

KONSESJONSBETINGEDE UNDERSØKELSER I DOKKAVASSDRAGET:
BUNNDYR, TETTHET AV ØRRETUNGER OG LIVSSYKLUSSTUDIER
AV STRØMSIK, OPPLAND FYLKE.

ÅGE BRABRAND, JOHN E. BRITTAIN OG SVEIN JAKOB SALTVEIT

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI),
Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo,
Sarsgate 1,
0562 Oslo 5.

FORORD

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ved Universitetet i Oslo har foretatt konsesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget for Oppland Energiverk etter pålegg fra Direktoratet for naturforvaltning (DN). Undersøkelsene omfatter fisk og bunndyr på de nedre deler av vassdraget og skal gi grunnlag for vurdering av virkning på fisk når reglementet for manøvrering tas opp til ny behandling etter en driftstid på fem år.

De konsesjonsbetingede undersøkelser som her rapporteres er gjennomført i 1986, 1987 og 1988 og omfatter bunndyr og fisk. Resultatene er stilt sammen med forundersøkelsene som ble gjennomført i 1979 og 1980. Studier på fiske og avkastning er utført av Miljøvern avdelingen i Oppland. Studiene på strømsikbestander er utført sammenhengende siden 1979 og danner derfor en tidsserie på tilsammen 11 år. Undersøkelsene gir et godt vurderingsgrunnlag for naturlig biologisk variasjon, noe som må være kjent når eventuelle virkninger av regulering skal belyses og reglementet for manøvrering skal vurderes på nytt. De investeringer som er gjort gjennom de biologiske undersøkelser gir meget gode muligheter for å iverksette riktige tiltak med klar målsetting.

Flere personer takkes for hjelp i forbindelse med gjennomføringen av undersøkelsen. Spesielt takkes Nils Rønningen, Dokka, for innsamling av materiale og for verdifull informasjon om vassdraget. Cand. real. Jan Emil Raastad takkes for artsbestemmelse av knott.

Oslo, oktober 1989

Åge Brabrand Svein Jakob Saltveit

INNHOOLD.

| | |
|--|----|
| SAMMENDRAG OG KONKLUSJON | 4 |
| INNLEDNING | 8 |
| Livssyklus hos strømsik og Randsfjordørret | 11 |
| Manøvrering og minstevannføringer | 12 |
| OMRÅDEBESKRIVELSE | 14 |
| METODIKK | 19 |
| Bunndyr | 19 |
| Fisk | 19 |
| Ekkointegrering | 21 |
| Fangstregistrering | 23 |
| Gytehabitat hos strømsik | 24 |
| Populasjonsstruktur hos strømsik | 24 |
| RESULTATER | 26 |
| Bunndyr | 26 |
| Gytehabitat hos strømsik..... | 35 |
| Lengdefordeling av siklarver og ørretunger | 37 |
| Tetthet av ørretunger | 41 |
| Populasjonsstruktur hos strømsik | 43 |
| Ekkogrammer | 51 |
| Relativ størrelsesfordeling | 52 |
| Vertikalfordeling av fisk | 56 |
| Ekkointegrert fisketetthet/biomasse | 56 |
| KOMMENTARER | 61 |
| Bunndyr | 61 |
| Fisk | 64 |
| LITTERATUR | 71 |
| VEDLEGG | 76 |

SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Brabrand, Å., Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1989. Konesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget: Bunndyr, tetthet av ørretunger og livssyklusstudier av strømsik, Oppland Fylke. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske. Oslo, 111, 76 s.

Det ble i 1985 gitt tillatelse til utbygging av Dokkavassdraget med to kraftverk, Torpa og Dokka. Utbyggingen omfatter et større magasin i Dokkfløyvatn og berører Dokka elv ned til Randsfjorden. De nedre deler av Dokka er viktige gyte- og oppvekstområder for strømsik og Randsfjordørret. Fisket etter strømsik under gyteoppgang på høsten er relativt omfattende. For Dokka foreligger minstevannføringer og et manøvreringsreglement som basert på tidligere fiskeribiologiske undersøkelser. Regelementet er av forvaltningsmyndighetene ment å ivareta fiskebestanden på et nivå tilsvarende før regulering. Manøvreringsreglementet kan tas opp til ny vurdering og eventuelt endres etter en driftstid på fem år. Grunnlaget for vurderingen skal bl.a. baseres på fiskeribiologiske undersøkelser.

De fiskeribiologiske konsesjonsbetingede undersøkelserne er gjennomført i 1986, 1987 og 1988. Undersøkelsen har imidlertid som målsetting å gi mest mulig ajourført dokumentasjon om naturlige forhold og variasjoner. For strømsik knytter dette seg til populasjonsparametre som aldersfordeling, vekst, kondisjon og gytevandring. Gyteareal for sik er i ett område kartlagt. For strømsik er resultatene fra forundersøkelsene stilt sammen med de konsesjonsbetingede undersøkelser, for å kunne gi så lange og kontinuelige serier som mulig. Det er for ørret foretatt tetthetsberegninger av unger fra 1986 til 1988, foruten ernæring og vekststudier gjennom sesongen. Bunndyr er i perioden 1986-1988 undersøkt og stilt sammen med bunndyrundersøkelsen fra 1978. I forbindelse med utslipp fra Dokka kraftverk ved Land Sag, ble det foretatt ekkoloddundersøkelser i 1986-1987 i området der utslippet fra Dokka kraftverk er planlagt.

Bunndyrtettheter i Etna og i Dokka nedstrøms samløp er høye, mens tettheter i Dokka ovenfor samløpet er mer moderate. Etna er mer næringsrik, noe som gjenspeiles i høyere bunndyrtettheter. Totalt er det påvist 14 arter døgnfluer, noe som er omlag en tredjedel av det totale antall norske arter. Døgnfluen Baetis rhodani var meget tallrik. Andre tallrike døgnfluearter i vassdraget er Heptagenia dalecarlica, Ephemera aurivillii, Baetis fuscatus, B. subalpinus og Heptagenia joernensis.

Steinfluefaunaen er forholdsvis artsrik med 19 registrerte arter. De fleste artene, som Taeniopteryx nebulosa, Amphinemura borealis og Capnia artene, er vintervoksende. Noen arter, som Leuctra fusca, er imidlertid typiske sommerarter. Xanthoperla apicalis er sjelden i Norge og er i Sør-Norge tidligere bare registrert i Glommavassdraget. De dominerende vårfluearter var Rhyacophila nubila, Polycentropus flavomaculatus, Arctopsyche ladogensis og Ceratopsyche nevae. Knottfaunaen i vassdraget er interessant, da flere registrerte arter er sjeldne og typiske for upåvirkede elver. Dette gjelder bl.a. Eusimulium cervans, Simulium ornatum, S. reptans og S. relictum.

Strømsiken benytter først og fremst Dokka nedstrøms samløp med Etna til gyting, og den fordeler rogn over størstedelen av elveprofilen. Gytingen foregår i siste halvdel av oktober. Rognfordeling i elveprofilen om våren før klekking antyder stor vinterdødelighet for rogn som ligger grunt. Levende rogn er imidlertid funnet på langt grunnere partier av elva enn det som skulle forventes å være vanndekket under lavvannføring, idet is og isdemninger er av meget stor betydning for den delen av elvearealet som var vanndekket. Spesielt ved gyting under høy høstvannføring vil en påfølgende lav vintervannføring gi antatt større vinterdødelighet av rogn enn gyting ved lav høstvannføring.

For gytemoden sik er det observert liten endring i aldersfordelingen i perioden som helhet, selv om styrken på årsklasser varierer. Imidlertid er forholdene i strømsikbestanden endret vesentlig når det gjelder observert gjennomsnittslengde og gjennomsnittsvekt. Den generelle nedgang som er observert i perioden som helhet henger sannsynligvis sammen med endring i forholdet mellom rekruttering, beskatning og innsjøens produksjonskapasitet. Endret størrelse på strømsik synes uavhengig av produksjons- og rekrutteringsforholdene i Dokka elva, og antas å henge sammen med redusert beskatning i Randsfjorden og Dokka.

Ved hydroakustikk er det påvist betydelig økt mengde fisk på ca. 30 cm fra begynnelsen av august til begynnelsen av september. Dette reflekterer gytevandring av sik mot Dokka elv. Området mellom Fluberg bro og deltaområdet hadde i 1986 og 1987 meget høy tetthet av sik 2-3 uker før det ble registrert oppvandring til Dokka elva. Langs transektene ble det beregnet fra 663-1166 fish/ha med størrelse ca. 30 cm, med biomasse fra 166-292 kg/ha.

Mengden rekrutter av ørret på Dokka elv var relativt høy høsten 1986, og stasjonene på strekningen nedenfor samløp hadde en noe høyere tetthet enn de på strekningen ovenfor. Total tetthet av årsunger (0+) ble beregnet til 32.1/100 m², mens tetthet av eldre ble beregnet til 16.0/100 m². Stor mengde årsunger indikerer god rekruttering i 1986.

Anleggsvirksomhet ved Dokkfløyvatn resulterte i en betydelig økt partikkeltransport og nedslamming i Dokka. Turbiditeten høsten 1986 og vår/sommer 1987 og 1988 var høy og ellevannet må i denne perioden klassifiseres som av dårlig kvalitet. Før 1986 var turbiditeten normalt lav både i Etna og i Dokka. Økt turbiditet og tilslamming i 1987 og 1988 resulterte i til dels store forandringer i bunndyrfaunaen og tettheten av ørret i Dokka. Veksten hos ørretunger synes ikke å være påvirket. Døgnfluenes antallmessige dominans av bunndyrsamfunnet ble redusert, og fåbørstemark og fjærmygg økte betraktelig i antall

på de stasjoner som ble berørt. Effekten på bunndyr var størst ovenfor samløpet med Etna. Forandring i bunndyrsamfunnet fant imidlertid ikke sted før etter en periode med økt turbiditet. Først høsten 1986 ble endringer i bunndyrsamfunnet tydelig.

INNLEDNING

Konsesjon for utbygging av Dokkavassdraget ble gitt av Stortinget i 1985. Det ble her gitt tillatelse for bygging av Torpa og Dokka kraftverker, i samsvar med industrikomiteens innstilling av 15. mai 1985. Utbyggingen omfatter et større magasin i Dokkfløyvatn og berører Dokka elv ned til Randsfjorden. I sin innstilling peker Industrikomiteen her på at Dokkavassdraget ved siden av Etnavassdraget er gyte- og oppvekstområde for fiskebestanden i Randsfjorden og for fisk i elvene. Dette gjelder særlig i de nedre delene av vassdraget, hvor strømsiken har sine gyteplasser og Randsfjordørreten sitt oppvekstområde. Det store fisket etter strømsik påpekes spesielt. Komiteen forutsetter derfor med bakgrunn i konsesjons- og manøvringsreglementet at det blir truffet tiltak for å unngå at reguleringen skaper uheldige virkninger for dette fisket (Innst. S nr 214-1984-85, s. 6). På denne bakgrunn ble det gitt pålegg om konsesjonsbetingede undersøkelser med varighet 3 år før igangsetting av kraftproduksjon.

For best mulig å ivareta fiskeinteressene og reproduksjonsforholdene fremmet LFI et forslag til minstevannføringer og manøvreringsreglement (Styrvold et al. 1981). I konsesjonen til utbyggingen er dette i hovedtrekk fulgt, dog skal enkelte slippinger kunne reduseres i samband med fiskeforsøk, og reglementet til manøvrering kan tas opp til ny vurdering etter en driftstid på 5 år. De konsesjonsbetingede fiskeribiologiske undersøkelser i Dokkavassdraget ble satt igang i 1986. Hensikten er å oppnå best mulig informasjon om fiskebestandenes naturlige variasjonsforhold. Dette er opplysninger som ikke kan skaffes til veie etter at utbygging er foretatt.

Generelt kan effekter av en regulering deles i korttidsvirkninger og langtidsvirkninger. Korttidsvirkninger er den umiddelbare respons på endrede miljøforhold, og kan i flere tilfelle gi positive effekter på fisk. Langtidsvirkninger er den "stabile" effekt av reguleringsinngrepet, og det kan, spesielt i innsjøer, ta flere ti-år før denne effekten er

stabilt etablert. På rennende vann går det sannsynligvis kortere tid før nye stabile forhold etter et reguleringsinngrep er etablert. Naturlige variasjoner vil alltid være tilstede, men det er viktig å kunne skille varige endringer fra endringer som bare er en del av de naturlige variasjoner. Det er derfor viktig med god dokumentasjon av forholdene før regulering og at undersøkelser strekker seg over tid.

Det er mange eksempler på at flere tiltak i regulerte vassdrag blir igangsatt samtidig. Lærdalselva i Sogn og Fjordane ble regulert i 1974. På samme tid ble det bygget fire fisketrapper i elva, noe som økte den lakseførende strekning fra 24 km til 41 km, og det ble fra eget klekkeri umiddelbart satt ut både laks og ørretunger i relativt store mengder. I sjøen ble beskatningen av laks samtidig endret p.g.a. økt intensitet i drivgarnsfiske. Alt dette ble gjort eller skjedde samtidig som vassdraget ble regulert, en regulering som både endret vannføring og temperatur i elva. Det sier seg selv at det her ikke er mulig å skille eventuelle virkninger av reguleringen på fisk fra effekter av de tiltak som er igangsatt samtidig. Det er viktig å være klar over at i dette og i andre tilsvarende tilfeller, vil det i ettertid ikke være mulig å innhente informasjon verken om virkninger av reguleringer eller virkningen av ulike tiltak.

Ved et reguleringsinngrep bør derfor reguleringen få virke på vassdraget over tid, og at eventuelle reguleringsvirkninger belyses gjennom undersøkelser. Det gjelder spesielt i vassdrag der virkningen er lite forutsigbar, eller der konsesjonsvilkårene i særlig grad skal ta hensyn til fisk. Hvis reguleringen har negative virkninger på faunaen i vassdraget som kan spores tilbake til endret vannføring eller temperatur, kan mye trolig gjøres gjennom endringer av vannføringsforhold og manøvrering. Det er en slik praksis det er lagt opp til i Dokka gjennom fiskeundersøkelser og et manøvreringsreglement som kan endres etter ny vurdering.

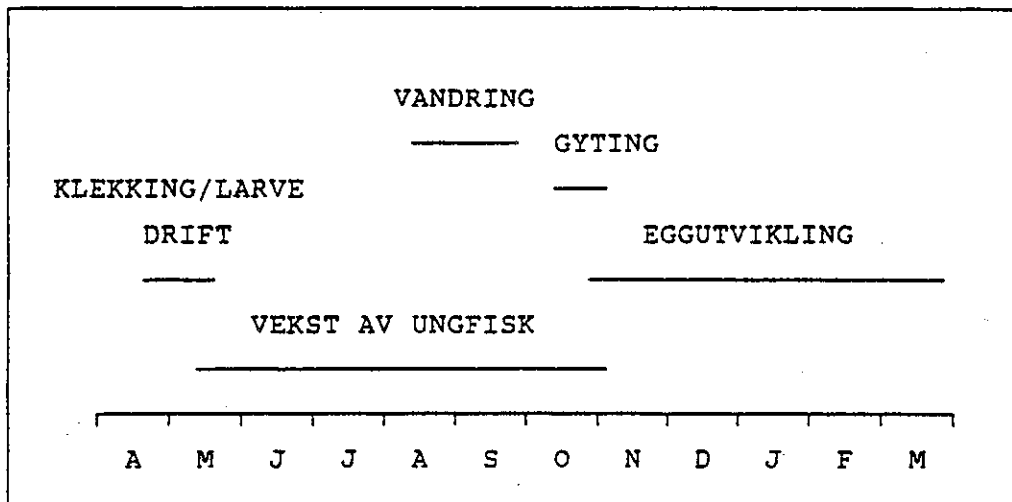


Fig. 1. Skjematisk oversikt over livssyklus for strømsik.

Undersøkelsene på bunndyr og fisk som her rapporteres omfatter årene 1986, 1987 og 1988. De første undersøkelsene ble igangsatt i 1977, og resultater fra tidligere undersøkelser er tatt med i denne rapporten. Av tidligere ikke rapporterte resultater gjelder dette bunndyrinnsamlinger i 1978, og studier av strømsik fra 1977 fram til 1988. Forøvrig vises det til tidligere rapporter, Styrvold et al. 1981, Brabrand og Saltveit 1984.

Livssyklus hos strømsik og Randsfjordørret

Livssyklus for strømsik og Randsfjordørret er beskrevet av Styrvold og medarb. (1981) Nielsen og medarb. (1985) og Saltveit og Brabrand (1987). Begge arter benytter nedre deler av vassdraget som rekrutteringsområder, og både sik og ørret beskattes i forbindelse med gytevandring.

For ørret er aktuell gytestrekning fra Randsfjorden til Høljeraset i Etna, og opp til Helvetesfossen i Dokka (Styrvold og medarb. 1981). For sik er gyteområdet i de nedre deler av Etna/Dokka etter samløp. Ørret gyter i august/september, sik i september/oktober. For begge foregår rognutviklingen gjennom vinteren med klekking på våren.

Av sik finnes det i Randsfjorden følgende fire adskilte gytepopulasjoner: Grunnsik, vintersik, djupvannssik og strømsik (Enge 1959). Alle med unntak av strømsik gyter i selve Randsfjorden.

Vandringsmønsteret fra Randsfjorden til gyteområdene for strømsik er dokumentert av Lindem (1980) med ekkoloddregistreringer og av Styrvold og medarb. (1981) ved merking/gjenfangst. For en generell oversikt over livssyklus hos strømsik, se Fig. 1 Oppgang i elva skjer i september - oktober, med gyting fra midten av oktober på strekningen fra Randsfjorden til samløpet mellom Etna og Dokka elv. Noe gyting foregår sannsynligvis også i Etna og høyere opp i Dokka. Rogna graves ikke ned men spres vilkårlig utover bunnen. Utviklingen av rogn skjer over vinteren med start i klekkingen fra 15. - 20. april, etter ca. 180 døgngrader. Siklarvene driver umiddelbart etter klekking passivt med strømmen mot Randsfjorden, og næringsopptak etter oppbrukt plommesekk starter i Randsfjorden.

For Randsfjordørret starter oppvandring i elva i august, med gyting i september. Viktigste observerte gyte-og oppvekstområde er i Dokka elv nedstrøms Helvetesfossen (Styrvold og medarb. 1981). Det tas imidlertid også Randsfjordørret på gytevandring i Etna elv, og noe gyting antas å foregå her opp til fossen ved Høljerast. I motsetning til sik, står ørretungene på elva i 2-4 år før de vandrer ut i Randsfjorden. Ørretungene er derfor avhengig av elva som levested gjennom hele året, der de viktigste faktorene er bunnforhold, vannføringsforhold og næringsgrunnlaget. I tillegg til Randsfjordørret finnes det en stasjonær ørretbestand.

Manøvrering og minstevannføringer

Et av siktemålene med det vedtatte manøvreringsreglement er å sikre bestandene av strømsik og Randsfjordørret. Det heter i konsesjonsbetingelsene at det fra dammen i Veslefossen (utløp Dokkfløymagasinet) skal slippes nødvendig vann til Dokka for å opprettholde en vannføring målt ved Grønvold på $0.4 \text{ m}^3/\text{sek}$ i perioden 1. oktober til 30. april og $1 \text{ m}^3/\text{sek}$ i perioden 1. mai til 30. september. Dette ligger ovenfor tilgjengelig elvestrekning for fisk fra Randsfjorden, og det er manøvrering fra Kjøljuvadammen som er avgjørende for de elvestrekninger som er tilgjengelig for strømsik og Randsfjordørret.

Fra Kjøljuvadammen skal det slippes en minstevannføring på $1.5 \text{ m}^3/\text{sek}$ i perioden 1. november til 30. april og $3 \text{ m}^3/\text{sek}$ 30. april til 1. november. Drift av Dokka kraftverk i oppgangsperioden for fisk kan virke inn på selve oppvandringen, idet vannføringen er en av de faktorer som stimulerer oppgang. I konsesjonsbetingelsene heter det derfor videre at det i Dokkfløymagasinet skal reserveres et vannvolum på inntil 1.5 millioner m^3 pr år, som etter nærmere bestemmelser kan brukes til slipp av lokkeflommer i Dokka nedstrøms Kjøljuvadammen for å bringe fisk opp i elva.

Av samme grunn kan Dokka kraftverk pålegges stanset i perioden 15. september til 1. november, samtidig som oppgang av fisk må sikres ved slipp av lokkevann.

Ved Kolbjørnshus (etter samløp) skal vannføringen i perioden 15. september til 20. oktober ikke underskride $10 \text{ m}^3/\text{sek}$. Etter 20. oktober kan vannføringen reduseres langsomt, og vintervannføringen nedstrøms samløp vil være bestemt av minstevannføringen fra Kjølvadammen, uregulert restfelt i Dokka fra Kjølvadammen til samløp med Etna, og av Etna selv. Det heter i bestemmelsene at alle endringer i vannføringen skal skje med myke overganger.

Det manøvreringsreglement som er fastsatt nedstrøms Kjølvadammen har som vesentlig målsetting å unngå skader på strømsik og Randsfjordørret. Reglementet er gitt en funksjonstid på 5 år, og skal deretter tas opp til ny vurdering.

Den usikkerhet som knytter seg til angivelse av vannføringer for å dekke biologiske behov skyldes flere forhold. Dels skyldes dette mangelfull faglig informasjon for å kunne angi virkninger av endret vannføringsmønster, dels at biologiske samfunn viser stor naturlig variasjon. Denne variasjonen er dels respons på den naturlige variasjon i miljøparametre som er tilstede i uregulerte vassdrag, dels skyldes det egenvariasjon i biologiske samfunn. At særlig sterk islegging et år kan endre rekrutteringen av fisk i et uregulert vassdrag synes opplagt. Imidlertid har biologiske samfunn en egen variasjon som ikke kan forklares med bakgrunn i abiotiske miljøparametre. For en rekke fiskearter gjelder dette forholdet mellom sterke og svake årsklasser, som lett oppstår selv om miljøforholdene er konstante. Dette gjelder bl.a. for arter som sik, krøkle (Sandlund 1983) og lagesild (Aass 1972, Hamrin og Persson 1986). Arter med relativt kort livsløp (lagesild) kan vise ytterpunkter i populasjonsparametre i tidsrom på 3-5 år, mens for arter med en relativt lang livssyklus, slik som sik i Randsfjorden, kreves en tilsvarende lengre periode for å kartlegge det som kan karakteriseres som naturlig variasjon.

Den foreliggende rapport har som målsetting å gi mest mulig ajourført dokumentasjon om naturlige forhold for strømsik og rekruttering hos Randsfjordørret. For strømsik knytter dette seg til populasjonsparametre som aldersfordeling, vekst, kondisjon og gytevandring. Gyteareal for sik er i ett område kartlagt. For strømsik er resultatene fra forundersøkelsene (1978-1985) stilt sammen med konsesjonsbetingede undersøkelser (1986-1988), for å kunne gi så lange og kontinuerlige undersøkelsserier som mulig.

Det er foretatt tetthetsberegninger av ørretunger fra 1986 til 1988, foruten næringsforhold og vekststudier gjennom sesongen. Bunndyr er i perioden 1986-1988 undersøkt og stilt sammen med bunndyrundersøkelsen for 1978.

I forbindelse med utslipp fra Dokka kraftverk ved Land Sag, ble det foretatt ekkoloddundersøkelser i 1986-1987 i området der utslippet er planlagt.

OMRÅDEBESKRIVELSE

Elvene Etna, Dokka og innsjøen Randsfjorden ligger i Oppland fylke. Dokka har sine kilder i fjellområdet syd og sydvest for Espedalsvatn. De to hovedgrenene herfra, Fjelldokka og Revåa, danner etter samløp i Dokkvatn elva Dokka. Dokka har felles utløp i Randsfjorden med Etna, etter samløp ved Dokka sentrum. Synna kommer fra Synnfjorden og renner sammen med Livasselva (fra Garin) like før sitt utløp i Dokka ved Torpa. Etna har sine kilder i fjellområdet syd for Vinstervatn.

Både Etna og Dokka kan karakteriseres som typiske Østlandsvassdrag med relativt store vårflommer i mai og juni og enkelte mindre regnflommer utover sommeren og høsten (Røren 1980). pH i Etna og Dokka varierer mellom pH 6.8 og pH 7.1 (medianverdier), og lav ledningsevne indikerer lite innhold av løste ioner (NIVA 1980b). Forøvrig henvises det til NIVA

(1980b) for informasjon om de fysiske-kjemiske forhold i elvene, mens slike opplysninger om Randsfjorden kan hentes fra NIVA (1970, 1981).

Randsfjorden er Norges fjerde største innsjø med et areal på ca. 136 km². Den ligger 134 m o.h. og største dyp er 120.5 m. Hovedtilløpene er Dokka og Etna i nord, Lomsdalselva på vestsiden og Vigga i øst. Randsfjorden har både dype partier og store grunner, de siste særlig på østsiden. Avløpet er i sør til Randselva.

Randsfjorden ble siste gang regulert i 1951, og regulerings-høyden er 3.20 m. En innsnevring ved Fluberg gir et atskilt basseng i nord fra Fluberg bro til Dokkas delta.

Vannkvalitet, strømforhold, phyto- og zooplankton-forholdene er undersøkt av NIVA, Rognerud (1989) og Løvik (1979).

I Randsfjorden er påvist ialt 10 fiskearter, mens det i elvene er påvist 2-5 (Styrvold et al. 1981).

De lokaliteter som er benyttet er angitt i Fig. 2. Det er hovedsakelig benyttet de samme lokaliteter som ved forundersøkelsene, slik at så lange tidsserier som mulig bli oppnådd. Imidlertid ble det valgt ut lokaliteter for bestandsberegning av ørretunger utover disse.

Stasjonene for bestandsberegning ble lagt på strekningen Helvetesfossen - Randsfjorden, men det ble lagt en referanse-lokalitet til Etna, nedstrøms Høljerast. Samtlige stasjoner for bestandsberegning ble lagt til strekninger tilgjengelig for Randsfjordørret.

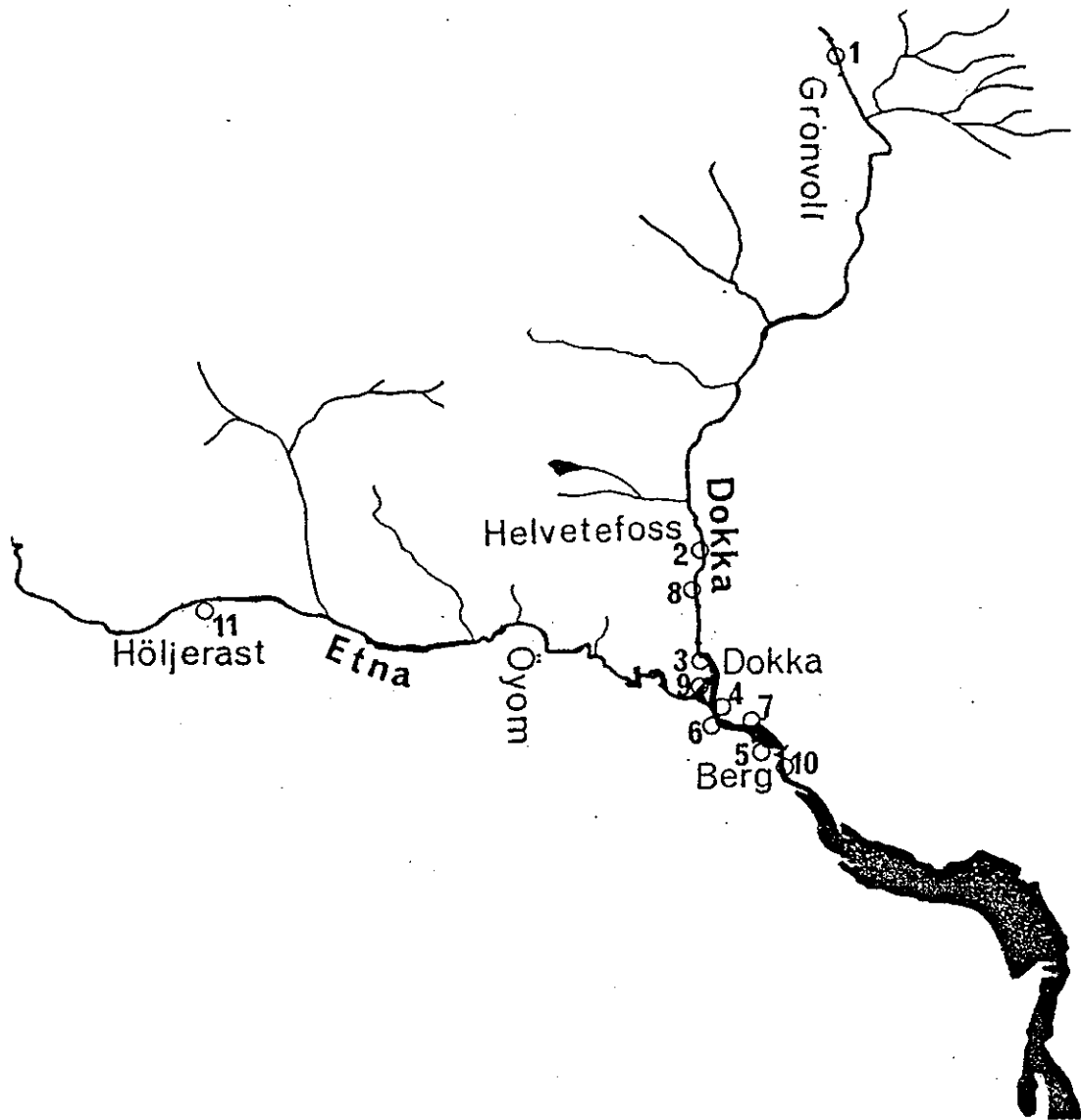


Fig. 2. Kart over nordlige del av Randsfjorden og elvene Etna og Dokka. Lokalteter for innsamling av bunndyr og fisk er angitt.

For bunndyr ble i hovedsak de samme stasjoner benyttet, men i tillegg ble en stasjon ovenfor Høljerast i Etna og en overfor Helvetesfoss i Dokka benyttet. Lokalteter for bunndyr avgrensnes mot Dokkadeltaet der Norsk institutt for naturforskning (NINA) begynner sitt program.

I nordlig del av Randsfjorden er ekkoloddundersøkelser foretatt langs transekter nord for Fluberg bro. Et av disse transektene er identisk med det gjennomført av Lindem (1980) i regi av LFIs forundersøkelser.

Vannføring i Dokka elv ved Kolbjørnshus er for 1986-1988 gitt i Fig. 3. For alle tre år fremkommer den typiske vårflom, mens det høst 1987 var en periode med betydelig høyere vannføring enn normalt, selvom høy høstvannføring i vassdraget ikke er uvanlig. Forsommeren 1987 var også preget av høy vannføring, og først i begynnelsen av juli var vannføringen dette år nede på normal sommervannføring. Vannføringen er spesielt viktig sammen med den partikkeltransport som har funnet sted i forbindelse med anleggsvirksomheten, og som periodevis har vært meget betydelig. En beskrivelse av turbiditetsforholdene er gitt av Rognerud (1989) og viser høye turbiditetsverdier spesielt i 1987. Det vil imidlertid i stor grad være vannføringen som avgjør i hvilken grad det foregår sedimentering av partiklene. Videre bør den ekstremt høye vannføringen høsten 1987 påpekes, idet sannsynligvis mye ustabilisert sedimentert materiale kan være spylt ut med denne flommen.

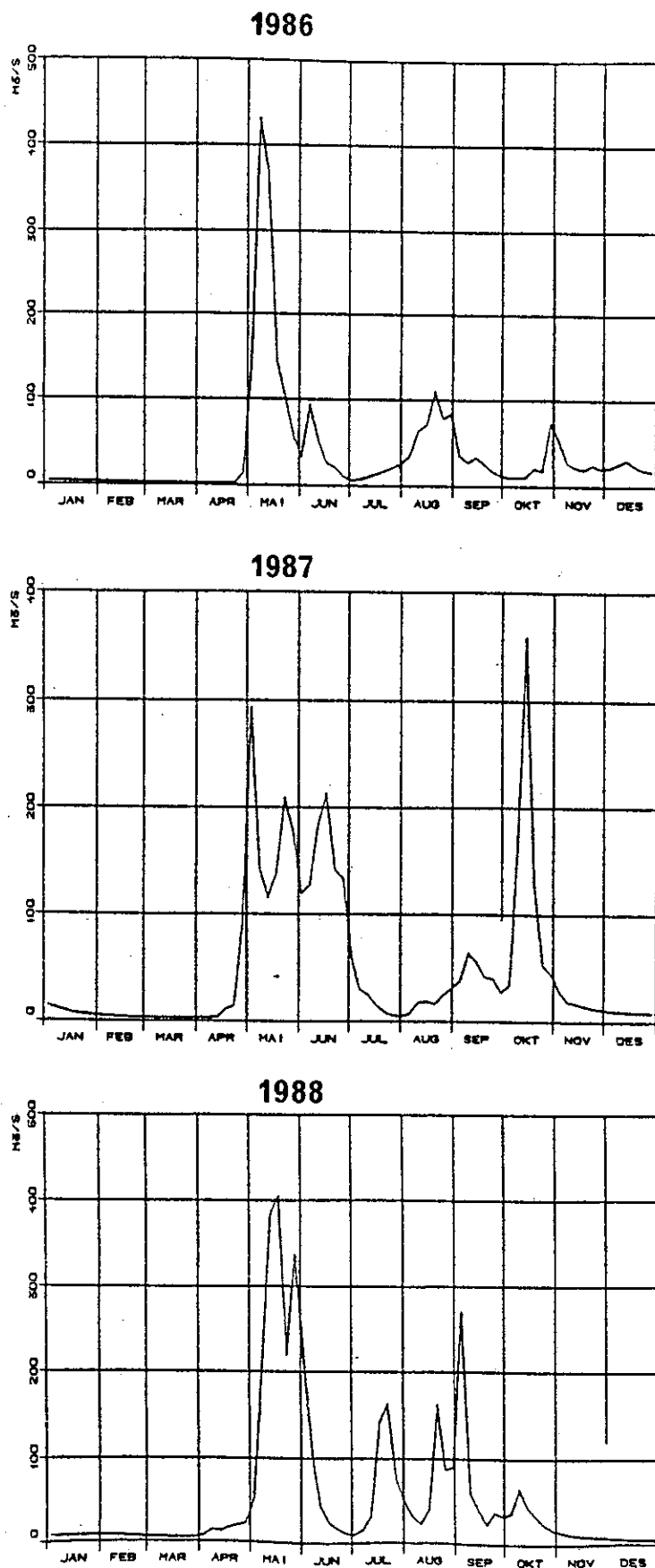


Fig. 3. Vannføring ved Kolbjørnshus i Dokka i 1986, 1987 og 1988 vist som ukemiddel. Kilde: Hydrologisk avdeling, NVE.

METODIKK

Bunndyr

Til innsamling av bunndyr ble den såkalte sparkemetoden benyttet (Hynes 1961). Metoden registrerer de fleste artene som er tilstede. Den kan brukes på steinbunn og bløtbunn, både i rennende og stillestående vann (Brittain og Saltveit 1984). Innsamlingstiden avhenger både av bunnens beskaffenhet og bunndyrtettheten. Ved innsamling i rennende vann holdes håven vertikalt med rammens nedre kant mot substratet. Håven holdes stadig i strømmen ved å sette den ene foten bak rammen. Det passes alltid på at strømmen går rett inn i håven. Med den andre foten blir så substratet i forkant av håven rotet opp, og dyr, planter og planterester blir ført med strømmen inn i håven. Innsamlingene ble vanligvis tatt på tid, enten 1/2 eller 1 minutt pr. prøve. Håvens maskestørrelse var 0.45 mm. Prøvene ble fiksert på etanol og senere sortert på laboratoriet.

Ved presentasjon av hovedresultatene er det benyttet familie som taksonomisk nivå. Imidlertid er endel sentrale grupper artsbestemt, og basismaterialet for de ulike stasjoner og dato er gitt i Appendix.

Ørretunger

Til registrering og innsamling av rekrutter av ørret ble det benyttet et elektrisk fiskeapparat konstruert av ing. Steinar Paulsen, Trondheim. Maksimal spenning er 1600 V og pulsfrekvensen er 80 Hz. Lengden på elvestrekningene varierte fra 40-100 m. Strekningene er kun fisket en gang ved innsamling til mageanalyser.

Utover innsamling til mageanalyser, er antall ørretunger beregnet ut fra avtak i fangst (successive removal) (Zippin 1958). En forenklet grafisk fremstilling av beregningsmetoden er vist i Fig. 4. På grunnlag av lengde-frekvenskurver er materialet delt opp i årsunger (0+) og eldre fisk. Otolitter er undersøkt der inndelingen er lite tydelig.

De estimater som her er referert, er beregnet etter denne metode. Metoden vil underestimere den totale bestand, men bestandstetthetenes variasjon mellom de ulike stasjoner og år vil komme til uttrykk.

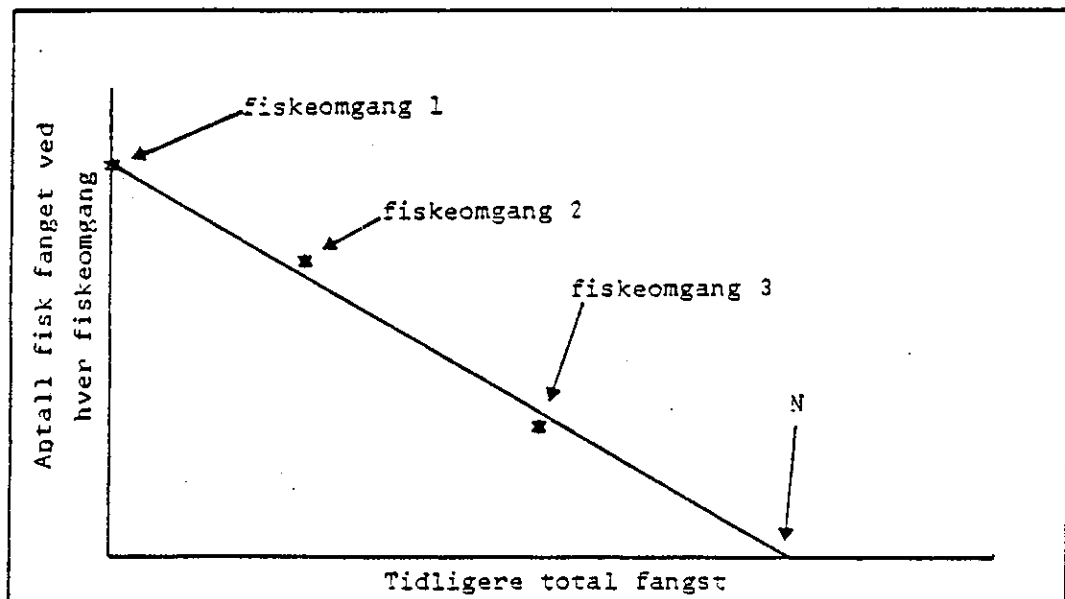


Fig. 4. Grafisk fremstilling av et tenkt eksempel på beregning av fisketetthet (N) ved regresjonsmetoden og elektrofiske ved gjentatte uttak (her tre avfiskinger).

Ekkoloddregistrering

Alle ekkoregistreringer ble gjort med ekkolodd av type SIMRAD EY-M. Dette ekkoloddet har en tidsvariabel forsterkningskontroll (TVG), som kompenserer for lydpuksens spredning og absorpsjon i vannet. Denne TVG-funksjonen vil gi samme ekkonivå fra en gitt fisk, enten den befinner seg på 10 eller 60 meters dyp, bare den har samme vinkelposisjon i forhold til transduceren (Forbes og Nakken, 1972).

Transduceren har en åpningsvinkel på 11 grader og ekkoloddets vertikale oppløsningsevne er på ca. 80 cm. Det vil si at fisk som er atskilt i dyp med mer enn 80 cm, vil bli registrert som to forskjellige fisker.

Effekten av transducerens strålingsdiagram blir fjernet ved hjelp av en statistisk metode lik den som ble beskrevet av Craig og Forbes (1969). Metoden ser ut til å gi god nøyaktighet når ekkotallet i analysen blir større enn 1000. Presisjonen på utstyret er funnet å være bedre enn 10%.

Under dataregistrering i felt ble alle ekkosignalene innspilt på magnetbånd ved hjelp av en kassettspiller av type Nakamichi 550. Denne båndspilleren vil, sammen med magnetbånd av type Maxell UD XLII, gi nødvendig dynamikk ved innspilling av de amplitudemodulerte ekkosignalene på 10 KHz.

Det analoge ekkosignalet ble senere digitalisert av en mikrocomputer og lagret på floppy-disk. De digitale signalene kan kontrolleres ved at det reproduseres et ekkogram fra den aktuelle kursen. Dette ekkogrammet kan så sammenliknes med originalen som ble registrert i felt. videre behandling av data er foretatt ved hjelp av ekkointegreringssystemet HADAS. Ekkogrammer ble tatt opp på magnetbånd langs kursene angitt i Fig. 5.

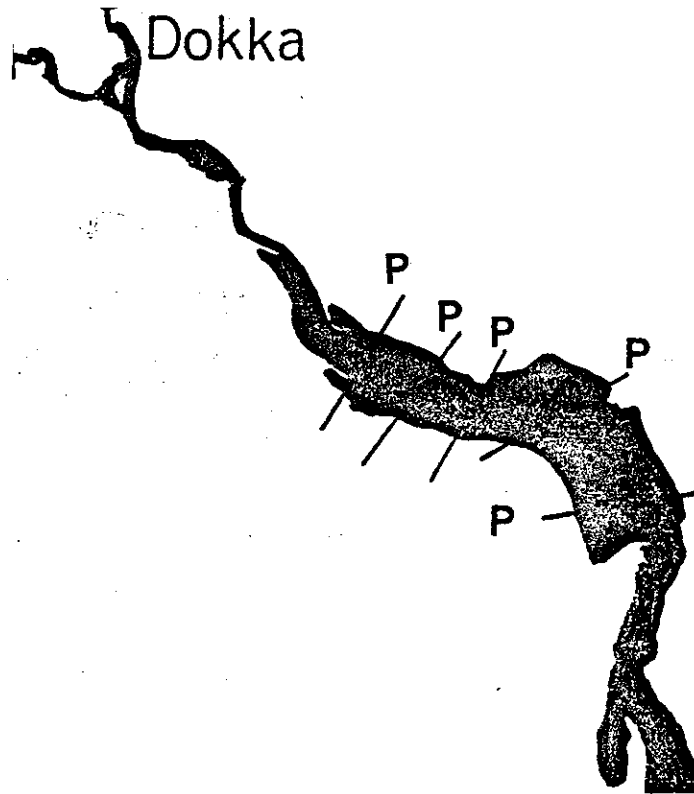


Fig. 5. Kart over nordlige del av Randsfjorden med avmerket profiler for ekkointegrering.

I histogrammene som viser frekvensen av ekkosignalstyrkene angis fiskens målestyrke, target strength, TS, i desibel (dB). Disse verdiene er en funksjon av fiskens størrelse og kan omregnes til fiskelengde i cm (L). Fangstene i dette området er fullstendig dominert av sik. Det er derfor valgt å benytte regresjonen $TS = 20 * \log_{10}(L) - 68$ gitt av Lindem og Sandlund (1984). Denne regresjonen er utarbeidet på grunnlag av ekkolodd/trålundersøkelse i Mjøsa på blandingsbestand av sik/lagesild/krøkle. I Appendix er gitt verdier for fiskelengde

i cm og korresponderende dB-verdier etter nevnte regresjon.

Det ble foretatt ekkoloddregistrering både på natt og dagtid. Det ble imidlertid lagt størst vekt på analyse av ekkosignaler tatt opp etter mørkets frambrudd, da fisken erfaringsmessig står mer spredt i vannmassene om natta. Imidlertid viste det seg å være liten forskjell i fiskens adferd gjennom døgnet i dette tilfelle. Opptakene ble gjort under gode værforhold umiddelbart før siken vandret opp i selve elva, dvs. i første uke av september.

Fangstregistrering

Registrering av oppgang av gytemoden sik og fangstkvantum tatt pr. sesong i perioden 1978-1986 er gjort i samarbeid med Nils Rønningen. Fangsten refererer seg til notfanget sik, tatt på et sted ved Berg gård. Sikfiske starter etter 25. september pga. fredningsbestemmelser for ørret. Imidlertid har det vært av betydning å fremskaffe data som viser når sik vandrer opp i elva, idet det er rapportert om forekomst av sik også tidligere enn denne dato. Det er derfor etter avtale med Direktoratet for naturforvaltning foretatt fiske etter sik med not også før denne dato.

Videre ble det i perioden for de konsesjonsbetingede undersøkelser (1986-1988) planlagt en brukerundersøkelse av fangst av ørret og sik for de nedre deler av vassdraget i regi av miljøvern avdelingen i Oppland. Resultatet for 1988 foreligger og er med i denne rapporten.

Gytehabitat hos strømsik

For å undersøke hvor stor del av elvearealet siken benytter til gyting er det samlet inn sikegg på lavvannstand om våren umiddelbart før flomperioden. Den halvkvantitative sparkeprøve-metoden er benyttet med håv av maskevidde 400 μ . Innsamling ble som for bunndyr foretatt på tid (1 min. pr. prøve), og prøven ble deretter undersøkt både for levende og døde rognkorn. Denne innsamlingen ble foretatt langs ett transekt ca. 100 m nedstrøms kulpen ved Berg gård, da elva her er relativt bred og substratet er velegnet til gyting (håndstor stein med noe grus). Denne type innsamling er foretatt ca. 20 april i perioden 1979 -1988, og hvor stor del av transektet det har vært mulig å undersøke har vært avhengig av vannføring, strømhastighet og drift av isflak i elva under prøvetaking.

For å klarlegge klekketidspunkt og klekkeperiodens varighet er det foretatt innsamling av siklarver. Dette er gjort i perioden 1979 - 1988 fra ca. midten i april da isforholdene vanligvis har muliggjort prøvetaking. Prøvetaking er gjort ved siling av vann gjennom håv med maskevidde 0.4 mm. Innsamling er også her foretatt på tid.

Populasjonsstruktur hos strømsik

Det er lagt vekt på å klarlegge populasjonsstrukturen på den gytemodne delen av strømsikbestanden. Virksomheten er konsentrert om forholdet mellom de ulike aldersklasser, vekst, kondisjon og selve gytetidspunktet. Innsamling av dette materialet er foretatt av Nils Rønningen, etter nærmere anvisning fra LFI. Innsamling er foretatt med not ved Berg gård en gang pr. uke fra 1. september, og dette er utført i perioden 1979 - 1988. Totalfangsten er registrert og det er tatt prøver av inntil 20 sik for nærmere analyse hver uke inntil fisket vanligvis er slutt i midten av oktober.

Til aldersbestemmelse av sik ble det benyttet otolitter (øresteinene). Disse ble brent forsiktig og delt i to. Bruddflatene ble deretter avlest i 1,2-propandiol under stereolupe. Veksten er enten fremstilt empirisk, d.v.s. som lengdene til hver enkel årsklasse eller tilbakeberegnet.

For å angi gytetidspunkt for sik ble det spesielt undersøkt om sik tatt på gyteplassen hadde ernært seg av rognkorn.

Fisken ble kjønnsbestemt, og gonadenes utvikling ble vurdert etter beskrivelsen hos Dahl (1917).

Alt sorterings- og beregningsarbeid inkludert plotting er utført med programvaren SAS.

RESULTATER

Bunndyr.

Resultatene av bunndyrinnsamlingene i Etna/Dokka-vassdraget er vist i Fig. 6, Fig. 7, Fig. 8 og Fig. 9. Døgnfluer (Ephemeroptera) var klart dominerende på samtlige stasjoner, med unntak av 1987 og våren 1988 da fåbørstemark (Oligochaeta) og fjærmygg (Chironomidae) forekom i stort antall. Utover disse tre grupper var det bare vårfluer (Trichoptera) og steinfluer (Plecoptera) som var vanlig forekommende. Knott (Simuliidae) forekom sporadisk på de fleste stasjoner, men ble bare registrert i mindre antall på stasjonene i Etna. Snegl og muslinger var sjeldne både på stasjoner i Etna og i Dokka.

På de fleste stasjoner lå bunndyrtallet mellom 100 og 400 dyr pr. minutt sparkeprøve. Det var imidlertid en del variasjon både m.h.t. årstid og lokalitet. Generelt var bunndyrtetthetene høyest nederst i Dokka (st. 4 og 5) og øverst i Etna (st. 12). Gjennomsnittantallet i de tre årene 1986, 1987 og 1988 var forholdsvis likt på de fleste stasjoner (Fig.11), men spesielt på st. 1 og til en viss grad på st. 2 og st. 5, var det høyere tettheter i 1987 i forhold til både 1986 og 1988.

Ved å vise utviklingen av tre sentrale grupper av bunndyr fremkommer forskjellen mellom de tre undersøkte år tydeligere (se Fig.12). For gruppene fåbørstemark og fjærmygglarver er det i 1987 observert økt antall på stasjoner i Dokka ovenfor og nedenfor samløp med Etna. I Etna er denne utviklingen ikke observert. Etter utspyling av vassdraget høsten 1987 er antall fåbørstemark og fjærmygglarver igjen stabilisert på 1986 nivå. Begge grupper gir ofte rask respons på miljøendringer som endring i substrat, og inneholder mange tolerante arter. Økt antall av disse gruppene settes i forbindelse med sedimentering av partikkulært materiale. For døgnfluer, som regnes som en mer følsom gruppe ovenfor partikkulær forurensning, er det observert en nedgang fra 1986 til 1987 som er meget tydelig på stasjoner med sedimenttransport, men nedgangen er også

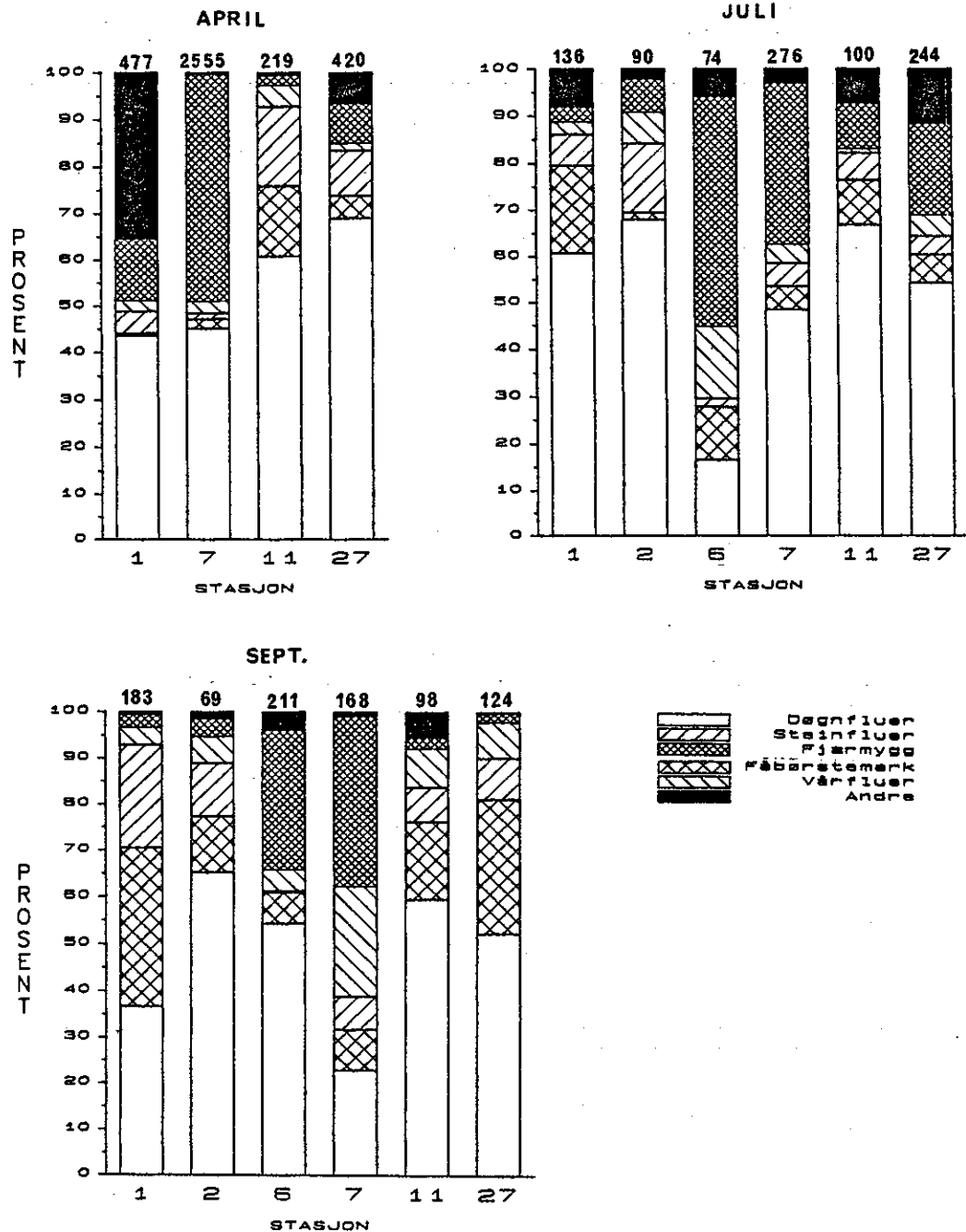


Fig. 6. Prosentvis fordeling av ulike grupper av bunndyr i Etna-Dokka vassdraget i 1978. Gjennomsnittlig antall dyr pr. 1 min. sparkeprøve er angitt.

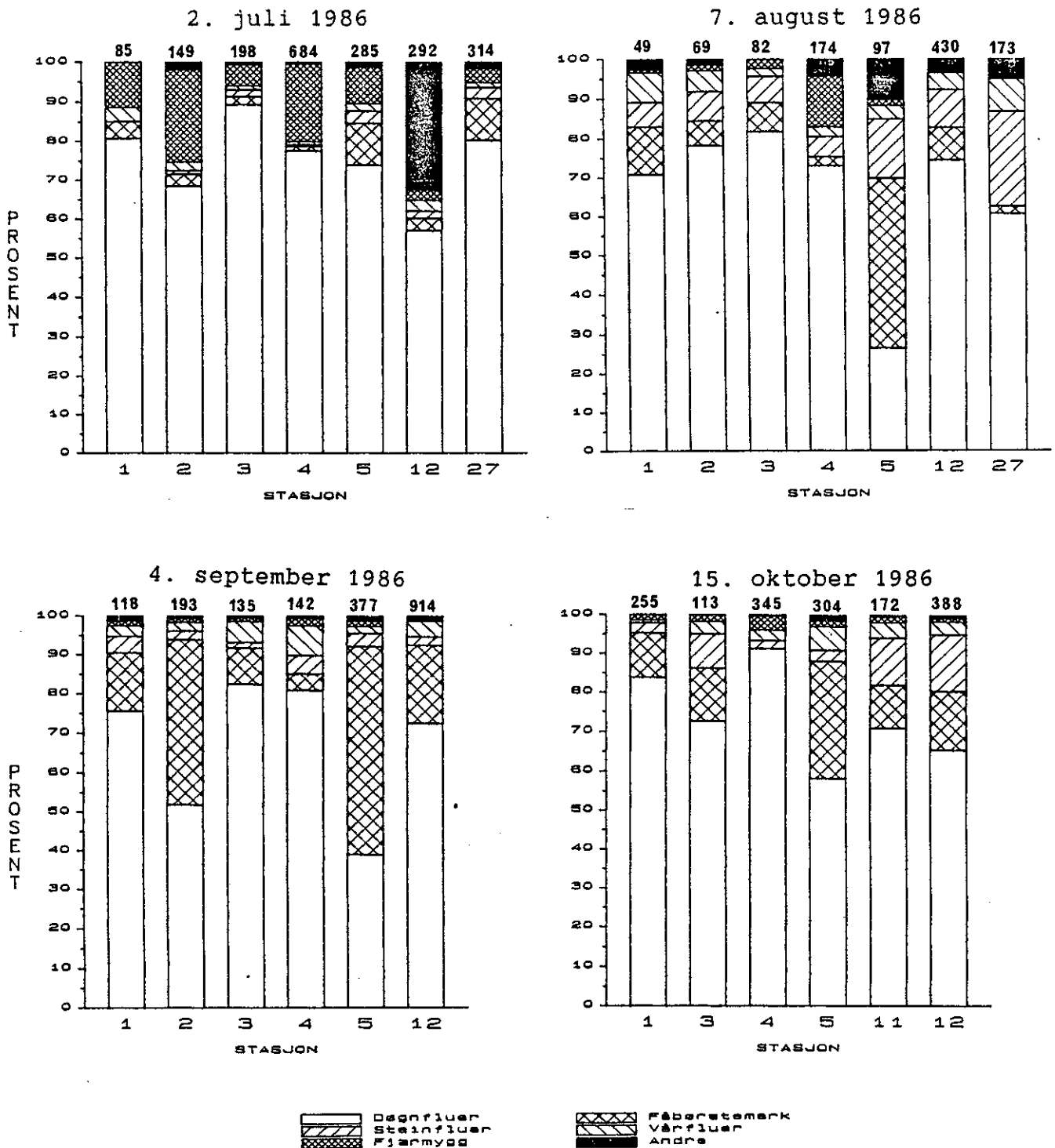


Fig. 7. Prosentvis fordeling av ulike grupper av bunndyr i Etna-Dokka vassdraget i 1986. Gjennomsnittlig antall dyr pr. 1 min. sparkeprøve er angitt.

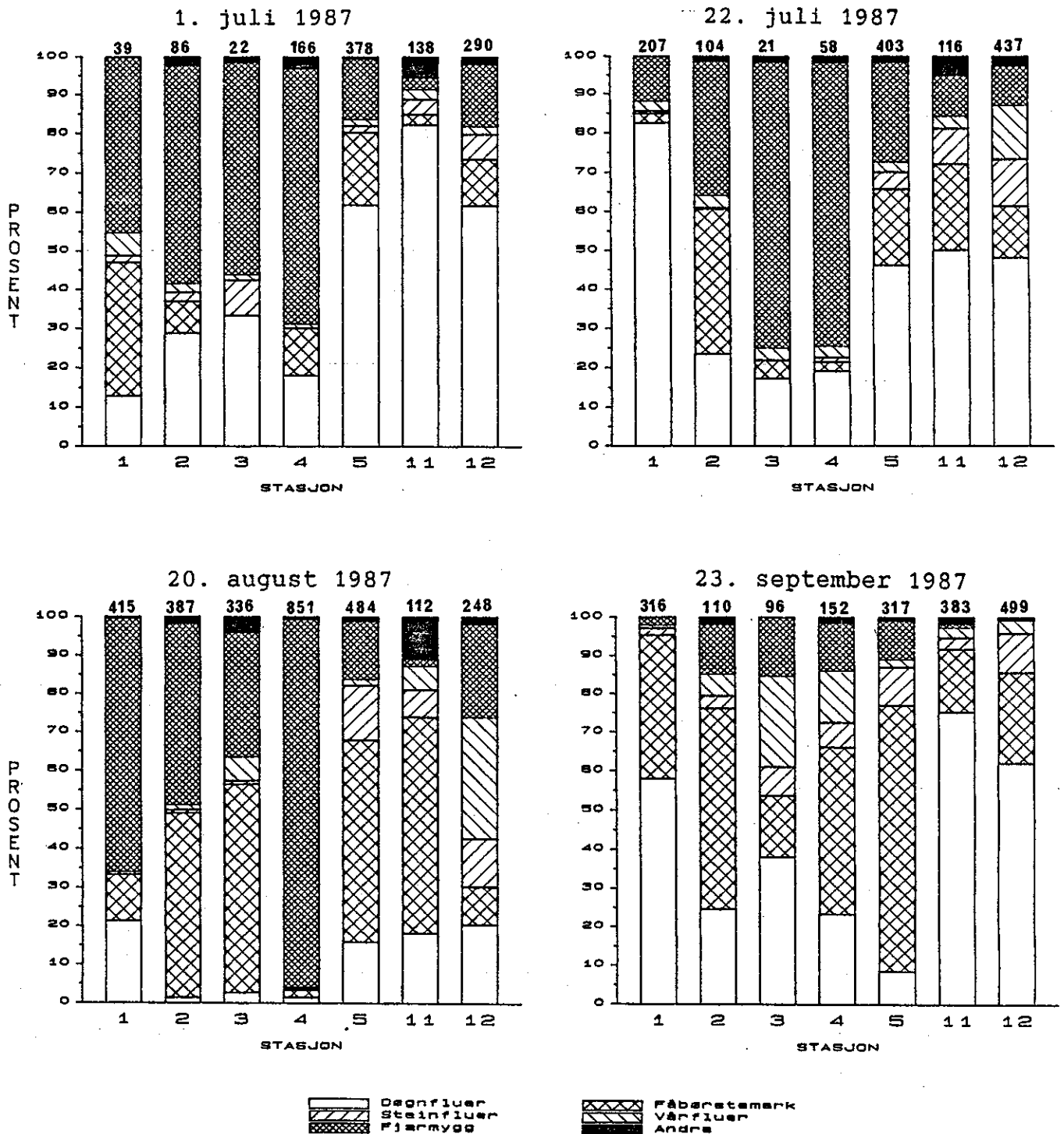


Fig. 8. Prosentvis fordeling av ulike grupper av bunndyr i Etna-Dokka vassdraget i 1987. Gjennomsnittlig antall dyr pr. 1 min. sparkeprøve er angitt.

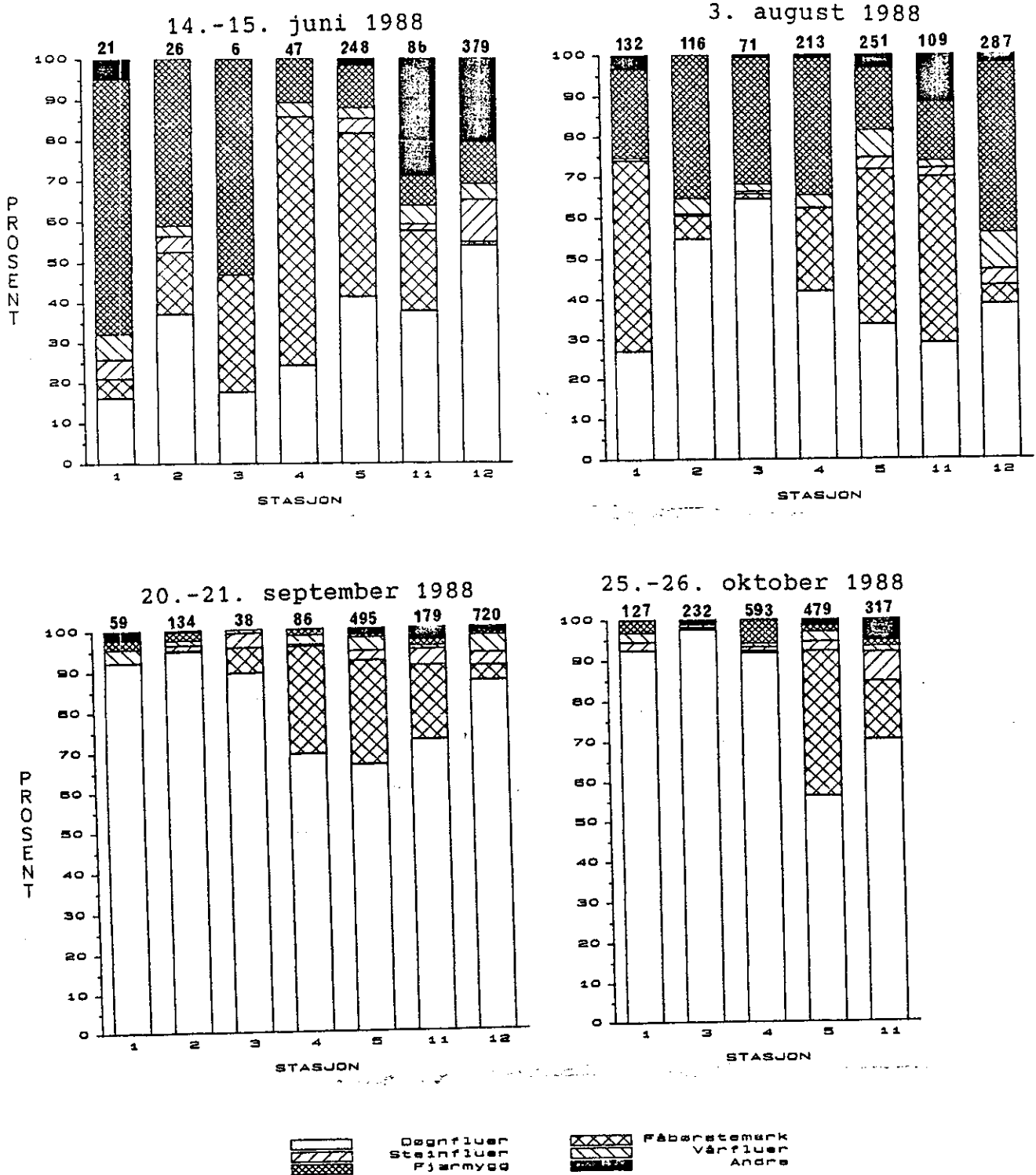


Fig. 9. Prosentvis fordeling av ulike grupper av bunndyr i Etna-Dokka vassdraget i 1988. Gjennomsnittlig antall dyr pr. 1 min. sparkeprøve er angitt.

observerert i Etna, om enn i mindre grad. Den store vannføringen i hele vassdraget langt ut mot slutten av juni har trolig generelt sett gitt døgnfluer dårlige forhold i 1987. Det er også interessant å merke seg at selv om det var sedimenttransport i 1986, var døgnflueantallet ikke synlig influert av dette, noe som skyldes at økt turbiditet begynte på en tid da klekking og første nymfestadier var avsluttet.

Totalt ble 14 døgnfluearter påvist i vassdraget. Blant døgnfluer var Baetis rhodani mest tallrik vår og høst, mens B. fuscatus var tallrik på flere stasjoner om sommeren (Tabell appendix). Artene Heptagenia dalecarlica, H. joernensis, Ephemerella aurivillii og B. subalpinus, ble registrert på nesten samtlige stasjoner og forekom på flere i stort antall. H. fuscogrisea og Leptophlebia marginata var sjeldne, og begrenset til en eller to stasjoner, mens de fleste av de øvrige artene var vanlige langs både Etna og Dokka. Et unntak var Ephemerella mucronata, som ikke ble registrert i Dokka ovenfor samløpet med Etna.

På stasjoner i Etna/Dokka ble det registrert 19 steinfluearter (Tabell appendix). Dominerende arter på de fleste stasjoner var Diura nanseni, Taeniopteryx nebulosa, Amphinemura borealis, A. sulcicollis, Capnia atra, C. pygmaea og Leuctra fusca. Ytterligere syv arter var vanlige gjennom hele vassdraget, mens fire arter kan karakteriseres som sjeldne.

De frittlevende vårfluer, Rhyacophila nubila, Polycentropus flavomaculatus, Ceratopsyche nevae og Artopsyche ladogensis dominerte vårfluesamfunnet i vassdraget (Tabell appendix). Totalt ble det registrert 14 taxa, men flere av disse ble bare funnet på et fåtall stasjoner. For eksempel var Psychomyia puisella begrenset til stasjon 4 og 5 nederst i Dokka.

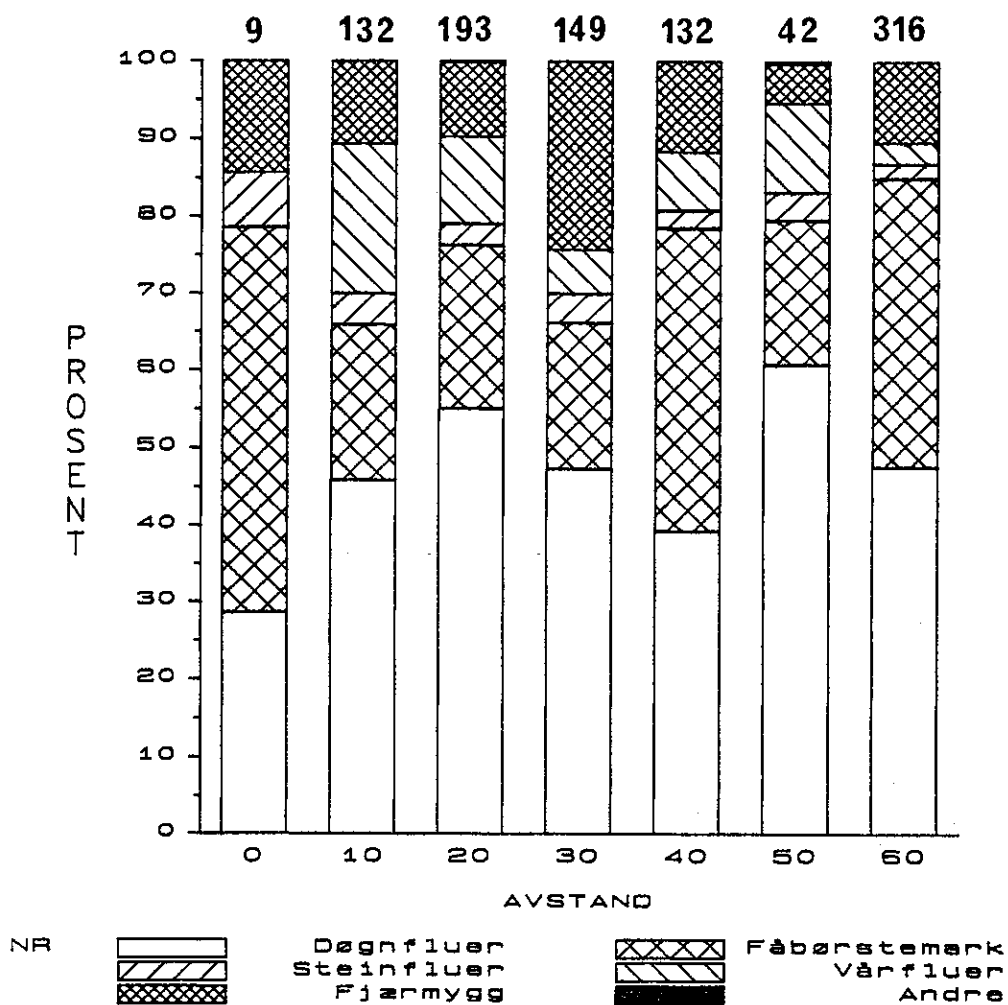


Fig. 10. Prosentvis fordeling av ulike grupper av bunndyr langs ett utvalgt transekt i Dokka elv ved Berg (st. 5) umiddelbart etter isløsning i mai 1988.

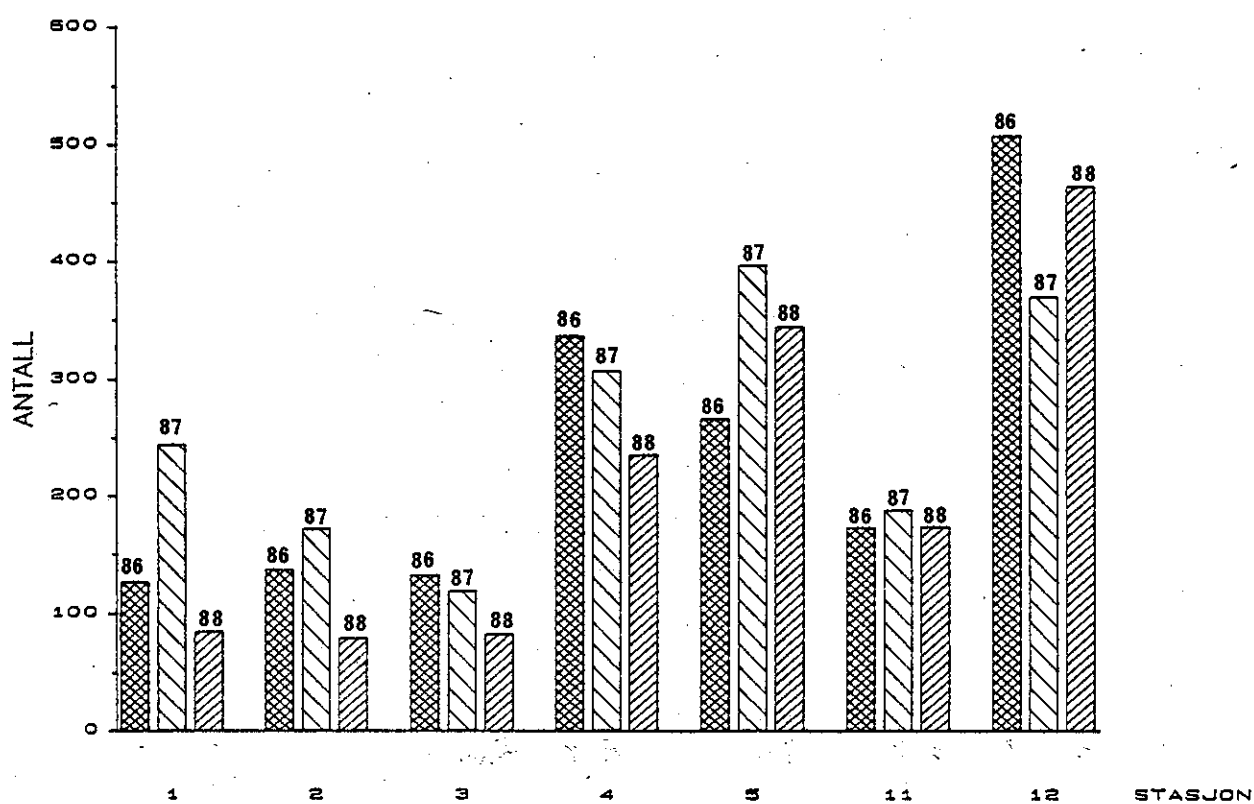


Fig. 11. Gjennomsnittlig antall bunndyr pr. et minutt sparkeprøve i 1986, 1987 og 1988 på stasjonene i Dokka (1,2,3), i Etna (11,12) og nedstrøms samløp Etna og Dokka (4,5).

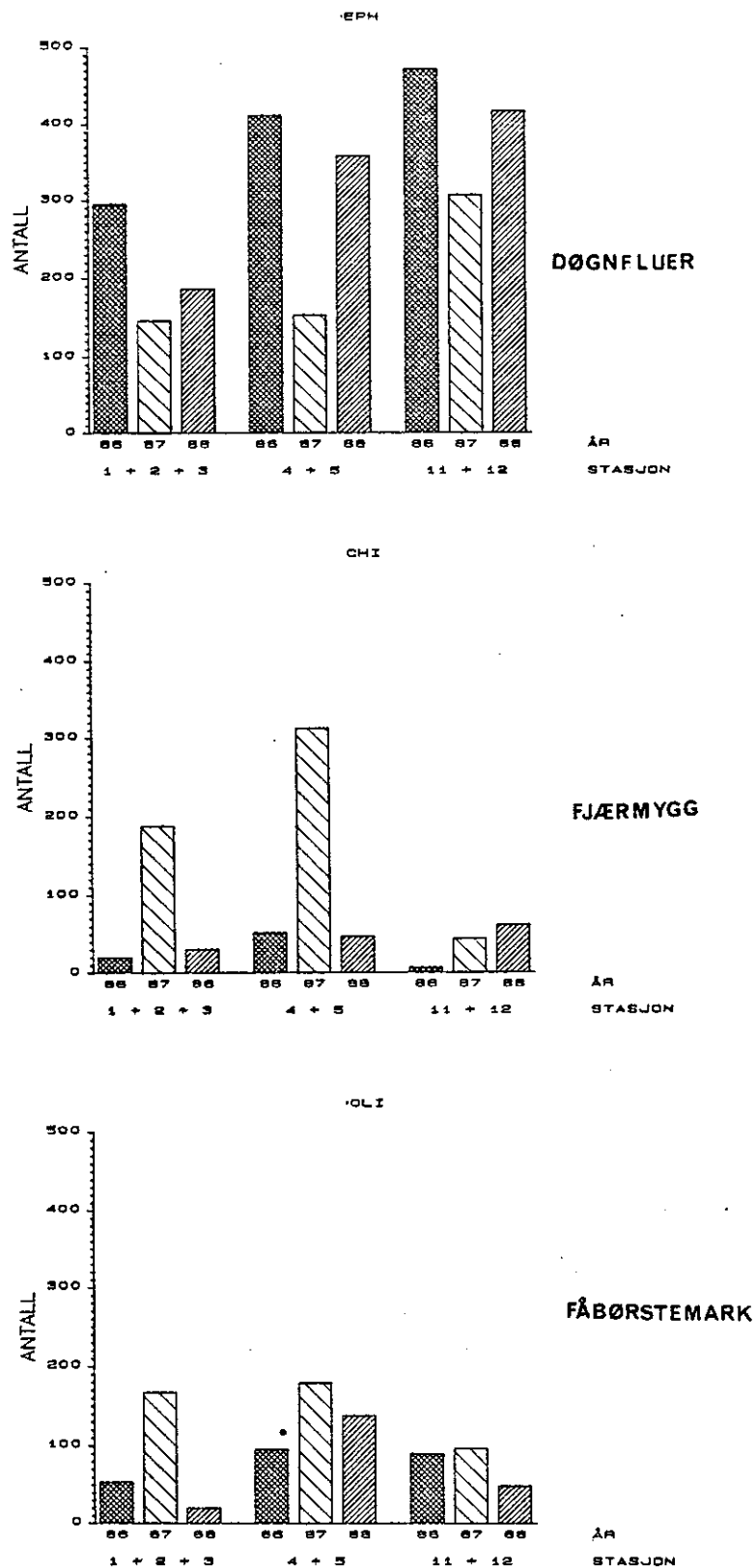


Fig. 12. Gjennomsnittlig antall døgnfluer (EPH), fjærmygg (CHI) og fåbørstemark (OLI) pr. et minutt sparkeprøve i 1978, 1986, 1987 og 1988 på stasjonene i Dokka (1,2,3), i Etna (11,12) og nedstrøms samløp Etna og Dokka (4,5).

Ni knottarter ble funnet i vassdraget (Tabell appendix). Arten Eusimulium vernum var mest utbredt, mens Prosimulium hirtipes gr., Eusimulium curvans, Simulium relictrum og S. tuberosum var tallrike på enkelte stasjoner.

Gyتهabitat hos strømsik

Sik gyter rogn direkte på bunnssubstratet. Det skjer ingen nedgraving slik som hos ørret. Rogna spres vilkårlig utover elvebunnen der gyteforholdene er tilfredsstillende, og klistrer seg fast til bunnssubstratet. Samtlige prøver er tatt om våren umiddelbart før klekking, og observert antall vil både være et uttrykk for gyteintensitet foregående høst, og overlevelse fra gytetidspunkt til tidspunkt for prøvetaking, dvs. overlevelse gjennom vinteren.

I Fig.13 er vist gjennomsnittlig antall rognkorn av sik i perioden 1980-1988 langs et transekt fra vestre til østre bredd (i m) ved Berg gård. Mens det i 1980 og 1981 gjennomgående ble observert under 50 egg pr. prøve, ble det i perioden 1982 og frem til 1988 observert et økende antall rognkorn generelt, og først og fremst konsentrert mot vestre bredd. Det må presiseres at 0 m er lokalisert til grenseområdet nær normal sommervannføring, dvs. der elvebunnssubstrat begynner.

Histogrammet viser stor variasjon fra år til år, og også fra de ulike deler av transektet innen hvert år. Det er påfallende hvordan antall rognkorn øker systematisk nær vestre bredd fra 1980-1987 noe som kan henge sammen med en endring av elveprofilet.

Antall rognkorn i tverrprofilet plottet mot endel sentrale miljøparametre kan angi hvilke forhold som er av betydning for den observerte fordelingen, selvom samvariasjon i seg selv ikke angir de avgjørende faktorer. Fig.14 er vist antall egg mot vanddyb slik de er observert i 1988. En tilpasning av kurven er sammensatt av flere regresjonslinjer. Et tydelig knekkpunkt

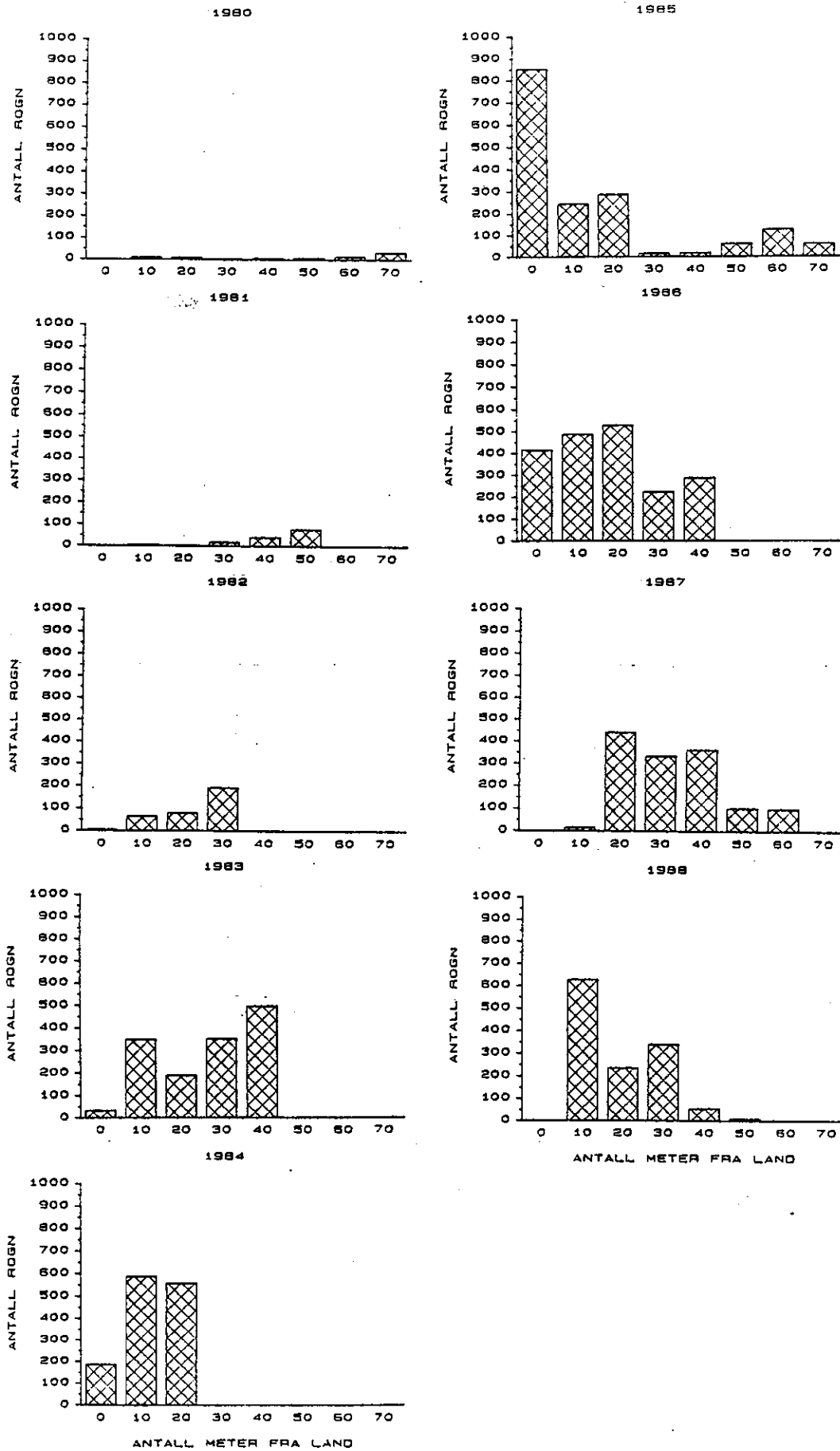


Fig. 13. Gjennomsnittlig antall rognkorn pr. roteprøve i Dokka elv umiddelbart før klekking i april i perioden 1980-1988.

fremkommer ved vanddyb ca. 0.32 m ved vannføring ved Kolbjørnshus på 13 m³/sek. Dette punktet angir trolig dyp for kontinuelig vanddekket areal gjennom vinteren. For grunnere områder i profilet antas økt dødelighet gjennom vinteren (isskuring, tørrlegging, frysing) å være årsaken til et lavere eggantall her. Videre er det tidligere vist av Oppland Energiverk i samme området at det under en bestemt vannføring ikke er samsvar mellom vanddekket areal og vannføring, idet isdemninger i profilet vil medføre at vann føres innunder isen også på grunnere områder i deler av vinteren.

Lengdefordeling av siklarver og ørretunger

Lengdefordeling av siklarver umiddelbart etter klekking er vist i Fig. 15. Lengde varierer fra 5.6-7.4 mm.

Lengdefordeling av totalmaterialet av ørretunger fra Dokka fra høsten 1986, 1987 og 1988 er vist i Fig. 16. I 1986 fremkommer årsungene (0+) av ørret med en klar topp i fordelingen, mellom 37 og 61 mm. De fleste var imidlertid større enn 45 mm, og gjennomsnittslengden av totalmaterialet av 0+ var høsten 1986 49 mm. Høsten 1987 ble det fisket både i september og november. Lengdefordeling av ørret fra begge månedene er samlet vist på Fig. 16. Materialet høsten 1987 besto av langt flere mindre fisk enn i 1986. Årsungene (0+) dominerte, men de var jevnt over mindre enn året før. De fleste var mellom 39 og 51 mm, og største 0+ målte 57 mm.

I september 1987 var gjennomsnittslengden for 0+ 42.2 mm og det fant sted en svak vekstøkning fram til november, da gjennomsnittslengden var 46.3 mm (Tabell 1). Gjennomsnittslengden av årsunger (0+) var høsten 1987 statistisk signifikant lavere enn året før. Dette skyldes at gjennomsnittslengden for fisk samlet nedenfor samløpet med Etna (Strekning II) er mindre (se Tabell 1).

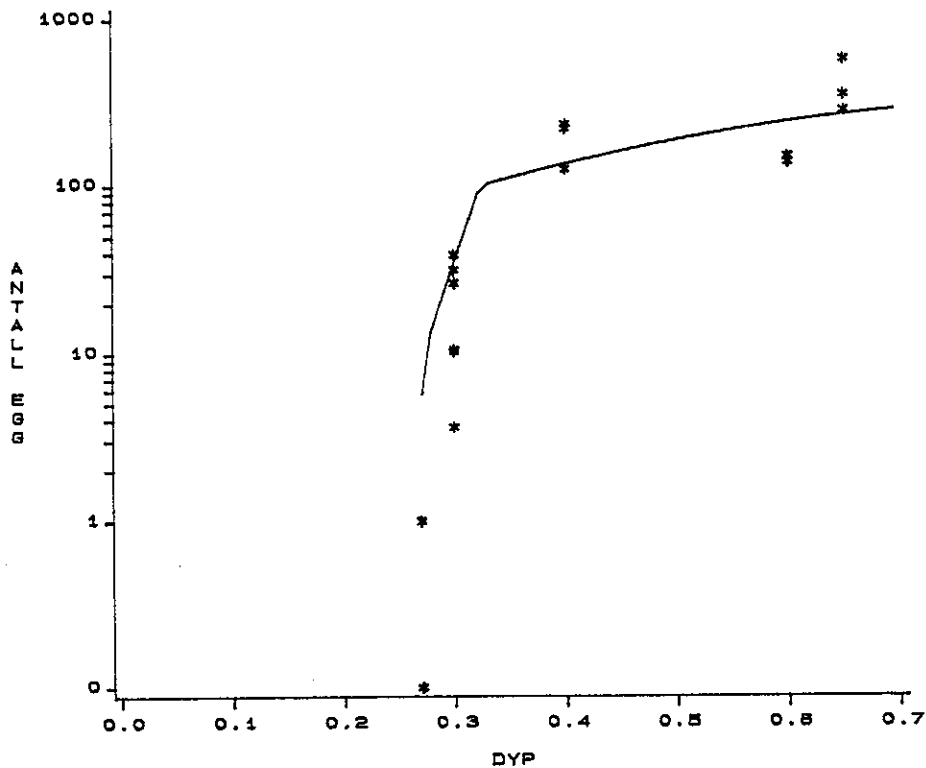


Fig. 14. Samvariasjon mellom antall egg observert i elveprofilen i Dokka i 1988 og vanddyp (relativt mål).

Høsten 1988 ble det fisket både i september og oktober. Materialet av fisk er slått sammen, og lengdefordeling av dette er vist på Fig.16. Årsunger (0+) dominerte i materialet. Disse var mellom 41 og 61 mm. Det ble også funnet relativt mange fisk mellom 63 og 90 mm, noe som tilsvarer alder 1+. I september var gjennomsnittslengden av ørretmaterialet 47.7 mm og det var ingen forskjell i lengde ovenfor og nedenfor samløp (Tabell 1). Fram til oktober økte gjennomsnittslengden svakt, og er da 51.2 mm. Dette er den høyeste gjennomsnittslengden hos ørret i den undersøkte perioden. Forskjell i gjennomsnittlig tilvekst

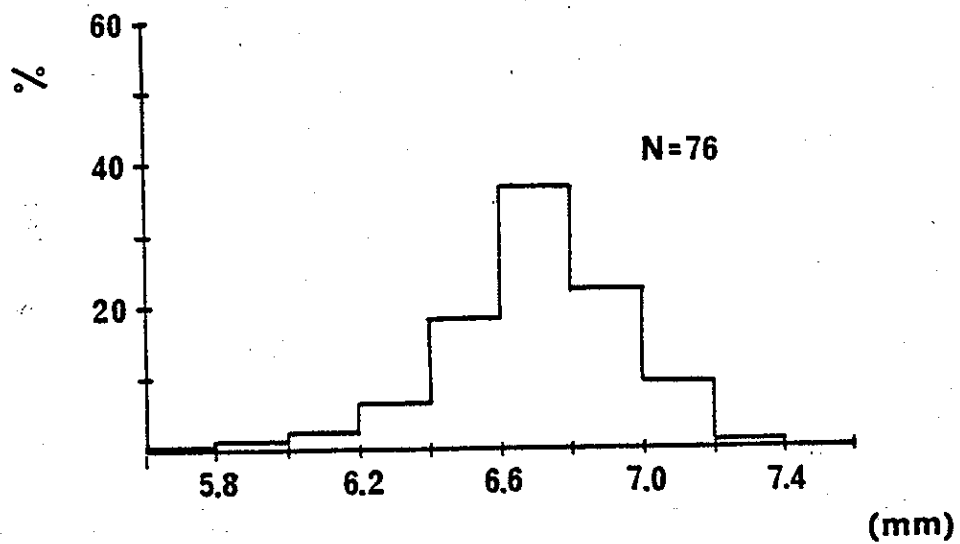


Fig. 15. Prosentvis lengdefordeling av drivende siklarver i Dokka.

Tabell 1. Gjennomsnittslengde i mm av ørret (0+) i Dokka elv og på ulike strekninger i oktober 1986. 95% konfidensintervall er angitt. Strekning I: Dokka, strekning II: Nedenfor samløp, strekning III: Etna.

| | 1986 | 1987 | | 1988 | |
|---------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | OKT. | SEPT. | NOV. | SEPT. | OKT. |
| TOTAL | 49.0 ± 0.8 | 42.2 ± 1.3 | 46.3 ± 0.9 | 47.7 ± 1.3 | 51.2 ± 1.2 |
| STREKNING I | 47.8 ± 1.6 | 45.6 ± 2.0 | 47.5 ± 8.1 | 47.4 ± 3.3 | - |
| STREKNING II | 49.1 ± 0.7 | 40.6 ± 1.5 | 46.2 ± 0.9 | 47.5 ± 1.3 | 50.4 ± 1.3 |
| STREKNING III | 51.4 ± 2.2 | 46.5 ± 6.5 | - | 57.0 ± - | 55.9 ± 2.5 |

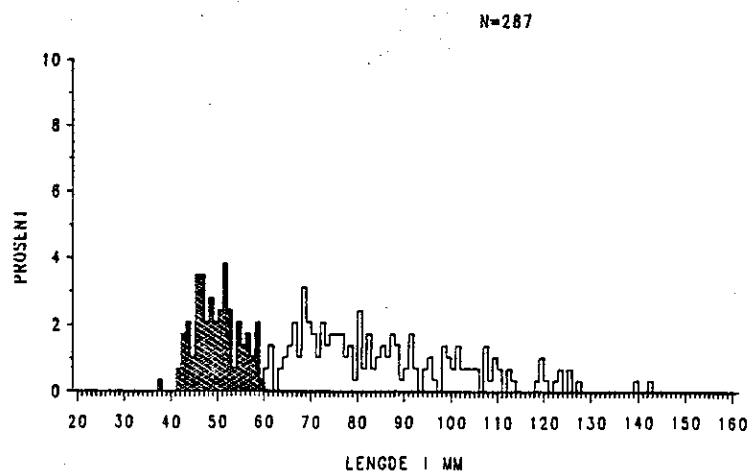
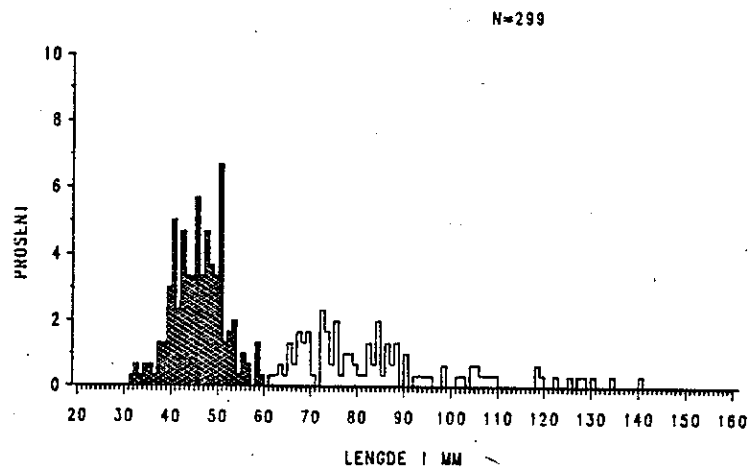
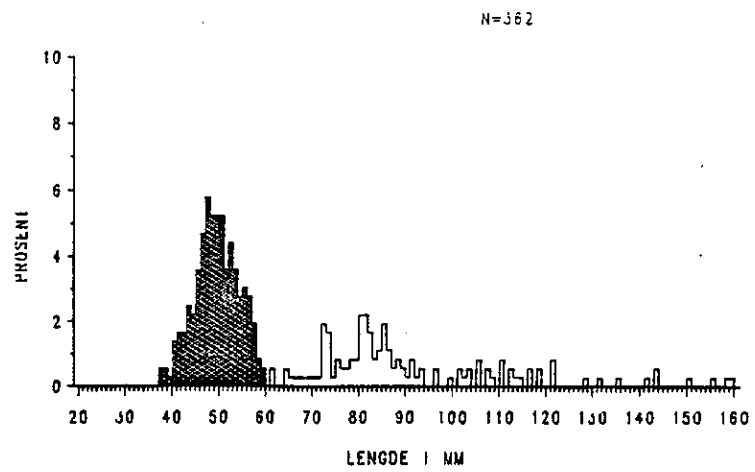


Fig. 16. Prosentvis lengdefordeling av ørretunger i Dokka høsten i 1986, 1987 og 1988. Årsunger (0+) er skravert.

mellom 1988 (høyeste) og 1987 (laveste) for årsunger er 0.5 cm, eller ca. 10%. Dette er ubetydelige forskjeller.

Materialet av ørret fra Etna (Strekning III) er ved enkelte anledninger relativt lite, men både i 1986 og i 1988 synes ørret her å ha bedre vekst enn i Dokka, selv om dette er vanskelig å dokumentere statistisk.

TETTHET AV ØRRETUNGER

Total beregnet tetthet av ørretunger i Dokka elv og på de ulike lokalitetene er gitt i Tabell 2.

Høsten 1986 ble den totale tetthet av ørret beregnet til 48.1 fisk pr. 100 m², beregnet som gjennomsnitt for samtlige stasjoner. Av dette utgjorde årsungene 32 ind./100 m² (ca. 65%). På tre av de fire stasjonene i Dokka ovenfor samløpet med Etna var tettheten av både årsunger og eldre ørret svært lik, men relativt lav, spesielt for 0+. For denne aldersgruppen varierte tettheten mellom 15 og 27 fisk/100 m². På den nederste lokaliteten på denne strekningen (stasjon 9) er tettheten av ørret svært lav (Tabell 2).

Nedstrøms samløpet varierer tettheten mye mellom stasjonene. Spesielt på den øverste delen av denne strekningen (stasjon 4) er tettheten høy, mens den avtar noe videre nedover.

I Etna ved Høljerast (stasjon 11) må tettheten av fisk karakteriseres som relativt høy, spesielt for årsunger.

Høsten 1987 er beregnet tetthet av fisk i Dokka langt lavere enn året før. Den gjennomsnittlige totale tetthet av ørret for alle stasjoner er for 1987 beregnet til 25 fisk/100 m² (Tabell 2). Reduksjon i tetthet fant sted både for årsunger og for eldre fisk, og for årsunger er reduksjonen større enn 50%. Med unntak av stasjon 6 og 9, der ingen endring påvises, reduseres tetthetene av årsunger på samtlige lokaliteter. På stasjon 3,

Tabell 2. Bestandtetthet (N) av ørretunger på lokaliteter i Dokka-vassdraget i oktober 1986. 0+: Årsunger. p: Fangbarhet. 95% konfidensintervall er angitt.

| Årsklasse | OKTOBER 1986 | | | SEPTEMBER 1987 | | | SEPTEMBER 1988 | | |
|---------------|----------------------|-------------|-----------|---------------------|-----------|----------|---------------------|-----------|-----------|
| | N/100m ² | 95 % | p | N/100m ² | 95 % | p | N/100m ² | 95 % | p |
| Stasjon 2 0+ | 20.4 | 18.9-22.1 | 0.72 | 10.6 | 10.6-10.6 | 0.87 | 1.0 | 1.0- 1.0 | 1.00 |
| | Eldre 17.6 | | 0.26 | 6.6 | 3.0- 9.1 | 0.57 | 10.4 | 9.0-12.0 | 0.65 |
| Stasjon 3 0+ | 27.5 | | 0.13 | 5.0 | 3.8- 6.7 | 0.65 | 0.9 | 0.9- 0.9 | 1.00 |
| | Eldre 18.0 | 15.3-21.2 | 0.61 | 17.4 | 14.3-21.0 | 0.59 | 0.9 | 0.9- 0.9 | 1.00 |
| Stasjon 8 0+ | 15.5 | | 0.22 | 1.5 | | | 5.1 | 0.0-12.0 | 0.41 |
| | Eldre 19.0 | 15.1-23.3 | 0.60 | 17.2 | 17.2-17.2 | 1.00 | 16.1 | 16.0-16.0 | 0.85 |
| Stasjon 9 0+ | 2.9 | 2.9-2.9 | 1.00 | 1.0 | 1.0- 1.0 | 1.00 | 0.0 | | |
| | Eldre 1.0 | 1.0-1.0 | 1.00 | 1.0 | 1.0- 1.0 | 1.00 | 0.9 | 0.9- 0.9 | 1.00 |
| Stasjon 4 0+ | 322.9 | 197.2-450.0 | 0.33 | 51.8 | 25.8-78.8 | 0.38 | 2.8 | 2.8- 2.8 | 1.00 |
| | Eldre 32.6 | 25.0-38.9 | 0.61 | 4.7 | 3.0- 6.1 | 0.71 | 0.9 | 0.9- 0.9 | 1.00 |
| Stasjon 6 0+ | 39.9 | 36.4-42.9 | 0.71 | 38.7 | 33.0-44.0 | 0.59 | 26.8 | 2.3-51.7 | 0.32 |
| | Eldre 18.5 | 16.9-19.5 | 0.75 | 17.6 | 10.0-25.0 | 0.47 | 18.8 | 17.2-20.7 | 0.73 |
| Stasjon 5 0+ | 12.3 | 10.9-14.1 | 0.68 | 1.0 | 1.0- 1.0 | 1.00 | 4.0 | | |
| | Eldre 22.4 | 20.7-25.0 | 0.70 | 4.0 | 4.0- 4.0 | 1.00 | 32.3 | 24.1-39.8 | 0.53 |
| Stasjon 7 0+ | 39.2 | 25.3-53.0 | 0.45 | 20.5 | 16.2-24.8 | 0.57 | 12.4 | 9.7-14.5 | 0.59 |
| | Eldre 23.0 | 22.9-24.1 | 0.86 | 14.6 | | 0.20 | 4.9 | 4.2- 5.5 | 0.78 |
| Stasjon 10 0+ | 35.1 | 31.8-37.6 | 0.70 | 21.0 | 12.1-30.3 | 0.49 | 9.5 | 8.0-10.7 | 0.75 |
| | Eldre 17.7 | 17.6-17.6 | 0.88 | 30.6 | 28.8-31.8 | 0.78 | 36.0 | 32.0-40.0 | 0.67 |
| Stasjon 11 0+ | 31.4 | 23.3-40.0 | 0.54 | 2.0 | | | 1.9 | 1.9- 1.9 | 1.00 |
| | Eldre Etna 8.4 | 8.3- 8.3 | 0.82 | 17.6 | 5.2-30.9 | 0.38 | 5.6 | 5.6- 5.6 | 1.00 |
| TOTALT 0+ | 32.1 | 29.5-34.8 | 0.51 | 14.8 | 13.3-16.3 | 0.54 | 6.7 | 5.5- 7.8 | 0.51 |
| | Eldre | 16.0 | 15.4-16.6 | 0.70 | 10.5 | 9.8-11.1 | 0.64 | 10.8 | 10.3-11.3 |

* I 1987 er resultatene fra stasjon 6 og 7 fra november.

8, 4, 5 og 11, er tetthetsreduksjonene dramatiske. Mengden eldre fisk reduseres også på noen stasjoner.

Reduksjonen i mengde ungfisk fortsetter i 1988. Total beregnet fisketetthet er nå 17 fisk/100 m² (Tabell 2). Av dette utgjør årsunger ca. 7 fisk/100 m², d.v.s. en ytterligere reduksjon i tetthet på ca. 50%. Mengden eldre fisk er imidlertid ikke endret sammenliknet med året før. Reduksjon av mengden årsunger var størst på stasjon 2, 4, 7 og 10. På stasjon 4 må nedgangen karakteriseres som svært dramatisk. På noen stasjoner øker mengden fisk sammenliknet med 1987.

En lokalitet, stasjon 6, har hatt påfallende stabil fisketetthet i hele perioden, og verken for årsunger eller eldre fisk er endringene mellom årene 1986, 1987 og 1988 signifikante. Denne lokaliteten er benyttet som kontroll mot lokaliteter preget av vann fra Dokka elv. Selvom st. 6 ligger nedenfor samløpet, er vannet her fullstendig dominert av Etnavann, mens st. 4, som ligger noe lenger opp (200 m) og på den andre siden av elva, fullstendig er preget av Dokkavann. Både i november 1987 og september 1988 ble endel av de samme lokalitetene som ble undersøkt i september kontrollfisket, fordi endringene begge år var store sammenliknet med året før. Tetthetene innenfor samme år var svært like og ikke signifikant forskjellige.

Populasjonsstruktur hos strømsik

Empirisk vekst for hunner og hanner av strømsik fanget i Dokka elv under gytevandring er samlet for perioden 1977-1988 vist i Fig. 17. Lengden ved kjønnsmodning ved alder 3 år er 30.5 cm for hanner og 31.0 cm for hunner. Etter kjønnsmodning viser hanner noe dårligere vekst gjennom hele livsperioden.

Veksten stagnerer for begge kjønn etter kjønnsmodning. Da hunner og hanner har forskjellig dødelighet er kjønnene holdt adskilt også når det gjelder alderssammensetning, for hanner og hunner vist i henholdsvis Fig. 18 og Fig. 19.

Av materialet for hanner ble det ikke påvist eldre fisk enn 21 år, men det var bare jevnt med observasjoner av hannsik opp til alder 14. For hunner var individer jevnt spredt opp til 21 år tilstede, men det ble imidlertid påvist hunner helt opp til alder 33 år. Hannene inngår i fangstene vanligvis fra 3 års alder, hunnene i større grad fra 4 års alder. Dette gjenspeiler forskjellig lengde ved kjønnsmodning for de to kjønn, der hannene er noe større enn hunnene, og der en større andel er kjønnsmodne ved alder 3 år.

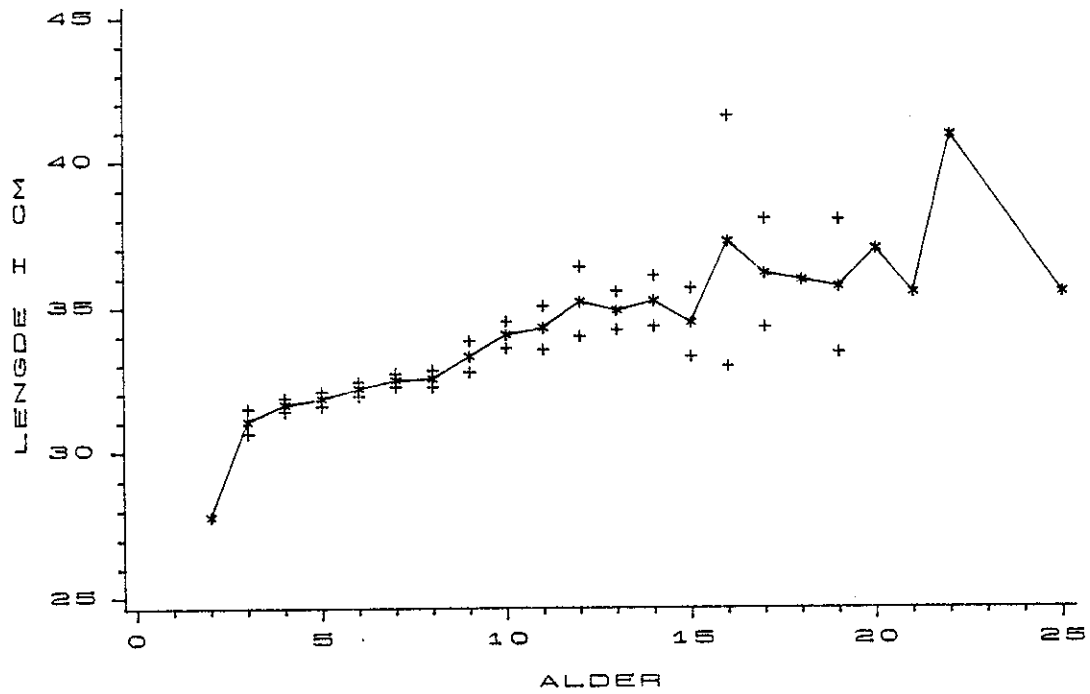


Fig. 17. Empirisk vekst for hunner (øverst) og hanner av strømsik fanget med not på gytevandring i Dokka elv (Berg) i perioden 1977 - 1988.

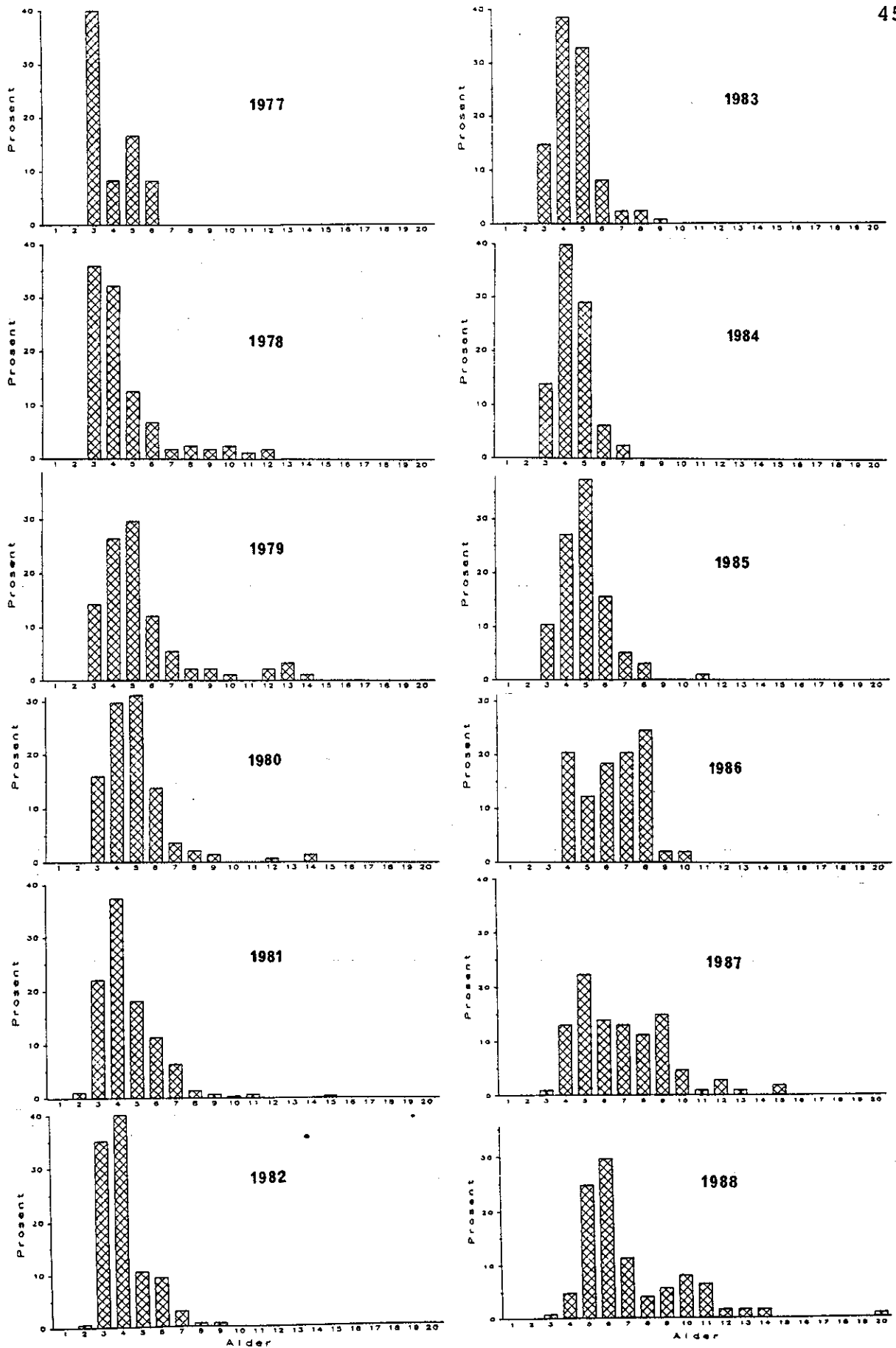


Fig. 18. Prosentvis aldersfordeling av hanner av strømsik på gytevandring fanget med not i Dokka elv (Berg) i perioden 1977-1988.

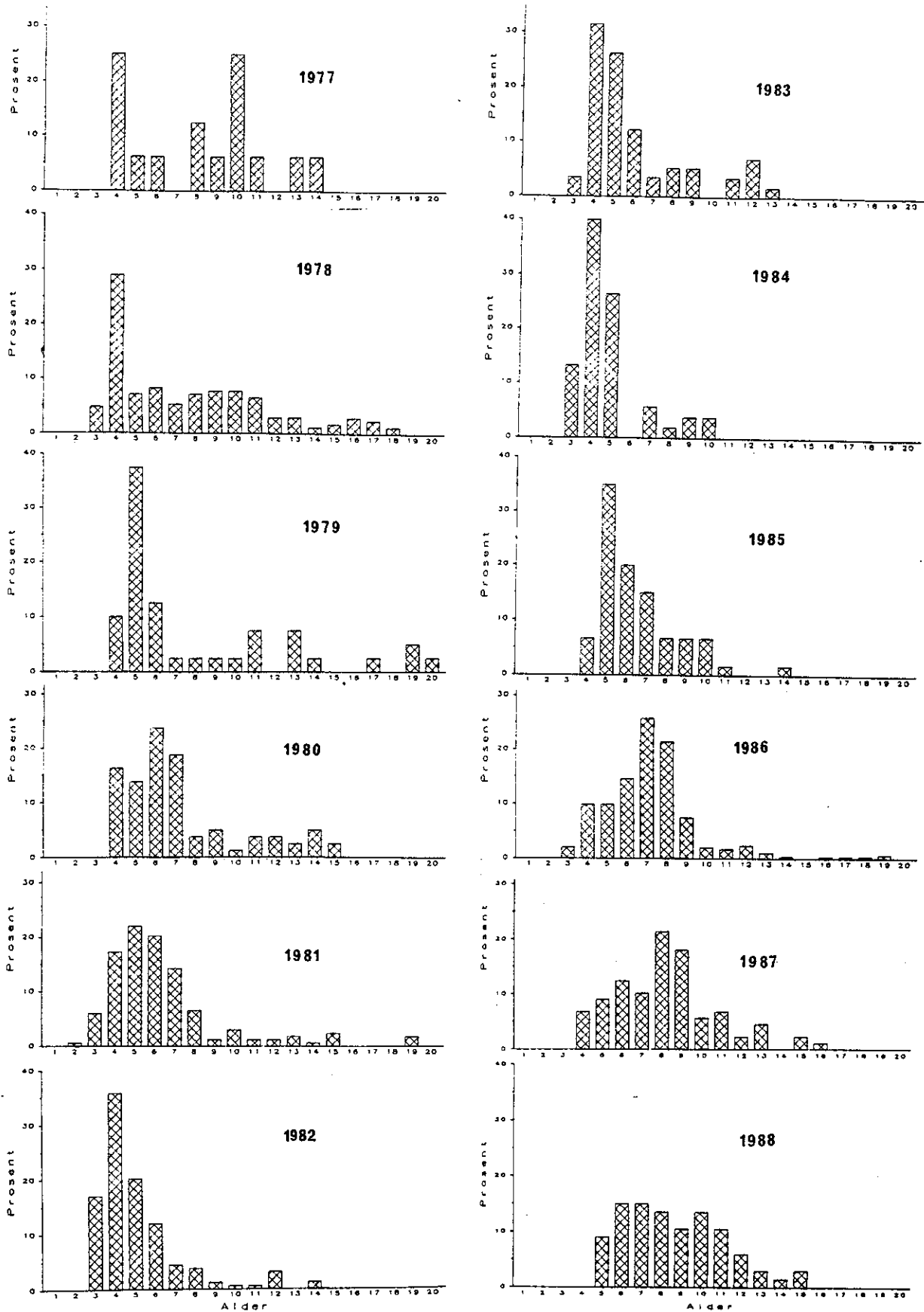


Fig. 19. Prosentvis aldersfordeling av hunner av strømsik på gytevandring fanget med not i Dokka elv (Berg) i perioden 1977-1988.

Imidlertid er total dødelighet større for hanner enn for hunner, og hanner eldre enn 7 år utgjør bare en svært liten del av materialet, unntatt for 1986. For hunner er det aldersgruppen 4-7 år som utgjør hoveddelen av materialet de fleste år, men andelen eldre enn 7 år er for hunner betydelig større, og angir en lavere total dødelighet.

I det foreliggende materialet forekommer til en viss grad systematisk dominans av sterke og svake årsklasser, slik det ofte kan observeres i pelagiske fiskebestander og der sterke årsklasser for enkelte år kan følges. 3-åringer i 1977 antas å være en slik sterk årsklasse, altså strømsik klekket våren 1975. Blant hanner dominerer disse fangstene i 1977, mens hunnene som nevnt oppnår kjønnsmodning et år senere og først inngår i fangstene fra 1978 som 4-åringer, også her som en sterk årsklasse. Fra 1978 til 1980 kan 1975 årsklassen følges som en sterk årsklasse for begge kjønn, som 5-åringer i 1979 og som 6-åringer i 1980. På samme måte synes 1979 årsklassen relativt sterk, og fremkommer som dominerende i fangstene som 4-åringer i 1983.

For bedre å illustrere årsklassestyrke er den prosentvise andelen av årsklassene 3 - 7 for hele tidsperioden 1977 - 1988 vist for hunner og hanner i Fig.20. For endel sentrale aldersgrupper er det for begge kjønn syklisk variasjon, spesielt for fisk eldre enn 4 år. For 3 og 4 år gammel fisk er syklisk variasjon i deres andel av materialet ikke påviselig.

Variasjon av periodisk karakter gjenspeiles også i lengde- og vektforhold. I Fig. 21 er vist gjennomsnittslengde for årsklassene 3, 4 og 5 år for hunner og hanner (separat) i tidsperioden 1977 - 1988, og likedan gjennomsnittsvekt i Fig. 22. Hovedmønsteret over den undersøkte tidsperioden er at gjennomsnittslengden er redusert for begge kjønn og for alle de presenterte årsklasser. Parallelt er gjennomsnittslengden redusert. Utover dette hovedmønsteret er det tydelig tilstede en variasjon som ytrer seg ved at observert gjennomsnittslengde i materialet var stor i 1977-78, mindre i 1980-83, noe høyere i

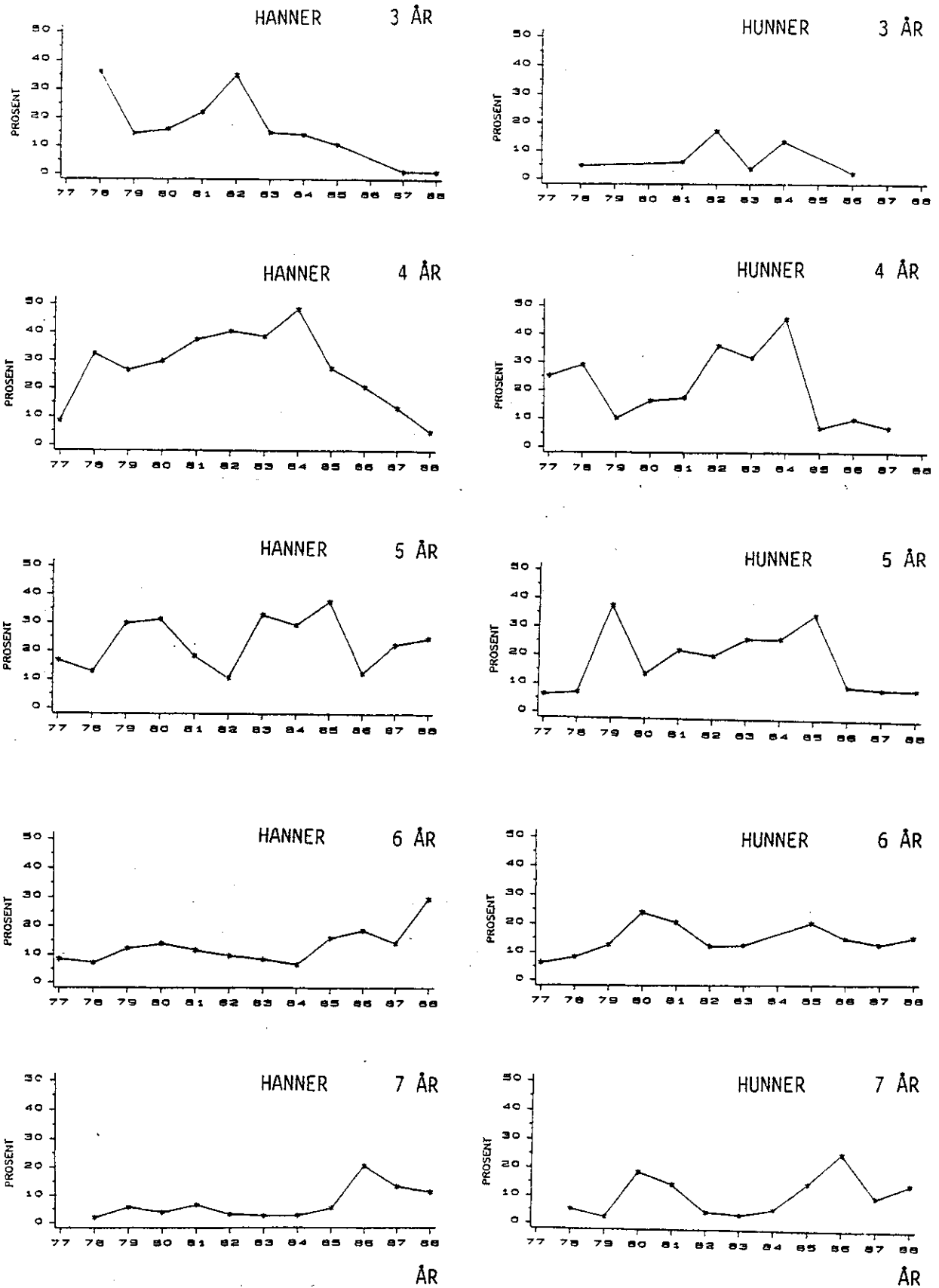


Fig. 20. Prosentvis andel av hver årsklasse for hunner og hanner av strømsik tatt på gytevandring i Dokka i tidsperioden 1977-1988 for aldersgruppene 3-7 år.

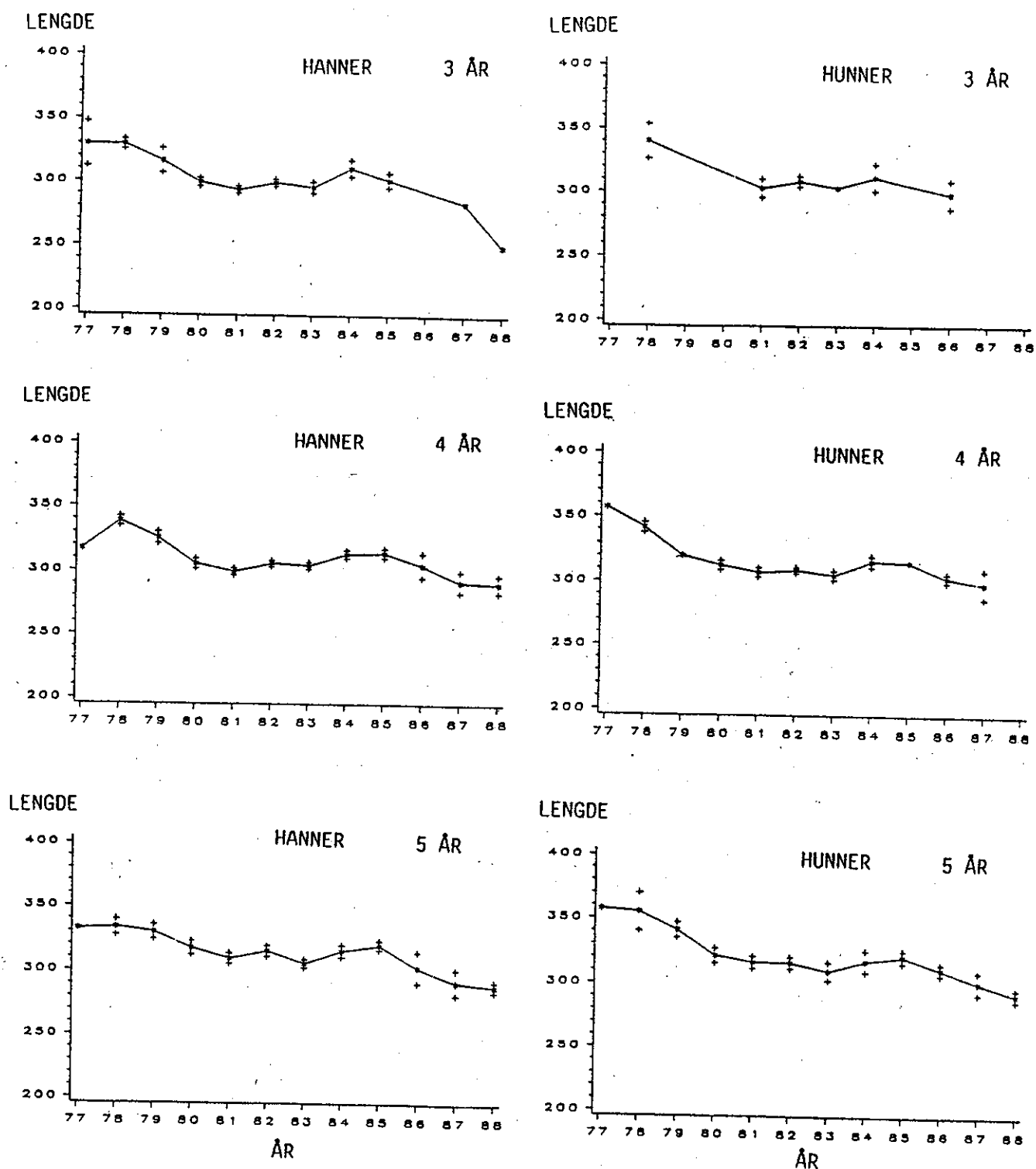


Fig. 21. Observert gjennomsnittslengde (95% konfidens intervall) av hunner og hanner av strømsik tatt på gytevandring i Dokka i tidsperioden 1977 -1988 for aldersgruppene 3-5 år.

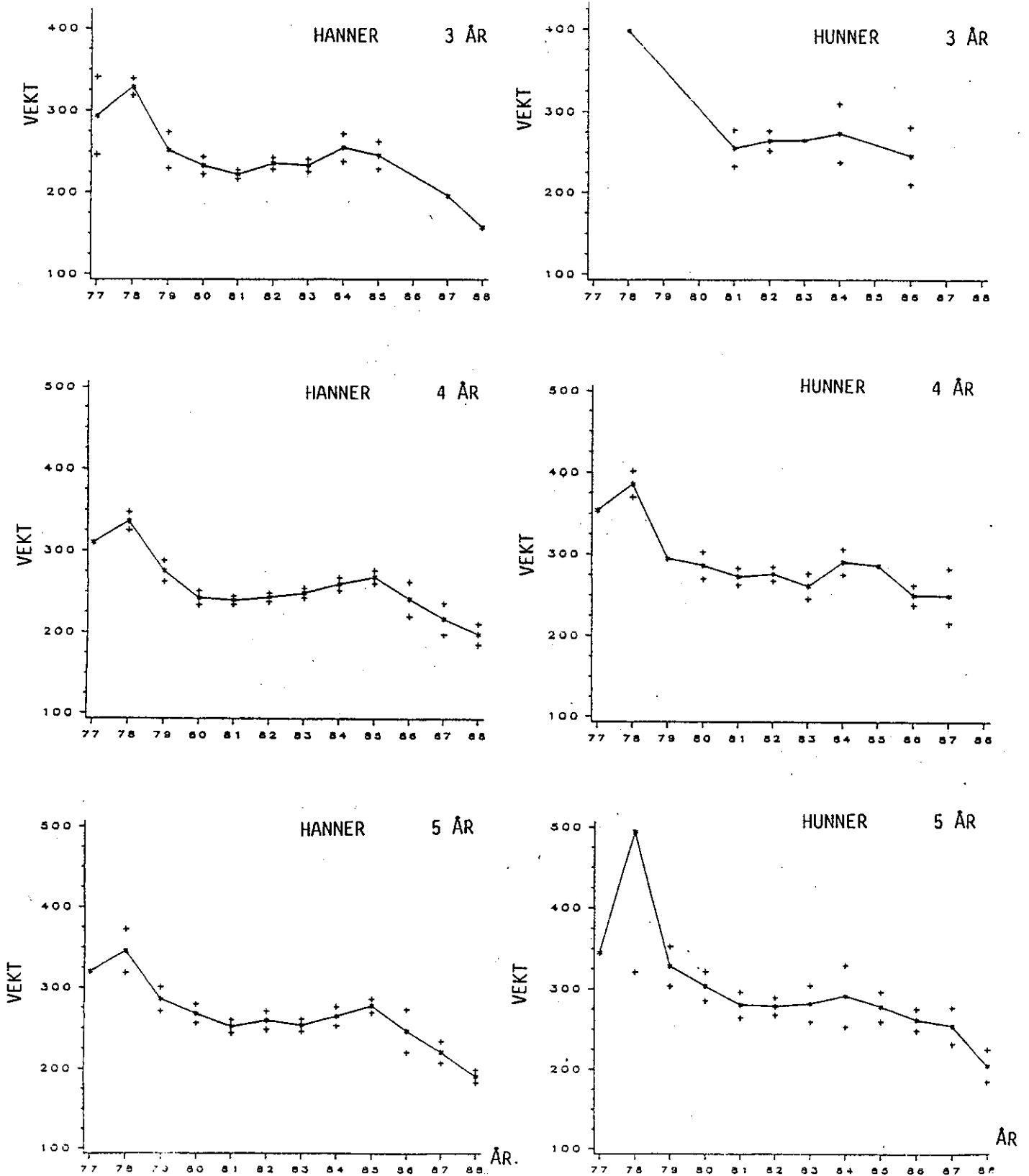


Fig. 22. Observert gjennomsnittsvekt (95% konfidens intervall) av hunner og hanner av strømsik tatt på gytevandring i Dokka i tidsperioden 1977 -1988 for aldersgruppene 3-5 år.

1984-85 og igjen deretter mindre. Variasjonen gir seg tildels dramatiske utslag i observert gjennomsnittvekt, der vekten for hunner i 1978 var ca. 340 gr, ca. 250-260 gr i 1980-83, stigende til ca. 290 gr i 1985 for så å synke regelmessig til ca. 200 gr i 1988.

Vekstmønsteret for strømsik fanget i Dokka elv bekrefter at strømsik inngår i de ordinære fangstene under oppfløfiske i selve Randsfjorden (Styrvold og medarb. 1981). Merking av 998 strømsik i 1978 på gyteplasser i Dokka elv ga fangster i etterfølgende år i selve Randsfjorden fra Røykenvika og nordover. Dette bekrefter de indikasjoner som vekstmønsteret gir. Videre inngår sik merket i 1978 i fangstene over flere år, og siste merkete sik ble fanget i 1985. Resultatene sannsynliggjør årlig gyting fra gytemoden alder, og at tilveksten etter kjønnsmodning er minimal.

Av totalt 998 merkete sik ble 141 gjenfanget. Dette tilsvarer en gjenfangstprosent på 14.1%. I perioden fra merking til gjenfangst ble det ikke påvist individuell lengdeøkning. Minste alder på sik ved merketidspunkt er 3 eller 4 år, da dette er alder ved kjønnsmodning. Minste alder på gjenfanget sik vil fram til 1985 være 10 eller 11 år. Dette bekrefter at aldersfordelinger på strømsik vil strekke seg minst opp til 10-11 år. Dette samsvarer med den aldersbestemmelse som er foretatt på grunnlag av otolitter.

Ekkogrammer

I Fig. 23 er vist ekkogrammer fra 1986 og 1987 fra nordlig del av Randsfjorden i det sentrale basseng syd for Land sag. Opptakene er begge år gjort etter mørkets frambrudd i september i den periode da strømsik er begynt gytevandring mot nordlig del av innsjøen og er på vandring mot gyteområder i Dokka elv. Det er i både 1986 og 1987 påvist meget store tettheter av fisk i hele det sentrale området mellom det grunne deltaområdet ved utløpet av Dokka elv og syd til Fluberg bro. For området som

helhet var den horisontale fordelingen av fisk meget jevn. Det er imidlertid tydelig at fisken ikke oppholder seg i de grunnere nordlige områder mot deltaområdet eller nær littorale områder, men synes å foretrekke det mer sentrale basseng der totaldypet er mer enn ca. 10 m. Både i 1986 og 1987 ble fisk observert i spesielt store tettheter der totaldypet var 25 - 35 m. Imidlertid viser ekkogrammet at fisk ikke ble observert i nevneverdig grad under ca. 25 m, selvom totaldypet var betydelig større.

Mellom Land sag og selve deltaområdet er bassenget preget av relativt grunne områder med to klart definerte dypområder, som utgjør dypålene fra Dokka elv. I dette området ble det kun observert fisk i disse dypere områder, noe som klart indikerer at fisk følger disse under oppvandring til elv.

Relativ størrelsesfordeling

Prosentvis fordeling av ekkosignalstyrke langs transekter i Randsfjorden nord for Fluberg bro i september 1986 og 1987 viser at fisk representert ved $\text{dB} = -38$ er hyppig observert. Etter formelen: $\text{TS} = 20 \cdot \log L - 68$ vil $\text{dB} = -38$ representere fisk med størrelse ca. 30 cm. Da gytemetoden strømsik nettopp har denne størrelsen, antas det at opptakene representerer strømsikbestanden.

Denne tolkningen styrkes ved at opptak gjort i begynnelsen av august 1986 viser lavere frekvens av stor fisk. Dette må antas å henge sammen med at gytevandring ennå ikke er begynt, og at forekomst av sik i nordlig del av Randsfjorden derfor er lavere enn nærmere gytetiden.

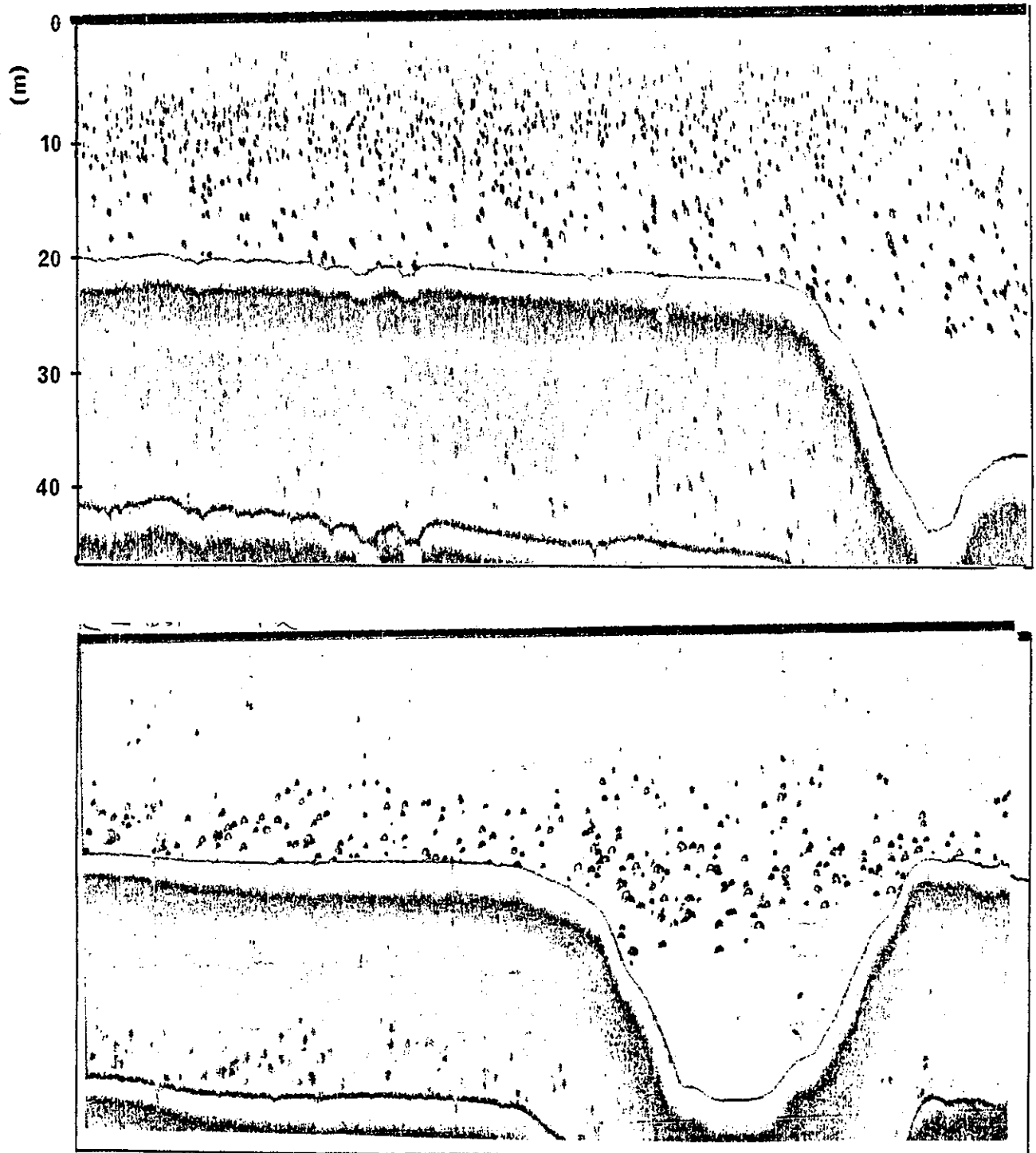


Fig. 23. Ekkogram langs transekter i Randsfjordens nordlige del ut fra Land Sag tatt opp etter mørkets frambrudd i september 1986 og 1987. Dette er umiddelbart før hovedtyngden av strømsikbestanden vandrer opp i Dokka elv.

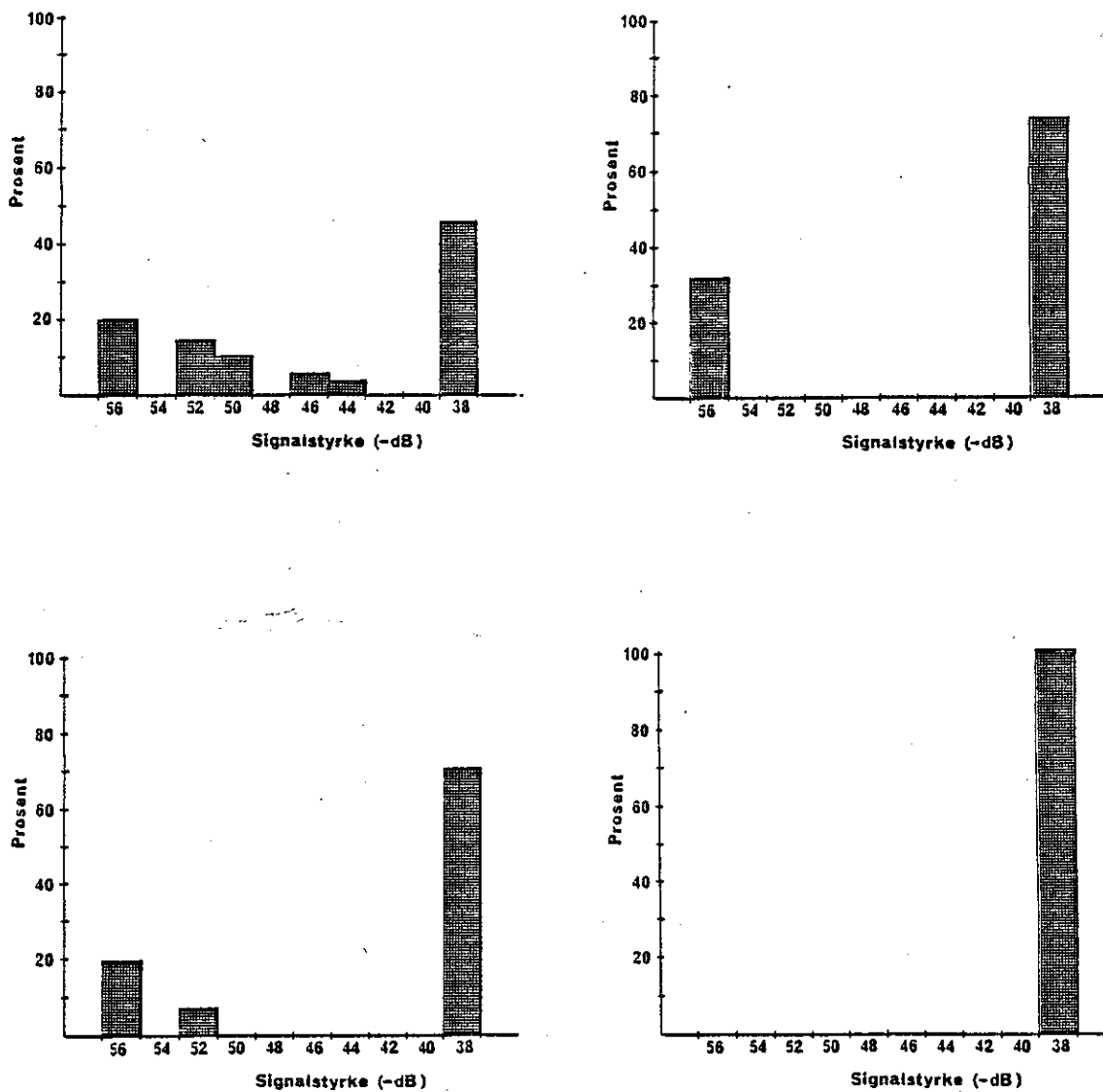


Fig. 24. Prosentvis fordeling av ekkosignalstyrke i nordlige del av Randsfjorden i 1986 umiddelbart før strømsiken vandrer opp i Dokka elv. dB -42/-38 reflekterer fisk på ca. 30 cm, og er her representert nettopp ved sik på gytevandring.

Det er midlertid et stort innslag av dB-verdiene 56,54 og 52, og disse dB-verdiene er først og fremst knyttet til dybdesjikt noe nærmere overflaten, og antas å representere krøkle og tildels rekrutter av sik.

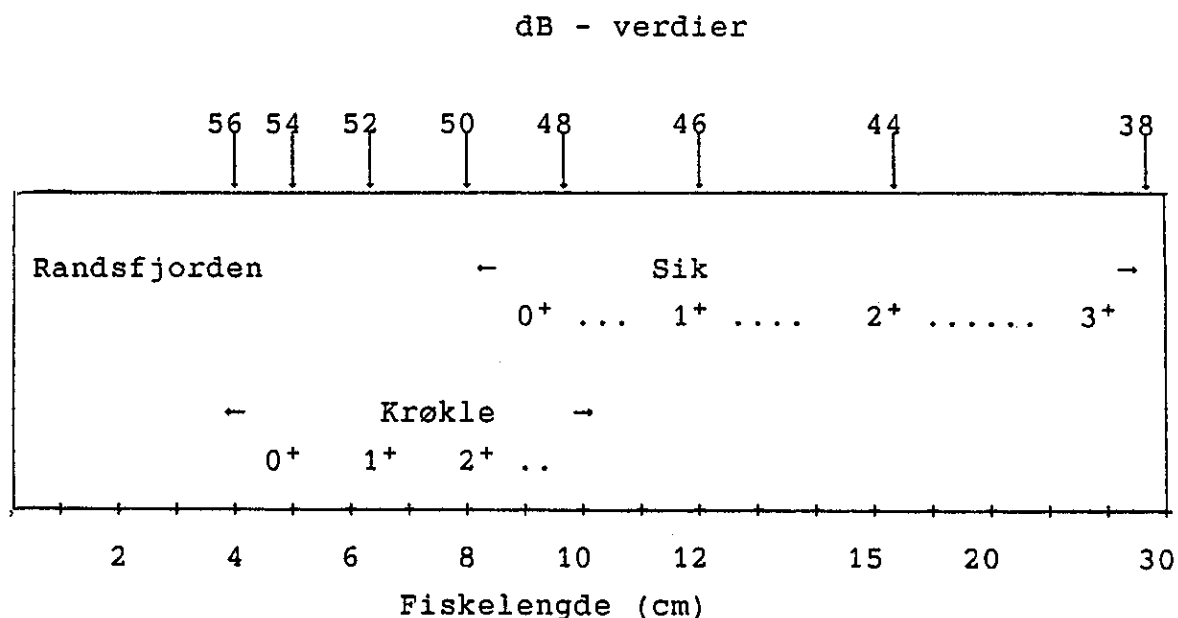


Fig. 25. Sannsynlig størrelsesfordeling av pelagiske arter i Randsfjorden registrert med ekkolodd i nordlig del i august/september 1986 og 1987. dB-verdier for de respektive fiskelengder er basert på regresjon lengde/dB-verdier gitt av (Lindem og Sandlund 1984).

I Fig. 25 er det vist en generalisert oversikt over lengdefordelingen av fisk som dominerer det pelagiske samfunnet i Randsfjorden. De angitte dB verdier med korresponderende fiskelengde i cm er basert på regresjonen gitt av Lindem og Sandlund (1984).

Vertikal fordeling av fisk

Det er foretatt videre analyse av ekkosignaler for mer eksakt beregning av antall fisk i ulike dybdesjikt. I Fig. 26 (fisk større enn ca. 20 cm), Fig. 27 (ca. 10 - 20 cm) og Fig. 28 (mindre enn ca. 10 cm) er vist vertikalfordeling av fisk observert ved ekkointegrering langs transekter i hovedbassenget nord for Fluberg bro for tre lengdegrupper. Det er valgt å presentere analyser fra så lange transekter som mulig fra det sentrale området.

For 4.8.1987 og 3.9.1986 er vist resultater fra dag og natt. For fisk over ca. 20 cm vil det hovedsakelig være sik som er observert. De tidligste ekkoanalyser er foretatt 4.august, og viser liten forekomst av sik, trolig fordi siken ennå ikke har begynt gytevandring av betydning. I begynnelsen av september 1987 og videre 24.9. samme år er tettheten av sik betydelig i hele området. Vertikalfordeling av mottatte ekkosignaler viser at siken er konsentrert til dybdesjiktet mellom overflaten og ca. 25 meters dyp. Dypere enn ca. 25 meter er det nesten ikke observert sik.

For mellomstor og liten fisk er det små forskjeller i observert tetthet mellom 3. august og senere i sesongen, noe som forsterker utsagnet om at stor fisk er gytesik. Mellomstor og liten fisk er også konsentrert til områder noe nærmere overflaten, og lite fisk er observert dypere enn ca. 15 m.

Ekkointegrert fisketetthet/biomasse

Det totale antall beregnede fisk langs transektene i den nordlige delen av Randsfjorden nord for Fluberg bro er vist i Tabell 3. Antallet varierte fra 754 til 2806 fisk ha^{-1} . Langs transektene var antallet relativt jevnt, og antas å være representative for området i de perioder opptak er utført.

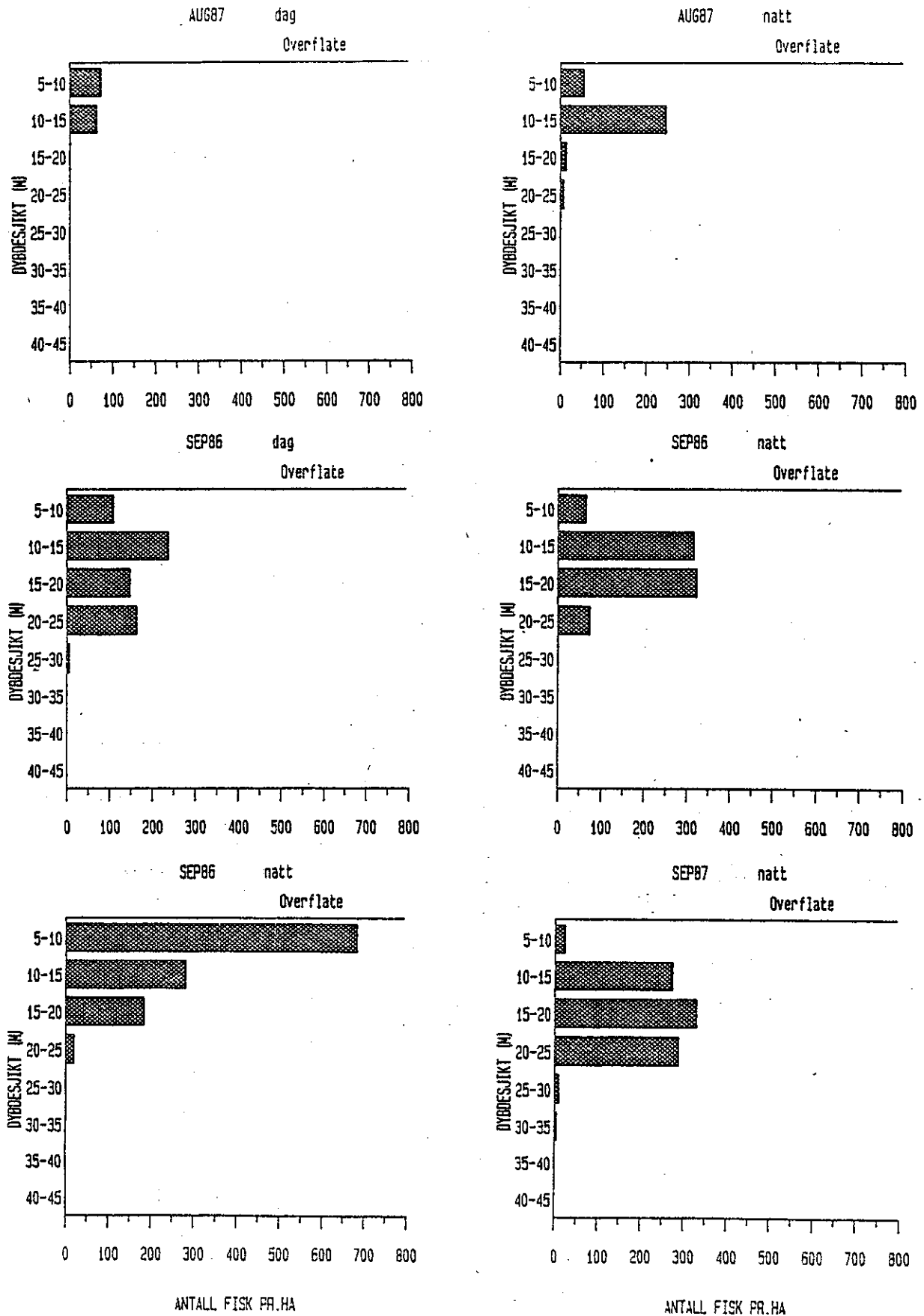


Fig. 26. Dybdefordeling av fisk større enn ca. 20 cm, basert på ekkosignalstyrke i nordlige del av Randsfjorden i 1986 og 1987 umiddelbart før strømsiken vandrer opp i Dokka elv. Fisk i denne størrelsesgruppen er vesentlig representert ved sik på gytevandring.

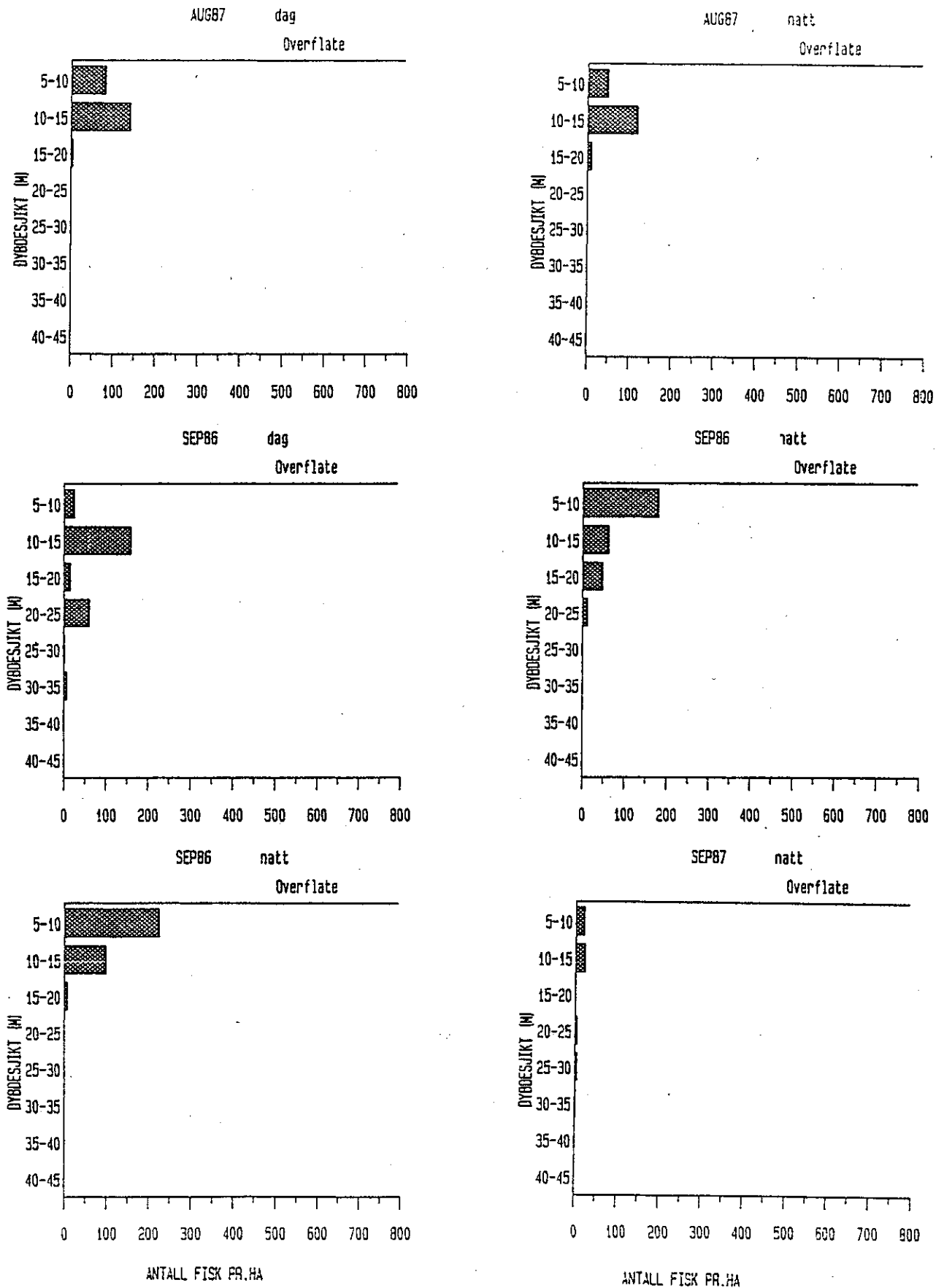


Fig. 27. Dybdefordeling av fisk med størrelse 10 - 20 cm, basert på ekksignalstyrke i nordlige del av Randsfjorden i 1986 og 1987. Fisk i denne størrelsesgruppen antas å representere rekrutter av sik og krøkle.

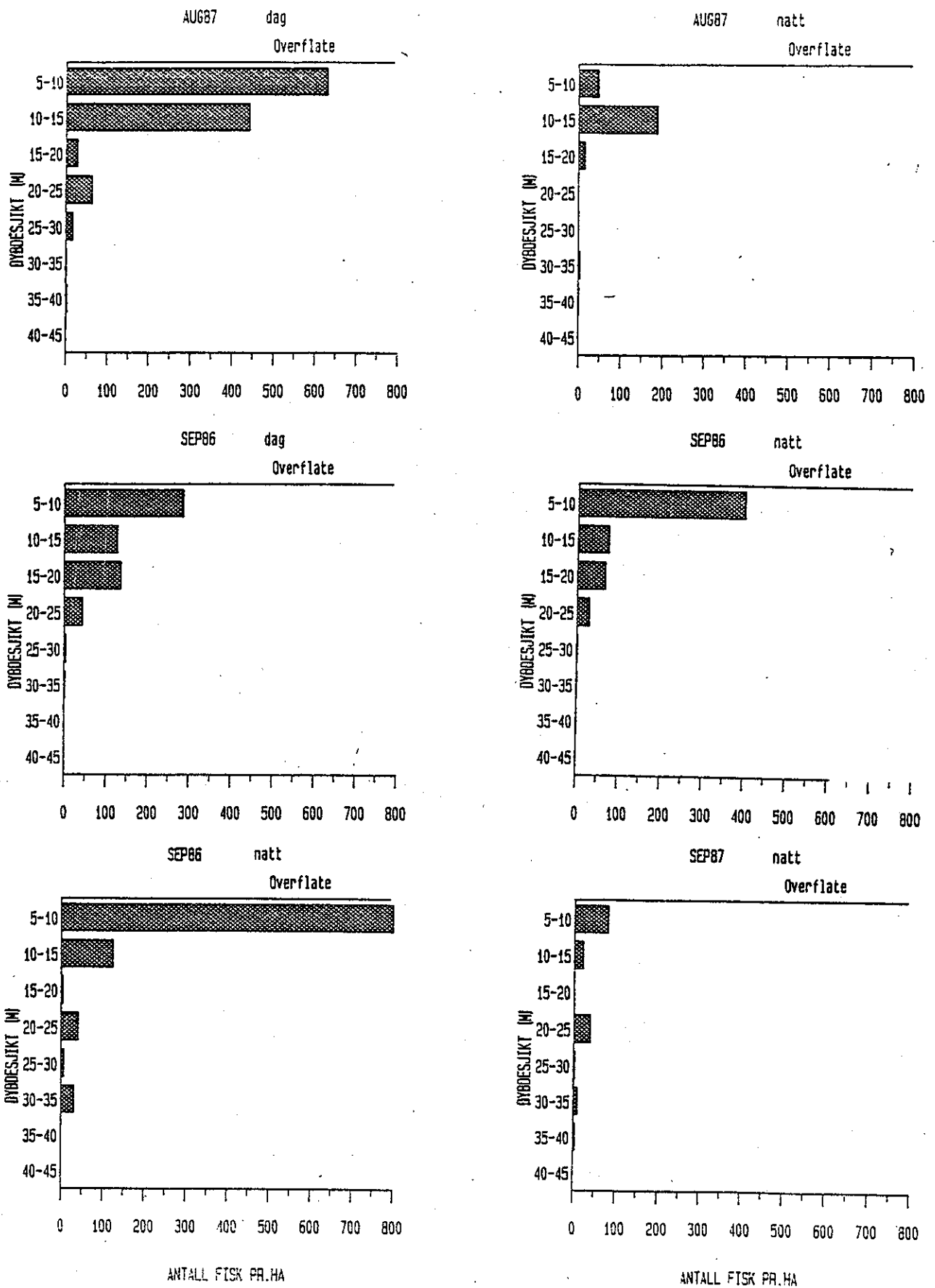


Fig. 28. Dybdefordeling av fisk mindre enn ca. 10 cm, basert på ekkosignalstyrke i nordlige del av Randsfjorden i 1986 og 1987. Fisk i denne størrelsesgruppen antas vesentlig å representere krøkle.

På grunnlag av beregnet fisketetthet av de ulike størrelsesgrupper og vekt av sik er det beregnet biomasse av fisk langs transektene for de perioder det er kjørt ekkolodd, vist i Tabell 3. Det er her lagt til grunn vekt av enkeltsik fra gyteområdet i Dokka elv for den dominerende og største registrerte størrelsesgruppen. Det er verdt å bemerke at beregnet biomasse av sik i begynnelsen av august 1987, som er før gytevandring, er vesentlig lavere enn ved de øvrige tidspunkter.

Tabell 3. Ekkointegrert antall fisk pr. ha innsjøoverflate i nordlig del av Randsfjorden i tiden umiddelbart før oppvandring til gyteområdene i Dokka elv. Tallene viser beregnet totalt antall i hele dybdesjiktet. Basert på beregnet antall fisk, ekkosignalstyrke og gjennomsnittsvekt for sik i Dokka elv er biomasse sik pr. ha innsjøoverflate beregnet.

| Dato | Totalt | | | | Beregnet bio- masse sik i kg/ha (dB >44) |
|-----------------|-----------|-------|---------|-------|--|
| | antall/ha | <10cm | 10-20cm | >20cm | |
| 03.09.1986 dag | 1533 | 604 | 266 | 663 | 166 |
| 03.09.1986 natt | 1655 | 575 | 301 | 779 | 195 |
| 03.09.1986 natt | 2806 | 1309 | 331 | 1166 | 292 |
| 04.08.1986 dag | 754 | 253 | 179 | 322 | 81 |
| 04.08.1986 natt | 1554 | 1166 | 227 | 161 | 40 |
| 24.09.1987 natt | 1149 | 157 | 55 | 929 | 232 |

KOMMENTARER

Bunndyr.

Bunndyrtettheter både i Etna og i Dokka nedstrøms samløp er forholdsvis høye, mens tettheter i Dokka ovenfor samløpet er mer moderate. Begge elver har en gunstig vannkvalitet m.h.t. surhetsgrad, da døgnfluer og spesielt Baetis artene vanligvis dominerer bunndyrsamfunnet. Baetis rhodani som forekommer i store mengder i hele vassdraget er vanligvis fraværende når pH går under 5.5 (Raddum og Fjellheim 1982). Etna er mer næringsrik, og dette gjenspeiles i bunndyrtettheter. Imidlertid er opplagt strømhastighet, og spesielt bunns substratets beskaffenhet av stor betydning.

I vassdraget er døgnfluen Baetis rhodani meget tallrik. Dette er først og fremst en vintervoksende art med klekking til voksne om våren og tidlig på sommeren og rekruttering av nye nymfer om høsten. Dette gjelder også andre tallrike døgnfluearter i vassdraget, som Heptagenia dalecarlica og Ephemerella aurivillii. Artene Baetis fuscatus, B. subalpinus og Heptagenia joernensis, som også forekommer i stort antall har imidlertid det motsatte vekstforløp og livssyklus. De har hoveddelen av sin nymfevekst om sommeren og tilbringer vinteren enten som egg eller meget små nymfer. Blant de andre døgnflueartene er det lignende forskjeller i livssyklus. Dette gjør det blant annet mulig for flere arter å leve i samme miljø.

Totalt er det påvist 14 arter døgnfluer, noe som er omlag en tredjepart av det totale antall norske arter (Nøst et al. 1986). De fleste forekommer i hele vassdraget. Heptagenia fuscogrisea og Leptophlebia marginata som ble registrert med bare noen få individer, er imidlertid mer typisk for innsjøer og er antagelig mer tallrik i stilleflytende partier i vassdraget. Den eneste andre arten som synes å ha en begrenset utbredelse er Ephemerella mucronata, som ikke er funnet i Dokka ovenfor samløp med Etna. Døgnfluefaunaen har et innslag av østlige arter, som nettopp E. mucronata, og også H. joernensis.

De fleste artene er imidlertid vidt utbredte i vassdrag i det sentrale Østlandsområdet.

Steinfluefaunaen er forholdsvis artsrik med 19 arter registrert. Totalt er det registrert 35 arter i Norge (Lillehammer 1988). De fleste artene, som Taeniopteryx nebulosa, Amphinemura borealis og Capnia artene, er vinter-voksende. Noen arter, som Leuctra fusca, er imidlertid typiske sommerarter. Blant steinfluer er det også et større innslag av østlige arter, som f.eks. A. borealis, Siphonoperla burmeisteri og Capnia pygmaea. De fleste arter forekommer imidlertid i de fleste nordlige vassdrag på Østlandet. Unntaket er Xanthoperla apicalis, en nordøstlig art som er sjelden i Norge og som tidligere bare er registret i øvre deler av Glommavassdraget i Sør Norge (Brittain 1983, Lillehammer 1988).

Vårfluefaunaen er dominert av frittlevende arter på stryk-strekningene. Noen av de dominerende arter, som Rhyacophila nubila og Polycentropus flavomaculatus, er vidt utbredt i norske vassdrag (Nøst et al. 1986). Andre som Arctopsyche ladogensis og Ceratopsyche nevae har en nord-østlige utbredelse og er typisk for skogsølv (Bildeng 1982).

Der knott forekommer i noe antall, er opptil 8 arter registrert. Knottfaunaen er interessant da flere registrerte arter er sjeldne idag, og de er typiske for upåvirkede elver (Raastad pers.medd.). Dette gjelder bl.a. Eusimulium cervans, Simulium ornatum, S. reptans og S. relictum. Tre arter, Prosimulium ferrugineum, P. hirtipes og Cnephia pallipes, er dessuten fjellarter som finnes i kaldt, rent vann. Simulium tuberosum, vanligvis en sjelden art, har vist seg å kunne tilpasse seg godt vassdragsreguleringer (Raastad 1979). Den eneste arten som har en vid toleranse ovenfor ulike miljøpåvirkninger er Eusimulium vernum.

Anleggsvirksomhet ved Dokkfløyvatn resulterte i en betydelig økning av partikkeltransport og nedslamming i Dokka (Faafeng og medarb. 1987, Rognerud 1989). Turbiditeten både høsten 1986 og vår/sommer 1987 og 1988 var høy og elvevannet må i denne perioden klassifiseres som av dårlig kvalitet (Holtan 1986). Før 1986 var turbiditeten normalt lav både i Etna og i Dokka.

Økt turbiditet og tilslamming resulterte i til dels store forandringer i bunndyrfaunaen i Dokka. Døgnfluenes antallmessige dominans av bunndyrsamfunnet ble svekket og fåbørstemark og fjærmygg økte betraktelig i antall på de stasjoner som ble berørt av vann med høy turbiditet. Effekten var størst ovenfor samløpet med Etna. Fortynningseffekten og større vannføring reduserer utslaget nedstrøms samløpet. Tilslamming vil fylle rommet mellom steinene og skape et miljø mer egnet til bløtbunnsfauna som fåbørstemark og fjærmygg. Følgelig øket andelen fåbørstemark og fjærmygg på stasjoner i Dokka (st. 1-3) ovenfor samløp med Etna på bekostning av spesielt døgnfluer, som krever grovere substrat. Totalt antall bunndyr økte også som forventet merkbart på stasjonene øverst i Dokka (st. 1-2). Da de fleste fåbørstemark og fjærmygg er små, er trolig biomassen til tross for dette redusert. Samtidig er disse gruppene på grunn av sitt delvise nedgravde levevis mindre tilgjengelig som næring for fisk.

Forandring i bunndyrsamfunnet fant imidlertid ikke sted før etter en periode med økt turbiditet. Først høsten 1986 ble endringer i bunndyrsamfunnet tydelig. De sommerartene som var allerede forholdsvis store da tilslamming begynte, klarte seg bra, mens vintergenerasjonene av den vanligvis tallrike Baetis rhodani ble sterkt redusert. Tilslamming har trolig redusert klekking av egg lagt om sommeren og økt dødeligheten hos de første nymfestadier utover høsten og vinteren. B. rhodani og flere andre døgnfluearter ernærer seg av påvektalger på oversiden av steinene og tilslamming vil også redusere artenes næringsgrunnlag. Dette resulterer i en vesentlig mindre bestand av voksne nymfer om våren. Redusert vannføring om vinteren vil trolig øke effekten av tilslammingen på slike vintervoksende arter. En annen påvekstspisende døgnflue som beiter på toppen

av steinene, Heptagenia dalecarlica, gikk også tilbake i antall høsten 1986.

Fisk.

Sik

Det fremgår av resultater fra 1986 og fra tidligere år at strømsiken først og fremst benytter Dokka nedstrøms samløp med Etna til gyting. Det er videre påvist at siken benytter hele elveprofilen til gyting, idet rogn kan observeres stort sett i hele tverrsnittet langs de transektene som er undersøkt. Våre prøver er tatt umiddelbart før klekking i april, og observert rognkorn vil derfor reflektere de områdene i elvetverrsnittet der rogn har overlevd forholdene om vinteren. Det er her viktig å bemerke betydningen av det elvearealet som er kontinuerlig vanddekket gjennom vinteren. Tidligere undersøkelser i Dokka utført av Oppland Energiverk antydde liten sammenheng mellom vannføring og vanddekket elveareal om vinteren, idet is og isdemninger var av meget stor betydning for den delen av elvearealet som var vanddekket. Rognfordeling om våren før klekking underbygger sterkt antagelsen om at isforhold er av stor betydning for hvilke deler av profilen som er vanddekket. Levende rogn er enkelte år funnet på langt grunnere partier av elva enn det som skulle forventes å være vanddekket under lavvannføring om vinteren. Overlevelse av rogn er derfor svært avhengig av størrelsen på elveareal dekket av vann om vinteren. Isforholdene kan virke positivt på dette ved oppstuvning av vann. Det vil imidlertid være av betydning å få bedre informasjon om vanddekket elveareal om vinteren ved ulike vannføringer og om isforholdenes virkning på dette.

Spesielt ved gyting under høy høstvannføring vil en påfølgende lav vintervannføring gi antatt større vinterdødelighet av rogn enn gyting ved lav høstvannføring. Stor variasjon i observert antall rognkorn antas å være et resultat av flekkvis tørrlegging og frysing av elveprofilen. En nærmere vurdering av elveprofilen og grad av tørrlegging om vinteren vil her være

ønskelig. OE har som nevnt funnet dårlig sammenheng mellom vanddekket areal og vannføring om vinteren, nettopp forklart ved isdemninger som kan lede vann inn på grunnere deler av elveprofilen. Det er imidlertid nå funnet samvariasjon mellom antall rognkorn som funksjon av vanddyp fra et visst vanddyp og dypere. For grunnere partier er sammenhengen meget dårlig, noe som opplagt skyldes den nevnte dårlige sammenheng mellom vanddekket areal og vannføring ved lave vannføringer.

For gytemoden sik er det observert liten endring i aldersfordelingen i perioden som helhet, selv om styrken på årsklasser varierer. Den egenvariasjon som ofte er observert i pelagiske fiskebestander forklares vanligvis med regelmessig vekslning mellom sterke og svake årsklasser (Aass 1972). Dette skyldes at næringskonkurransen fører til at svake årsklasser i løpet av første sommer får en bedre tilvekst enn de sterke årsklassene. Dette vekstforspranget beholdes fram til midten av andre sommer for lagesild, lengre for sik. God og dårlig vekst gir forskjellig eggantall, og herved fremkommer den karakteristiske bestandsvariasjon (Hamrin 1979). Tilstedeværelse av andre pelagiske arter med annet livsløp vil virke forstyrrende inn på den regelmessige variasjon som er angitt ovenfor. Dette gjelder også abiotiske forhold og beskatning gjennom fiske. I så måte er den observerte sykliske variasjon i Dokka forventet.

Imidlertid er forholdene i strømsikbestanden endret vesentlig når det gjelder observert gjennomsnittslengde og gjennomsnittsvekt. Den generelle nedgang som er observert i perioden som helhet kan ikke forklares utelukkende med intraspesifikke populasjonsforhold, og henger sannsynligvis sammen med endring i forholdet mellom rekruttering, beskatning og innsjøens produksjonskapasitet. At nedgangen er reell bekreftes av lokale fiskere, og reduksjon i gjennomsnittslengde og -vekt er også dokumentert for andre populasjoner av zooplanktonspisende sik enn strømsik (dypvannssik og vintersik). Randsfjorden er næringsfattig med små algemengder (Rognerud 1989), og det er ikke påviselig endring i biomasse av zooplankton eller næringsgrunnlaget forøvrig.

Forholdet mellom rekruttering og beskatning er vanskelig å kvantifisere, men erfaringsmessig vil mindre beskatning med fortsatt god rekruttering gi mindre individer. Fra lokale personer som fisker jevnt i Randsfjorden er det en bestemt oppfatning at fangstintensiteten med oppflægarn er langt mindre nå enn for 10-15 år siden. Endret størrelse på strømsik synes uavhengig av produksjons- og rekrutteringsforholdene i Dokka elv, og antas å henge sammen med redusert beskatning.

Når det gjelder beskatning av sik, er dette for 1979 beregnet av Styrvold m. fl. (1981) til mellom 7.760 og 12.600 kg, hvorav 4.751 kg med not. Fangstregistrering foretatt i 1988 av fylkesmannen i Oppland (Hegge og Skurdal 1989) viser et totalt opptak av sik i Dokka elva på 11.893 kg, hvorav 7.967 kg med not. Opptaket av sik, både med not og håv, er imidlertid svært avhengig av gunstig vannføring.

Når det gjelder gytevandring og oppgang på elv, er det ved hydroakustikk påvist betydelig økt mengde fisk på ca. 30 cm fra begynnelsen av august til begynnelsen av september. Dette reflekterer gytevandring av sik mot Dokka elv. Området mellom Fluberg bro og mot området nær deltaområdet hadde i 1987 meget høy tetthet av sik 2-3 uker før oppvandring til Dokka elv ble registrert ved fangst.

Sik ble påvist jevnt ned til ca. 25 m's dyp, noe som også er observert i andre ekkoloddundersøkelser på gytevandrende sikbestander (Brabrand 1986).

På bakgrunn av ekkointegrering i andre oligotrofe til svakt mesotrofe innsjøer er antall observerte sik i nordlige del av Randsfjorden meget høyt, og bekrefter antagelsen som at gytemoden strømsik oppholder seg i nordlig basseng før oppvandring til selve gyteplassen i elva. Tettheten av sik var i 1986 betydelig høyere enn det observert av Lindem i august og oktober 1979 (Lindem 1980), noe som ytterligere bekrefter at opptak helt i begynnelsen av september er velegnet for undersøkelse av den delen av sikbestanden som vandrer mot Dokka elv for å gyte. Fangstforsøk med not på gyteplassene i elva

bekrefter at sik ennå ikke har vandret opp i elva.

Det pelagiske samfunnet er dominert av krøkle og sik, der det er lite overlappende lengdeintervall. Dette gjør det lettere å relatere de respektive verdier på mottatte ekkosignaler til enten sik eller krøkle. Spesielt gjelder dette for opptak som i det vesentligste er gjort på gytende sik. Denne delen av sikbestanden vil utelukke bestå av voksne individer, og det er her antatt ingen overlapping med krøkle.

Ørret

Mengden rekrutter av ørret på Dokka elv var relativt høy høsten 1986, og strekningen nedenfor samløp har en noe høyere tetthet enn strekningen ovenfor. Stor mengde årsunger indikerer god rekruttering i 1986.

Tidligere foreligger opplysninger om tetthet av ørret på noen få av de undersøkte lokalitetene (Styrvold et al. 1981). På stasjon 3 (Dokka kornsilo) var tettheten i september 1979 42.5 fisk/100 m², mens den i oktober 1986 var 45.5 fisk/100 m². Totalt har tettheten ikke endret seg, men alderssammensetningen var vesentlig forskjellig idet 0+ i 1979 utgjorde hoveddelen av registrert bestand, 42 ind./100 m², mot 27 ind./100 m² i 1986. På stasjon 7, som også ble bestandsberegnet i 1979, økte bestanden av ørret fra 6.8 ørret/100 m² i 1972 til hele 62 ørret/100 m² i 1986. Økningen var betydelig både for årsunger og eldre ørret.

Et vassdrag det ville være naturlig å sammenligne Dokka med er Begna, innløpselva til Slidrefjorden. Her ble tetthetene av ørret på tre lokaliteter høsten 1982 beregnet til mellom 426 og 158 ind./100 m², mens den på de samme lokalitetene høsten 1987 var mellom 253 og 64 ind./100 m² (Brabrand 1988). Årsunger (0+) dominerte i bestanden, noe som kan skyldes at ør vandrer tidlig ut i Slidrefjorden eller søker andre opph plasser enn eldre fisk. Tetthetene av ørret i Dokka var relativt lavere enn i f.eks. Øystre Slidre vassdraget (og Saltveit 1987). Selv om lokalitetene på utløpet av

her hadde høyere tettheter enn de på innløpene, var også tetthetene på innløpslokalitetene, spesielt for årsunger, høyere enn i Dokka.

Mengden ungfisk er avhengig av både fysiske og biologiske forhold. Spesielt ovenfor samløpet med Etna er Dokka relativt storsteinet, men lokaliteter med små stein og ustabil bunn forekommer også. Denne delen synes mindre egnet som gyte- og oppvekstområde enn strekningen nedenfor samløpet. Det er også nedenfor samløp de høyeste tettheter av ørret påvises. Imidlertid har denne strekningen en relativt høy bestand av ørekyt og er også gyteområde for sik. Ørekyt vil kunne konsumere ørretrogn og dessuten være en konkurrent til årsunger. Videre finnes predatorfisk som abbor og gjedde. På lokalitetene med høyere tettheter av ørret er fiskesamfunnene mindre variert, og kan forklare høyere tettheter av ørret.

Antall gytefisk vil også være av betydning for mengden ungfisk på elv. Det foreligger ingen informasjon om bestandsstørrelse av større ørret. Imidlertid har økt utsetting av ørret i Randsfjorden opplagt gitt de gode fangstresultater som bl.a. er observert sommeren og høsten 1986, 1987 og 1988. Dette er også fanget opp i registreringen foretatt av Hegge og Skurdal (1989). Dette gjelder både i Dokka elv og Randsfjorden, og er langt bedre enn for 10-15 år siden. Dette skulle også indikere relativt mange gytere for samme periode. Imidlertid gir dette ikke utslag i økt antall rekrutter påfølgende år. Beregnet tetthet høsten 1987 er langt lavere enn året før og høsten 1988 har det funnet sted en ytterligere reduksjon.

Om følge av utgravinger i damfoten ved Dokkfløy, var Dokka raskt tilslammet hele sommeren og høsten fra 1986 til og med 1988, d.v.s. i alle undersøkte år i ørretens beste gyteområde (Rognerud 1989). I 1986 skjedde tilslammingen i løpet av juli, og påvirket derfor i noe mindre grad ørretens gyteaktivitet og vekst, enn det tilslammingen gjorde

Effekter av tilslamming og turbiditet varierer fra vassdrag til vassdrag, og skyldes både type tilslamming og hvilke biologiske samfunn som berøres.

I Målselv i Nordland påvirket økt turbiditet som følge av utrasninger i magasinet bare selve fisket etter laks (Andersen 1979). Ingen variasjon i klekking av rogn, laksevekst eller tetthet kunne tilbakeføres til den økte turbiditet i elvevannet i Målselv. Fra Dokka foreligger ingen informasjon om selve fiske etter ørret er påvirket, fordi fangstregistreringene bare er foretatt i 1988.

I 1982 inntraff en større utrasning i reguleringssonen i Sandsavatn som medførte en kraftig tilslamming i Suldalsvatn og Suldalslågen i Rogaland fra juli 1982 og hele 1983. I Suldalslågen ble i motsetning til i Dokka ikke mengden fisk negativt påvirket, men dårlig vekst i 1983 ble antatt å være forårsaket av at næringsgrunnlaget og forhold for opptak av næring var påvirket (Saltveit 1986a).

I Lærdalselva var trolig årsaken til både dårlig vekst og lav tetthet på de nedre deler av elva i 1986 at grus og sand dekket elvebunnen. Spesielt var årsunger (0+) påvirket (Saltveit 1986b). Effekten på fisk var her trolig både direkte på oppvekstområdene eller indirekte gjennom effekt på næringsdyr som følge av den sterke sedimenteringen av sand og fin grus.

Sterk sedimenttransport er også trolig årsaken til tilslamming i Dokka. Bare en av lokalitene synes ikke å være berørt. På stasjon 6 er fisketettheten relativt stabil i hele perioden. Denne lokaliteten ligger imidlertid like nedstrøms Etna, og domineres av upåvirket vann fra Etna.

Aktiviteter som øker tilførsel av grus, sand og finpartikulært materiale har trolig stor negativ effekt på ørret, en effekt som gjør seg gjeldende på utviklingen fra egg til yngel. Selv på strømsterke områder i en elv kan en betydelig inntrengning av sand inn i elvebunnen finne sted. I gytegroper fylt med sedimentert materiale kan reproduksjonen ødelegges. En kritisk

faktor for embryo er tilstrekkelig oksygentilførsel, en tilførsel som er avhengig av vanngjennomstrømming i gytegroppen. Vannstrømmen og derved tilførsel av oksygen hemmes av materiale som sedimenterer i eggutviklingsperioden. Lave konsentrasjoner av sand (5-10%) synes ikke å ha negativ effekt på eggutvikling og overlevelse av plommeseekyngelen men store negative konsekvenser oppsto allerede ved tilførsel av 20% sand (Olsson og Persson 1988). Bare 28% av eggene overlevde, og de klekket tidligere. Den yngel som kom opp av grusen var ikke fullt utviklet og hadde fremdeles plommesekk. Dette reduserer svømmeevnen og øker predasjonstrykket betydelig med påfølgende økt dødelighet. Tilførsel av 40% sand ga bare 4% overlevelse.

Veksten hos årsungene må imidlertid karakteriseres som god i hele perioden og ikke signifikant forskjellig fra årene 1978 og 1979 (Styrvold og medarb. 1981) og fra Etna som var upåvirket. Ved å sammenligne veksten i Dokka like nedstrøms Etna mellom to stasjoner på hver side av elva (stasjon 4 og 6), hvorav st. 4 er sterk påvirket av slam fra Dokka og st. 6 er lite påvirket, så er veksten signifikant bedre på "Dokka-siden", henholdsvis 50.7 mm og 47.3 mm i gjennomsnitt størrelse. Endret vekst hos ørretunger p.g.a. tilslamming kan derfor ikke påvises, og økt tilvekst i 1988 skyldes at tetthetene er kraftig redusert, noe som gir mindre konkurranse om næring og oppholdssteder. Dette viser at reduserte tettheter ikke er relatert til redusert næringstilbud, men indikerer direkte dødelighet p.g.a. tilslamming. Veksten hos årsunger i Dokka er tilsvarende den funnet i Slidrefjorden (Brabrand 1988), men noe langsommere enn veksten i Øystre Slidrevassdraget (Brabrand og Saltveit 1987). Som nevnt er imidlertid tettheten av fisk høyere i disse vassdragene enn i Dokka.

LITTERATUR

- Andersen, C. 1979. Reguleringer og utvaskninger i Målselv-vassdraget. S. 116-130. I: T.B. Gunnerød og P. Mellquist (red.). Vassdragsreguleringers biologiske virkninger i magasiner og lakseelver. NVE-DVE.
- Brabrand, Å. 1984. Registrering av fiskebestanden i V'attern ved hjelp av hydroakustisk utstyr. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 65, 22 s.
- Brabrand, Å. og Saltveit, S.J. 1983. Biologisk undersøkelse av Maridalsvannet, Oslo kommune. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 61, 52 s.
- Brabrand, Å. 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i Slidrefjorden, Oppland Fylke: Grunnlag for utsettingspålegg. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 101, 40 s.
- Brabrand, Å. og Saltveit, S.J. 1987. Øystre Slidre-vassdraget: Tetthet av ørretunger. Notat, Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, 1-1987, 11 s.
- Brittain, J.E. 1983. The first record of the nymph of Xanthoperla apicalis (Newman) (Plecoptera: Chloroperlidae) from Scandinavia, into a key to the mature nymphs of the Scandinavia. Chloroperlidae. Fauna norv. Ser. B 30: 52-53.
- Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1984. Bunndyr. I : Vennerød, K.E. (red.) Vassdragsundersøkelser. Universitetsforlaget, Oslo. s.191-200.
- Craig, R.E. og Forbes, S.T. 1969. Design of a sonar for fish counting. Fisk. Dir. Skr. Ser. Havunders., 15: 210-219.
- Dahl, K. 1917. Studier og forsøk over ørret og ørretvand. Centraltrykkeriet, Kristiania Oslo. 107 s.

- Enderlein, O. 1981. Resultat av konventionell trålning, bongotrålning och strandnotning i Vättern 1981. Internt notat, Fiskeriintendenten Söndra distrikt, 12 s.
- Forbes, S.T. og Nakken, O. (eds.) 1972. Manual of methods for fisheries resource survey and appraisal. Part 2: The use of acoustic instruments for fish detection and abundance estimation. FAO, Roma.
- Faafeng, B., Brettum, P. og Løvvik, J.E. 1987. Slamtransport i Dokka og nordre del av Randsfjorden høsten 1986-våren 1987. Norsk institutt for vannforskning. 0-86206. 28 s.
- Hamrin, S.F. 1979. Populasjonsdynamik, vertikalfordeling och föodoval hos lagesild, Coregonus albula L., i sydsvenska sjöar. Limnologiska Institutionen, Lunds Universitet. 196s.
- Hegge, O. og Skurdal, J. 1988. Fiske i Dokka, 1988. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernnavdelingen. Rapp nr. xx/89, 16 s. + vedlegg.
- Hynes, H.B.N. 1950. The food of freshwater sticklebacks (Gasterosteus aculeatus and Pygosteus pungitius), with a review of methods used in studies of the food in fishes. J. Animal. Ecol. 19: 36-58.
- Hynes, H.B.N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. Arch. Hydrobiol. 57: 344-388.
- Lillehammer, A. 1988. Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna ent. Scand. 21, 165 s.
- Lindem, T. 1978. Registrering av fisk i Mjøsa ved hjelp av hydroakustisk utstyr. Rapport, Universitetet i Oslo, Fysisk institutt. 18 s.
- Lindem, T. 1979. The application of hydroacoustical methods in monitoring the spawning migration of whitefish, (Coregonus lavaretus) in Lake Randsfjorden, Norway. Contr. Joint

- USA-USSR Met. Hydroacoust. Methods Estim. Mar. Fish Populat. Cambr. M., 25-29 June 1979.
- Lindem, T. 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka Oppland. II. Registrering av fisk i Randsfjorden ved hjelp av hydroacoustisk utstyr. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, 45, 9 s. + vedlegg.
- Lindem, T. 1981. Registrering av fisk i Tyrifjorden ved hjelp av hydroakustisk utstyr 1979. Tyrifjordutvalget, fagrappport nr. 12, 10 s. + vedlegg.
- Lindem, T. 1982. Success with conventional in situ determinations of fish target strength. ICES. Symp. Fish. Acoust. Bergen, Norway 21-24 June 1982, art. 53.
- Lindem, T. og Sandlund, O.T. 1984. Ekkoloddregistrering av pelagiske fiskebestander i innsjøer. Fauna 37: 105-111
- Nakken, O. og Olsen, K. 1977. Target strength measurements of fish. Rapp. P.-V. Reun. cons. Int. Explor. Mer. 170: 52-69
- Nielsen, P.S., Brittain, J.E., Saltveit, S.J. og Brabrand, Å. 1985. Randsfjorden: undersøkelse og vurdering av fiskeribiologiske forhold. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 79, 70 s.
- Northcote, T.G. and Rundberg H. 1970. Spatial distribution of pelagic fishes in Lambarfjärden (Mälaren, Sweden) with particular reference to interaction between Coregonus albula and Osmerus eperlanus. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 50: 133-167
- Nøst, T., Aagaard, K., Arnekleiv, J.V., Jensen, J.W., Koksvik, J.I. og Solem, J.O. 1986. Vassdragsreguleringer og ferskvannsinvertebrater. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk utredning 1986:1. 80 s.

- Olsson, T.I. and Persson, B.G. 1988. Effekt of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (Salmo trutta L.). Arch. Hydrobiol. 113: 621-627.
- Rognerud, S. 1989. Undersøkelser av Randsfjorden og Dokka 1988-92. Årsrapport for undersøkelsen i 1988. Norsk institutt for vannforskning, Rapport nr. 360/89.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 191, 1-328.
- Raastad, J.E. 1979. Bunndyrundersøkelser i regulerte elver med hovedvekt på insektgruppen knott (Diptera: Simuliidae). Inf.nr. 8 fra Terskelprosjektet-NVE/Vassdragsdirektoratet, 62 s.
- Saltveit, S.J. 1986a. Skjønn Ulla-Førre. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen. I. Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen, Rogaland i perioden 1976 til 1985. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 85: 69 s.
- Saltveit, S.J. 1986b. Skjønn Borgund kraftverk. Del II. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lærdalsleva, Sogn og Fjordane i perioden 1980 til 1986. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 91: 57 s.
- Saltveit, S.J. og Brabrand, Å. 1987. Predicting the effects of a possible temperature increase due to stream regulation on the eggs of whitefish (Coregonus lavaretus) - A laboratory approach, p. 219-228: In J.F. Craig and B. Kemper (eds.) Regulated Streams. Plenum Publishing Corporation.
- Sandlund, O.T., Klyve, L., Hagen, H. og Næsje, T.F. 1980. Krøkle i Mjøsa. Alderssammensetning, vekst og ernæring. Rapport nr. 2, DVF-Mjøsundersøkelsen, 70 s.
- Sandlund, O.T. og Kjellberg, G. 1983. Næringsrelasjoner i

Mjøsas pelagiske økosystem. Rapport nr. 6, DVF-Mjøsundersøkelsen, 61 s.

Styrvold, J.O., Brabrand, Å. og Saltveit, S.J. 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland III. Studier på ørret og sik i Randsfjorden og elvene Etna og Dokka. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 46, 1-103

Zipin, C. 1958. The removal method of population estimation. J.Wildl.Mgmt. 22, 82-90.

Tabell 1.

Sammenheng mellom ekkosignalstyrke (TS) og fiskelengde (L) beregnet etter formel: $TS = 20 \log L - 68$ (Lindem og Sandlund, 1984).

| Fiskelengde cm | Ekkosignalstyrke - dB |
|-------------------------|-----------------------|
| 3 cm = target strength | - 58 dB |
| 4 cm = target strength | - 56 dB |
| 5 cm = target strength | - 54 dB |
| 6 cm = target strength | - 52 dB |
| 7 cm = target strength | - 51 dB |
| 8 cm = target strength | - 50 dB |
| 9 cm = target strength | - 49 dB |
| 10 cm = target strength | - 48 dB |
| 11 cm = target strength | - 47 dB |
| 12 cm = target strength | - 46 dB |
| 13 cm = target strength | - 46 dB |
| 14 cm = target strength | - 45 dB |
| 15 cm = target strength | - 44 dB |
| 16 cm = target strength | - 44 dB |
| 17 cm = target strength | - 43 dB |
| 18 cm = target strength | - 43 dB |
| 19 cm = target strength | - 42 dB |
| 20 cm = target strength | - 42 dB |
| 21 cm = target strength | - 42 dB |
| 22 cm = target strength | - 41 dB |
| 23 cm = target strength | - 41 dB |
| 24 cm = target strength | - 40 dB |
| 25 cm = target strength | - 40 dB |
| 26 cm = target strength | - 40 dB |
| 27 cm = target strength | - 39 dB |
| 28 cm = target strength | - 39 dB |
| 29 cm = target strength | - 39 dB |
| 30 cm = target strength | - 38 dB |
| 31 cm = target strength | - 38 dB |
| 32 cm = target strength | - 38 dB |
| 33 cm = target strength | - 38 dB |
| 34 cm = target strength | - 37 dB |
| 35 cm = target strength | - 37 dB |
| 36 cm = target strength | - 37 dB |
| 37 cm = target strength | - 37 dB |
| 38 cm = target strength | - 36 dB |
| 39 cm = target strength | - 36 dB |
| 40 cm = target strength | - 36 dB |

Tabell 2 Gjennomsnittstall (antall/min sparkeprøve) for viktige døgnfluearter på stasjoner i Etna/Dokka-vassdraget i årene 1978, 1986, 1987 og 1988. Totalt antall Baetis spp. omfatter alle Baetis arter inkludert B. rhodani. H.= Heptagenia.

| | St. 1 | | | | St. 2 | | | st. 3 | | | St. 4 | | |
|-----------------------|-------|------|------|------|-------|------|------|-------|------|------|-------|------|------|
| | 1978 | 1986 | 1987 | 1988 | 1986 | 1987 | 1988 | 1986 | 1987 | 1988 | 1986 | 1987 | 1988 |
| <u>Baetis rhodani</u> | 25 | 58 | 38 | 34 | 17 | 7 | 6 | 28 | 2 | 33 | 84 | 7 | 135 |
| <u>Baetis</u> -totalt | 90 | 71 | 110 | 51 | 70 | 19 | 25 | 62 | 10 | 74 | 257 | 16 | 214 |
| <u>H. dalecarlica</u> | 7 | 7 | <1 | <1 | 5 | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 | 7 | 1 | <1 |
| <u>H. joernensis</u> | 7 | 1 | <1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | <1 | 0 |
| Sum døgnfluer | 104 | 101 | 112 | 52 | 85 | 20 | 26 | 109 | 14 | 74 | 271 | 19 | 215 |

| | St. 5 | | | St. 11 | | | | St. 12 | | |
|------------------------|-------|------|------|--------|------|------|------|--------|------|------|
| | 1986 | 1987 | 1988 | 1978 | 1986 | 1987 | 1988 | 1986 | 1987 | 1988 |
| <u>Baetis rhodani</u> | 53 | 54 | 64 | 44 | - | 68 | 33 | 206 | 27 | 44 |
| <u>Baetis</u> - totalt | 113 | 103 | 113 | 77 | - | 100 | 93 | 338 | 105 | 117 |
| <u>H. dalecarlica</u> | 13 | 13 | 13 | 4 | - | 5 | 2 | 34 | 28 | 28 |
| <u>H. joernensis</u> | 12 | 1 | 0 | 2 | - | 3 | <1 | 4 | 51 | 6 |
| Sum døgnfluer | 140 | 131 | 134 | 86 | 114 | 120 | 96 | 376 | 188 | 158 |

Tabell 3 Døgnfluearter (antall pr. min. sparkeprøve) registrert på st. 1, øverst i Dokka.

| | 1978 | | | 1986 | | | | 1987 | | | | 1988 | | | |
|-------------------------------|------|-----|-----|--------|--------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|---------|
| | apr | jun | sep | 2. jul | 7. aug | 4. sep | 15. okt | 1. jul | 21. jul | 20. aug | 21. sep | 14. jun | 3. aug | 20. sep | 25. okt |
| <u>Ameletus inopinatus</u> | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Baetis fuscatus</u> | - | 15 | 2 | 1 | 5 | - | - | - | 123 | 72 | 1 | - | <1 | - | - |
| <u>B. muticus</u> | 18 | - | <1 | 3 | - | - | - | 2 | 1 | - | <1 | - | - | - | - |
| <u>B. niger</u> | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>B. subalpinus</u> | - | 14 | 1 | - | 1 | - | - | - | 5 | 6 | - | - | 28 | - | - |
| <u>B. rhodani</u> | 66 | 7 | 3 | 10 | 7 | - | 158 | 1 | 13 | - | 100 | 2 | - | 30 | 66 |
| <u>Baetis</u> sp. | 113 | 26 | 5 | 30 | 8 | - | 50 | - | 28 | 8 | 80 | 1 | 67 | 24 | 50 |
| <u>Procladius bifidus</u> | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>H. dalecarlica</u> | 10 | 1 | 9 | 11 | 12 | - | 6 | 1 | - | - | - | 1 | - | - | <1 |
| <u>H. joernensis</u> | - | 19 | <1 | 1 | 1 | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - |
| <u>Ephemerella aurivillii</u> | - | 0.7 | - | - | <1 | - | - | <1 | - | 1 | 1 | - | - | <1 | - |
| <u>E. ignita</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - |

Tabell 7 Døgnfluearter (antall pr. min. sparkeprøve) registrert på st. 5 i Dokka.

| | 1986 | | | | 1987 | | | | | 1988 | | | | | |
|----------------------------|--------|--------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|---------|--------|--------|---------|--------|---------|---------|
| | 1. jul | 7. aug | 4. sep | 15. okt | 23. apr | 1. jul | 22. jul | 20. aug | 23. sep | 9. nov | 3. mai | 14. jun | 3. aug | 20. sep | 25. okt |
| <u>Ameletus inopinatus</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - |
| <u>Baetis fuscatus</u> | 39 | - | 30 | 5 | - | - | 20 | 10 | <1 | - | - | - | 2 | <1 | - |
| <u>B. muticus</u> | 2 | - | - | - | - | <1 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>B. niger</u> | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>B. subalpinus</u> | - | - | - | - | - | - | 2 | <1 | - | - | - | - | 22 | - | - |
| <u>B. rhodani</u> | 42 | 4 | 50 | 115 | 45 | 193 | 45 | 1 | 3 | 29 | 8 | 50 | 10 | 18 | 133 |
| <u>Baetis sp.</u> | 78 | 1 | 51 | 35 | 24 | 30 | 60 | 12 | 6 | 100 | 7 | 44 | 23 | 115 | 56 |
| <u>Procloeon bifidum</u> | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | <1 | - | - | - | - |
| <u>H. dalecarlica</u> | 8 | 12 | 12 | 20 | 16 | 4 | 16 | 22 | 8 | 14 | 3 | 4 | 22 | 16 | 12 |
| <u>H. joernensis</u> | 41 | 6 | - | - | - | - | 4 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>H. fuscoarisea</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - |
| <u>E. aurivillii</u> | - | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 6 | 12 | 8 | 4 | 4 | 3 | 4 | 12 | 5 |
| <u>E. ignita</u> | 1 | 2 | - | - | - | - | 31 | 16 | 1 | - | - | - | 1 | - | - |
| <u>E. mucronata</u> | - | - | - | <1 | 90 | 5 | - | - | 1 | 5 | 7 | 1 | - | 3 | 7 |

Tabell 8 Døgnfluearter (antall pr. min. sparkeprøve) registrert på st. 7 i Dokka.

| | 1978 | | |
|------------------------|------|------|-------|
| | apr. | juni | sept. |
| <u>Baetis fuscatus</u> | - | 39 | 2 |
| <u>B. muticus</u> | - | - | <1 |
| <u>B. subalpinus</u> | - | 1 | - |
| <u>B. rhodani</u> | 898 | 40 | 9 |
| <u>Baetis sp.</u> | 162 | 39 | 6 |
| <u>H. dalecarlica</u> | 5.3 | 2 | 15 |
| <u>H. joernensis</u> | - | 5 | - |
| <u>E. aurivillii</u> | 4 | 10 | 5 |
| <u>E. ignita</u> | - | 1 | <1 |
| <u>E. mucronata</u> | 82 | - | - |

Tabell 9 Døgnfluearter (antall pr. min. sparkeprøve) registrert på st. 11 i Etna.

| | 1978 | | | 1978 | | | | 1988 | | | |
|----------------------------|------|-----|-----|--------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|---------|
| | apr | jun | sep | 1. jul | 22. jul | 20. aug | 21. sep | 15. jun | 3. aug | 20. sep | 26. okt |
| <u>Ameletus inopinatus</u> | 4 | - | - | 1 | - | - | - | - | - | <1 | - |
| <u>Baetis fuscatus</u> | - | 19 | 2 | - | 7 | 8 | 1 | <1 | - | - | - |
| <u>B. muticus</u> | - | - | 1 | - | - | - | - | 6 | - | <1 | - |
| <u>B. niger</u> | - | - | - | 5 | <1 | - | - | - | - | - | - |
| <u>B. subalpinus</u> | - | 27 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>B. rhodani</u> | 94 | - | 39 | 73 | 4 | - | 193 | 13 | 16 | 33 | 70 |
| <u>Baetis sp.</u> | 27 | 10 | 12 | 27 | 16 | 1 | 63 | 11 | 14 | 94 | 149 |
| <u>Procloeon bifidum</u> | - | - | - | - | 14 | - | - | - | - | - | - |
| <u>H. dalecarlica</u> | 7 | 1 | 4 | 7 | 3 | 3 | 9 | 3 | 1 | 5 | 3 |
| <u>H. joernensis</u> | - | 7 | - | 3 | 6 | 2 | <1 | - | <1 | - | - |
| <u>E. aurivillii</u> | 1 | 2 | - | - | 1 | 3 | 22 | - | - | - | 1 |
| <u>E. ignita</u> | - | - | - | - | 7 | - | - | - | <1 | - | - |
| <u>E. mucronata</u> | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - |

Tabell 10 Døgnfluearter (antall pr. min. sparkeprøve) registrert på st. 12 i Etna.

| | 1986 | | | 1987 | | | | 1988 | | |
|----------------------------|--------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|
| | 7. aug | 3. sep | 14. okt | 1. jul | 22. jul | 20. aug | 21. sep | 15. jun | 3. aug | 20. sep |
| <u>Ameletus inopinatus</u> | - | - | - | 8 | - | - | - | 2 | 1 | - |
| <u>Baetis fuscatus</u> | 3 | - | - | - | 37 | 13 | - | - | 19 | - |
| <u>B. muticus</u> | - | - | - | 37 | <1 | 1 | - | 18 | - | <1 |
| <u>B. niger</u> | - | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>B. subalpinus</u> | <1 | - | - | - | - | 2 | - | - | - | - |
| <u>B. rhodani</u> | 202 | 317 | 98 | 27 | 4 | 12 | 67 | 67 | 20 | 305 |
| <u>Baetis sp.</u> | 54 | 206 | 132 | 28 | 10 | 11 | 173 | 86 | 24 | 291 |
| <u>H. dalecarlica</u> | 48 | 30 | 23 | 2 | 35 | 11 | 64 | 28 | 29 | 28 |
| <u>H. joernensis</u> | 12 | - | - | 77 | 124 | 3 | - | - | 18 | - |
| <u>E. aurivillii</u> | - | 2 | - | 1 | - | 1 | 5 | 3 | - | 1 |

Tabell 11 Døgnfluearter (antall pr. min. sparkeprøve) registrert på st. 27 i Etna.

| | 1978 | | | 1986 | |
|----------------------------|------|-----|-----|--------|--------|
| | apr | jun | sep | 2. jul | 7. aug |
| <u>Ameletus inopinatus</u> | <1 | - | - | - | - |
| <u>Baetis fuscatus</u> | - | 16 | <1 | 10 | <1 |
| <u>B. muticus</u> | 15 | - | - | 15 | 2 |
| <u>B. niger</u> | - | <1 | - | - | - |
| <u>B. subalpinus</u> | - | 72 | - | - | - |
| <u>B. rhodani</u> | 76 | 1 | 33 | 107 | 45 |
| <u>Baetis sp.</u> | 190 | 20 | 27 | 49 | 15 |
| <u>H. dalecarlica</u> | 7 | 2 | 5 | 51 | 34 |
| <u>H. joernensis</u> | - | 21 | - | 21 | 4 |
| <u>E. aurivillii</u> | 1 | 2 | - | - | 8 |
| <u>E. ignita</u> | - | - | - | - | - |
| <u>E. mucronata</u> | <1 | - | - | - | - |

Tabell 12 Gjennomsnittstall (antall/min. sparkeprøve) for vårfluearter på st. 1 i Dokka.

| | 1978 | | | 1986 | | | | 1987 | | | | 1988 | | | |
|--------------------------------|---------|---------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|---------|
| | 12. apr | 31. jul | 9. sep | 2. jul | 7. aug | 4. sep | 15. okt | 1. jul | 21. jul | 20. aug | 21. sep | 14. jun | 3. jul | 20. sep | 25. okt |
| <u>Rhyacophila nubila</u> | 3 | 3 | <1 | 1 | - | <1 | <1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 3 |
| <u>Agapetus ochripes</u> | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Wormaldia sp.</u> | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Plectrocnemia conspersa</u> | - | - | - | <1 | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Polycentropus flavomac.</u> | 1 | <1 | 1 | <1 | 3 | 1 | <1 | <1 | 3 | <1 | <1 | - | <1 | - | - |
| <u>Ceratopsyche nevae</u> | 3 | - | <1 | <1 | - | 1 | - | - | - | <1 | 1 | - | - | - | - |
| <u>Arctopsyche ladogensis</u> | 5 | <1 | <1 | - | - | 1 | 1 | - | <1 | 1 | <1 | - | - | - | - |
| Brachycentridae | - | - | - | <1 | <1 | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Lepidostoma hirtum</u> | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

Tabell 13 Gjennomsnittstall (antall/min. sparkeprøve) for vårfluearter på st. 2 i Dokka.

| | 1978 | | 1986 | | | 1978 | | | | 1988 | | |
|--------------------------------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|
| | 31. jul | 8. sep | 1. jul | 7. aug | 3. sep | 1. jul | 21. jul | 20. aug | 22. sep | 14. jun | 3. aug | 21. sep |
| <u>Rhyacophila nubila</u> | 1 | 1 | <1 | - | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <u>Agapetus ochripes</u> | - | - | <1 | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Hydroptilidae | - | - | - | - | <1 | - | - | - | <1 | - | - | - |
| <u>Wormaldia sp.</u> | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Plectrocnemia conspersa</u> | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - | <1 | - | - |
| <u>Polycentropus flavomac.</u> | 1 | 2 | 3 | 2 | 3 | - | 1 | 1 | 2 | - | - | - |
| <u>Ceratopsyche nevae</u> | - | 1 | - | - | <1 | - | - | 1 | 3 | - | 1 | <1 |
| <u>Hydropsyche pellucidula</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - |
| <u>Arctopsyche ladogensis</u> | 1 | 2 | - | <1 | - | - | - | <1 | - | - | 1 | - |
| Brachycentridae | - | - | - | <1 | - | - | - | <1 | - | - | - | - |

Tabell 14 Gjennomsnittstall (antall/min. sparkeprøve) for vårfluearter på st. 3 i Dokka.

| | 1986 | | | | 1987 | | | | 1988 | | | | |
|--------------------------------|--------|--------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|---------|--------|--------|--------|---------|
| | 2. jul | 7. aug | 3. sep | 15. okt | 23. apr | 1. jul | 21. jul | 20. aug | 22. sep | 2. jul | 7. aug | 3. sep | 15. okt |
| <u>Rhyacophila nubila</u> | 1 | <1 | 1 | 1 | - | <1 | 1 | 2 | 1 | - | 1 | <1 | 1 |
| Hydroptilidae | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Polycentropus flavomac.</u> | <1 | - | 2 | 1 | - | - | - | 2 | 1 | - | - | - | - |
| <u>Ceratopsyche nevae</u> | <1 | 1 | 4 | 2 | <1 | - | - | 17 | 20 | - | - | - | - |
| <u>Arctopsyche ladogensis</u> | - | <1 | 1 | - | - | - | - | <1 | <1 | - | - | - | - |
| <u>Lepidostoma hirtum</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - | - |

Tabell 15 Gjennomsnittstall (antall/min. sparkeprøve) for vårfluearter på st. 4 i Dokka.

| | 1986 | | | | 1987 | | | | | 1988 | | | |
|--------------------------------|--------|--------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|---------|
| | 1. jul | 7. aug | 4. sep | 15. okt | 23. apr | 1. jul | 21. jul | 20. aug | 22. sep | 14. jun | 3. aug | 20. sep | 26. okt |
| <u>Rhyacophila nubila</u> | 4 | - | 3 | 2 | <1 | 1 | 1 | <1 | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 |
| Hydroptilidae | - | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Psychomyia pusilla</u> | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - |
| <u>Plectrocnemia conspersa</u> | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - |
| <u>Polycentropus flavomac.</u> | 1 | 1 | <1 | <1 | <1 | - | - | 2 | <1 | - | <1 | - | - |
| <u>Ceratopsyche nevae</u> | <1 | 1 | 6 | 5 | - | - | - | 1 | 19 | - | 4 | <1 | 3 |
| <u>Arctopsyche ladogensis</u> | - | <1 | <1 | 1 | - | - | 1 | - | <1 | - | - | - | - |
| Brachycentridae | <1 | <1 | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - | - |
| <u>Lepidostoma hirtum</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 | <1 |
| Leptoceridae | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - | - |

Tabell 16 Gjennomsnittstall (antall/min. sparkeprøve) for vårfluearter på st. 5 i Dokka.

| | 1986 | | | | 1987 | | | | | 1988 | | | | | |
|--------------------------------|--------|--------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|---------|--------|--------|---------|--------|---------|---------|
| | 1. jul | 7. aug | 4. sep | 15. okt | 23. apr | 1. jul | 22. jul | 20. aug | 23. sep | 9. nov | 3. mai | 14. jun | 3. aug | 20. sep | 26. okt |
| <u>Rhyacophila nubila</u> | 5 | 2 | 1 | 3 | 3 | 5 | 8 | 2 | 2 | 6 | 5 | 6 | 3 | - | - |
| <u>Agapetus ochripes</u> | - | <1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - |
| Hydroptilidae | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - | 1 | <1 | - | - | - | - |
| <u>Wormaldia sp.</u> | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Psychomyia pusilla</u> | - | - | <1 | <1 | - | <1 | 1 | 1 | - | <1 | - | - | - | - | <1 |
| <u>Plectrocnemia conspersa</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - |
| <u>Polycentropus flavomac.</u> | <1 | - | 2 | 6 | 2 | <1 | 1 | 3 | 1 | 1 | - | - | 3 | 5 | 3 |
| <u>Ceratopsyche nevae</u> | - | 1 | 2 | 7 | <1 | <1 | - | 2 | 3 | 24 | 19 | - | 11 | 1 | <1 |
| <u>Arctopsyche ladogensis</u> | - | - | <1 | - | - | - | <1 | - | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - |
| Brachycentridae | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Lepidostoma hirtum</u> | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | 1 | - | - | - | - | - |
| Limnephiliidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - |

Tabell 17 Gjennomsnittstall (antall/min. sparkeprøve) for vårfluearter på st. 7 i Dokka.

| | 1978 | | |
|--------------------------------|---------|---------|--------|
| | 12. apr | 31. jul | 8. sep |
| <u>Rhyacophila nubila</u> | 55 | 7 | 21 |
| <u>Agapetus ochripes</u> | 8 | - | - |
| <u>Wormaldia sp.</u> | - | 1 | - |
| <u>Polycentropus flavomac.</u> | - | - | 12 |
| <u>Ceratopsyche nevae</u> | 2 | 3 | 5 |
| <u>Arctopsyche ladogensis</u> | <1 | - | 1 |

Tabell 18 Gjennomsnittsansattall (antall/min. sparkeprøve) for vårfluearter på st. 11 i Etna.

| | 1978 | | | 1986 | | 1987 | | | | 1988 | | | |
|--------------------------------|---------|---------|--------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|---------|
| | 10. apr | 31. jul | 5. sep | 3. sep | 14. okt | 1. jul | 22. jul | 20. aug | 21. sep | 15. jun | 3. aug | 20. sep | 26. okt |
| <u>Rhyacophila nubila</u> | 5 | 1 | 1 | 2 | <1 | 3 | <1 | 1 | 3 | 3 | <1 | - | 1 |
| <u>Aaapetus ochripes</u> | - | - | - | 1 | <1 | - | - | - | - | - | - | <1 | - |
| <u>Polycentropus flavomac.</u> | 1 | - | 2 | 1 | 3 | 1 | 1 | 2 | 1 | <1 | <1 | 1 | 1 |
| <u>Ceratopsyche nevae</u> | 2 | - | 4 | 12 | 3 | - | - | 4 | 8 | - | 1 | - | 2 |
| <u>Arctopsyche ladogensis</u> | 1 | - | <1 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - |
| <u>Lepidostoma hirtum</u> | <1 | - | <1 | - | 1 | - | 2 | - | 1 | <1 | - | - | <1 |
| Limnephiliidae | - | - | <1 | - | - | - | <1 | - | <1 | - | - | - | - |
| Leptoceridae | <1 | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - |

Tabell 19 Gjennomsnittsansattall (antall/min. sparkeprøve) for vårfluearter på st. 12 i Etna.

| | 1986 | | | | 1987 | | | | 1988 | | |
|--------------------------------|--------|--------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|
| | 2. jul | 7. aug | 3. sep | 14. okt | 1. jul | 22. jul | 20. aug | 21. sep | 15. jun | 3. aug | 20. sep |
| <u>Rhyacophila nubila</u> | 7 | 1 | 4 | 1 | - | 2 | 1 | 1 | 7 | 1 | 3 |
| Hydroptilidae | - | - | 2 | - | - | - | <1 | <1 | - | - | - |
| <u>Plectrocnemia conspersa</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - |
| <u>Polycentropus flavomac.</u> | 2 | 16 | 4 | 7 | 5 | 54 | 72 | 6 | 7 | 19 | 19 |
| <u>Ceratopsyche nevae</u> | <1 | 2 | 9 | 5 | 1 | <1 | 2 | 5 | - | 2 | 7 |
| <u>Arctopsyche ladogensis</u> | - | - | 1 | <1 | - | - | - | - | - | 1 | 2 |
| Brachycentridae | <1 | <1 | - | - | <1 | - | <1 | - | - | - | - |
| <u>Lepidostoma hirtum</u> | <1 | - | 1 | - | - | 3 | 2 | 5 | <1 | 3 | 1 |

Tabell 20 Gjennomsnittsansattall (antall/min. sparkeprøve) for vårfluearter på st. 27 i Etna.

| | 1978 | | | 1986 | |
|--------------------------------|---------|---------|--------|--------|--------|
| | 10. apr | 31. jul | 5. sep | 2. jul | 7. aug |
| <u>Rhyacophila nubila</u> | <1 | 5 | 2 | 3 | 2 |
| <u>Plectrocnemia conspersa</u> | - | - | <1 | <1 | - |
| <u>Polycentropus flavomac.</u> | 3 | 5 | 6 | 1 | 10 |
| <u>Ceratopsyche nevae</u> | 1 | - | - | - | - |
| <u>Arctopsyche ladogensis</u> | 1 | <1 | 1 | - | 2 |
| Brachycentridae | - | - | - | - | - |
| <u>Lepidostoma hirtum</u> | - | - | - | - | 1 |

Tabell 24 Gjennomsnittsansattall (antall/min. sparkeprøve) for steinfluearter på st. 4 i Dokka.

| | 1986 | | | | 1987 | | | | | 1988 | | | |
|------------------------------|--------|--------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|---------|
| | 1. jul | 7. aug | 4. sep | 15. okt | 23. apr | 1. jul | 21. jul | 20. aug | 22. sep | 14. jun | 3. aug | 20. sep | 26. okt |
| <u>Diura nanseni</u> | 1 | 5 | 2 | 2 | 1 | - | - | - | - | - | <1 | - | - |
| <u>Isoperla sp.</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 |
| <u>Taeniopteryx nebulosa</u> | - | 2 | 4 | 5 | - | - | - | 3 | 9 | - | - | - | 1 |
| <u>Brachyptera risi</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 11 | - | - | 1 |
| <u>Amphinemura borealis</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 |
| <u>A. sulcicollis</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - |
| <u>Nemoura cinerea</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - | 1 |
| <u>Nemurella pictetii</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 |
| <u>Capnia atra</u> | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Capnia sp.</u> | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>L. fusca</u> | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Leuctra sp.</u> | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - |

Tabell 25 Gjennomsnittsansattall (antall/min. sparkeprøve) for steinfluearter på st. 5 i Dokka.

| | 1986 | | | | 1987 | | | | | | 1988 | | | | |
|---------------------------------|--------|--------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|---------|--------|--------|---------|--------|---------|---------|
| | 1. jul | 7. aug | 4. sep | 15. okt | 23. apr | 1. jul | 22. jul | 20. aug | 23. sep | 9. nov | 3. mai | 14. jun | 3. aug | 20. sep | 25. okt |
| <u>Diura nanseni</u> | 2 | 10 | 9 | 6 | 2 | <1 | - | 2 | <1 | - | 1 | - | 6 | 11 | 8 |
| <u>Isoperla grammatica</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - |
| <u>Isoperla sp.</u> | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Siphonoperla burmeisteri</u> | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Taeniopteryx nebulosa</u> | - | 2 | 4 | 3 | - | - | 17 | 67 | 31 | 9 | - | - | <1 | 1 | <1 |
| <u>Brachyptera risi</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 | <1 | - | - | - | - |
| <u>Amphinemura borealis</u> | - | - | - | - | - | 4 | - | - | - | - | <1 | 9 | - | - | 1 |
| <u>A. standfussi</u> | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>A. sulcicollis</u> | 1 | - | - | - | 2 | - | - | - | - | 1 | 1 | - | - | - | - |
| <u>Nemoura cinerea</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | <1 | - | - | - | - |
| <u>Protonemura meyeri</u> | - | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Capnia atra</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - |
| <u>Capnia sp.</u> | - | - | - | 11 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Leuctra digitata</u> | - | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - |
| <u>L. fusca</u> | 1 | 2 | <1 | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>L. hippopus</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - |
| <u>Leuctra sp.</u> | 4 | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 1 | - | - | - | - | - |

Tabell 26 Gjennomsnittsansattall (antall/min. sparkeprøve) for steinfluearter på st. 7 i Dokka.

| | 1978 | | |
|---------------------------------|---------|---------|--------|
| | 12. apr | 31. jul | 8. sep |
| <u>Diura nanseni</u> | 8 | 6 | 6 |
| <u>Isoperla grammatica</u> | 1 | - | <1 |
| <u>Dinocras cephalotes</u> | - | - | <1 |
| <u>Siphonoperla burmeisteri</u> | 1 | - | - |
| <u>Taeniopteryx nebulosa</u> | - | 4 | 3 |
| <u>Brachyptera risi</u> | 5 | - | - |
| <u>Amphinemura borealis</u> | <1 | - | - |
| <u>A. sulcicollis</u> | 6 | - | - |
| <u>Protonemura meyeri</u> | 1 | - | <1 |
| <u>Capnia atra</u> | 6 | - | - |
| <u>Leuctra digitata</u> | - | <1 | 1 |
| <u>L. fusca</u> | - | 3 | 1 |
| <u>L. hippopus</u> | 3 | - | <1 |

Tabell 27 Gjennomsnittsansattall (antall/min. sparkeprøve) for steinfluearter på st. 11 i Etna.

| | 1978 | | | 1986 | | 1987 | | | | 1988 | | | |
|---------------------------------|---------|---------|--------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|---------|
| | 10. apr | 31. jul | 5. sep | 3. sep | 14. okt | 1. jul | 22. jul | 20. aug | 21. sep | 15. jun | 3. aug | 20. sep | 26. okt |
| <u>Diura nanseni</u> | 6 | 3 | 4 | 2 | 1 | <1 | 2 | 1 | 9 | - | 1 | - | <1 |
| <u>Isoperla grammatica</u> | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Siphonoperla burmeisteri</u> | 11 | - | <1 | 2 | 2 | 1 | <1 | - | <1 | 1 | - | 3 | - |
| <u>Taeniopteryx nebulosa</u> | 1 | - | 1 | 2 | <1 | - | - | <1 | 1 | - | - | - | <1 |
| <u>Brachyptera risi</u> | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Amphinemura borealis</u> | - | - | - | - | - | 3 | - | - | - | <1 | - | - | - |
| <u>A. sulcicollis</u> | 11 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 4 |
| <u>Nemoura cinerea</u> | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Protonemura meyeri</u> | 2 | - | <1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Capnia atra</u> | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Capnia sp.</u> | - | - | <1 | - | 17 | - | - | - | 1 | - | - | 2 | 17 |
| <u>Leuctra digitata</u> | - | - | - | - | - | - | 1 | <1 | - | - | 2 | - | - |
| <u>L. fusca</u> | - | 2 | 2 | 1 | 6 | - | 1 | 6 | - | - | - | - | - |
| <u>L. hippopus</u> | 1 | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | <1 |
| <u>Leuctra sp.</u> | - | - | - | - | - | 1 | 6 | - | - | - | - | <1 | - |

Tabell 28 Gjennomsnittsansattall (antall/min. sparkeprøve) for steinfluearter på st. 12 i Etna.

| | 1986 | | | | 1987 | | | | 1988 | | |
|---------------------------------|--------|--------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|
| | 2. jul | 7. aug | 3. sep | 14. okt | 1. jul | 22. jul | 20. aug | 21. sep | 15. jun | 3. aug | 20. sep |
| <u>Diura nanseni</u> | 1 | 12 | 7 | 4 | - | 10 | 5 | 16 | <1 | 1 | 6 |
| <u>Isoperla sp.</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | <1 |
| <u>Siphonoperla burmeisteri</u> | - | - | - | 2 | 2 | 1 | - | - | 3 | - | 1 |
| <u>Xanthoperla apicalis</u> | - | - | - | - | 2 | - | - | - | <1 | - | - |
| <u>Taeniopteryx nebulosa</u> | - | 1 | 2 | 2 | - | <1 | 3 | 5 | - | - | - |
| <u>Brachyptera risi</u> | - | - | - | - | - | - | - | - | <1 | - | - |
| <u>Amphinemura borealis</u> | 2 | - | - | - | 5 | - | - | - | 33 | - | - |
| <u>A. standfussi</u> | - | - | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - |
| <u>A. sulcicollis</u> | - | - | - | 3 | - | <1 | - | - | 1 | - | 7 |
| <u>Capnia sp.</u> | - | - | 1 | 44 | - | - | - | 30 | - | - | 2 |
| <u>Leuctra digitata</u> | 2 | 13 | - | - | - | 13 | - | - | - | 3 | - |
| <u>L. fusca</u> | <1 | 15 | 2 | - | - | - | 23 | <1 | - | 6 | - |
| <u>L. hippopus</u> | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | 3 |
| <u>L. nigra</u> | - | - | - | <1 | - | - | - | - | - | <1 | 4 |
| <u>Leuctra sp.</u> | - | - | 1 | - | 2 | 28 | - | - | - | - | - |

Tabell 29 Gjennomsnittsansattall (antall/min. sparkeprøve) for steinfluearter på st. 27 i Etna.

| | 1978 | | | 1986 | |
|---------------------------------|---------|---------|--------|--------|--------|
| | 10. apr | 31. jul | 5. sep | 2. jul | 7. aug |
| <u>Diura nanseni</u> | 2 | 2 | 6 | 2 | 6 |
| <u>Isoperla grammatica</u> | 2 | - | - | - | - |
| <u>Siphonoperla burmeisteri</u> | 3 | - | - | - | - |
| <u>Taeniopteryx nebulosa</u> | <1 | - | <1 | - | 31 |
| <u>Amphinemura borealis</u> | 13 | - | - | 3 | - |
| <u>A. standfussi</u> | - | <1 | - | - | - |
| <u>A. sulcicollis</u> | 14 | - | - | - | - |
| <u>Nemoura cinerea</u> | <1 | - | - | - | - |
| <u>Capnia atra</u> | 1 | - | - | - | - |
| <u>Capnia sp.</u> | - | <1 | - | - | - |
| <u>Leuctra digitata</u> | - | 1 | - | - | - |
| <u>L. fusca</u> | - | 5 | 2 | 3 | 4 |
| <u>L. hippopus</u> | 4 | - | 2 | - | - |
| <u>Leuctra sp.</u> | - | - | <1 | - | 1 |

Oversikt over utgitte rapporter fra Laboratorium for forskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk museum, Universitetet i Oslo.

1. 1970. Mårvatn. Rapport om fiskeribiologiske undersøkelser i august 1969.
2. 1970. Stolsvannsmagasinet. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
3. 1970. Savalen. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
4. 1971. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser i Hallingdal sommeren 1970.
5. 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Savalen 1969 og 1970.
6. 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbusjøen og Øyangen i Vang i Valdres sommeren 1970.
7. 1971. Innledende undersøkelser av ørret- og abborbestanden i Flyvann i Vestre Slidre. Forslag til tiltak for å øke avkastningen.
8. 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser på Blefjell.
9. 1972. Korttidseffekten av en øket senkning av Mårvann på ørretbestanden.
10. 1972. Fisket i Strandavatn i Hol kommune.
11. 1972. Fisket i Ustevann, Sløtfjord, Nygårdsvann, Bergsmulvann og Finsevann. Forslag til beskatningsmåter.
12. 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser i Feragen, Rien og Hyllingen i Sør-Trøndelag.
13. 1973. The effect of increased water level fluctuation upon the Brown trout population of Mårvann, a Norwegian reservoir.
14. 1973. Kontinuasjonskjønn for strekningen Nomelandemo - Byglandsfjorden. Regulerings virkninger på fisket.
15. 1973. Regulering av Tronstadvann. Virkninger på fisket.
16. 1973. Skjønn - Ytterligere regulering av Nesvatn. Fiske.
17. 1974. Inventeringer av verneverdige områder i Østfold. Boksjøområdet, Berbydalen/Indre Iddefjord og Mingevatn/Vestvatn.
18. 1974. Dybdefordeling og ernæring hos sik, røye og ørret i Ustevann. Forslag til beskatningsmåter.
19. 1974. Østerdalskjønnet - Savalen. En vurdering av regulerings virkninger på fisket ved regulerings høyder på 3.0 og 4.7 m.
20. 1974. Lomen kraftverk. Virkninger på faunaen i Øystre Slidre-vassdraget. Del I. Fisk.
21. 1974. Oppsamlingskjønn for Norsjø m.v. Ovenforliggende regulerings virkning på fiskebestander og utøvelsen av fisket.
22. 1975. Skjoldkreps, Lepidurus arcticus Pallas, i regulerte vann. I. Forekomst av egg i reguleringssonen og klekking av egg. II. Ørekyt og ørrets beiting på skjoldkrepslarver.
23. 1975. Fisket i regulerte vann i Hallingdal og Hemsedal. I. Flåvatn/Gyrinosvatn, Vavatn, Stolsmagasinet og Bergsjø.
24. 1975. Fisket i Glåma på strekningen Hommelvold-Telneset. Virkninger ved utbygging av Tolga-fallene.
25. 1976. Østerdalskjønnet. Glåma mellom Auma og Høyegga. Virkninger på fisket.
26. 1976. Utbyggingsplaner for Faslefoss kraftverk. Virkninger på fisket.
27. 1976. Skjønn Nisser og Fyresvatn. Ovenforliggende regulerings virkning på fisket i Nisser, Borstadvatn og Fyresvatn/Orang.
28. 1976. 1. Øvre- og Nedre Smådalsvatn. En limnologisk undersøkelse med hovedvekt på hydrografi, sommeren 1975. 2. Bøtnvegetasjonen i Øvre- og Nedre Smådalsvatn sommeren 1975. 3. Bunndyr og fiskebestander i Øvre- og Nedre Smådalsvatn. 4. Fuglefaunaen i Smådalen 1975.
29. 1976. Fisket i Aursunden. Forslag til drift.
30. 1976. Ørretbestanden i Tinnelva. Virkninger på fisket ved utbygging av fallet mellom Tinnsjøen og Årlifoss.
31. 1976. Fiskeundersøkelser i Straumsfjorden, Gjeddevatn, Kilevatn, Topsø og Grøssa.

32. 1976. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del I. Bunndyr i Akerselva. Fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mørradalsbekken.
33. 1977. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del II. Gauslåfjorden, Herefossfjorden, Ogge og Flakkvatn.
34. 1978. Reguleringsundersøkelser i Nedre Heimdalsvatn. I. Dyreplankton, bunndyr og ernæring hos ørret. II. Fisk og fiske. III. Innvirkninger på fugl og pattedyr.
35. 1978. Skjønn Øvre Otra. Utbyggingens virkninger på fisket i magasinene.
36. 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Øyangen, Volbufjorden og Stranderfjorden, Øystre Slidre.
37. 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nidelva og Gjøv i Åmli, Aust-Agder.
38. 1978. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken, Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mørradalsbekken 1976 og 1977.
39. 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Numedalslågen ved Skollenborg.
40. 1979. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med eutrofiering av Vansjø, Østfold.
41. 1979. Skjønn Laudal kraftverk. Fiskeribiologiske forhold i Mandalselva og Mannflåvatn.
42. 1980. Bunndyr i elver og bekker i Tovdal, Aust-Agder.
43. 1980. Smeland kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Logna og Monn, Vest-Agder.
44. 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. I. Fisk og bunndyr i Etnsenn, Heisenn, Røssjøen, Rotvollfjorden, Sebu-Røssjøen, Dokkfløyvatn, Dokkvatn, Mjogsjøen, Synnfjorden og Garin.
45. 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. II. Registrering av fisk i Randsfjorden ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
46. 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. III. Studier på ørret og sik i Randsfjorden og elvene Etna og Dokka.
47. 1981. Undersøkelse av bunndyr og fisk i Store Svarttjern og reguleringsmagasinet Øksne ved Hakavik, Eikernvassdraget, Buskerud.
48. 1981. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del III. Status for fisk i innsjøer i Tovdal og Skjeggedal, basert på litteratur.
49. 1981. Flytting av Nisserdam i Nidelva, Telemark. Virkninger på fisket.
50. 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med endret regulering av Trevatn, Oppland.
51. 1981. En vurdering av skader på fisket ved utvandring av fisk via tunneler fra Norsjø til Rafnes og Porsgrunn fabrikker.
52. 1981. Registrering av fisk i Gjørsjøen ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
53. 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser av Brødbølvassdraget, Kongsvinger, Hedmark.
54. 1982. Reguleringsundersøkelser i Flenvassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
55. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Studier på laks- og ørretunger i 1980 og 1981.
56. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om bygging av Hekni kraftverk, Aust-Agder. Del. 1. Fisk.
57. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Landefoss, Numedalslågen.
58. 1983. Rutineovervåking i Farris-Siljanvassdraget 1982. Fagrapport om bunndyr.
59. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om en overføring av Heistadvassdraget til Hovvatn, Aust-Agder. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
60. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i innsjøene Leirungvatn, Råkåvatn, Utletjønnene og i Finna elv, Oppland.

61. 1983. Biologisk undersøkelse av Maridalsvannet, Oslo kommune.
62. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Skasenvassdraget, Hedmark.
63. 1984. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del III. Bunndyr og fisk i Ljanselva.
64. 1984. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del IV. En vurdering av den lakseførende del av Tovdalselva.
65. 1984. Registrering av fiskebestanden i Vättern med hydroakustisk utstyr.
66. 1984. Reguleringsundersøkelser i Skafsåvassdraget, Telemark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
67. 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Kosånassdraget i Aust- og Vest-Agder.
68. 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Eidsfossen, Begna elv, Oppland.
69. 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Svartangen og Dalelva i Lardal, Vestfold.
70. 1984. Fauna i elver og bekker innen Oslo kommune. Del IV. Bunndyr og fisk i Loelva.
71. 1985. Reguleringsundersøkelser i Søkundavassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
72. 1985. Kanalisering nedstrøms Øingsfoss kraftverk i Glomma (Akershus): En fiskeribiologisk vurdering av virkningene på fisk og utøvelsen av fisket.
73. 1985. Undersøkelser i Drammenselva 1982-1984
74. 1985. Sundheimselva kraftverk, Vestre Slidre, Oppland. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på fisk og næringsdyr i berørte innsjøer og elvestrekninger.
75. 1985. Haukrei kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Finndølavassdraget, Telemark fylke.
76. 1985. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sandgrovvatna, Møre og Romsdal.
77. 1985. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del V. Bunndyr og fisk i Akerselva.
78. 1985. Minstevannføringer i Øystre Slidre-vassdraget: Virkninger på bunndyr, driv og fisk i forbindelse med overføring av vann fra Øyangen til Lomen kraftverk.
79. 1985. Randsfjorden: Undersøkelse og vurdering av fiskeribiologiske forhold.
80. 1985. Hydroakustisk registrering av fisk i Väneren og Hjälmaren.
81. 1985. Skjønn Trollheimen kraftverk. Undersøkelser av laks og ørret i Surna i 1984.
82. 1986. Utbyggingsplaner for Kilå-vassdraget, Telemark. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på bunndyr og fisk.
83. 1986. Bygging av Skarg kraftverk og ytterlige overføringer til Øroke kraftverk, Aust-Agder. Hydrografi og bunndyr i sidevassdragene til Otra.
84. 1986. Temperaturskning nedstrøms kraftverk: Virkning på utviklingstid av sikrogn. Eksperimentelle studier.
85. 1986. Skjønn Ulla-Førre. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen. I. Lengdefordeling, vekt og tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen, Rogaland i perioden 1976 til 1985.
86. 1986. Brukerundersøkelse av sportsfiske i Numedalslågen ved Skollenborg, Buskerud Fylke.
87. 1986. Hydroakustisk registrering av fisk i Storajön, Jämtland.
88. 1986. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del VI. Bunndyr og fisk i Lysakerelva.
89. 1986. Fish distribution and density investigated by quantitative echosounding - Some ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs.
90. 1986. Tilslamming og redusert siktedyp i Ringedalsmagasinet: Virkninger på habitatbruk, næringsopptak og kondisjon hos pelagisk aure.

91. 1986. Skjønn Borgund kraftverk. II. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lærdalselva, Sogn og Fjordane i perioden 1980 til 1986.
92. 1986. Fiskedød i Akerselva. Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp.
93. 1986. Flomsikring i Sandvikselva. En vurdering av konsekvenser for fisk og utøvelsen av fisket.
94. 1987. Lokalisering av kilde for fiske-død i Akerselva, desember 1986.
95. 1987. Biologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for Moksavassdraget i Øyer, Oppland fylke. I. Bunndyr og fisk.
96. 1987. Tiltaksanalyse for Mjøsa -Endring av fiskebestand.
97. 1987. Bunndyrundersøkelser i Kjølavassdraget, Telemark: En vurdering av minstevannføring og forurensningsbelastning.
98. 1987. Skjønn Borgund kraftverk. Del III. En vurdering av fiskeutsetting i Lærdalselva, Sogn og Fjordane ovenfor Skjorhaugsfoss.
99. 1987. Undersøkelser av bunndyr og fisk Flya mellom Veslevatn og Tisleifjorden, Oppland/Buskerud.
100. 1988. Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret.
101. 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i Slidrefjorden, Oppland fylke. Vurdering av tilslag på settefisk.
102. 1988. Feeding behaviour and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (*Salmo trutta* L.): Effects of water level fluctuations versus interspecific competition.
103. 1988. Modum-prosjektet: Undersøkelse av fisk, bunndyr og driv i Snarumselva og Drammenselva, Buskerud fylke, i forbindelse med endret regulering.
104. 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med overføringer til Napetjern kraftverk, Telemark fylke.
105. 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VII. Bunndyr og fisk i Sognsvannsbekken og Frognerelva.
106. 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VIII. Bunndyr og fisk i Holmenbekken og Hoffselva.
107. 1988. Langtidsutvikling av radiocesium i høyfjelløkosystemet Øvre Heimdalsvatn.
108. 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann.
109. 1988. The biology and population dynamics of *Gammarus lacustris* in relation to the introduction of minnows, *Phoxinus phoxinus*, into Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake.
110. 1989. Overføring av Flisa til Osensjøen, Hedmark; Undersøkelser av konsekvenser for bunndyr og fisk.
111. 1989. Konesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget: Bunndyr, tetthet av ørretunger og livssyklusstudier av strømsik, Oppland Fylke.
112. 1989. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. IV. Bunndyr og fisk i Mærradalsbekken.
113. 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen, Rogaland. II. Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i 1986, 1987 og 1988.
114. 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Otra med Kilefjorden, Gåsefjorden og Venneslafjorden.