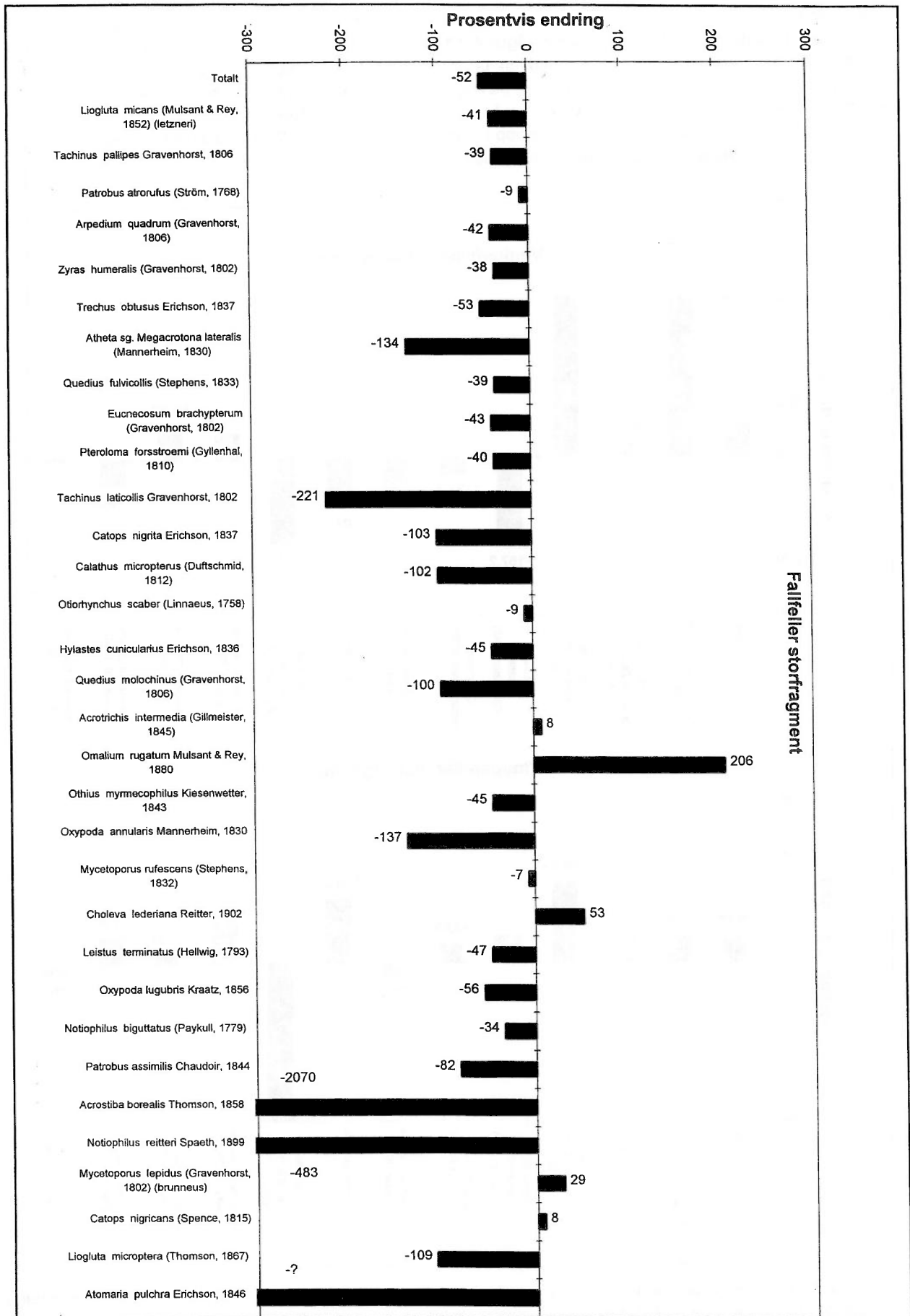
Figur 4.2.1.3. Kumulativt antall billearter plottet mot antall stasjonstømminger for henholdsvis Fallfeller, Vindusfeller og Malaisefeller. En stasjon består av 10 fallfeller, 5 vindusfeller og en malaisefelle.

Figur 4.2.1.4. Kumulativt antall billearter plottet mot antall individer for fallfeller, vindusfeller og malaise-feller.





Figur 4.2.1.5a. Prosentvise endringer i antall individer av biller som ble fanget i fallfellene etter fragmentering i det småfragmenterte feltet.

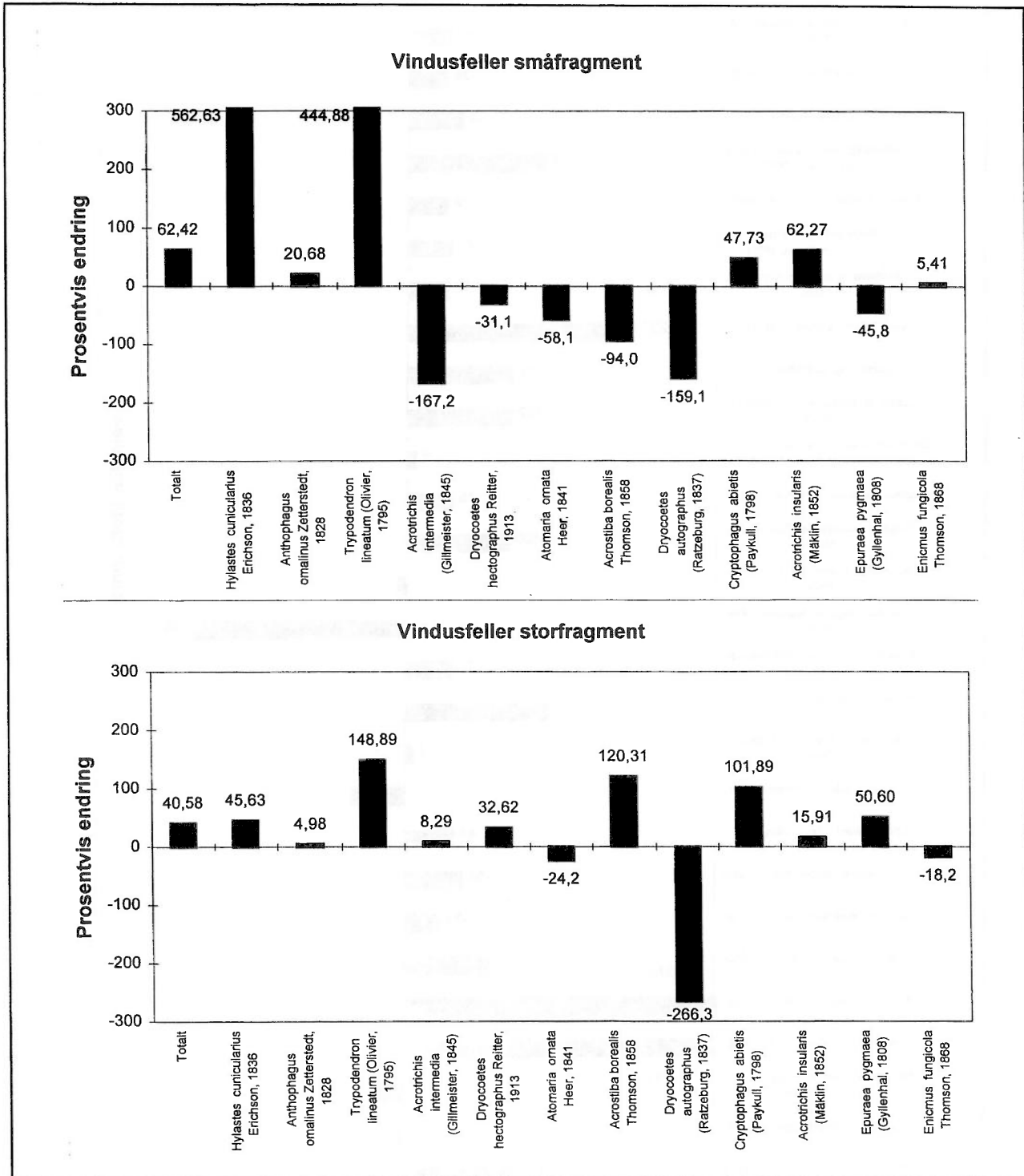


Figur 4.2.1.5b. Prosentvise endringer i antall individer av biller som ble fanget i fallfellene etter fragmentering i det storfragmenterte feltet.

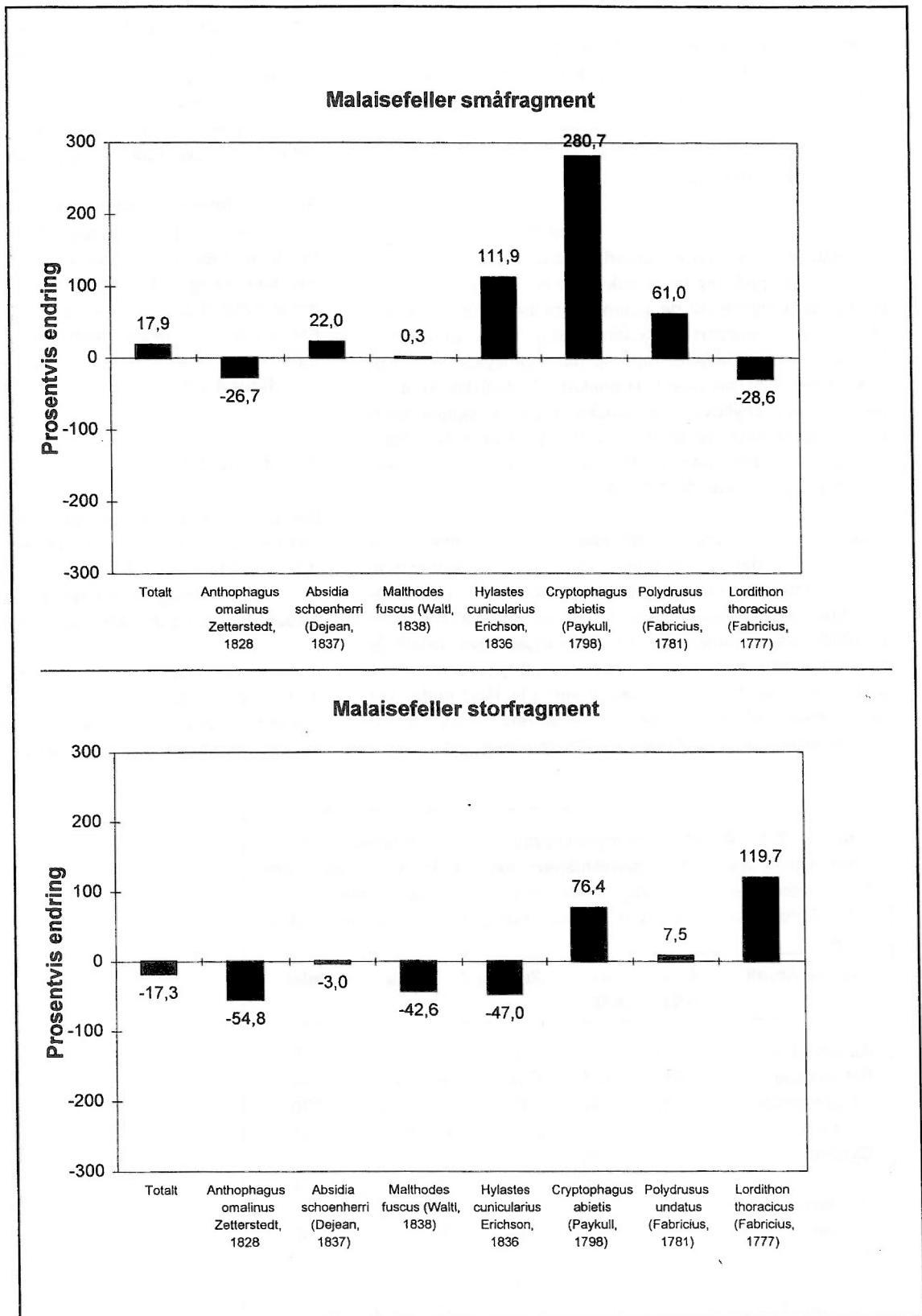
Malaisefeller

Malaisefellene viste generelt små endringer (figur 4.2.1.7a og b). *Cryptophagus abietis* viste imidlertid en betydelig økning i det småfragmenterte feltet og en moderat økning i det storfragmenterte feltet. Denne arten viste også samme tendens i vindusfellene. Arten lever av muggsopp i granbar (Salaas 1917), og dens økning skyldes sannsynligvis økt

tilgang på habitat etter fragmentering. *Lordithon thoracicus* økte betydelig i det storfragmenterte feltet. Denne arten lever i hattsopper, og dens økning skyldes sannsynligvis lokale oppblomstringer av sopp. Malaisefellefangsten viste en betydelig økning for *H. cunicularius* i det småfragmenterte feltet slik som i vindusfellene.



Figur 4.2.1.6. Prosentvise endringer i antall individer av biller som ble fanget i vindusfellene etter fragmentering i det a) småfragmenterte feltet og i b) det storfragmenterte feltet.



Figur 4.2.1.7. Prosentvise endringer i antall individer av biller som ble fanget i malaisefellene etter fragmentering i det a) småfragmenterte feltet og i b) det storfragmenterte feltet

Insekt/plante forhold er et viktig grunnlag for å klargjøre effekter av fragmenteringen. Analyser av sammenhengen mellom vegetasjonen og billefaunaen foretas etter data fra feltsesongen 1997 er klare.

4.2.2 Snylteveps

Underordenen Hymenoptera parasitica, snylteveps (parasittveps), er både svært artsrik og med mange individer. Gruppen er faunistisk generelt dårlig kjent. Bare omlag en tredjedel av de estimerte nesten 7 000 artene i Norge er identifisert (Ottesen 1993). Den økologiske betydning som parasitter normalt har i økosystemene, har etter hvert blitt anerkjent kunnskap. Biologiske kontrollprogram der snylteveps er ønsket brukt til skadeinsektbekjempelse innen landbruket har ofte vært vellykket. Dette har ført til at biologien til slike snyltevepsarter er relativt godt kjent (jfr Tømmerås 1994b).

Analyser av identifisert materiale fra før fragmentering presenteres i denne rapporten. I forhold til de felletypene som benyttes i dette prosjektet blir storparten av snyltevepsene fanget i malaisefeller (for oversikt se Tømmerås et al 1996). Vår materiale fra 1996-sesongen (dvs. første år etter fragmentering) ble sterkt redusert på grunn av skader av kvigene i området. Vi vil derfor vente til 1997-materialet blir bestemt til familie for å ha sikrere grunnlag for sammenligning av populasjonene før og etter hogst.

Det er en betydelig variasjon i hvilke familier som er representert blant de innsamlede snyltevepsene (tabell 4.2.2.1). Familiene Diapriidae og Ichneumonidae dominerer i materialet, mens individer fra familiene Aphelinidae, Encyrtidae, Eupelmidae, Eurytomidae og Pteromalidae er svært sjeldne i et materiale på totalt 50184 individer.

Selv om familiene Diapriidae og Ichneumonidae generelt dominerer blant snyltevepsene, varierer antallet mellom familiene. Det er også stor variasjon etter vegetasjonstype. Rik sumpskog (E4) har få individer fra begge familiene mens fattig (E2a) har mange. Den betydelige variasjonen mellom de to tallrikeste familiene gjennom fangstsesongen og den sammenhengen det har med vegetasjonstyper er vist i figur 4.2.2.1.

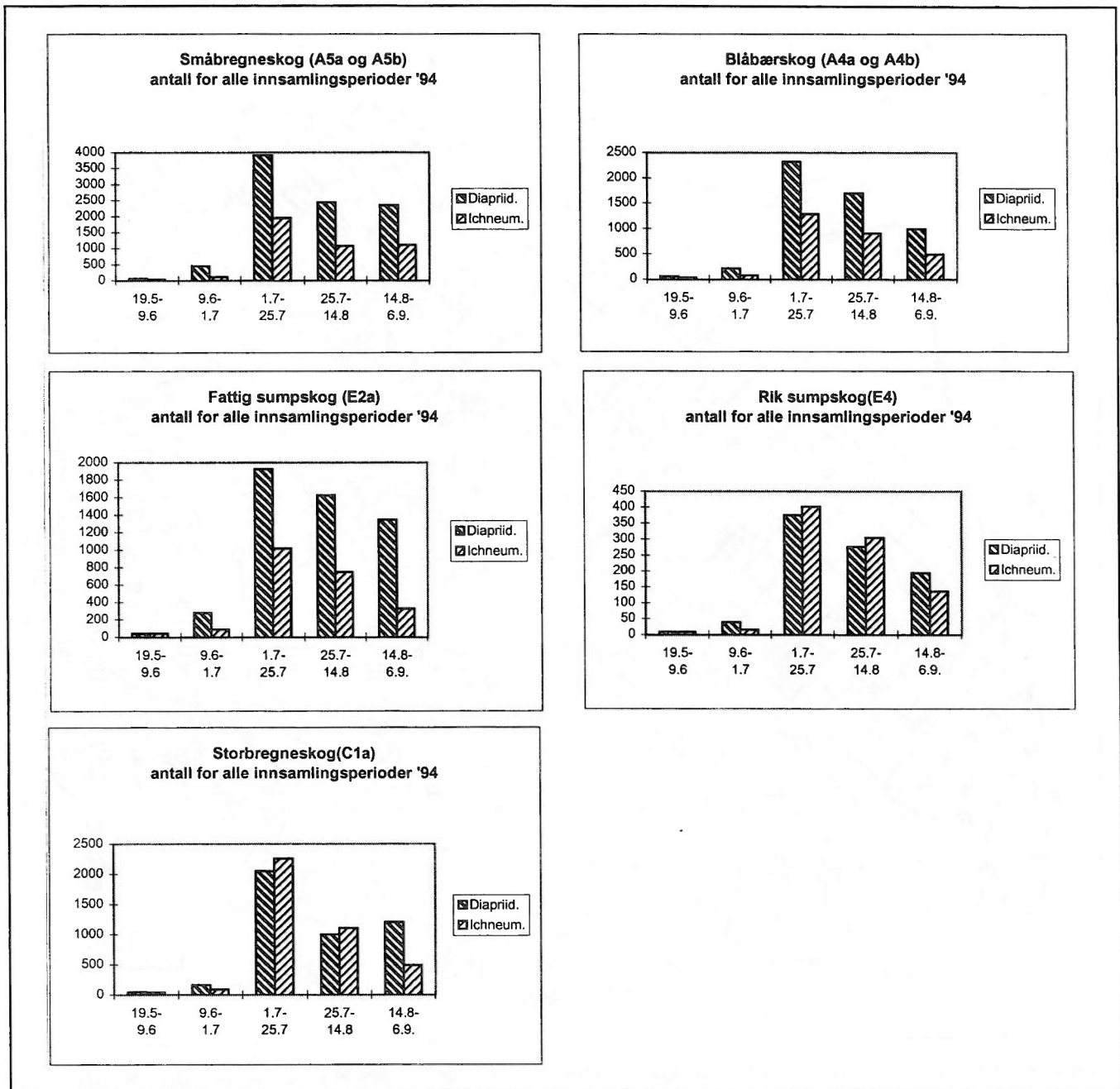
4.2.3 Maur

Det er funnet 6 arter av maur i forsøksområdet i Mosvik. Fellematerialet er enda ikke identifisert, så det er trolig at det finnes flere arter. Totalt er det tidligere registrert 20 arter maur i Trøndelag (Kvamme 1982; Sveum 1978; 1979). Tabell 4.2.3.1 viser maurarter påvist i forsøksområdet.

Finske undersøkelser (Punttila et al. 1996, Savolainen 1989) har vist at maursamfunnene i boreal barskog hovedsakelig er bestemt av de konkurransesterke territoriale skogsmaurartene som f.eks. *Formica aquilonia*.

Tabell 4.2.2.1 Antall snyltevepsindivider bestemt til familie fanget i malaisefeller for hele innsamlingsperioden i 1994 fordelt på disse vegetasjonstypene: Småbregneskog (A5a + A5b), Blåbærskog (A4a + A4b), Fattig sumpskog (E2a), Rik sumpskog (E4) og Storbregneskog (C1a).

| Familie/Antall | A5a + A5b | A4a + A4b | E2a | E4 | C1a | Samlet |
|----------------|--------------|--------------|------|-----|------|--------|
| Aphelinidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 7 | 8 |
| Braconidae | 639 | 435 | 598 | 89 | 453 | 2214 |
| Ceraphronidae | 82 | 37 | 42 | 17 | 52 | 230 |
| Diapriidae | 7961 | 5265 | 5211 | 892 | 4415 | 23744 |
| Cynipoidea | 12 | 20 | 3 | 22 | 27 | 84 |
| Encyrtidae | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| Eucoilidae | 25 | 7 | 12 | 1 | 11 | 56 |
| Eulophidae | 14 | 3 | 21 | 0 | 2 | 40 |
| Eupelmidae | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 4 |
| Eurytomidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Ichneumonidae | 3684 | 2797 | 2220 | 867 | 3939 | 13507 |
| Megaspilidae | 241 | 109 | 109 | 76 | 251 | 786 |
| Mymaridae | 22 | 15 | 11 | 16 | 13 | 77 |
| Platygastridae | 101 | 73 | 47 | 21 | 51 | 293 |
| Proctotrupidae | 208 | 145 | 111 | 43 | 220 | 727 |
| Pteromalidae | 4 | 0 | 0 | 0 | 4 | 8 |
| Scelionidae | 67 | 33 | 45 | 8 | 16 | 169 |
| Torymidae | 12 | 5 | 13 | 4 | 16 | 50 |
| Uident. | 85 | 65 | 86 | 32 | 129 | 397 |



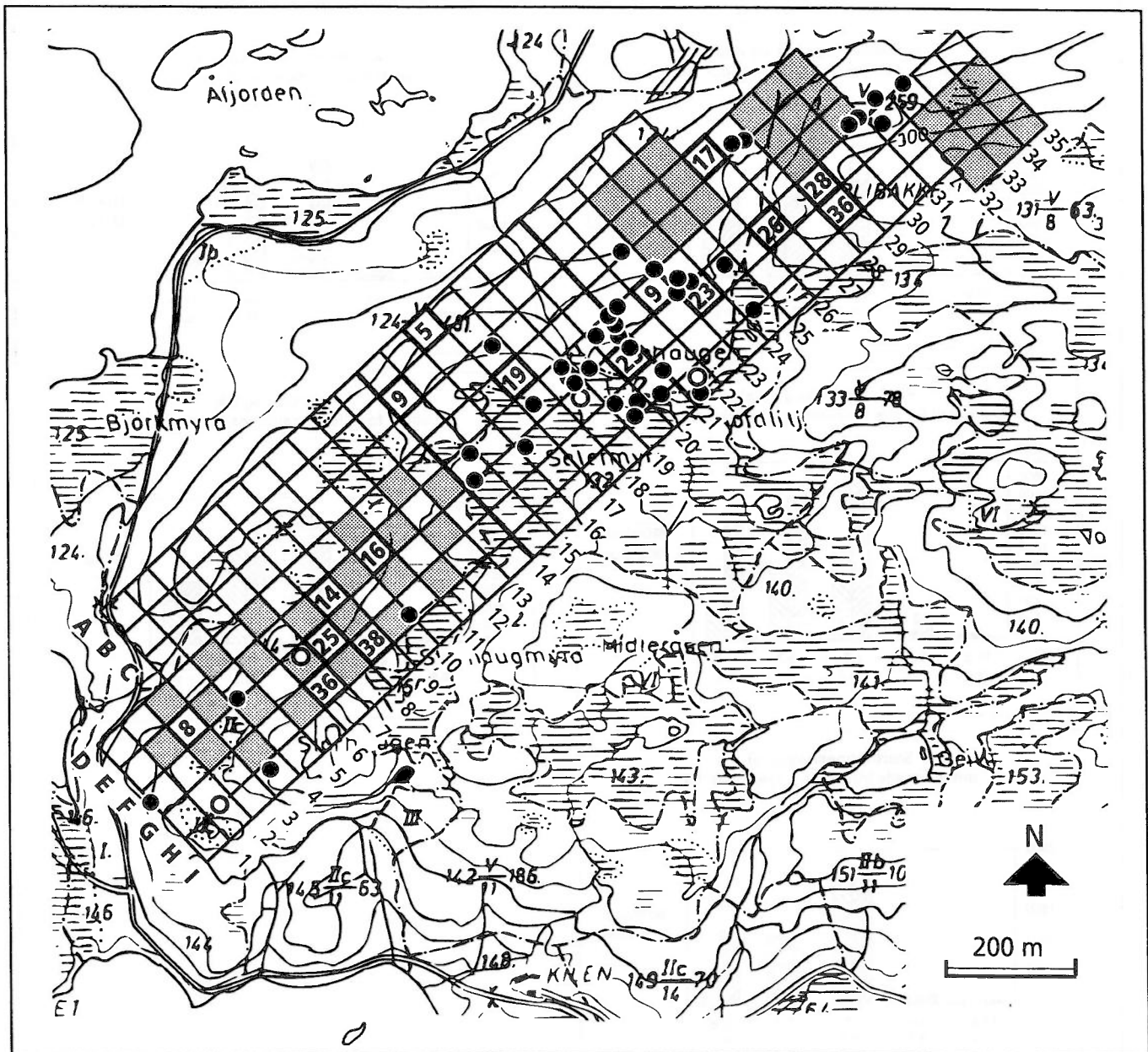
Figur 4.2.2.1. Sammenligning av totalantall individer av Diapriidae og Ichneumonidae fanget i Malaisefeller fordelt på alle innsamlingsperiodene i 1994 oppdelt etter vegetasjonstypene i forsøksområdet.

Arts-interaksjoner resulterer i distinkte fordelinger av enkeltarter avhengig av deres konkurranse status. På figur 4.2.3.1 er fordelingen av alle tuene til *Formica aquilonia* som finnes i forsøksområdet inntegnet.

Punntila (1996) har vist at den polygone (har kolonier med mange dronninger) skogsmaurarten *Formica aquilonia* hovedsakelig finnes i gammel skog. De sprer seg utover svære områder (på opptil mange kvadratkilometer) ved knoppsskyting av nye tuer. Dronningene invaderer tuer av *Formica lemmani*, dreper dens dronning og parasitterer disse tuene til dens arbeidere etter hvert dør ut.

Tabell 4.2.3.1. Oversikt over maurarter som er funnet i forsøksområdet. x betyr fåtallig, xx tallrik, xxx meget tallrik

| | |
|-------------------------------|-----|
| <i>Formica aquilonia</i> | xxx |
| <i>Formica leman</i> | xx |
| <i>Camponotus herculeanus</i> | x |
| <i>Myrmica scabrinodis</i> | xx |
| <i>Myrmica scabrinodis</i> | xx |
| <i>Leptothorax acervorum</i> | xx |



Figur 4.2.3.1. Tuer av skogmauren *Formica aquilonia* fordelt i de forskjellige delene av forsøksområdet i Mosvik. • = tuer i aktivitet, o = tuer uten aktivitet.

De to *Myrmica* artene (eitermaur) er funnet i noe ulike habitater. *Myrmica scabrinodis* ser ut til å trives best på fuktige myrer, mens *M. ruginodis* finnes på tørrere lokaliteter i skogen.

Det er funnet bare to kolonier av stokkmaur *Camponotus herculeanus* i takseringsfeltene. Disse var begge inne i levende grantrær. Svartspetten har hakket ut store hull for å komme til disse koloniene. En tredje koloni ble funnet like utenfor forsøksfeltet i en råttne stubbe som lå på bakken.

Med den dominerende rolle maurene har i insektsamfunnene i barskogen er det trolig at deres forekomst vil være med på å bestemme forekomsten av en del andre insekter. Dette vil bli undersøkt nærmere.

4.2.4 Edderkopper

Edderkoppmaterialet som er artsbestemt fra før fragmentering består av 39 arter fordelt på 5 familier. Familien Linyphiidae dominerer med 34 arter. Familiene Aglenidae, Hahnidae og Theridiidae er representert i materialet med 1 art i hver familie. Familien Lycosidae er representert med 2 arter (for oversikt, se Tømmerås et al 1996).

Utbredelsen til den norske edderkoppfaunaen er lite kjent (Tveit & Hauge 1982). Omtalen av enkeltarter i materialet fra Mosvik følger Hauge (1989). 22 av artene i materialet er utbredt i størstedelen av landet.

Artene *Latithorax faustus*, *Oreonetides vaginatus*, *Pelecopsis mengei* og *Tiso aestivus* har sin hovedutbredelse i høyfjellet i Sør- og Nord-Norge, mens *Alopecosa trabis*, *Pirata hygrophilus*, *Hahnina montana*, *Agyneta ramosa*, *Agyneta subtilis*, *Asthenargus paganus*, *Walckenaeria acuminata* og *W. cucullata* har Mosvik/Meltingen som ny nordgrense i Norge. *Porhomma errans* er ny for Norge (bestemmelsen er ennå ikke verifisert). 4 arter i materialet er tidligere funnet på enkelt-lokaliteter i Norge.

Artene *Leptyphantus alacris* og *Centromerus arcanus* dominerer i antall i det bearbejdede materialet. Dette er i samsvar med resultatene fra finske undersøkelser i skog (Palmgren 1975, 1976). Mange arter ser ut til å ha jevn utbredelse i hele forsøksområdet. *Macrargus rufus* følger samme mønster, men ser ut til å mangle i de fuktigste lokalitetene. *Hilaira pervicax* opptrer hovedsakelig i de fuktigste lokalitetene i forsøksområdet, mens *Latithorax faustus* prefererer de tørreste lokalitetene.

4.3 Vegetasjon

Vegetasjonen i området ble beskrevet av Tømmerås et al. (1996) på basis av analyser av vegetasjonsanalysene fra 1995. Av denne framgår det at de tre delområdene ikke er like:

- Det småfragmenterte forsøksfeltet er fattigst, blåbærskog finnes vesentlig her
- Det storfragmenterte feltet er rikest med den største andelen av storbregneskogen
- Kontrollområdet har minst variasjon, har vesentlig småbregneskog som er den vanligste typen og som også er rikelig representert i de to andre områdene.

Stasjon 23 i storfragmentert del er reklassifisert fra A4b (Blåbær-skrubbær-type) til C1a (Storbregne-granskog-type)+ A4a (Blåbær-type).

Skogen i området er humid. Den har frodige mosematter i bunnsjiktet med den suboseaniske kystkransmosen (*Rhytidadelphus loreus*) som den mest vanlige og dominerende arten. I fuktige dråg i tilknytning til myrområdene finnes sumpskogsutforminger med vesentlig torvmosearter (*Sphagnum* spp.) i bunnsjiktet. En detaljert beskrivelse som inkluderer artsoversikter og resultater av DCA-analyser finnes i Tømmerås et al. (1996).

Moser på død ved

I 1995 ble det funnet fire rødlistearter av levermoser på død ved i området (Tømmerås et al. 1996). De fire er råteflik (*Lophozia ascendens*), stubbeflak (*Calyptogeia suecica*), pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*) og fauskflik (*Lophozia longiflora*). De samme artene ble funnet i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag (Prestø 1994). Alle fire vokser på læger, og er oppført som hensynskrevende (4 V) og er ansett å være truet av moderne skogsdrift (Frisvoll & Blom 1992). Det er observert bare noen svært få, små bestand av disse levermosene i forsøksområdet. Da vi

ønsket å vite mer om forekomsten av disse artene etter fragmentering ble området besøkt i juni 1996 sammen med Arne Frisvoll. Av de fire artene ble to, stubbeflak og pusledraugmose, funnet på eller i nærheten av stasjoner i begge fragmenteringsfeltene. Disse to artene ble gjenfunnet uten tegn til skade under feltarbeidet i månedskiftet juli/august. Dette vil bli fulgt opp også under feltarbeidet i 1997. Råteflik og fauskflik er sjeldnere, men disse ble også gjenfunnet.

Råteflik (*Lophozia ascendens*) er sannsynligvis den råtevedmosen som er mest ømfintlig over for alle former for skogsdrift (Frisvoll & Blom 1992). Arten blir sjelden eller mangler selv i gamle skoger dersom de har vært utsatt for skjøtsel. Arten er konkurransesvak og finnes på unge og lite nedbrutte læger hvor konkurransen fra husmosene er liten eller mangler.

De geografiske/klimatiske forhold og skogens lange bestandskontinuitet gjør at den er humid og sammensatt av levende og døde trær av ulik alder og nedbrytningsstadier. Dessuten har skogen et innslag av flere løvtrearter, bl a selje (*Salix caprea*). Derfor oppfyller den mange kryptogamers krav til voksested og bestandsklima.

Skadd mose på hogstflatene ble observert særlig i bratte solvendte områder.

Det ble gjort forsøk på en samlet bearbejding av vegetasjonsdataene fra 1995 og -96. Ingen klare trender ble funnet, en eventuelle begynnende effekter av fragmenteringen ble i tilfelle overskygget av den naturlige årsvariasjon som skyldtes værforholdene samt av effekten av beitende kviger og tråkk som var nytt for enkelte deler av forsøksområdet i 1996. Når 1997-dataene vil foreligge vil vi oppnå et bedre sammenligningsgrunnlag slik at dataene på vegetasjon kan gi grunnlag for konklusjoner om effekter på vegetasjon på grunn av fragmentering.

4.3.1 Strukturbeskrivelse av tresjikt og død ved

Forsøksområdet er grovt sett orientert mot NV og ligger i til dels sterkt skrånende terreng. Som tabell 4.3.1.1 viser, varierer både helling og eksposisjon mellom de forskjellige stasjonene. Sumpskogområdene har en helling på 5° eller mindre. De fleste stasjonene har en nordlig til nordvestlig orientering. Stasjon 36 i det storfragmenterte feltet skiller seg mest ut, den er bratt (35° helling i nedre del) og nesten sørvendt (195°). Dette er den tørreste av stasjonene, med lav i stedet for fuktighetskrevende moser på de fleste lægrene.

Det finnes noen løvtrær på stasjonene, bjørk er mest vanlig. Dessuten finnes det noen få rognetrær og en selje. Flere stasjoner mangler helt løvtrær (tabell 4.3.1.2). Skogens tetthet varierer en god del. Småfragmentert stasjon 8 er

Tabell 4.3.1.1. Topografiske forhold på de 16 forsøksstasjonene.

| Felt | Stasjon | Helling (°) | Eksposisjon (°) |
|-----------------|---------|----------------|--------------------|
| Småfragmentert | 8 | 12-26 | 308 |
| | 14 | 5 | 318 |
| | 16 | 8 | 233 |
| | 25 | 20-32 | 338 |
| | 36 | 20-30 | 288 |
| | 38 | 4 | 355 |
| Kontroll | 5 | 28 | 356 |
| | 9 | 11 | 320 |
| | 19 | 16 | 267 |
| | 25 | 9 | 305 |
| Storfragmentert | 9 | 5-10 | 14 |
| | 17 | 14 | 340 |
| | 23 | 7 | 250 |
| | 26 | 20 | 353 |
| | 28 | 9 | 298 |
| | 36 | 16-35 | 195 |

tettest med 26 grantrær og et stipulert kronedekke på 90 % mens stasjon 5 i kontrollfeltet bare har 14 grantrær og et kronedekke på 51 %, (kronedekket er stipulert ut i fra felt-skisser på millimeterpapir). Sumpskogsområdene er mest åpne (tabell 4.3.1.2).

Det finnes også et varierende antall ungtrær av gran (trær lavere enn 2 m). Bare en stasjon mangler helt ungtrær (tabell 4.3.1.2). Sommeren 1996 ble det registrert en stor mengde frøplanter av gran, særlig på lægre. Hvordan overlevelsen er, vil bli registrert i 1997.

En læger behøver ikke å ha samme formuldingsgrad over det hele. Da vi i tillegg ikke finner det hensiktsmessig med en 8-gradig formuldingsskala, opererer vi med følgende tre grovere formuldingsklasser:

- 1-3 lite til ikke nedbrudte stokker med inntakt bark
- 2 4-5 noe nedbrudte stokker, event. med barkrester, stokken har fremdeles opprinnelig form
- 3 6-8 bløte, morkne, nedbrudte stokker, mer eller mindre sammensunket

Lægrene er tegnet inn i felt på millimeterpapir-skissene og lengden er stipulert ut i fra disse. Den omregningsfaktoren fra lægerenes lengde til dekning som Annika Hofgaard benyttet i Nord-Sverige (Hofgaard 1993b) er benyttet i arealberegningene da den også er brukbar i Mosvik (Hofgaard pers. medd.).

Fordelingen av stubber og død ved, læger og døde trær er vist i tabell 4.3.1.3. Stasjonen med den tetteste skogen (småfragmentert 8) har også mest død ved av alle kategorier. Stasjonene i det småfragmenterte feltet har mest død ved både som læger totalt, morkne læger og som døde trær. De andre to feltene har omtrent like mange døde trær. Mens begge har svært lite morkne lægre finnes det fleststokker fra formuldingsklasse 2 i det storfragmenterte feltet. Kontrollfeltet, derimot, har for det meste unge stokker i klasse 1.

Tabell 4.3.1.2. Tremålinger fra de 16 forsøksstasjonene: Antall trær, areal trestammer i brysthøyde (m²), kronedekke (%), gjennomsnittlig høyde på de 5 høyeste granene og antall ungtrær (gran).

| Felt - area | Stasjon | Ant. trær | | Stammeareal | | Kronedekke | | Høyde Gran | Ant. Unge |
|-----------------|---------|-----------|------|-------------|------|------------|------|---------------|--------------|
| | | Tot. | Gran | Tot. | Gran | Tot. | Gran | | |
| Småfragmentert | 8 | 26 | 26 | 0,76 | 0,76 | 90 | 90 | 22,70 | 6 |
| | 14 | 16 | 12 | 0,49 | 0,37 | 48 | 29 | 17,90 | 4 |
| | 16 | 21 | 20 | 0,33 | 0,28 | 58 | 57 | 15,30 | 12 |
| | 25 | 15 | 15 | 0,68 | 0,68 | 65 | 65 | 26,05 | 9 |
| | 36 | 14 | 12 | 0,47 | 0,37 | 54 | 54 | 15,45 | 6 |
| | 38 | 8 | 7 | 0,26 | 0,22 | 40 | 35 | 12,80 | 9 |
| Kontroll | 5 | 14 | 14 | 0,48 | 0,46 | 51 | 51 | 19,35 | 15 |
| | 9 | 35 | 34 | 0,61 | 0,60 | 60 | 60 | 19,65 | 51 |
| | 19 | 11 | 11 | 0,69 | 0,69 | 61 | 61 | 24,15 | 0 |
| | 25 | 8 | 6 | 0,31 | 0,23 | 52 | 39 | 15,05 | 3 |
| Storfragmentert | 9 | 14 | 11 | 0,63 | 0,58 | 54 | 51 | 19,60 | 2 |
| | 17 | 17 | 16 | 0,64 | 0,60 | 82 | 77 | 21,35 | 6 |
| | 23 | 17 | 17 | 0,59 | 0,59 | 79 | 79 | 21,05 | 4 |
| | 26 | 11 | 10 | 0,44 | 0,44 | 66 | 64 | 18,95 | 3 |
| | 28 | 15 | 14 | 0,62 | 0,59 | 55 | 55 | 21,25 | 3 |
| | 36 | 18 | 16 | 0,43 | 0,35 | 76 | 69 | 18,70 | 2 |

Tabell 4.3.1.3. Fordelingen av død ved og stubber. Arealet av granlæger (m²) pr. stasjon er fordelt på 3 grupper basert på registrerte dekomposisjonskategorier: 1: 1-3, 2: 4-5, 3: 6-8. + Angir dødt, lite tre < 2 m høyt. * = Stasjoner med sumpskog.

| Felt | Stasjon | Areal granlæger pr decomp. gruppe | | | Ant. døde trær | | Ant. stubber | |
|-----------------|---------|--------------------------------------|-----|-----|----------------|------|--------------|------|
| | | 1 | 2 | 3 | Tot. | Gran | Tot. | Gran |
| Småfragmentert | 8 | 3,2 | 4,6 | 2,0 | 18 | 18 | 5 | 5 |
| | * 14 | 2,0 | 0,8 | 0,0 | 1 | 0 | 7 | 7 |
| | 16 | 0,0 | 0,3 | 1,8 | 0 | 0 | 12 | 11 |
| | 25 | 0,0 | 0,0 | 0,9 | 0 | 0 | 6 | 6 |
| | 36 | 0,0 | 0,0 | 2,7 | 2 | 1 | 7 | 7 |
| | * 38 | 0,0 | 0,0 | 1,8 | 1 | 0 | 8 | 8 |
| | Totalt | | 5,2 | 5,7 | 9,2 | 22 | 19 | 45 |
| Kontroll | 5 | 0,0 | 0,0 | 0,5 | 4 | 3 | 4 | 4 |
| | 9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1 | 0 | 7 | 7 |
| | 19 | 4,9 | 2,3 | 0,0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| | 25 | 3,8 | 0,4 | 0,0 | 1 | 0 | 3 | 3 |
| | Totalt | | 8,7 | 2,7 | 0,5 | 7 | 4 | 14 |
| Storfragmentert | * 9 | 0,0 | 1,4 | 0,0 | 2 | 2 | 3 | 3 |
| | 17 | 0,8 | 1,5 | 0,0 | 1 | 1 | 7 | 6 |
| | 23 | 0,0 | 0,3 | 0,9 | + | + | 3 | 3 |
| | 26 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| | 28 | 1,6 | 0,0 | 0,0 | 1+ | + | 6 | 5 |
| | 36 | 2,2 | 5,8 | 0,0 | 2 | 1 | 7 | 5 |
| | Totalt | | 4,6 | 9,0 | 0,9 | 6+ | 4+ | 28 |

4.4 Fugler

Etter takseringene i 1995 er det observert to nye fuglearter i området, rødstjert og møller. I 1996 ble kjøttmeis og skogsnipe funnet hekkende i forsøksområdet. Storlom og grønnfink ble observert i forsøksområdet. Orrfugl ble hørt spillende i både forsøksområdet og det ekstra kontrollområdet og er en mulig/sannsynlig hekkefugl i områdene. Spettesmier etter overvintrende flaggspett ble funnet i begge områdene. Kvinand ble observert i kontrollområdet.

Totalt er det i sesongene 1994-1996 registrert 54 fuglearter i takseringsområdet (inkludert både forsøks- og det ekstra kontrollområdet). Av disse er 29 konstatert hekkende og ytterligere 9 er mulige/sannsynlige hekkende (tabell 4.4.1).

Tabell 4.4.2 viser en sammenligning av et utvalg hekkende arter i de ulike år. Det er utelatt en del vanskelig taksbare arter som korsnebb, dompap og sisiker som hekker tidlig og som streifer omkring i flokker over store områder. Også vadefugler som spiller over store områder samt de polygame skogsfuglene er utelatt fra sammenligningen.

Antall hekkende par av artene i tabellen hadde en markert nedgang i begge feltene (forsøks- og det ekstra kontrollområdet) i 1996 i forhold til 1995 på henholdsvis 26 % og 14 %. Variasjonen mellom artene er stor. Eksempelvis økte antall bjørkefinkpar sterkt i begge feltene. Dette skyldes trolig et meget godt frøår på gran. Også andre frøspisere som grankorsnebb, grønnsisik og gråsisik var tallrike i 1996.

Andre arter som gjerdesmett, jernspurv, rødstrupe, måltrost, rødvingetrost, løvsanger, fuglekonge og bokfink hadde en markert nedgang i begge feltene. Økologien til disse artene er så forskjellig at det er vanskelig å tenke seg en felles årsak til tilbakegangen. Eksempelvis er løvsangeren en insekteter som overvintrer i tropisk Afrika, mens bokfinken er en frøspiser som overvintrer i Vest-Europa.

Tabell 4.4.1. Artsliste over observerte fuglearter i forsøksområdet og i et ekstra kontrollfelt ca 1 km fra forsøksområdet. Artslista er et resultat fra takseringer i Mosvik 1994-96. (Syst. Etter Perrins 1987). Kodene angir tetthet og hekkestatus for hver enkelt art i området: (+) - Opptre sjelden/sporadisk (enkeltoobs.); (++) - Forekommer fåtallig/spredt, ikke uvanlig, (+++) - Vanlig/tallrik art; (H) - Konstatert hekking i området; (h) - Mulig/sannsynlig hekking i området.

| Nr. | Norske navn | Latinske navn | Koder |
|-----|-----------------|--------------------------------|-------|
| 1 | Storlom | <i>Gavia arctica</i> | + |
| 2 | Krikkand | <i>Anas crecca</i> | + |
| 3 | Stokkand | <i>A. platyrhynchos</i> | + |
| 4 | Kvinand | <i>Bucephala clangula</i> | + |
| 5 | Hønehauk | <i>Accipiter gentilis</i> | H+ |
| 6 | Spurvehauk | <i>A. nisus</i> | + |
| 7 | Fjellvåk | <i>Buteo lagopus</i> | + |
| 8 | Jerpe | <i>Bonasa bonasia</i> | H++ |
| 9 | Orrfugl | <i>Tetrao tetrix</i> | h |
| 10 | Storfugl | <i>T. urogallus</i> | H++ |
| 11 | Enkeltbekkasin | <i>Gallinago gallinago</i> | h++ |
| 12 | Rugde | <i>Scolopax rusticola</i> | h++ |
| 13 | Gluttsnipe | <i>Tringa nebularia</i> | h |
| 14 | Skogsnipe | <i>T. ochropus</i> | H++ |
| 15 | Strandsnipe | <i>T. hypoleucos</i> | + |
| 16 | Ringdue | <i>Columba palumbus</i> | h+ |
| 17 | Gjøk | <i>Cuculus canorus</i> | h+ |
| 18 | Svartspett | <i>Dryocopus martius</i> | + |
| 19 | Flaggspett | <i>Dendrocopos major</i> | + |
| 20 | Tretåspett | <i>Picoides tridactylus</i> | H++ |
| 21 | Trepiplerke | <i>Anthus trivialis</i> | H++ |
| 22 | Heipiplerke | <i>A. pratensis</i> | + |
| 23 | Gjerdsmett | <i>Troglodytes troglodytes</i> | H++ |
| 24 | Jernspurv | <i>Prunella modularis</i> | H++ |
| 25 | Rødstjert | <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | h+ |
| 26 | Rødstrupe | <i>Erithacus rubecola</i> | H+++ |
| 27 | Svartrost | <i>Turdus merula</i> | H+ |
| 28 | Gråtrost | <i>T. pilaris</i> | H+++ |
| 29 | Måltrost | <i>T. philomelos</i> | H+++ |
| 30 | Rødvingetrost | <i>T. iliacus</i> | H+++ |
| 31 | Gulsanger | <i>Hippolais icterina</i> | + |
| 32 | Møller | <i>Sylvia curruca</i> | + |
| 33 | Gransanger | <i>Phylloscopus collybita</i> | H+++ |
| 34 | Løvsanger | <i>P. throchilus</i> | H+++ |
| 35 | Fuglekonge | <i>Regulus regulus</i> | H+++ |
| 36 | Grå fluesnapper | <i>Muscicapa striata</i> | H++ |
| 37 | S/H fluesnapper | <i>Ficedula hypoleuca</i> | h+ |
| 38 | Granmeis | <i>Parus montanus</i> | H++ |
| 39 | Toppmeis | <i>P. cristatus</i> | H+ |
| 40 | Svartmeis | <i>P. ater</i> | H++ |
| 41 | Kjøttmeis | <i>P. major</i> | H |
| 42 | Trekryper | <i>Certhia familiaris</i> | H++ |
| 43 | Nøtteskrike | <i>Garrulus glandarius</i> | h |
| 44 | Lavskrike | <i>Perisoreus infaustus</i> | H+ |

Tabell 4.4.1 forts.

| | | | |
|----|--------------|-----------------------------|------|
| 45 | Kråke | <i>Corvus corone</i> | + |
| 46 | Ravn | <i>C. corax</i> | + |
| 47 | Bokfink | <i>Fringilla coelebs</i> | H++ |
| 48 | Bjørkefink | <i>F. montifringilla</i> | H+++ |
| 49 | Grønnefink | <i>Carduelis chloris</i> | + |
| 50 | Grønnsisik | <i>C. spinus</i> | H+++ |
| 51 | Gråsisik | <i>C. flammea</i> | h+ |
| 52 | Grankorsnebb | <i>Loxia curvirostra</i> | H+++ |
| 53 | Dompap | <i>Pyrrula pyrrhula</i> | H++ |
| 54 | Sivspurv | <i>Emberiza schoeniclus</i> | + |

Registrerte arter 54

Konstatert hekkende innenfor feltet 29

Sannsynlig/mulig hekkende innenfor feltet 9

Enkeltobservasjoner innenfor feltet 16

Tabell 4.4.2. Tabellen viser antall hekkende par av territorielle fuglearter i forsøksområdet og kontrollområdet etter takseringer i 1994, 1995 og 1996.

| Norske navn | Forsøksområde | | | Kontrollområdet | | |
|-----------------|---------------|------|------|-----------------|------|------|
| | 1994 | 1995 | 1996 | 1994 | 1995 | 1996 |
| Hønehauk | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Jerpe | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Gjøk | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| Tretåspett | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Trepiplerke | 7 | 4 | 4 | 2 | 1 | 0 |
| Gjerdsmett | 9 | 8 | 3 | 1 | 1 | 0 |
| Jernspurv | 8 | 7 | 4 | 5 | 3 | 2 |
| Rødstrupe | 16 | 16 | 10 | 9 | 11 | 6 |
| Rødstjert | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Svartrost | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Gråtrost | 19 | 9 | 10 | 5 | 4 | 3 |
| Måltrost | 19 | 16 | 4 | 7 | 7 | 3 |
| Rødvingetrost | 17 | 15 | 5 | 9 | 6 | 3 |
| Gransanger | 10 | 7 | 7 | 6 | 5 | 6 |
| Løvsanger | 18 | 9 | 5 | 2 | 1 | 0 |
| Fuglekonge | 19 | 9 | 5 | 13 | 5 | 1 |
| Grå fluesnapper | 2 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Granmeis | 3 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| Toppmeis | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| Svartmeis | 4 | 3 | 2 | 2 | 2 | 0 |
| Kjøttmeis | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Trekryper | 4 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Bokfink | 8 | 9 | 4 | 4 | 1 | 1 |
| Bjørkefink | 34 | 31 | 45 | 10 | 10 | 23 |
| Lavskrike | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Totalt: | 205 | 156 | 116 | 82 | 63 | 54 |

5 Konklusjoner

Forsøksområdet ligger i kystgranskog i Mosvik kommune i Nord-Trøndelag. Forsøksområdet har et oseanisk preg som gir seg uttrykk i vegetasjonen. Den dominerende skogtypen er småbregneskog av bregne-skrubbærtypen og området er humid med frodige mosematter. Den suboseaniske kystkransemosen (*Rhytidadelphus loreus*) er den mest vanlige og dominerende arten i bunnsjiktet. En annen suboseanisk skilleart, kystjammemose (*Plagiothecium undulatum*) og den fuktighetskrevende totannmosen (*Chilosyphus coadunatus*) er også vanlige. De to suboseaniske karplantene skrubber (*Comus suecica*) og bjønnekam (*Blechnum spicant*) finnes også i området. I det relativt homogene forsøksområdet finnes enkelte rødlistearter, mens de lavartene som er svært spesielle i enkelte kystgranskogområder ikke er funnet. Vi har ikke funnet arter fra andre grupper som utelukkende lever i slike oseaniske områder.

Ut fra hvilken biodiversitet som vi har dokumentert finnes i forsøksområdet og i regionen vil det trolig ikke være dramatiske forskjeller i artssammensetning fra en mer

kontinental granskog i Midt-Norge. Dersom en tenker på den generelle påvirkningen av skogsdrift for biodiversiteten vil den trolig heller ikke være kvalitativt forskjellig fra andre lignende områder i regionen. Når en går inn på mer spesifikke vurderinger av enkelte skogbruksaktiviteter i oseaniske skogområder vil resultater fra en vellykket 1997-sesong kunne gi mer presise konklusjoner både i forhold til biodiversiteten generelt og til spesielle enkeltarter og deres habitater.

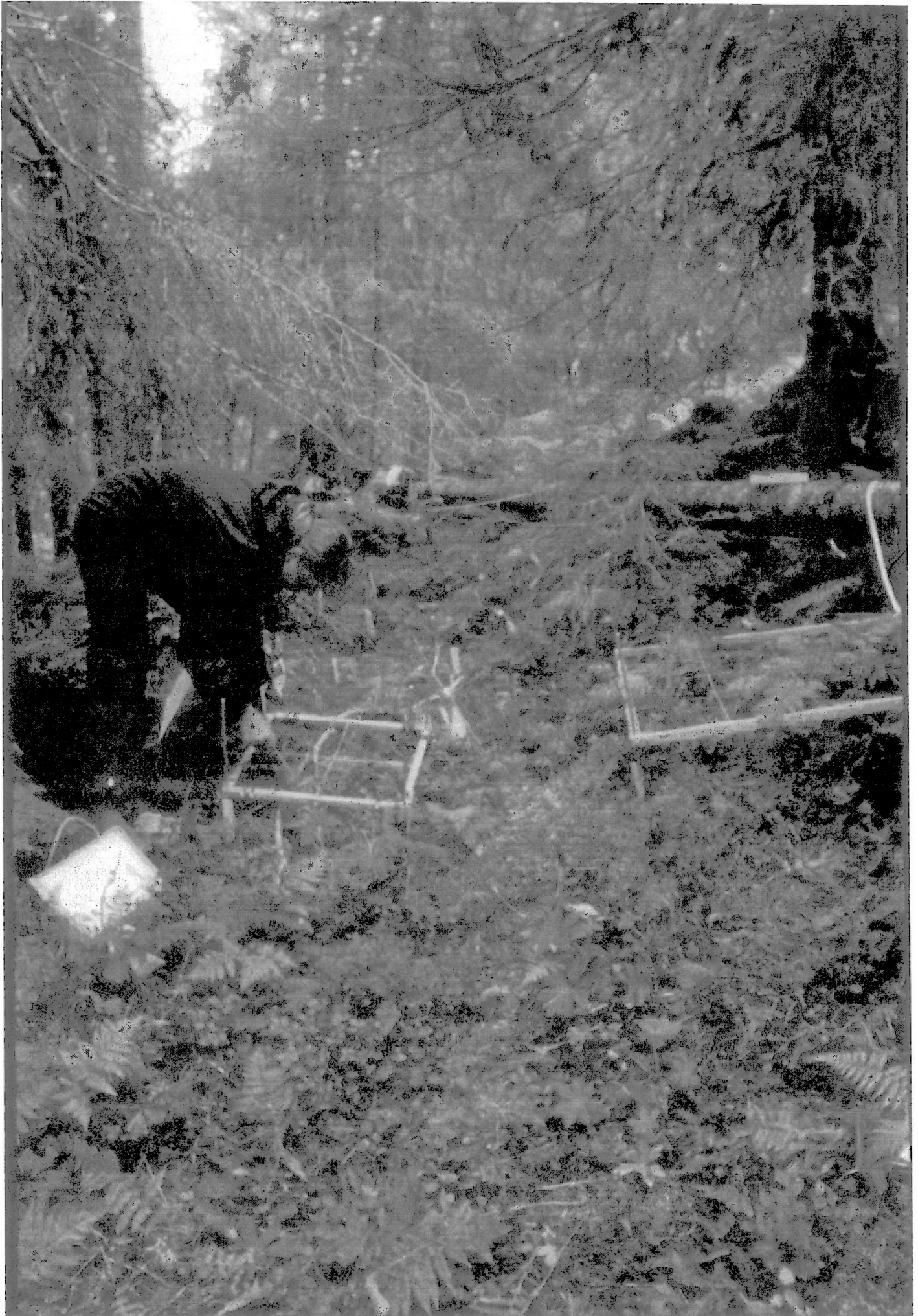
Selv om første feltlesong etter fragmenteringsinngrepet (1996) ble delvis preget av problemer i forhold til metodikk på grunn av uønskede kviger i området, ser vi en del tendenser i det innsamlete og analyserte datamaterialet. To rødliste mosearter; råteflik (*Lophozia ascendens*) og fauskflik (*Lophozia longiflora*), kunne såvidt gjenfinnes i området etter fragmentering. På insektsidene ser vi betydelige endringer i insektfaunen etter fragmenteringsinngrepet og vi kan se en art (*Atomaria pulchra*) som har en normal populasjon i kontrollfeltet, mens den er forsvunnet fra begge de fragmenterte delene. Andre arter viser forskjell i respons fra fragmenteringsmønstret og noen arter har blomstret opp som følge av fragmenteringen. For eksempel har stripet

vedborer (*Trypodendron lineatum*) økt betydelig i det småfragmenterte området. En nærmere analyse av populasjonene og artssammensetningen til de over 360 billeartene (inkludert de fåtallige) vil gjennomføres etter 1997-sesongen.

6 Litteratur

- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. - *Ann. Bot. Fenn.* 5:169-211.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. - DNMI-klima, Rapport nr. 02/93.
- Chao, A. 1984. "Non-parametric estimation of the number of classes in a population." - *Scand. J. of Statistics* 11: 265-270.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1992. Biologisk mangfold i Norge. En landstudie. - DN rapport 5: 1-109.
- Eilertsen, O., Økland, R.H., Økland, T. & Pedersen, O. 1990. Data manipulation and gradient length estimation in DCA ordination. - *J. Veg. Sci.* 1: 261-270.
- Fremstad, E. & Elven, R. (red) 1991. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - NINA Utredning 028.
- Frisvoll, A.A. & Blom, H.H. 1992. Trua moser i Norge med Svalbard; raud liste. - NINA Utredning 42: 1-55.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekkliste over norske mosar. Vitenskapeleg og norsk namneverk. - NINA Temahefte 4: 1-104.
- Førland, E.J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. - DNMI-klima, Rapport nr. 39/93.
- Hallingbäck, T. 1991. Mossor som indikerar skyddsvärd skog. - *Svensk Bot. Tidskr.* 85: 321-332.
- Hanski, I. 1991. Single-species metapopulational dynamics: concepts, models and observations. - *Biol. J. Linn. Soc.* 42: 17-38.
- Hanski, I. & Gilpin, M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. - *Biol. J. Linn. Soc.* 42: 3-16.
- Hauge, E. 1989. An annotated check-list of Norwegian Spiders (Araneae). - *Insecta Norv.* 4: 1-40.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A Fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. - Cornell Univ. Ithaca, New York.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. - *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hofgaard, A. 1993a. 50 years of change in a Swedish boreal old-growth *Picea abies* forest. - *J. of Veg. Sci.* 4: 773-782.
- Hofgaard, A. 1993b. Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. - *J. of Veg. Sci.* 4: 601-608.
- Insekt-Nytt. 1992. Medlemsblad for Norsk Entomologisk Forening. Årg. 17:3/4.
- Karström, M. 1992. Steget före - en presentasjon. - *Svensk Bot. Tidskr.* 86: 103-114.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norsk busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Kvamme, T. 1982. Atlas of the Formicidae of Norway (Hymenoptera: Aculeata). - *Insecta Norv.* 2: 1-56.
- Lawrence, J.F. & Newton, A.F. 1995. Families and subfamilies of Coleoptera (with selected genera, notes, references and data on family-group names). - *Biology, Phylogeny, and Classification of Coleoptera: Papers Celebrating the 80th Birthday of Roy A.*

- Crowson, J. Pakaluk and S. A. Slipinski. Warszawa, Museum i Instytut Zoologii PAN.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1995. Norsk flora. 6. utgåve ved Reidar Elven. - Det Norske Samlaget, Oslo.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. - Princeton University Press. Princeton, N.J.
- May, R.M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. - s. 81-120 i M. L. Cody & J.M. Diamond (red.). Ecology and Evolution of communities. - Harvard University Press, Cambridge, Mass.
- Muirhead-Thomson, R.C. 1991. Trap Responses of Flying Insects. The influence of Trap Design on Capture Efficiency. - Academic Press limited 24/28 Oval Road, London NW1 7DX.
- Nordisk ministerråd. 1983. Metoder til overvågning af fuglelivet i de nordiske lande. - Miljørapport. 1983:1.
- Odland, A., Bevanger, K., Fremstad, E., Hanssen, O., Reitan, O. & Aagaard, K. 1992. Fjellskog i Sør-Norge: biologi og forvaltning. - NINA Oppdragsmelding 123: 1-90.
- Ottesen, P. 1993. Norske insektfamilier og deres artsantall. - NINA Utredning 055: 1-40.
- Palmgren, P. 1975. Die Spinnenfauna Finnlands und Ostfennoskandiens. 6. Linyphiidae 1. - Fauna Fennica, 28:1-102.
- Palmgren, P. 1976. Die Spinnenfauna Finnlands und Ostfennoskandiens. 7. Linyphiidae 2. - Fauna Fennica, 29:1-126.
- Perrins, P. 1987. Europas fugleliv. Gyldendals nye naturguider. - Norsk utgave ved V. Ree (red.), P. G. Bentz, F. Melum & T. Slagsvold. Gyldendal norsk forlag A/S, Oslo.
- Preston, F.W. 1948. The commonness and rarity of species. - Ecology 29: 254-283.
- Preston, F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. - Ecology 43: 185-215, 410-432.
- Prestø, T. 1994. Bryophytes on decaying wood in the Urvatnet area, Central Norway, with reviews of population, landscape, and conservation biology. - Cand.scient. oppg. i botanikk, Univ. i Trondheim. 129 s.
- Punttila, P. 1996. Succession, forest fragmentation, and the distribution of wood ants. - Oikos 75:291-298.
- Punttila, P., Haila, Y. & Tukia, H. 1996. Ant communities in taiga clearcuts: habitat effects and species. Ecography 19: 16-28.
- Sahlén, G. 1994. Övervakning av terrestra evertebrater. Sammanställning och standardisering av inventeringsmetodik. - Uppsala, Entomologiska avdelningen, Zoologiska institusjonen, Uppsala universitet.
- Salaas, U. 1917. Die Fichtenkäfer Finnlands I. Helsinki
- Silfverberg, H. 1992. Enumeratio Coleopterorum Fennoscandiae, Daniae et Baltiae. - Helsinki, Helsingfors Entomologiska Bytesförening.
- Savolainen, R. 1989. Ant communities in taiga biome: testing the structuring role of interference competition. - Dr. Thesis, Univ. of Helsinki.
- Solbraa, K. 1996. Veien til et bærekraftig skogbruk. - Universitetsforlaget. Oslo. 183.s.
- Southwood, T.R.E. 1978. Ecological Methods. Chapman & Hall., London.
- Sveum, P. 1978. On the biology of ants (Hym., Formicidae) in Trøndelag, Norway. - Norw. J. Ent. 25:153-155.
- Sveum, P. 1979. Notes on the distribution of some Norwegian ant species (Hymenoptera, Formicidae). - Fauna Norv. ser. B. 26:10-11.
- Söderström, L. & Jonsson, B.G. 1992. Naturskogarnas fragmentering och mossor på temporära substrat. - Svensk Bot. Tidskr. 86: 185-198.
- Tveit, L. & Hauge, E. 1982. Notes on *Micrargus herbigradus* (Blackwall) and *M. apertus* (O.P. - Cambridge) in Norway (Araneae). - Fauna Norv. Ser. B. 30: 34-38.
- Tømmerås, B.Å. 1994a. Skogens naturlige dynamikk. Elementer og prosesser i naturlig skogutvikling. - DN-rapport 1994-5. 48 s.
- Tømmerås, B.Å. 1994b. Biologisk kontroll av skadeinsekter i skog. Muligheter og økologiske konsekvenser. - NINA Oppdragsmelding 247: 1-33.
- Tømmerås, B.Å. & Breistein, J. 1995. Fragmenteringsforsøk i granskog. Problemstillinger og metoder samt resultater fra felt sesongen 1994. - NINA Oppdragsmelding 342: 1-42.
- Tømmerås, B.Å., Hofgaard, A., Wilmann, B. & Breistein, J. 1996. Fragmenteringsforsøk i granskog. Rapport etter sesongen 1995. - NINA Oppdragsmelding 402: 1-35.
- van Dorp, D. & Opdam, P.F.M. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. - Landscape Ecol. 1: 59-73.
- Wiens, J.A., Stenseth, N.C., Van Horne, B. & Ims, R.A. 1993. Ecological mechanism in landscape ecology. - Oikos 66: 369-380.
- Økland, B. 1995. Diversity patterns of two insect groups within spruce forests of southern Norway. - Dr. scient. thesis 1995:21, NLH, Ås.



ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0828-8

488

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

NINA
Norsk institutt
for naturforskning